

Федеральное государственное бюджетное образовательное
учреждение высшего образования «Ульяновский государственный
аграрный университет имени П.А. Столыпина»

На правах рукописи

Цаповская Ольга Николаевна

**ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОДЕРЖАНИЯ ПОДВИЖНОЙ МЕДИ
В ПОЧВЕ И МИНИМИЗАЦИЯ ЕЕ ТОКСИЧНОСТИ
ДЛЯ ЯРОВОЙ ПШЕНИЦЫ В УСЛОВИЯХ УЛЬЯНОВСКОЙ ОБЛАСТИ**

1.5.15. Экология

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата сельскохозяйственных наук

Научный руководитель:
доктор биологических наук, профессор
Виноградов Дмитрий Валериевич

Ульяновск – 2025

Оглавление

Введение.....	5
Глава 1 Экологическая оценка содержания меди в почве и меры по минимизации биологической токсичности.....	12
1.1 Современное понимание термина «тяжелые металлы».....	14
1.2 Техногенная металлизация биосферы как острая экологическая проблема.....	27
1.3 Медь как микроэлемент и тяжелый металл.....	30
1.4 Региональные особенности накопления валовой и подвижной формы меди в почве.....	34
1.5 Экологические аспекты поведения меди в системе «почва-растение».....	39
1.6 Приемы реабилитации почв, загрязненных медью.....	41
Глава 2 Условия, объекты и методы исследования.....	46
2.1 Эколого-географическая характеристика территории Ульяновской области.....	46
2.2 Объекты исследования.....	50
2.3 Схемы лабораторных и полевых экспериментов.....	54
2.4 Методы исследований.....	56
Глава 3 Экологическая оценка содержания меди в почвах Ульяновской области.....	60
Глава 4 Агроэкологическая оценка эффективности использования диатомита для снижения экотоксичности меди на развитие растений яровой пшеницы.....	70
4.1 Оценка экотоксичности меди на энергию прорастания и всхожесть семян яровой пшеницы.....	70
4.2 Оценка влияния меди на рост и развитие растений яровой пшеницы.....	74
Глава 5 Эффективность использования диатомита в качестве детоксиканта меди в полевых условиях.....	83
5.1 Биотестирование диатомита и оценка эффективности его использования для снижения экотоксичности меди на ее подвижность в почве.....	84
5.2 Биотестирование чернозема типичного по данным целлюлозолитической активности.....	87
5.3 Оценка экотоксичности меди на фотосинтетическую активность растений яровой пшеницы.....	92
5.4 Биотестирование диатомита для снижения экотоксичности меди на урожайность и качество зерна яровой пшеницы.....	107

Глава 6 Биоаккумуляция меди в системе «почва-растение» и экологическая оценка эффективности детоксикации.....	136
Заключение.....	140
Список литературы.....	143
Приложения.....	166
Приложение 1 – Содержание меди в растениях яровой пшеницы.....	167
Приложение 2 – Влияние разных концентраций меди и диатомита на основные агрохимические показатели почвы	168
Приложение 3 – Площадь листьев по фазам развития яровой пшеницы.....	169
Приложение 4 – Накопление сухого вещества посева яровой пшеницы.....	170
Приложение 5 – Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между урожайностью, площадью листьев и накоплением сухого вещества в зерне яровой пшеницы по фазам развития.....	171
Приложение 6 – Чистая продуктивность фотосинтеза по фазам развития растений.....	172
Приложение 7 – Урожайность яровой пшеницы в зависимости от разных концентраций меди в почве и применения диатомита.....	173
Приложение 8 – Структура урожая яровой пшеницы в зависимости от разных концентраций меди в почве и применения диатомита.....	174
Приложение 9 – Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между урожайностью и показателями структуры урожая яровой пшеницы.....	175
Приложение 10 – Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между урожайностью, площадью листьев и накоплением сухого вещества яровой пшеницы.....	176
Приложение 11 – Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между урожайностью, структурой урожая и качеством клейковины в зерне яровой пшеницы.....	178
Приложение 12 – Статистическая значимость различий (p) между вариантами по средней по годам и повторностям урожайности пшеницы согласно тесту Тьюки.....	179
Приложение 13 – Показатели качества зерна яровой пшеницы в зависимости от разных концентраций меди в почве и применения диатомита.....	180
Приложение 14 – Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между урожайностью яровой пшеницы, содержанием фосфора и калия в пахотном слое почвы в различные сроки вегетационного периода.....	181
Приложение 15 – Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между урожайностью яровой пшеницы, содержанием фосфора и калия в пахотном	

слое почвы.....	182
Приложение 16 – Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между содержанием фосфора в зерне, урожайностью яровой пшеницы и содержанием фосфора в пахотном слое почвы.....	184
Приложение 17 – Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между содержанием калия в зерне, урожайностью яровой пшеницы и содержанием калия в пахотном слое почвы.....	185
Приложение 18 – Содержание сухого вещества в органах яровой пшеницы....	186
Приложение 19 – Акты внедрения результатов научно-исследовательской работы.....	187

Введение

Актуальность темы исследования. К наиболее актуальным проблемам экологии относится загрязнение почвы, процесс постоянный и неизбежный. Различаться может только степень загрязнения и виды веществ, которые поступают в почву в качестве загрязнителей (Дьяконова О.В., 2005; Коровина Е. В., 2009; Кравченко А.Л., 2016; Матыченков В.В., 2016; Минкина Т.М., 2016; Довлетярова Э.А., 2023).

Высокие концентрации многих химических элементов и соединений, обусловленные техногенными процессами, обнаружены в настоящее время во всех природных средах: атмосфере, воде, почве, растениях (Соколов О.А., 2015; Дубровина О.А., 2023).

Поступающие в почву химические соединения накапливаются и приводят к постепенному изменению химических и физических свойств почвы, снижают численность живых организмов, ухудшают ее плодородие и экологическое состояние (Савич В.И., 2022; Андреева И.В., 2023).

Медь, попадающая в биосферу главным образом в результате промышленных и транспортных выбросов, является одним из самых опасных ее загрязнителей. Поэтому изучение поведения меди в почвах и защитных возможностей почв является важной экологической проблемой, в частности Ульяновской области (Мазиров М.А., 2015; Мосина Л.В., 2018; Макаров О.А., 2023).

Ульяновская область является местом развития современных технологий, при этом медь является потенциально важным загрязнителем земель, в связи с чем возникает необходимость исследования региональных особенностей поведения (Прохорова Н.В., 2006; Куликова А.Х., 2013; Аванесян Н.М., 2014; Козлов А.В., 2019; Васин Д.В., 2021).

Медь – незаменимый микроэлемент, играющий ключевую роль в жизнедеятельности растений. Она является составной частью множества ферментов и белков, участвующих в фотосинтезе, дыхании, обмене веществ и

других жизненно важных процессах. Однако, как и многие другие микроэлементы, медь обладает двуликим эффектом: в оптимальных концентрациях она стимулирует рост и развитие растений, а при превышении допустимых уровней проявляет токсичность (Борисков Д.Е., 2000; Дубровина О.А., 2023).

Избыточное содержание в почве доступных для растений соединений меди может оказывать фитотоксическое действие, проявляющееся в изменении основных физиологических процессов в растении. В конечном счете, это приводит к снижению биомассы и качества сельскохозяйственной продукции (Zaitsev G.A., 2020; Черников В.А., 2000; Минкина Т.М., 2008; Яшин И.М., 2014; Ильинский А.В., 2015; Матыченков В.В., 2016; Довлетярова Э.А., 2023).

Современная экологическая ситуация характеризуется значительным техногенным загрязнением почв, включая повышенное содержание меди. Источники загрязнения разнообразны: выбросы промышленных предприятий (металлургических, машиностроительных и др.), применение медных пестицидов и удобрений, автомобильные выхлопы, сточные воды. В результате, в почвах многих регионов, в том числе и Ульяновской области, наблюдается увеличение концентрации меди, что может оказывать негативное влияние на растительный мир и, в конечном итоге, на качество сельскохозяйственной продукции и здоровье человека, что определяет необходимость проведения экологических исследований по изучению поведения меди в системе «почва–растение» с целью минимизации ее токсичности в условиях Ульяновской области для получения экологически безопасной продукции растениеводства.

Степень разработанности темы. Вопросы поведения тяжелых металлов, в том числе меди, в системе «почва–растение» и их детоксикации достаточно широко рассматриваются отечественными и зарубежными исследователями (Черников В.А., 2000; Минкина Т.М., 2008; Яшин И.М., 2014; Матыченков В.В., 2016; Довлетярова Э.А., 2023).

Однако остается много вопросов по изучению региональной специфики поведения меди, которая необходима растениям в малых концентрациях, однако при превышении определенного содержания в почвах ее подвижных форм

оказывает сильное токсическое действие. В связи с чем, актуально выявление уровней токсичных концентраций меди для растений и их влияния требуют детализации.

Цель и задачи исследования. Целью исследования являлось проведение экологических исследований с анализом поведения и выявления регионально типологических особенностей содержания подвижной меди в почвах Ульяновской области, его экологической оценки и минимизация ее токсичности.

Цель исследований анализ содержания подвижной меди в почве и минимизация ее токсичности для яровой пшеницы в условиях Ульяновской области.

Задачи исследований:

1. Выявить регионально типологические особенности содержания подвижной меди в почвах Ульяновской области.
2. Осуществить агроэкологическую оценку изменений, связанных с повышенным содержанием меди в почве и ее влияние на развитие растений яровой пшеницы.
3. Установить действие диатомита в качестве детоксиканта почвы с искусственным загрязнением медью.
4. Оценить эффективность применения диатомита в целях минимизации токсичности меди, с учетом ее биоаккумуляции в системе почва-растение.

Научная новизна. Установлены пороговые уровни загрязнения черноземных почв медью, оказывающие токсичное влияние на систему «почва-растение», в среднем находятся на уровне от 3,1 мг/кг до 5,3 мг/кг.

Установлены особенности перераспределения элемента по органам растений яровой пшеницы. Достоверно доказано, что загрязнение почвы медью сопровождается повышением транспорта элемента из корней в растения и накоплением его в стеблях. Внесение диатомита в почву сопровождается резким изменением соотношения меди в органах яровой пшеницы, блокируя медь в корневой системе.

Впервые в условиях региона выявлено, что содержание меди на уровне до 4

ПДК сопровождалось резким снижением урожайности яровой пшеницы на 1,5–5,8 ц/га, или на 8–29 %. Применение диатомита позволило повысить урожайность зерна яровой пшеницы (на 2,3 ц/га, или на 11 %). Установлено, что резкое повышение эффективности биогеохимического барьера обеспечивается внесением диатомита в почву.

Установлены закономерности распределения тяжелых металлов, в том числе меди, в растении тесно связанных с существованием нескольких барьеров, влияющих на поступление их в растения: почва–корень, корень–стебель, стебель–лист, стебель–репродуктивные органы.

Теоретическая и практическая значимость. В процессе экологического исследования изучены закономерности поведения меди в системе «почва–растение» и распределения ее по органам растений яровой пшеницы при разных уровнях загрязнения чернозема типичного в условиях Ульяновской области. Загрязнение почвы медью сопровождается достоверным повышением транспорта элемента из корневой части в надземную часть растения, наиболее резко выраженным при загрязнении на уровне 10 ПДК Cu. Резкое повышение эффективности биогеохимического барьера обеспечивается внесением диатомита в почву (5 т/га).

Результаты уточненных пороговых значений загрязнения черноземных почв медью, оказывающие токсичное влияние на систему «почва–растение», могут быть использованы для экологической регламентации препаратов в АПК.

При использовании на загрязненных черноземных почвах Ульяновской области отмечается эффективность высококремнистой породы диатомита в качестве детоксиканта и получения экологически безопасной продукции зерновых культур. Результаты исследований позволяют рекомендовать применение диатомита на загрязненных медью почвах, который способствует переводу подвижных ее соединений в труднодоступные и снижению поступления токсиканта в продукцию, тем самым получению экологически безопасной продукции растениеводства.

Результаты опытов прошли практическое внедрение в производственных

условиях отдела растениеводства, селекции и агротехнологий Ульяновского ГАУ, внедряются в ряде сельскохозяйственных предприятий области, что показывает вклад в развитие направлений конкретных наук: экологии, экологической биогеохимии, почвоведения и растениеводства.

Отдельные материалы работы используются в учебном процессе ФГБОУ ВО «Ульяновский ГАУ» при чтении лекций по дисциплинам «Сельскохозяйственная экология», «Агроэкологическая оценка земель и воспроизводство плодородия», «Агроэкологический мониторинг».

Личный вклад соискателя. Все основные результаты работы получены лично автором. Автором самостоятельно разработана программа исследований, лично проведены лабораторные и полевые исследования, сделаны анализ и обобщение полученных результатов, а так же рекомендации производству.

