

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ
ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
«ТЮМЕНСКИЙ ИНДУСТРИАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»

На правах рукописи

Оздобихина Анастасия Олеговна

**ОЦЕНКА ПАРАМЕТРОВ ЖИЗНЕДЕЯТЕЛЬНОСТИ
ФИТОМЕЛИОРАНТОВ И КЛУБЕНЬКОВЫХ БАКТЕРИЙ НА
ВЫЩЕЛОЧЕННОМ ЧЕРНОЗЕМЕ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ
ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ**

03.02.08 - экология (биология)

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
доктор сельскохозяйственных наук,
профессор Скипин Л. Н.

Тюмень - 2021

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
1. ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В СИСТЕМЕ «ПОЧВА-РАСТЕНИЕ», ПУТИ РЕГУЛИРОВАНИЯ ПЛОДОРОДИЯ И ОПТИМИЗАЦИИ УСТОЙЧИВОСТИ РАСТЕНИЙ НА ЗАГРЯЗНЕННОЙ ПОЧВЕ.....	10
1.1 Проблемы загрязнения черноземных почв тяжелыми металлами.....	10
1.2. Поведение тяжелых металлов в системе «почва-растение».....	14
1.3. Роль бобовых растений и микроорганизмов в функционировании агроценозов.....	20
1.4. Роль глауконита, диатомита и цеолита в трансформации минеральной составляющей почвы и устойчивости агроландшафтов.....	24
2. ОБЪЕКТЫ, УСЛОВИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ.....	31
2.1. Природные условия территории исследования.....	31
2.2. Почвенная характеристика территории исследования	35
2.3. Характеристика объектов исследований.....	37
2.4. Методика исследований.....	40
2.4.1. Определение энергии прорастания и лабораторной всхожести семян люцерны и донника в средах с солями тяжелых металлов.....	42
2.4.2. Определение численности клубеньковых бактерий <i>Rhizobium meliloti</i> в средах с солями тяжелых металлов	42
2.4.3. Схемы опытов, методика закладки и проведения вегетационно-полевых исследований.....	43
3. ДЕЙСТВИЕ СОЛЕЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ВСХОЖЕСТЬ СЕМЯН ФИТОМЕЛИОРАНТОВ И РОСТ КОЛОНИЙ ИХ СИМБИОНТОВ.....	48
3.1. Влияние солей тяжелых металлов на прорастание семян донника желтого и люцерны посевной	48
3.2. Жизнеспособность колоний клубеньковых бактерий <i>Rhizobium meliloti</i> в условиях загрязнения питательной среды тяжелыми металлами.....	55
4. ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ФИТОБИОРЕМЕДИАЦИОННЫХ РАБОТ НА ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ПОЧВАХ..	61
4.1. Эколого-химическая оценка содержания тяжелых металлов в растениях.....	61
4.1.1 Накопление тяжелых металлов в зеленой массе <i>Melilotus officinalis</i>	62
4.1.2. Накопление тяжелых металлов в зеленой массе <i>Medicago sativa</i>	64
4.2. Оценка морфометрических показателей вегетативной массы бобовых трав при загрязнении почв соединениями тяжелых металлов в сочетании с сорбентами.....	67
4.2.1. Рост вегетативной массы донника при действии стресс-фактора...	67
4.2.2. Рост вегетативной массы люцерны при действии стресс-фактора...	70

4.3 Клубенькообразование на корнях донника и люцерны при действии стресс-фактора.....	76
4.4. Сравнительный анализ устойчивости бобовых трав и их симбионтов к тяжелым металлам.....	79
5. СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВЕ.....	82
5.1 Тяжелые металлы в пахотных почвах районов Тюменской области...	82
5.2. Тяжелые металлы в почве опытных образцов.....	83
5.3. Интенсивность накопления металлов из почвы растениями.....	87
6. ВЗАИМОСВЯЗИ МЕЖДУ СОДЕРЖАНИЕМ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВЕ, НАКОПЛЕНИЕМ ИХ В ВЕГЕТАТИВНОЙ МАССЕ РАСТЕНИЙ И ПРОДУКТИВНОСТЬЮ КУЛЬТУР.....	90
ЗАКЛЮЧЕНИЕ.....	93
ПРАКТИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ.....	95
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	96
ПРИЛОЖЕНИЯ.....	117

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы исследования

Сосредоточение на Урале и в Западной Сибири значительных площадей полезных ископаемых обуславливает появление районов добычи и переработки нефти, газа, угля, руд железных и цветных металлов, а почвенный покров подвергается мощнейшему воздействию химической, металлургической промышленности, тепло-энергетических комплексов машиностроительных и градообразующих предприятий, сельского хозяйства (Берлякова и др., 2011; Артамонова, 2011).

Антропогенное вмешательство сопровождается ослаблением влияния факторов почвообразования и почвенных экофункций - гидросферных, атмосферных, литосферных, общебиосферных, этносферных, становится причиной деградации (обеднения) биологического и почвенного разнообразия (Артамонова, 2011).

Среди накапливающихся в почвах загрязнителей особую тревогу, как наиболее экологически опасные и стойкие, вызывают тяжелые металлы. Скорость их удаления посредством естественного выщелачивания, эрозии и дефляции, потребления растениями в сотни раз меньше, чем скорость антропогенного поступления. Период полужизни тяжелых металлов для различных элементов составляет 10-6000 лет, и фактически загрязненные тяжелыми металлами почвы без радикальных мероприятий по их очистке никогда не самовосстанавливаются (Гусейнов, 2001).

В последние десятилетия проводится огромное количество исследований, направленных на разработку методов и систем по восстановлению техногенно-нарушенных участков, в том числе ремедиация сорбентами (Минкина и др., 2015; Леднев, Ложкин, 2017), подбор высокоадаптированных фито- и биоаккумуляторов дикорастущих (Андреева и др., 2010), культурных (Койгельдинова, 2011), трансгенных и мутантных форм (Golubev, 2011; Пухальский, 2015; Патент на изобретение RU 2515691 C1, 20.05.2014). Однако,

данные технологии имеют ряд ограничений: использование сорбентов, как правило, направлено на снижение в почве подвижности токсиканта, при этом доля извлечения элемента крайне мала; выращивание растений-гипераккумуляторов, генно-модифицированных и мутагенных организмов приводит к появлению новых отходов, требующих дальнейших затрат на утилизацию. Крайне мало научных данных об использовании бобовых трав на почвах, загрязненных тяжелыми металлами, при том, что роль бобовых растений в севообороте и получении экологически безопасной продукции для человека и животных отмечена еще К. А. Тимирязевым в 1893 году, а в дальнейшем нашла подтверждение в работах А.А. Завалина с соавторами (2005, 2010, 2019).

На сегодняшний день возможность возделывания полевых культур на загрязненных тяжелыми металлами территориях привлекает все больший интерес со стороны исследователей и является особенно актуальной. Следует отметить, что в условиях повышенного содержания металлов в почве, необходим поиск высокоэффективного подхода оптимизации адаптивных свойств растений и получения сельскохозяйственной продукции за счет внедрения инновационных экологически безопасных и рентабельных биометодов и биотехнологий окультуривания антропогенно загрязненных зон, к которым можно отнести применение фитомелиорантов, использование микробных препаратов, ремедиацию нарушенных земель природными минеральными сорбентами.

Выращивание бобовых трав влечет улучшение гидрологического режима, физико-химического состава почв за счет корневых экссудатов и минерализации корневых остатков, формирование симбиотических отношений с почвенными азотфиксирующими бактериями. Кроме того, совместное использование биопрепаратов, способных осуществлять целый ряд функций по оптимизации роста и развития растений предполагает получение благоприятных результатов.

Среди достоинств также нельзя оставить без внимания простоту применения предлагаемой технологии, не высокий уровень капиталовложений, натуральность и экологичность применяемых материалов.

Цель исследований – оценка параметров жизнедеятельности донника желтого, люцерны посевной и их симбионтов на выщелоченном черноземе при загрязнении тяжелыми металлами в сочетании с природными минеральными сорбентами.

Задачи исследований:

1. Определить энергию прорастания и лабораторную всхожесть семян донника желтого и люцерны посевной при действии солей тяжелых металлов;
2. Выявить пороговые и летальные дозы солей свинца, кадмия, цинка и меди для клубеньковых бактерий – симбионтов донника и люцерны;
3. Изучить влияние солей свинца, кадмия, цинка и меди в сочетании с природными минеральными сорбентами (цеолитом, глауконитом, диатомитом) на продуктивность бобовых культур, накопление металлов растениями, интенсивность формирования клубеньков на черноземе выщелоченном;
4. Определить условно фоновые концентрации микроэлементов в верхнем пахотном горизонте лесостепной зоны юга Тюменской области;
5. Выявить особенности содержания подвижных форм тяжелых металлов в черноземе выщелоченном в зависимости от используемых минеральных сорбентов и культур-фитомелиорантов;
6. Установить корреляционные связи между концентрацией тяжелых металлов в почве и их содержанием в растениях фитомелиорантах, корреляции с показателями продуктивности культур и формированием клубеньков.

Научная новизна. Впервые для условий южной лесостепной зоны проведено изучение возможностей возделывания полевых бобовых культур донника желтого (*Melilotus officinalis*) и люцерны посевной (*Medicago sativa*) на черноземе выщелоченном при загрязнении тяжелыми металлами (свинец, кадмий, цинк и медь). Выявлена роль экологически безопасных методов, включающих ремедиацию природными минеральными сорбентами и инокуляцию семян бактериальными препаратами. Установлены закономерности накопления тяжелых металлов бобовыми растениями, формирование роста, вегетативной массы,

корневых клубеньков в условиях почвенного загрязнения соединениями металлов и в сочетании с цеолитом, глауконитом, диатомитом.

Теоретическая значимость работы. Полученные в ходе диссертационного исследования результаты расширяют и дополняют современные научные подходы к окультуриванию антропогенно-загрязненных территорий. Исследованиями экспериментально обоснована целесообразность применения растений-фитомелиорантов и клубеньковых бактерий в комплексе с природными сорбентами на загрязненном тяжелыми металлами черноземе выщелоченном.

Предлагаемые решения позволяют представить новую оценку эффективности кремниевых минералов в почве в сочетании со свинцом, цинком и кадмием. Установленные в результате исследований методы возделывания бобовых трав в присутствии повышенного содержания тяжелых металлов являются перспективной инновацией, позволяют сохранять продуктивность, улучшать качество фитомассы, снижать содержание и токсический эффект тяжелых металлов в почвенном покрове, имеют потенциал восстановления почвенного плодородия за счет симбиотического азота.

Практическая значимость работы. Результаты исследований используются в учебном процессе ФГБОУ ВО «Тюменский индустриальный университет» при подготовке бакалавров по дисциплинам «Экология» и «Науки о Земле». Рекомендации, разработанные в результате исследований, могут быть использованы при планировании и проведении рекультивационных мероприятий в условиях южной лесостепной зоны.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Особенности жизнеспособности семян донника желтого и люцерны посевной, а также роста клубеньковых бактерий обусловлены различной концентрацией солей тяжелых металлов в питательной среде.

2. Изменение биометрических параметров, накопление элементов в вегетативной массе и формирование клубеньков на корнях бобовых растений обусловлено наличием почвенного загрязнения в отдельности и в сочетании с

природными сорбентами, зависит от вида кремниевого минерала и фитомелиоративных особенностей возделываемых трав.

3. Использование фитомелиорантов и клубеньковых бактерий совместно с природными сорбентами на загрязненном тяжелыми металлами черноземе выщелоченном снижает фитотоксичность почвы.

Апробация работы и публикации.

Результаты исследований были представлены на Международной научно-практической конференции «Проблемы управления речными бассейнами при освоении Сибири и Арктики в контексте глобального изменения климата планеты в XXI веке» (Тюмень, 2017); Международной научно-практической конференции «Новые технологии нефтегазовому региону» (Тюмень, 2017); Всероссийской научной конференции «Современные научно-практические решения в АПК» (Тюмень, 2017).

По материалам диссертационной работы опубликовано 12 печатных работ, в том числе в изданиях, рекомендованных ВАК РФ – 3, в изданиях индексируемых Scopus – 3.

Структура работы. Диссертационная работа представлена на 154 страницах, включает 14 таблиц, 29 рисунков, 5 приложений. В составе работы содержится введение, 6 глав, заключение, практические рекомендации, список литературы, приложения.

Личный вклад автора. В основу диссертационной работы положены собственные самостоятельные исследования автора в рамках инициативной НИОКТР АААА-А19-119031590006-1. Лабораторные эксперименты, закладка полевых опытов, проведение наблюдений и учетов, подготовка публикаций, апробация результатов исследования и написание текста диссертации проведены автором лично.

Благодарности. Автор выражает искреннюю благодарность своему научному руководителю и наставнику – д. с.-х. наук, профессору ФГБОУ ВО «Тюменский индустриальный университет» Л.Н. Скипину за поддержку на всех этапах проведения исследований и написания диссертации, к.б.н. ФГБОУ ВО

«Тюменский индустриальный университет» Е.В. Гаевой и к.б.н. ФГБОУ ВО «Тюменский индустриальный университет» Е.В. Захаровой за помощь и консультирование при работе в лаборатории кафедры техносферной безопасности, коллективу испытательной лаборатории ФГБУ ГСАС «Тюменская» в лице директора С.Г. Котченко за поддержку при проведении лабораторных исследований; коллективу кафедры техносферной безопасности ФГБОУ ВО «Тюменский индустриальный университет» за ценные советы при обсуждении результатов исследований.

1. ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В СИСТЕМЕ «ПОЧВА-РАСТЕНИЕ», ПУТИ РЕГУЛИРОВАНИЯ ПЛОДОРОДИЯ И ОПТИМИЗАЦИИ УСТОЙЧИВОСТИ РАСТЕНИЙ НА ЗАГРЯЗНЕННОЙ ПОЧВЕ

1.1. Проблемы загрязнения черноземных почв тяжелыми металлами

Загрязнение природной среды в современном мире является острой экологической и социальной проблемой. Почвенный покров, определяя многие процессы и свойства биосферы, является важнейшим ее компонентом (Красницкий, 2002). Почва испытывает серьёзные предпосылки воздействия химических веществ, в том числе тяжёлых металлов (Еремченко, 2016). В разных регионах России в следствии природных и антропогенных процессов наблюдается изменение химического фона и физических свойств почвенного покрова. Используемые в хозяйственных целях земли находятся в неудовлетворительном состоянии (Черников и др., 2000).

Химические элементы с плотностью свыше 5 г/см^3 , атомной массой более 40, атомным числом 23 и выше принято считать тяжелыми металлами, они обладают как общими, так и специфическими особенностями токсического действия на организмы (Кузнецов, Дмитриева, 2006; Серегин, 2009). С увеличением концентрации становятся высокотоксичны, могут поглощаться микроорганизмами и растениями, по пищевым цепям поступать в организм животных и человека, приводя к необратимым мутагенным и канцерогенным реакциям (Наплекова, 2000). Наряду с долгоживущими радионуклидами и многими веществами синтетического происхождения, тяжелые металлы входят в состав основных экотоксикантов Земли (Каплин, 2001).

Наиболее токсичными в своих водо-, щелоче-, кислоторастворимых соединениях признаны 13 металлов (Be, Al, Cr, As, Se, Ag, Cd, Sn, Sp, Ba, Hg, Te, Pb), при этом группу неорганических экотоксинов возлагают кадмий, свинец и ртуть (Пурмаль, 1998).

Тяжелые металлы оседают на поверхности земли с выбросами автотранспорта, промышленности, энергетики, поступают в почву с удобрениями и ядохимикатами. Земли, включенные в сельскохозяйственный оборот, с каждым годом становятся все более истощенными и экологически уязвимыми. Металлы могут активно аккумулироваться почвой в малоподвижные формы, тем самым накапливаться в ней. Известно, что почва не имеет способности полного самоочищения и самовосстановления, а период полу удаления токсикантов из почвы достигает нескольких тысяч лет (Наплекова, 2000).

Черноземы относятся к лучшим пахотнопригодным почвам и характеризуются хорошо развитым профилем с интенсивным гумусонакоплением в верхних горизонтах (Козаченко, 2004) и устойчивым гуматно-кальциевым составом гумуса (Хмелев, Танасиенко, 2009). Емкость катионного обмена у них значительно выше в сравнении с супесчаными, песчаными и малогумусными (Кротких, Михайлова, 2013). Они, как и другие темноцветные почвы, обладают высоким потенциальным плодородием и имеют хорошие физико-химические и водно-физические свойства, что обеспечивает их высокое и эффективное плодородие (Каретин, 1990). Кроме того, В.М. Красницким (2002) отмечена высокая азотфиксирующая активность черноземных почв, у выщелоченных черноземов она достигает 42-63 кг/га. Однако, черноземы, используемые под пашню, в агрохимическом отношении имеют и ряд неблагоприятных факторов: низкое содержание подвижного фосфора, удовлетворительное – обменного калия и неустойчивый азотный режим (Лазарев, 2014). Кроме того, установлена неоднозначная роль гумуса на подвижность тяжелых металлов в почвах: незначительное присутствие токсикантов инактивируется гумусовыми кислотами и закрепляется органическим веществом, напротив, с увеличением загрязнения снижается количество и качественный состав гумуса (Водяницкий, 2012). Черноземные почвы мало подвержены изменениям, однако в случае нарушений восстанавливать их очень сложно (Суюндуков и др., 2007).

В нашей стране основные площади черноземных почв сосредоточены в Центрально-Черноземной зоне, на Южном Урале и в Западной Сибири (Черноземы, 2020).

В большинстве для сибирских почв актуально не высокое загрязнение тяжелыми металлами, но при этом крайне низкая самоочищающаяся способность (Наплекова, 2000). Однако в развитых регионах они подвержены неблагоприятным антропогенным и природно-климатическим условиям, а почвенное плодородие, несмотря на обширную площадь Западной Сибири, теряет стабильность и саморегуляцию, во многих регионах доведено до критического (Морковкин, 2000; Красницкий, 2002). Неоднородность почвенно-геохимической среды приводит к высокой вариабельности концентраций элемента в почвенном покрове (Азаренко, Ю.А).

Проблема содержания микроэлементов и тяжелых металлов в почвенном покрове освещена в работах многих авторов. Первые представления по изучению микроэлементного состава западносибирских черноземных и серых лесных почв в 1933г. получены профессором Омского сельскохозяйственного института А.З. Ламбиным (Сысо, 2007). Позднее в Сибири изучение микроэлементов в системе почва-растения-организмы, их роль, распределение и поведение показано в работах Л.Г. Мошаровой (1969); В.К. Бахнова (1971); Б.А. Скуковского (1978); В.Б. Ильина (1973, 1999, 2001, 2012); Ю.И. Ермохина, А.В. Синдиревой, Н.К. Трубиной (2002); В.М. Красницкого (2002) и др.

В пределах юга Тюменской области А.А. Ваймером, 2006; И.К. Судаковой, 2006; Ю.А. Квашниной, 2007; Е.В. Гаевой, 2012 проводились исследования уровня загрязнения почв тяжелыми металлами, изучалось содержание ксенобиотиков в сопредельных средах, в животноводческой и растениеводческой продукции. Авторами установлено превышение ПДК кадмия в почве некоторых передовых хозяйств с высоким уровнем химизации минеральными удобрениями, преобладание над фоном концентрации элемента в почвенном покрове городской среды и на территории промышленных предприятий. Содержание свинца доминирует в почвах промышленной зоны (от «слабого» до «очень высокого»

уровня загрязнения) и отмечается поступление элемента с атмосферными осадками. Кроме того, беспокойство вызывает накопление повышенных концентраций свинца и кадмия в овощной продукции пригородных хозяйств Тюменской области, а также превышение ПДК свинца, цинка, кадмия и меди в молочной и птицеводческой продукции.

По результатам выборочных обследований земель сельскохозяйственного назначения станцией агрохимслужбы «Тюменская» и «Ишимская» состояние земельных ресурсов юга Тюменской области характеризуется как удовлетворительное, наибольший уровень превышения норматива тяжелых металлов соответствует 0,5 ПДК (Доклад об экологической ситуации в Тюменской области, 2016). Ко всему прочему Д.И. Ереминым (2017) определено систематическое снижение содержания гумуса в пахотном горизонте чернозема выщелоченного: на 9,3 % за 22 года, а также увеличение обменной кислотности на 4-9 %.

Влияние выбросов металлов антропогенного характера на почвенный покров особенно выражено для территорий крупных промышленных центров, где присутствуют предприятия черной и цветной металлургии, энергетической и топливной отрасли, металлообработки и машиностроения, строительной, химической и нефтехимической промышленности (Ежегодник, 2017).

В лесостепной зоне Южного Урала (Челябинская область), где черноземные почвы занимают значительную часть территории и являются преобладающими (51,3-52,9%), ежегодное количество поллютантов составляет 750-800 т, в том числе доля свинца – 144 т., хрома – 222 т., никеля – 180 т., ванадия – 88 т., меди – 95 т., цинка – 130 т., мышьяка – 151 т. (Козаченко, 2004; Ульрих, Денисов, 2009, Захарова, 2017).

Дисбаланс элементов, техногенное загрязнение и деградация зауральских почв установлена по результатам работ В.Г. Граковского, А.С. Фрида, С.Е. Сорокина (1997); И.В. Синявского (2002); А.П. Козаченко (2004); и др. Работами Д.Е. Борискова (2000) в Зауральском регионе (Курганская область) обнаружены локальные участки с повышенным содержанием в почве подвижной меди – до 21

ПДК, цинка – до 22 ПДК, свинца – до 3,3 ПДК. В исследованиях А.П. Козаченко (2004) рассчитан почвенно-экологический индекс черноземных почв Челябинской области, который на пашне значительно ниже в среднем 61,8 балла при 80,7 баллах на целинных участках.

Аналогичная тенденция наблюдается и у черноземов Башкирского Зауралья, критическое состояние пашни обусловлено эродированностью, снижением гумуса, ухудшением физических свойств, нарушением баланса макро- и микроэлементов (Суюндуков и др., 2007), присутствием повышенных концентраций меди, цинка, свинца и кадмия в почвенном покрове промышленных ландшафтов, в ряде случаев, в окрестностях не подверженных техногенному воздействию, превышение ПДК, кроме перечисленных элементов, отмечено также по железу, никелю и марганцу (Таипова и др., 2009; Семенова, 2013).

Стоит так же отметить, техногенная деградация помимо химических изменений воздействует на микробиологические свойства верхних горизонтов почвы (Морковкин, 2000; Артамонова, 2000; Башкинова, Волкова, Романычева, 2001; Васильев, Чашин, 2011), а продукция, в том числе корма, получаемые в радиусе влияния промышленных выбросов, на антропогенно-загрязненных почвах часто является токсична для животных и представляет опасность для здоровья человека (Васильев, Чашин, 2011).

Миграционная способность металлов из почвы в природных условиях - крайне малозначительна, достигает несколько сотен и даже тысяч лет, а для почв черноземного типа, в особенности с тяжелым гранулометрическим составом, нейтральной реакцией среды и высоким содержанием гумуса можно считать, что концентрация металлов за счет естественных процессов ни при каких обстоятельствах не уменьшится (Середина, 2015).

1.2. Поведение тяжелых металлов в системе «почва-растение»

Одним из критериев оценки потенциального плодородия техногенно нарушенных земель служит их зарастание высшими растениями – его

интенсивность, степень проективного покрытия, видовой состав, а также особенности их роста и развития, что определяет перспективу сельскохозяйственной рекультивации техногенно-нарушенных ландшафтов (Андроханов, Полохин, 1990).

Согласно аксиоме В.С. Преображенского (1988), почва – это природная система, образованная в результате взаимодействия сопредельных сред, способная, с одной стороны, защищать их от загрязнения, с другой, оказывать на них обратное воздействие.

Выдающиеся заслуги в изучении способности почв поглощать, удерживать и отдавать химические вещества по праву принадлежит К.К. Гедройцу, автор в своей книге «Учение о поглотительной способности почв» (1922) отмечал, что особая роль в почвообразовании принадлежит подвижным формам химических соединений (available - «подвижный», «доступный растениям»), а формирование важнейших почвенных свойств определяется почвенно-поглощающим комплексом (Кротких, Михайлова, 2013). Взаимодействие веществ на поверхности раздела фаз происходит в результате реакций адсорбции-десорбции, ионного обмена, химических реакций осаждения-растворения осадка (Мотузова, 2009).

Учеными отмечено, что зависимость количественного содержания и форм нахождения металлов в почвенном профиле определяется в первую очередь свойствами почвообразующих пород, гранулометрическим и минералогическим составом почвы, интенсивностью почвообразовательного процесса, гумусированностью, наличием гидроксидов железа и марганца (Ильин, Сысо, 2001; Ермохин, Синдирева, Трубина, 2002; Красницкий, 2002, Минкина и др., 2016). При поступлении в почву ионы металлов способны образовывать трудно растворимые и нерастворимые соединения, сорбироваться минеральными или органическими коллоидами, удаляться из почвы путем выщелачивания или выноситься в виде паров и пыли с поверхностным стоком и ветром (Середина, 2015).

Почвенно-химические условия, в свою очередь, влияют на условия обитания в почвах и состояние живых организмов. Мнения авторов относительно толерантности различных видов растений к тяжелым металлам разнятся. Концентрация микроэлементов в растении не всегда зависит от содержания их в почвенном субстрате, зачастую связь отсутствует или прослеживается обратная зависимость (Ринькис, 1973). Некоторые виды и вовсе не испытывают угнетения при определенном количестве накопленных поллютантов (Ермохин, Синдирева, Трубина, 2002).

Количество микроэлементов в растениях определяется их участием в физиологических процессах, видовыми особенностями растений, свойствами почвы, абиотическими факторами местности (Борисков, 2000; Мотузова, 2009; Азаренко, 2013).

Поступление ТМ в корневую систему, накопление и дальнейшее распределение по органам растения осуществляется с включением физиологических барьеров, корни в значительной мере, способны задерживать избыточные ионы, адсорбируя их на стенках, переправлять их в вакуоли, использовать в процессе метаболизма (Ермохин, Синдирева, Трубина, 2002; Красницкий, 2002).

Аккумуляция и распределение токсикантов в растениях реализуется на клеточном, тканевом и органном уровнях организации (Серегин, 2009). По классификации А. J. Baker (1981) выделяют: растения-исключатели – аккумулируют тяжелые металлы преимущественно в корневой системе; индифферентные – содержание металлов в окружающей среде не влияет на накопление в органах и тканях; растения-аккумуляторы – обладают способностью накапливать элементы в больших количествах надземными органами (Baker, 1981).

Работами Г.Я. Ринькис (1973) определена роль взаимозависимости между элементами, присутствующими в среде, поступлением и токсичностью их для растения – синергизме или антагонизме.

Высокие концентрации тяжелых металлов запускают механизм инактивации...белков, выполняющих каталитические и регуляторные функции, причем, экспериментально установлено более сильное негативное действие кадмия в сравнении с медью, свинцом и цинком (Обухов, 1986). В следствии чего, у бобовых растений нарушается ферментативная активность, замедляются функции клеточных мембран, поглощение и транспорт неорганических ионов, водный обмен, передвижение органических веществ, фотосинтез, дыхание, фиксацию азота (Завалин и др., 2019). Признаком токсичности элементов признано падение урожайности на 5-10% в условиях загрязнения (Ермохин и др., 2002).

Согласно исследованиям И.В. Серегина (2009), Ю.А. Азаренко (2013) растения не могут не поглощать большинство тяжелых металлов из почвы и, в отличие от животных, способны накапливать их в большом количестве, что непосредственно отражается на качестве сельскохозяйственной продукции, продуктивности возделываемых культур и влечет за собой появление эндемических заболеваний животных и человека.

Более подробно рассмотрим наиболее распространенные, часто встречающиеся в почвах и активно мигрирующие в агроценозах, металлы: свинец, кадмий, цинк и медь.

Процесс осаждения-растворения имеет важное значение для защиты почв от загрязнения, поскольку в почве имеется значительное количество гидроксид-, карбонат-, ортофосфат- и других ионов, которые образуют с тяжелыми металлами труднорастворимые соли (Середина, 2015).

Свинец давно и широко используемый металл первого класса опасности, для живых организмов сильно токсичный уже при минимальных концентрациях. Проникая в почву, элемент отрицательно влияет на биологическую деятельность, подавляет активность ферментов за счет снижения интенсивности выделения оксида углерода и численности микроорганизмов (Соколов, Черников, 1999). При низком содержании в почвах стимулирует рост растений, при повышенном способствует снижению поглощения воды растениями, замедлению фотосинтеза

(Колесников, 2015). Среди тяжелых металлов свинец наименее подвижен, он захватывается почвой интенсивнее цинка и кадмия, с увеличением pH закрепляется в почве химически в виде гидроксида, фосфата, карбоната и Pb-органических комплексов (Иванов, 1997).

Содержание свинца в растениях обычно не высокое, что обусловлено низкой биологической активностью – в среднем коэффициент биогенности составляет 0,18. В сравнении со злаковыми, бобовые растения более устойчивы к избирательному накоплению Pb, в кормовых растениях возрастание количества элемента отмечается осенью (Батманов, 2017; Кабата-Пендиас и др., 1989). Кларковое содержание свинца в наземных растениях составляет 2 мг/кг, причем количество элемента 5-10 мг/кг еще считается нормальным для роста и развития, концентрация 10-20 мг/кг является критической (Иванов, 1997). Токсичность и замедление роста для большинства культур проявляется при содержании в почве 40-60 мг/кг металла (Красницкий, 2002).

Кадмий обладает сильно выраженными токсикологическими и кумулятивными свойствами, канцерогенен, обладает высокой подвижностью в водных растворах (Авцын и др., 1991). Распределение Cd в почвах зависит от pH почвенных растворов и наличия других элементов, в первую очередь Ca, наибольшая подвижность проявляется на кислых почвах в интервале pH 4,5-5,5, на щелочных относительно малоподвижен вплоть до образования гидроксида CdOH^+ (Иванов В.В, 1997). Связывание кадмия происходит в значительной степени глинистыми осадками и сланцами, сорбция протекает очень быстро – порядка 10 минут (Ермохин и др, 2002)

Соединения кадмия отличаются большой биодоступностью, из почвы растения способны поглощать до 70% элемента. А. Klok (1980) отмечено равновесие между поступлением элемента в почву и выносом его урожаем (Красницкий, 2002). Замещая цинк в составе ферментативных систем, Cd запускает торможение многих энзимотических реакций, нарушение проницаемости мембран, подавление фотосинтеза, хлороз листьев (Ильин, 1999). По И. Боуэну кларк кадмия для наземных растений установлен 0,6 мг/кг, согласно

исследованиям Melsted (1973), А. Кабата-Пендиас с соавторами (1989) концентрация кадмия в листьях 0,05-0,2 мг/кг является нормальной для роста и развития растений (Ильин, 2012), среднее содержание металла в черноземе 0,5 мг/кг. (Иванов В.В., 1997).

Цинк один из самых распространённых микроэлементов организма, входит в состав ферментов, выполняет многие биохимические функции (Ильин, Сысо 2001). Токсическое действие Zn на растения проявляется только при значительном увеличении его концентрации в почве. Мобильность элемента в почвенном покрове наблюдается при pH 5,5-6,9 и особенно увеличивается при значениях pH более 7. В кислой среде адсорбция цинка связана с катионным обменом, в щелочной – с хемосорбцией, зависящей от наличия органических лигандов (Азаренко, 2013). Элемент легко поглощается растениями и концентрируется в большей степени в зеленых листьях. Согласно Melsted (1973) содержание в разных растениях 15-150 считается нормальным (Ильин, 2012), критической является концентрация 150-200 мг/кг цинка, присутствие в почве 400 мг/кг и более цинка токсично.

Медь, как и цинк, входит в состав ряда ферментов, участвует в образовании хлорофилла и других окислительно-восстановительных процессах (Ильин, Сысо 2001). Большая подвижность соединений меди наблюдается в окислительной обстановке, при pH около 7-8 растворимость снижается. Содержание данного элемента у одного и того же вида растений на разных почвах варьируется от 2 до 8 раз, больше всего меди накапливается в листьях и семенах, меньше – в корнях и совсем мало в стеблях (Батманов, 2017), нормальным по данным Melsted (1973) является 3-40 мг/кг (Ильин, 2012).

Геохимическое поведение металлов в почве определяется в первую очередь формой химического соединения загрязнителя, оксиды практически нерастворимы, оказывают меньшее токсическое действие, чем водорастворимые соли, которые в свою очередь можно расположить в следующий ряд токсичности при сопоставлении с оксидами: хлорид > сульфат > ацетат > нитрат > оксид (Середина, 2015).

Проблема усугубляется еще и тем, что на сегодняшний день не существует единых подходов к нормированию критического уровня металлов в почвах и растениях (Обухов, 1986; Ильин, Сысо, 1999; Цагараева, 2014).

1.3. Роль бобовых растений и микроорганизмов в функционировании агроценозов

Почва – сложнейшая система, основным функциональным компонентом которой являются живые организмы (Черников и др. 2000). Микроорганизмам принадлежит исключительно важная роль в круговороте веществ в природе. Наиболее отчетливо биогеохимическая деятельность проявляется в реакциях, обеспечивающих круговорот биогенных элементов (Госманов, 2015).

Микробоценозы – важное звено экосистемы, способствующее ее стабилизации (Наплекова, 2000). Почвенная биота является существенным компонентом, осуществляющим протекание наиболее значимых почвенных процессов, способствует поддержанию почвенного плодородия, положительно влияет на режим питания возделываемых культур, стимулирует у растений рост, развитие и устойчивость к стрессовым условиям, является источником дополнительно накапливающегося «биологического» азота в почве за счет связывания молекулярного азота воздуха (Зенова и др., 2002).

В симбиозе с растениями почвенные организмы участвуют в структурообразовании почв, в особенности бобово-злаковые травосмеси и бобовые многолетние травы за счет большого количества белков, углеводов и прочих компонентов пожнивных и корневых остатков, стимулирующих деятельность микроорганизмов и формирование гумусовых веществ, лучше оструктуривают почву в сравнении с однолетними сельскохозяйственными растениями (Лазарев и др., 2014). Кроме того, на корнях бобовых растений клубеньковыми бактериями фиксируется основная доля биологического азота и 1/3 приходится на азот, фиксированный ассоциативными микроорганизмами в ризосфере не бобовых растений (Тихонович, Завалин, 2016).

Бобовым травам принадлежит существенное место среди почвозащитных, средообразующих, экологически безопасных культур, они относятся к фитомелиорантам, способствуют активизации большого количества полезных почвенных функций (Цагараева, 2014; Завалин и др., 2019).

Многолетние растения ежегодно весной отрастают из почек, заложившихся в зоне возобновления за счет запаса питательных веществ, сформированного в предыдущий год. Продолжительный вегетационный период позволяет проводить несколько укосов с ранней весны до поздней осени (Тоболова и др., 2015). Немаловажным достоинством является многолетнее использование культуры, в особенности это характерно для люцерны, что значительно снижает затраты на многие агротехнические мероприятия.

Культуры-фитомелиоранты, в частности люцерна посевная и донник желтый, в симбиозе с клубеньковыми бактериями способствуют очищению почвы, улучшению химических и физических свойств, обогащению почвы азотом, повышению плодородия. Многолетние бобовые травы стоят на первом месте по количеству оставляемого после уборки органического вещества, которое под воздействием микроорганизмов подвергается гумификации, а конечные продукты служат источником легкоусвояемых форм пищи для растений (Станков, 1964; Красницкий, 2002)

Внедрение бобовых культур в севообороты крайне важно для оптимизации азотного баланса в почве, накоплению за счет симбиотической азотфиксации атмосферного азота. Люцерна и донник за счет глубоко проникающей корневой системы не только укрепляют структуру почвы, превращая верхние слои в пласт, не подверженный разрушению, но и способны извлекать питательные вещества из нижних слоев почвы и пополнять их доступный резерв для растений (Лазарев, 2014; Цагараева, 2014).

Н.Н. Наплековой (2000) установлено свойство корневой системы бобовых растений сокращать миграцию тяжелых металлов в надземные части, однако данная тенденция не нашла подтверждение в исследованиях И.Ф. Медведева (2017), который, проведя оценку выноса тяжелых металлов

сельскохозяйственными культурами из черноземных почв, отмечал высокую интенсивность поглощения элементов бобовыми растениями в сравнении с зерновыми, независимо от разнообразия экологических условий ландшафта (Наплекова, 2000; Медведев, 2017). Работами М.В. Бутырина (2017) определена степень фитоэкстракции кадмия и свинца рядом растений из почвы, среди которых люцерна посевная выступила как гипераккумулятор элементов.

Корм из бобовых трав, в отличие от злаковых, обладает хорошими питательными свойствами, сбалансирован по белку и аминокислотному составу (Иваненко и др., 2017).

В последнее время в России, в том числе в лесостепной зоне Западной Сибири, и за рубежом разными авторами проведено множество экспериментальных исследований по внедрению в растениеводство и животноводство нового направления оригинальной микробиологической технологии – эффективные микроорганизмы (ЭМ технология), включающей большую группу микроорганизмов с самыми разносторонними функциями (Шотт, 2007; Шабаев, 2011; Петухова, 2015;).

В нашей стране на протяжении уже более 40 лет исследования А.П. Кожемякова, И.А. Тихонович (1998); А.А. Завалина (2005) на базе учреждений географической сети опытов ГНУ ВНИИСХМ внесли большой вклад в изучение действия биопрепаратов на растения в различных почвенно-климатических условиях с важнейшими сельскохозяйственными культурами. Микробные препараты аналогично органическим соединениям и растительным экстрактам являются дополнительным экологически безопасным источником, обеспечивающим питание растений, защиту от патогенов, стимулируют рост и развитие, иной раз альтернативны применению минеральных удобрений (Завалин, 2005; Тихонович, Кожемяков, 2005).

Работами В.И. Титовой, Л.Д. Варламовой, О.В. Гусевой (2012); А.О. Сюбаевой, В.И. Титовой (2015) экспериментально подтверждена эффективность применения микробиологических препаратов на подзолистых, серых-лесных и черноземных почвах в посевах овощных и сельскохозяйственных культур.

Предпосевная обработка семян биоудобрениями в отдельности, в комплексе нескольких биопрепаратов и совместно с минеральными удобрениями, способствовала увеличению запасов минерального азота в почве, повышению содержания сахаров, фосфора, азота и снижению нитратов в растительной продукции.

И.Э. Смирновой с соавторами (2017) изучено влияние ЭМ-ассоциаций на микробиологические показатели деградированного почвенного покрова пастбищных территорий, в ходе эксперимента определено увеличение количественных и качественных характеристик почвенной микрофлоры, улучшение плодородности и структуры почвы (Смирнова, 2017).

Полезное действие микроорганизмов не ограничивается только повышением продуктивности сельскохозяйственных культур и улучшением плодородных свойств почвы, еще одна важная функция почвенной биоты – детоксикация различных соединений техногенно-загрязненных почв (Черников и др. 2000). Микроорганизмам принадлежит значительный вклад в аккумуляции и миграции химических элементов. С этой целью как правило применяются биопрепараты на основе *Azotobacter*, *Azospirillum*, *Alcaligenes*, *Aeromonas*, *Klebsiella*, *Bacillus*, *Pseudomonas*, *Xanthobacter* (Завалин и др., 2019). Количество микроорганизмов в почвенном покрове составляет от десятых долей до единиц т/га, в среднем они способны накапливать Ni – 350, Cu – 310, Zn – 250, Co – 150, Mo – 148, Pb – 8 т/га (Мотузова, 2009). Опытами Т.М. Зайцевой (2018) экспериментально доказано снижение концентрации тяжелых металлов меди, цинка, свинца и кадмия в серой-лесной почве при внесении ЭМ-добавок.

Однако устойчивость микробиоценоза при действии поллютантов не всегда имеет потенциал жизнеспособности и определяется, как групповыми особенностями микроорганизмов, так и внешними факторами среды. Данные, освещенные Н.Н. Наплековой (2000), свидетельствуют о зависимости микробиологических характеристик при действии свинца и кадмия от буферности почвы: менее выраженную чувствительность к загрязнению автор отмечает на

черноземе выщелоченном в сравнении с дерново-подзолистой почвой, характеризующейся меньшей буферной способностью.

Зачастую в техногенно-преобразованных почвах меняется численность и видовой состав микроорганизмов, преобладание патогенных микробных сообществ, порой, вплоть до биологического загрязнения (Артамонова, Лютых, 2011). При загрязнении почвенного покрова тяжелыми металлами происходит отбор более устойчивых, вплоть до новых видов микроорганизмов, которые отсутствуют на незагрязненной почве, менее выносливые выбывают (Середина, 2015). Воздействие металлургических предприятий приводит к изменению среды, способствует росту спороносных форм бактерий (Медведева, 2000).

Важно также изучать и знать судьбу обитателей трансформированных сред, их чувствительность к внешним химическим и физическим воздействиям, биологическим мигрантам, в том числе чужеродным, а также пригодность материальной среды для размножения, расселения, выживания, сохранности видов (Артамонова, Лютых, 2011).