В соавторстве с Черкасовым Е.А., Саматовым Б.К. проведен анализ динамики подвижных форм тяжелых металлов в почвах Ульяновской области, выполнена статистическая обработка полученных результатов по выносу тяжелых металлов сельскохозяйственными культурами в условиях Ульяновской области; в соавторстве с Козловым А.В. получены результаты экологической оценки влияния меди на рост и развитие растений яровой пшеницы; в соавторстве с Куликовой А.Х., Тойгильдиным А.Л. получены результаты о воздействии диатомита как детоксиканта на питательный режим и биологическая активность почвы в зависимости от загрязнения медью, о воздействии диатомита в качестве детоксиканта на биологическую активность почвы, загрязненной медью, и урожайность яровой пшеницы; в соавторстве с Виноградовым Д.В. выполнены статистическая обработка полученных результатов изучения влияния меди и её подвижность в почве, экологическая оценка эффективности детоксикации меди в системе «почва-растение», анализ факторов, влияющие на накопление и вынос тяжелых металлов в почвах; а также получены результаты изучения роли диатомита при загрязнении почвы медью в получении экологически безопасной продукции растениеводства.

Методология и методы исследований. Методологической основой

исследования являются соответствующие научные концепции экологии, экологической биогеохимии, почвоведения. Исследования проведены в соответствии с классическими методами в почвоведении и агроэкологии. Результаты аналитических исследований получены с использованием ГОСТов и общепринятых методик.

Статистическую обработку экспериментальных данных проводили с помощью пакета StatSoft STATISTICA 8.0 и пакета анализа MS Excel 2007. Для определения статистической значимости различий между вариантами экспериментов по количественным показателям и для выявления эффекта различных факторов использовали многофакторный дисперсионный анализ с последующей оценкой значимости различий между индивидуальными средними с помощью post hoc тестов. В качестве post hoc тестов использовали рекомендуемый современной литературой тест Тьюки (Tukey HSD test) (Midway et al., 2020), а также популярный в русскоязычной литературе тест НСР (Fisher's LSD test). Для сравнения вариантов по энергии прорастания и всхожести семян использовали точный тест Фишера (Fisher's exact test) для таблиц 2x2. Для выявления связей между показателями использовали корреляционный и регрессионный анализ (Midway S., 2020).

Основные положения, выносимые на защиту:

- определение меди в вытяжке 1 н раствора HCl является методом, извлекающим её максимальное количество, потенциально доступное растениям;
- внесение диатомита в почву сопровождается резким изменением соотношения меди в органах растений, определяя пониженный транспорт элемента из корневой части растений в надземную;
- уровень загрязнения 4 ПДК является пороговым значением содержания подвижной формы меди, за которым резко снижается целлюлозолитическая активность чернозема типичного;
- применение диатомита в дозе 5 т/га на черноземах Ульяновской области является эффективным способом снижения экологических рисков и биологической аккумуляции меди в растениях яровой пшеницы.

Апробация результатов. Основные результаты исследований по теме диссертации докладывались и обсуждались на заседаниях кафедры почвоведения, химии, биологии и технологии переработки продукции растениеводства Ульяновского ГАУ им. П.А. Столыпина и научно-практических конференциях различного уровня (2014–2025 гг.): международных научно-практических конференциях «Микроэлементы и регуляторы роста в питании растений: теоретические и практические аспекты» (г. Ульяновск, УлГАУ, 2014 г.), «Наука, инновации и международное сотрудничество молодых ученых» (г. Ульяновск, УлГАУ, 2014 г.), «Биологическая интенсификация систем земледелия: опыт и перспективы освоения в современных условиях развития» (г. Ульяновск, УлГАУ, 2016 г.), «Инновации в сельском хозяйстве и экологии» (г. Рязань, РГАТУ, 2025 г.).

Результаты исследований прошли апробацию в условиях производства предприятий и внедрены в производственный процесс в условиях: Ульяновского НИИСХ – филиала СамНЦ РАН, ООО «МХМ-Агро» Кузоватовского района Ульяновской области, ООО «Агрофирма Приволжье» Старомайнского района Ульяновской области (приложение 19).

По материалам диссертации опубликовано 14 работ, в том числе: статьи в изданиях, рекомендованных ВАК РФ – 2; публикации, входящие в международные базы данных – 1.

Достоверность полученных результатов обеспечивалась использованием теории и практического опыта, проведением полевых опытов и лабораторных анализов в строгом соответствии с методическими требованиями и ГОСТами, математической обработкой данных и положительными результатами полученными при проведении экологического исследования.

Объем и структура диссертации. Диссертация состоит из введения, шести глав, заключения, списка литературы и приложений. Диссертация изложена на 190 страницах компьютерного текста, содержит 37 таблиц, 47 рисунков, 19 приложений. Список литературы включает 196 источников, в том числе 29 – иностранных авторов.

Глава 1 Экологическая оценка содержания меди в почве и меры по минимизации биологической токсичности

В настоящее время активно изучается воздействие тяжёлых металлов (ТМ) на различные физиологические функции растений. Некоторые из этих металлов являются важными микроэлементами, необходимыми для нормального роста и развития растений, поскольку входят в состав различных ферментов. Они играют важную роль в метаболических процессах, однако при повышенной концентрации в окружающей среде могут оказывать выраженное токсическое воздействие (Oznobihina A.O., 2017).

Медь (Cu), будучи одним из наиболее ядовитых тяжелых металлов, необходима растениям в качестве компонента пластоцианина, играющего важную роль в процессе фотосинтеза. Этот элемент способствует увеличению устойчивости растений к неблагоприятным условиям, таким как засуха, мороз и жара. Тем не менее, диапазон концентраций меди, в котором она не оказывает вредного воздействия, крайне узок. Даже незначительное превышение оптимального уровня содержания Cu, всего в два раза, способно привести к отрицательным последствиям для растений (Семенова И.Н., 2013).

Превышенные концентрации меди оказывают токсическое воздействие, проявляющееся в угнетении роста биомассы, обезвоживании тканей и снижении уровня хлорофилла. Избыток этого металла вызывает развитие металлотоксикозов, таких как хлороз, некроз, торможение роста корневой системы и побегов, что в конечном итоге может привести к гибели растения. В основе адаптации растений к отравляющему воздействию меди лежат как универсальные механизмы, включающие низкомолекулярные органические соединения, защитные макромолекулы и антиоксидантную систему, так и специализированные механизмы устойчивости, такие как хелатирование и секвестеризация тяжелых металлов. Эти процессы позволяют растениям снижать негативное влияние избытка меди и поддерживать жизнедеятельность в неблагоприятных условиях (Яшин И.М., 2000; Семенова И.Н., 2015).

В научной литературе наиболее широко представлены результаты исследований по влиянию концентраций тяжелых металлов на метаболизм, рост и репродуктивные функции культурных растений, возможные механизмы защиты растений от поступления тяжелых металлов (Милащенко Н.З., 2000; Ильин В.Б., 2000; Судницын И.И., 2006; Башмаков Д.И., 2009; Безуглова О.С., 2011; Соловьев С.В., 2012; Титков В.И., 2014; Чаплыгин В.А., 2014). Вопросы, касающиеся действия основных агрохимических приёмов, снижающих поступление ТМ из почвы в растения, еще недостаточно изучены, что доказывается противоречивостью экспериментальных данных и различиями в их интерпретации.

В Ульяновской области, так же как и в других областях Поволжья, в связи с наличием крупных предприятий машиностроения, нефтехимической промышленности, имеет место локальное загрязнение почв тяжелыми металлами, на что указывает высокий процент их потенциально доступных форм. Приоритетными загрязнителями в области являются свинец, кадмий, медь (Oznobihina A.O., 2019; Алексахин Р.М., 2001; Васин Д.В., 2006; Аванесян Н.М., 2014).

Поэтому при разработке ландшафтных систем земледелия необходимы знания экологических и агрохимических функций разных видов растений, т.к. физиологические особенности культуры и наличие у растительного организма механизмов защиты от неблагоприятных факторов внешней среды играют важнейшую роль при определении размеров поглощения токсикантов (Зубкова В.М., 2004; Белоусова Ю.С., 2013).

Актуальным также является вопрос о возможности повышения устойчивости сельскохозяйственных культур, и в первую очередь, возделываемых на технические цели, к загрязнению почв тяжелыми металлами путем оптимизации питания растений, в т. ч. с использованием различных видов удобрений и их доз.

Учитывая важность исследований устойчивости растений к загрязнению почв тяжелыми металлами для принятия решений в области сельского хозяйства,

промышленности, медицины, данная проблема наряду с теоретической имеет важное практическое значение.

Необходимость микроэлементов для жизнедеятельности сельскохозяйственных растений определяется тем, что они входят в состав ферментов и гормонов, участвуют в важнейших физиологических и биохимических процессах. Почва является основным источником микроэлементов в пищевых цепях. Поступление избытка меди в растения может привести к ингибированию ферментативной активности, нарушению процессов фотосинтеза и дыхания, повреждению клеточных мембран, снижению урожайности и ухудшению качества продукции. Изучение поведения меди в системе «почва–растение» является актуальной задачей современной агроэкологии.

В связи с ухудшением экологической обстановки необходимо изучение и анализ последствий техногенного загрязнения и поиск путей экологически безопасного использования загрязнённых земель (Медведев И.Ф., 2017). В разной степени антропогенное загрязнение тяжелыми металлами, в том числе и медью, коснулось и огромной территории Поволжья.

Наиболее опасными часто считаются Pb, Cu, Zn, Cd, т.к. их накопление в биосфере идет наиболее быстрыми темпами.

Однако исследования содержания и поведения тяжелых металлов в почвенном покрове, полученные разными методами, не многочисленны и характеризуются отсутствием комплексного подхода к проблеме (Oznobihina A.O., 2020; Матвеев В.Н., 2004; Шихова Л.Н., 2005; Коньшева Е.Н., 2011; Ильин Б.В., 2012; Яшин И.М., 2015; Минкина Т.М., 2016).

1.1 Современное понимание термина «тяжелые металлы»

В связи с бурным развитием промышленности за последние годы наблюдается значительное увеличение концентрации тяжелых металлов в окружающей среде, представляя серьезную экологическую угрозу.

Определение термина «тяжелые металлы» неоднозначно, часто используется критерий плотности – металлы с плотностью более 5 г/см³. Другой подход базируется на атомном номере, относя к тяжелым металлам элементы с атомным номером больше 20. Существует и третий подход, основанный на атомной массе, где к тяжелым металлам причисляют более 40 элементов с атомной массой свыше 50 ат. ед. Несмотря на расхождения в определениях, все подходы указывают на одну и ту же группу химических элементов, обладающих высокой токсичностью, уступая по опасности лишь пестицидам (Дьяконова О.В., 2005; Коровина Е. В., 2009; Васенев И.И., 2015; Кравченко А.Л., 2016; Минкина Т.М., 2016).

Важно отметить, что токсичность элементов не одинакова и зависит от многих факторов. Фитотоксичность, то есть токсическое воздействие на растения, определяется химическими свойствами металла: валентностью (степенью окисления), ионным радиусом (размером иона) и способностью к комплексообразованию (образованию соединений с другими веществами). Валентность определяет реакционную способность иона, а ионный радиус влияет на его способность проникать в клетки растений. Комплексообразование может как снижать, так и повышать токсичность, в зависимости от образующегося соединения. В большинстве случаев элементы по степени токсичности располагаются в последовательности: Cu > Ni > Cd > Zn > Pb > Hg > Fe > Mo > Mn (Зубкова В.М., 2004; Ильин Б.В., 2012). Как видно из приведенного ряда, медь его возглавляет. Однако этот ряд условен и может существенно меняться в зависимости от множества факторов. Например, способность почвы к сорбции (поглощению) тяжелых металлов существенно влияет на их доступность для растений. Различные типы почв обладают разной сорбционной емкостью. Например, глинистые почвы, из-за своей высокой пористости и наличия большого количества органического вещества, как правило, связывают больше тяжелых металлов, чем песчаные. Гумус (органическое вещество почвы) играет ключевую роль в связывании тяжелых металлов, препятствуя их поступлению в растения. Различные фракции гумуса обладают разной сорбционной активностью.

Более того, физиологическое состояние растений также влияет на их чувствительность к тяжелым металлам. Растения, испытывающие стресс (например, из-за засухи или недостатка питательных веществ), часто более чувствительны к токсическому действию тяжелых металлов. Также существуют генетические различия между растениями, обуславливающие разную устойчивость к токсикантам. Некоторые растения обладают механизмами детоксикации тяжелых металлов, например, секрция металлов в определенные клеточные компартменты или образование комплексов с низкой токсичностью.