Ко всему вышесказанному, применение микробиологических препаратов не оказывают неблагоприятного воздействия на экосистемы, и эффективно с точки зрения экономических параметров (Шотт, 2007; Гуменко, 2017). Затраты, рассчитанные А.С. Кононовым (2013) на приобретение и совместное внесение биопрепаратов (ризоторфина и флавобактерина) составляют 16-18% от стоимости прибавки урожая.

1.4. Роль глауконита, диатомита и цеолита в трансформации минеральной составляющей почвы и устойчивости агроландшафтов.

Высокая стоимость минеральных удобрений и усложнение экологической обстановки способствует поиску новых альтернативных приемов удовлетворения потребностей растений в микроэлементах и условиях произрастания (Завалин, Кожемяков, 2010). В ряде исследований А.Х. Козырева (1998); В.Н. Капранова (2009); В. И. Корчагина с соавторами (2011); Э.О. Цагараевой (2014), А.В.

Козлова с соавторами (2019) отмечено повышение продуктивности бобовых культур, увеличение микробиологической окультуренности почвы, снижение токсической нагрузки при внесении в почву нетрадиционных видов удобрений – кремнийсодержащих минералов.

Ремедиация техногенно-нарушенных почв природными компонентами рассматривается в научных исследованиях сравнительно недавно, имеются результаты эффективного применения глауконита, диатомита, цеолита на преобразованных почвах, полученные данные подчеркивают оптимизацию физико-химических, агрохимических, микробиологических показателей почвенного покрова, улучшение структурного состояния, кислотно-основных свойств, увеличение урожайности и улучшение качества получаемой продукции (Синявский, 2002; Анненков, 2008). Кроме того, кремнийсодержащие природные сорбенты не дорогие и достаточно доступны (Михнаеров, 2015).

Многочисленными исследованиями показана результативность кремнийсодержащих ископаемых в действии и последствии в агротехнической практике возделывания сельскохозяйственных культур. Значимость кремния для растений и почвы широко освещена в работах Е.А. Бочарниковой, В.В. Матыченкова, И.В. Матыченкова (2011). Элемент кремний (Si) в земной коре занимает второе место после кислорода, а для растений является составным компонентом, участвующим в основных физиологических процессах. Следует также отметить способность кремния повышать подвижность фосфатов почвы, увеличивая растворимость труднодоступных соединений фосфора и улучшая фосфатный обмен растений (Швейкина, 1986).

Отличительными особенностями естественных природных сорбентов тяжелых металлов (цеолита, диатомита и глауконита) является их биогенное экологичное происхождение, высокие ионообменные способности материала, возможность использования в растениеводстве в качестве удобрения за счет высокого обогащения макро- и микроэлементами, мелиоранта и почвенного

кондиционера, а также распространение на достаточных территориях в разных регионах России.

Высокий адсорбционный (сорбционный) потенциал минералов-ионитов достигается за счет возможности накапливать и удерживать влагу и воздух, т.е. парообразную влагу (Пындак В.И, Новиков А.Е., 2015).

Состав минералов может отличаться не только между месторождениями, но и в пределах одного (табл. 1). Закономерно для цеолита, диатомита и глауконита преобладающим компонентом является кремнезем SiO_2 – наиболее распространенное вещество на планете, содержание которого варьируется 30-98%, присутствуют окиси железа, калия и магния, а также другие примеси (Пындак В.И, Новиков А.Е., 2015)

Таблица – 1 Характеристика и химический состав минералов

Сорбент	Состав, %							
	Фракция, мм	SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	CaO	MgO	SO_3	Примеси
Цеолит осадочный Хотынецкого месторождения (по Л.П. Степанова, Н.В. Кусова (2005))	крошка 1,0-3,0	72,85	10,41	3,64	1,52	1,32	0,12	≈11
Диатомит (СМД-СОРБ) Камышловского месторождения (ООО «Уральская диатомовая компания»)	крошка 0,8-4,0	не < 82	не > 7	не > 4	1,4	1,25	0,13	не>7,5
Глауконит Каринского месторождения (по Е.А. Григорьева (2004))	фракция 0,2-0,4	70,83	4,02	10,09	0,7	1,87	-	≈12,5

Для рассматриваемых компонентов, адсорбционная связь с катионами тяжелых металлов определяется наличием гидроксид-ионов на сколах тетраэдрических и октаэдрических слоев алюмосиликатов, присутствием оксидов и гидроксидов железа, алюминия и марганца.

Цеолиты – природные полезные ископаемые, основные месторождения которых сосредоточены в России (Европейская часть, Урал, Сибирь, Дальний Восток), в Европе, США и Японии (Буров, 1992). Впервые промышленное освоение цеолитов относится к 50-м годам XIX века, однако обширный интерес к

минералу и большая часть научных исследований возникли сравнительно недавно (с конца прошлого столетия) (Белицкий, Фурсеико, 1992).

Цеолиты относятся к классу алюмосиликатов, имеющих трехмерную каркасную пористую структуру с хорошо развитой системой полостей и каналов, занятых щелочными и щелочно-земельными катионами и свободно движущимися молекулами воды, что обуславливает селективную ионообменную способность минерала, возможность обратимой гидратации и дегидратации, высокую устойчивость в агрессивных средах, широких диапазонах температур и ионизирующих излучений (Белицкий, Фурсеико, 1992; Анненков, 2008). Минерал характеризуется достаточной механической прочностью, а также имеются данные об исключении заражения цеолитов микроорганизмами (Суюндуков и др., 2017).

На сегодняшний день имеется большое количество научных работ, подтверждающих многогранные свойства и широкие, в том числе самые «экзотические» возможности применения цеолита (Белицкий, Фурсеико, 1992). К таким ценным свойствам относится их пористое кристаллическое строение, которое позволяет достигать хорошей адсорбентной, ионообменной и каталитической активности ко многим химическим веществам и газам (Михнаеров, 2015, Суюндуков и др., 2017).

Хотынецкие цеолиты открыты в 1970 году и на 20-50% представлены термостойким клиноптилолитом (Анненков, 2008; Буров, 1992), содержание в примесях токсичных элементов и естественных радионуклидов у них значительно ниже ПДК для цеолитсодержащих пород (Сибгатуллин и др., 1992), так же в их составе присутствует опал-кристобалит – не менее 15%, гидрослюда – около 11%, тонкозернистый кварц – около 10% и монтмориллонит – 8-10%. Значимость для фито- и микроценозов в первую очередь определяется почвоудобрительными свойствами хотылита из-за высокого содержания катионообменных соединений кремния SiO_3^{2-} , кальция (Ca^{2+}), магния (Mg^{2+}), фосфора, калия и прочих микроэлементов (цинк, медь, бор, ...) (Анненков, 2008; Козлов, 2019).

Эффективность цеолита как сорбента химических соединений, тяжелых металлов и радионуклидов определяется в первую очередь природой этих соединений (Степанова, Кусова, 2005).

Рекомендуемые нормы внесения цеолита могут варьироваться в зависимости от вида растений и целевого назначения: для сельскохозяйственных культур они составляют 5-20 т/га, для овощей 10-22 кг/м², для декоративных растений 10-30 кг /м², а при химической мелиорации загрязненных почв могут быть увеличены до 40-60 т/га.

Диатомит – природная кремнийсодержащая осадочная порода органического генеза, входящая в опал-кристобалитовую группу, состоящая из остатков панцирей диатомовых водорослей.

Важными отличительными свойствами сорбента является присутствие нанопористой структуры и высокое содержание аморфного (неокристаллизованного) кремния (SiO₂) – 12 200 мг/кг и калия (K⁺) – 350 мг/кг, что обуславливает высокую емкость катионного обмена (ЕКО).

Месторождения древнеозерных диатомитов сосредоточены в Западной Сибири, на Северо-Западе России, в Карелии и на Кольском полуострове (Буянов и др., 2019).

Исследованиями В.Н. Капранова (2009) доказано многофункциональное влияние диатомита (600-1200 кг/га) в посевах зерновых культур на черноземе обыкновенном и дерново-подзолистой почве, выраженное в мобилизации подвижного фосфора из труднодоступной фракции, сохранении почвенной влаги, что особенно важно в засушливых условиях, предотвращении полегания посевов за счет уменьшения высоты стеблестоя и увеличения диаметра соломины, повышение жесткости междоузлий на 30-80%. Совместно с азотно-фосфорно-калийными удобрениями применение диатомита увеличивало урожайность в первый год на 12%, в последствии на 17-20%.

Е. Е. Кузиной (2019) на черноземе выщелоченном определено, что внесение 2-6 т/га диатомита увеличивало содержание щелочногидролизующего азота в пахотном горизонте на 4,7-6,4 мг/кг почвы, подвижного фосфора на 3,3-7,8 мг/кг

почвы, подвижного калия на 6,6-11,0 мг/кг почвы, водопрочных агрегатов на 2,8 (диатомит 2 т/га) – 5,3 (диатомит 6 т/га) % .

В опытах с овощными культурами на черноземе выщелоченном внесении 3-5 т/га диатомита повышало урожайность и качество корнеплодов сахарной свеклы на 22 и 31% соответственно, а также способствовало снижению в продукции нитратов до 13% и тяжелых металлов до 25-32% (Куликова и др., 2007).

При изучении микробиологической составляющей почвы А.В. Козловым с соавторами (2019) обнаружен рост численности аммонифицирующих микроорганизмов до 46% и снижение амилалитических групп в течение 3 лет после использования 6 т/га диатомита.

Глауконит – железистая, октаэдрическая слюда, алюмосиликат, аутигенный минерал осадочных, иногда магматических пород, для которого характерны одновременно молекулярная адсорбция и обменные процессы (Григорьева, 2004).

В нашей стране территориально глауконитсодержащие породы распространены в Центрально-Европейской части, Калининградской области, Приазовье, Поволжье, на Южном Урале и Зауралье (Григорьева, 2004).

Для сельскохозяйственных нужд и экологии в первую очередь ценно глауконитовое сырье со степенью цементизации 50-70% зернистого глауконита (Левченко, 2008).

Глауконит может использоваться для очистки почв в качестве сорбента тяжелых металлов, радионуклидов и нефтепродуктов. Эффективность сорбционных свойств при очистке от нефтепродуктов достигает 1:6 (1 кг глауконита впитывает 6 кг нефтепродуктов) (Глауконит, 2017).

Эффективность внесения глауконита в чернозём выщелоченный достигается в количестве 2,5 т/га и 5,0 т/га (Корчагин, Романюк, 2011). Авторами установлено снижение подвижности тяжелых металлов (цинка, свинца, меди, никеля, хрома, кобальта, железа, марганца), увеличение подвижного фосфора, обменного калия, кальция и магния в первый и последующие годы пропорционально повышению дозы минерального компонента.

В условиях лесостепного Зауралья действие глауконита на подвижность меди и цинка в черноземе выщелоченном изучалось И.В. Синявским (2002). Исследователем отмечено снижение мобильности элементов до 26% при внесении минерального сырья.

Глауконит от цеолита отличается своим слоистым строением, как отмечалось ранее у цеолита оно каркасное. За счет слоев ионы химических элементов скапливаются на активных поверхностях пластин, что значительно увеличивает площадь активной поверхности (Глауконит, 2017).

В связи с вышесказанным, следует отметить, что бобовые травы могут быть одними из перспективных культур-фитомелиорантов для выращивания на антропогенно загрязненных тяжелыми металлами почвах, способными обеспечивать себя азотом и дополнительно обогащать им почву. Важно отметить, что в научных источниках не отмечается степень влияния тяжелых металлов на жизнеспособность клубеньковых бактерий, как самостоятельно культивируемых, так и в симбиозе с растением-хозяином. В научной литературе не отражен показатель коэффициента биологического поглощения тяжелых металлов при использовании сорбентов (цеолита, глауконита, диатомита), не установлена их эффективность по снижению доступности тяжелых металлов применительно к бобовым культурам на черноземе выщелоченном.

Подбор растений фитомелиорантов и клубеньковых бактерий совместно с природными сорбентами на загрязненной почве позволит использовать данную технологию при окультуривании территорий с повышенным содержанием тяжелых металлов.

2. ОБЪЕКТЫ, УСЛОВИЯ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследования проводились в период 2015-2019 гг., включали лабораторные эксперименты и вегетационно-полевые опыты на территории южной лесостепной зоны Западной Сибири, относящейся по физико-географическому районированию к Приишимской провинции лесостепного Зауралья (Михайлов, 1968).

Объектом исследования были многолетние бобовые травы – люцерна посевная (*Medicago sativa*) и донник желтый (*Melilotus officinalis*), симбиотические клубеньковые микроорганизмы *Rhizobium meliloti*.

2.1. Природные условия территории исследования

Отличительными особенностями природных условий лесостепного Зауралья (часть Челябинской, вся территория Курганской и юг Тюменской области) являются: равнинность территории, высокая континентальность климата, малая дренированность, слабое развитие речной сети, обилие озер, болот и их высокая минерализация (Поляков В.Е. 2009). Природные условия Зауральской лесостепи благоприятны для сельскохозяйственного производства. Земли сельскохозяйственного назначения размещены преимущественно на почвах чернозёмного типа (Захарова, 2017; Колесников, 1960).

Климат лесостепного Зауралья сходен с Западно-Сибирской лесостепью. Наряду с ясными чертами континентальности заметны засушливость климата и неустойчивость увлажнения, свойственная лесостепной зоне (Оленев, 1965).

Зима морозна, антициклоны делают зимнюю погоду устойчивой. Средняя температура января минус 18⁰ С, а минимальная опускается до минус 40⁰ С. Обычно морозная погода ясная или пасмурная, но без осадков. Устойчивый снежный покров образуется в первой декаде ноября, высота покрова нарастает медленно и достигает 25-30 см.

Лето на равнинах Лесостепного Зауралья очень теплое, бывает засушливым, когда приходят воздушные массы из Казахстана. В отдельные годы засухи сопровождаются суховеями. Средние июльские температуры плюс 19⁰ С. Сумма

температур за период с температурой выше 10°C составляет $2186-2233^{\circ}\text{C}$. Безморозный период в среднем длится 108-127 суток с колебаниями от 77-102 до 140-156 суток.

Годовое количество осадков равно 314-378 мм, из них в тёплый период выпадает 251-293 мм. Максимум осадков приходится на лето, причем обычны ливневые дожди с грозами. Ущерб сельскохозяйственному производству иногда наносят заморозки и засухи (Оленев, 1965; Справочник «Агроклиматические ресурсы Тюменской области», 1972; Тоболова и др., 2015).

Метеорологические показатели за период исследования (2017-2019 гг.) наглядно представлены на рисунке 1-2 и в приложении 1. В целом температурные условия были близки к типичным для изучаемой зоны, а вот количество осадков имело некоторые существенные отклонения от среднеемноголетних значений.

Температура воздуха в период от посева и развития всходов до цветения (май-июль 2017 г.) варьировалась от нормы в интервале $1,4 > \bar{X} > 2^{\circ}\text{C}$ и составила в мае 12,1; в июне 18,6; в июле 18,0 $^{\circ}\text{C}$.

Критическим условием в фазу роста и развития растений первого года жизни, и в особенности клубеньковых бактерий, явилось неравномерность влагообеспеченности в первые месяцы: май хоть и характеризовался обильными осадками, количество которых составило 45 мм, что в 1,6 раз превысило среднеемноголетние значения для данной территории, однако посев был осуществлен в конце месяца, а в июне наблюдалась сильная засуха и выпало лишь 27 мм осадков, что в 2,1 раза меньше климатической нормы, в июле условия увлажнения были близки к нормальным, зафиксировано 58 мм осадков при норме 63 мм, август также был очень засушлив, выпало 9 мм осадков, что ниже среднего в 5,1 раз.

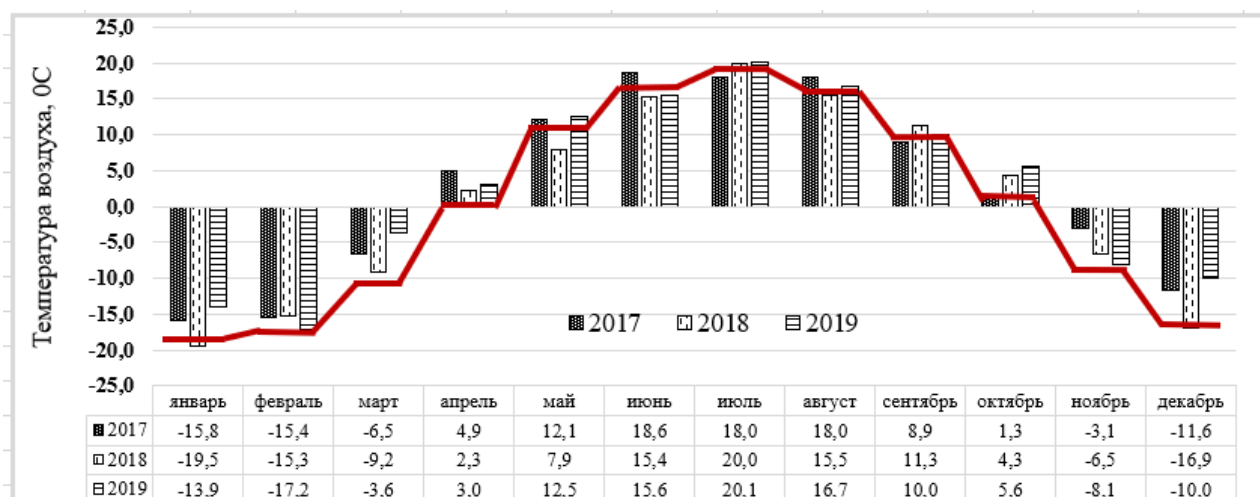


Рис. 1 – Среднемесячные показатели температур воздуха за период 2017-2019 гг.
(по данным ГМС Сладково)

Осенне-зимний период (2017-2018 гг.) характеризовался различными температурными отметками, варьирование от нормы составило $1,6 < \bar{X} < 5^{\circ}\text{C}$: в сентябре, октябре, январе и феврале температура незначительно отличалась от средних значений, в ноябре и декабре наблюдалась теплая погода выше нормальной в среднем на $4-5^{\circ}\text{C}$. Количество осадков меньше нормы в 1,3 раза было в сентябре, что компенсировалось октябрьскими дождями в количестве 31 мм (почти в 2 раза больше среднемноголетних), с ноября по февраль количество осадков соответствовало норме, было удовлетворительным для перезимовки бобовых трав.

Весна 2018г. отличалась обильными осадками, особенно большое их количество выпало в марте и в мае 23 мм и 95 мм соответственно, что в 3,3-3,4 раза выше нормы. Температура в марте-апреле была на $1,3^{\circ}\text{C}$ теплее среднемноголетней, а май характеризовался прохладной погодой на $3,2^{\circ}\text{C}$ ниже нормы.

Лето второго вегетационного периода не отличалось сильными температурными колебаниями, варьирование от среднемноголетнего составило $1,2 < \bar{X} < 0,6^{\circ}\text{C}$. Количество осадков было типичным в июне, в 2 раза меньше нормы в июле, а в августе выпало 164 мм, что составляет 65 % от среднемноголетнего количества за вегетационный период.

Осень 2018г. сопровождалась достаточно теплой погодой, превышение среднемесячной температуры наблюдалось во все месяцы на 0,9-2,9 °С, осадки выпадали неравномерно, малое их количество пришлось на сентябрь -на 1,8 раза меньше нормы, однако в октябре и ноябре выпало в 3,1-4,9 раза больше многолетних показателей.

Климатические условия зимне-весеннего периода 2018-2019 гг. были благоприятными, среднемесячная температура в декабре и феврале соответствовала среднемесячной, январь был теплее на 4 °С. Весна также отличалась теплой погодой, аномальная температура наблюдалась в марте – на 6,9 °С теплее нормы, в апреле – на 2 °С, в мае – на 1,4 °С соответственно. Кроме того, значительным было и количество осадков в данный период, во все месяцы прослеживалось превышение среднемесячной нормы от 1,1 до 3,5 раз, наибольшее в январе и феврале.

Температурные условия июня-июля 2019 г. были на уровне многолетних данных, однако период сопровождался обильными дождями выше нормы в 1,2-1,4 раза

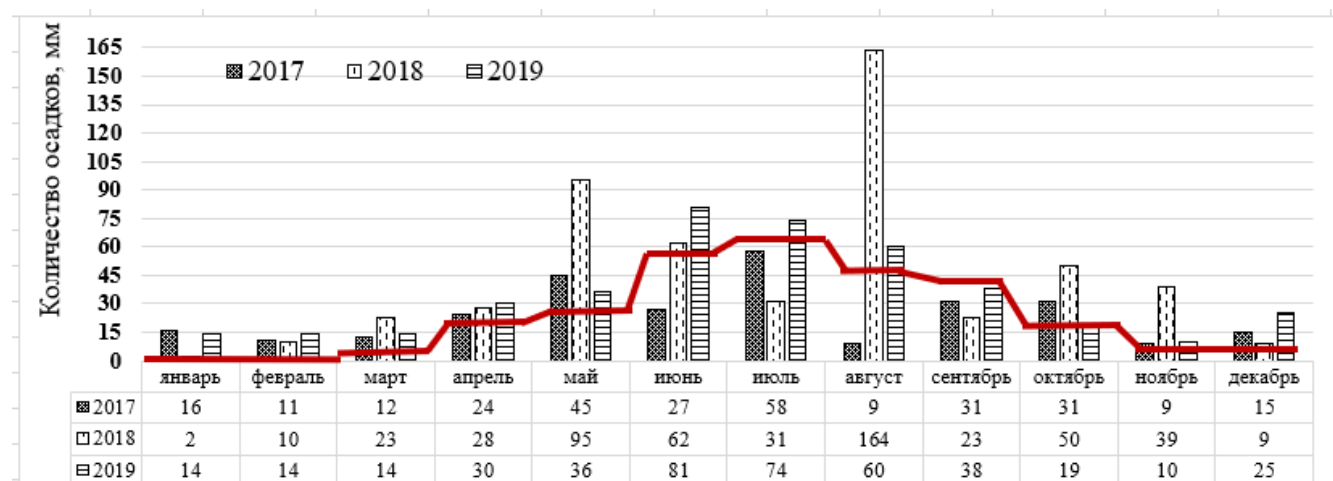


Рисунок 2 – Среднемесячные показатели количества осадков за период 2017-2019 гг. (по данным ГМС Сладково)

Таким образом, сложившиеся в годы вегетационно-полевых исследований (2017-2019 гг.) метеорологические условия местности, можно характеризовать, как благоприятные по количеству тепла и количеству выпавших осадков в период перезимовки и возобновления вегетации многолетних бобовых трав, но с

контрастными засухами в летний период 2017 года. Для полноценной реализации биоресурсного потенциала бобовых растений следует учесть, особенно в год посева, когда наблюдается наиболее активный рост и развитие клубеньковых бактерий, их эффективный симбиоз, необходимость оценки степени почвенного увлажнения и регулирования водного режима.

2.2. Почвенная характеристика территории исследования

При техногенном загрязнении атмосферы и сопредельных сред аккумуляция тяжелых металлов в растениях может осуществляться, как из оседающей на листьях токсичной пыли, так и из загрязненной почвы (Минеев, 1989). Содержание в приземном воздухе насыщенной токсичными соединениями пыли приводит к концентрированию тяжелых металлов в тканях растений до уровня предельно допустимых норм (Артамонова, 2005). Влияние временных изменений потоков воздуха с разной концентрацией химических элементов на динамику накопления поллютантов в фитомассе растений показано в работах В. Б. Ильина (2012).

Для проведения вегетационно-полевого исследования выбрана черноземная почва на территории юга Тюменской области в зоне с минимальным антропогенным воздействием, удаленной от автомагистралей, источников техногенных выбросов с целью исключения загрязнения поллютантами почвенного покрова и опытных образцов из сопредельных природных сред.

Наибольшее количество черноземных почв области сосредоточено в лесостепной зоне Приишимья, где они размещены на высоких надпойменных террасах по обе стороны реки Ишим (Лазарев, 2014). На территории преобладают три подтипа черноземов: оподзоленные, выщелоченные и обыкновенные (осолоделые и солонцеватые) (Каретин, 1990; приложение 2-2.1).

Опытный участок расположен в пределах южной лесостепной зоны, на территории Тюменской области Казанского района, относящейся к V агроклиматическому району – теплому, недостаточно увлажненному (Справочник

«Агроклиматические ресурсы Тюменской области», 1972; Каретин, 1990). Рельеф – плоская равнина с расплывчатыми увалами неясно-выраженной ориентировки (Администрация Казанского муниципального района, 2009).

Почва опытного участка представлена черноземом выщелоченным среднесильным, многогумусным, тяжелосуглинистым, сформированным на лессовидном карбонатном суглинке (рис. 3)

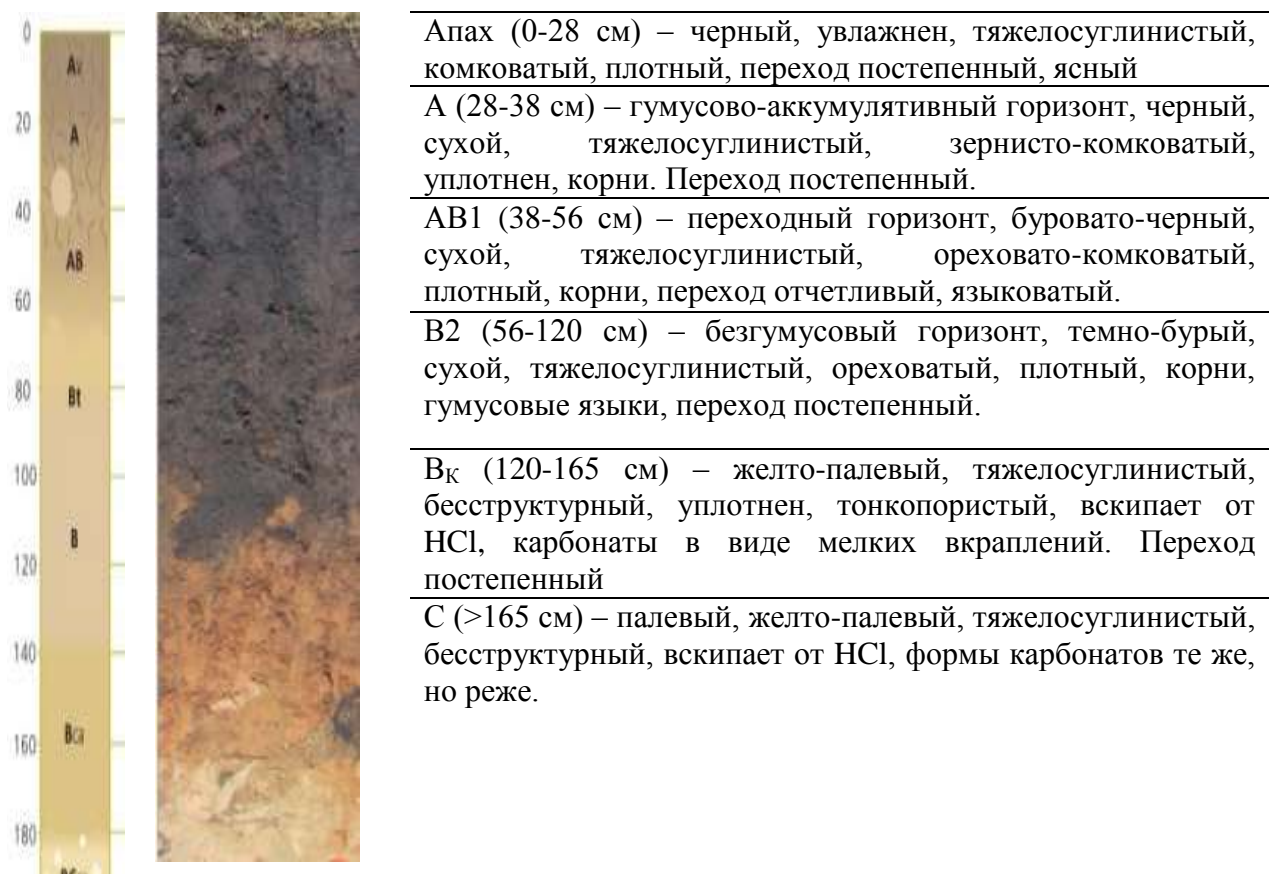


Рисунок 3 – Морфологическая характеристика почвы опытного участка

Агрохимические анализы проведены в аккредитованной лаборатории ФГБУ ГСАС «Тюменская». Согласно результатам исследований (табл. 2), содержание гумуса в пахотном горизонте по И.В. Тюрину очень высокое – 11,5%; реакция среды близка к нейтральной (обменная кислотность $pH_{KCl}=5,8$ определена потенциометрическим способом в солевой вытяжке) (Ганжара и др., 2002); содержание нитратного азота $7,80 \pm 2,34$ мг/кг – очень низкое (Кочергин, 1965), уровень подвижного фосфора 777 ± 93 мг/кг и обменного калия 323 ± 32 мг/кг по Чирикову – очень высокий. Концентрация подвижных форм микроэлементов: цинка 1,92 мг/кг – среднеобеспеченная (Пейве, 1961), меди 0,18 мг/кг – очень

низкое (Гамзиков, 2018; Ганжара и др., 2002). Количество тяжелых металлов не превышало установленных нормативов: концентрация свинца $0,85 \pm 0,20$ мг/кг при ПДК 6 мг/кг, кадмия $0,03 \pm 0,01$ мг/кг при ОДК 0,5 мг/кг (ГН 2.1.7.2042-06; ГН 2.1.7.2041-06).

Таблица 2 – Агрохимическая характеристика почвы опытного участка

Определяемый показатель, ед.изм.	Глубина горизонта, см	Результаты испытаний с указанием погрешности*	НД на метод испытания
pH _{KCl} , ед. pH	A _{пах} 0-28	5,8±0,1	ГОСТ 26483-85
Гумус, %		11,50±1,15	ГОСТ 26213-91
Калий обменный, мг/кг		323±32	ГОСТ 26204-91
Фосфор подвижный, мг/кг		777±93	ГОСТ 26204-91
Азот нитратный, мг/кг		7,80±2,34	ГОСТ 26951-86
Медь, мг/кг		0,18±0,03	РД 52.18.289-90
Цинк, мг/кг		1,92±0,69	РД 52.18.289-90
Свинец, мг/кг		0,85±0,20	РД 52.18.289-90
Кадмий, мг/кг		0,03±0,01	РД 52.18.289-90

2.3. Характеристика объектов исследований

Люцерна посевная, или синяя (*Medicago sativa*) – высокоурожайное многолетнее травянистое растение со стержневой хорошо развитой корневой системой. Корни могут проникать на глубину 3-5 м и более. Стебли прямостоячие, хорошо облиственные (облиственность достигает 45-55%). Главный стебель сильно ветвится и может достичь высоты 60-70 см (при благоприятных условиях 150-200 см) (Тоболова и др., 2015).

Люцерна посевная одна из самых ценных, королева кормовых культур для полевого травосеяния, используемая на сено, сенаж, травяную муку, либо зеленую подкормку. Зеленая масса и сено отличается хорошими кормовыми достоинствами, содержит 16-20% протеина. По питательной ценности и химическому составу люцерны превосходит все злаковые кормовые травы и другие бобовые (Дюкова и др., 2017; Харалгин и др., 2019).

Люцерна посевная имеет уникальную укосность, высокую азотфиксирующую активность (в южных районах до 500 кг азота воздуха на 1 га), обладает лекарственными и декоративными характеристиками. В косметологии из люцерны посевной получают фитоэкстракты, которые

употребляются как средства по уходу за кожей (Посыпанов и др., 2006, Тоболова и др., 2015; Полная энциклопедия лекарственных растений, 1999). В научной литературе имеются данные, подтверждающие возможность и целесообразность использования *Medicago sativa* при детоксикации нефтезагрязненных почв (Киреева и др., 2004; Богуславская, 2008; Степанова, 2015), освещены подходы повышения поглотительной способности тяжелых металлов из почвы люцерной посевной и отмечена потенциальная пригодность данной культуры при фиторемедиации загрязненных металлами почв (Waad E.Q.AI.H и др. 2015; Дайбова и др., 2016; Деревягин и др., 2017; Шплис и др. 2019)

Вегетационное возобновление люцерны начинается при температуре 7-9 °С. Период вегетации отличается сортовым разнообразием, в умеренной зоне с ранней весны до поздней осени. Люцерна отличается высокой зимостойкостью, способна переносить морозы до -40° С, а при отсутствии снежного покрова до -20-25° С (Посыпанов и др., 2006; Денисов, 2013).

Для люцерны предпочтительны плодородные, рыхлые почвы, наиболее благоприятен нейтральный уровень кислотности с $pH_{\text{сол}}$ 6,5-7,0 и оптимальная влагообеспеченность, однако мощная корневая система позволяет переносить засуху. На кислых почвах с $pH_{\text{сол}}$ 5,0 клубеньки на корнях перестают развиваться (Завалин и др., 2019). Культура положительно отзывается на внесение фосфорных, калийных удобрений, подвижного бора и молибдена. Неэффективно применение азотных удобрений. Норма высева – 25-30 кг/га.

Донник желтый (*Melilotus officinalis*) – двулетнее травянистое растение, со стержневым корнем и ветвистыми крепкими прямостоячими стеблями высотой до 2 м. Листья тройчатые с округлыми или ланцетными листочками, по краю мелкозубчатыми, снабжённые ланцетными прилистниками. Соцветия – 30-70-цветковые, пазушные кисти длиной 4-10 см. Цветки поникающие, с жёлтым венчиком. Бобы овальные, поперёк морщинистые, сероватые, одно-, двухсеменные. Семена мелкие, зеленовато-жёлтые (Иваненко и др., 2017).

Используют донник на корм скоту, травяную муку, для приготовления сена или сенажа, на выпас и зелёное удобрение. Он обладает умеренной

зимостойкостью и лучше других культур переносит почвенную и воздушную засуху, выдерживает кратковременные заморозки (минус 3-6 °С). Период вегетации составляет от 80 до 135 дней. Для возделывания донника желательна почва с нейтральной или слабощелочной реакцией $pH_{\text{сол}} > 5,6$ на низкоплодородных кислых растёт слабо (Посыпанов и др., 2006; Иваненко и др., 2017; Завалин и др., 2019). Кроме того, бобовые культуры предпочитают почвы, обеспеченные фосфором, калием, молибденом и бором (Посыпанов, 1991).

Фаза укосной спелости у бобовых наступает с началом цветения, когда накапливается значительная биомасса с высоким содержанием азота и сырого белка, количество которого в процессе цветения постепенно перераспределяется в подземные органы (Доев, 2017).

Растения семейства Бобовые (*Fabaceae*) обладают уникальной способностью вступать в симбиоз с клубеньковыми бактериями, в основе которого лежит сложная последовательность морфофизиологических изменений клеток партнеров (Новикова, 2004).

Способностью фиксировать молекулярный азот обладают клубеньковые бактерии – симбиотические азотфиксирующие микроорганизмы, с помощью которых осуществляется образование клубеньков и связывание газообразных атмосферных форм азота (Зенова и др, 2002; Тихонович, 2011; Завалин, 2010).

Клубеньковые бактерии люцерны и донника (*Rhizobium meliloti*) – диазотрофы, живущие в тканях растений, обладающие способностью стимулировать образование клубеньков или узелков на корнях, в которых происходит фиксация азота атмосферы (Черников, 2000). Клубеньковых бактерий развиваются на самых мелких корешках боковых корней, где они питаются за счёт плазмы клеток растений и вырабатывают азотистые вещества из азота воздуха, обеспечивая ими свои потребности и бобовые растения (Доев, 2017).

Характер размещения клубеньков на корневой системе бобовых культур следующий: у люцерны – дисперсно по корневой системе в радиусе до 16-18 см от главного корня и до глубины 25-27 см, у донника – радиус распространения 15-17 и не глубже 20-23 см. (Посыпанов, 1991)

В почвах разного типа за счет симбиотической азотфиксации при участии клубеньковых бактерий может накапливаться от 60 до 300 кг/га азота (Мишустин, 1975). Инокуляция бобовых растений высокоэффективными штаммами клубеньковых бактерий повышает урожайность культур в среднем на 20-50 % (Тихонович, Завалин, 2016).

Для большинства культур клубеньковых бактерий оптимальное значение pH среды находится в пределах pH 6,5-7,5, а при pH 4,5-5 и pH 8 их рост приостанавливается. Однако встречаются культуры, относительно устойчивые к кислой среде и образующие клубеньки в почвах с pH 5. Наиболее благоприятна температура около 24-26⁰ С, при температуре ниже 5⁰ С и выше 37⁰ С рост клубеньковых бактерий прекращается (Емцев В.Т., Мишустин Е.Н., 2014).

Для успешного бобоворизобиального симбиоза важную роль играет уровень обеспеченность почвы подвижным фосфором обменным калием и микроэлементами, в частности бором и молибденом, а также условия увлажнения (Н. Bortels, 1930; Anderson, 1969; Посыпанов, 1991).

Оптимальной для успешной симбиотической азотфиксации принято считать влажность почвы 60-95% ППВ, при снижении влажности до 50% ППВ, даже кратковременном, происходит отмирание клубеньков и снижение их активности (Мишустин, 1975; Посыпанов, 1991; Козырев, 1998).

Ускорение процесса симбиотической фиксации азота, о чем свидетельствует формирование на корнях клубеньков розового цвета, происходит в фазу бутонизации – начало цветения, в последующем данные процессы замедляются (Заманщиков и др. 2009). В процессе симбиоза у партнеров возникают новые адаптивные качества, повышается способность устойчивости к действию неблагоприятных факторов (Иванова и др., 2014).

2.4. Методика исследований

В качестве тест-культур выбраны растения люцерны посевная (*Medicago sativa*) и донник желтый (*Melilotus officinalis*). Выбор растений связан с их

способностью совместно с клубеньковыми бактериями вовлекать в биологический круговорот атмосферный азот и обогащать им почву, высокими характеристиками засухоустойчивости и зимостойкости, фитомелиоративными особенностями.

Исследования осуществлялись в лабораторных опытах на чашках Петри. Схема лабораторных опытов включала вариант без использования солей тяжелых металлов (контроль), а также варианты с внесением навесок легкорастворимых солей нитрат свинца $Pb(NO_3)_2$; нитрат кадмия $Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$; сульфат меди $CuSO_4 \cdot 5H_2O$; сульфат цинка $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ в возрастающих концентрациях (табл. 3).

Таблица 3 – Схема проведения исследований по определению токсичности солей тяжелых металлов на тест-объекты

Вариант опыта		Тестируемые объекты	Схема опыта
1	Энергия прорастания и всхожесть семян	Семена донника желтого (<i>Melilotus officinalis</i>)	1. Фон (дистиллиров. вода)
2. Фон + свинец содержание $Pb(NO_3)_2$ %: 0,01; 0,1; 0,3; 0,5; 1; 3; 5; 6			
3. Фон + кадмий содержание $Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$ %: 0,01; 0,1; 0,3; 0,5; 1; 3; 5; 6			
2		Семена люцерны посевной (<i>Medicago sativa</i>)	4. Фон + цинк содержание $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ %: 0,01; 0,1; 0,3; 0,5; 1; 3; 5; 6
5. Фон + медь содержание $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ %: 0,01; 0,1; 0,3; 0,5; 1; 3; 5; 6			
3	Рост клубеньковых бактерий	Клубеньковые бактерии <i>Rhizobium meliloti</i> штамм донника	1. Фон (бобовый агар без солей тяжелых металлов)
2. Фон + свинец содержание $Pb(NO_3)_2$ %: 0,01; 0,1; 0,3; 0,5; 1; 3; 5; 6			
3. Фон + кадмий (содержание $Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$ %: 0,01; 0,1; 0,3; 0,5; 1; 3; 5; 6)			
4		Клубеньковые бактерии <i>Rhizobium meliloti</i> штамм люцерны	4. Фон + цинк содержание $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$ %: 0,01; 0,1; 0,3; 0,5; 1; 3; 5; 6
5. Фон + медь содержание $CuSO_4 \cdot 5H_2O$ %: 0,01; 0,1; 0,3; 0,5; 1; 3; 5; 6			

Выбор солей при моделировании среды в лабораторных и вегетационно-полевых экспериментах ориентирован на хорошую растворимость соединений, что обеспечит в эксперименте достичь благоприятной подвижности элемента в среде. Кроме того, принимая во внимание ряд токсичности водорастворимых солей по В.П. Середина (2015): хлорид > сульфат > ацетат > нитрат > оксид и учитывая, что оксиды практически нерастворимы, оказывают слабое действие, а

нитраты имеют некоторый положительный эффект нитрат-ионов на почвенную биоту и растения, как источник минерального питания, сульфаты цинка и меди используются в качестве удобрения в растениеводстве, выбор был ориентирован на последние (нитраты и сульфаты), как проявляющие аналогичное геохимическое поведение.