Трансформация и миграция тяжелых металлов в окружающей среде определяются множеством биогеохимических процессов. Комплексообразование играет ключевую роль в этих процессах. Например, образование хелатных комплексов с органическими веществами может как повысить мобильность металлов, так и снизить её, в зависимости от свойств лиганда (вещества, образующего комплекс).

Микроорганизмы почвы также играют важную роль в трансформации тяжелых металлов, участвуя в процессах окисления-восстановления, метилирования и деметилирования. Например, метилирование ртути бактериями может привести к образованию метилртути, более токсичного соединения, способного накапливаться в пищевых цепях. Оценивая загрязнение почвы тяжелыми металлами, необходимо учитывать её свойства. Гранулометрический состав (соотношение частиц разного размера), гумусированность (содержание органического вещества) и буферность (способность почвы противостоять изменению pH и ионного состава) – ключевые характеристики, определяющие доступность тяжелых металлов для растений и других организмов.

Под буферностью понимают способность почв поддерживать концентрацию металлов в почвенном растворе на постоянном уровне (Пейве Я.В., 1980; Дьяконова О.В., 2005; Смашевский Н.Д., 2014; Лаптева Е.М., 2015; Кравченко А.Л., 2016; Ускова Н.В., 2018).

Буферная способность почвы важна, поскольку изменение pH может изменять растворимость тяжелых металлов, влияя на их мобильность и

токсичность. Высокая буферность означает большую устойчивость почвы к изменениям ионного состава, что может снижать риски повышенной доступности токсичных металлов для растений.

Для оценки степени антропогенного загрязнения необходимо определить естественный уровень содержания меди в почве данного региона. Это сложная задача, поскольку «фоновые» концентрации меди могут варьировать в зависимости от геологических особенностей территории, типа почв, климатических условий и других факторов. Поиск эталонных, незагрязненных участков для определения фоновых значений – часто непростая задача, требующая тщательного отбора проб и анализа различных показателей, характеризующих почву. В связи с этим, необходимо знать не только величины предельно допустимых концентраций (ПДК) элементов–загрязнителей, но и их фоновые концентрации в почвах на данной территории (таблица 1) (Минкина Т.М., 2008).

Таблица 1– Нормативы ПДК (ОДК),
фоновые содержания химических элементов в почвах (мг/кг)

Элемент	Класс опасности	ПДК		ОДК по группам почв			Фоновое содержание
		Валовое содержание	Извлекаемые ацетатно- аммонийным буфером (pH=4,8)	Песчаные, супесчаные	Суглинистые, глинистые		
					pH _{ксл} < 5,5	pH _{ксл} > 5,5	
Pb	1	32	6	32	65	130	26
Zn	1	-	23	55	110	220	50
Cd	1	-	-	0,5	1	2	0,3
Cu	2	-	3	33	66	132	27
Ni	2	-	4	20	40	80	20
Co	2	-	5	-	-	-	7,2

Не вся медь, содержащаяся в почве, доступна для растений. Растения усваивают преимущественно подвижные формы меди, растворимые в почвенном

растворе. Изучение форм меди в почве – ключевой аспект оценки ее потенциальной фитотоксичности. Для этого используются различные методы экстракции, позволяющие выделить разные фракции меди, отличающиеся по своей доступности для растений. Для оценки уровня загрязнения растений медью проводятся анализы различных органов растений (листьев, стеблей, корней, плодов) на содержание этого элемента (Vasenev I.I., 2014; Александрова Л.Н., 1980).

Элементы – комплексанты, загрязняющие почву, концентрируются в поверхностной слое почвы, глубиной до 10 см почвенного слоя. Однако при подкислении малобуферной почвы значительная доля металлов из обменно-поглощенного состояния переходит в почвенный раствор. Особо мощной способностью миграции в кислой среде обладают кадмий, медь, никель, кобальт. Уменьшение рН на 1,8–2 единицы приводит к увеличению подвижности цинка в 3,8–5,4, кадмия – в 4–8, меди – в 2–3 раза (Кудряшов В.И., 2003; Соколов О.А., 2015; Зубкова В.М. 2020).

Используются различные аналитические методы, такие как атомно-абсорбционная спектрометрия (ААС), индуктивно-связанная плазма с масс-спектрометрическим детектором (ICP-MS) и др. Полученные данные позволяют оценить степень биоаккумуляции меди растениями и определить наиболее уязвимые виды (Зубкова В.М., 2004).

Металлы, доступные растениям и способные к вымыванию, находятся в почвенном растворе в виде свободных ионов, комплексов и хелатов. Поглощение тяжелых металлов почвой в большей степени зависит от реакции среды и от того, какие анионы преобладают в почвенном растворе (Vasenev I.I., 2015; Ганжара Н.Ф., 2002; Зубкова В.М. 2004; Шихова Л.Н., 2005; Девятова Т.А., 2008; Дьяченко В.В., 2008; Волкова И.В., 2016).

Понимание механизмов, с помощью которых избыток меди оказывает негативное влияние на растения, позволяет разработать эффективные стратегии минимизации ее токсичности. Эти исследования включают изучение влияния меди на активность ферментов, проницаемость клеточных мембран, синтез белков

и других важных процессов.

Фиторемедиация – это использование растений для очистки загрязненных почв. Некоторые растения обладают высокой способностью аккумулировать медь из почвы. Изучение таких растений, их физиологических особенностей и разработка технологий их применения для очистки почв, загрязненных медью, – важная задача современной экологии (Васин Д.В., 2006).

Почвенно-климатические условия играют определяющую роль в миграции и трансформации тяжелых металлов в почве, влияя как на скорость, так и на направление этих процессов. В лесостепной зоне, характеризующейся специфическим почвенно-водным режимом, наблюдается интенсивное вертикальное перемещение тяжелых металлов по почвенному профилю. Это обусловлено несколькими факторами (Волкова И.В., 2016).

– во-первых, сезонные колебания уровня грунтовых вод создают условия для перемещения растворимых форм тяжелых металлов по трещинам, порам и, что особенно важно, по корневым каналам. Корни растений, активно поглощая воду и питательные вещества, способствуют капиллярному подъему растворов, переносящих с собой ионы тяжелых металлов;

– во-вторых, структура почвы лесостепи, часто характеризующаяся чередованием горизонтов с различной водопроницаемостью, создает зоны аккумуляции и выноса металлов. В период выпадения осадков, происходит вымывание растворимых соединений тяжелых металлов в нижние горизонты, а в засушливые периоды – их частичное возвращение в верхние слои почвы за счет капиллярного подъема;

– в-третьих, биологическая активность почвы, в частности, деятельность почвенных микроорганизмов, влияет на процессы трансформации тяжелых металлов, изменяя их растворимость и подвижность. Некоторые микроорганизмы способны к биоаккумуляции тяжелых металлов, накапливая их в своих клетках, а затем, после отмирания, высвобождая в почву в различных формах. Степень подвижности микроэлементов различается в зависимости от pH почвенного раствора (таблица 2) (URL: <https://studfile.net/preview/5580458/page:11/>).

Таблица 2 – Подвижность микроэлементов
в различных почвах в зависимости от pH почвенного раствора

pH почвы	Степень подвижности элементов		
	Практически неподвижен	Слабоподвижен	Подвижен
Почвы кислые с pH<5,5	Mo	Pb, Cr, Ni, V, As, Se, Co.	Sr, Ba, Cu, Cd, S, Ni, Zn, Hg
Почвы слабокислые и нейтральные с pH 5,5-7,5	Pb	Sr, Ba, Cr, Ni	Zn, V, As, S
Почвы щелочные и сильнощелочные с pH 7,5-9,5	Pb, Ba, Co	Co, Mo, Hg, Zn, Ag, Sr, Cu, Cd	Mo, V, As, S

Ниже приведены характеристики основных тяжелых металлов, как более токсичных и по которым чаще всего проводится мониторинг содержания их в почвах.

Никель (Ni) – элемент VIII группы периодической системы с атомной массой 58,71. Никель наряду с Mn, Fe, Co и Cu относится к так называемым переходным металлам. Эта группа характеризуется высокой биологической активностью, обусловленной особенностями строения их электронных оболочек, что обеспечивает им высокую способность к комплексообразованию (Яшин И.М., 2004; Панин М.С., 2005; Корельская Т.А., 2008).

Предельно допустимые концентрации (ПДК) никеля в почвах сильно варьируются в зависимости от вида растений и типа почвы, но, как правило, находятся в диапазоне от 10 до 100 мг/кг. Значительная часть никеля в почве находится в нерастворимой, малоподвижной форме, связанной с минеральными компонентами. Однако, антропогенное воздействие, например, выбросы промышленных предприятий, может значительно увеличить концентрацию никеля в почве, приводя к его накоплению в доступных для растений формах, и вызывая экологические проблемы.

Свинец (Pb). Химическое поведение свинца в почве определяется тонким балансом между процессами растворения и осаждения. Наиболее подвижны ионы свинца, которые могут быть легко адсорбированы на поверхности минеральных частиц почвы, особенно глинистых минералов, оксидов железа и марганца, а также органическим веществом. Степень адсорбции зависит от многих факторов, включая pH, содержание органического вещества и ионную силу раствора. При низких значениях pH подвижность свинца возрастает, что может привести к его вымыванию в грунтовые воды. Напротив, при высоких значениях pH и большом содержании органического вещества, свинец более сильно связан с почвенным матриксом, становясь менее доступным для растений и животных. Свинец может также образовывать нерастворимые соединения с сульфатами и фосфатами, снижая его мобильность (Борисков Д.Е., 2000; Кошелева Н.Е. 2003).

Установлено, что свинец мигрирует как в вертикальном, так и в горизонтальном направлениях, причем второй процесс превалирует над первым (Кошелева Н.Е., 2003).

Антропогенные источники свинца, такие как выхлопные газы автомобилей (преимущественно до введения бензина с низким содержанием свинца), промышленные выбросы и применение свинцовых красок, значительно увеличивают его концентрацию в почвах, особенно вблизи источников загрязнения. В отличие от никеля, распределение свинца по почвенному профилю может быть более неравномерным, с большей концентрацией в поверхностных горизонтах из-за выпадения аэрозолей и смыва с поверхности. В глубоких горизонтах свинец может накапливаться благодаря вымыванию растворимых форм (Kabata-Pendias, 2001; Борисков Д.Е., 2000; Кошелева Н.Е. 2003; Башмаков Д.И., 2009).

Однако, следует учитывать, что эффективность известкования зависит от многих факторов, включая исходное значение pH почвы, тип почвы, концентрацию свинца, а также форму его присутствия. Например, свинец, связанный с органическим веществом, может быть менее эффективно иммобилизован известкованием, чем ионный свинец (Борисков Д.Е., 2000).

Кадмий (Cd). Особенность кадмия, отличающая его от других тяжелых металлов, заключается в том, что в почвенном растворе он присутствует в основном в виде катионов (Cd^{2+}), хотя в почве с нейтральной реакцией среды он может образовывать труднорастворимые комплексы с сульфатами, фосфатами или гидроокислами. По имеющимся данным, концентрация кадмия в почвенных растворах фоновых почв колеблется от 0,2 до 6 мкг/л (Derevyagin S.S., 2017; Черников В.А., 2000; Сингизова Г.Ш., 2009).

Известно, что кадмий в почвах очень подвижен, т.е. способен переходить в больших количествах из твердой фазы в жидкую и обратно (Овчаренко М.М., 2000; Госс Д.Д., 2008; Ознобихина А.О., 2019).

На подвижность кадмия в почве существенно влияет содержание органического вещества, тип глинистых минералов, рН почвы и окислительно-восстановительные условия. Высокое содержание органического вещества, как правило, увеличивает сорбцию кадмия, но в то же время, некоторые органические соединения могут образовывать с кадмием растворимые комплексы, повышая его мобильность. Кислая реакция среды (низкий рН) способствует повышению растворимости многих соединений кадмия, увеличивая его доступность для растений. Аналогично, восстановительные условия могут способствовать переходу кадмия в более растворимые формы. Минеральные компоненты в этих процессах перестают играть какую-либо роль (Черных Н.А., 1995; Овчаренко М.М., 2000; Ушаков Р.Н., 2007; Burinova, B.V., 2011; Пилипенко Н.Г., 2014; Дубровина О.А., 2023).

Необходимо отметить, что известкование эффективно снижает подвижность свинца в почве, образуя труднорастворимые соединения. Однако, для кадмия такой подход менее эффективен из-за его высокой подвижности и меньшей способности к образованию прочных комплексов с почвенными компонентами.

Цинк (Zn). Цинк – незаменимый микроэлемент для растений, играющий ключевую роль в различных ферментативных процессах, таких как синтез ауксинов (гормонов роста), хлорофилла и белков. Его недостаток приводит к снижению урожайности и ухудшению качества продукции. Проявление дефицита

цинка зависит от множества факторов, и не всегда коррелирует с общим содержанием этого элемента в почве.

Валовое содержание – это общее количество цинка, находящееся в почве во всех формах, как доступных, так и недоступных для растений. Актуальнее говорить о подвижной форме цинка, которая может усваиваться корневой системой.

Интересно отметить, что высокое содержание гумуса, хотя и может содержать значительное количество валового цинка, не гарантирует достаточное его поступление к растениям. Органические соединения цинка часто являются очень стабильными и медленно высвобождают ион Zn^{2+} . Высокие дозы фосфорных удобрений, как справедливо отмечено, усугубляют дефицит цинка. Это связано с конкуренцией за места связывания на поверхности почвенных частиц. Ионы фосфата и цинка имеют схожие заряды и размеры, поэтому они конкурируют за адсорбцию на поверхности глинистых минералов и органического вещества, что ограничивает доступность цинка для растений.

Аналогично, глубокая вспашка (припахивание подпочвы) может привести к резкому увеличению концентрации цинка в пахотном горизонте, но не обязательно к его увеличенной доступности. Наоборот, перемешивание может увеличить связывание цинка с органическими соединениями, уменьшая его растворимость. Различия в валовом содержании цинка в разных типах почв (тундровые 53–76 мг/кг, черноземы 24–90 мг/кг, дерново-подзолистые 20–67 мг/кг), подчеркивают влияние почвообразовательных процессов на его накопление. Однако, эти данные отражают лишь общее содержание, а не доступную для растений форму. В кислых почвах ($pH < 6$), как верно подмечено, цинк более подвижен из-за повышенной растворимости его соединений. При $pH > 6$, в щелочной среде, цинк образует нерастворимые соединения, например, карбонаты и фосфаты, что снижает его доступность для растений. Этот процесс хемосорбции, в отличие от катионного обмена в кислой среде, делает цинк практически недоступным. Попадание ионов Zn^{2+} в межпакетные пространства глинистых минералов, таких как монтмориллонит, приводит к их фиксации и

снижению подвижности. Это связано с высокой поверхностной активностью и способностью к ионному обмену глинистых минералов. В случае монтмориллонита, структура которого характеризуется расширяющимися межслойными пространствами, ионы цинка могут проникать внутрь и прочно там связываться (Пилипенко Н.Г., 2014; Дубровина О.А., 2023).

Подобное связывание наблюдается и с другими глинистыми минералами, хотя степень фиксации может варьироваться. Содержание глинистых минералов, следовательно, существенно влияет на подвижность цинка. Почвы с высоким содержанием глины могут обладать высоким валовым содержанием цинка, но при этом быть дефицитными по доступному цинку. Влияние органического вещества на подвижность цинка неоднозначно. С одной стороны, гумус может содержать значительные количества цинка, но, с другой стороны, он может связывать цинк в прочные комплексы, делая его недоступным для растений. Это зависит от типа органического вещества и его химического состава (Борисков Д.Е., 2000; Кошелева Н.Е., 2003; Пархоменко Н.А., 2004; Белоусова Ю.С., 2013).

Медь (Cu). Распространенность меди в почвах определяется геологическим субстратом. Повышенное содержание меди типично для средних и основных горных пород, богатых сульфидами меди. Эти сульфиды (например, халькопирит, борнит) при выветривании превращаются в более растворимые соединения, высвобождая ионы меди. Однако, в карбонатных почвах, из-за высокой щелочности, растворимость меди снижается, и ее доступность для растений уменьшается (Дубровина О.А., 2023).

Медь, подобно цинку, вступает в разнообразные химические реакции. Она может образовывать комплексные соединения с органическим веществом, с глинистыми минералами, и с другими ионами, что влияет на ее подвижность и доступность для растений. Например, образование хелатных комплексов с гуминовыми кислотами может повысить мобильность меди и сделать ее более доступной для растений. В то же время, образование нерастворимых соединений, таких как гидроксиды и карбонаты меди, снижает ее доступность. Потребность сельскохозяйственных, овощных и плодовых культур в меди и выраженные

симптомы недостатка данного металла представлены в таблице 3 (Минкина Т.М., 2008).

Таблица 3 – Потребность сельскохозяйственных культур
в меди и симптомы недостатка

Культура	Потребность	Симптомы недостатка
Общие симптомы		Потеря тургора листьев, хлороз. Тормозится рост, нарушается образование репродуктивных и запасющих органов, происходит закручивание листьев
Зерновые		
Общие симптомы		Рост заторможен, растения светло-зеленые, верхние листья сухие, скрученные. Колосья и метелки недоразвиты.
Масличные		
Лен	Средняя	Укороченные междоузлия, розеточность листьев, склонность к полеганию
подсолнечник	Высокая	Соцветие мелкое, искривленное, листья верхнего яруса бледные
Овощные		
Огурец	Средняя	Становится карликовым, ткани теряют тургор, растения вянут; Белеют кончики молодых листьев; Опадают завязи и цветки; Задерживается стеблевание; Слабо образуются семена
Морковь	Высокая	Верхние 3–5 листьев становятся мелкими, сине-зеленого цвета; Хлороз отсутствует; Цветки недоразвиты; Завязи осыпаются; Побеги слабые; Развитие корней слабое
Лук	Высокая	Угнетается рост и развитие; Плотность чешуй понижается; Цвет бледно-желтый
Плодовые		
Общие симптомы		На верхних листьях побегов – хлороз тканей между жилками. Образуется суховершинность, цветение и завязывание плодов прекращается, плоды мельчают, качество их ухудшается
Слива	Высокая	Молодые листья желтеют, ранний листопад, кора растрескивается, натёки камеди, слабое плодоношение
Яблоня	Высокая	Кончики побегов увядают, опадают верхние листья
Цитрусовые		
Общие симптомы	Высокая	Плодоношение отсутствует

Доступность цинка и меди для растений – это сложный процесс, определяемый множеством факторов, включая pH почвы, содержание глинистых минералов, количество и качество органического вещества, применение удобрений, и агротехнические приемы. Понимание этих факторов необходимо для разработки эффективных стратегий управления питанием растений и повышения урожайности (Торикова О.В., 1999; Черных Н.А., 2001; Сингизова Г.Ш., 2009).

Содержание меди в различных типах почв. Содержание меди в почвах России и стран СНГ колеблется в достаточно широких пределах – от 1 до 100 мг/кг и выше. Очень высоко содержание меди в почвах, образовавшихся на богатых медью породах и в районах концентрации медных месторождений. Значительное обогащение почв медью отмечается при частой обработке растений инсектофунгицидами с содержанием меди.

Содержание данного элемента в почве непосредственно связано с его содержанием в почвообразующих породах (таблица 4) (Дьяконова О.В., 2005).

Таблица 4 – Содержание подвижной формы меди в различных типах почв

Типы почвы	Содержание, мг/кг
Каштановая	2,0 +/- 0,13
Сероземная	3,35 +/- 0,29
Луговая	0,45 +/- 0,02
Желтоземная	0,53 +/- 0,04
Песчаная	0,65 +/- 0,04
Черноземы	0,4+/-0,3

Как видно из таблицы 4, содержание подвижной формы меди в луговых, желтоземных и песчаных типах почв находится в пределах от 4 до 6 раз меньше, чем в каштановых и сероземных почвах. Содержание в почвах коррелирует с количеством этого элемента в растительности, выращенной на этих почвах (Дьяконова О.В., 2005; Кравченко А.Л., 2016).

В заключение необходимо отметить, что проблема загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами является сложной и многогранной. Для адекватной оценки этой проблемы необходимо учитывать множество факторов, включая химические свойства самих металлов, свойства почвы, биологические процессы в экосистеме и антропогенное воздействие.

Для комплексного решения проблемы загрязнения почв тяжелыми металлами, необходимо учитывать специфику поведения каждого металла, а также использовать комбинированные методы рекультивации, включая известкование, применение органических удобрений, фиторемедиацию (использование растений для извлечения тяжелых металлов из почвы) и другие технологии.

Дальнейшие исследования в этой области необходимы для разработки более эффективных и экологически безопасных методов снижения риска загрязнения тяжелыми металлами.

1.2 Техногенная металлизация биосферы как острая экологическая проблема

Металлизация биосферы – это масштабное накопление в окружающей среде солей тяжелых металлов, таких как ртуть, свинец, кадмий, мышьяк, медь и другие. Это следствие интенсивной техногенной деятельности человека, значительно превосходящей по масштабам естественные процессы. Загрязнение тяжелыми металлами считается одним из наиболее опасных видов химического загрязнения из-за их высокой токсичности, способности к биоаккумуляции и персистенции в окружающей среде (Яшин И.М., Шишов Л.Л., Раскатов В.А., 2000).

В почве тяжелые металлы, особенно в верхних гумусовых горизонтах, активно взаимодействуют с органическим веществом и минеральными компонентами, образуя различные соединения. Процессы трансформации включают адсорбцию, десорбцию, комплексообразование, ионный обмен и

другие реакции. В результате образуются как более подвижные, так и менее подвижные формы тяжелых металлов, определяющие их биодоступность для растений и животных. Периоды полуудаления тяжелых металлов из почвы очень продолжительны и сильно зависят от физико-химических свойств почвы, климатических условий и типа металла. Период полуудаления или удаления половины от начальной концентрации составляет продолжительное время: для цинка – от 70 до 510 лет, для кадмия – от 13 до 110 лет, для меди – от 310 до 1500 лет и для свинца – от 740 до 5900 лет (Пивченко Д.В., 2019).

Тяжелые металлы обладают высокой способностью к многообразным химическим, физико-химическим и биологическим реакциям. Миграция соединений тяжелых металлов происходит в значительной степени в виде органо-минеральной составляющей. Часть органических соединений, с которыми связываются металлы, представлена продуктами микробиологической деятельности (Яшин И.М., Пузырев С.В., Мухин Е.В., 2004).

Хозяйственная деятельность человека, приобретая все более глобальный характер, оказывает весьма ощутимое влияние на процессы, происходящие в биосфере. До определенного уровня биосфера способна к саморегуляции, в результате чего смягчаются негативные последствия деятельности человека. Но существует предел, когда биосфера уже не в состоянии поддерживать равновесие. Начинаются необратимые процессы, приводящие к экологическим катастрофам (Hunt JR. E.R., 2005; Яшин И.М., 2015; Троц Н.М., 2021).

Выбросы предприятий цветной металлургии содержат до 10-20 химических элементов, вокруг них образуются локальные геохимические аномалии с сильным загрязнением почв. При техногенном загрязнении максимальное содержание элементов-загрязнителей отмечено в самом поверхностном почвенном слое (Hunt, JR.E.R., 2011; Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Лозановская И.Н., 2002; Ознобихина А.О., 2017).

По эффекту воздействия на почвы токсичные химические элементы дифференцируются на две группы: первая – биогеохимически активные и вторая – трофически активные. В первом случае химические элементы, содержащиеся в

техногенных продуктах, сорбируются гумусом, коллоидами и минералами почвы. Наблюдается некоторое изменение окислительно-восстановительных и кислотно-основных свойств почв.

Подобные изменения вызывают элементы с высокими Кларками: железо, марганец, кальций, магний, натрий, калий, алюминий, а также анионы сильных минеральных кислот. Во втором случае на почву и ее биоту влияют высокотоксичные химические элементы, концентрация которых пока еще очень незначительная в агроэкосистемах. Их экологическая опасность реализуется иначе: в биогеохимической миграции и включении в трофические (пищевые) цепи, попадая и аккумулируясь в кормах, продуктах животноводства и, наконец, в организмах людей. Некоторые из них выступают «двойниками» металлов в ферментах и клеточных структурах, нарушая обмен веществ, вызывая экологические заболевания – эндемии. Кроме традиционного подхода при оценке экологического состояния зон загрязнения агроландшафтов в настоящее время активно используются технологии на основе географических информационных систем (Яшин И.М., Рамазанов Н.Г., Савин И.Ю., 2000; Прохорова Н.В., 2005).

Для снижения негативного воздействия металлизации биосферы необходимы комплексные меры, включающие сокращение выбросов тяжелых металлов в окружающую среду, разработку и внедрение эффективных технологий очистки сточных вод и промышленных выбросов, разработку и применение новых экологически безопасных технологий, рекультивацию загрязненных земель, мониторинг состояния окружающей среды и проведение мер по реабилитации пострадавших экосистем.

Внедрение методов биоремедиации, основанных на использовании микроорганизмов и растений для детоксикации тяжелых металлов, также представляет собой перспективное направление. Особое внимание необходимо уделять разработке и применению законодательных актов, направленных на регулирование выбросов и сбросов тяжелых металлов. Только комплексный подход позволит эффективно противостоять этой глобальной экологической проблеме.