2.4.1 Определение энергии прорастания и лабораторной всхожести семян люцерны и донника в средах с солями тяжелых металлов

Для определения фитотоксичности среды семена помещали на слой фильтровальной бумаги, смоченной водным раствором соли тяжелого металла, и проращивали при условиях, описанных в приложении 3. Повторность опыта 4х-кратная. Энергию прорастания и всхожесть семян люцерны и донника определяли согласно ГОСТ 12038-84 Семена сельскохозяйственных культур. Методы определения всхожести.

2.4.2. Определение численности клубеньковых бактерий *Rhizobium meliloti* в средах с солями тяжелых металлов

Определенный вид бактерий обычно образует клубеньки только на одном или нескольких видах бобовых растений. Так *Rhizobium meliloti* инфицирует донник и люцерну. Для проведения исследований использовали симбиотические бактериальные препараты группы Ризоторфин с десятикратным разведением: штамм 415 – для люцерны, штамм 282 – для донника. Штаммы выбраны как одни из наиболее эффективных, в том числе на засоленных почвах, во многих агроклиматических зонах РФ (Скипин, Храмцов, Петухова, 2014; Дегунова, Шкодина, 2017; Рапина, 2019). Все бактериальные препараты произведены и предоставлены Всероссийским НИИСХМ (г. Санкт-Петербург, г. Пушкин).

Бактерии выращивали в термостате при температуре 26⁰. Посев осуществляли в стерильные чашки Петри на плотной питательной агаризованной среде, обогащенной солями тяжелых металлов, (г/л: горох – 50; вода – 1; агар –

20; сахароза – 10; K_2HPO_4 – 0,5; и количество соли, соответствующее изучаемому варианту) (Звягинцев, 1980; Скипин, 2000).

Методика проведения лабораторных опытов изложена Разумовской, Чижик, Громовым (1960); Аристовской, Владимирской, Голлербах и др. (1962); Звягинцевым с соавторами (1980); Скипиным (2000); Зеновой с соавторами (2002).

Посев на поверхность стерилизованной агаризованной среды в чашки Петри производили сразу после застывания агара и появления муаровой поверхности. Над пламенем горелки стерильной пипеткой наносили 0,2 мл соответствующего разведения, распределяли вращательными движениями на поверхности среды стерильным шпателем и втирали досуха без надавливаний (Звягинцев, 1980; Посыпанов, 1991).

Чашки Петри после посева переворачивали вверх дном во избежание стекания капель воды на поверхность среды и выдерживали в термостате. При появлении колоний, на 4 день, проводили подсчет по всей чашке Петри и описание культуральных признаков клубеньковых бактерий (Скипин, 2000).

Полученные в ходе исследования данные обрабатывали статистически по методике Б.А. Доспехова (1985) с использованием программного компьютерного пакета Excel. Силу корреляционной связи определяли по шкале согласно приложению 4. Критический и оптимальный уровень токсичности солей тяжелых металлов, возможность жизнеспособности семян фитомелиорантов оценивали по ингибированию энергии прорастания и всхожести.

Лабораторные опыты позволяют выявить возможность культивирования, сходства и различия, границы выносливости клубеньковых бактерий на средах с солями тяжелых металлов.

2.4.3. Схемы опытов, методика закладки и проведения вегетационно-полевых исследований

Подбор оптимальных условий ремедиации и культур фитомелиорантов может быть использован на загрязненных тяжелыми металлами почвах, что

позволит повысить почвенное плодородие за счет накопленного симбиотического азота, способствовать очищению почвы постепенным выносом токсикантов растениями и окультуриванию техногенно-загрязненных территорий.

Общеизвестно, что характер действия тяжелых металлов на урожайность сельскохозяйственных культур зависит от ряда факторов: метеорологических и почвенных условий, физико-химических свойств элемента, его концентрации, биологических особенностей растений (Ермохин и др., 2002; Ильин, 2012; Азаренко, 2013)

Исследования заложены в летний период в вегетационно-полевых условиях в соответствии с методиками Б.А. Доспехова (1985) и Г.С. Посыпанова (1991). Почвенный покров представлен черноземом выщелоченным, характеристика которого представлена ранее. Почва для создания моделей в эксперименте отбиралась в верхней части профиля (0-28 см) и подвергалась искусственному загрязнению.

В качестве исследуемой культуры выбраны многолетние бобовые травы донник желтый (*Melilotus officinalis*) и люцерна посевная (*Medicago sativa*). Все агротехнические работы в эксперименте проведены вручную, посев семян в вариантах опыта осуществляли в один день. Закладка опытов, проведение наблюдений и учетов, отбор и анализ растительных проб проводили в соответствии с общепринятыми методиками (Посыпанов, 1991; Доспехов, 1968; Миланова, 1976; Наплекова, 2000).

Вегетационно-полевой эксперимент заложен в 2017 году в пленочных сосудах диаметром 25 см вместительностью 5 кг почвы с отверстиями в нижней части. Сосуды заполнялись однородной просеянной почвой, отобранной на глубину пахотного слоя. Предварительно в растворенном виде вносили соли тяжелых металлов: свинец (180 мг/5 кг почвы), кадмий (15 мг/5 кг почвы), цинк (690 мг/5 кг почвы) – кратно 6 ПДК, медь (150 мг/5 кг почвы) – кратно 10 ПДК. Данные дозировки приняты за основу при моделировании среды в соответствии с критерием экотоксикологической оценки состояния земель (табл. 4), соответствующей территориям с очень сильным уровнем загрязнения земель,

относящимся к зонам экологического бедствия (пятая группа), с учетом рекогносцировочных исследований.

Таблица 4 – Группировка почв для эколого-токсикологической оценки по содержанию подвижных форм тяжелых металлов, мг/кг

ТМ	Класс опасности	Уровни загрязнения земель, мг/кг (Критерии оценки ..., 1992; Методические указания по обследованию почв ..., 1995; Муха и др., 2004)				
		1 - допустимый	2 - слабый	3 - средний	4 - сильный	5 - очень сильный
Свинец	1	<3,0	3,0-6,0	6,1-12,0	12,1-18,0	>18,0
Цинк	1	<10,0	10,0-23,0	24,0-46,0	47,0-69,0	>69,0
Медь	2	<1,5	1,5-3,0	3,1-15,0	15,1-30,0	>30,0
Кадмий	1	<0,25	0,26-0,50	0,51-1,0	1,1-1,5	>1,5

Повторность для вегетационного опыта определена в соответствии с методикой Г.С. Посыпанова (1991): в первых шести сосудах вели биометрический и химический анализ надземной части растений, в трех других – анализ корневой системы и симбиотического аппарата.

Схема опыта предусматривала изучение вариантов:

Опыт 1 - Выращивание <i>Melilotus officinalis</i> (инокуляция штамм 282)	1. Контроль (почва без солей ТМ, без сорбентов, семена не инокулированы ризоторфином)
	2. Контроль + ризоторфин
	3. Свинец+ ризоторфин
	4. Свинец + цеолит+ ризоторфин
	5. Свинец + диатомит+ ризоторфин
	6. Свинец + глауконит+ ризоторфин
	7. Кадмий+ ризоторфин
Опыт 2 - Выращивание <i>Medicago sativa</i> (инокуляция штамм 415)	8. Кадмий +цеолит+ ризоторфин
	9. Кадмий + диатомит+ ризоторфин
	10. Кадмий + глауконит+ ризоторфин
	11. Цинк+ ризоторфин
	12. Цинк + цеолит+ ризоторфин
	13. Цинк + диатомит+ ризоторфин
	14. Цинк + глауконит+ ризоторфин
	15. Медь+ ризоторфин
	16. Медь + цеолит+ ризоторфин
	17. Медь + диатомит+ ризоторфин
	18. Медь + глауконит+ ризоторфин

Минеральные компоненты: диатомит, глауконит, цеолит вносили из расчета 8 г/кг почвы перед посевом, что соответствует гектарной дозе 2 т/га. Инокуляцию семян бактериальным препаратом ризоторфин проводили из расчета 0,25-0,3 кг

(250-300 г) на гектарную норму высева семян (норма высева при широкорядном и квадратно-гнездовом посеве – 4-8 кг/га). Обработка проводилась полусухим способом: семена смачивали водой (1,5-2% от их веса), добавляли необходимое количество ризоторфина и тщательно перемешивали до равномерного распределения препарата. Обработанные семена высевали во влажную почву с нормой 25 семян на сосуд, не допуская попадания прямых солнечных лучей.

При проведении эксперимента выдержан принцип единственного различия: не изучаемые в опыте факторы сохранялись на уровне оптимальных, кроме исследуемых.

Для своевременного, обильного образования клубеньков, раннего начала биологической фиксации азота необходимо, чтобы в почве содержалось небольшое количество доступного минерального азота (15-20 кг/га). При нормально складывающихся симбиотических взаимоотношениях с бобовыми растениями клубеньковые бактерии могут полностью удовлетворять потребность растений в азоте и способствовать получению высоких урожаев (Доросинский, 1970).

Клубеньковые бактерии относятся к числу влаголюбивых микроорганизмов: начинают размножаться в почве при влажности не менее 16% от полной влагоемкости. Особенно важное значение условия увлажнения имеют в период посева (Доросинский, 1970). В период проведения исследований влажность почвы определяли измерителем влажности «Грин Бэлт» и поддерживали на уровне 70 % НВ.

В период прорастания семян их количество доводили до 14 шт на один сосуд, что соответствует 2 млн всхожих семян на 1 га. (Завалин, Кожемяков, 2010; Скипин, 2000).

Устойчивость бобовых к токсическому действию моделируемой почвы оценивали по морфометрическим показателям растений при достижении первой укосной спелости в начале цветения. Учет зеленой массы проводили, измеряя высоту надземной части растений и вес (Г.Ф. Лакин, 1990; Методика государственного сортоиспытания с.х культур, 1989; Г.С. Посыпанов, 1991).

Изучение симбиотических взаимоотношений клубеньковых бактерий и растения-хозяина в присутствии токсичного агента осуществляли по количеству образовавшихся на корнях клубеньков.

Содержание тяжёлых металлов в почве и зеленой массе растений определяли в испытательной лаборатории ФГБУ ГСАС «Тюменская» атомно-абсорбционным методом на основании Методических указаний по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства (1992). Оценку качества кормов проводили согласно утвержденным нормативам (МДУ для кормовых трав, 1987). Подсчет количества клубеньков осуществляли по методике П.П. Вавилова и Г.С. Посыпанова (1983).

Полученные данные обработаны методом статистического анализа по методике Б. А. Доспехова (1985), математическая обработка результатов производилась с использованием программного компьютерного пакета Excel (Аксенов, Б.Г.). Наименьшая существенная разница (НСР), доверительный интервал рассчитаны с 5% уровнем значимости.

3. ДЕЙСТВИЕ СОЛЕЙ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ВСХОЖЕСТЬ СЕМЯН ФИТОМЕЛИОРАНТОВ И РОСТ КОЛОНИЙ ИХ СИМБИОНТОВ

Для определения влияния различных доз тяжелых металлов на посевные качества семян и выживаемость клубеньковых бактерий в токсичных условиях, нами проведен ряд лабораторных экспериментов с созданием моделей загрязненной среды и поддержанием оптимальных для роста и развития биотестов условий.

3.1. Влияние солей тяжелых металлов на прорастание семян донника желтого и люцерны посевой

Прорастание семян является первичным индикатором развития растений, важным этапом перехода от начальной фазы развития к последующим, определяет дальнейший рост и продуктивность. Ионы тяжелых металлов нарушают процесс деления и растяжения клеток в зародыше семени, вызывая задержку и полное подавление роста (Казнина, 2016).

Проведение экспериментальных исследований по моделированию загрязненной среды и оценке влияния различных тяжелых металлов на растительные объекты позволило установить границы устойчивости растений и тенденции жизнеспособности в токсичных условиях, определить действие определенной соли металла, выявить летальные и оптимальные концентрации, при которых сохраняется жизнеспособность фитотестов. Кроме того, оценка прорастания семян в неблагоприятных факторах среды дает возможность выявить чувствительность разных видов растений.

Полученные в результате эксперимента данные представлены на рисунке 4-12, где выявлено закономерное снижение прорастания семян при увеличении концентрации токсичной среды, однако отмечены неоднозначные характеристики тест-реакции культур в исследуемых моделях. По результатам исследований

установлена обратная корреляционная зависимость действия тяжелых металлов на жизнеспособность семян люцерны и донника.

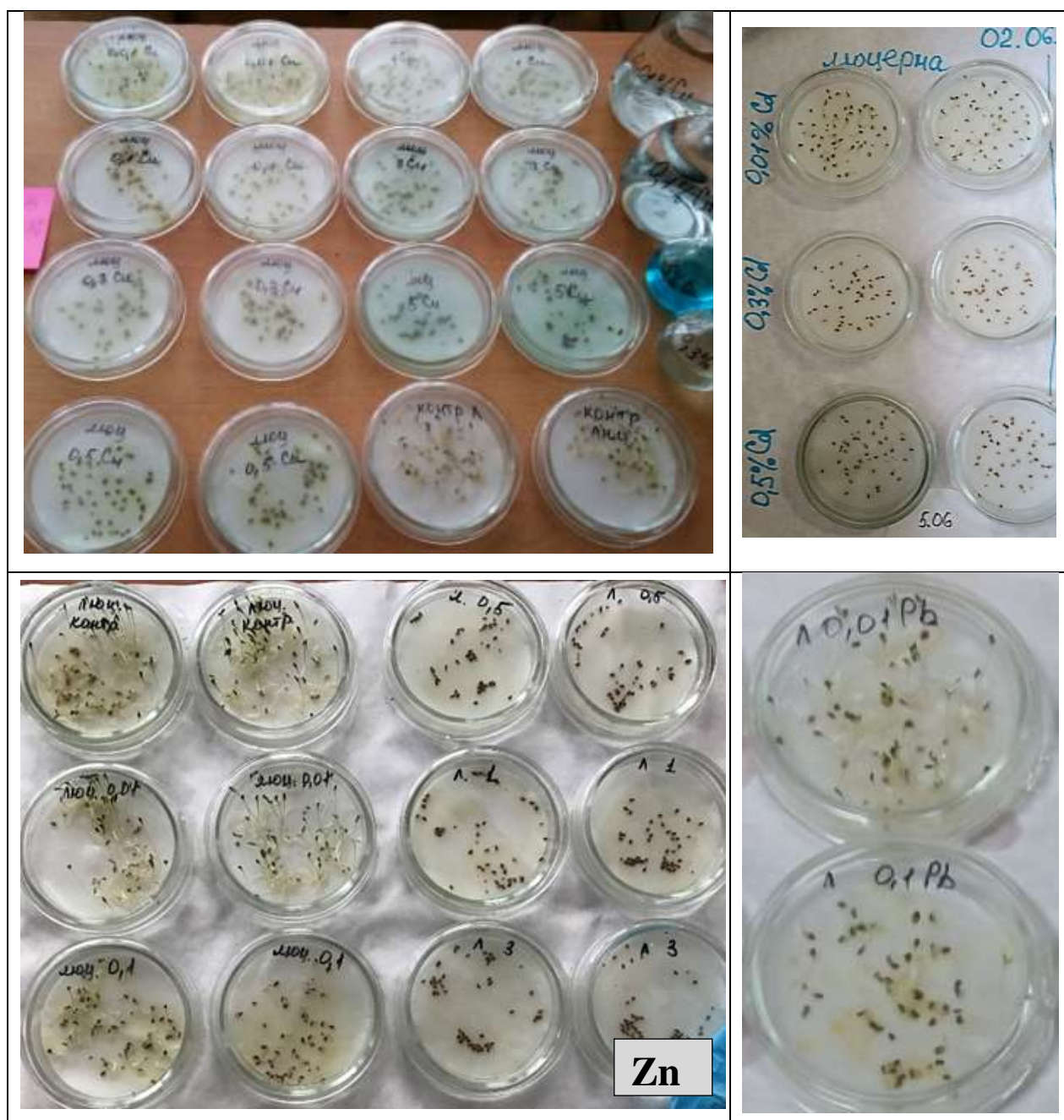


Рисунок 4 – Всхожесть семян фитомелиорантов

При определении зависимости между концентрацией меди в среде и прорастанием семян люцерны отмечена средняя сила связи (рис. 5), где коэффициент корреляции составил $r = -0,65$ (энергией прорастания) и $r = -0,66$ (всхожесть). Ингибирование ростовых процессов наблюдалось во всех модельных вариантах по сравнению с контрольным: содержание 0,01%-0,1% меди снижало энергию прорастания и всхожесть семян на 3-13% соответственно, концентрация

токсиканта 0,3% – на 55-57 % соответственно. В вариантах среды с 0,5-1% раствором соли жизнеспособность семян соответственно достигла лишь 4% и 3% – при определении энергии прорастания, 5% и 4% – при определении всхожести.

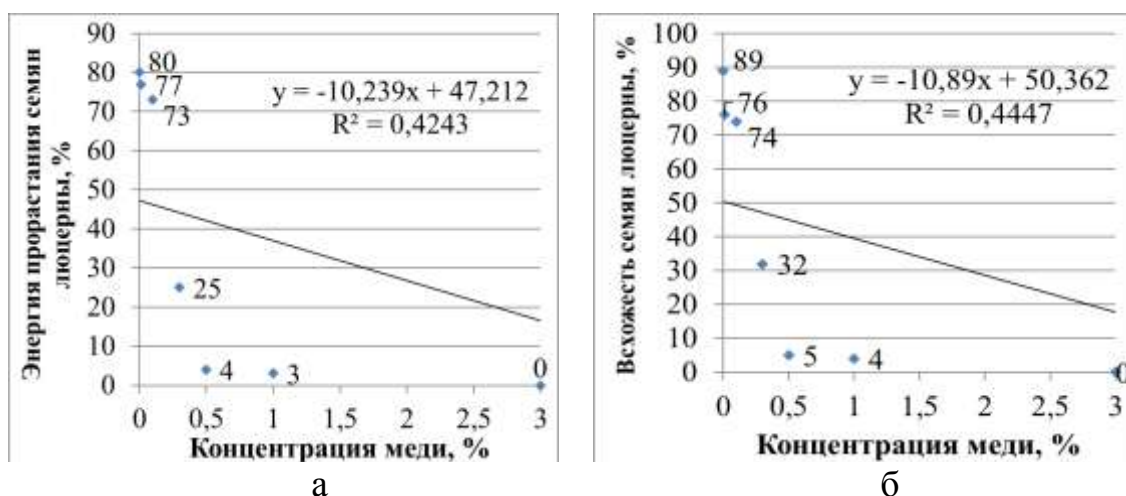


Рисунок 5 – Зависимость прорастания семян люцерны посевной от концентрации меди, %: а) энергия прорастания; б) всхожесть

В среде, загрязненной солью свинца, корреляционная зависимость между концентрацией элемента и прорастанием семян средняя: $r = -0,43$ (энергия прорастания) и $r = -0,69$ (всхожесть) (рис.6). В срок определения энергии прорастания семян люцерны в среде с добавлением соли свинца количество проростков было незначительным: 25%, 8%, 5%, 3% соответственно в концентрации 0,01%, 0,1%, 0,3%, 0,5%. В срок подсчета всхожести, можно отметить устойчивость семян люцерны к более высоким концентрациям свинцового загрязнения, где проросло 82%, 75%, 23%, 17%, 8%, 6% семян при содержании токсиканта соответственно 0,01%, 0,1%, 0,3%, 0,5%, 1%, 3%.

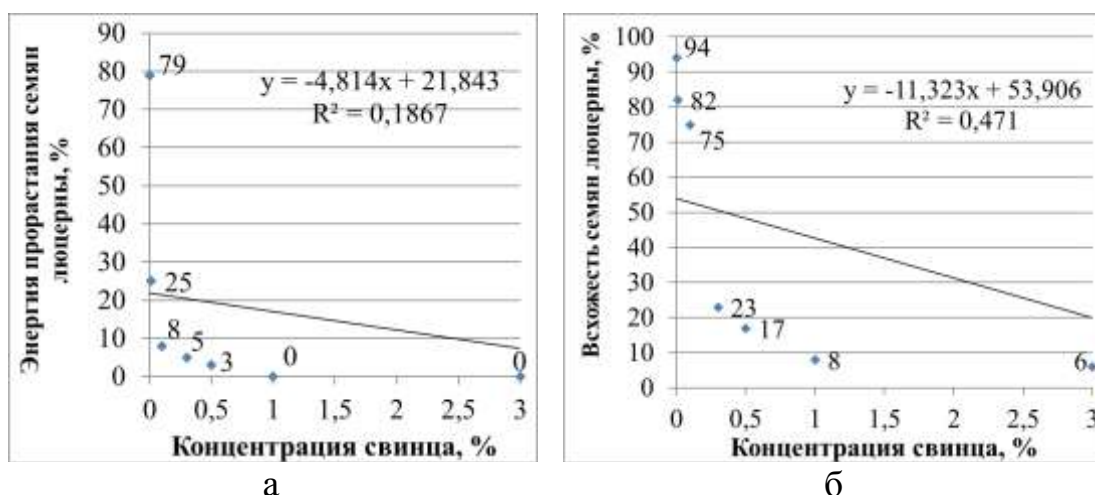


Рисунок 6 – Зависимость прорастания семян люцерны посевной от концентрации свинца, %: а) энергия прорастания; б) всхожесть

Средняя корреляционная связь ($r = -0,54-0,55$) определена при проращивании семян люцерны в растворе кадмия (рис. 7). Действие данного элемента было наиболее токсичным среди изучаемых токсикантов и заметно ингибировало ростовые процессы семян. В среде с заданной концентрацией 0,01%-кадмия показатели энергии прорастания и всхожести незначительно отличались от аналогичного загрязнения другими металлами и составили 70-77% соответственно, наиболее четко признаки угнетения прослеживались при концентрации 0,1%, где количество проросших семян было 44-43%, а в 0,3% растворе жизнеспособность составила лишь 2% в оба срока учета.

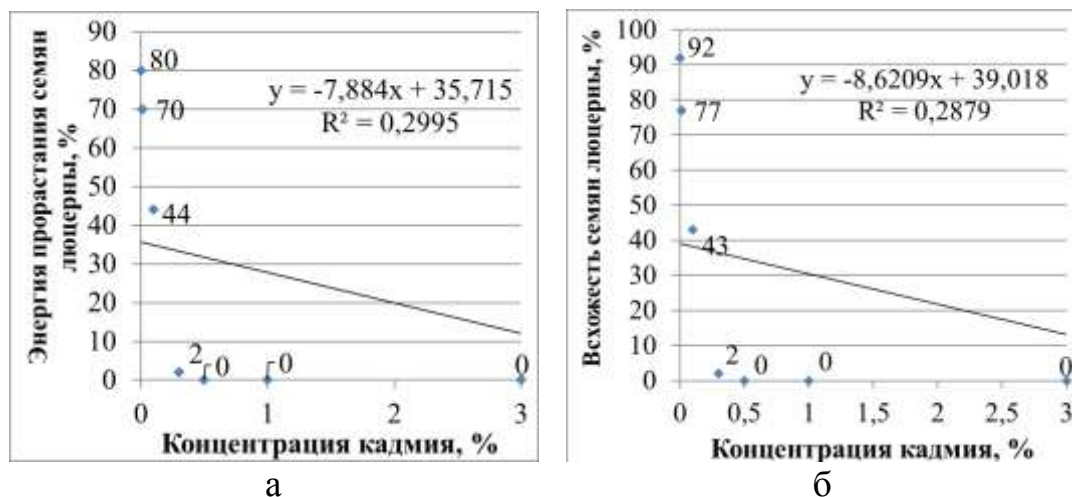


Рисунок 7 – Зависимость прорастания семян люцерны посевной от концентрации кадмия, %: а) энергия прорастания; б) всхожесть

Средняя ($r = -0,67$) и сильная ($r = -0,75$) сила связи прослеживалась при моделировании цинкового загрязнения (рис. 8). В минимальной 0,01%-ной концентрации соли цинка энергия прорастания семян люцерны превышала контрольные значения на 2%, однако всхожесть была ниже контроля на 6%. С последующим увеличением загрязнения жизнеспособность семян снижалась: в срок учета энергии прорастания с 52→30→8→6%, в сроки учета всхожести с 72→48→20→8% в соответствии с концентрацией от 0,1%→0,3%→0,5%→1%.

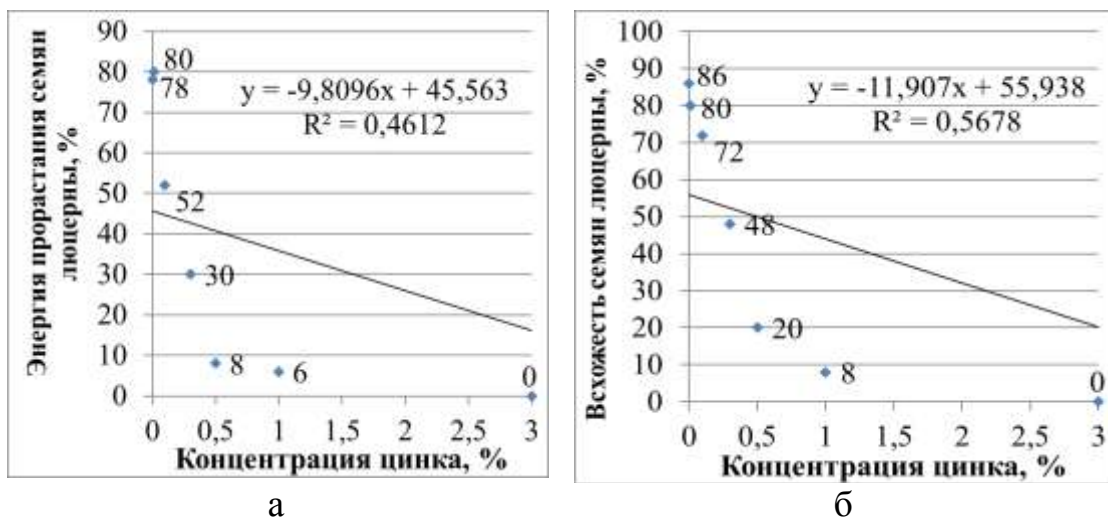


Рисунок 8 – Зависимость прорастания семян люцерны посевной от концентрации цинка, %: а) энергия прорастания; б) всхожесть

По выявленной закономерности в порядке убывания можно выстроить следующий ряд токсичности тяжелых металлов для жизнеспособности семян люцерны: кадмий > медь > цинк > свинец.

При исследовании выживаемости семян донника в загрязненной среде (рис. 9-12) средняя сила корреляционной связи в срок учета энергии прорастания определена в модельных образцах со свинцом ($r = -0,32$), медью ($r = -0,59$) и кадмием ($r = -0,63$), сильная ($r = -0,76$) – при загрязнении солью цинка. Зависимость лабораторной всхожести от действия токсиканта прослеживалась в следующей закономерности: средняя связь (коэффициент корреляции от $r = -0,50$ до $r = -0,60$) – при добавлении в среды солей свинца, меди и кадмия, сильная ($r = -0,72$) – в среде с солью цинка.

При загрязнении среды медью (рис. 9) количество проросших семян донника снижалось с каждым последующим увеличением дозы металла от 0,01%→0,1%→0,3%→0,5%→1%: энергия прорастания уменьшалась по отношению к контролю на 18→24→69→71→73% соответственно, аналогичная закономерность отмечалась по всхожести 22→31→80→82→84%.

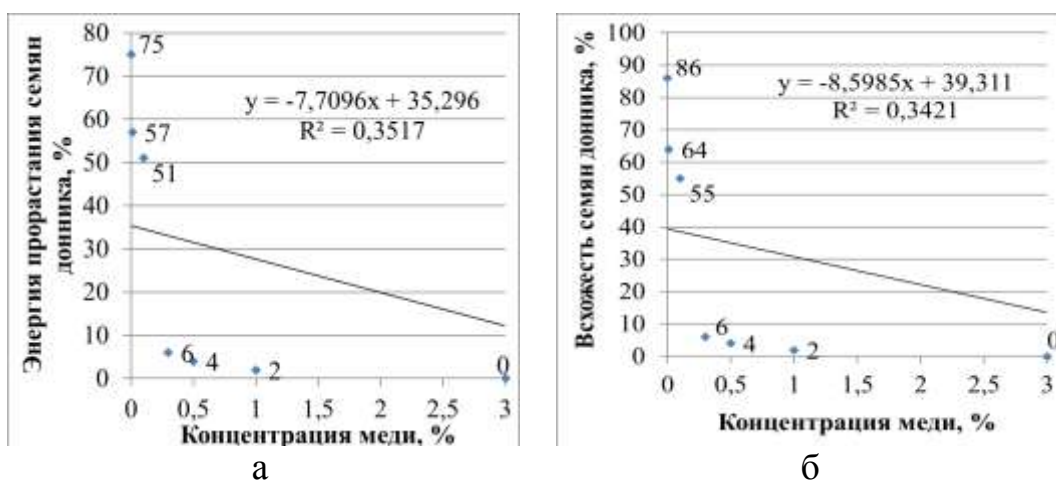


Рисунок 9 – Зависимость прорастания семян донника желтого от концентрации меди, %: а) энергия прорастания; б) всхожесть

В модельном опыте со свинцом (рис. 10) можно отметить значительное ингибирование энергии прорастания семян донника по отношению к контролю: единственной предельной концентрацией раствора стала минимальная 0,01%-ная дозировка металла, где жизнеспособность сохранили 9% семян при контрольном показателе 72%. К периоду учета лабораторной всхожести контрольное значение жизнеспособных семян составило 95%, при этом в модельных вариантах проросло 69→19→8→3% семян соответствующее 0,01→0,1%→0,3%→0,5% раствору солей. Подобная тенденция наблюдалась при проращивании семян люцерны, что подтверждает возможность высших растений уже на начальных стадиях роста в определенной степени адаптироваться к условиям окружающей среды.

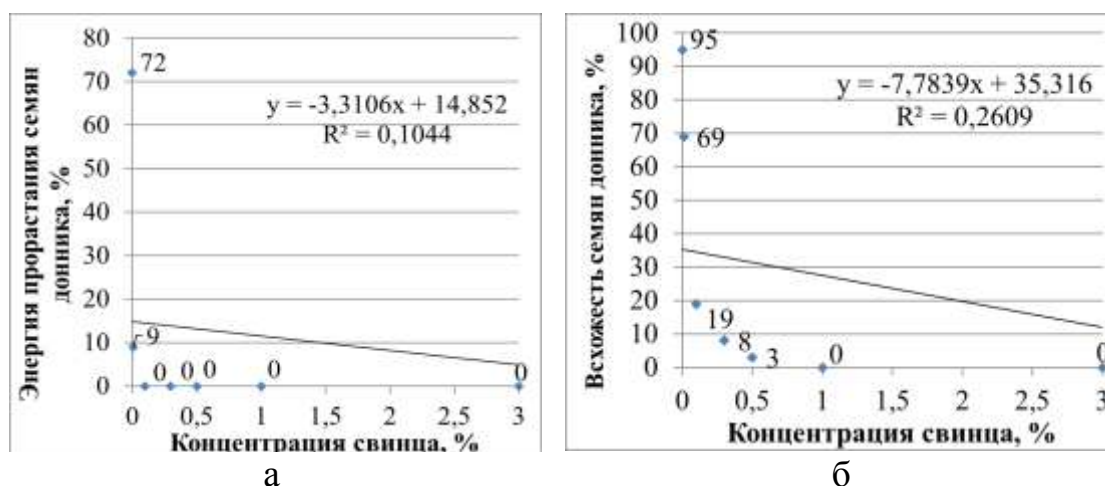


Рисунок 10 – Зависимость прорастания семян донника желтого от концентрации свинца, %: а) энергия прорастания; б) всхожесть

Кадмий не оказывал отличного от других металлов ингибирующего действия на прорастание семян донника (рис. 11). Количество проростков при концентрации кадмия 0,01%→0,1% в срок определения энергии прорастания было ниже контроля на 8-15% соответственно, при определении всхожести – на 19-56%. В среде 0,3-0,5% элемента прослеживается жизнеспособность семян: при энергии прорастания 13% и 4% соответственно, при всхожести 19% и 6%, что выше аналогичных показателей у люцерны.

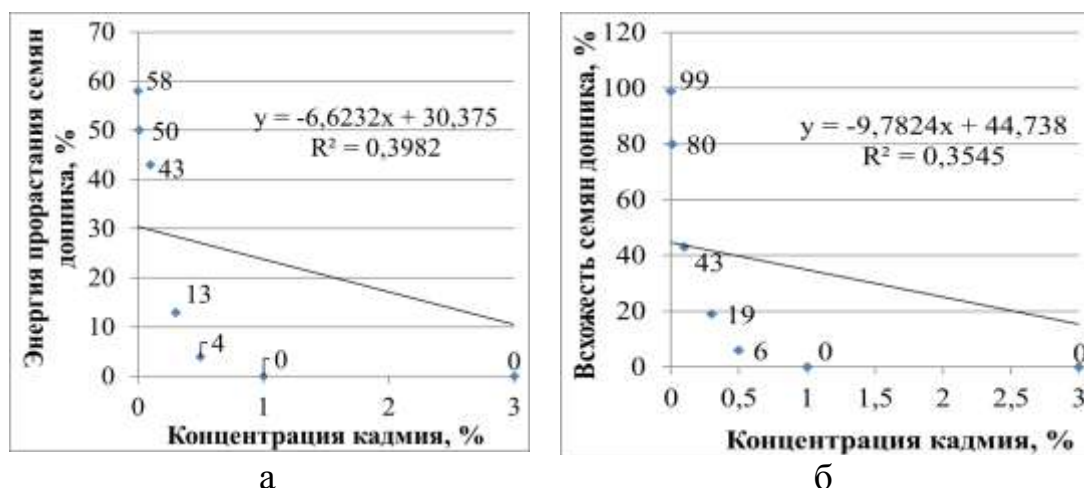


Рисунок 11 – Зависимость прорастания семян донника желтого от концентрации кадмия, %: а) энергия прорастания; б) всхожесть

При цинковом загрязнении семена донника проявили наибольшую устойчивость (рис. 12), количество проросших семян было наибольшим среди изучаемых вариантов. Энергия прорастания при концентрациях цинка 0,01%→0,1%→0,3%→0,5%→1% составила, соответственно, 49→37→31→16→4% проростков, всхожесть 74→54→41→17→4%.

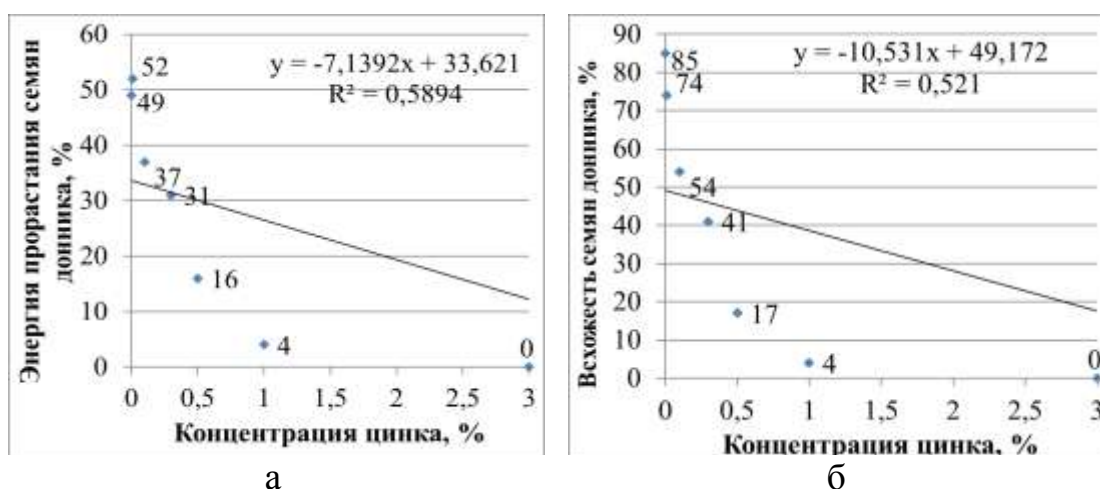


Рисунок 12 – Зависимость прорастания семян донника желтого от концентрации цинка, %: а) энергия прорастания; б) всхожесть

Ранжировать действие тяжелых металлов на процесс прорастания семян донника желтого можно в следующей последовательности, в порядке убывания: свинец > кадмий > медь > цинк.

Выявленная закономерность снижения прорастания семян при повышении дозы металла указывает на то, что бобовые культуры – донник желтый и люцерна посевная не одинаково реагируют на токсичность элементов и их концентраций. У донника ингибирование по ряду вариантов прослеживалось чаще, чем у люцерны: наибольшая чувствительность к загрязненной среде по показателям всхожести отмечалась в опытах со свинцом, цинком и медью. Однако при кадмиевом загрязнении семена донника были устойчивее люцерны в моделях с повышенным содержанием этого элемента: в дозе 0,3% проросло 19% семян донника при 2% у люцерны; с последующим увеличением концентрации до 0,5%, которая для люцерны стала летальной, у донника отмечена всхожесть 6% семян. Напротив, жизнеспособность люцерны при добавлении раствора соли свинца была довольно устойчивой в концентрациях 0,3%→0,5%→1%→3%, где проросло 23→17→8→6% семян, аналогично для донника 0,5% раствор соли обладал пороговой токсичностью, в нем показатели всхожести составили лишь 3%.

Среди изучаемых металлов наибольшее токсическое действие на прорастание семян донника оказывал свинец и кадмий, для семян люцерны – кадмий. Полное ингибирование всхожести наблюдается при следующих концентрациях тяжелых металлов: для семян донника – 1% и выше соли свинца и кадмия, 3% и выше соли меди и цинка; для семян люцерны 0,5% и выше – соли кадмия, 3% и выше – соли меди и цинка; 5% и выше соли свинца. Действие меди, как микроэлемента, в наших опытах не проявлялось.

3.2. Жизнеспособность колоний клубеньковых бактерий *Rhizobium meliloti* в условиях загрязнения питательной среды тяжелыми металлами

Согласно В.В. Ковальскому (1974), знание адаптационных возможностей микроорганизмов к повышенному действию микроэлемента, а также

концентраций, при которых данные механизмы перестают работать, является важной составляющей биогеохимических циклов пищевой цепи (Ковальский В.В., 1974). Гибель колоний клубеньковых бактерий на засоленных тяжелыми металлами средах будет обусловлена токсичностью элементов и действием повышенного осмотического давления.

Чувствительность клубеньковых бактерий и возможность их выживания в загрязненной тяжелыми металлами среде представлена на рисунке 13-15. Результатами исследований определено, что штамм бактерий донника и бактерий люцерны имеет различный порог выносливости при культивировании на токсичной среде.

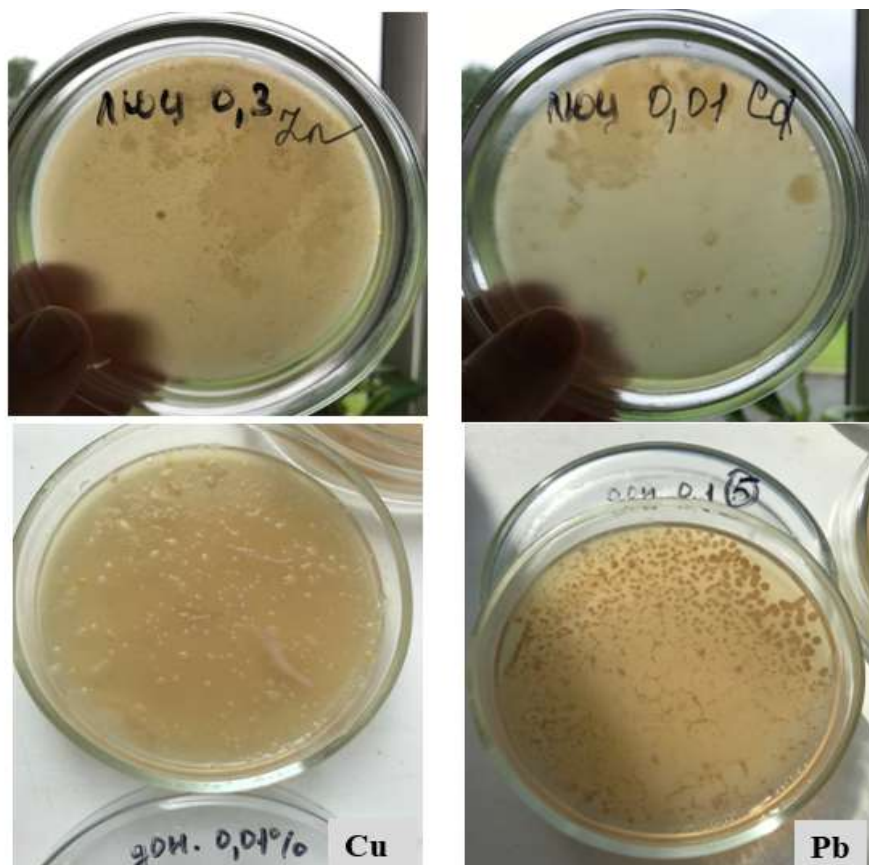


Рисунок 13 – Культивирование клубеньковых бактерий в токсичной среде

В порядке убывания степень токсичности солей тяжелых металлов на бактерии донника можно представить в следующей последовательности: кадмий>медь>свинец>цинк (табл. 5, рис. 14), причем в 0,01% концентрации меди количество колоний в чашке Петри было заметно выше 344 ± 33 шт., чем при аналогичном свинцовом загрязнении 259 ± 16 шт., однако с увеличением

содержания токсиканта до 0,1% число жизнеспособных колоний клубеньковых бактерий при медном загрязнении снизилось до 121 ± 13 шт. напротив 213 ± 9 шт. в среде с добавлением свинца.