1.3 Медь как микроэлемент и тяжелый металл

Медь в растениях. Медь – незаменимый микроэлемент и потенциальный токсикант для растений. Её двойственная природа обусловлена тем, что в малых количествах она жизненно необходима, а в избытке становится ядом. Рассмотрим подробнее роль меди в растительном организме и механизмы её токсического действия. Медь как микроэлемент: незаменимая функция в растительной жизни, является кофактором множества ферментов, участвующих в ключевых метаболических процессах растений. Её участие в фотосинтезе связано с функционированием белков, участвующих в транспорте электронов в фотосистеме. Дефицит меди приводит к снижению эффективности фотосинтеза, что проявляется в уменьшении скорости роста и продуктивности растений. Более того, медь играет важную роль в дыхании растений, участвуя в работе цитохромоксидазы – ключевого фермента дыхательной цепи. Этот фермент обеспечивает конечное окисление электронов в процессе клеточного дыхания, обеспечивая энергией все жизненные процессы (Соколов О.А., 1999; Huang P.M., 2000; Diatta J.B., 2006; Титов А. Ф., 2014).

Дефицит меди снижает эффективность азотфиксации, что негативно сказывается на росте и развитии растений, которые образуют симбиоз с азотфиксирующими бактериями. Медь участвует в процессах транспорта и распределения углеводов в растении. Недостаток этого элемента может приводить к нарушению накопления резервных веществ и снижению урожайности.

Медь – незаменимый микроэлемент для растений, необходимый в небольших количествах для осуществления различных физиологических процессов, таких как фотосинтез, дыхание и синтез белков. Однако, как и в случае с другими микроэлементами, избыток меди может стать причиной серьёзного стресса и токсического воздействия на растительные организмы. По данным Н.А. Черных и др. (1999), содержание меди в здоровых растениях незагрязненных регионов колеблется в пределах от 1 до 10 мг/кг сухой массы, с диапазоном для

зерна злаковых культур 1,3–10,3 мг/кг. Превышение этих концентраций негативно сказывается на росте и развитии растений, что подтверждают многочисленные исследования. Токсичность меди обусловлена ее способностью к интенсивному накоплению в растительных тканях (Титов А. Ф., 2007; Самойленко Г. Ю., 2017).

Исходя из публикаций О.А. Соколова (1999), главный путь поступления тяжелых металлов, в частности меди, в растения – это адсорбция корнями. Поглощение этих химических элементов корнями растений включает следующие этапы: преодоление пектоцеллюлозной мембраны клеточной оболочки, затем прохождение через плазмалемму, цитоплазму и тонопласт (вакуолярная мембрана). Мембраны, обладая биокаталитической активностью, осуществляют перенос тяжелых металлов. Пассивная диффузия составляет только 2–3 % от всего количества усвоенных элементов (Шихова Л.Н., 2005; Shalini S., 2010; Белоусова Ю.С., 2013; Самойленко Г. Ю., 2018).

Поступление тяжелых металлов в растения обусловлено влиянием множества факторов, важнейшими из которых являются: свойства почв и динамика почвенных процессов, химические свойства металлов, состояние и трансформация их соединений, физиологические особенности растений (Huang P.M., 2000; Stocker T.F., 2013; Bondarevich E. A., 2018; Черных Н.А., 2000; Копылова Л.В., 2012; Титова В.И., 2012; Мосина Л.В., 2018; Зубкова Т.В., 2020).

Большинство функций меди в растениях связано с ее непосредственным участием в ферментативных окислительно-восстановительных реакциях. (Huang P.M., 2005; Борисков Д.Е., 2000; Кошелева Н.Е. 2003; Пархоменко Н.А., 2004; Дубровина О.А., 2022):

Недостаток меди. Потребность растений в меди невелика. С урожаем сельскохозяйственных культур ее выносятся от 10 до 300 г/га. Дефицит меди, как правило, возникает у растений на кислых песчаных и торфянистых почвах. Критический уровень недостатка меди наблюдается при содержании меди в вегетативных частях растений 1–5 мг/кг сухой массы. Типичные анатомические нарушения, возникающие вследствие дефицита меди, непосредственно связаны с нарушением лигнификации клеточных стенок. В наибольшей степени это

проявляется в склеренхиме клеток стеблей. Это явление может наблюдаться даже при незначительном снижении уровня меди и может быть использовано с целью диагностики (рисунок 1) ([URL:https://www.pesticidy.ru/active](https://www.pesticidy.ru/active)).



Рисунок 1 – Недостаток (дефицит) меди в растениях

При недостатке меди отмечается снижение активности медьсодержащих ферментов, участвующих в процессах дыхания и фотосинтеза. Как следствие, в растениях снижается уровень растворимых углеводов. При низком их содержании нарушается формирование пыльцы, что приводит к снижению фертильности, а у бобовых подавляется азотфиксация. Недостаток меди больше влияет на развитие семян, зерен, чем на рост вегетативной массы. Таким образом, для нормального образования и функционирования генеративных органов растениям требуется гораздо больше меди, чем для формирования вегетативных частей растения.

Вызванные недостатком меди нарушения процессов фотосинтеза и дыхания отражаются на энергетическом обмене растения, что провоцирует каскад вторичных физиологических эффектов (Huang P.M., 2011; Шихова Л.Н., 2005; Шаранова Е.В., 2006; Белоусова Ю.С., 2013; Дубровина О.А., 2023).

Растения испытывают недостаток меди, а почвы считаются бедными по содержанию данного элемента при содержании меди в почвах Нечерноземья менее 1,5–2,0 мг/кг почвы, а в Черноземье – менее 2,0–5,0 мг.

Избыток меди. При избытке меди наблюдается проявление симптомов отравления растений (фитотоксичность) (рисунок 2) ([URL:https://www.pesticidy.ru/active](https://www.pesticidy.ru/active)).



Рисунок 2 – Переизбыток меди в растениях

При переизбытке меди в растении развивается хлороз молодых листьев, при этом жилки остаются зелеными; хлороз нижних листьев сопровождается появлением коричневой пятнистости и опадением листьев (Motuzova G., 2012; Шихова Л.Н., 2005).

От избытка меди листья между жилками приобретают желтый цвет, затем буреют и отмирают. Корневая система развивается с образованием большого количества боковых корешков коричневого цвета, в результате чего тормозится рост растений.

Высокие концентрации меди действуют на растения токсично. Переизбыток этого элемента приводит к замедлению развития растения, появлению бурых пятен на нижних листьях и их отмиранию. Кроме того, он может провоцировать дефицит железа в растениях. Поэтому важно правильно дозировать медьсодержащие удобрения, учитывая естественное количество меди,

находящееся в плодородном слое почвы данного типа (Huang P.M., 2013; Елизарьева Е.Н., 2017).

Таким образом, как недостаток меди, так и избыток сопровождается нарушениями в развитии растений. Для растений большинства видов критический уровень меди составляет 10–20 мг/кг сухой массы растений. У некоторых растений, устойчивых к избытку меди видов, концентрация ее в листьях может превышать 1000 мг/кг сухой массы. Рост побегов и корней подавлен, однако образование боковых корней усиливается. Нарушается интеграция мембран, что приводит к утечке содержимого клеток, особенно у растений, чувствительных видов и экотипов. А также подавляются активность ферментов, фотосинтез и понижается концентрация в листьях хлорофилла (Кузнецов В.В., 2006; Иванова Е.М., 2010; Вардуни В.М., 2019; Мощенко Д.И., 2022; Дубровина О.А., 2023).

Более полное представление о доступности меди может дать использование биодоступных методов оценки, например, анализ роста растений в контролируемых условиях. Диапазон концентрации меди в растениях незагрязнённых областей может значительно изменяться в зависимости от типа почвы, климата и вида растения. Более высокие концентрации меди, особенно в органогенном горизонте почвы, могут оказывать негативное воздействие на рост и развитие сельскохозяйственных культур, снижая урожайность и качество продукции. Поэтому мониторинг содержания меди в почве и растениях крайне важен для предотвращения её токсического воздействия и поддержания оптимального уровня этого микроэлемента для обеспечения нормального роста и развития растений.

1.4 Региональные особенности накопления валовой и подвижной форм меди в почве

Почвенный покров Ульяновской области изучен достаточно подробно и отличается значительным разнообразием. Это обусловлено сложным взаимодействием геологических, рельефных и климатических факторов,

свойственных экотону – переходной зоне между лесом и степью, постоянно меняющей свои границы и характеризующейся значительным биоразнообразием и потенциалом почвенного покрова.

Такая динамичная среда способствует высокому биоразнообразию и, как следствие, формированию уникального потенциала почвенного плодородия и, соответственно, накопления различных элементов, в том числе и меди. Лесостепная зона Ульяновской области демонстрирует преобладание серых лесных почв на севере, постепенно переходящих к различным типам черноземов (выщелоченным, оподзоленным, обыкновенным, типичным и др.) по мере продвижения на юг. Степная часть региона характеризуется значительным распространением черноземов, формирующихся под влиянием специфического травянистого покрова и климатических условий.

В целом, почвенный покров области насчитывает не менее 25 типов почв, объединенных в 7 почвенных комплексов, что указывает на высокую степень пестроты почвенного рисунка. Эта мозаичность почвенного покрова ярко проявляется в четкой почвенной зональности, ориентированной с севера на юг (Куликова А.Х., 1997). По мере увеличения континентальности климата, то есть, повышения разницы между летними и зимними температурами и уменьшения количества осадков, происходит закономерное изменение типов почв. Наблюдается последовательная смена: серые лесные почвы сменяются выщелоченными и типичными черноземами, а затем, в южных районах, появляются солонцы и солончаки, свидетельствующие о высоком содержании солей в почвенном растворе. Эти засоленные почвы представляют собой особую проблему для сельского хозяйства, требуя применения специальных агротехнических приемов.

Для более детального анализа, территория Ульяновской области подразделяется на четыре агроклиматические зоны, каждая из которых характеризуется преобладанием определенных типов почв и, следовательно, специфическими условиями накопления меди. Для Западной агроклиматической зоны характерно преобладание темно-серых, серых и светло-серых лесных почв, а

также выщелоченных и типичных черноземов (Александрова А.Б., 2001; Антонова С.А., 2018; Васин Д.В., 2021):

- в Заволжской зоне почвы представлены в основном только черноземами типичными, выщелоченными и оподзоленными;
- южная агроклиматическая зона характеризуется преобладанием типичных, оподзоленных и выщелоченных черноземов, а также дерново-карбонатных и темно-серых лесных почв;
- в Центральной зоне почвы представлены в основном темно-серыми, серыми и светло-серыми лесными, выщелоченными, типичными, типичными карбонатными и типичными остаточно-луговатыми черноземами, а также встречаются участки дерново-карбонатных почв.

На аккумуляцию тяжелых металлов почвенным покровом оказывают влияние многочисленные факторы. К наиболее значимым относятся содержание гумуса, сорбционные характеристики, кислотность, состав материнских пород и буферная емкость почв. Буферные свойства почвы выполняют защитную функцию, минимизируя негативное воздействие на химический состав почвы при взаимодействии с тяжелыми металлами как природного, так и антропогенного происхождения. При оценке процессов почвообразования необходимо учитывать буферные свойства почв (Васин Д.В., 2021).

Между буферностью и содержанием гумуса выявлена прямая взаимосвязь: чем выше содержание гумуса, тем выше буферная емкость почвы. В Ульяновской области широко распространены черноземы, характеризующиеся мощным гумусовым горизонтом, что обеспечивает дополнительную защиту от аккумуляции тяжелых металлов (Антонова С.А., 2018).

Как было указано ранее, одним из главных природных источников попадания тяжелых металлов в почву являются почвообразующие породы. При этом накопление тяжелых металлов в них происходит по-разному. Тяжелые металлы природного происхождения, как правило, концентрируются в нижних слоях почвенного профиля, в то время как антропогенные – в верхних (Антонова Ю.А., 2007; Азаренко Ю.А., 2013; Авилова А.А., 2015).

В Ульяновской области содержание тяжелых металлов варьируется в зависимости от типа почвы. Наиболее высокое содержание этих элементов характерно для дерново-карбонатных и серых лесных почв. В отличие от них, аллювиальные дерново-насыщенные почвы, которые мало подвержены влиянию промышленности, содержат значительно меньшее количество тяжелых металлов. В почвенном покрове области черноземы характеризуются умеренным уровнем накопления тяжелых металлов, обусловленным их широким распространением. Растительность способна абсорбировать и концентрировать химические элементы, проявляя при этом избирательность и различную степень активности (Батманов А.В., 2017; Лопатина Д.Н., 2019).

Важно подчеркнуть, что взаимосвязь между элементами в почве и растениях прослеживается, но прямолинейное соответствие в накоплении тяжелых металлов в этих средах не является абсолютным правилом. Нельзя утверждать, что процесс аккумуляции вредных веществ в почве и растительности протекает зеркально (Болтунова А.Д., Смирнова С.В., Солтис В.В., 2017).

Важно учитывать не только общее количество тяжёлых металлов в почве, но и то, в каких формах они находятся, поскольку от этого зависит, насколько легко растения могут их поглощать. Разные типы почв по-разному устойчивы к загрязнению тяжёлыми металлами, и ключевую роль здесь играет содержание гумуса (Большаков В.А., 2002; Девятова Т.А., 2008).

Наиболее устойчивы к тяжёлым металлам чернозёмы и пойменные почвы, а наименее – серые лесные и дерново-подзолистые, что связано с низким содержанием гумуса. Среди чернозёмов выделяется чернозём типичный, отличающийся самым высоким содержанием гумуса (7–15 %) (Рустамова Е.В., Гилева Е.М., Матвеева А.А., 2010).

В Ульяновской области накопление тяжёлых металлов возрастает в ряду: чернозём обыкновенный – чернозём выщелоченный – чернозём типичный. Чернозёмы обыкновенные характеризуются минимальным накоплением всех изученных тяжёлых металлов, особенно Zn (31,5) и Ni (24,9). Чернозёмы выщелоченные занимают промежуточное положение по способности накапливать

тяжёлые металлы, но из-за низкого содержания гумуса даже относительно небольшие концентрации представляют потенциальную опасность, что требует постоянного контроля (Девятова Т.А., 2004; Водяницкий Ю.Н., 2013; Попова Л.Ф., 2016).

В чернозёмах типичных наблюдаются высокие концентрации загрязнителей, особенно Pb (16,9) и Cu (18,6), но благодаря высокому содержанию гумуса, негативное воздействие этих металлов снижается, и риски не так велики (Троц Н.М., 2018).

Для черноземов также характерна закономерность, что аккумуляция валовых форм тяжелых металлов не всегда совпадает с аккумуляцией подвижных. В частности, исключение характерно для черноземов типичных, так как они обладают максимальной гумусностью (Васин Д.В., 2021).

Средняя аккумуляция тяжелых металлов в некоторых подтипах черноземов представлена в таблице 5 (Куликова А.Х., 1997).

Таблица 5 – Средняя аккумуляция тяжелых металлов
в некоторых подтипах черноземов, мг/кг

Элемент	Черноземы выщелоченные	Черноземы обыкновенные	Черноземы типичные
Zn	35,3	31,5	38,9
Cu	16,1	14,6	18,6
Pb	13,7	12,0	16,9
Cd	1,0	0,8	1,3
Ni	27,1	24,9	30,7
Cr	19,0	18,1	21,1

В Ульяновской области, из-за разнообразия почв и антропогенного воздействия (сельское хозяйство, промышленность), соотношение между валовой и подвижной формой меди будет варьироваться в значительных пределах. Внесение удобрений, использование пестицидов, а также выбросы промышленных предприятий могут оказывать существенное влияние на

содержание и подвижность меди в почве. Для получения полной картины накопления меди в почвах Ульяновской области необходимы дополнительные исследования, включающие детальный почвенный анализ в разных агроклиматических зонах, анализ геохимического фона и воздействие антропогенных факторов. Только комплексный подход позволит создать точную карту распределения меди и оценить ее потенциальное влияние на экосистемы и сельское хозяйство региона. Более того, изучение форм меди (органические и неорганические соединения) позволит понять её биодоступность и потенциальную токсичность для живых организмов.

1.5 Экологические аспекты поведения меди в системе «почва–растение»

В земледелии актуально изучение взаимосвязей между содержанием тяжелых металлов в почве, продуктивностью растений и качеством продукции. Медь относится к группе приоритетных загрязнителей почв и является физиологически активным микроэлементом. Ей принадлежит важная роль в физиологических процессах, в ускорении развития, а также в повышении адаптивных способностей растений. Роль меди, как и других микроэлементов, возрастает при применении средств химизации, когда нарушается сбалансированность между макро- и микроэлементами. Количество подвижной меди в подзолистых почвах европейского Северо-Востока России невысоко – 0,5–3,9 мг/кг, в слабоокультуренных оно не превышает 0,7 мг/кг. Преобладающая часть пашни региона нуждается в применении медных удобрений. На почвах с низким содержанием меди важным остается и улучшение микроэлементного состава растительной продукции (Подсевалов М.И., 2017).

Поведение меди в системе почва-растение определяется ее содержанием в почве. В оптимальных концентрациях она обеспечивает нормальные условия жизнедеятельности растений, при ее избытке механизмы блокирования не выдерживают высоких концентраций, и медь интенсивно поступает в растения,

что приводит к ингибированию роста и развития, повреждению клеточных мембран, нарушению обмена веществ и, в конечном итоге, к гибели растений. Механизмы токсического действия меди разнообразны и включают в себя окислительный стресс, вызванный образованием активных форм кислорода, нарушение работы ферментов и повреждение ДНК. Токсичность меди усиливается в условиях повышенной кислотности почвы, а также при наличии в почве других тяжелых металлов, которые могут синергически усиливать негативное воздействие. В связи с таким разнонаправленным действием физиологически активных элементов проблема их нормирования особенно актуальна (Куликова А.Х., 2007).

На современном этапе важнейшая народнохозяйственная задача – охрана окружающей среды от загрязнения и получение качественных сельскохозяйственных продуктов, удовлетворяющих санитарно-гигиеническим показателям (Труфанова А.Ю., 2023). Накопленный опыт свидетельствует о том, что тяжелые металлы (ТМ) относятся к числу наиболее опасных для природной среды химических загрязняющих веществ. Это обусловлено как тенденциями развития современной промышленности, так и физиолого–биохимическими особенностями тяжелых металлов. (Vega F., 2015; Александрова Л.Н., 1980; Госс Д.Д., 2008; Павловская В.А., 1997; Убугунов Л.Л., 2011; Мощенко Д.И., 2022).

В связи с выше сказанным возникает необходимость в изучении поведения тяжелых металлов в почвенно-растительном покрове для нормализации неблагоприятных токсико-экологических ситуаций, вызываемых тяжелыми металлами (Verbruggen N., 2009; Прохорова Н.В., 2006).

Все химические элементы, поглощаемые растениями, можно разделить на жизненно необходимые, то есть непосредственно участвующие в различных биохимических реакциях и осуществляющие все жизненно важные функции организма, и на потенциально токсичные, необходимость присутствия которых в растительном организме не доказана (Susantoro Т.М., 2018; Александрова А.Б., 2001).

Растительные организмы чувствительны к составу окружающей среды и их

элементный состав активно реагирует на изменения ее состояния (Борисков Д.Е., 2000; Боме Н. А., 2011). Диапазон между минимальным количеством микроэлемента, необходимым для жизнедеятельности, и максимальным, не вызывающим негативных последствий, характеризует толерантность растительного организма к накоплению данного элемента (Di Paola A., 2018; Лунин С.В., 2005; Васенев И.И., 2019).

В заключение, можно сказать, что поведение меди в системе «почва–растение» – это сложный процесс, зависящий от множества факторов. Для обеспечения устойчивого сельского хозяйства и охраны окружающей среды необходим комплексный подход, включающий мониторинг содержания меди в почве и растениях, разработку оптимальных стратегий применения медных удобрений и применение агротехнических приемов, направленных на оптимизацию баланса меди в почве и улучшение ее качества. Только такой комплексный подход позволит обеспечить получение высококачественной и безопасной сельскохозяйственной продукции при сохранении экологического баланса, что является актуальной научной задачей для нашей области.

1.6 Приемы реабилитации почв, загрязненных медью

Реабилитация почв, загрязненных медью и другими тяжелыми металлами, представляет собой сложную экологическую задачу, требующую комплексного подхода. Актуальность разработки эффективных методов восстановления плодородия таких почв обусловлена возрастающим антропогенным воздействием на окружающую среду. Оценку степени деградации и токсичности почвы проводят с помощью различных методов, включая химический анализ на содержание тяжелых металлов (в данном случае меди), определение подвижных форм металлов (например, методом последовательного химического извлечения), а также биологические тесты, оценивающие влияние загрязненной почвы на рост и развитие растений-индикаторов. Полученные данные позволяют разработать наиболее подходящую стратегию реабилитации.

Основное мероприятие по защите почв и растений от загрязнения тяжелыми металлами – это предотвращение загрязнения, которое базируется на совершенствовании технологий производства, создании замкнутых технологических систем, а также на контроле за внесением в почву отходов промышленности в качестве удобрений и мелиорантов (Ларешин В.Г., 2008; Куликова А.Х., 2009; Бочарникова Е.А., 2011; Суюндуков Я.Т., 2017).

Реабилитация почв, загрязненных тяжелыми металлами, предусматривает следующие мероприятия (Немцев Н.С., 2003; Минеев В.Г., 2005; Середина В.П., 2015):

1. Выбор способа использования загрязненных земель, который предусматривает перепрофилирование отраслей сельскохозяйственного производства, смену угодий, подбор севооборотов.

2. Приемы фитосанации загрязненных почв. После выращивания биомасса культур подвергается утилизации и захоронению.

3. Перемещение и удаление загрязнителей из верхних наиболее плодородных горизонтов почвы в нижележащие, путем глубокой вспашки, при этом удаляя загрязненный верхний слой почвы за пределы корнеобитаемого горизонта.

4. Дезактивация тяжелых металлов, загрязняющих почву, путем их перевода в недоступное для растений состояние (Козаченко А.П., 2000; Лазарев А.П., 2014).

5. Внесение органических удобрений. При загрязнении почв тяжелыми металлами органические удобрения применяют в максимально возможных дозах с учетом потребности сельскохозяйственных культур в азоте, чтобы не происходило избыточного накопления нитратов в растительной продукции.

6. Применение фосфорных удобрений. Взаимодействие в почве тяжелых металлов с фосфат-ионами в большинстве случаев приводит к снижению их подвижности вследствие образования труднорастворимых соединений (Овчаренко М.М., 2000; Муха В.Д., 2004).

Разработка эффективных и экологически безопасных методов рекультивации загрязненных почв является крайне актуальной задачей. Один из

перспективных подходов – использование природных сорбентов. Среди них выделяются такие минералы, как вермикулит, монтморилонит и глауконит – слоистые алюмосиликаты с высокой сорбционной емкостью. Их структура содержит множество микропор и межслоевых пространств, способных адсорбировать ионы тяжелых металлов, переводя их в малорастворимые формы, тем самым снижая их биодоступность для растений (Большаков В.А., 2002; Васенев И.И., 2019).

Еще один перспективный, хотя и менее отработанный, метод – биоремедиация с использованием микроорганизмов. Некоторые бактерии и грибы обладают способностью сорбировать тяжелые металлы, превращая их в нетоксичные соединения или аккумулируя их внутри своих клеток. Этот процесс, называемый биосорбцией, основан на биохимических механизмах, таких как связывание металлов с белками клеточной поверхности или внутриклеточное осаждение. Однако, исследования в этой области пока находятся на начальной стадии, и эффективность биоремедиации значительно варьируется в зависимости от вида микроорганизма, типа металла и условий окружающей среды. Кроме того, культивирование и применение микроорганизмов могут быть сложными и дорогостоящими процессами. На данный момент, широкое применение микроорганизмов для мелиорации почв, загрязненных тяжелыми металлами, ограничено из-за недостаточной изученности механизмов биосорбции и отсутствия эффективных и экономически выгодных технологий (Черных Н.А., 1995; Квашнина Ю.А., 2007; Куликова А.Х., 2007; Васильев А.А., 2011; Водяницкий Ю.Н., 2012; Гаевая, Е.В., 2012).

Особый интерес в этом отношении представляют наноструктурированные высококремнистые породы, прежде всего, опалкристобалиты (диатомиты, опоки, трепелы), представленные преимущественно аморфным (активным) кремнеземом. Ресурсы опалкристобалитовых пород в стране огромны, в Ульяновской области они оцениваются более 80 млн.м³. Высококремнистые породы обладают рядом свойств, важных с агрономической точки зрения. Во-первых, вышеназванные породы – это природные сорбенты со специфическим характером пористости,

обладающие высокой адсорбционной и ионообменной емкостью (0,8–0,12 г·экв/кг), в связи с чем способные удерживать в пахотном слое при их внесении в почву влагу, элементы питания от выноса их за пределы корнеобитаемого слоя, в том числе и тяжелые металлы, что способствует снижению их поступления в растения (Вардуни В.М., 2019).