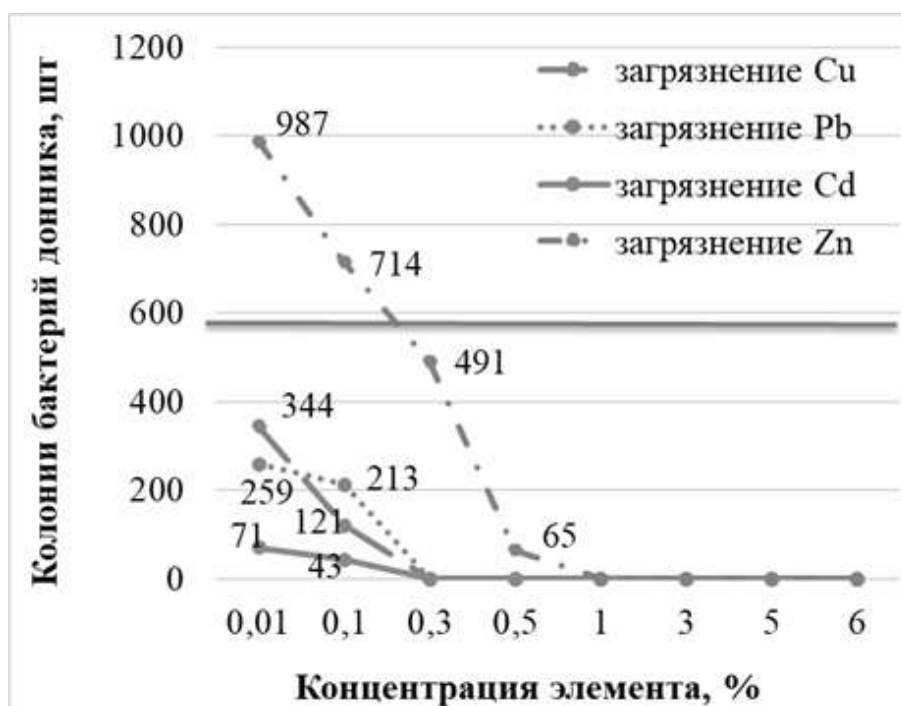


Рисунок 14 – Численность колоний клубеньковых бактерий донника (*Rhizobium meliloti* Штамм 282) при различных уровнях солевой токсикации

Наиболее выраженный токсический эффект на жизнеспособность клубеньковых бактерий донника оказывал кадмий: количество выживших колоний на данной среде было наименьшим и составило в концентрации 0,01% – 71 ± 9 шт., в 0,1% содержании – 43 ± 4 шт., при контрольном значении 578 ± 24 шт.

При добавлении в питательную среду цинка симбионты донника проявили наибольшую устойчивость к токсичности среди исследуемых металлов. Порогом выживаемости в данном случае стала концентрация 0,5% соли, где количество выживших колоний составило 65 ± 5 шт.; при более низком содержании элемента число клубеньковых бактерий закономерно росло, приближалось и даже превышало контрольный показатель, составляющий 578 ± 24 шт., – в 0,3% концентрации соли цинка оно достигло 491 ± 39 шт., в 0,1% – 714 ± 81 шт., в 0,01% – 987 ± 19 шт.

Ответную реакцию клубеньковых бактерий люцерны на загрязнение питательной среды солями тяжелых металлов в чашках Петри (табл. 5, рис. 16)

можно представить в следующий ряд токсичности (от большего к меньшему):
кадмий>свинец>медь>цинк.

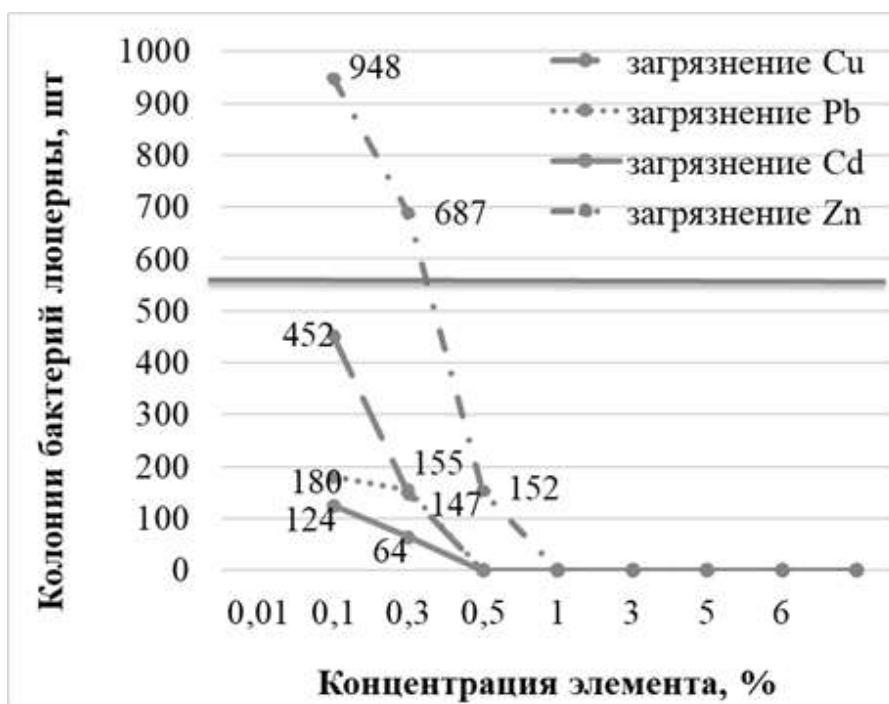


Рисунок 15 – Численность колоний клубеньковых бактерий люцерны (*Rhizobium meliloti* Штамм 415) при различных уровнях солевой токсикации

В присутствии кадмия определены минимальные показатели роста бактерий люцерны – 124 ± 17 шт. при загрязнении 0,01% раствором токсиканта, 64 ± 19 шт. в 0,1% концентрации, что ниже контроля на 77-88% соответственно.

Свинец так же оказывал высокое токсическое действие на выживаемость колоний люцерны: численность их снизилась по отношению к контролю на 66,7-71,3% в 0,01% и 0,1% концентрации соответственно.

Снижение числа колоний клубеньковых микроорганизмов наблюдалось и при загрязнении среды медью и составило 452 ± 45 шт. при концентрации 0,01% раствора соли и 147 ± 12 шт. в 0,1% ее содержании в питательной среде. Однако снижение жизнеспособности на 16,3% по отношению к контролю в 0,01% меди значительно ниже аналогичных концентраций кадмия и свинца.

Цинк проявил наименьшее угнетающее действие на клубеньковые бактерии люцерны. Аналогично штамму донника в 0,01% и 0,1% концентрации отмечен высокий рост колоний 948 ± 19 шт. и 687 ± 41 шт., что выше контрольных значений на 75,5-27,2% соответственно. Однако в сравнении с бактериями донника,

количество колоний люцерны в 0,3% загрязнении цинком заметно снизилось до 152 ± 11 шт., а последующее увеличение концентрации до 0,5% стало летальным.

Значения коэффициента корреляции между численностью колоний клубеньковых бактерий и концентрацией солей металлов (табл. 5) варьировали от $r = -0,34$ (связь слабая) – при загрязнении кадмием до $r = -0,67$ (связь средняя) – при внесении цинка, при влиянии солей меди и свинца коэффициент корреляции составил $r = -0,45$ и $r = -0,50$ соответственно (связь слабая).

Таблица 5 – Статистические показатели численности клубеньковых бактерий *Rhizobium meliloti* на загрязненных средах, шт. колоний (n=3)

Вариант опыта	Концентрация элемента, %	X $\pm\sigma$		r	
		штамм донника 282	штамм люцерны 415	Штамм донника 282	Штамм люцерны 415
	Контроль	578 \pm 24	540 \pm 7		
Медь	0,01	344 \pm 33	452 \pm 45	-0,47	-0,50
	0,1	121 \pm 13	147 \pm 12		
	0,3	отсутствуют	отсутствуют		
	0,5	отсутствуют	отсутствуют		
Свинец	0,01	259 \pm 16	180 \pm 8	-0,49	-0,45
	0,1	213 \pm 9	155 \pm 8		
	0,3	отсутствуют	отсутствуют		
	0,5	отсутствуют	отсутствуют		
Кадмий	0,01	71 \pm 9	124 \pm 17	-0,34	-0,39
	0,1	43 \pm 4	64 \pm 19		
	0,3	отсутствуют	отсутствуют		
	0,5	отсутствуют	отсутствуют		
Цинк	0,01	987 \pm 19	948 \pm 19	-0,67	-0,58
	0,1	714 \pm 81	687 \pm 41		
	0,3	491 \pm 39	152 \pm 11		
	0,5	65 \pm 5	отсутствуют		

Связь во всех исследуемых вариантах обратная – с увеличением концентрации загрязнителя происходит снижение численности колоний бактерий. При добавлении в питательную среду свинца, кадмия и меди сила связи умеренная, при добавлении цинка – заметная.

Оценив влияние токсичности среды, загрязненной тяжелыми металлами, на жизнеспособность клубеньковых бактерий донника и люцерны, можно выделить следующие закономерности: полное угнетение роста колоний клубеньковых бактерий характерно при загрязнении среды кадмием, свинцом и медью в

концентрации 0,3% раствора соли – при данном варианте и более высоких изучаемых в опыте концентрациях колонии симбионтов не развивались.

Положительная динамика роста колоний клубеньковых микроорганизмов наблюдалась при внесении в модельную среду соли цинка 0,01% и 0,1% концентрации, где отмечен активный рост.

Сравнительный анализ показал, что бактерии донника проявили большую устойчивость при добавлении в питательную среду свинца и цинка, а колонии клубеньковых бактерий люцерны – при загрязнении медью и кадмием.

В результате лабораторных экспериментов нами не отмечено зависимости между действием металлов на всхожесть семян бобовых растений и аналогичного влияния на жизнеспособность специфичных штаммов бактерий. При этом важно отметить, что селекция сортов донника и люцерны, а также клубеньковых бактерий должна вестись с учетом устойчивости к указанным экотоксикантам самого растения-хозяина и максимально соответствующих ему штаммов клубеньковых бактерий. Не сопряжённость пар будет снижать фитомелиоративный эффект на техногенно-загрязненных почвах.

4. ОЦЕНКА ЭФФЕКТИВНОСТИ ФИТОБИОРЕМЕДИАЦИОННЫХ РАБОТ НА ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ПОЧВАХ

4.1. Эколого-химическая оценка содержания тяжелых металлов в растениях

На накопление тяжелых металлов в фитомассе сельскохозяйственных растений влияет большое количество генетических и экологических факторов: биологические особенности возделываемой культуры, условия окружающей среды, концентрация элемента в почве, синергетические и антагонистические взаимоотношения элементов (Кабата-Пендиас А., Пендиас Х., 1989; Ильин В.Б., 1999; Ермохин Ю.И., Синдирева А.В., 2011).



Рисунок 16 – Общий вид вегетационно-полевых опытов
(а – первый год; б – второй год)

Контроль содержания тяжелых металлов в зеленой массе растений, а также изучение роста и развития надземной биомассы нами проводился в период первой укосной спелости. Согласно полученным данным (табл. 6-7) внесение солей свинца, кадмия и цинка в чернозем выщелоченный привело к увеличению их содержания в растительной продукции. Концентрация меди в почве не влияла на накопление элемента в растениях.

4.1.1 Накопление тяжелых металлов в зеленой массе *Melilotus officinalis*

Содержание изучаемых элементов в растительной массе донника желтого представлено в таблице 6. Можно отметить, что количество накопленного свинца, кадмия и цинка в первый год жизни было выше по сравнению с содержанием элементов в вегетативной массе растений второго года жизни. В опытах с применением сорбентов цеолита, диатомита, глауконита накопление металлов в зеленой массе так же происходило, однако значения их были ниже, чем в варианте с отдельным внесением металла.

Содержание свинца в зеленой массе донника варьировало в первый год от 4,95 до 7,32 мг/кг, на второй год от 2,44 до 3,51 мг/кг при установленном нормативе 5 мг/кг. Наибольшее количество элемента было накоплено в первый год в варианте загрязнения без применения сорбентов, где превышение МДУ составило 1,46 раза. Использование сорбентов позволило снизить уровень металла в продукции, так превышение МДУ было следующим: с диатомитом до 1,3, с глауконитом до 1,24, с цеолитом до 0,99.

Накопление кадмия в зеленой массе донника выше МДУ в первый и во второй год исследований отмечено при внесении солей металла в отдельности и в варианте ТМ+глауконит в 2,1-1,7 раза и 1,03-1,5 раза, соответственно. Цеолит и диатомит способствовали снижению поступления кадмия в растения, концентрация его находилась на уровне норматива и составила в первый год 0,25-0,29 мг/кг, во второй год 0,14-0,23 мг/кг при МДУ=0,3 мг/кг.

Таблица 6 – Среднее содержание ТМ в зеленой массе донника желтого

ТМ	Вариант опыта	Содержание ТМ в зеленой массе <i>Melilotus officinalis</i> , мг/кг	
		X + Sx 2017г.	X + Sx 2018 г.
Свинец	Контроль	0,94±0,23	1,39±0,49
	ТМ	7,32±1,98	3,51±1,23
	ТМ+цеолит	4,95±1,15	2,44±0,85
	ТМ+глауконит	6,19±1,34	2,92±1,02
	ТМ+диатомит	6,54±1,33	3,05±1,07
	МДУ для кормовых трав [*] , мг/кг	5,0	
Кадмий	Контроль	0,12±0,05	0,14±0,05
	ТМ	0,64±0,19	0,31±0,05
	ТМ+цеолит	0,25±0,07	0,14±0,05
	ТМ+глауконит	0,52±0,18	0,45±0,16
	ТМ+диатомит	0,29±0,02	0,23±0,08
	МДУ для кормовых трав [*] , мг/кг	0,3	
Цинк	Контроль	34,8±7,1	25,6±5,4
	ТМ	164,0±35,0	153,0±32,1
	ТМ+цеолит	122,5±28,3	118,0±25,0
	ТМ+глауконит	123,2±25,1	99,8±20,9
	ТМ+диатомит	79,1±15,4	44,9±9,4
	МДУ для кормовых трав [*] , мг/кг	50	
Медь	Контроль	3,01±0,75	2,55±0,59
	ТМ	3,42±0,65	3,55±0,82
	ТМ+цеолит	3,16±0,8	3,31±0,76
	ТМ+глауконит	4,15±0,78	3,19±0,73
	ТМ+диатомит	4,95±1,2	6,26±1,44
	МДУ для кормовых трав [*] , мг/кг	30	

Примечание: В таблице представлены средние значения и стандартные ошибки, полужирным шрифтом выделены достоверные отличия по отношению к контролю (p<0,05)

^{*} Временный максимально-допустимый уровень (МДУ) содержания некоторых химических элементов и госсипола в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках (грубые и сочные корма, мг/кг), 1987.

Количество накопленного цинка в растениях имело наибольшее превышение МДУ во всех исследуемых вариантах как в первый, так и во второй год жизни донника. Самое высокое содержание его было в варианте отдельного внесения – в первый и второй годы превышение составило в 3,28-3,06 МДУ соответственно, при применении цеолита и глауконита за оба года исследований превышение варьировало от 2 до 2,5 МДУ. Наименьшее накопление в первый год отмечено при внесении диатомита 79,1 мг/кг, что выше нормы в 1,58 раза, при этом во второй год в зеленой массе донника содержание цинка снизилось ниже МДУ до 44,9 мг/кг.

Содержание меди в оба года исследований находилось практически на одном уровне и имело низкие значения 3,16-4,95 мг/кг, максимальное 6,26 мг/кг при МДУ=30 мг/кг, причем добавление микроэлемента в модельные варианты незначительно отражалось на накоплении меди в растениях по сравнению с контрольным вариантом, где количество данного элемента было в первый и второй годы 3,01-2,55 мг/кг, соответственно.

4.1.2. Накопление тяжелых металлов в зеленой массе *Medicago sativa*

Результатами исследований, представленными в таблице 7, выявлено накопление кадмия и цинка в зеленой массе люцерны. Внесение свинца в почву отражалось на накоплении элемента в растениях, однако во всех вариантах опыта оно было ниже уровня установленного норматива. Содержание меди в растениях было низким и не проявляло характерной закономерности поступления по годам жизни и по исследуемым вариантам. Это можно объяснить слабой подвижностью меди в черноземах с высоким содержанием гумуса и переводом ее в закрепленную форму даже при избыточном внесении.

Содержание свинца в растениях люцерны находилось ниже установленного МДУ, в модельных образцах показатели были выше контрольного варианта: в первый год при использовании сорбентов значения варьировались в интервале 3,10-3,56 мг/кг, внесение солей данного металла без сорбентов привело к накоплению до 4,71 мг/кг свинца при 1,95 мг/кг на контроле. В зеленой массе второго года жизни по отношению к показателям первого года жизни можно отметить снижение содержания металла во всех вариантах: ТМ+цеолит – на 10%, ТМ+глауконит – на 16%, ТМ+диатомит – на 30%, ТМ – на 45%. Снижение поступления свинца на второй год жизни, очевидно, обусловлено его более прочным закреплением в почвенном поглощающем комплексе. При этом применение сорбентов позволило более равномерно использовать массопоток свинца в первый и второй год исследований, что отчетливо подтверждено вариантом отдельного внесения ТМ, где в первый год в зеленой массе люцерны

накопилось максимальное содержание 4,71 мг/кг, близкое к предельному нормативу, а во второй год процент снижения накопления был заметно выше модельных вариантов с кремниевыми минералами. Важно отметить, что с внесением солей свинца, его накопление в растениях было выше, чем на контроле, на третий год исследований этого не отмечалось. Сорбенты глауконит и диатомит в большей степени ограничивали поступление свинца в растения.

Таблица 7 – Среднее содержание ТМ в зеленой массе люцерны посевной

ТМ	Вариант опыта	Содержание ТМ в зеленой массе <i>Medicago sativa</i> , мг/кг (результаты испытаний с указанием погрешности)		
		X + Sx 2017 г.	X + Sx 2018 г.	X + Sx 2019 г.
Свинец	Контроль	1,95±0,72	1,81±0,63	1,49±0,35
	ТМ	4,71±1,34	2,57±0,90	1,55±0,56
	ТМ+цеолит	3,56±1,18	3,20±1,12	1,37±0,39
	ТМ+глауконит	3,10±1,10	2,59±0,91	1,44±0,45
	ТМ+диатомит	3,30±1,16	2,31±0,81	1,46±0,41
	МДУ для кормовых трав*, мг/кг	5		
Кадмий	Контроль	0,13±0,06	0,10±0,03	0,12±0,03
	ТМ	0,71±0,25	0,62±0,22	0,21±0,08
	ТМ+цеолит	0,67±0,23	0,52±0,18	0,19±0,07
	ТМ+глауконит	0,59±0,19	0,52±0,18	0,11±0,02
	ТМ+диатомит	0,35±0,17	0,18±0,06	0,09±0,02
	МДУ для кормовых трав*, мг/кг	0,3		
Цинк	Контроль	41,8±8,2	36,6±7,70	34,63±8,2
	ТМ	146,1±31,0	134,0±28,0	64,25±11,5
	ТМ+цеолит	110,6±25,0	98,5±20,7	50,4±9,9
	ТМ+глауконит	112,9±26,2	93,5±19,6	52,6±10,2
	ТМ+диатомит	56,1±12,1	43,6±9,2	41,9±8,7
	МДУ для кормовых трав*, мг/кг	50		
Медь	Контроль	3,56±0,77	3,82±0,88	3,33±0,69
	ТМ	4,61±1,32	4,08±0,94	3,87±1,06
	ТМ+цеолит	4,32±1,28	3,85±0,88	3,52±0,93
	ТМ+глауконит	3,94±0,91	4,18±1,25	5,12±1,54
	ТМ+диатомит	3,89±0,95	3,83±1,15	4,28±1,01
	МДУ для кормовых трав*, мг/кг	30		

Примечание: * Временный максимально-допустимый уровень (МДУ) содержания некоторых химических элементов и госсипола в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках (грубые и сочные корма, мг/кг), 1987.

В таблице представлены средние значения и стандартные ошибки, полужирным шрифтом выделены достоверные отличия по отношению к контролю ($p < 0,05$)

Количество накопленного люцерной кадмия в вариантах ТМ+цеолит, ТМ+глауконит, контроль+ТМ было выше допустимого уровня 0,3 мг/кг – в образцах зеленой массы первого и второго года жизни содержание токсиканта

составило 0,52-0,71 мг/кг. В образце ТМ+диатомит в первый год количество элемента в продукции было выше норматива, но наименьшим среди модельных вариантов с сорбентами – 0,35 мг/кг, во второй год жизни содержание снизилось до безопасного уровня 0,18 мг/кг. Из применяемых сорбентов действие диатомита было наиболее эффективным.

По цинку наблюдалась аналогичная кадмиевому загрязнению тенденция накопления металла в растениях люцерны: в вариантах ТМ+цеолит, ТМ+глауконит, контроль+ТМ превышение МДУ в однолетней зеленой массе составило в 2,2-2,9 раза, на второй год по соответствующим вариантам значения снизились в 1,87-2,68 раза по отношению к МДУ. Диатомит способствовал максимальному снижению поступления цинка в растения – в первый год жизни содержание металла было практически на уровне предельного норматива и составило 56,1 мг/кг при МДУ=50 мг/кг, во второй год его содержание было ниже норматива и составило 43,6 мг/кг.

Показатели накопленной люцерной меди за два года исследований находились в интервале 3,83-4,61 мг/кг, причем незначительно отличались от значений контрольного варианта, где в первый год содержание составило 3,56 мг/кг, во второй 3,82 мг/кг.

Во всех исследуемых вариантах содержание меди в зеленой массе как донника, так и люцерны имело низкий уровень, что было ожидаемо, во-первых из-за очень небольшой исходной концентрации ее в черноземе и способности прочно связываться гумусом почвы, во-вторых, согласно А.Л. Ковальскому (1971) медь является элементом с барьерным типом поглощения растениями: уровень ее содержания в почве незначительно влияет на переход в растения, что подтверждено исследованиями Э.Д. Орловой (1971), Ю.А. Азаренко (2013).

Результатами химического анализа вегетативной массы растений была подтверждена ранее выявленная в лабораторных условиях чувствительность донника к свинцу, люцерны к кадмию: закономерно снижению всхожести семян происходит увеличение накопления данных металлов растениями. Наиболее

эффективным сорбентом в посевах люцерны был диатомит по отношению к кадмию, а по отношению к свинцу – глауконит и диатомит.

4.2. Оценка морфометрических показателей вегетативной массы бобовых трав при загрязнении почв соединениями тяжелых металлов в сочетании с сорбентами

Механизмы токсического действия тяжелых металлов могут быть различны. Одни авторы утверждают, что неблагоприятные условия окружающей среды интегрально отражаются на накоплении биомассы и изменении размеров растений, другими установлено, что за счет адаптивного потенциала и устойчивости не у всех растений происходит снижение урожая зеленой массы и семян при действии стресс-фактора, благодаря эффективным механизмам детоксикации металлов растения продолжают расти при повышенном содержании элемента в среде (Шевелуха, 1992; Кудоярова, 1999; Серегин, 2009). Согласно Е.Ю. Ермохину с соавторами (2002) при потере урожая на 5-10% в присутствии некоторых концентраций металлов можно говорить о токсичности элементов.

Кроме того, биологические особенности люцерны и донника ограничивают рост и развитие растений первого года жизни, однако во второй и последующие года активно протекают процессы фотосинтеза и симбиоза, происходит интенсивное формирование биомассы.

Метрические показатели надземной части донника и люцерны представлены на рисунке 17-28 и в таблицах приложения 5.1-5.16

4.2.1. Рост вегетативной массы донника при действии стресс-фактора

Анализ обобщенных данных контрольных и опытных растений донника (рис. 17-20) показал, что при изучаемых вариантах высота донника в среднем за 2 года исследований варьировала от 68,8 см до 90,3 см, при контрольном значении 70,2 см. Внесение солей тяжелых металлов в чернозем выщелоченный не способствовало заметному снижению высоты растений большинства

исследуемых вариантов, лишь в субстрате Pb+диатомит показатели были ниже контроля в первый год на 6,5%.

Для более наглядного представления ниже показано формирование надземной части растений донника за исследуемый период (рис. 17-20). В наших экспериментах в год посева растения донника в опытных вариантах имели высоту 33,3-49,5 см при контрольном значении 35,6 см, во второй год жизни высота донника значительно увеличилась и находилась в диапазоне 102,4-131,0 см при 104,8 см на контрольном варианте, что обусловлено биологическими особенностями вида. В среднем за два года наибольшую высоту растения достигли в вариантах (в порядке убывания): кадмий+цеолит > свинец+цеолит > цинк+глауконит > кадмий+глауконит.

Данные морфометрических показателей высоты не выявили обширного снижения роста растений, чего нельзя сказать о биомассе. Её количество было ниже контроля, как в вариантах одиночного внесения металла, так и с добавлением минеральных сорбентов.

В среднем за два года наибольшее снижение биомассы наблюдалось при внесении солей свинца (рис. 17) и составило 13,3-58,5%, сорбенты в данном случае нивелировали отрицательное действие тяжелого металла и способствовали росту растений.

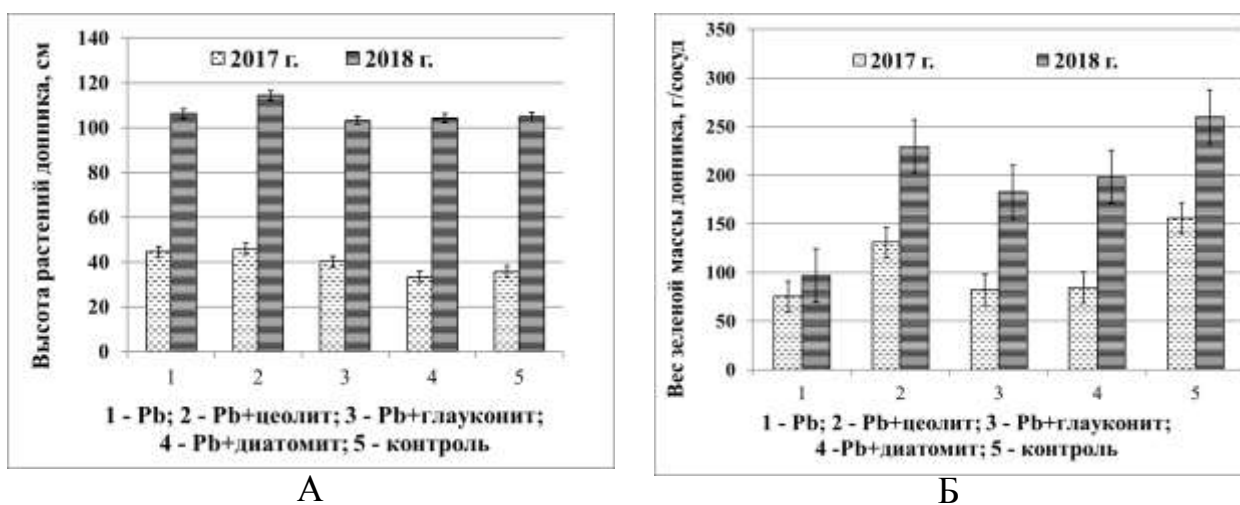


Рисунок 17 – Высота (А) и масса (Б) растений донника на черноземе выщелоченном при внесении свинца и в сочетании с сорбентами

При кадмиевом загрязнении почвенных образцов наблюдалось снижение ростовых показателей и урожая зеленой массы (рис. 18), в среднем за период исследований в варианте без применения сорбентов на 33,7%, в образце с добавлением глауконита – на 16,7%; внесение цеолита и диатомита способствовало уменьшению отрицательного действия кадмия: биомасса донника в данных вариантах обеспечивала превышение уровня контроля на 47,8% и 1%, соответственно.

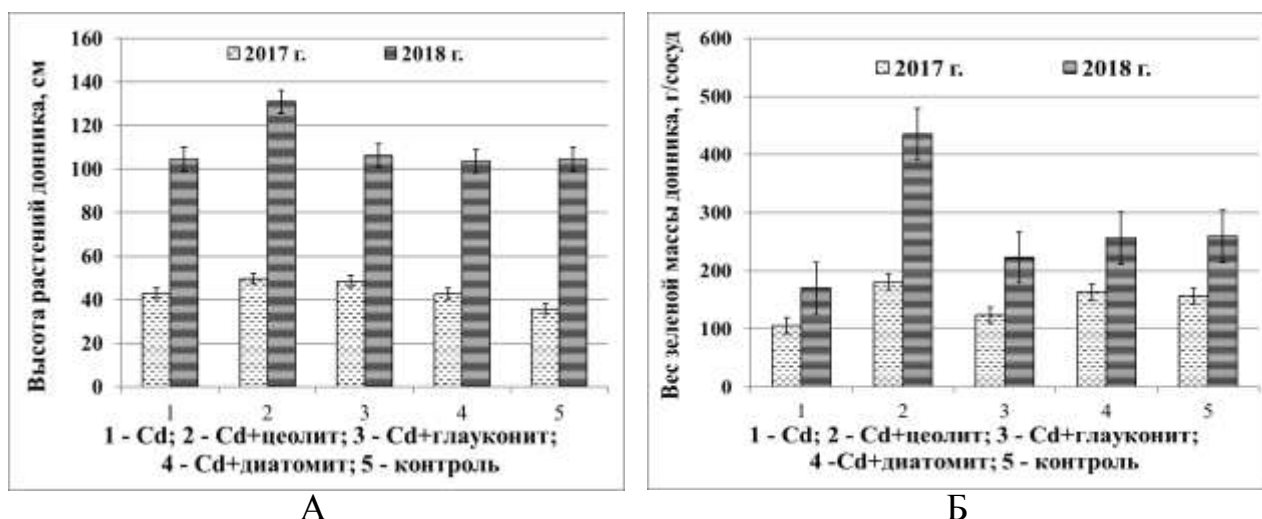


Рисунок 18 – Высота (А) и масса (Б) растений донника на черноземе выщелоченном при внесении кадмия и в сочетании с сорбентами

При внесении в почву солей цинка (рис. 19) показатели фитомассы были ниже контроля на 1,2-7,6%, наименьшее отставание роста определено при внесении глауконита.

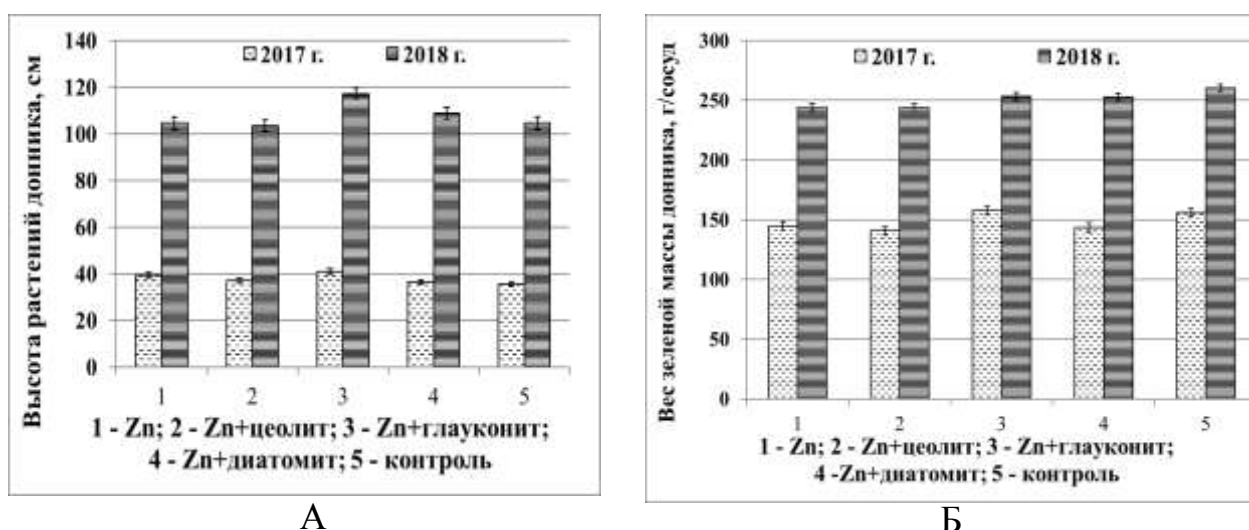


Рисунок 19 – Высота (А) и масса (Б) растений донника на черноземе выщелоченном при внесении цинка и в сочетании с сорбентами

Биомасса в моделях загрязнения солями меди (рис. 20) варьировала от контроля незначительно, в среднем данный диапазон можно представить следующим образом $5,5\% < \text{контроль} < 7,3\%$. Следует отметить, что ранее установленное количество меди, накопленное в зеленой массе, было достаточно низким и, очевидно, не стоит говорить о токсичности элемента для растений. В случае прибавки урожая, вероятно, сказалось мелиоративное действие цеолита и глауконита, как источника других микроэлементов.

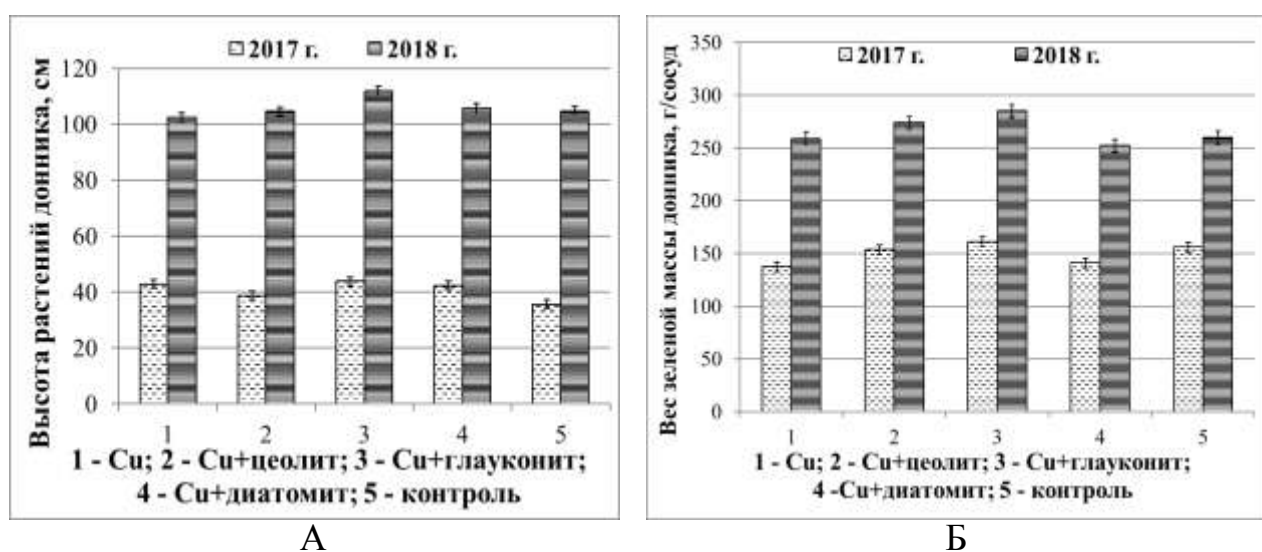


Рисунок 20 – Высота (А) и масса (Б) растений донника на черноземе выщелоченном при внесении меди и в сочетании с сорбентами

Таким образом, в наших исследованиях установлено, что высота растений донника в присутствии тяжелых металлов изменялась в гораздо меньшей степени, чем вегетативная масса. Принимая во внимание, что при анализе показателей развития высоты растений в учет вошли главные (осевые) побеги, а при учете продуктивности измерялась вся фитомасса, можно предположить, что токсичность солей металлов сказывалась в большей мере на росте и количестве побегов ветвления.

4.2.2. Рост вегетативной массы люцерны при действии стресс-фактора

Результатами метрических измерений высоты растений люцерны определено снижение показателей роста в следующих вариантах: при отдельном

внесении свинца (рис. 21) на 10,2% в первый год жизни, на 6,6% во второй год, меньше 1% в третий год жизни. При внесении сорбентов в сочетании с солями свинца рост растений значительно приблизился к контролю: использование цеолита в первый год позволило обеспечить высоту растений на 3,2% ниже контрольного варианта, во второй и третий год жизни снижение составило менее 1%, применение глауконита способствовало развитию растений выше контроля по годам исследований на 5,8→3,7→1,1% соответственно, действие диатомита так же благоприятно отразилось на высоте люцерны – показатели были на уровне, либо выше контрольных значений.

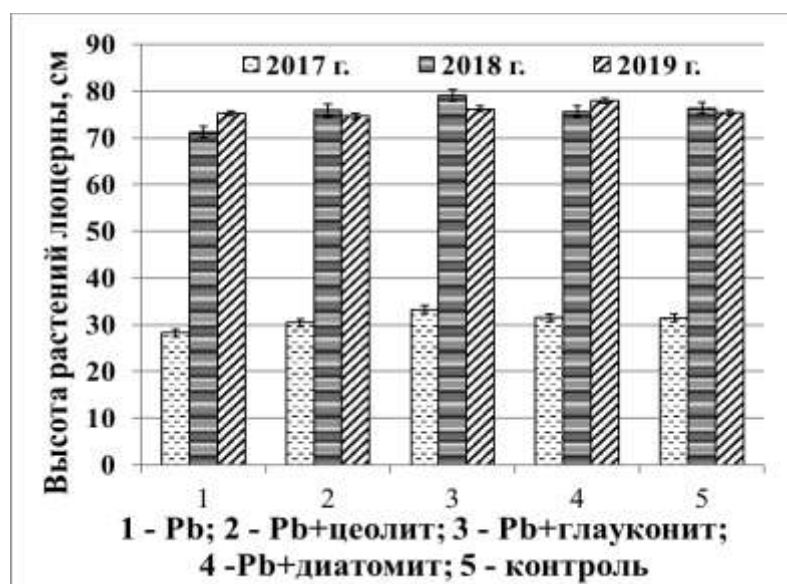


Рисунок 21 – Высота растений люцерны на черноземе выщелоченном при внесении свинца и в сочетании с сорбентами

Моделирование среды, загрязненной кадмием, привело к снижению высоты растений люцерны (рис. 22) по отношению к контролю в варианте отдельного внесения металла по годам исследований на 14,3→13,9→2,4%; в сочетании с цеолитом на 8,5→4,3→0,2%; с глауконитом в первый и второй годы до 2%, на третий год растения развивались на уровне контроля; при внесении диатомита высота во все годы жизни соответствовала контрольному варианту.

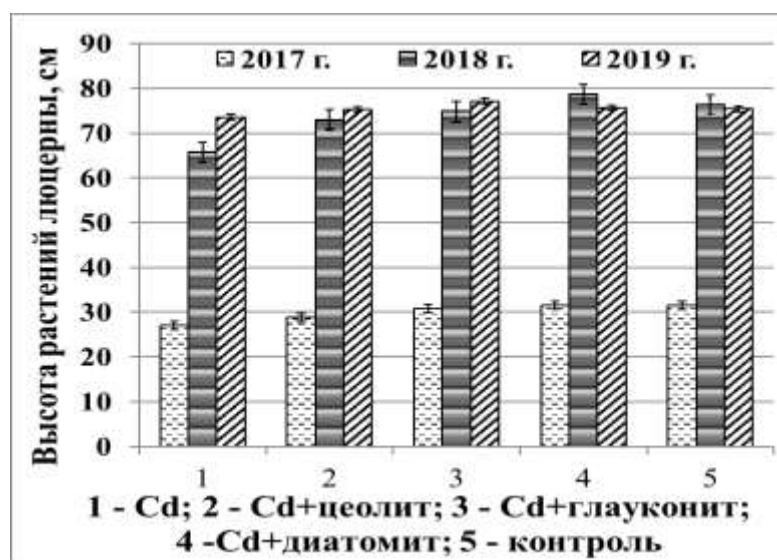


Рисунок 22 – Высота растений люцерны на черноземе выщелоченном при внесении кадмия и в сочетании с сорбентами

Цинк и медь (рис. 23-24) за весь исследуемый период не оказывали значительного влияния на изменение высоты растений, как по годам жизни растений, так и между вариантами. Наибольшее снижение высоты наблюдалось в варианте отдельного внесения металла и составило при цинковом загрязнении 2,9%, при добавлении соли меди 4,1%.