С точки зрения охраны окружающей среды природные сорбенты, каковыми являются высококремнистые породы, в том числе и диатомит, представляют из себя не только доступное и дешевое, но экологически чистое сырье и в этом качестве широко используются для очистки промышленных газов, питьевой воды, дезактивации почв от радиоактивного загрязнения нефтепродуктами и т.д. В том числе, при использовании в качестве удобрения позволяют получать экологически более безопасную продукцию (Бутырин М.В., 2017).

Как показали исследования, при внесении в почву диатомита практически не происходит изменение валового содержания тяжелых металлов, но значительно снижается их подвижность, тем самым уменьшается поступление их в растительную продукцию (Капранов В.Н., 2009; Куликова А.Х., 2013; Буянов М.И., 2019; Козлов А.В., 2019). Так, при внесении в почву диатомита в дозе 5 т/га содержание подвижной меди в пахотном слое уменьшилось на 16 %, кадмия на 18 %, свинца на 8 %. Соответственно, резко снизилось накопление тяжелых металлов в сельскохозяйственной продукции: содержание свинца в зерне яровой пшеницы уменьшилось с 0,3 до 0,14 мг/кг (53 %), кадмия – в 3 раза, меди на 49 %. Вышесказанное обусловило выбор диатомита как детоксиканта тяжелых металлов, в нашей работе – меди.

Таким образом, медь (Cu) – один из значимых, биологически активных микроэлементов, в зависимости от концентрации выступающая в двоякой роли. Физиологическая роль меди определяется ее вхождением в состав медьсодержащих белков и 19 ферментов (Соколов О.Н., Черников В.Н., 1999), в том числе является частью окислительных ферментов: полифенолоксидазы, аскорбиноксидазы, дегидрогеназы. Большая часть меди сосредоточена в хлоропластах и тесно связана с процессами фотосинтеза; она участвует в синтезе

таких сложных органических соединений, как антоциан, железопорфирины и хлорофилл. Под действием элемента повышается устойчивость растений к неблагоприятным условиям внешней среды: высоким и низким температурам, засухам, поражению грибковыми и бактериальными заболеваниями. При повышенных концентрациях медь является опасным фитотоксикантом, вызывает медьиндуцированный хлороз и поражение корневой системы (Ваймер А.А., 2006).

По негативному действию на растение медь занимает одно из первых мест среди наиболее токсичных тяжелых металлов. Например, фитотоксичная концентрация меди в травах, приводящая к снижению урожайности на 50 %, составляет более 20 мг/кг сухой массы, тогда как для свинца $\geq 6,0$, кадмия – ≥ 100 , цинка – ≥ 400 мг/кг (Черных Н.А., 2001; Водяницкий Ю.Н., 2013).

Перед началом реабилитационных работ необходимо провести тщательный анализ состояния почвы и оценить эффективность различных методов. Мониторинг состояния почвы после проведения реабилитационных мероприятий необходим для оценки их эффективности и корректировки стратегии в случае необходимости. Важно помнить, что полное удаление тяжелых металлов из почвы часто бывает невозможным, поэтому главная цель реабилитации – снизить их биодоступность и предотвратить дальнейшее загрязнение.

В связи с этой проблема получения экологически безопасной продукции сельского хозяйства на загрязненных тяжелыми металлами почвах, в том числе медью, является достаточно острой. В качестве детоксиканта их возможно использование высококремнистых пород, которые способствуют переводу подвижных соединений тяжелых металлов в труднодоступные (Волкова И.В., 2016).

Глава 2 Условия, объекты и методы исследования

2.1 Эколого-географическая характеристика территории Ульяновской области

Ульяновская область находится на востоке Восточно–Европейской равнины. По своей площади (37,18 тыс. км²) она занимает 37-е место среди 49 областей Российской Федерации. Область делится на холмистое Предволжье (3/4 территории), расположенное на Приволжской возвышенности и равнинное Заволжье (1/4 территории), разделенная Куйбышевским водохранилищем (URL:https://ru.wikipedia.org/wiki/Ульяновская_область).

Климатообразующие факторы. Климат является важнейшей характеристикой природных условий. Он формируется под влиянием ряда климатообразующих факторов, главными из которых являются солнечная радиация, атмосферная циркуляция и характер подстилающей поверхности. Климат на территории области умеренно континентальный, с холодной зимой и жарким летом. Особенностью климата в данном регионе является короткая сухая весна. Осень, как правило, теплая; снежный покров устанавливается в середине ноября. Самый холодный месяц – январь. Зима снежная, длится с середины ноября до середины марта.

Температурный режим. Средняя температура января от –14 °С до – 12,5 °С, июля – от +18 °С до +20 °С. Летняя погода устанавливается в середине мая.

Осадки. Среднегодовое количество осадков находится в пределах от 350 мм на юге области до 500 мм на северо–западе. В регионе нередки засухи – по обеспечению атмосферными осадками Ульяновская область относится к зоне с недостаточным увлажнением; недостаток влаги в отдельные годы является очень значительным. Многолетняя сумма осадков в области составляет 440 мм (Тойгильдина И. А., 2008; Антонова С.А., 2018).

Гидротермический коэффициент в среднем за вегетационный период яровой пшеницы по годам исследований составил: 2018 г. – температура воздуха

была выше среднегодовых значений, с признаками сильной засухи (ГТК – 0,49); 2019 г. – показатели влагообеспеченности близки к средним (ГТК – 0,83); 2020 г. – температура воздуха была выше среднегодовых значений при значительном увеличении влагообеспеченности (ГТК – 1,04).

Почвенный покров Ульяновской области имеет две особенности. Первая связана с географическим положением: так как Ульяновская область находится в лесостепной зоне, поэтому основной фон составляют лесные (серые лесные, подзолистые) и степные (чернозёмы оподзоленные и выщелоченные) почвы. Вторая особенность связана с геологическим строением, рельефом и гидрографией, что предопределяет формирование особых типов почв (таблица 6) (Куликова А.Х., 1997).

Таблица 6 – Основные типы почв на территории Ульяновской области

Названия почв и комплексов почв	Общая площадь	
	Тыс. га	%
1	2	3
Дерново–карбонатные	134,5	3,7
Светло–серые лесные	376,4	10,1
Серые лесные	666,7	17,9
Темно–серые лесные	474,2	12,8
Чернозёмы оподзоленные	154,0	4,2
Чернозёмы выщелоченные	717,5	19,3
Чернозёмы выщелоченные остаточно-луговые	78,3	2,1
Чернозёмы типичные	197,7	5,4
Чернозёмы типичные карбонатные	185,3	4,9
Чернозёмы типичные остаточно–карбонатные	72,1	2,0
Чернозёмы типичные солонцеватые	8,9	0,2
Чернозёмы типичные остаточно–луговатые	107,4	2,8
Лугово–чернозёмные	11,2	0,3
Лугово–чернозёмные солонцеватые	0,4	–
Чернозёмно-луговые	3,0	0,1
Луговые	10,6	0,2
Лугово–болотные	34,6	0,9
Солоди луговые	1,7	–
Солонцы чернозёмные	1,5	–
Солонцы лугово–чернозёмные	0,9	–
Аллювиальные дерновые насыщенные	107,1	2,9

Продолжение таблицы 6

Названия почв и комплексов почв	Общая площадь	
	Тыс. га	%
1	2	3
Аллювиальные дерновые насыщенные карбонатные	11,9	0,3
Аллювиальные лугово–болотные	2,8	0,1
Смытые и намывные почвы оврагов, балок и прилегающих склонов	93,9	2,5
Боровые пески	32,0	0,9
Комплексы		
Чернозёмы выщелоченные Солонцы чернозёмные	11,2	0,3
Чернозёмы типичные Солонцы чернозёмные	1,1	–
Чернозёмы типичные карбонатные Солонцы чернозёмные	1,0	–
Чернозёмы типичные остаточно–луговые Солоди луговые	2,1	0,1
Чернозёмы типичные остаточно–луговые Солонцы лугово–чернозёмные	2,0	0,1
Луговые Солоди луговые	2,3	0,1
Под водой	214,0	5,8
Всего	3720,0	100

Почвенный покров сельскохозяйственных угодий Ульяновской области объединяет в себе 15 типов и подтипов почв, принципиально различающихся условиями почвообразования. Общую характеристику почвенного покрова сельхозугодий можно дать по упрощенной схеме, выделив (по максимальным площадям) 3 типа – черноземные, серые лесные и дерново–карбонатные (Куликова А.Х., 1997).

Удельный вес наиболее распространенных на территории области типов почв сельскохозяйственных угодий составляет (Куликова А.Х., 1997):

1. Черноземные почвы – 64,2 %;
2. Серые лесные почвы – 22,8 %;
3. Дерново-карбонатные почвы – 5,4 %.

Черноземы, составляющие основу пахотных земель, распространены по

всей области, среди них преобладают выщелоченные и типичные подтипы. Вторым наиболее распространенным типом на территории области являются серые лесные почвы. Местами наибольшего распространения этих почв являются западный и юго–западный районы области. Почти 62 % этих почв представлены темно–серыми лесными почвами, которые по свойствам и плодородию ближе к черноземам. Дерново–карбонатные почвы занимают незначительную площадь в правобережной части области. Наиболее крупные их площади встречаются в южных районах. Эти почвы богаты гумусом, хорошо насыщены основаниями, имеют щелочную реакцию почвенной среды, но сильно щебенчатые и характеризуются неустойчивым водным режимом. Почвенный покров сельскохозяйственных угодий Ульяновской области представлен в таблице 7 (Куликова А.Х., 1997).

Таблица 7 – Почвенный покров сельскохозяйственных угодий
Ульяновской области

Типы и подтипы почвы	Площадь	
	тыс. га	%
Дерново–карбонатные	112,1	5,4
Светло–серые лесные	47,8	2,3
Серые лесные	135,0	6,5
Темно–серые лесные	290,7	14,0
Черноземы оподзоленные	130,8	6,3
Черноземы выщелоченные	623,0	29,9
Черноземы выщелоченные остаточно–луговые	68,5	3,3
Черноземы типичные	176,5	8,5
Черноземы типичные карбонатные	166,1	8,0
Черноземы типичные остаточно–карбонатные	64,4	3,1
Черноземы типичные солонцеватые	8,3	0,4
Черноземы типичные остаточно–луговые	95,5	4,6
Лугово–черноземные	6,2	0,3
Черноземно–луговые	2,1	0,1
Луговые	2,2	0,1
Аллювиальные дерновые насыщенные	54,0	2,6
Аллювиальные дерновые насыщенные карбонатные	6,2	0,3
Прочие	93,0	4,3
Итого:	2082,4	100

2.2 Объекты исследования

Объектами исследований явились: *чернозем типичный среднесуглинистый*. Опытные участки представлены черноземом типичным среднемощным среднесуглинистым слабогумусированным со средним содержанием гумуса 4,7 %, фосфора – 196 мг/кг почвы, обменного калия – 206 мг/кг, реакцией почвенного раствора – (6,5 ед. pH_{KCl}), марганца – 14,5 мг/кг, цинка – 0,46 мг/кг, меди – 4,6 мг/кг (Куликова А.Х., 1997).

А также черноземы типичные и выщелочные разного гранулометрического состава, темно-серые лесные почвы и аллювиально–дерновокарбонатные почвы, которые охватывают основные типы и подтипы почв области, так как локальный мониторинг за валовым содержанием меди и ее подвижных форм проводили в 2016 году на стационарных участках, заложенных в 12 районах области (рисунок 3) (Васин Д.В., 2021).



Рисунок 3 – Карта-схема административно-территориального деления Ульяновской области

Агроэкологический мониторинг в Ульяновской области был развернут в 1994 году. Основой его создания послужило Постановление Главы администрации области «О мониторинге земель Ульяновской области» от 17.08.1992 года и проведение его было поручено Ульяновской государственной станции агрохимической службы (в настоящее время ФГУ САС «Ульяновская»). В соответствии с этим постановлением на территории области были заложены 18 реперных участков (рисунок 4) (Тигин В.П., 2006).



Рисунок 4 – Карта расположения реперных участков в Ульяновской области

Реперные участки, таким образом, заложены практически в каждом административном районе и отражают преобладающий тип почвы. На реперных участках ведется то же сельскохозяйственное производство, что на других полях, с учетом требований севооборотов. Они закреплены на местности, их

географические координаты зарегистрированы в паспорте реперного участка и приводится полное описание профиля почвенного разреза.

Перечень участков исследуемых при экологическом мониторинге почв на территории Ульяновской области представлен в таблице 8 (Тигин В.П., 2006).