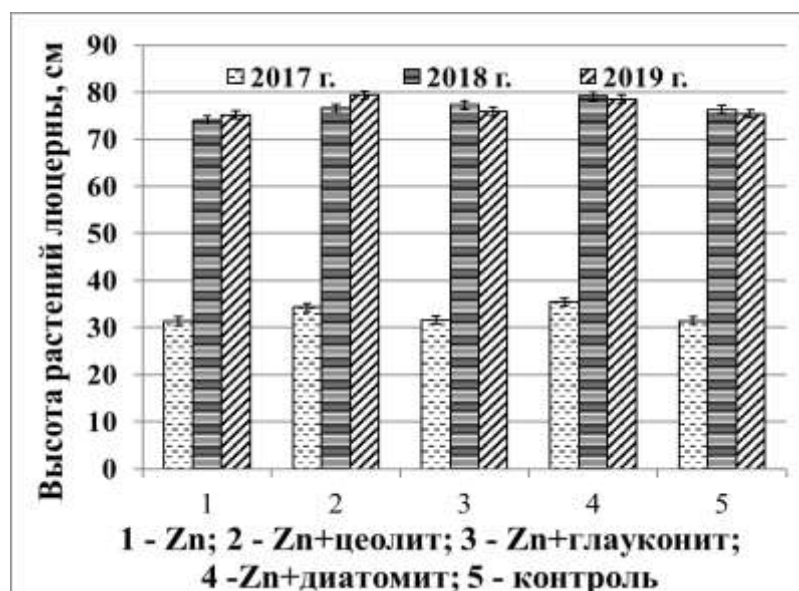


Рисунок 23 – Высота растений люцерны на черноземе выщелоченном при внесении цинка и в сочетании с сорбентами

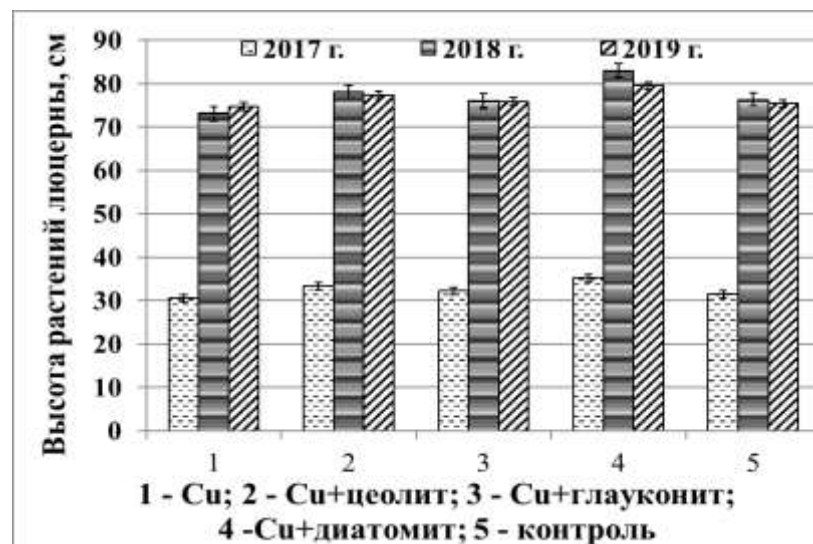


Рисунок 24 – Высота растений люцерны на черноземе выщелоченном при внесении меди и в сочетании с сорбентами

При изучении количества накопленной люцерной вегетативной массы (рис. 25-28) наибольшее снижение роста растений определено в первый и второй годы жизни. Масса растений третьего года жизни во всех изучаемых вариантах от контроля отличалась незначительно, данную последовательность можно представить следующим диапазоном $2,1\% < \text{контроль} < 6,5\%$.

В присутствии свинца в почвенных образцах (рис. 25) снижение вегетативной массы люцерны отличалось от контрольных значений в первый год на 38,4%, во второй на 20,8%, в третий год на 0,9%. В образцах с сорбентами отклонения составили от 5,4% до 16,4% (первый год жизни), от 1,1% до 13,5% (на второй год), на третий год вегетативная масса в указанных вариантах превышала контроль на 1,8-3,3%. Наиболее благоприятно при свинцовом загрязнении растения развивались в сочетании с цеолитом.

Использование кадмия (рис. 26) привело к снижению количества однолетней вегетативной массы на 36,4% двулетней на 33,7%, трехлетней на 1,7%. Применение цеолита в сочетании с металлом по своему действию и последствию позволило снизить неблагоприятное влияние данного элемента, а количество вегетативной массы приблизилось к контролю, снижение на 5,4-7,6%. Кадмий с глауконитом во все годы исследований позволил получить приращение в росте от 3,3% до 7,2%. Благоприятно развивались растения и при внесении в

модели диатомита, где прибавка биомассы в первый и второй годы составила более 7%, однако на 3й год в данном варианте определено незначительное снижение веса до 1,4%.

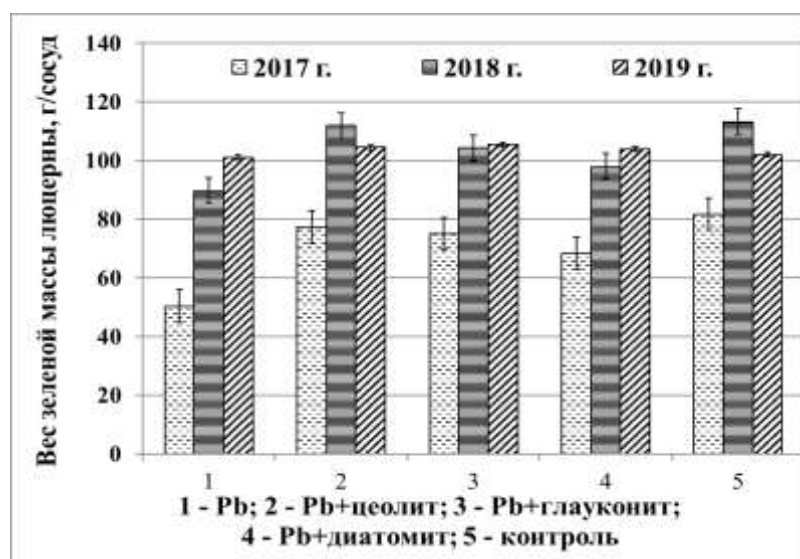


Рисунок 25 – Вегетативная масса люцерны на черноземе выщелоченном при внесении свинца и в сочетании с сорбентами

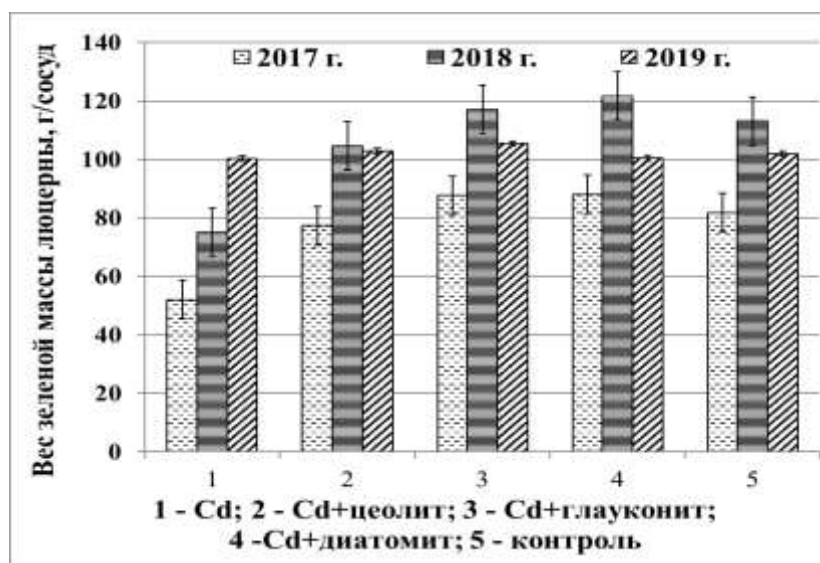


Рисунок 26 – Вегетативная масса люцерны на черноземе выщелоченном при внесении кадмия и в сочетании с сорбентами

В большинстве благоприятное действие кадмия на растения в научной литературе отмечается крайне редко, чаще указывается на снижение урожайности сельскохозяйственных культур, однако по данным ряда авторов положительная динамика роста в присутствии кадмия может быть объяснена активизацией

клеточного деления, изменением баланса гормонов, в частности, гиббереллинов, или усилением хелатирующей способности клеток растений для ионов этого металла (Мельничук и др, 1991; Титов и др., 2007; Ветчинникова и др., 2014). Кроме того, некоторые растения, например, *Arabidopsis halleri*, *Brassica juncea*, *Sedum alfredii*, *Thlaspi caerulescens*, *Thlaspi praecox*, обладают основной устойчивостью к кадмию или гиперустойчивостью, которая в свою очередь выражается одним из путей – исключение элемента, либо гипераккумуляцией в наземные органы больших концентраций (Clemens, 2006; Verbruggen et al., 2009). Результаты наших исследований подтверждают возможности роста фитомассы бобовых растений в присутствии элемента, ранее данная тенденция также прослеживалась в работах В.В. Степанюк (1998) при изучении действия кадмия на горохоовсяную смесь, где прибавка составляла 29 %.

При выращивании растений люцерны в почвенном субстрате с цинком (рис. 27) установлено снижение фитомассы первого и второго года исследований в вариантах отдельного внесения металла на 10,75 и 7,6%, соответственно, а также в варианте Zn+глауконит на 11,5% и 5,6%. При комплексном внесении цеолита в почву с цинком уменьшение роста в первый год составило 3,8%, во второй год достигло уровня контроля. Диатомит способствовал прибавке биомассы во все годы жизни на 1,5-5,5%. На третий год исследований биомасса люцерны во всех опытных вариантах находился выше контроля на 2,0-6,5%.

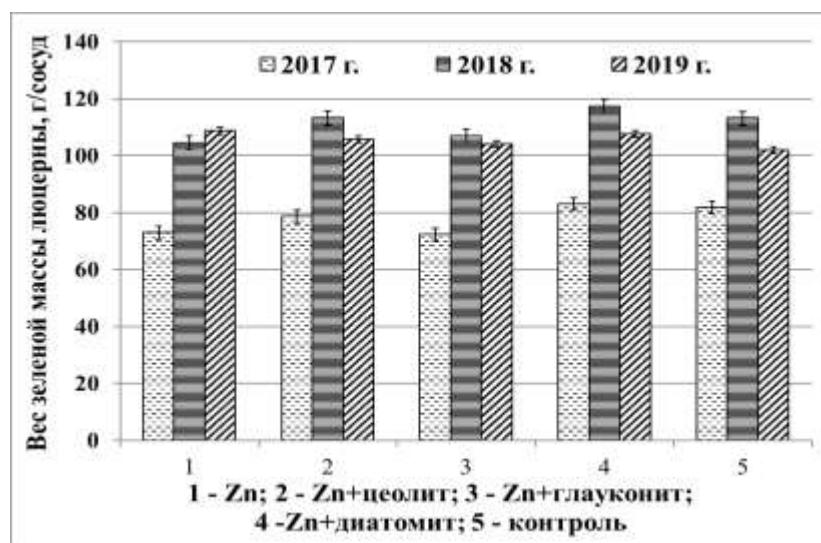


Рисунок 27 – Вегетативная масса люцерны на черноземе выщелоченном при внесении цинка и в сочетании с сорбентами

Учет биомассы люцерны при моделировании загрязнения почвы медью (рис. 28), аналогично доннику, не показал высоких отклонений от контрольного варианта. Наибольшее снижение роста (на 2,1% от контроля) отмечено в варианте отдельного внесения меди на третий год жизни. Внесение сорбентов в первый год способствовало прибавке фитомассы с цеолитом до 4,8%, с диатомитом до 5,2%.

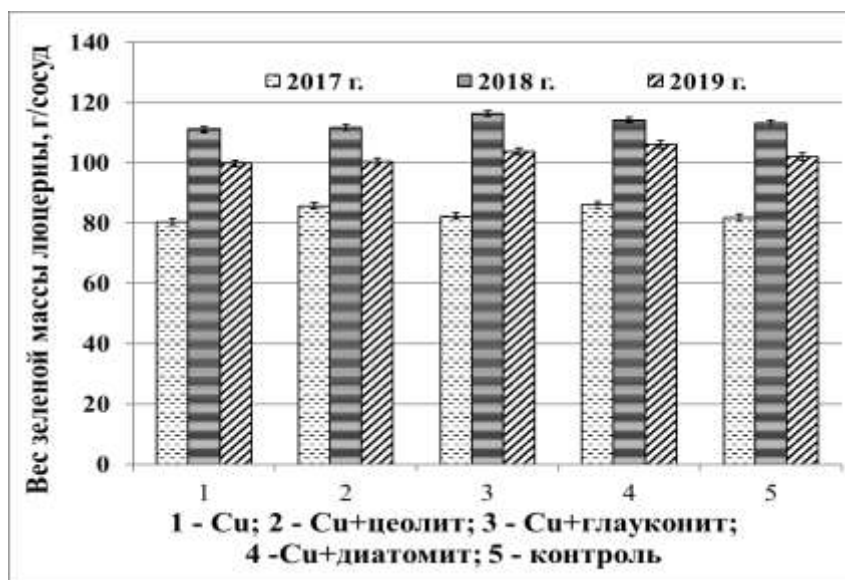


Рисунок 28 – Вегетативная масса люцерны на черноземе выщелоченном при внесении меди и в сочетании с сорбентами

Вариабельность контаминированности зеленой массы бобовых трав тяжелыми металлами на черноземе выщелоченном при внесении сорбентов не всегда закономерно сочеталась с ростовыми показателями надземной части растений. Высокий рост, прибавку урожая зеленой массы, сопряженную с низким содержанием кадмия и цинка в растениях как донника, так и люцерны обеспечивало внесение в почвенные образцы диатомитовой крошки.

4.3. Клубенькообразование на корнях донника и люцерны при действии стресс-фактора

Симбиотические взаимоотношения к действию стресс-агента могут быть очень чувствительны и нарушаться при концентрациях тяжелых металлов ниже, чем минимально-токсичные для каждого из партнеров в отдельности (Н.В. Малков и др., 2012). Из литературных данных известно, что активность

азотфиксации – очень чувствительный параметр, по данным Бабьевой (1980), Левина (1989), Заалишвили с соавторами (2013) данный показатель может использоваться в качестве индикатора загрязнения почвы и для нормирования тяжелых металлов в среде (Завалин и др., 2019).

Симбиотический потенциал бобовых трав в загрязненных моделях изучали по наличию клубеньков на корневой системе в первом укосе (фаза начала цветения) (рис. 29).

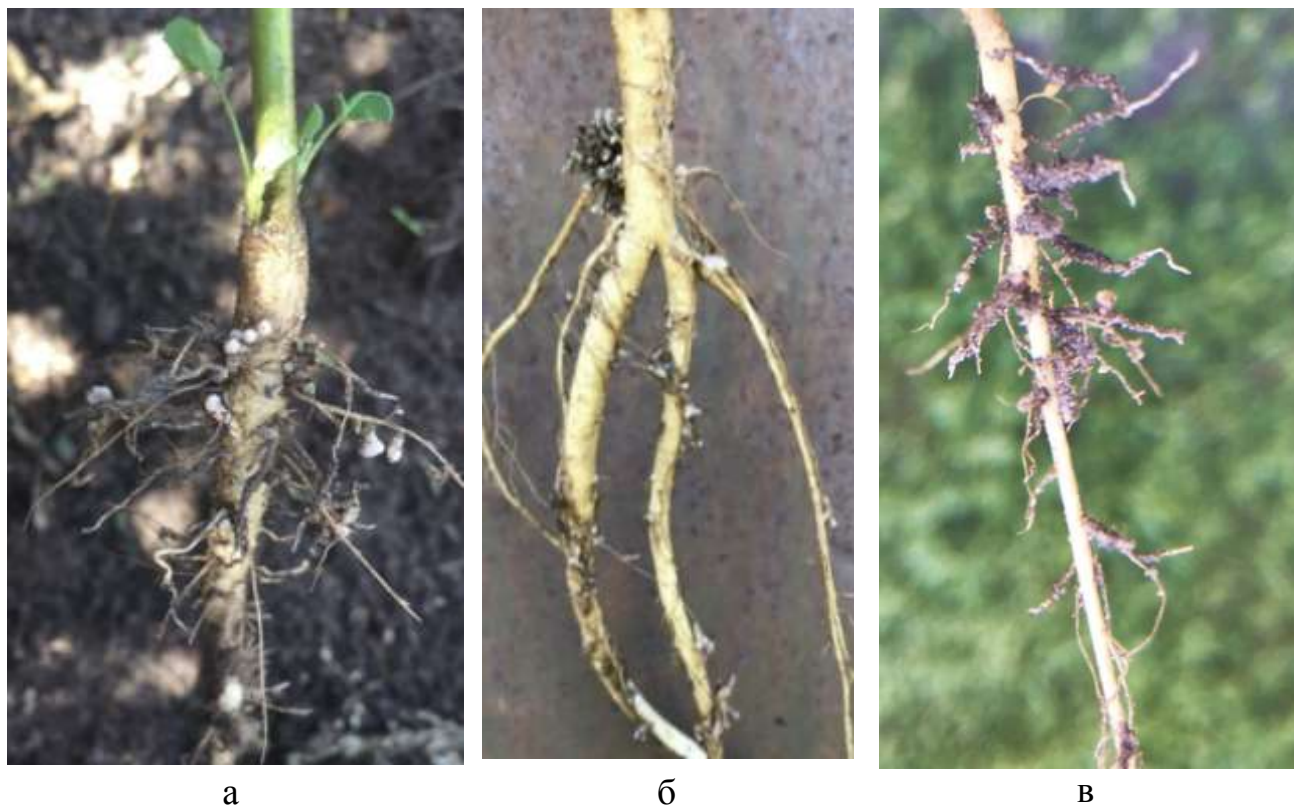


Рисунок 29 – Клубеньки на корнях бобовых трав:

а, б – донник желтый, в – люцерна посевная

При исследовании доли участия клубеньковых бактерий, обеспечивающих симбиотическую фиксацию азота атмосферы, первоочередное внимание было уделено формированию симбиотического аппарата и активности используемого штамма в изучаемых условиях (табл. 8). Так количество клубеньков на корнях растений, инокулированных перед посевом бактериальным препаратом ризоторфин (для донника Штамм 282, для люцерны Штамм 415), уже в первый год (первый укос) превосходило фоновый вариант без внесения бактериальной добавки более чем в два раза – у донника на 52%, у люцерны на 63%.

Наибольшее количество клубеньков как у донника, так и у люцерны образовалось в образцах с солью цинка и солью меди как в отдельности, так и в сочетаниях с сорбентами: в образцах с цинком в среднем на одно растение донника клубенькообразование составило 23 шт. напротив 25 шт. в контроле, у люцерны 17 шт. напротив 19 шт., в моделях с медью наименьшее количество 24 шт. у донника было также при отдельном внесении элемента, у люцерны 16 шт. в образце Cu+глауконит. Максимальное количество клубеньков отмечено в вариантах с сорбентами и варьировалось в диапазоне 26-31 шт. у донника, 19-23 шт. у люцерны.

Таблица 8 – Влияние соединений тяжелых металлов на формирование клубеньков бобовых культур

Вариант опыта		Количество клубеньков, шт./растение (2017 г.)	
		донник	люцерна
Фон (без ризоторфина)		12±0,6	7±0,6
Контроль (фон+ризоторфин)		25±0,6	19±1,2
Свинец	Pb	18±0,6	11±1,0
	Pb+цеолит	20±1,2	14±1,2
	Pb+глауконит	22±0,6	15±0,6
	Pb+диатомит	23±0,6	16±1,2
HCP ₀₅		2,27	3,03
Кадмий	Cd	14±1,2	13±1,2
	Cd+цеолит	21±0,6	17±1,0
	Cd+глауконит	19±1,2	16±1,5
	Cd+диатомит	24±1,5	18±1,2
HCP ₀₅		3,25	3,77
Цинк	Zn	23±1,2	17±0,9
	Zn+цеолит	29±0,6	23±0,6
	Zn+глауконит	31±2,1	22±0,6
	Zn+диатомит	28±1,2	20±0,9
HCP ₀₅		3,52	2,59
Медь	Cu	24±1,5	22±1,0
	Cu+цеолит	26±0,6	20±1,2
	Cu+глауконит	28±1,2	16±0,9
	Cu+диатомит	25±1,5	19±2,3
HCP ₀₅		2,81	3,90

В таблице представлены средние значения и стандартные ошибки, полужирным шрифтом выделены достоверные отличия по отношению к контролю ($p < 0,05$)

Из всех изучаемых вариантов минимальное количество клубеньков у люцерны варьировало в интервале 11-16 шт. – в присутствии свинца и 13-18 шт. – в присутствии кадмия при контрольном значении 19 шт. У донника в среде с

кадмием обнаружено 14 шт. клубеньков, однако в образцах с сорбентами клубенькообразование шло более интенсивно, но уровня контроля (25 шт. клубеньков) так и не достигло (с глауконитом отмечено 19 шт, с цеолитом – 21 шт., с диатомитом – 24 шт.), со свинцом варьирование составило 18-23 шт.

Таким образом, влияние сорбентов положительно сказывалось на формировании клубеньков на корневой системе донника по всем вариантам загрязнения солями тяжелых металлов, аналогичная закономерность проявлялась в посевах люцерны за исключением действия сорбентов при загрязнении солями меди. Это указывает на стабильное закрепление определенной наиболее токсичной и подвижной части экотоксиканта.

4.4. Сравнительный анализ устойчивости бобовых трав и их симбионтов к тяжелым металлам

Анализ устойчивости исследуемых объектов к тяжелым металлам на некоторых этапах онтогенеза представлен в таблице 9. Угнетающее действие элементов в большей степени отразилось на клубеньковых бактериях, где их жизнеспособность значительно снизилась уже при минимальной 0,01% концентрации меди, свинца и кадмия (соответственно: на 40,5%, 55,2% 87,7% - у штамма донника и на 16,3%, 66,7%, 77,0% - у штамма люцерны), увеличение концентрации в 10 раз способствовало последующему ингибированию (от 63% до 93%). Влияние цинка в диапазоне 0,01-0,1% оказывало стимулирующее действие на развитие колоний, численность которых возросла (до 71% - у штамма донника, до 75,5% - у штамма люцерны), кроме того, бактерии, в особенности штамм донника, были устойчивы к увеличению концентрации элемента до 30 раз (снижение 15%), а также сохранили жизнеспособность при увеличении содержания в 50 раз (11% выросших колоний). В целом штаммы бактерий донника и люцерны реагировали типично на стресс-условия, чего нельзя сказать о всхожести семян. Жизнеспособность семян изучаемых культур прослеживалась в более высоких дозировках металлов, чем их ризобий, однако отмечены различия

показателей в зависимости от природы элемента и с увеличением концентрации (содержание 1% цинка и меди стало предельным для всхожести семян обеих культур; по свинцу пороговым оказался 0,5% и 3% раствор соответственно у донника и люцерны; по кадмию – 0,5% у донника и 0,3% у люцерны).

Таблица 9 – Сравнительная устойчивость бобовых культур и их симбионтов к тяжелым металлам на разных этапах развития

Тестируемый показатель	Токсичность соли ТМ (в среднем по варианту)	Металл	Устойчивость бобовых культур к токсиканту
Проращивание семян (всхожесть)	Донник: свинец > кадмий > медь > цинк Люцерна: кадмий > медь > цинк > свинец.	Pb	<i>Medicago sativa</i> > <i>Melilotus officinalis</i>
		Cd	<i>Melilotus officinalis</i> > <i>Medicago sativa</i>
		Zn	<i>Medicago sativa</i> ≈ <i>Melilotus officinalis</i>
		Cu	<i>Medicago sativa</i> > <i>Melilotus officinalis</i>
Жизнеспособность колоний клубеньковых бактерий	Донник: кадмий > медь > свинец > цинк Люцерна: кадмий > свинец > медь > цинк	Pb	<i>Melilotus officinalis</i> > <i>Medicago sativa</i>
		Cd	<i>Medicago sativa</i> > <i>Melilotus officinalis</i>
		Zn	<i>Melilotus officinalis</i> > <i>Medicago sativa</i>
		Cu	<i>Medicago sativa</i> > <i>Melilotus officinalis</i>
Накопление ТМ растениями*	Донник: цинк > кадмий > свинец > медь Люцерна: цинк > кадмий > свинец > медь	Pb	<i>Melilotus officinalis</i> > <i>Medicago sativa</i>
		Cd	<i>Medicago sativa</i> > <i>Melilotus officinalis</i>
		Zn	<i>Melilotus officinalis</i> > <i>Medicago sativa</i>
		Cu	<i>Melilotus officinalis</i> ≈ <i>Medicago sativa</i>
Рост вегетативной массы растений	Донник: свинец > цинк > медь ≈ кадмий Люцерна: свинец > кадмий > цинк > медь	Pb	<i>Medicago sativa</i> > <i>Melilotus officinalis</i>
		Cd	<i>Melilotus officinalis</i> ≈ <i>Medicago sativa</i>
		Zn	<i>Melilotus officinalis</i> ≈ <i>Medicago sativa</i>
		Cu	<i>Medicago sativa</i> > <i>Melilotus officinalis</i>
Формирование клубеньков на корнях	Донник: кадмий > свинец > медь > цинк Люцерна: свинец > кадмий > медь > цинк	Pb	<i>Melilotus officinalis</i> > <i>Medicago sativa</i>
		Cd	<i>Medicago sativa</i> > <i>Melilotus officinalis</i>
		Zn	<i>Melilotus officinalis</i> ≈ <i>Medicago sativa</i>
		Cu	<i>Melilotus officinalis</i> ≈ <i>Medicago sativa</i>

* - градация накопления металлов в растениях просчитана на основе средних значений отношений концентраций элементов к МДУ аналогичных вариантов за первый и второй год исследований

В вегетационных экспериментах между вариантами при сочетаниях металлов с природными минеральными сорбентами в зеленой массе бобовых трав среди изучаемых токсикантов в большей степени накапливался цинк ($\bar{X}=1,75$ и $1,93$ МДУ у люцерны и донника, соответственно), при этом он меньше всего ингибировал развитие биомассы (у донника на $1,2-7,6\%$, у люцерны на $1,5-8,9\%$). Данная закономерность связана с биологической ролью цинка, как

микроэлемента. Следующим по величине накопления был кадмий ($\bar{X}=1,04$ и $1,46$ МДУ, соответственно, у донника и люцерны), где снижение роста биомассы закономерно составило 33,7%-34,8%). Свинец накапливался больше донником ($\bar{X}=0,78$ МДУ), в меньшей степени люцерной ($\bar{X}=0,58$ МДУ)

Высота растений не показала существенных отклонений в зависимости от природы металлов и используемых сорбентов. У донника средние показатели высоты находились в следующем диапазоне: Cd (77,0 см) \approx Cu (73,3 см) \approx Pb (73,2 см) \approx Zn (72,9 см), у люцерны соответственно: Cu (54,9 см) \approx Zn (54,8 см) \approx Pb (53,3 см) \approx Cd (51,8 см).

Усредненные характеристики биомассы растений варьировали в следующем интервале: у донника Cu (208,0 г) \approx Cd (207,4 г) > Zn (199,7 г) > Pb (149,7 г), у люцерны Cu (98,3 г) > Zn (94,4 г) > Cd (91,8 г) > Pb (87,0 г). В процентном соотношении количество биомассы по отношению к контролю было следующим: у донника Cu (-0,04%) \approx Cd (-0,3%) < Zn (-4,03%) < Pb (-28,3%), у люцерны Cu (+0,86%) < Zn (-3,16%) < Cd (-5,79%) < Pb (-10,78%).

Формирование симбиотического аппарата снижалось при внесении свинца у донника на 17%, у люцерны на 26,3%, в моделях с присутствием кадмия на 22% и 15,8%, соответственно. В вариантах цинка и меди рост клубеньков протекал особенно благоприятно и отмечен наиболее высокими показателями: количество клубеньков в среднем превосходило контрольный вариант при внесении в питательную среду цинка на 11% – у донника, на 7,9% – у люцерны, с медью на 3% и 1,3%, соответственно.

5. СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВЕ

Для комплексной экологической оценки содержания подвижных форм тяжелых металлов в почве изучаемой территории, а также в связи с отсутствием регионального фона, дополнительно были проанализированы данные почвенных обследований административных районов Тюменской области в период с 2014-2018 год и определены наиболее часто встречающиеся в пахотном горизонте концентрации свинца, цинка, кадмия и меди.

5.1. Тяжелые металлы в пахотных почвах районов Тюменской области

По результатам усредненных данных, представленных в таблице 10, содержание подвижных форм тяжелых металлов на пашне Тюменской области находится значительно ниже установленных нормативов.

Таблица 10 – Среднее содержание подвижных форм тяжелых металлов в пахотном горизонте почв Тюменской области (2014-2018 гг.), мг/кг

Административный район	Результаты измерения, мг/кг			
	Pb	Zn	Cu	Cd
Абатский	0,48	0,74	0,15	0,036
Бердюжский	0,69	0,90	0,16	0,044
Викуловский	0,57	0,48	0,15	0,037
Голышмановский	0,47	0,92	0,17	0,039
Заводоуковский	0,36	1,06	0,16	0,026
Исетский	0,55	1,12	0,18	0,034
Ишимский	0,87	0,83	0,17	0,044
Казанский	0,46	0,66	0,12	0,037
Нижнетавдинский	0,68	1,17	0,22	0,026
Омутинский	0,46	1,27	0,19	0,024
Сорокинский	0,59	0,81	0,15	0,036
Тобольский	1,22	1,56	0,20	0,046
Тюменский	1,02	2,34	0,18	0,072
Упоровский	0,41	1,01	0,18	0,028
Ярковский	0,71	1,57	0,17	0,030
ПДК/ОДК*, мг/кг почвы	6,0	23,0	3,0	0,5-1,0**
Среднее за 5 лет по зоне исследования, мг/кг	0,64	1,10	0,17	0,037

Примечание: *– ГН 2.1.7.2041-06;

**– по Обухову и Поповой (1992)

Концентрация элементов варьирует в диапазоне: свинца 0,36-1,22 мг/кг, цинка 0,48-2,34 мг/кг, меди 0,12-0,22 мг/кг, кадмия 0,024-0,072 мг/кг. Условно фоновыми для пашни можно принять следующие значения: свинец – 0,64 мг/кг, цинк – 1,10 мг/кг, медь – 0,17 мг/кг, кадмий – 0,037 мг/кг.

При сопоставлении почвы опытного участка, агрохимическая характеристика которой была представлена ранее в таблице 2, ее качественная оценка может приравниваться к условно фоновым показателям по региону.

5.2. Тяжелые металлы в почве опытных образцов

В исследуемых незагрязненных почвенных образцах содержание подвижных форм тяжелых металлов было стабильным, соответствовало количеству элементов, определенных до закладки опыта, и не превышало предельно-допустимых концентраций: количество свинца варьировало от 0,59 до 0,97 мг/кг при ПДК 6,0 мг/кг, кадмия от 0,03 до 0,06 мг/кг при ОДК 0,5 мг/кг, цинка от 0,9 до 1,9 мг/кг при ПДК 23 мг/кг, меди от 0,15-0,23 мг/кг.

Внесение солей тяжелых металлов 36 мг/кг свинца, 3 мг/кг кадмия, 138 мг/кг цинка и 30 мг/кг меди в чернозем выщелоченный привело к увеличению содержания подвижных элементов в почве по отношению к контролю. В первый год с учетом выноса фитомассой максимальное остаточное количество в почве составляло 1,73 ПДК меди, уровень, близкий к нормативу, наблюдался по всем изучаемым вариантам (табл. 11-12). В период начала цветения люцерны и донника концентрация металлов в загрязненных моделях была выше контроля соответственно: свинца на 4,26-5,89 мг/кг (до 14,3 раза), кадмия на 0,4-0,51 мг/кг (до 14,3 раз), меди на 3,93-4,61 мг/кг (до 28,1 раз), количество цинка в почве под посевом донника было 19,34 мг/кг при 22,7 мг/кг под люцерной (до 15,2 раз). В последствии, за исключением варианта с цинком в посевах донника, наблюдалась тенденция снижения подвижных форм металлов по отношению к первому году исследований, однако концентрация элементов была так же значительно выше контрольных образцов. При выращивании люцерны на третий

год содержание в почве подвижного свинца и кадмия значительно снизилось, преобладание над фоновыми показателями составляло 1,5-1,8 раз соответственно, концентрация цинка и меди так же имела тенденцию снижения, однако в меньшей степени, превышение контроля составило в 8,8-10,9 раз соответственно.

Таблица 11 – Среднее содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвенных моделях с донником

ТМ	Вариант опыта	Содержание ТМ в почве, мг/кг (с указанием погрешности)	
		X + Sx 2017г.	X + Sx 2018 г.
Свинец	Контроль	0,59±0,13	0,97±0,45
	ТМ	6,48±1,45	4,53±0,91
	ТМ+цеолит	6,52±1,34	2,03±0,52
	ТМ+глауконит	4,12±0,95	1,96±0,33
	ТМ+диатомит	3,13±0,57	1,84±0,74
	ПДК*, мг/кг почвы	6,0	
Кадмий	Контроль	0,04±0,03	0,06±0,04
	ТМ	0,55±0,17	0,42±0,19
	ТМ+цеолит	0,37±0,15	0,24±0,18
	ТМ+глауконит	0,17±0,03	0,05±0,04
	ТМ+диатомит	0,12±0,05	0,08±0,05
	ОДК**, мг/кг почвы	0,5-1,0	
Цинк	Контроль	1,52±0,35	0,9±0,43
	ТМ	20,86±3,32	21,95±3,87
	ТМ+цеолит	16,62±2,94	15,35±2,35
	ТМ+глауконит	14,58±1,79	12,86±1,28
	ТМ+диатомит	11,46±1,15	9,97±1,46
	ПДК*, мг/кг почвы	23,0	
Медь	Контроль	0,17±0,75	0,15±0,59
	ТМ	4,78±0,95	2,26±0,74
	ТМ+цеолит	5,18±0,89	2,02±0,86
	ТМ+глауконит	2,41±0,67	1,16±0,59
	ТМ+диатомит	3,67±1,21	2,51±0,99
	ПДК*, мг/кг почвы	3,0	

Примечание: *– ГН 2.1.7.2041-06;

**– по Обухову и Поповой (1992)

В таблице представлены средние значения и стандартные ошибки, полужирным шрифтом выделены достоверные отличия по отношению к контролю (p<0,05)

Исследуя подвижное содержание свинца, кадмия и цинка в опытных образцах, нами отмечено, что наибольшее количество элемента в почве обнаруживается в моделях с цеолитом, меньшее при использовании глауконита, самое минимальное при сочетании с диатомитом.

В первый год содержание подвижного свинца в вариантах с донником возросло на 91,0 % (при внесении цеолита), на 85,7 % (при применении глауконита), на 81,1% (в моделях с диатомитом). В посевах люцерны данная градация по мере мелиоративного действия не изменилась, однако содержание токсиканта было меньшим: 77,6 %; 59,7 %; 56,6 % соответственно. Превышение предельно-допустимой концентрации наблюдалось под донником первого года жизни в варианте с цеолитом (1,09 ПДК) и при отдельном внесении соли металла (1,08 ПДК).

Увеличение содержания в почве подвижного кадмия в исследуемых вариантах соответствовало последовательности ТМ+диатомит < ТМ+глауконит < ТМ+цеолит, было наибольшим в первый год во всех изучаемых вариантах. Под донником его содержание увеличилось на 66,7%; 76,5%; 89,2%, под люцерной на 40%; 50%; 88,5% соответственно. Превышение ПДК кадмия отмечалось в образце отдельного внесения элемента под донником в 1,1 раза.

Содержание подвижного цинка в почвенных моделях под донником находилось ниже уровня ПДК как в первый, так и во второй год исследований. Близким к уровню норматива в 23 мг/кг был образец с отдельным внесением металла, где концентрация элемента составила 20,86-21,95 мг/кг. При использовании сорбентов наблюдалось снижение металла по сравнению с вариантом его отдельного внесения, в образце с диатомитом отмечены наименьшие значения – 11,46-9,97 мг/кг в действии и последствии соответственно.

При выращивании люцерны концентрация цинка в почвенных моделях была выше, чем в аналогичных с донником. Наибольшее содержание элемента наблюдалось в первый год 24,3 мг/кг при отдельном внесении соли металла, наименьшее 15,1 мг/кг в сочетании с диатомитом при нормативе ПДК 23,0 мг/кг.

Степень возрастания в почве подвижного цинка в зависимости от мелиоративного эффекта выглядела аналогично свинцу и кадмию: ТМ+диатомит < ТМ+глауконит < ТМ+цеолит, и составила 86,9%; 89,7%; 91,0% (под донником первого года жизни), 89,4%; 91,1%; 92,1% (под люцерной первого года жизни).

Наибольший запас подвижных соединений меди отмечался в почве под донником в первый год, превышение норматива отмечено в следующих вариантах: диатомит – 1,2 ПДК, отдельное внесение соли металла – 1,6 ПДК, Си+цеолит – 1,7 ПДК, под люцерной концентрация элемента была меньше: 1,13 ПДК, 1,4 ПДК, 1,3 ПДК соответственно. В образце с глауконитом содержание меди в почве было наименьшим 2,05 мг/кг – под люцерной, 2,41 мг/кг – под донником при ПДК 3 мг/кг.

Таблица 12 – Среднее содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвенных моделях с люцерной

ТМ	Вариант опыта	Содержание ТМ в почве, мг/кг (с указанием погрешности)		
		X + Sx 2017 г.	X + Sx 2018 г.	X + Sx 2019 г.
Свинец	Контроль	0,79±0,63	0,93±0,51	0,87±0,49
	ТМ	5,05±1,28	2,16±0,83	1,34±0,92
	ТМ+цеолит	3,53±0,98	3,06±1,19	1,06±0,75
	ТМ+глауконит	1,96±1,11	2,08±0,72	1,22±0,69
	ТМ+диатомит	1,82±0,64	1,49±0,26	0,95±0,63
	ПДК*, мг/кг почвы	6,0		
Кадмий	Контроль	0,03±0,03	0,04±0,03	0,05±0,03
	ТМ	0,43±0,19	0,18±0,06	0,09 ±0,05
	ТМ+цеолит	0,26±0,17	0,19±0,05	0,07±0,04
	ТМ+глауконит	0,06±0,03	0,05±0,03	0,03±0,03
	ТМ+диатомит	0,05±0,04	0,04±0,03	0,04±0,03
	ОДК**, мг/кг почвы	0,5		
Цинк	Контроль	1,6±0,51	1,9±0,87	1,3±0,69
	ТМ	24,3±3,25	20,8±2,74	11,4±2,37
	ТМ+цеолит	20,2±2,88	16,6±2,02	8,1±1,73
	ТМ+глауконит	17,9±2,36	13,4±1,86	7,6±1,52
	ТМ+диатомит	15,1±2,43	14,3±2,11	6,8±1,01
	ПДК*, мг/кг почвы	23,0		
Медь	Контроль	0,23±0,19	0,18±0,22	0,19±0,16
	ТМ	4,16±1,52	3,15±1,06	2,07±1,04
	ТМ+цеолит	3,89±1,36	2,66±1,02	1,52±0,93
	ТМ+глауконит	2,05±0,71	1,25±0,92	1,51±0,77
	ТМ+диатомит	3,39±1,46	2,01±1,26	0,98±0,81
	ПДК*, мг/кг почвы	3,0		

Примечание: *– ГН 2.1.7.2041-06;

**– по Обухову и Поповой (1992)

В таблице представлены средние значения и стандартные ошибки, полужирным шрифтом выделены достоверные отличия по отношению к контролю (p<0,05)

Наибольшая концентрация свинца, кадмия и меди отмечена в почве под донником, цинка – под люцерной, что, очевидно, указывает на разную поглонительную способность определенного вида элемента почвенным

поглощающим комплексом и фитомелиоративными свойствами культуры, более интенсивную реакцию физиологических барьеров у растений в зависимости от природы металла. Среди изучаемых сорбентов при закреплении тяжелых металлов в почве наиболее эффективно по отношению к свинцу, кадмию и цинку проявили себя глауконит и диатомит.

5.3. Интенсивность накопления металлов из почвы растениями

Оценку интенсивности миграции и перераспределения металлов растениями проводили по коэффициенту накопления или аккумулятивному индексу (K_n) – отношение содержания элемента в золе зеленой массы растений ($C_{\text{раст}}$, мг/кг) к его подвижной форме в почве ($C_{\text{почва}}$, мг/кг). Данная методика предложена Б.Б. Пологиновым (1940), а в последующем А.И. Перельманом дано понятие коэффициента биопоглощения и описан ряд биофильности элементов (Перельман, Касимов, 1999).

Интенсивность поглощения зависит, в первую очередь, от природы элемента и вида растения. Не стоит также забывать, что чем большее количество элемента присутствует в окружающей среде (почве), тем сильнее начинают работать корневые барьеры в растении (Добровольский и др., 1990; Цагараева, 2014), а количество поглощенного растением элемента, определяемого по коэффициенту биологического поглощения (КБП), еще не означает о накоплении и внутреннем перераспределении его по растительным органам (Сибиркина, 2013).

Согласно градации А. Л. Ковалевского (1969), И.А. Авессаломова (1987) ряд биофильности элементов выглядит следующим образом (Перельман, Касимов, 2000):

Элементы биологического накопления ($K_{BP} > 1$)	Элементы биологического захвата ($K_{BP} < 1$)
$K_n = 30-300$ – элементы весьма интенсивного накопления;	$K_n = 0,03-0,3$ – элементы слабого накопления;
$K_n = 3-30$ – элементы интенсивного накопления;	$K_n = 0,03$ и менее – элементы весьма слабого накопления.
$K_n = 0,3-3$ – элементы среднего накопления;	

По полученным в опыте данным рассчитан коэффициент накопления вегетативной массой растений изучаемых металлов (табл. 13). Интенсивность накопления поллютантов надземными органами при одинаковых условиях произрастания можно представить следующим образом: к элементам интенсивного накопления культурами ($KH = 5,5-7,2$) относится цинк, что, очевидно, обусловлено физиологически значимой ролью микроэлемента для растений и высокой мобильностью в почве. Кроме того, у люцерны также интенсивно накапливался кадмий ($KH = 5,4$), однако для донника данный металл стал элементом среднего накопления ($KH = 1,99$). Биофильность кадмия, в ряде случаев, в большей степени, чем других элементов, прослеживается в работах Т.В. Дегтяревой и В.А. Титоренко (2014), В.А. Чаплыгина (2014). Свинец и медь как у донника, так и у люцерны накапливались меньше ($KH = 1,3-1,6$), их можно отнести к элементам среднего поглощения.

Таблица 13 - Коэффициент бионакопления элементов растениями из почвы

ТМ	Вариант опыта	Интервалы Кн					\bar{X}
		донник желтый		люцерна посевная			
		1 год	2 год	1 год	2 год	3 год	
Свинец	ТМ	1,1	0,8	0,9	1,2	1,2	1,04
	ТМ+цеолит	0,9	1,4	1,0	1,0	1,3	1,12
	ТМ+глауконит	1,2	1,2	1,6	1,2	1,2	1,28
	ТМ+диатомит	2,1	1,7	1,8	1,6	1,5	1,74
\bar{X}		1,3		1,3			
Кадмий	ТМ+цеолит	1,4	1,8	2,2	2,7	1,6	1,94
	ТМ+глауконит	1,4	2,8	11,2	10,4	6,3	6,42
	ТМ+диатомит	2,4	2,9	7,0	4,5	2,2	3,80
	ТМ	1,2	0,7	1,6	3,4	2,3	1,84
\bar{X}		1,8		5,4			
Цинк	ТМ+цеолит	8,4	9,2	5,6	5,6	6,5	7,06
	ТМ+глауконит	7,4	6,5	6,2	7,3	6,6	6,80
	ТМ+диатомит	6,9	4,5	3,7	3,0	6,1	4,84
	ТМ	7,9	6,9	6,0	6,4	5,6	6,56
\bar{X}		7,2		5,5			
Медь	ТМ+цеолит	0,6	1,6	1,1	1,4	2,3	1,40
	ТМ+глауконит	1,7	2,7	1,9	3,3	3,4	2,60
	ТМ+диатомит	1,3	2,5	1,1	1,9	4,4	2,24
	ТМ	0,7	1,5	1,1	1,3	1,9	1,30
\bar{X}		1,6		1,6			

В то же время, различия в накоплении прослеживались и между вариантами в зависимости от сочетания сорбента с металлом. Вариабельность КН свинца

составляла 0,9-2,1 (разница в 2,3 раза); кадмия 1,4-11,2 (разница в 8 раз); цинка 3,0-9,2 (разница в 3,1 раза); меди 0,6-4,4 (разница в 7,3 раза).

Таким образом, в среднем аккумулятивный индекс располагался в виде следующих убывающих рядов: Zn (донник желтый > люцерна посевная : цеолит > глауконит > ТМ > диатомит) > Cd (люцерна посевная > донник желтый : глауконит > диатомит > цеолит > ТМ) > Cu (люцерна посевная \approx донник желтый : глауконит > диатомит > цеолит > ТМ) > Pb (люцерна посевная \approx донник желтый : диатомит > глауконит > цеолит > ТМ).

6. ВЗАИМОСВЯЗИ МЕЖДУ СОДЕРЖАНИЕМ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВЕ, НАКОПЛЕНИЕМ ИХ В ВЕГЕТАТИВНОЙ МАССЕ РАСТЕНИЙ И ПРОДУКТИВНОСТЬЮ КУЛЬТУР

Функциональные зависимости морфологических и физиолого-химических показателей в системах изучаемых агроценозов донника и люцерны определяли с помощью корреляционных связей. Результаты исследований показывают, что внесение солей металлов в отдельности и в сочетаниях с сорбентами оказывало влияние на элементы симбиоза, продуктивность растений и качество продукции, а изменения, происходящие в системе, могли влиять друг на друга.

Прослеживается закономерная зависимость изменения изучаемых морфометрических и физиолого-химических показателей люцерны с высокой силой связи при внесении в почву свинца и кадмия. Установлена положительная прямая корреляция между содержанием элемента в среде и накоплением его растениями ($r = 0,94$ – свинцовое загрязнение, $r = 0,78$ – кадмиевое загрязнение), что отразилось обратной корреляцией и последующем снижении высоты ($r = -0,93$ и $r = -0,99$ соответственно), биомассы растений ($r = -0,70$ и $r = -0,96$), угнетением роста клубеньков ($r = -0,97$ и $r = -0,79$). Между собой изучаемые показатели также объединены высокой степенью связи.

У донника при аналогичных вариантах солей свинца и кадмия отмечена высокая обратная корреляционная связь (соответственно, $r = -0,92$ и $r = -0,81$) между концентрацией тяжелых металлов в почве и количеством клубеньков, а повышение содержания токсикантов в зеленой массе весьма сильно угнетало продуктивность растений ($r = -0,93$ и $r = -0,99$ соответственно), которая в свою очередь коррелировала с высотой ($r = 0,46$ и $r = 0,35$).

Установлена высокая положительная взаимосвязь содержания цинка в почве и в фитомассе растений ($r = 0,97$ – у донника, $r = 0,93$ – у люцерны), и отрицательная средняя связь между загрязнением почвы данным микроэлементом и количеством клубеньков ($r = -0,70$ – у донника, $r = -0,50$ – у люцерны). С

повышением концентрации цинка в фитомассе люцерны снижалась высота растений и вес вегетативной массы ($r = -0,85$ и $-0,86$ – связь высокая отрицательная), у донника снижения высоты не происходило ($r = 0,58$ – связь средняя положительная), а с показателями вегетативной массы связь вовсе отсутствовала ($r = 0,08$).

Таблица 14 – Корреляции морфологических и физиолого-химических показателей бобовых трав (полевой опыт 2017г.)

Исследуемый металл	r_{yx_i}		Y	X ₁	X ₂	X ₃	X ₄	
свинец	Y	Д о н н и к	1	0,94	-0,93	-0,70	-0,97	Л ю ц е р н а
	X ₁		-0,17	1	-0,94	-0,89	-0,95	
	X ₂		0,96	-0,29	1	0,77	0,85	
	X ₃		0,44	-0,93	0,46	1	0,77	
	X ₄		-0,92	-0,21	-0,84	-0,08	1	
кадмий	Y		1	0,78	-0,99	-0,96	-0,79	
	X ₁		0,48	1	-0,84	-0,69	-0,73	
	X ₂		-0,12	-0,29	1	0,95	0,82	
	X ₃		-0,38	-0,99	0,35	1	0,89	
	X ₄		-0,81	-0,89	0,14	0,83	1	
цинк	Y		1	0,93	-0,65	-0,63	-0,50	
	X ₁		0,97	1	-0,85	-0,86	-0,32	
	X ₂		0,36	0,58	1	0,99	0,35	
	X ₃		-0,17	0,08	0,86	1	0,20	
	X ₄		-0,70	-0,58	0,08	0,48	1	
медь	Y		1	0,76	-0,12	0,03	-0,97	
	X ₁		0,12	1	-0,72	-0,54	-0,82	
	X ₂		0,48	0,67	1	0,94	0,20	
	X ₃		-0,54	-0,24	-0,32	1	-0,01	
	X ₄		-0,17	0,19	0,25	0,82	1	

Y – содержание ТМ в почве; X₁ – содержание ТМ в зеленой массе; X₂ – высота растений; X₃ – биомасса растений; X₄ – количество клубеньков

Между содержанием меди в почве и накоплением в фитомассе, а также ростом клубеньков у донника отмечена слабая связь ($r = 0,12$ и $r = -0,17$ соответственно). В силу того, что растения в данном варианте развивались достаточно благоприятно, корреляция между массой и количеством клубеньков была сильной ($r = 0,82$). У люцерны повышение содержания меди в почве коррелировало с концентрацией элемента в растении ($r = 0,87$), однако в исследуемых вариантах количество микроэлемента было низким и практически не превосходило контрольных показателей. Положительная связь была между

содержанием меди в почве и образованием клубеньков ($r = 0,53$), а также между высотой и биомассой растений ($r = 0,94$).

Таким образом, анализ корреляционных связей морфометрических и физиолого-химических показателей результатов проведенных вегетационно-полевых опытов подчеркнул роль экологических факторов среды в агроценозах донника и люцерны, среди которых определяющими являются особенности почвенного загрязнения солями тяжелых металлов в сочетании с природными сорбентами, вид бобовой культуры, дополнительные энергетические источники, повышающие потенциал микробно-растительного взаимодействия.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате проведенных исследований по оценке параметров жизнедеятельности донника желтого, люцерны посевной и их симбионтов на выщелоченном черноземе при загрязнении тяжелыми металлами в сочетании с природными минеральными сорбентами можно сделать следующие выводы:

1. Показатели лабораторной всхожести семян донника желтого и семян люцерны посевной значительно варьируют при проращивании в средах с солями тяжелых металлов. Показатели всхожести были выше у люцерны в средах с солями свинца (на 56%), цинка (на 18%) и меди (на 26%), у донника – кадмия (до 17%). Летальной для семян донника стала концентрация солей свинца и кадмия – 1%, меди и цинка – 3%, для семян люцерны – соли кадмия 0,5%, меди и цинка – 3%, свинца – 5%.

2. Снижение жизнеспособности колоний клубеньковых бактерий наблюдалось при добавлении в питательные среды соединений свинца, кадмия и меди во всех исследуемых концентрациях. В варианте 0,3% содержания солей и более высоких дозах колонии не развивались. При добавлении соединений цинка 0,01% и 0,1% рост колоний, как донника, так и люцерны отмечен выше контрольного значения в 1,2-1,8 раза.

3. В результате внесения солей тяжелых металлов в почву растения донника желтого и люцерны посевной достоверно снижали урожайность вегетативной массы: при одиночном внесении солей свинца и кадмия у люцерны, соответственно, на 28,2% и 34,8%, у донника – на 58,5% и 33,7%. Высота растений в данных вариантах изменялась в меньшей степени. Наибольшее снижение отмечено у люцерны в присутствии свинца – до 10% и кадмия – до 14%.

4. Наибольшую фиторемедиационную способность по отношению к цинку и свинцу проявил донник желтый, где достоверное накопление элемента в надземной части растения составило, соответственно, 122,5 мг/кг (или 2,45 МДУ) и 7,32 мг/кг (или 1,46 МДУ); по отношению к кадмию люцерна посевная – 0,71

мг/кг (или 2,37 МДУ). Накопление меди в вегетативной массе культур было незначительным, как у донника, так и у люцерны – до 4,32 мг/кг (или 0,21 МДУ).

5. В исследуемых образцах, загрязненных тяжелыми металлами в сочетании с минеральными сорбентами, коэффициент накопления вегетативной массой растений элементов из почвы увеличивался в ряду: свинец ($KH = 1,3$) < медь ($KH = 1,6$) < кадмий (у донника $KH = 1,8$; у люцерны $KH = 5,4$) < цинк (у люцерны $KH = 5,5$; у донника $KH = 7,2$).

6. Внесение цеолита, глауконита, диатомита из расчета 2 т/га способствовало снижению содержания тяжелых металлов в растительной массе фитомелиорантов в сравнении с вариантом загрязнения без участия сорбентов: свинца (на 11-32% – у донника и 24-34% – у люцерны), кадмия (на 19-61% и 6-51%), и цинка (на 25-52% и 23-62%).

7. Применение диатомита (2 т/га) при возделывании бобовых трав на искусственно загрязненном черноземе в первый год исследования наиболее эффективно сказалось на снижении в почве подвижных форм свинца (до 64%), кадмия (до 88%) и цинка (до 45%) и меньшем накоплении металлов растениями, что может быть использовано на территориях с повышенным содержанием данных экотоксикантов.

8. Инокуляция семян бактериальным препаратом Ризоторфин (0,25 кг на гектарную норму посева семян) штамм донника 282, штамм люцерны 415 на черноземе выщелоченном повышала количество азотфиксирующих клубеньков на корнях фитомелиорантов первого года жизни (в первом укосе) более чем в два раза – у донника до 49%, у люцерны до 60%.

9. За период 2017-2018 гг. в пахотном слое чернозема выщелоченного достоверное снижение содержания подвижных форм свинца произошло под посевом донника в 2,9 раза, люцерны – в 1,1 раза; кадмия, соответственно, в 1,8 и 1,2 раза; цинка в 1,1 и 1,2 раза.

10. Способность фитомелиорантов накапливать в надземных органах токсичные ионы, сохраняя при этом продуктивность, свидетельствует о возможности использования в условиях южной лесостепной зоны *Melilotus*

officinalis и *Medicago sativa* в комплексе с природными минеральными сорбентами с целью фиторемедиации загрязненных почв. Поступление свинца в биомассу указанных культур снижается более чем в 2 раза (до 0,49 МДУ – у донника, до 0,27 МДУ – у люцерны), кадмия – до 5 раз (0,47 МДУ – у донника и 0,3 МДУ у люцерны), цинка – до 2,3 раза (0,84-0,87 МДУ у обеих культур).

Практические рекомендации

Полученные на основе многолетних экспериментальных данных схемы возделывания бобовых трав, предварительно инокулированных бактериальным препаратом, совместно с природными кремниевыми сорбентами рекомендуем учитывать при проведении биологических этапов рекультивации выщелоченных черноземов в условиях южной лесостепной зоны:

- симбиотические штаммы бактерий *Rhizobium meliloti* (282 – для донника, 415 – для люцерны) рекомендуется использовать для повышения устойчивости и продуктивности фитомелиорантов
- для фитобиоремедиации в почве повышенного содержания свинца и цинка использовать донник желтый, ризоторфин (0,25 кг на гектарную норму высева семян) совместно с диатомитом (2 т/га)
- для фитобиоремедиации в почве повышенного содержания кадмия использовать люцерну посевную, ризоторфин (0,25 кг на гектарную норму высева семян) совместно с диатомитом (2 т/га), либо с глауконитом (2 т/га)

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Авцин, П.А. Микроэлементозы человека: этиология, классификация, органопатология / П.А. Авцин, А.А. Жаворонков, М.А. Риш, Л.С. Строчкова. – М.: Медицина, 1991. – 496 с.
2. Азаренко, Ю.А. Закономерности содержания, распределения, взаимосвязей микроэлементов в системе почва-растение в условиях юга Западной Сибири: монография / Ю.А. Азаренко. – Омск: Вариант-Омск, 2013. – 232 с.
3. Аксенов, Б. Г. Статистическая обработка результатов научных исследований с применением информационных технологий : учебник для студентов вузов, обучающихся по направлениям подготовки 01.06.01 – «Математика и механика», 15.06.01 – «Машиностроение», 05.06.01 – «Наука о земле», 20.06.01 – «Техносферная безопасность», 08.06.01 – «Техника и технология строительства», 13.06.01 – «Электро-и теплотехника» / Б. Г. Аксенов, С. В. Корякина, В. В. Фомина; ТИУ. – Тюмень: ТИУ, 2017. – 173 с.
4. Андреева, И.В. Фиторемедиационная способность дикорастущих и культурных растений / И.В. Андреева, М.В. Злобина, Р.Ф. Байбеков, Н.Ф. Ганжара // Известия ТСХА. – 2010. – вып. 1. – С. 8-17.
5. Андроханов, В.А. Использование многолетних трав для оптимизации почвенных условий при биологической рекультивации / В.А. Андроханов, О.В. Полохин // Матер. Первой всесоюз. Науч. Конференции «Растения и промышленная среда». – Днепропетровск, 1990. – С. 104 – 105.
6. Анненков, В.В. Агроэкологическая эффективность применения Хотынецких цеолитов в севооборотах с зернобобовыми и крупяными культурами на темно-серых лесных почвах Орловской области: автореф. дис. канд. с.-х. наук, 06.01.01. – Курск: Орловский ГАУ, 2008. – 22 с
7. Аристовская, Т.В. Большой практикум по микробиологии / Т.В. Аристовская, М.Е. Владимирская, М.М. Голлербах. – М.: Высш. шк., 1962. – 487 с.
8. Артамонова, В.С. Антропогенная трансформация почвенных экосистем / В.С. Артамонова, И.В. Лютых // Научные чтения памяти Н.Ф.

Реймерса и Ф.Пр. Штильмарка. Антропогенная трансформация природной среды: международная школа-семинар молодых учёных – Пермь, 2011. – № 1. – С. 17-22.

9. Артамонова, В.С. Современные аспекты ремедиации биологических свойств городских почв / В.С. Артамонова, А.А. Танасиенко, С.Б. Бортникова // Сибирский экологический журнал. – 2005. – № 5. – С. 855-864.

10. Батманов, А.В. Аккумуляция тяжелых металлов интродуцированными сортами земляники садовой в условиях степной зоны Самарского Заволжья: 06.01.04. дис. к.б.н. / А.В. Батманов. – Кинель, 2017. – 118 с.

11. Бахнов, В.К. Биогеохимия и агрохимия меди и марганца в Барабинской низменности. Медь, марганец и бор в Барабинской низменности и Новосибирского Приобья / В.К. Бахнов. – Новосибирск: Наука, 1971. – С 10-54

12. Белицкий, И.А. Практическое освоение природных цеолитов и перспективы использования нетрадиционного цеолитового сырья / И.А. Белицкий, Б.А. Фурсеико // Природные цеолиты России: Геология, физико-химические свойства и применение в промышленности и охране окружающей среды : тезисы докладов Республ. Совещания. – Новосибирск: Институт минералогии и петрографии СО РАН, 1992. – С. 5-10.

13. Берлякова, О.Г. Характеристика почвенно-экологического состояния природно-техногенных комплексов г. Новокузнецк / О.Г. Берлякова, В.Г. Двуреченский, А.А. Топоровская, Н.Б. Ермак // Научные чтения памяти Н.Ф. Реймерса и Ф.Пр. Штильмарка. Антропогенная трансформация природной среды : международная школа-семинар молодых учёных – Пермь, 2011. – № 1. – С. 153-159.

14. Богуславская Н.В. Детоксикация нефтезагрязненных почв под посевами люцерны (*Medicago sativa l.*) / Н.В. Богуславская // Экологическая безопасность в АПК. Реферативный журнал. – 2008. – № 4. – С. 905.

15. Борисков, Д.Е. Причины и закономерности техногенного загрязнения тяжелыми металлами системы почва-растение в условиях лесостепной зоны Зауралья: автореф. дис. канд. с.-х. наук, 06.01.04. – Омск: ОмГАУ, 2000. – 20 с

16. Бочарникова, Е.А. Кремниевые удобрения и мелиоранты: история изучения, теория и практика применения / Е.А. Бочарникова, В.В. Матыченкова, И.В. Матыченкова // Агрохимия. – 2011. – № 7. – С. 84-96.
17. Буров, А.И. Сырьевая база природных цеолитов России / А.И. Буров // Природные цеолиты России: Геология, физико-химические свойства и применение в промышленности и охране окружающей среды : тезисы докладов Республиканского совещания. – Новосибирск: Институт минералогии и петрографии СО РАН, 1992. – С. 11-14.
18. Бутырин, М.В. Особенности фитоэкстракции тяжелых металлов и мышьяка различными видами растений и их использование в технологиях ремедиации загрязненных почв Предбайкалья : 03.02.08. дис. к.б.н. / М.В. Бутырин. – Иркутск, 2017. – С. 127.
19. Буянов, М.И. О возможности освоения диатомитов Северо-Запада России с учетом характерных аспектов их формирования / М.И. Буянов, И.С. Горбатов, А.А. Рассказов // тезисы докладов XIV Международной научно-практической конференции «Новые идеи в науках о Земле». – Москва: Изд-во Российский государственный геологоразведочный университет имени Серго Орджоникидзе, 2019. – С. 288-290.
20. Вавилов П.П. Бобовые культуры и проблема растительного белка / П.П. Вавилов, Г.С. Посыпанов. – М. Россельхозиздат, 1983. – 256с.)
21. Ваймер, А.А. Тяжелые металлы и радионуклиды в почвах и сельскохозяйственной продукции Северного Зауралья: 06.01.03. дис. д-ра биол. наук / А.А. Ваймер. – Тюмень, 2006. – 355 с.
22. Васильев, А.А. Тяжелые металлы в почвах г. Чусового: оценка и диагностика загрязнения: монография / А.А. Васильев, А.Н. Чашин, ФГБОУ ВПО Пермская ГСХА. – Пермь: ФГБОУ ВПО Пермская ГСХА, 2011. – 197с
23. Ветчинникова, Л. В., Влияние кадмия на морфо и органогенез березы *in vitro* / Л. В. Ветчинникова, Т. Ю. Кузнецова, А. Ф. Титов // Труды Карельского научного центра РАН. – 2014. – № 5. – С. 174-181

24. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. – М.: Колос, 1957. – 238 с.
25. Водяницкий, Ю.Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами : уч. Пособие / Ю.Н. Водяницкий, Д.В. Ладонин, А.Т. Савичев. – М.: Типография Россельхозакадемии, 2012. – 305 с.
26. Временный максимально-допустимый уровень (МДУ) содержания некоторых химических элементов и госсипола в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках (грубые и сочные корма, мг/кг), утвержден Главным управлением ветеринарии Госагропрома СССР 07.08.87
27. Гаевая, Е.В. Эколого-токсикологическая оценка сельскохозяйственной продукции юга Тюменской области: автореф. дис. ... канд. биол. наук, 03.02.08. – Тюмень: ТГСХА, 2012. – 19 с
28. Гамзиков, Г.П. Практические рекомендации по почвенной диагностике азотного питания полевых культур и применению азотных удобрений в сибирском земледелии: производственно-практич. Изд. / Г.П. Гамзиков. – М.: ФГБНУ «Россинформагротех», 2018. – 48с.
29. Ганжара, Н.Ф. Практикум по почвоведению / Н.Ф. Ганжара, Б.А. Борисов, Р.Ф. Байбеков. – М.: Агроконсалт, 2002. – 282с.
30. Географическая характеристика [Электронный ресурс] // Администрация Казанского муниципального района, 2009. – Режим доступа: https://kazanka.admtyumen.ru/mo/Kazanka/economics/invest_politic/passport/info/geo/more.htm?id=10526378@cmsArticle
31. Глауконит [Электронный ресурс] // Пластиком, 2017. – URL : https://www.plastikom72.ru/catalogue/good/966/glaukonit_-_sorbent_50kg (дата обращения 14.03.2017).
32. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. – 15с.

33. ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. – 11с.
34. Госманов, Р.Г. Санитарная микробиология пищевых продуктов: учебное пособие / Р.Г. Госманов, Н.М. Колычев, Г.Ф. Кабиров, А.К. Галиуллин. – СПб.: Издательство «Лань», 2015. – 560с.
35. Граковский, В.Г. Оценка загрязнения почв Челябинской области тяжелыми металлами и мышьяком / В.Г. Граковский, А.С. Фрид, С.Е. Сорокин // Почвоведение. – 1997. – № 1. – С. 88-95.
36. Григорьева, Е.А. Сорбционные свойства глауконита: 02.00.04. дис. к.б.н. / Е.А. Григорьева. – Челябинск, 2004. – 136 с.
37. Гуменко, Р.С. Клубеньковые бактерии как основа высокоэффективных биоудобрений для бобовых культур / Р.С. Гуменко, Г.М. Кашапова, А.А. Владимирова, А.С. Кагирова, Ан.Х. Баймиев // Биомика. –2017. – Том 9. – № 4. – С. 345-348.
38. Гусейнов, А.Н. Экология города Тюмени: состояние, проблемы / А.Н. Гусейнов. – Тюмень: Издательская фирма «Слово», 2001. – С. 102-121.
39. Дайбова, Е.Б. Изучение влияния диспергированной суспензии наночастиц SiO_2 на фиторемедиационный потенциал *Medicago sativa* L., для почв загрязненными тяжелыми металлами Cd, Pb, Cu, Zn / Е.Б. Дайбова, О.Н. Змеева, Л.Д. Проскурина, Б.И. Макаров // Перспективы развития фундаментальных наук: сборник научных трудов XIII Международной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых. – Национальный исследовательский Томский политехнический университет. – 2016. – С. 127-129.
40. Дегтярева, Т.В. Накопление элементов растениями в соответствии с ландшафтно-функциональной структурой города Ставрополя / Т.В. Дегтярева, В.А. Титоренко // Фундаментальные исследования. – 2014. – № 9 (3). – С. 585-589.
41. Дегунова, Н.Б., Шкодина, Е.П. Агроэкосистемы с многолетними травами в кормопроизводстве Новгородской области / Н.Б. Дегунова, Е.П. Шкодина // Владимирский земледелец, 2017. – № 3 (81). – С. 17-20.

42. Денисов, Г.В. Влияние норм высева семян люцерны на засоренность травостоев на мерзлотных почвах / Г.В. Денисов, В.В. Осипова // Аграрная Россия. – 2013. – № 2. – С. 2-3.
43. Добровольский, Г.В. Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв). / Г.В. Добровольский, Е.Д. Никитин. – М.: Наука, 1990. – С.18 – 58.
44. Доев, Д.Н. Оценка биоресурсного потенциала люцерны (*Medicago varia* mart.) при использовании местных штаммов клубеньковых бактерий рода *Sinorhizobium* в условиях вертикальной зональности РСО-Алания: 03.02.14. дис. к.б.н. / Д.Н. Доев. – Владикавказ, 2017. – 155 с.
45. Доклад об экологической ситуации в Тюменской области, [Электронный ресурс] // Тюменская область. Портал органов государственной власти, 2017. – Режим доступа: https://admtyumen.ru/ogv_ru/about/ecology/eco_monitoring/more.htm?id=11552245@cmsArticle (дата обращения 25.10.2018).
46. Доросинский, Л.М. Клубеньковые бактерии и нитрагин / Л.М. Доросинский. – Л.: Колос, 1970. – 184 с.
47. Доспехов, Б.А. Методика полевого опыта с основами статистической обработки результатов исследований / Б.А. Доспехов. – М.: Агропромиздат. – 1985. – 351 с.
48. Дюкова, Н.Н. Агробιοлогическая оценка селекционного материала люцерны в Северном Зауралье / Н.Н. Дюкова, А.С. Харалгин // Агропродовольственная политика России. – 2017. – № 11 (71). – С. 115-119.
49. Ежегодник. Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения в 2017 году. – Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун». -20018. – 96 с.
50. Еремин, Д.И. Сохранение плодородия сибирских черноземов, как неотъемлемая часть продовольственной безопасности страны / Д.И. Еремин // Агропродовольственная политика России. – 2017. – № 10 (70). – С. 83-89.

51. Еремченко, О.З. Почвы и техногенные поверхностные образования урбанизированных территорий Пермского Прикамья: монография / О. З. Еремченко, И. Е. Шестаков, Н. В. Москвина; Перм. гос. нац. исслед. ун-т. – Пермь, 2016. – 252 с.
52. Ермохин, Ю.И., Взаимосвязи в питании растений: монография / Ю.И. Ермохин, А.В. Синдирева. – Омск: Вариант-Омск, 2011. – 208 с.
53. Завалин, А.А. Биопрепараты, удобрения и урожай / А.А. Завалин. – М.: ВНИИА, 2005. – 302с.
54. Завалин, А.А. Новые технологии производства и применения биопрепаратов комплексного действия / А.А. Завалин, А.П. Кожемяков. –СПб.: Химиздат. – 2010. – 64 с.
55. Завалин, А.А. Экология азотфиксации / А.А. Завалин, О.А. Соколов, Н.Я. Шмырева. – М.: РАН, 2019. – 252с.
56. Зайцева, Т.М. Вплив використання ЕМ-препаратів на вміст важких металів у ґрунті / Т.М. Зайцева // Збалансоване природокористування. – 2018. – № 1. – С. 155-158.
57. Заманщиков, Р.В. Накопление симбиотрофного азота в агробиоценозах многолетних бобовых растений в условиях Предбайкалья / Р.В. Заманщиков, Ш.К. Хуснидинов, А.А. Мартемьянова // Растениеводство, селекция и семеноводство. – 2009. – № 2 (15). – С. 44-49.
58. Захарова, И.А. Изменение плодородия чернозёмных почв лесостепной и степной зон Челябинской области: 03.02.13. автореф. дис. канд. биол. наук / И.А. Захарова. – Тюмень, 2017. – 17 с
59. Звягинцев, Д.Г. Методы почвенной микробиологии и биохимии: учебное пособие / Д.Г. Звягинцев – М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1980. – 224 с.
60. Зенова, Г.М. Практикум по биологии почв: учеб. пособие / Г.М. Зенова, А.Л. Степанов, А.А. Лихачева, Н. А. Манучарова. – М.: Издательство МГУ, 2002. – 120 с.

61. Иваненко, А.С. Растениеводство Северного Зауралья / А.С. Иваненко, Ю.П. Логинов, Р.И. Белкина, А.А. Казак, Г.В. Тоболова, Л.И. Якубышина. – Тюмень: ИД «Титул», 2017. – 308 с.
62. Иванова, К.А. Защитные реакции в бобово-ризобийном симбиозе / К.А. Иванова, В.Е. Цыганов // Сельскохозяйственная биология. – 2014. – № 3. – С. 3-12.
63. Иванов, В.В. Экологическая геохимия элементов: справочник. / В.В. Иванов, под ред. Э.К. Буренкова. – М.: Экология, 1997. – Кн. 5: Редкие d-элементы. – 576 с.
64. Ильин, В.Б. Биогеохимия и агрохимия микроэлементов Mn, Cu, Mo, В в южной части Западной Сибири / Ильин В.Б. – Новосибирск: Наука, 1973. – 302 с.
65. Ильин, В.Б. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области / В.Б. Ильин, А.И. Сысо. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. – 229 с.
66. Ильин, В.Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение / Ильин В.Б. – Новосибирск: Наука, 1999. – 151 с.
67. Ильин, В.Б. Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва – растение / В.Б. Ильин. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012. – 220 с.
68. Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях: пер. с англ. / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
69. Казнина, Н.М. Физиолого-биохимические и молекулярно-генетические механизмы устойчивости растений семейства Роасеае к тяжелым металлам: 03.01.05. дис. д-ра биол. наук / Н.М. Казнина. – Петрозаводск, 2016. – 358 с.
70. Каплин, В.Г. Биоиндикация состояния экосистем: учеб. пособие для студентов биологич. специальностей университетов и с.-х. вузов / В.Г. Каплин. – Самара : Самарская ГСХА, 2001. – 143 с.

71. Капранов, В.Н. Влияние диатомита и минеральных удобрений на фенотипические признаки растений и урожайность зерновых культур / В.Н. Капранов. – Агрохимия. – 2009. – № 7. – С. 34-43.
72. Каретин, Л.Н. Почвы Тюменской области / Л.Н. Каретин. – Новосибирск: Наука, 1990. – 281 с.
73. Квашнина, Ю.А. Мониторинг почв и растительной продукции по содержанию тяжелых металлов на юге Тюменской области: дис. на соискание ученой степени к.б.н. ГАУСЗ. – Тюмень, 2007. – 132 с.
74. Киреева, Н.А. Детоксикация нефтезагрязненных почв под посевами люцерны (*Medicago sativa* L.) / Н.А. Киреева, Е.М. Тарасенко, М.Д. Бакаева // Агрохимия. – 2004. – № 10. – С. 68-72.
75. Ковальский, В.В. Геохимическая экология / В.В. Ковальский. – М.: Наука, 1974. – 280 с.
76. Ковальский, В.В. Микроэлементы в растениях и кормах / В.В. Ковальский, Ю.И. Раецкая, Т.И. Грачева. – М.: Колос, 1971. – 234 с.
77. Кожемяков, А.П. Использование иннокулянтов бобовых и биопрепаратов комплексного действия в сельском хозяйстве // А.П. Кожемяков, И.А. Тихонович. – Доклады Россельхозакадемии. – 1998. – №6. – С. 7-10.
78. Козаченко, А.П. Состояние, почвенно-экологическая оценка и приемы реабилитации и использования земель сельскохозяйственного назначения Челябинской области на основе адаптивно-ландшафтной системы земледелия: монография / А.П. Козаченко. – Челябинск, 2004. – 378 с.
79. Козлов, А.В. Устойчивость микробиологической активности дерново-подзолистой почвы в условиях применения диатомита и цеолита / А.В. Козлов, А.Х. Куликова, О.В. Селицкая, И.П. Уромова // Вестник Томского государственного университета. – № 46. – 2019. – С. 26-47.
80. Козырев, А.Х. Симбиотическая активность и продуктивность люцерны в зависимости от режима минерального питания : автореф. дис. канд. с.-х. наук. – Владикавказ, 1998. – 20 с.

81. Койгельдинова, М.Т. Фитоэкстракция тяжелых металлов из искусственно-загрязненной темно-каштановой почвы : 03.02.08. автореф. дис. канд. биол. наук / М.Т. Койгельдинова. – Семей, 2011. – 171 с.
82. Колесников, Б.П. Природные условия и леса Лесостепного Зауралья / Б.П. Колесников // Академия наук СССР Уральский филиал: труды института биологии. – Свердловск, 1960. – 81 с.
83. Колесников, В.А. Оценка содержания тяжелых металлов (свинец и кадмий) в семенах перспективных кормовых растений / В.А. Колесников, А.А. Аветисян // Вестник Красноярского государственного аграрного университета. – № 4. – 2015. – С. 10 – 14.
84. Кононов, А.С. Методика расчета эффективности микробно-растительных взаимодействий в бобово-злаковом посеве / А.С. Кононов. – Фундаментальные исследования. – №11. – 2013. – С. 219-222.
85. Корчагин, В.И. Глаукониты и плодородие Воронежских черноземов / В.И. Корчагин, В.Н. Романюк // Плодородие. – № 4. – 2011. – С. 42-43.
86. Красницкий, В.М. Агрохимическая и экологическая характеристики почв Западной Сибири: монография / В.М. Красницкий; ОмГАУ. – Омск: ЦИНАО, 2002. – 144 с.
87. Критерии оценки экологической обстановки территории для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. – М., 1992-оформить в соответствии
88. Кудоярова, Г.Р., Гормональная регуляция соотношения биомассы побег/корень при стрессе / Г.Р. Кудоярова, С.Ю. Веселов, И.Ю. Усманов // Журнал общей биологии. –1999. – № 6 (Т. 60). – С. 633–641.
89. Кузина, Е. Е. Последствие диатомита и его сочетаний с навозом на плодородие чернозема выщелоченного и урожайность моркови / Е. Е. Кузина, А. Н. Арефьев, Е. Н. Кузин // Нива Поволжья. – 2019. – № 3 (52). – С. 111-116.
90. Кузнецов В.В. Физиология растений: учебник / В.В. Кузнецов, Г.А. Дмитриева. – М.: Высшая школа, 2006. – 742 с.

91. Куликова, А.Х. Влияние диатомита и минеральных удобрений на урожайность и качество корнеплодов сахарной свеклы / А.Х. Куликова, Е.А. Яшин, Е.В. Данилова, И.А. Юдина, О.С. Дронина, С.А. Никифорова // *Агрохимия*. – 2007. – № 6. – С. 27-31.
92. Лазарев, А.П. Экологические аспекты использования черноземов Западной Сибири : монография / А.П. Лазарев, А.А. Ваймер, Л.Н. Скипин. – Тюмень: Ризограф, 2014. – 362 с.
93. Лакин, Г.Ф. Биометрия: учеб. пособие для биол. спец. Вузов / Г.Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1990. – 352 С.
94. Лаптева, Е.М. Ландшафтно-биогеографические аспекты аккумуляции и миграции тяжелых металлов в почвах Арктики и Субарктики европейского Северо-Востока / Е.М. Лаптева, Д.А. Каверин, А.В. Пастухов, Е.В. Шамрикова, Ю.В. Холопов // *Известия Коми научного центра УрО РАН*. – 2015. – № 3 (23). – С. 47-60.
95. Левченко, М.Л. Состояние сырьевой базы и возможности использования глауконитов России / М.Л. Левченко // *Минеральные ресурсы России*. – 2008. – № 2. – С. 27-31.
96. Леднев, А.В. Ремедиация загрязненных кадмием агродерново-подзолистых почв / А.В. Леднев, А. В. Ложкин // *Почвоведение*. – 2017. – № 5. – С. 624–633.
97. Макеев, О.В. Микроэлементы в почвах Сибири и Дальнего Востока / О.В. Макеев. – М.: Наука, 1974. – 151 с.
98. Малков, Н.В. Повышение устойчивости бобово-ризобияльного симбиоза к кадмию с помощью ризосферных бактерий, содержащих АЦК диаминазу / Н.В. Малков, Н.Ю. Зиновкина, В.И. Сафронова, А.А. Белимов // *Достижения науки и техники АПК*. – 2012. - № 9. – С. 53-57.
99. Медведев И.Ф. Тяжелые металлы в экосистемах: монография / И.Ф. Медведев, С.С. Деревягин. – Саратов: Ракурс, 2017. – 178 с.

100. Медведева, М.В. Влияние эмиссий Костомукшинского ГОКа на биологическую активность лесных почв / М.В. Медведева // Лесное хозяйство. – 2000. – №3. – С. 27 – 32.

101. Мельничук, Ю.П. Влияние ионов кадмия на деление клеток меристемы корней кукурузы / Ю.П. Мельничук, А.К. Лишко // Физиология и биохимия культурных растений. – 1991. – Т. 23. – № 3. – С. 291–293.

102. Методика государственного сортоиспытания сельскохозяйственных культур. Выпуск второй. Зерновые, крупяные, зернобобовые, кукуруза и кормовые культуры. – М., 1989. – 197 с.

103. Методические указания по обследованию почв сельскохозяйственных угодий и продукции растениеводства на содержание тяжелых металлов, остаточных количеств пестицидов и радионуклидов, 1995 г-оформить в соответствии

104. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства (издание 2-е, переработанное и дополненное) : утв. Зам. Министра сельского хозяйства Росс. Федерации А.Г. Ефремовым 10.03.1992. – Москва: ЦИНАО, 1992. – 61 с.

105. Миланова, Е.В. Загрязнение почв в процессе техногенеза / Е.В. Миланова //Актуальные проблемы изменения природной среды за рубежом. – М.: МГУ, 1976. – С. 79-81.

106. Минкина, Т.М. Индикация химического загрязнения почв и растений: монография / Т.М. Минкина. – Ростов-на-Дону: ПЕЧАТНАЯ ЛАВКА, 2015. – 192 с.

107. Минкина, Т.М. Особенности содержания и подвижность тяжелых металлов в почвах поймы реки Дон / Т.М. Минкина, Ю.А. Федоров, Д.Г. Невидомская, С.С. Манджиева, М.Н. Козлова // Аридные экосистемы. – 2016. – Т. 22. – № 1 (66). – С. 86-98.

108. Минкина, Т.М. Показатели оценки степени загрязнения почвы тяжёлыми металлами / Т.М. Минкина, М.В. Бурачевская, В.А. Чаплыгин, С.С.

Манджиева, М.Б. Воронов, Л.У. Маштыкова // Субтропическое и декоративное садоводство. – 2016. – № 57. – С. 164-167.

109. Михайлов, Н.И. Западная Сибирь. Физико-географическое районирование СССР / Н.И. Михайлов. – Москва, 1968, С. 310-340.

110. Михнаеров, Р.Р. Контаминированность ксенобиотиками сельскохозяйственных угодий, кормов и молока в техногенной зоне и меры по снижению их поступления в организм животных : 06.02.05 дис. ... канд. биол. наук / Р.Р. Михнаеров. – Казань, 2015. – 120 с.

111. Мишустин, Е.Н. Ассоциация почвенных микроорганизмов / Е.Н. Мишустин. – М.: Наука, 1975. – 105 с.

112. Морковкин, Г.Г. Антропогенная трансформация почвообразования и плодородия черноземов в системе агроценозов (на примере степной зоны Алтайского края): автореф. дис. д.с.-х.н., 06.01.03. – Барнаул: Алтайский ГУ, 2000. – 39 с

113. Мотузова, Г.В. Соединения микроэлементов в почвах: Системная организация, экологическое значение, мониторинг / Г.В. Мотузова. – М.: Книжный дом «Либроком», 2009. – 168 с.

114. Муха, В.Д. Агропочвоведение / В.Д. Муха, Н.И. Картамышев, Д.В. Муха. – Москва : КолосС, 2004. – 528 с.

115. Мошарова Л.Г. Химический состав и питательность кормов Западной Сибири / Л.Г. Мошарова. – Новосибирск: Зап.-Сиб. кн. Изд-во. – 1969. – 224 с.

116. Наплекова, Н.Н. Биоиндикация загрязнения почв свинцом и кадмием по микробным ценозам / Н.Н. Наплекова, М.Д. Степанова. – Новосибирск : Новосибирский ГАУ, 2000. – 124 с.

117. Новикова, Т.И. Структурно-функциональные особенности бобово-ризобиального симбиоза : 03.00.05 ; 03.00.12 : автореф. дис. ... доктора. биол. наук / Т.И. Новикова. – Новосибирск, 2004. – 32 с.

118. Обухов, А.И. Научные основы разработки предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах / Тяжелые металлы в окружающей среде / А.И. Обухов, И.П. Бабьева, А.В. Гинь. – М.: Мир, 1986. – С. 20-27

119. Оленев, А. М. Урал и Новая Земля / А. М. Оленев. – М.: Мысль, 1965. – 215 с. – URL : <https://collectedpapers.com.ua/ru/ural-novaya-zemlya/lisostepove-zaurallya> (дата обращения : 08.03.2017).

120. Орлова, Э.Д. Влияние повышенных доз меди на поступление ее в растения и урожай яровой пшеницы / Э.Д. Орлова, Г.Я. Козлова // Удобрения и химическая мелиорация почв Омской области : труды Омского с.-х. ин-та им. С.М. Кирова. – Омск, 1973. – Т. 113. – С. 65-70.

121. Патент на изобретение RU 2490630 C1, 20.08.2013. МПК G01N 33/24 (2006.01). Способ определения токсичности почв : № 2012129618/15: заявл. 12.07.2012 : опубл. 20.08.2013 Бюл. № 23 / Заалишвили В.Б, Бекузарова С.А., Комжа А.Л., Бекмурзов А.Д; патентообладатель Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Центр геофизических исследований Владикавказского научного центра Российской академии наук и Правительства Республики Северная Осетия-Алания (ЦГИ ВНЦ РАН и РСО-А) (RU).

122. Патент на изобретение RU 2515691 C1, 20.05.2014. МПК B09C1/00 (2006.01). Способ биоремедиации загрязненных кадмием почв : № 2012144318/13: заявл. 18.10.2012: опубл. 20.05.2014 Бюл. № 14 / Белимов А. А., Тихонович И. А., Сафронова В. И., Шапошников А. И., Азарова Т.С., Макарова Н. М.; патентообладатель Государственное научное учреждение Всероссийский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной микробиологии Российской академии сельскохозяйственных наук.

123. Перельман, А.И. Геохимия ландшафта / А.И. Перельман, Н.С. Касимов. – М.: Астрель – 2000, 1999. – 768 с.

124. Полная энциклопедия лекарственных растений. – Санкт-Петербург: Нева; М.: Олма-Пресс, 1999. – Т. 1. – 736 с

125. Посыпанов, Г.С. Методы изучения биологической фиксации азота воздуха: справочное пособие / Г.С. Посыпанов. – М.: Агропромиздат, 1991. – 299 с.

126. Посыпанов, Г.С. Растениеводство: учеб. пособие / Г.С. Посыпанов, В.Е. Долгодворов, Б.Х. Жеруков и др. – М.: КолосС., 2006. – 612 с.

127. Преображенский, В.С. Основы ландшафтного анализа / В.С. Преображенский, Т.Д. Александрова, Т.П. Куприянова. – М.: Наука, 1988. – 191 с.
128. Пурмаль, А.П. Антропогенная токсикация планеты / А.П. Пурмаль // Соросовский образовательный журнал. – 1998. – №9. – С. 39-51
129. Пухальский, Я.В Фитоэкстракция кадмия и кобальта мутантом гороха посевного *Scedt* в симбиозе с комплексом микроорганизмов / Я.В Пухальский, А.И. Шапошников, Т.С. Азарова, Н.М. Макарова, В.И. Сафронова, А.А. Белимов, А.А. Завалин, И.А. Тихонович // Биотехнология: состояние и перспективы развития: материалы VIII Московского Междунар. Конгресса. ЗАО «Экспобиохим-технологии», РХТУ им. Д.И. Менделеева. – Москва, 2015. – С. 66-68.
130. Пындак, В.И. Природные мелиоранты на основе кремнезёмов и глинозёмов / В.И. Пындак, А.Е. Новиков // Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса. – 2015. - №2 (38). – С. 1-4
131. Разумовская, З.Г. Лабораторные занятия по почвенной микробиологии / З.Г. Разумовская, Г.Я. Чижик, Б.В. Громов. – Ленинград: Изд-во Ленинградского ун-та, 1960. – 179 с.
132. Влияние инокуляции семян перспективными штаммами клубеньковых бактерий (*Sinorhizobium meliloti*) на продуктивность люцерны изменчивой в условиях Ленинградской области : автореф. дис. ... к.с.-х.н.: 06.01.01 / О.Г. Рапина ; Санкт-Петербургский государственный аграрный университет. - Санкт-Петербург, Пушкин, 2019. – 20 с.
133. Ржанкообразные птицы (Aves, Charadriiformes) лесостепной зоны Зауралья: сравнительный анализ фауны, распространения и биотопического распределения : автореф. дис. ... к.б.н.: 03.00.08 / В.Е. Поляков ; Институт экологии растений и животных УрО РАН. – Екатеринбург, 2009. – 18 с.
134. Ринькис, Г.Я. Проблема взаимосвязи макро- и микроэлементов в питании растений в зависимости от свойств почвы : 06.01.04 : автореф. дис. доктора. с.-х. наук / Г.Я. Ринькис. – Каунас, 1973. – 42 с. – URL : <https://dlib.rsl.ru/viewer/01000796351#?page=42>.

135. Семенова, И.Н. Биологическая активность как индикатор техногенного загрязнения почв тяжелыми металлами : 03.02.13 : автореф. дис. д.б.н. / И.Н. Семенова. – Уфа, 2013. – 46 с.
136. Середина, В.П. Загрязнение почв : учебное пособие / В.П. Середина. – Томск: Издат. Дом Томского гос. Университета, 2015. – 346 с.
137. Серегин, И.В. Распределение тяжелых металлов в растениях и их действие на рост: автореф. дис. ... доктора биол. наук, 03.00.12. – Москва: МГУ им. М.В. Ломоносова, 2009. – 53 с.
138. Сибгатуллин, А.Х. Цеолитсодержащие породы европейской части России и перспективы их использования / А.Х. Сибгатуллин, А.И. Буров, А.Н. Тюрин и др. // Природные цеолиты России: Геология, физико-химические свойства и применение в промышленности и охране окружающей среды : тезисы докладов Республ. Совещания. – Новосибирск: Институт минералогии и петрографии СО РАН, 1992. – С. 14-18.
139. Сибиркина, А.Р. Содержание кадмия в органах сосны обыкновенной ленточных боров Прииртышья Республики Казахстан / А.Р. Сибиркина // Вестник ВГУ. – 2013. - №2. – С. 130-137.
140. Синявский, И.В. Агрохимические и экологические аспекты плодородия чернозёмов лесостепного Зауралья : дис. д.б.н, 06.01.03. – Тюмень, 2002. – 379 с
141. Скипин, Л.Н. Подбор штаммов клубеньковых бактерий для рекультивации засоленных почв, грунтов и буровых шламов / Л.Н. Скипин, Н. В. Храмцов, В. С. Петухова // Аграрный вестник Урала. – 2014. – № 7 (125). – С. 81-83.
142. Скипин, Л.Н. Солонцы Сибири: экологические аспекты освоения: монография / Л.Н. Скипин. – Ялуторовск: Тюм. Издат. Дом, 2000. – 260 с.
143. Скуковский Б.А. Микроэлементы в кормах и продуктах животноводства Западной Сибири / Б.А. Скуковский. – Новосибирск: Зап.-Сиб. кн. Изд-во, 1978. – 104 с.

144. Смирнова, И.Э. Влияние ассоциации агрономически ценных микроорганизмов на микрофлору деградированных почв / И.Э. Смирнова, А.К. Саданов, А.М. Нурмуханбетова, А.Ж. Султанова // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. – 2017. – № 1-1. – С. 92-96.
145. Соколов, О.А. Экологическая безопасность и устойчивое развитие. Книга 1. Атлас распределения тяжёлых металлов в объектах окружающей среды / О.А. Соколов, В.А. Черников. – М.: Пущино, ОНТИ ПНЦ РАН, 1999. – 164 с.
146. Справочник «Агроклиматические ресурсы Тюменской области, 1972
147. Станков, Н.З. Корневая система полевых культур / Н.З. Станков. – М.: Колос, 1964. – 279 с.
148. Степанова, Л.П. Природные цеолиты. Распространение, генезис, структура и свойства цеолитов, использование в сельском хозяйстве / Л.П. Степанова // Кипящие камни (Цеолиты) : список лит. / Орлов. Обл. публич. Б-ка им. И. А. Бунина ; сост. Н. В. Кусова. – Орел, 2005. – С. 3-4.
149. Степанова, А.Ю. Получение трансгенных растений люцерны посевной (*Medicago sativa* L.) для повышения эффективности фиторемедиации нефтезагрязненных почв / А.Ю. Степанова, Е.В. Орлова, Д.В. Терешонок, Ю.И. Долгих // Экологическая генетика. – 2015. – Т. 13. – № 2. – С. 127-135.
150. Степанюк, В.В. Влияние соединений кадмия на урожай и элементный состав сельскохозяйственных культур / В.В. Степанюк // Агрохимия. – 1998. – № 6. – С. 74-79.
151. Судакова, И.К. Эколого-токсикологическое состояние почв и сельскохозяйственной продукции юга Тюменской области: дис. к.б.н.: 03.00.16. – Тюмень, 2006. – 150 с.
152. Суюндуков, Я.Т. Использование природных цеолитов Зауралья Башкортостана для повышения плодородия почв и урожайности сельскохозяйственных культур (рекомендации производству) / Я.Т. Суюндуков, Х.М. Сафин, М.Б. Суюндукова, Р.Ф. Хасанова. – Сибай: СИЦ-филиал ГУП РБ Издат.дом «Республика Башкортостан». – 2017. – 40 с.

153. Суюндуков, Я.Т. Роль фитомелиорации в воспроизводстве плодородия черноземов Зауралья (Башкирия) / Я.Т. Суюндуков, Б.М. Миркин, М.Р. Абдуллин, Г.Р. Хасанова, Э.Ф. Сальманова // Почвоведение. – 2007. – № 10. – С. 1217-1225.

154. Сысо, А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири / А.И. Сысо // Рос.акад. наук, Сиб. отделение, Ин-т почвоведения и агрохимии. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2007. – 277 с.

155. Сюбаева, А.О. Влияние совместного внесения минеральных удобрений и биоудобрения Азобактерин-АФ на урожайность, вкусовые качества и содержание макроэлементов в зеленных культурах / А.О. Сюбаева, В.И. Титова // Аграрная наука Евро-Северо-Востока. – 2015. – № 2 (45). – С. 50-55.

156. Таипова, О.А. Оценка загрязнения тяжелыми металлами почв, прилегающих к месторождению Куль-Юрт-Тау / О.А. Таипова, З.Б. Бактыбаева, И.Н. Семенова, Я.Т. Суюндуков // Вестник ОГУ. – 2009. – №6 (100). – С. 622-625.

157. Тимирязев, К.А. Сочинения / К.А. Тимирязев. – М.: Сельхозгиз, 1936. – Т.3. – 451 с.

158. Титова, В.И. Влияние биоудобрения Азобактерин-АФ на посевные качества семян культурных растений и агрохимическое состояние почвы / В.И. Титова, Л.Д. Варламова, О.В. Гусева // Достижения науки и техники АПК. – 2012. – № 3. – С. 13-16.

159. Титов, А. Ф., Устойчивость растений к тяжелым металлам. / А. Ф. Титов, В. В. Таланова, Н. М. Казнина, Г. Ф. Лайдинен. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. – 172 с.

160. Тихонович, И.А. Биопрепараты в сельском хозяйстве / И.А. Тихонович, А.П. Кожемяков, В.К. Чеботарь. – М.: Россельхозакадемия, 2005. – 153с.

161. Тихонович, И.А. Использование биопрепаратов – дополнительный источник элементов питания растений / И.А. Тихонович, А.А. Завалин, Г.Г. Благовещенская, А.П. Кожемяков // Плодородие. – 2011. – № 3 (60). – С. 9-13.
162. Тихонович, И.А. Перспективы использования азотфиксирующих и фитостимулирующих микроорганизмов для повышения эффективности агропромышленного комплекса и улучшения агроэкологической ситуации в РФ / И.А. Тихонович, А.А. Завалин // Плодородие. – 2016. – № 5. – С. 28-32.
163. Тоболова, Г.В., Многолетние кормовые травы: Учебн. пособие / Г.В. Тоболова, А.А. Казак, Л.И. Якубышина, Ю.П. Логинов. – Тюмень: изд. ГАУ Северного Зауралья. – 2015. – 143 с.
164. Ульрих, Д.В. Поглощение катионов меди и цинка черноземом обыкновенным / Д.В. Ульрих, С.Е. Денисов // Сорбционные и хроматографические процессы. – 2009. – Т. 9. – Вып. 5. – С. 722-725.
165. Харалгин, А.С. Изучение образцов люцерны (*Medicago sativa* L.) иностранной селекции на вегетативную продуктивность в лесостепи Тюменской области / А.С. Харалгин, Н.Н. Дюкова, О.С. Харалгина // АгроЭкоИнфо. – 2019. – № 1 (35). – С. 20.
166. Хмелев, В.А. Черноземы Новосибирской области, проблемы их рационального использования и охраны / В.А. Хмелев, А.А. Танасиенко // Сибирский экологический журнал. – 2009. – Т. 16. – № 2. – С. 151–164
167. Цагараева, Э.А. Биологический потенциал бобовых растений и проблемы его эффективного использования в условиях Центрального Предкавказья: дис. д.б.н, 03.02.14. – Владикавказ, 2014. – 385 с
168. Чаплыгин В.А. Накопление и распределение тяжелых металлов в травянистой растительности техногенных ландшафтов Нижнего Дона : дис. к.б.н, 03.02.08. – Ростов-на-Дону, 2014. – 193 с.
169. Черников, В.А. Агроэкология: учебное пособие для студентов высших учебных заведений / В.А. Черников, Р.М. Алексахин, А.В. Голубев и др. – М.: Колос, 2000. – 536 с.

170. Черников, В.А. Экология и устойчивое сельское хозяйство: материалы для чтения / В.А. Черников, А.И. Чекерес, О.А. Соколов, Мерзлов, А.В. Аристова О.И., А.И. Стифеев, А.И. Осипов, В.Б. Минин. – М.: Изд-во МСХА, 2000. – 359 с.
171. Черноземы [Электронный ресурс] // Википедия, 2020. – Режим доступа: <https://ru.wikipedia.org/wiki/%D0%A7%D0%B5%D1%80%D0%BD%D0%BE%D0%B7%D1%91%D0%BC%D1%8B> (дата обращения 18.03.2020).
172. Шабаев, В.П. Применение смешанных бактериальных культур для повышения урожайности бобовых растений / В.П. Шабаев // Сельскохозяйственная биология. – 2011. – № 4. – С. 90-95.
173. Швейкина, Р.В. Влияние кремниевых удобрений на подвижность фосфат-ионов в почве / Р.В. Швейкина // Сб. Повышение эффективности применения удобрений. – Пермь, 1986. – С.77-79.
174. Шевелуха, В.С. Рост растений и его регуляция в онтогенезе / В.С. Шевелуха. – М.: Колос, 1992. 593 с.
175. Шотт, П.Р. Биологическая фиксация азота в однолетних агроценозах лесостепной зоны Западной Сибири: 06.01.04: автореф. дис. доктора. с.-х. наук / П.Р. Шотт. – Барнаул, 2007. – 39 с.
176. Шплис, О.Н. Способ повышения фиторемедиационного потенциала *Medicago sativa* l. Nothosubsp. Varia (martyn) для детоксикации загрязненных тяжелыми металлами почв // О.Н. Шплис, Е.Б. Дайбова, Н.И. Каракчиева // сб. науч. трудов по материалам Международной научной экологической конференции: Отходы, причины их образования и перспективы использования. Составитель Л.С. Новопольцева. Под редакцией И.С. Белюченко. – 2019. – С. 96-98.
177. Anderson, A. Molybdenum and sulphur in symbiotic nitrogen fixation / A. Anderson, D. Spencer // Nature. – 1969. – V. 164. – № 4163. – P. 273-274.
178. Bortels, H. Molybden als Katalysator bei der biologischen Stickstoffbindung / H. Bortels // Arch. Mikrobiol. – 1930. – № 3. – P. 333-342.

179. Baker, A. J. M. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals / A. J. M. Baker // Journal of Plant Nutrition. – 1981. – № 3. – P. 643 – 654.

180. Clemens S. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants // Biochimie. – 2006. – V. 88, № 11. – P. 1707-1719.

181. Derevyagin, S.S. Interrelation between climatic changes and content of heavy metals in chernozem soils of saratov oblast, Russia / S.S. Derevyagin, I.F. Medvedev, V.A. Nazarov, A.N. Zelenova, A.A. Sineltsev, V.A. Zelenov // Ecology, Environment and Conservation. – 2017. – № 3. – C. 1691-1696.

182. Golubev, I.A. Handbook for Phytoremediation / I.A. Golubev. – URL:<http://www.growingempowered.org/wp-content/uploads/2016/02/Handbook-of-Phytoremediation.pdf> (date of the application 05.04.2020). – Text : electronic.

183. Verbruggen N., Hermans C., Schat H. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants // New Phytologist. – 2009. – V. 181, № 4. – P. 759-776.

184. Waad, E.Q.AI.Harbawee. *Medicago sativa* l. как модельный объект для изучения влияния тяжелых металлов на растения / E.Q.AI.H. Waad, Д.И. Башмаков, А.С. Лукаткин // Управление качеством образования, продукции и окружающей среды: материалы 9-й Всероссийской научно-практической конференции под редакцией А.Г. Овчаренко. – 2015. – С. 246-248.

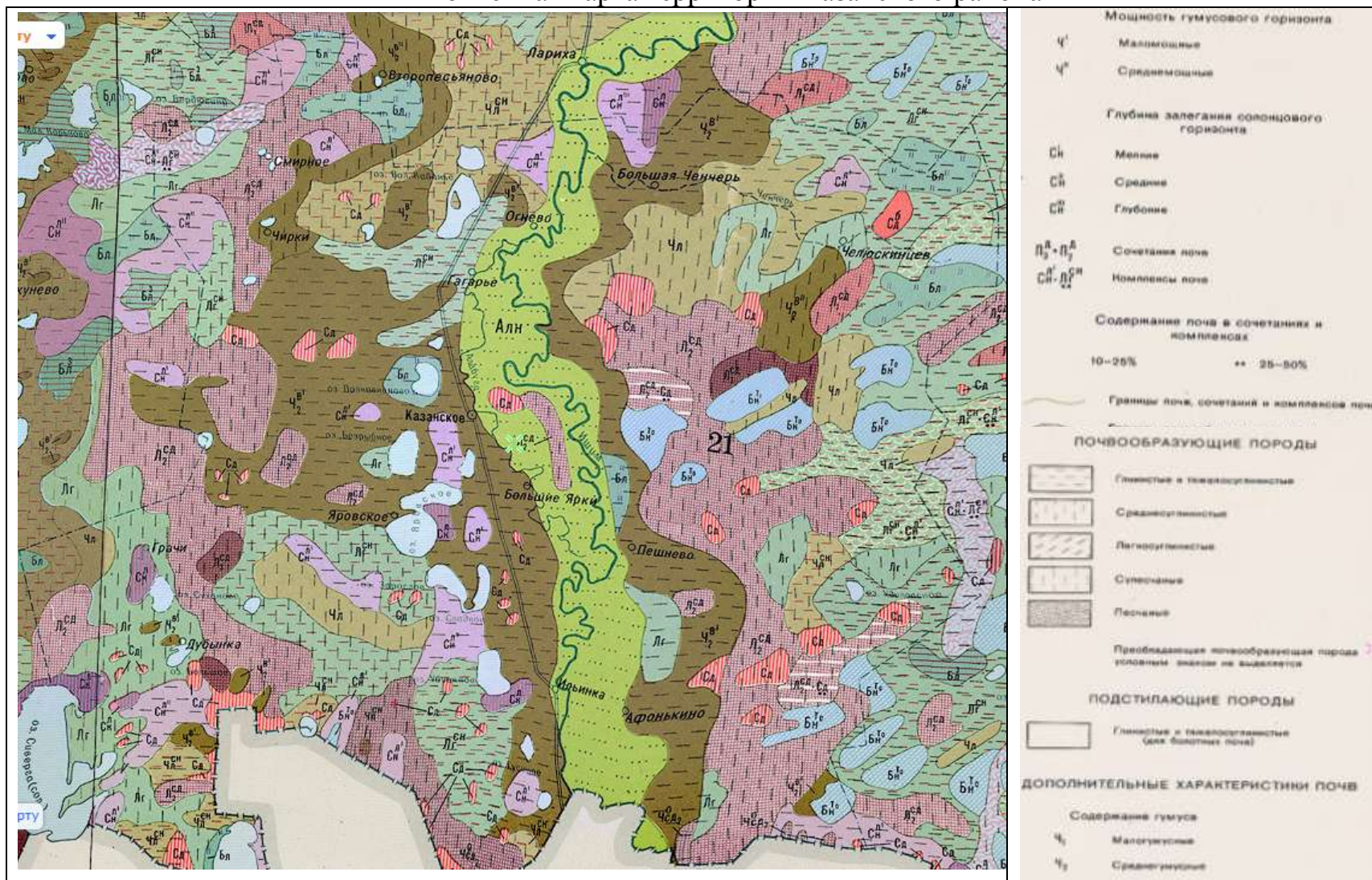
ПРИЛОЖЕНИЯ

Приложение 1

Среднемесячная температура воздуха и суммы осадков за годы исследований, 2017-2019 гг. (ГМС Сладково)

Месяц	Температура, °С					Осадки, мм				
	2017	2018	2019	Среднее за 3 года	Среднее многоле тнее	2017	2018	2019	Среднее за 3 года	Среднее многоле тнее
Январь	-15,8	-19,5	-13,9	-16,4	-17,9	16	2	14	10,7	4
Февраль	-15,4	-15,3	-17,2	-15,9	-17,2	11	10	14	11,6	5
Март	-6,5	-9,2	-3,6	-6,4	-10,5	12	23	14	16,3	7
Апрель	4,9	2,3	3,0	3,4	1,0	24	28	30	27,3	22
Май	12,1	7,9	12,5	10,8	11,1	45	95	36	58,7	28
Июнь	18,6	15,4	15,6	16,5	16,6	27	62	81	56,7	58
Июль	18,0	20,0	20,1	19,4	19,4	58	31	74	54,3	63
Август	18,0	15,5	16,7	16,7	16,2	9	164	60	77,7	46
Сентябрь	8,9	11,3	10,0	10,1	10,4	31	23	38	30,6	41
Октябрь	1,3	4,3	5,6	3,7	1,4	31	50	19	33,3	16
Ноябрь	-3,1	-6,5	-8,1	-5,9	-8,3	9	39	10	19,3	8
Декабрь	-11,6	-16,9	-10,0	-12,8	-16,0	15	9	25	16,3	8
Годовая сумма осадков, мм						288	536	415	412,8	306

Почвенная карта территории Казанского района



Приложение 2.1

План земель сельскохозяйственного производственного кооператива «Сибиряк» (2007 год)



Приложение 3

Условия проращивания семян сельскохозяйственных культур

Культура	Условие проращивания			Срок определения, сут		Дополнительное условие для семян, находящихся в состоянии покоя	
	Ложе	Температура, °С		энергия прорастания	всхожесть		
		посто- янная	пере- менная				
1	2	3	4	5	6	7	8
Донник лекарственный (желтый) (<i>Melilotus officinalis</i>)	НБ*	20	-	T***	4	10	Предварительное охлаждение
Люцерна посевная (<i>Medicago sativa</i>)	НБ*; МБ**	20	-	T***	4	7	Предварительное охлаждение

* НБ – на фильтровальной бумаге;

** МБ – между слоями фильтровальной бумаги;

*** Т – темнота

Предварительное охлаждение: семена, помещенные на увлажненное ложе, выдерживают при пониженной температуре (от 5°C до 10°C) в течение времени, указанного для учета энергии прорастания, а затем переносят их в температурные условия, предусмотренные графой 3. Энергию прорастания в этом случае определяют на 2 сут позже срока, установленного для определения этого показателя, или в срок, указанный в графе 7. Если на день учета всхожести на ложе остаются набухшие семена, то срок проращивания продлевают до 3 сут.

Шкала для классификации корреляционной зависимости
между переменными y и x

Значение r_{yx}	Характер корреляционной зависимости между признаками y и x
0 – 0,3	слабая
0,3 – 0,7	средняя
0,7 - 1	сильная

Приложение 5

При проведении дисперсионного анализа для расчета использовали формулы по методике Б.А. Доспехова (1985):

Общее число наблюдений: $N = \ln$

Корректирующий фактор: $C = (\sum X)^2 : N$

Общая сумма квадратов: $C_Y = \sum X^2 - C$

Сумма квадратов для повторений: $C_P = \sum P^2 / l - C$

Сумма квадратов для вариантов: $C_V = \sum V^2 / n - C$

Сумма квадратов для ошибки: $C_Z = C_Y - C_P - C_V$

При оценке существенности частных различий вычисляли:

ошибку опыта: $S_{\bar{X}} = \sqrt{\frac{S^2}{n}}$;

ошибку разности средних: $S_d = \sqrt{\frac{2S^2}{n}}$;

определяли наименьшую существенную разность: $HCP_{05} = t_{05} S_d$; $HCP_{05} = \frac{t_{05} S_d}{\bar{x}} \cdot 100$

Приложение 5.1

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей свинца в сочетании с природными сорбентами на высоту растений донника, см (1укос)

Год	Вариант опыта	Высота растений, см (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	36,8	34,7	35,4	35,6	36,0	35,3	213,8	35,64
	Pb	37,7	45,5	50,1	39,8	48,1	45,4	266,6	44,44
	Pb+цеолит	51,4	46,7	39,5	46,3	43,9	47,3	275,0	45,84
	Pb+глауконит	36,2	43,6	40,5	37,8	41,6	40,9	240,6	40,09
	Pb+диатомит	33,4	30,3	36,3	32,3	31,2	37,1	200,0	33,33
$\Sigma P = \Sigma V = \Sigma X$		194,9	200,9	201,7	191,8	200,8	206,0	1196,1	199,34
2018 (второй год жизни)	Контроль	102,1	103,5	108,7	104,1	105,9	104,3	628,6	104,77
	Pb	103,2	107,3	108,5	113,9	99,3	105,8	638,0	106,33
	Pb+цеолит	124,1	113,8	105,3	118,6	109,7	114,9	686,4	114,40
	Pb+глауконит	101,7	105,3	102,4	102,7	99,9	106,8	618,8	103,13
	Pb+диатомит	100,8	104,6	107,5	105,6	101,8	105,5	625,8	104,30
Сумма P		531,9	534,5	532,4	544,9	516,6	537,3	3197,6	532,93
В сумме за 2 года	Контроль	138,9	138,2	144,1	139,7	141,9	139,6	842,4	140,41
	Pb	140,9	152,8	158,6	153,7	147,4	151,2	904,6	150,77
	Pb+цеолит	175,5	160,5	144,8	164,9	153,6	162,2	961,4	160,24
	Pb+глауконит	137,9	148,9	142,9	140,5	141,5	147,7	859,4	143,23
	Pb+диатомит	134,2	134,9	143,8	137,9	133,0	142,6	825,8	137,63
Сумма P		726,8	735,4	734,1	736,7	717,4	743,3	4393,7	732,29

$N = ln = 5 \cdot 6 = 30$;

Корректирующий фактор учет 2017 г.: $C = (\Sigma X)^2 : N = 47688,5$

Корректирующий фактор учет 2018 г.: $C = (\Sigma X)^2 : N = 340821,5$

Корректирующий фактор в сумме за 2 года: $C = (\Sigma X)^2 : N = 643486,6$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	968,4	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	23,4	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	700,4	4	175,1	14,3	2,87
	Остаток (ошибки)	244,5	20	12,2	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 1,4$; $S_d = 2$; $HCP_{05} = 4,18$ см					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	918,7	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	86,6	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	489,5	4	122,4	7,1	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	342,6	20	17,1	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 1,7$; $S_d = 2,3$; $HCP_{05} = 4,8$ см					
В сумме за 2 года	Общая (C_Y)	2937,5	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	71,24	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	1991,1	4	497,8	11,4	2,87
	Остаток (ошибки)	875,2	20	43,7	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 2,7$; $S_d = 3,8$; $HCP_{05} = 7,9$ см					

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей кадмия в сочетании с природными сорбентами на высоту растений донника, см (1укос)

Год	Вариант опыта	Высота растений, см (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	36,8	34,7	35,4	33,7	42,3	30,9	213,8	35,6
	Cd	40,7	46,6	41,5	36,7	50,2	41,9	257,6	42,9
	Cd+цеолит	48,6	45,5	54,5	56,8	42,4	49,4	297,2	49,5
	Cd+глауконит	43,9	53,9	47,8	49,6	38,4	57,6	291,2	48,5
	Cd+диатомит	43,4	43,7	41,1	39,7	38,9	49,6	256,4	42,7
$\Sigma P = \Sigma V = \Sigma X$		213,4	224,4	220,3	216,5	212,2	229,4	1316,2	219,4
2018 (второй год жизни)	Контроль	102,1	103,5	108,7	112,3	102,4	99,6	628,6	104,8
	Cd	103,4	108,6	102,1	105,3	98,2	110,6	628,2	104,7
	Cd+цеолит	133,2	121,7	138,1	140,2	126,7	126,1	786,0	131,0
	Cd+глауконит	115,6	103,5	99,8	108,4	114,7	95,8	637,8	106,3
	Cd+диатомит	101,7	105,3	104,2	107,8	103,5	99,9	622,4	103,7
Сумма P		556,0	542,6	552,9	574,0	545,5	532,0	3303,0	550,5
В сумме за 2 года	Контроль	138,9	138,2	144,1	152,6	131,9	136,7	842,4	140,4
	Cd	144,1	155,2	143,6	136,2	158,6	148,1	885,8	147,6
	Cd+цеолит	181,8	167,2	192,6	175,0	166,9	199,7	1083,2	180,5
	Cd+глауконит	159,5	157,4	147,6	135,6	164,3	164,6	929,0	154,8
	Cd+диатомит	145,1	149,0	145,3	158,6	136,7	144,1	878,8	146,5
Сумма P		769,4	767,0	773,2	758,0	758,4	793,2	4619,2	769,9

$$N = ln = 5 \cdot 6 = 30$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2017 г.: } C = (\Sigma X)^2 : N = 57746,1$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2018 г.: } C = (\Sigma X)^2 : N = 363660,3$$

$$\text{Корректирующий фактор в сумме за 2 года: } C = (\Sigma X)^2 : N = 711233,6$$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	1388,8	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	47,4	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	745,3	4	186,3	6,2	2,87
	Остаток (ошибки)	596,1	20	29,8	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 2,2$; $S_d = 3,1$; $HCP_{05} = 6,5$ см					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	4139,4	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	203,6	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	3296,3	4	824,1	25,7	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	639,5	20	32,0	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 2,3$; $S_d = 3,3$; $HCP_{05} = 6,9$ см					
В сумме за 2 года	Общая (C_Y)	8326,0	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	177,5	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	5931,1	4	1482,8	13,4	2,87
	Остаток (ошибки)	2217,4	20	110,9	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 4,3$; $S_d = 6,1$; $HCP_{05} = 12,7$ см					

Приложение 5.3

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей цинка в сочетании с природными сорбентами на высоту растений донника, см (1укос)

Год	Вариант опыта	Высота растений, см (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	36,8	34,7	35,4	43,1	29,8	34,0	213,8	35,6
	Zn	39,0	44,9	34,6	35,6	43,8	39,1	237,0	39,5
	Zn+цеолит	37,0	35,3	39,4	44,6	31,4	35,7	223,4	37,2
	Zn+глауконит	35,0	39,9	48,4	53,3	31,6	38,4	246,6	41,1
	Zn+диатомит	35,3	35,5	39,1	37,6	39,2	33,1	219,8	36,6
$\sum P = \sum V = \sum X$		183,1	190,3	196,9	214,2	175,8	180,3	1140,6	190,1
2018 (второй год жизни)	Контроль	102,1	103,5	108,7	99,4	105,6	109,4	628,7	104,8
	Zn	104,6	102,9	107,1	115,6	99,3	99,8	629,3	104,9
	Zn+цеолит	101,5	106,2	102,8	95,6	110,3	104,6	621,0	103,5
	Zn+глауконит	115,7	119,2	116,4	109,6	122,1	119,7	702,7	117,1
	Zn+диатомит	111,3	108,4	106,7	113,2	103,7	105,9	649,2	108,8
Сумма P		535,2	540,2	541,7	533,4	541,0	539,4	3230,90	539,03
В сумме за 2 года	Контроль	138,9	138,2	144,1	155,3	136,7	129,3	842,5	140,4
	Zn	143,6	147,8	141,7	156,2	135,8	141,0	866,1	144,4
	Zn+цеолит	138,5	141,5	142,2	133,4	155,1	133,3	844,0	140,7
	Zn+глауконит	150,7	159,1	164,8	160,5	155,9	158,1	949,1	158,2
	Zn+диатомит	146,6	143,9	145,8	159,9	141,3	135,1	872,6	145,4
Сумма P		718,3	730,5	738,6	765,3	724,8	696,8	4374,3	729,1

$$N = ln = 5 \cdot 6 = 30$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2017 г.: } C = (\sum X)^2 : N = 43365,6$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2018 г.: } C = (\sum X)^2 : N = 347957,1$$

$$\text{Корректирующий фактор в сумме за 2 года: } C = (\sum X)^2 : N = 637816,7$$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	770,4	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	197,9	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	121,9	4	30,5	1,3	2,87
	Остаток (ошибки)	450,6	20	22,5	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все различия между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 1,9$					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	1273,0	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	11,5	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	738,1	4	184,5	7,0	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	523,4	20	26,2	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 2,1$; $S_d = 2,9$; $HCP_{05} = 6,1$ см					
В сумме за 2 года	Общая (C_Y)	2669,9	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	525,9	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	1274,8	4	318,7	7,3	2,87
	Остаток (ошибки)	869,2	20	43,5	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 2,7$; $S_d = 3,8$; $HCP_{05} = 7,9$ см					

Приложение 5.4

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей меди в сочетании с природными сорбентами на высоту растений донника, см (1укос)

Год	Вариант опыта	Высота растений, см (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	36,8	34,7	35,4	37,2	33,1	36,6	213,8	35,6
	Cu	44,9	40,3	43,6	35,9	47,6	44,8	257,1	42,9
	Cu+цеолит	40,9	33,5	41,8	31,4	44,6	39,9	232,1	38,7
	Cu+глауконит	39,9	42,6	48,9	50,6	45,4	35,1	262,5	43,8
	Cu+диатомит	37,5	44,5	45,0	52,6	34,0	40,3	253,9	42,3
$\sum P = \sum V = \sum X$		200,0	195,6	214,7	207,7	204,7	196,7	1219,4	203,2
2018 (второй год жизни)	Контроль	102,1	103,5	108,7	111,1	103,6	99,9	628,9	104,8
	Cu	102,8	105,3	99,1	103,6	100,3	103,1	614,2	102,4
	Cu+цеолит	104,4	105,6	103,7	96,8	107,7	109,3	627,5	104,6
	Cu+глауконит	110,8	109,4	115,6	117,3	105,8	112,3	671,2	111,9
	Cu+диатомит	106,2	101,5	109,6	98,7	106,3	112,5	634,8	105,8
Сумма P		526,3	525,3	536,7	527,5	523,7	537,1	3176,60	529,4
В сумме за 2 года	Контроль	138,9	138,2	144,1	130,1	150,2	140,8	842,3	140,4
	Cu	147,7	145,6	142,7	152,4	138,6	145,0	872,0	145,3
	Cu+цеолит	145,3	139,1	145,5	134,9	147,6	147,6	860,0	143,3
	Cu+глауконит	150,7	152,0	164,5	168,9	156,5	141,3	933,9	155,7
	Cu+диатомит	143,7	146,0	154,6	158,9	145,3	140,1	888,6	148,1
Сумма P		726,3	720,9	751,4	745,2	738,2	714,8	4396,8	732,9

$$N = ln = 5 \cdot 6 = 30$$

Корректирующий фактор учет 2017 г: $C = (\sum X)^2 : N = 49564,5$

Корректирующий фактор учет 2018 г.: $C = (\sum X)^2 : N = 336359,6$

Корректирующий фактор в сумме за 2 года: $C = (\sum X)^2 : N = 644395,0$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	890,3	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	55,7	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	280,0	4	70,0	2,5	2,87
	Остаток (ошибки)	554,6	20	27,7	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все различия между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 2,1$					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	731,8	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	35	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	306	4	76,5	3,9	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	390,8	20	19,5	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 1,8$; $S_d = 2,5$; $HCP_{05} = 5,2$ см					
В сумме за 2 года	Общая (C_Y)	2037,6	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	217,0	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	819,8	4	204,9	4,1	2,87
	Остаток (ошибки)	1000,8	20	50,0	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 2,9$; $S_d = 4,1$; $HCP_{05} = 8,5$ см					

Приложение 5.5

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей свинца в сочетании с природными сорбентами на высоту растений люцерны, см (1укос)

Год	Вариант опыта	Высота растений, см (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	28,9	32,8	32,7	25,9	33,7	35,1	189,1	31,5
	Pb	23,1	29,7	32,0	33,6	25,9	25,3	169,6	28,3
	Pb+цеолит	29,1	30,9	31,5	30,8	35,9	24,7	182,8	30,5
	Pb+глауконит	36,4	30,7	32,8	39,4	25,7	34,7	199,7	33,3
	Pb+диатомит	31,3	33,6	29,7	34,8	26,9	33,3	189,7	31,6
$\sum P = \sum V = \sum X$		148,8	157,7	158,7	164,5	148,1	153,1	930,8	155,0
2018 (второй год жизни)	Контроль	85,2	74,6	69,1	83,4	71,2	74,0	457,5	76,3
	Pb	74,7	66,2	72,9	78,2	65,4	70,2	427,6	71,3
	Pb+цеолит	77,3	72,1	78,4	80,4	71,6	75,8	455,6	75,9
	Pb+глауконит	85,6	81,8	69,9	82,6	79,8	75,1	474,8	79,1
	Pb+диатомит	75,2	81,3	70,5	73,8	69,7	83,4	453,9	75,7
Сумма P		398,0	376,0	360,8	398,4	357,7	378,5	2269,4	378,2
2019 (третий год жизни)	Контроль	72,4	78,5	75,3	80,1	72,1	73,9	452,3	75,4
	Pb	76,2	80,5	68,8	73,9	79,8	72,1	451,3	75,2
	Pb+цеолит	84,3	67,9	71,8	82,5	70,8	70,9	448,2	74,7
	Pb+глауконит	85,1	67,9	75,6	75,5	80,6	72,3	457,0	76,2
	Pb+диатомит	92,8	69,4	71,5	86,7	75,1	71,6	467,1	77,9
Сумма P		410,8	364,2	363,0	398,7	378,4	360,8	2275,9	379,3
В сумме за 3 года	Контроль	186,5	185,9	177,1	191,4	180,6	177,5	1099,0	183,2
	Pb	174,0	176,4	173,7	180,4	169,1	174,9	1048,5	174,8
	Pb+цеолит	190,7	170,9	181,7	175,6	180,1	187,5	1086,4	181,1
	Pb+глауконит	207,1	180,4	178,3	174,9	195,7	195,3	1131,7	188,6
	Pb+диатомит	199,3	184,3	171,7	169,4	182,5	203,3	1110,6	185,1
Сумма P		957,6	897,9	882,5	891,7	908,0	938,5	5476,1	912,7

$N = ln = 5 \cdot 6 = 30$
 Корректирующий фактор: $C_{2017 \text{ г.}} = 28879,6$
 $C_{2018 \text{ г.}} = 171672,5$
 $C_{2019 \text{ г.}} = 172657,4$
 $C_{\sum \text{ за 3 года}} = 999589,0$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	451,2	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	42,6	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	84,0	4	21,0	1,3	2,87
	Остаток (ошибки)	324,6	20	16,2	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 1,6$					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	912,0	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	305,6	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	190,8	4	47,7	2,3	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	415,6	20	20,8	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 1,9$					
Учет 2019 г.	Общая (C_Y)	1073,5	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	441,0	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	36,2	4	9,0	0,3	2,87
	Остаток (ошибки)	596,3	20	29,8	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 2,2$					
В сумме за 3 года	Общая (C_Y)	2919,5	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	870,3	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	654,4	4	163,6	2,3	2,87
	Остаток (ошибки)	1394,8	20	69,7	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 3,4$					

Приложение 5.6

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей кадмия в сочетании с природными сорбентами на высоту растений люцерны, см (1укос)

Год	Вариант опыта	Высота растений, см (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	28,9	32,8	32,7	27,4	34,6	32,4	188,80	31,5
	Cd	23,3	28,7	28,9	31,1	23,2	26,6	161,77	27,0
	Cd+цеолит	28,7	31,9	25,8	25,4	32,4	28,6	172,80	28,8
	Cd+глауконит	31,1	32,9	28,5	29,8	34,8	27,9	185,03	30,8
	Cd+диатомит	29,5	35,6	29,5	32,6	27,3	34,6	189,04	31,5
$\sum P = \sum V = \sum X$		141,5	161,8	145,4	146,3	152,3	150,1	897,4	149,6
2018 (второй год жизни)	Контроль	85,2	74,6	69,1	65,2	83,1	80,6	457,80	76,3
	Cd	65,8	63,2	68,1	60,6	72,4	64,1	394,20	65,7
	Cd+цеолит	82,7	66,5	69,9	69,1	76,8	73,2	438,20	73,0
	Cd+глауконит	79,1	80,7	64,9	83,6	70,0	71,1	449,40	74,9
	Cd+диатомит	75,1	79,4	81,6	69,7	85,3	81,1	472,20	78,7
Сумма P		387,9	364,4	353,6	348,2	387,6	370,1	2211,8	368,6
2019 (третий год жизни)	Контроль	72,4	78,5	75,3	81,1	70,9	74,4	452,6	75,4
	Cd	68,2	74,6	77,9	80,5	70,3	70,1	441,6	73,6
	Cd+цеолит	71,3	75,6	78,9	73,6	65,8	86,4	451,6	75,3
	Cd+глауконит	87,5	70,4	73,6	82,8	75,4	73,6	463,3	77,2
	Cd+диатомит	80,7	72,6	73,5	68,2	76,9	81,5	453,4	75,6
Сумма P		380,1	371,7	379,2	386,2	359,3	386,0	2262,5	377,0
В сумме за 3 года	Контроль	186,5	185,9	177,1	168,4	194,2	187,3	1099,4	183,2
	Cd	157,3	166,5	174,9	150,4	180,1	168,2	997,4	166,2
	Cd+цеолит	182,7	174,0	174,6	179,5	165,8	185,9	1062,5	177,1
	Cd+глауконит	197,7	184,0	167,0	175,5	186,9	186,1	1097,2	182,9
	Cd+диатомит	185,3	187,6	184,6	192,3	172,9	191,9	1114,5	185,8
Сумма P		909,5	897,9	878,2	866,1	899,9	919,4	5371,0	895,2

$N = I_n = 5 \cdot 6 = 30$

Корректирующий фактор: $C_{2017 \text{ г.}} = 26844,2$ $C_{2018 \text{ г.}} = 163068,6$ $C_{2019 \text{ г.}} = 170630,2$ $C_{\sum \text{ за 3 года}} = 961588,0$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	317,1	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	52,5	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	97,0	4	24,2	2,88	2,87
	Остаток (ошибки)	167,6	20	8,4	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 1,2$; $S_d = 1,7$; $HCP_{05} = 3,5$ см					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	1586,5	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	278,9	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	585,9	4	146,5	4,0	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	721,7	20	36,1	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 2,4$; $S_d = 3,5$; $HCP_{05} = 7,3$ см					
Учет 2019 г.	Общая (C_Y)	820,2	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	104,3	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	39,5	4	9,9	0,3	2,87
	Остаток (ошибки)	676,4	20	33,8	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 2,4$					
В сумме за 3 года	Общая (C_Y)	3565,6	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	405,6	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	1486,4	4	371,6	4,4	2,87
	Остаток (ошибки)	1673,6	20	83,7	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 3,7$; $S_d = 5,3$; $HCP_{05} = 11,0$ см					

Приложение 5.7

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей цинка в сочетании с природными сорбентами на высоту растений люцерны, см (1укос)

Год	Вариант опыта	Высота растений, см (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	28,9	32,8	32,7	31,6	35,9	26,9	188,8	31,5
	Zn	37,3	29,0	27,9	35,6	28,9	29,4	188,1	31,4
	Zn+цеолит	35,7	28,5	38,7	37,1	26,5	39,5	206,1	34,3
	Zn+глауконит	34,1	28,9	31,7	27,9	30,2	36,8	189,7	31,6
	Zn+диатомит	26,4	37,3	42,7	39,6	30,8	36,2	213,0	35,5
$\sum P = \sum V = \sum X$		162,5	156,6	173,7	171,8	152,3	168,8	985,7	164,3
2018 (второй год жизни)	Контроль	85,2	74,6	69,1	67,9	81,2	79,6	457,6	76,3
	Zn	68,2	71,4	82,7	73,6	78,4	70,1	444,4	74,1
	Zn+цеолит	81,8	75,3	72,7	73,8	71,2	84,5	459,3	76,6
	Zn+глауконит	73,2	78,2	80,5	82,7	75,9	73,2	463,7	77,3
	Zn+диатомит	75,8	81,1	80,8	86,7	75,3	75,3	475,0	79,2
Сумма P		384,2	380,6	385,8	384,7	382,0	382,7	2300,0	383,5
2019 (третий год жизни)	Контроль	72,4	78,5	75,3	69,1	80,9	76,1	226,2	75,4
	Zn	75,3	78,9	71,4	80,8	71,6	73,2	225,6	75,2
	Zn+цеолит	79,6	76,1	82,5	83,6	75,7	78,8	238,2	79,4
	Zn+глауконит	71,8	74,6	81,3	67,3	79,8	80,6	227,7	75,9
	Zn+диатомит	75,1	77,9	82,8	85,5	73,4	77,1	235,8	78,6
Сумма P		374,2	386,0	393,3	386,3	381,4	385,8	2307,0	384,5
В сумме за 3 года	Контроль	186,5	185,9	177,1	168,6	198,0	182,6	1098,7	183,2
	Zn	180,8	179,3	182,0	190,0	178,9	172,7	1083,7	180,7
	Zn+цеолит	197,1	179,9	193,9	194,5	173,4	202,8	1141,7	190,3
	Zn+глауконит	179,1	181,7	193,5	177,9	185,9	190,6	1108,8	184,8
	Zn+диатомит	177,3	196,3	206,3	211,8	179,5	188,6	1159,8	193,3
Сумма P		920,9	923,2	952,8	942,8	915,7	937,3	5592,7	932,3

$N = ln = 5 \cdot 6 = 30$

Корректирующий фактор: $C_{2017 \text{ г.}} = 32386,8$ $C_{2018 \text{ г.}} = 176333,3$ $C_{2019 \text{ г.}} = 177408,3$ $C_{\Sigma \text{ за 3 года}} = 1042609,7$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	602,6	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	73,2	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	88,4	4	22,1	1,0	2,87
	Остаток (ошибки)	441,0	20	22,0	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 1,9$					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	795,1	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	3,7	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	81,4	4	20,3	0,6	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	710,0	20	35,5	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 2,4$					
Учет 2019 г.	Общая (C_Y)	576,1	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	40,1	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	92,2	4	23,0	1,0	2,87
	Остаток (ошибки)	443,8	20	22,2	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 1,9$					
В сумме за 3 года	Общая (C_Y)	3110,6	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	201,8	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	649,4	4	162,3	1,4	2,87
	Остаток (ошибки)	2259,4	20	113,0	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 4,3$					

Приложение 5.8

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей меди в сочетании с природными сорбентами на высоту растений люцерны, см (1укос)

Год	Вариант опыта	Высота растений, см (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	28,9	32,8	32,7	27,9	33,6	32,9	188,8	31,5
	Cu	34,8	26,5	30,5	35,6	28,8	27,3	183,5	30,6
	Cu+цеолит	37,0	34,7	28,4	35,4	31,2	33,6	200,3	33,4
	Cu+глауконит	32,9	33,2	30,4	29,6	35,3	31,9	193,3	32,2
	Cu+диатомит	35,1	33,8	36,7	37,7	33,9	34,1	211,3	35,2
$\sum P = \sum V = \sum X$		168,9	161,0	158,7	166,2	162,8	159,8	977,2	162,9
2018 (второй год жизни)	Контроль	85,2	74,6	69,1	77,8	71,7	79,5	457,90	76,3
	Cu	82,3	67,8	69,4	73,9	80,1	65,5	439,00	73,2
	Cu+цеолит	75,1	86,9	72,1	88,1	69,7	76,2	468,10	78,0
	Cu+глауконит	71,5	80,4	76,3	85,7	72,2	70,2	456,30	76,1
	Cu+диатомит	79,8	82,7	86,4	89,4	71,6	88,1	498,00	83,0
Сумма P		393,9	392,4	373,3	414,9	365,3	369,9	2309,7	386,6
2019 (третий год жизни)	Контроль	72,4	78,5	75,3	80,3	79,6	66,1	452,2	75,4
	Cu	73,2	78,4	72,6	74,8	85,9	63,1	448,0	74,7
	Cu+цеолит	71,9	82,1	78,2	68,3	75,8	88,1	464,4	77,4
	Cu+глауконит	85,2	68,1	74,3	82,5	70,3	74,8	455,2	75,9
	Cu+диатомит	81,5	77,6	79,4	74,3	73,6	90,7	477,1	79,5
Сумма P		384,2	384,7	379,8	380,2	385,2	382,8	2296,9	382,90
В сумме за 3 года	Контроль	186,5	185,9	177,1	186,0	184,9	178,5	1098,9	183,2
	Cu	190,3	172,7	172,4	184,3	194,8	155,9	1070,5	178,5
	Cu+цеолит	184,1	203,7	178,7	191,8	176,7	197,9	1132,8	188,8
	Cu+глауконит	189,6	181,8	181,1	197,8	177,8	176,9	1104,8	184,1
	Cu+диатомит	196,4	194,1	202,5	201,4	179,1	212,9	1186,4	197,7
Сумма P		947,0	938,1	911,8	961,3	913,3	922,1	5593,4	932,3

$$N = ln = 5 \cdot 6 = 30$$

$$\text{Корректирующий фактор: } C_{2017 \text{ г.}} = 31830,7 \quad C_{2018 \text{ г.}} = 177823,8 \quad C_{2019 \text{ г.}} = 175858,3 \quad C_{\sum \text{ за 3 года}} = 1042870,7$$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	263,4	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	15,26	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	77,8	4	19,4	2,3	2,87
	Остаток (ошибки)	170,3	20	8,5	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 1,2$					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	2895,6	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	1795,0	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	1797,0	4	449,2	12,9	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	696,4	20	34,8	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 2,4$; $S_d = 3,4$; $HCP_{05} = 7,1$ см					
Учет 2019 г.	Общая (C_Y)	1190,5	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	5,4	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	89,6	4	22,4	0,4	2,87
	Остаток (ошибки)	1095,5	20	54,8	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 3,0$					
В сумме за 3 года	Общая (C_Y)	3927,6	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	394,6	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	1282,3	4	320,6	2,85	2,87
	Остаток (ошибки)	2250,7	20	112,5	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 4,3$					

Приложение 5.9

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей свинца в сочетании с природными сорбентами на вес биомассы растений донника, г (лукос)

Год	Вариант опыта	Вес биомассы, г/сосуд (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	140,0	196,0	132,0	154,3	180,1	133,6	936,0	156,0
	Pb	95,0	47,0	85,0	90,5	57,3	79,2	454,0	75,7
	Pb+цеолит	147,0	112,0	134,0	117,0	140,4	135,6	786,0	131,0
	Pb+глауконит	72,0	86,0	89,0	96,5	70,1	80,4	494,0	82,3
	Pb+диатомит	96,0	76,0	82,0	81,8	90,6	81,6	508,0	84,7
$\sum P = \sum V = \sum X$		550,0	517,0	522,0	540,1	538,5	510,4	3178,0	529,7
2018 (второй год жизни)	Контроль	225,7	316,6	238,2	241,3	286,9	252,3	1561,0	260,2
	Pb	132,5	87,0	71,0	99,4	78,5	112,6	581,0	96,8
	Pb+цеолит	199,2	275,2	214,4	250,8	234,1	203,9	1377,6	229,6
	Pb+глауконит	229,0	183,2	136,8	158,7	205,1	185,2	1098,0	183,0
	Pb+диатомит	220,4	164,4	208,9	199,4	188,7	205,6	1187,4	197,9
Сумма P		1006,8	1026,4	869,3	949,6	993,3	959,6	5805,0	967,5
В сумме за 2 года	Контроль	365,7	512,6	370,2	395,6	467,0	385,9	2497,0	416,2
	Pb	227,5	134,0	156,0	189,9	135,8	191,8	1035,0	172,5
	Pb+цеолит	346,2	387,2	348,4	367,8	374,5	339,5	2163,6	360,6
	Pb+глауконит	301,0	269,2	225,8	255,2	275,2	265,6	1592,0	265,3
	Pb+диатомит	316,4	240,4	290,9	281,2	279,3	287,2	1695,4	282,6
Сумма P		1556,8	1543,4	1391,3	1489,7	1531,8	1470,0	8983,0	1497,2

$$N = In = 5 \cdot 6 = 30$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2017 г.: } C = (\sum X)^2 : N = 336656,1$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2018 г.: } C = (\sum X)^2 : N = 1123267,5$$

$$\text{Корректирующий фактор в сумме за 2 года: } C = (\sum X)^2 : N = 2689809,6$$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	37445,6	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	238,2	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	30361,9	4	7590,5	22,2	2,87
	Остаток (ошибки)	6845,5	20	342,3	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 7,5$; $S_d = 10,7$; $HCP_{05} = 22,3$ г.					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	111540,1	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	3141,0	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	91330,2	4	22832,5	26,7	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	17068,9	20	853,4	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 11,9$; $S_d = 16,9$; $HCP_{05} = 35,2$ г.					
В сумме за 2 года	Общая (C_Y)	242078,6	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	3779,0	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	209564,4	4	52391,1	36,5	2,87
	Остаток (ошибки)	28735,2	20	1436,8	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 15,5$; $S_d = 21,9$; $HCP_{05} = 45,7$ г.					

Приложение 5.10

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей кадмия в сочетании с природными сорбентами на вес биомассы растений донника, г (Лукос)

Год	Вариант опыта	Вес биомассы, г/сосуд (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	140,0	196,0	132,0	178,9	152,3	137,0	936,20	156,0
	Cd	111,0	63,0	144,0	102,4	85,8	130,0	636,20	106,0
	Cd+цеолит	302,0	118,0	122,0	212,6	174,8	154,9	1084,30	180,7
	Cd+глауконит	123,0	120,0	128,0	158,3	110,6	102,2	742,10	123,7
	Cd+диатомит	147,0	158,0	186,0	160,4	178,9	151,7	982,00	163,7
$\sum P = \sum V = \sum X$		823,0	655,0	712,0	812,6	702,4	675,8	4380,8	730,0
2018 (второй год жизни)	Контроль	225,7	316,6	238,2	280,2	229,2	271,1	1561,0	260,2
	Cd	177,6	101,0	230,5	191,4	150,8	166,9	1018,2	169,7
	Cd+цеолит	525,4	421,5	357,0	454,6	401,3	447,9	2607,7	434,6
	Cd+глауконит	196,8	256,8	215,5	185,3	249,7	234,1	1338,2	223,0
	Cd+диатомит	236,4	237	297,6	260,9	218,5	291,3	1541,7	257,0
Сумма P		1361,9	1332,9	1338,8	1372,4	1249,5	1411,3	8066,8	1344,5
В сумме за 2 года	Контроль	365,7	512,6	370,2	459,1	381,5	408,1	2497,2	416,2
	Cd	288,6	164,0	374,5	293,8	236,6	296,9	1654,4	275,7
	Cd+цеолит	827,4	539,5	479,0	667,2	576,1	602,8	3692,0	615,3
	Cd+глауконит	319,8	376,8	343,5	343,6	360,3	336,3	2080,3	346,7
	Cd+диатомит	383,4	395,0	483,6	421,3	397,4	443,0	2523,7	420,7
Сумма P		2184,9	1987,9	2050,8	2185,0	1951,9	2087,1	12447,6	2074,5

$$N = I \cdot n = 5 \cdot 6 = 30$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2017 г.: } C = (\sum X)^2 : N = 639713,6$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2018 г.: } C = (\sum X)^2 : N = 2169108,7$$

$$\text{Корректирующий фактор в сумме за 2 года: } C = (\sum X)^2 : N = 5164758,2$$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	56793,4	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	5024,0	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	22280,3	4	5570,1	3,8	2,87
	Остаток (ошибки)	29489,1	20	1474,4	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 15,7$; $S_d = 22,2$; $HCP_{05} = 46,3$ г					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	278815,5	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	2947,1	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	237752,9	4	59438,2	31,2	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	38115,5	20	1905,8	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 17,8$; $S_d = 25,2$; $HCP_{05} = 52,7$ г					
В сумме за 2 года	Общая (C_Y)	509812,7	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	9529,8	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	385345,3	4	96336,3	16,8	2,87
	Остаток (ошибки)	114937,6	20	5746,9	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 30,9$; $S_d = 43,8$; $HCP_{05} = 91,5$ г					

Приложение 5.11

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей цинка в сочетании с природными сорбентами на вес биомассы растений донника, г (1укос)

Год	Вариант опыта	Вес биомассы, г/сосуд (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	140,0	196,0	132,0	174,8	143,1	150,3	868,0	156,0
	Zn	149,0	134,0	151,0	169,8	125,6	138,6	844,0	144,7
	Zn+цеолит	130,0	176,0	116,0	141,3	158,6	122,1	946,0	140,7
	Zn+глауконит	149,0	185,0	139,0	169,5	144,1	159,4	861,2	157,7
	Zn+диатомит	128,0	154,6	148,0	130,1	162,8	137,7	936,2	143,5
$\sum P = \sum V = \sum X$		696,0	845,6	686,0	785,5	734,2	708,1	4455,4	742,6
2018 (второй год жизни)	Контроль	225,7	316,6	238,2	273,5	247,1	260,1	1561,2	260,2
	Zn	235,6	235,3	261,6	226,8	259,4	246,5	1465,2	244,2
	Zn+цеолит	255,1	221,6	254,8	232,1	258,6	240,3	1462,5	243,8
	Zn+глауконит	302,0	254,0	204,5	286,6	234,2	239,8	1521,1	253,5
	Zn+диатомит	256,8	265,9	235,5	276,1	250,8	230,8	1515,9	252,7
Сумма P		1275,2	1293,4	1194,6	1295,1	1250,1	1217,5	7525,9	1254,4
В сумме за 2 года	Контроль	365,7	512,6	370,2	448,3	390,2	410,4	2497,4	416,2
	Zn	384,6	369,3	412,6	396,6	385,0	385,1	2333,2	388,8
	Zn+цеолит	385,1	397,6	370,8	373,4	417,2	362,4	2306,5	384,5
	Zn+глауконит	451,0	439,0	343,5	456,1	378,3	399,2	2467,1	411,2
	Zn+диатомит	384,8	420,5	383,5	406,2	413,6	368,5	2377,1	396,3
Сумма P		1971,2	2139,0	1880,6	2080,6	1984,3	1925,6	11981,3	1996,9

$$N = In = 5 \cdot 6 = 30$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2017 г.: } C = (\sum X)^2 : N = 661686,3$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2018 г.: } C = (\sum X)^2 : N = 1887972,4$$

$$\text{Корректирующий фактор в сумме за 2 года: } C = (\sum X)^2 : N = 4785051,7$$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	10742,6	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	3817,1	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	1449,0	4	362,2	1,3	2,87
	Остаток (ошибки)	5476,5	20	273,8	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все различия между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 6,7$					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	16389,8	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	1713,2	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	1154,4	4	288,6	0,4	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	13522,2	20	676,1	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все различия между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 10,6$					
В сумме за 2 года	Общая (C_Y)	35635,5	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	9325,3	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	4608,0	4	1152,0	1,1	2,87
	Остаток (ошибки)	21702,2	20	1085,1	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все различия между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 13,4$					

Приложение 5.12

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей меди в сочетании с природными сорбентами на вес биомассы растений донника, г (лукос)

Год	Вариант опыта	Вес биомассы, г/сосуд (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	140,0	196,0	132,0	175,8	144,6	147,8	936,2	156,0
	Cu	149,0	125,0	138,0	122,6	159,1	130,1	823,8	137,3
	Cu+цеолит	141,0	156,0	163,0	178,6	129,4	151,5	919,5	153,3
	Cu+глауконит	165,0	162,0	157,0	172,6	149,7	161,3	967,6	161,3
	Cu+диатомит	230,0	123,0	150,0	122,4	118,6	102,1	846,1	141,0
$\sum P = \sum V = \sum X$		825,0	762,0	740,0	772,0	701,4	692,8	4493,2	749,0
2018 (второй год жизни)	Контроль	225,7	316,6	238,2	275,5	245,5	259,8	1561,30	260,2
	Cu	237,8	285,5	253,4	246,7	271,2	258,8	1553,40	258,9
	Cu+цеолит	261,3	271,3	289,5	265,8	276,1	280,0	1644,00	274,0
	Cu+глауконит	318,2	247,9	289,4	299,3	282,4	274,1	1711,30	285,2
	Cu+диатомит	280,7	244,2	232,1	273,6	247,9	235,0	1513,50	252,3
Сумма P		1323,7	1365,5	1302,6	1360,9	1323,1	1307,7	7983,5	1330,5
В сумме за 2 года	Контроль	365,7	512,6	370,2	451,3	390,1	407,6	2497,5	416,2
	Cu	386,8	410,5	391,4	369,3	430,3	388,9	2377,2	396,2
	Cu+цеолит	402,3	427,3	452,5	444,4	405,5	431,5	2563,5	427,4
	Cu+глауконит	483,2	409,9	446,4	471,9	432,1	435,4	2678,9	446,5
	Cu+диатомит	510,7	367,2	382,1	396,0	366,5	337,1	2359,6	393,3
Сумма P		2148,7	2127,5	2042,6	2132,9	2024,5	2000,5	12476,7	2079,4

$$N = In = 5 \cdot 6 = 30$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2017 г.: } C = (\sum X)^2 : N = 672961,5$$

$$\text{Корректирующий фактор учет 2018 г.: } C = (\sum X)^2 : N = 2124542,4$$

$$\text{Корректирующий фактор в сумме за 2 года: } C = (\sum X)^2 : N = 5188934,763$$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	18995,9	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	2395,8	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	2493,8	4	623,4	0,9	2,87
	Остаток (ошибки)	14106,3	20	705,3	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все различия между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 10,8$					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	16422,3	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	709,7	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	4236,8	4	1059,2	1,8	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	11475,8	20	573,8	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все различия между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 10,0$					
В сумме за 2 года	Общая (C_Y)	54170,7	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	4114,4	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	11787,9	4	2947,0	1,5	2,87
	Остаток (ошибки)	38268,4	20	1913,4	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все различия между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 17,8$					

Приложение 5.13

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей свинца в сочетании с природными сорбентами на вес биомассы растений люцерны, г (1укос)

Год	Вариант опыта	Вес биомассы, г/сосуд (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	71,3	110,0	64,0	103,6	75,5	66,6	491,0	81,8
	Pb	29,0	62,0	60,0	52,8	62,4	35,6	301,8	50,3
	Pb+цеолит	78,0	86,0	68,0	80,1	75,4	76,5	464,0	77,3
	Pb+глауконит	72,0	70,0	83,0	64,6	86,9	73,7	450,2	75,0
	Pb+диатомит	76,0	60,0	69,0	74,5	70,4	59,8	409,7	68,3
$\sum P = \sum V = \sum X$		326,3	388,0	344,0	375,6	370,6	312,2	2116,7	352,8
2018 (второй год жизни)	Контроль	110,8	148,1	80,6	99,6	118,1	121,8	679,00	113,2
	Pb	83,8	96,0	89,0	90,1	95,8	82,7	537,40	89,6
	Pb+цеолит	95,4	125,2	115,1	118,6	93,6	123,7	671,60	111,9
	Pb+глауконит	136,7	89,3	86,8	99,8	128,7	84,6	625,90	104,3
	Pb+диатомит	101,8	85,6	106,4	120,5	90,7	82,3	587,30	97,9
Сумма P		528,5	544,2	477,9	528,6	526,9	495,1	3101,2	516,9
2019 (третий год жизни)	Контроль	110,1	98,5	97,4	115,7	105,6	84,8	612,1	102,0
	Pb	103,5	99,6	100,1	110,4	93,7	99,4	606,7	101,1
	Pb+цеолит	104,8	109,9	98,6	108,3	96,6	107,9	626,1	104,4
	Pb+глауконит	115,1	108,8	92,3	100,8	120,6	94,7	632,3	105,4
	Pb+диатомит	107,3	98,7	105,6	118,2	96,9	96,5	623,2	103,9
Сумма P		540,8	515,5	494,0	553,4	513,4	483,3	3100,4	516,8
В сумме за 3 года	Контроль	292,2	356,6	242,0	318,9	299,2	273,2	1782,10	296,9
	Pb	216,3	257,6	249,1	253,3	251,9	217,7	1445,90	241,0
	Pb+цеолит	278,2	321,1	281,7	307,0	265,6	308,1	1761,70	293,6
	Pb+глауконит	323,8	268,1	262,1	265,2	336,2	253,0	1708,40	284,7
	Pb+диатомит	285,1	244,3	281,0	313,2	258,0	238,6	1620,20	270,0
Сумма P		1395,6	1447,7	1315,9	1457,6	1410,9	1290,6	8318,3	1386,4

$N = ln = 5 \cdot 6 = 30$ Корректирующий фактор: $C_{2017 \text{ г}} = 149347,3$ $C_{2018 \text{ г}} = 320581,4$ $C_{2019 \text{ г}} = 320416,0$ $C_{\sum \text{ за 3 года}} = 2306470,5$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F _ф	F ₀₅
Учет 2017 г.	Общая (C _Y)	7441,5	29	-	-	-
	Повторений (C _P)	900,8	5	-	-	-
	Вариантов (C _V)	3651,8	4	912,9	6,3	2,87
	Остаток (ошибки)	2888,9	20	144,4	-	-
	<i>F_ф > F₀₅ между вариантами есть существенные различия и H₀ о равенстве средних по вариантам отвергается S_{х̄} = 4,9 ; S_d = 6,9; НСР₀₅=14,5 г</i>					
Учет 2018 г.	Общая (C _Y)	9683,5	29	-	-	-
	Повторений (C _P)	622,6	5	-	-	-
	Вариантов (C _V)	2345,0	4	586,2	1,7	2,87
	Остаток (ошибки) (C _Z)	6715,9	20	335,8	-	-
	<i>F_ф < F₀₅ и H₀ не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений S_{х̄} = 7,5</i>					
Учет 2019 г.	Общая (C _Y)	1967,7	29	-	-	-
	Повторений (C _P)	714,2	5	-	-	-
	Вариантов (C _V)	73,0	4	18,2	0,3	2,87
	Остаток (ошибки)	1180,5	20	59,0	-	-
	<i>F_ф < F₀₅ и H₀ не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений S_{х̄} = 3,1</i>					
В сумме за 3 года	Общая (C _Y)	34574,0	29	-	-	-
	Повторений (C _P)	4732,0	5	-	-	-
	Вариантов (C _V)	12491,6	4	3122,9	3,6	2,87
	Остаток (ошибки)	17350,4	20	867,5	-	-
	<i>F_ф > F₀₅ между вариантами есть существенные различия и H₀ о равенстве средних по вариантам отвергается S_{х̄} = 12,0 ; S_d = 17; НСР₀₅=35,5 г</i>					

Приложение 5.14

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей кадмия в сочетании с природными сорбентами на вес биомассы растений люцерны, г (1укос)

Год	Вариант опыта	Вес биомассы, г (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	71,3	110,0	64,0	94,0	80,6	70,7	490,6	81,8
	Cd	68,0	49,0	39,0	35,8	72,1	48,1	312,0	52,0
	Cd+цеолит	43,0	79,0	110,0	86,5	69,4	76,1	464,0	77,3
	Cd+глауконит	109,0	89,0	65,0	95,6	76,7	90,7	526,0	87,7
	Cd+диатомит	95,0	97,0	72,0	89,1	103,6	71,3	528,0	88,0
$\Sigma P = \Sigma V = \Sigma X$		386,3	424,0	350,0	401,0	402,4	356,9	2320,6	386,8
2018 (второй год жизни)	Контроль	110,8	148,1	80,6	126,3	107,6	105,6	679,0	113,2
	Cd	96,1	72,8	56,3	69,8	74,1	81,3	450,4	75,1
	Cd+цеолит	107,8	58,7	147,2	115,9	87,6	110,2	627,4	104,6
	Cd+глауконит	136,3	133,5	81,6	121,3	112,8	117,3	702,8	117,1
	Cd+диатомит	146,1	132,8	86,0	99,9	130,6	134,4	729,8	121,6
Сумма P		597,1	545,9	451,7	533,2	512,7	548,8	3189,4	531,6
2019 (третий год жизни)	Контроль	110,1	98,5	97,4	99,8	106,0	100,4	612,2	102,0
	Cd	88,2	95,3	117,4	99,8	110,4	90,5	601,6	100,3
	Cd+цеолит	95,6	109,1	103,7	115,9	92,6	100,1	617,0	102,8
	Cd+глауконит	119,3	101,1	95,8	88,1	119,6	108,7	632,6	105,4
	Cd+диатомит	105,5	96,8	99,3	112,1	98,8	90,2	602,7	100,5
Сумма P		518,7	500,8	513,6	515,7	527,4	489,9	3066,1	511,0
В сумме за 3 года	Контроль	292,2	356,6	242,0	320,1	294,2	276,7	1781,8	297,0
	Cd	252,3	217,1	212,7	205,4	256,6	219,9	1364,0	227,3
	Cd+цеолит	246,4	246,8	360,9	318,3	249,6	286,4	1708,4	284,7
	Cd+глауконит	364,6	323,6	242,4	305,0	309,1	316,7	1861,4	310,2
	Cd+диатомит	346,6	326,6	257,3	301,1	333,0	295,9	1860,5	310,1
Сумма P		1502,1	1470,7	1315,3	1449,9	1442,5	1395,6	8576,1	1429,4

$N = In = 5 \cdot 6 = 30$

Корректирующий фактор: $C_{2017 \text{ г.}} = 179506,1$ $C_{2018 \text{ г.}} = 339075,7$ $C_{2019 \text{ г.}} = 313365,6$ $C_{\Sigma \text{ за 3 года}} = 2451649,7$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	12373,1	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	815,5	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	5291,9	4	1323,0	4,2	2,87
	Остаток (ошибки)	6265,7	20	313,2	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 7,2$; $S_d = 10,2$; $HCP_{05} = 21,3$ г					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	20706,0	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	2306,9	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	8268,9	4	2067,2	4,1	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	10130,2	20	506,5	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 9,2$; $S_d = 13$; $HCP_{05} = 27,1$ г					
Учет 2019 г.	Общая (C_Y)	2365,2	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	181,3	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	106,1	4	26,5	0,2	2,87
	Остаток (ошибки)	2077,8	20	103,9	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{x}} = 17,3$					
В сумме за 3 года	Общая (C_Y)	62353,0	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	4348,8	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	28385,0	4	7096,2	4,8	2,87
	Остаток (ошибки)	19619,2	20	1481,0	-	-
	$F_{\phi} > F_{05}$ между вариантами есть существенные различия и H_0 о равенстве средних по вариантам отвергается $S_{\bar{x}} = 15,7$; $S_d = 22,2$; $HCP_{05} = 46,4$ г					

Приложение 5.15

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей цинка в сочетании с природными сорбентами на вес биомассы растений люцерны, г (1укос)

Год	Вариант опыта	Вес биомассы, г/сосуд (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	71,3	110,0	64,0	92,5	79,3	73,6	490,7	81,8
	Zn	96,0	54,0	69,0	85,9	65,7	67,1	437,7	73,0
	Zn+цеолит	87,0	77,0	72,0	91,3	67,2	77,4	471,9	78,7
	Zn+глауконит	87,0	67,0	63,0	70,3	80,4	65,9	433,6	72,3
	Zn+диатомит	79,0	83,0	87,0	75,5	88,7	85,0	498,2	83,0
$\Sigma P = \Sigma V = \Sigma X$		420,3	391,0	355,0	415,5	381,3	369,0	2332,1	388,8
2018 (второй год жизни)	Контроль	110,8	148,1	80,6	136,1	92,3	111,4	679,3	113,2
	Zn	137,2	93,0	83,4	125,3	89,1	99,1	627,1	104,5
	Zn+цеолит	127,5	110,8	101,6	121,9	102,4	115,6	679,8	113,3
	Zn+глауконит	135,4	86,9	98,3	117,8	80,4	122,5	641,3	106,9
	Zn+диатомит	132,5	103,4	115,8	109,8	117,1	124,5	703,1	117,2
Сумма P		643,4	542,2	479,7	610,9	481,3	573,1	3330,6	555,1
2019 (третий год жизни)	Контроль	110,1	98,5	97,4	100,3	105,6	99,9	611,8	102,0
	Zn	111,3	105,6	109,1	89,1	126,5	110,4	652,0	108,7
	Zn+цеолит	114,2	98,6	104,5	119,7	102,6	95,3	634,9	105,8
	Zn+глауконит	100,0	115,3	96,8	132,3	91,2	88,5	624,1	104,0
	Zn+диатомит	89,6	120,8	112,4	118,3	96,5	108,2	645,8	107,6
Сумма P		525,2	538,8	520,2	559,7	522,4	502,3	3168,6	528,1
В сумме за 3 года	Контроль	292,2	356,6	242,0	328,9	277,2	284,9	1781,8	296,9
	Zn	344,5	252,6	261,5	300,3	281,3	276,6	1716,8	286,2
	Zn+цеолит	328,7	286,4	278,1	332,9	272,2	288,3	1786,6	297,7
	Zn+глауконит	322,4	269,2	258,1	320,4	252,0	276,9	1699,0	283,2
	Zn+диатомит	301,1	307,2	315,2	303,6	302,3	317,7	1847,1	307,8
Сумма P		1588,9	1472,0	1354,9	1586,1	1385,0	1444,4	8831,3	1471,9

$N = In = 5 \cdot 6 = 30$ Корректирующий фактор: $C_{2017 \text{ г.}} = 181289,7$ $C_{2018 \text{ г.}} = 369763,2$ $C_{2019 \text{ г.}} = 334667,5$ $C_{\Sigma \text{ за 3 года}} = 2599728,656$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F _ф	F ₀₅
Учет 2017 г.	Общая (C _Y)	4134,7	29	-	-	-
	Повторений (C _P)	660,1	5	-	-	-
	Вариантов (C _V)	588,6	4	147,1	1,0	2,87
	Остаток (ошибки)	2886,0	20	144,3	-	-
	<i>F_ф < F₀₅ и H₀ не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений S_Х = 4,9</i>					
Учет 2018 г.	Общая (C _Y)	9669,2	29	-	-	-
	Повторений (C _P)	4506,5	5	-	-	-
	Вариантов (C _V)	644,5	4	161,1	0,7	2,87
	Остаток (ошибки) (C _Z)	4518,2	20	225,9	-	-
	<i>F_ф < F₀₅ и H₀ не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений S_Х = 6,1</i>					
Учет 2019 г.	Общая (C _Y)	3613,1	29	-	-	-
	Повторений (C _P)	376,4	5	-	-	-
	Вариантов (C _V)	175,8	4	43,9	0,3	2,87
	Остаток (ошибки)	3061,0	20	153,0	-	-
	<i>F_ф < F₀₅ и H₀ не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений S_Х = 5</i>					
В сумме за 3 года	Общая (C _Y)	24425,2	29	-	-	-
	Повторений (C _P)	9745,5	5	-	-	-
	Вариантов (C _V)	2360,1	4	590,0	0,9	2,87
	Остаток (ошибки)	12319,6	20	616,0	-	-
	<i>F_ф < F₀₅ и H₀ не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений S_Х = 10,1</i>					

Приложение 5.16

Дисперсионный анализ однофакторного полевого опыта по влиянию солей меди в сочетании с природными сорбентами на вес биомассы растений люцерны, г (1укос)

Год	Вариант опыта	Вес биомассы, г/сосуд (повторения X)						Суммы по вариантам (V)	Средние по вариантам (\bar{XV})
		I	II	III	IV	V	VI		
2017 (год посева)	Контроль	71,3	110,0	64,0	99,7	76,3	69,3	490,6	81,8
	Cu	78,0	80,0	83,0	69,4	82,7	88,9	482,0	80,3
	Cu+цеолит	77,0	93,0	87,0	91,2	70,4	95,4	514,0	85,7
	Cu+глауконит	88,0	90,0	69,0	85,7	79,4	81,9	494,0	82,3
	Cu+диатомит	85,0	72,0	101,0	111,6	74,9	71,5	516,0	86,0
$\Sigma P = \Sigma V = \Sigma X$		399,3	445,0	404,0	457,6	383,7	407,0	2496,6	416,1
2018 (второй год жизни)	Контроль	110,8	148,1	80,6	95,6	126,9	117,1	679,1	113,2
	Cu	116,7	117,0	99,6	96,8	125,4	111,1	666,6	111,1
	Cu+цеолит	120,2	109,8	105,2	115,3	119,6	100,1	670,2	111,7
	Cu+глауконит	106,0	147,1	96,0	102,8	126,5	119,7	698,1	116,4
	Cu+диатомит	139,0	94,5	109,1	131,8	109,6	100,9	684,9	114,2
Сумма P		592,7	616,5	490,5	542,3	608,0	548,9	3398,9	566,6
2019 (третий год жизни)	Контроль	110,1	98,5	97,4	100,8	107,5	97,6	611,9	102,0
	Cu	96,5	98,2	104,7	110,4	85,6	103,6	599,0	99,8
	Cu+цеолит	105,4	94,6	101,2	89,3	120,6	91,2	602,3	100,4
	Cu+глауконит	97,8	115,2	98,1	125,3	95,2	90,8	622,4	103,7
	Cu+диатомит	99,6	118,3	100,5	107,9	96,6	113,4	636,3	106,1
Сумма P		509,4	524,8	501,9	533,7	505,5	496,6	3071,9	512,0
В сумме за 3 года	Контроль	292,2	356,6	242,0	296,1	310,7	284,0	1781,6	296,9
	Cu	291,2	295,2	287,3	276,6	293,7	303,6	1747,6	291,2
	Cu+цеолит	302,6	297,4	293,4	295,8	310,6	286,7	1786,5	297,8
	Cu+глауконит	291,8	352,3	263,1	313,8	301,1	292,4	1814,5	302,4
	Cu+диатомит	323,6	284,8	310,6	351,3	281,1	285,8	1837,2	306,3
Сумма P		1501,4	1586,3	1396,4	1533,6	1497,2	1452,5	8967,4	306,3

$N = In = 5 \cdot 6 = 30$ Корректирующий фактор: $C_{2017 \text{ г}} = 207767,1$ $C_{2018 \text{ г}} = 385084,0$ $C_{2019 \text{ г.}} = 314552,3$ $C_{\Sigma \text{ за 3 года}} = 2680475,4$

Результаты дисперсионного анализа

Год	Дисперсия	Сумма квадратов	Степени свободы	Средний квадрат	F_{ϕ}	F_{05}
Учет 2017 г.	Общая (C_Y)	4278,8	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	823,7	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	149,7	4	37,4	0,2	2,87
	Остаток (ошибки)	3305,4	20	165,3	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{X}} = 5,2$					
Учет 2018 г.	Общая (C_Y)	7140,8	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	2316,0	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	104,6	4	26,1	0,1	2,87
	Остаток (ошибки) (C_Z)	4720,2	20	236,0	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{X}} = 39,3$					
Учет 2019 г.	Общая (C_Y)	2619,5	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	204,6	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	155,6	4	38,9	0,3	2,87
	Остаток (ошибки)	2259,3	20	113,0	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{X}} = 18,8$					
В сумме за 3 года	Общая (C_Y)	463584,1	29	-	-	-
	Повторений (C_P)	4279,7	5	-	-	-
	Вариантов (C_V)	774,7	4	193,7	0,008	2,87
	Остаток (ошибки)	458529,7	20	22926,5	-	-
	$F_{\phi} < F_{05}$ и H_0 не отвергается – все разности между выборочными средними находятся в пределах случайных отклонений $S_{\bar{X}} = 61,8$					