Таблица 8 – Перечень участков исследуемых
при экологическом мониторинге почв на территории Ульяновской области

Почва	Район, землепользователь	№№ ПУ
Темно-серая лесная слабосмытая среднесуглинистая	Кузоватовский, СПК «Заря»	1
Темно-серая лесная слабощебенчатая легкоглинистая	Базарносызганский, СПК «Родина»	2
Чернозем выщелоченный малогумусный среднемощный среднесуглинистый	Барышский, СПК «Родина»	3
Чернозем оподзоленный малогумусный среднемощный легкосуглинистый	Мелекесский, СПК «Муловский»	4
Чернозем выщелоченный малогумусный среднемощный среднесуглинистый	Старомайнский, ГП «Восход»	5
Чернозем типичный малогумусный среднемощный легкосуглинистый	Старокулаткинский, СПК «Красная Заря»	6
Чернозем типичный слабогумусированный мощный среднесуглинистый	Чердаклинский, КФХ «Чердаклинский»	7
Темно-серая лесная среднесуглинистая	Николаевский, СПП «Поникское»	8
Чернозем выщелоченный малогумусный среднемощный среднесуглинистый	Новомалыклинский, СПК «Родина»	9
Серая лесная сильнощебенчатая легкосуглинистая	Сенгилеевский, ООО «Новосельское»	10
Серая лесная тяжелосуглинистая	Инзенский, ООО «Весна»	11
Чернозем типичный среднегумусный среднемощный глинистый	Цильнинский, СПК «Заря»	12
Чернозем выщелоченный среднегумусный среднемощный слабощебенчатый тяжелосуглинистый	Майнский, ООО «Майнское»	13
Чернозем выщелоченный малогумусный среднемощный среднесуглинистый	Ульяновский, ООО «Стройпластмасс-Агропродукт»	14
Чернозем типичный карбонатный среднегумусный среднемощный легкоглинистый	Вешкаймский, СПК «Россия»	15
Чернозем типичный среднегумусный среднемощный легкоглинистый	Карсунский, СПК «Красное поле»	16
Чернозем типичный слабогумусированный среднемощный супесчаный	Сурский, ООО АПК «Весенний сюжет»	17
Аллювиальная дерново-карбонатная слабогумусная среднемощная легкоглинистая	г. Ульяновск, ОГУСП «Совхоз Карлинский»	18

Контроль состояния почв, включающий локальный мониторинг земель на реперных участках, позволяет выявить изменение совокупности показателей почвы, оценить опасность и интенсивность антропогенной нагрузки, предупредить и устранить негативные процессы, происходящие в природной среде (Александрова А.Б., 2001; Минкина Т.М., 2008; Яшин И.М., 2015).

Диатомит, высококремнистая порода, состоящая главным образом из мельчайших кремниевых скелетных частей древних диатомовых водорослей. Пористость диатомитов очень велика и достигают 90–92 % (в среднем 80 %), размер пор достигает от 1 до сотен *нм*. Диатомиты содержат 70–98 % кремнезёма, обладают большой пористостью, малым объёмным весом, хорошими адсорбционными свойствами. Химический состав диатомита Инзенского месторождения: H_2O – 3,14 %, SiO_2 – 82,53 %, TiO_2 – 0,29 %, Al_2O_3 – 7,88 %, Fe_2O_3 – 2,41 %, FeO – 0,12 %, MnO – 0,01 %, CaO – 0,28 %, MgO – 0,76 %, Na_2O – 0,02 %, K_2O – 1,06 %, P_2O_5 – 0,05 %.

Диатомиты являются природным наноструктурированным материалом, который в силу характера пористости и присутствия подвижного кремния способствуют переводу тяжелых металлов в малодоступную форму и удерживанию их от поступления в растения.

Яровая пшеница сорт Маргарита селекции ФГБНУ Ульяновский НИИСХ. Выбор яровой пшеницы в качестве экспериментальной культуры обусловлен ее высокой требовательностью к условиям прорастания и выраженной чувствительностью к ним, в том числе загрязнению тяжелыми металлами.

Предметом исследования являлась *медь в виде сернокислой соли CuSO_4* . Выбор меди в качестве токсиканта обусловлен двояким ее поведением в системе «почва–растение»: как необходимого микроэлемента в питании растений и высокой токсичностью при повышенных концентрациях.

Сульфат меди ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, медный купорос), хорошо растворим в воде, в сельском хозяйстве разбавленный раствор медного купороса используется для опрыскивания растений и протравливания семян для защиты от грибковых заболеваний.

Изучение влияния разных концентраций меди на состояние «почва–растение», в том числе внесения диатомита в почву, проводили в лабораторном, лабораторно–вегетационном и полевом опытах в научно–испытательной лаборатории «Ульяновская ГСХА» и на опытном поле кафедры почвоведения, агрохимии и агроэкологии Ульяновского ГАУ.

2.3 Схемы лабораторных и полевых экспериментов

Опыт 1. *Агроэкологическая оценка меди на энергию прорастания и всхожесть семян яровой пшеницы.*

Лабораторный опыт, где изучали влияние разных концентраций меди на прорастание семян яровой пшеницы проращиванием на растворах с различными концентрациями сернокислой меди. Схема опыта состояла из следующих вариантов:

1. Контроль (дистиллированная вода)
2. Раствор CuSO_4 с содержанием меди 0,5 ПДК
3. Раствор CuSO_4 с содержанием меди 1 ПДК
4. Раствор CuSO_4 с содержанием меди 2 ПДК
5. Раствор CuSO_4 с содержанием меди 4 ПДК
6. Раствор CuSO_4 с содержанием меди 10 ПДК

Семена по 50 штук проращивали в термостате на фильтровальной бумаге, которые помещали в чашки Петри. Температуру поддерживали на уровне 18–20 °С, периодически фильтровальную бумагу увлажняли. Повторность опыта 4–х кратная.

Опыт 2. *Влияние меди на рост и развитие растений яровой пшеницы.*

В лабораторных условиях в модельных экспериментах изучали влияние разных концентраций меди и диатомита как детоксиканта на рост и развитие, формирование биомассы яровой пшеницы при выращивании ее в сосудах емкостью 1 кг.

Схема опыта предусматривала внесение сульфата меди в почву в виде порошка в концентрациях 2 ПДК, 4 ПДК, 10 ПДК и диатомита в дозе из расчета 5 т/га, как в чистом виде, так и совместно с CuSO_4 :

- 1 вариант – контроль
- 2 вариант – 2 ПДК меди (Cu)
- 3 вариант – 4 ПДК меди (Cu)
- 4 вариант – 10 ПДК меди (Cu)
- 5 вариант – диатомит, из расчета 5 т/га
- 6 вариант – 2 ПДК меди (Cu) + диатомит
- 7 вариант – 4 ПДК меди (Cu) + диатомит
- 8 вариант – 10 ПДК меди (Cu) + диатомит

Почва для выращивания яровой пшеницы – чернозем типичный среднесуглинистый слабогумусированный, взятый с опытного участка, где в дальнейшем проводились полевые опыты. Характеристика ее приведена ниже, повторность опыта 4-х кратная, размещение сосудов рендомизированное. Влажность почвы в сосудах поддерживали на уровне 60 % от наименьшей влагоемкости. Концентрация меди в контроле – 0,19 мг/кг.

Опыт 3. Биотестирование диатомита в качестве детоксиканта меди в полевых условиях.

Лабораторные исследования были продолжены на опытном поле Ульяновского ГАУ в микрополевых опытах по той же схеме:

- 1 вариант – контроль
- 2 вариант – 2 ПДК Cu
- 3 вариант – 4 ПДК Cu
- 4 вариант – 10 ПДК Cu
- 5 вариант – диатомит, из расчета 5 т/га
- 6 вариант – 2 ПДК Cu + диатомит
- 7 вариант – 4 ПДК Cu + диатомит
- 8 вариант – 10 ПДК Cu + диатомит

Доза внесения диатомита принята по результатам исследований кафедры почвоведения, агрохимии и агроэкологии, исходя из расчета 5 т/га (Куликова А.Х., 2009). Характеристика почвы опыта приведена ниже. Площадь одной учетной делянки 1 м², повторность четырехкратная (согласно рекомендациям

Доспехова Б.Н., 2011).

Доза внесения диатомита на площадь одной делянки составила 500 гр. Все работы по внесению сульфата меди и диатомита проводили вручную. Уборку урожая осуществляли со всей делянки вручную. Снопам обмолачивали на пучково–сноповой молотилке МСС–1. Урожайность пересчитывали на 100 % чистоту и 14 % влажность (ГОСТ 27548–97).

2.4 Методы исследований

Исследования проводили с 2013 по 2025 годы на базе кафедры почвоведения, агрохимии и агроэкологии ФГБОУ ВО «Ульяновский государственный аграрный университет имени П.А. Столыпина» и ФГБУ «Станция агрохимической службы «Ульяновская».

Локальный мониторинг за валовым содержанием меди и ее подвижных форм проводили в 2016 году на стационарных участках, заложенных в 12 районах области и охватывающих основные типы и подтипы почв области (черноземы типичные и выщелочные разного гранулометрического состава, темно-серые лесные почвы и аллювиально–дерновокарбонатные почва).

Ниже приводится характеристика почвы, где проводились полевые опыты.

Опытное поле, где проводились исследования, расположено на территории Ульяновского ГАУ им. П.А. Столыпина.

Основными почвообразующими породами являются древнеаллювиальные отложения в виде разнообразных суглинистых осадков. Землепользование по рельефу характеризуется слабоволнистой равниной с высотой над уровнем моря 45–50 м. Линейные блюдцеобразные понижения являются характерной чертой агроландшафта. Расчлененность оврагами, балками слабая. Тем не менее, разнообразие рельефа местности требует регулирования снеготаяния, водозадержания, соответствующего направления обработки почвы, защиты почв от водной эрозии (Антонова С.А., 2018).

В почвенно–климатическом отношении опытное поле Ульяновского ГАУ

относится к лесостепной зоне.

Почва опытного участка – чернозём типичный среднесуглинистый. Морфологическое строение чернозёма типичного выражается следующими горизонтами (Антонова С.А., 2018):

$$A_{\text{пах}} - A_1 - AB - B - BC - C$$

$A_{\text{пах}}$ 0–28 см. Темно–серый, комковатый, среднесуглинистый, рыхлый от зяблевой вспашки, густо пронизан корнями растений, переход резкий по линии вспашки, вскипает с поверхности.

A_1 28–72 см. Темно–серый, зернисто-комковатый, среднесуглинистый, уплотнен, переход постепенный.

AB 72–91 см. Желтовато–грязно–серый, ореховатый, влажный, среднесуглинистый, уплотнен, корни, переход заметный.

B 91–125 см. Серовато–желто–бурый, ореховато–комковатый, с потеками гумуса, слабо увлажненный, среднесуглинистый, уплотнен, слабые корни, бурно вскипает.

BC 125–161 см. Буровато–желтый, непрочно–крупно–комковатый, легкосуглинистый, гумусовые языки и потеки, бурно вскипает.

$C > 161$ см. Светло–желтый однородный, бесструктурный, слабо увлажнен, легкосуглинистый, уплотнен, бурно вскипает.

Агрохимические показатели пахотного слоя почвы: содержание гумуса на опытном поле 4,7 %, обеспеченность подвижным фосфором высокая (196 мг/кг), калием очень высокая (206 мг/кг), реакция почвенного раствора нейтральная (pH_{KCl} 6,3–6,7) (Антонова С.А., 2018).

Физическая спелость почвы наступает к 21 апреля (в среднем по годам). Грунтовые воды располагаются на глубине 12–15 метров, водоносный слой – на глубине 35–55 метров, поэтому формирование урожайности сельскохозяйственных культур не подвержено их влиянию (Антонова С.А., 2018).

В целом агрохимические свойства чернозёма типичного учебно-опытного

хозяйства Ульяновского ГАУ им. П.А. Столыпина позволяют получать высокий валовой сбор районированных зерновых культур. Однако в отдельные годы возможно снижение продуктивности вследствие неблагоприятных метеорологических явлений. Наблюдения за температурой воздуха и количеством осадков за годы исследований проводились по данным метеостанции «Ульяновск–Восточный».

Организацию полевых опытов, отбор и лабораторные исследования почвенных и растительных образцов, проведение сопутствующих наблюдений выполняли согласно методическим требованиям и соответствующим ГОСТ–ам, в том числе:

- площадь листовой поверхности определялась по параметрам листа на 10-и растениях с делянки на четырех повторностях по фазам развития растений; (ГОСТ 12038-84);

- густоту стояния посевов определяли в фазу трех листьев (ГОСТ 12038-84);

- общая микробиологическая активность почвы определялась по интенсивности разложения целлюлозы (методом льняных полотен) (ГОСТ 12038-84);

- содержание сухого вещества определялось отбором пробы сырой наземной и подземной массы. Из каждого образца отбирали навески по 50 г в четырехкратной повторности и высушивались в сушильном шкафу при температуре 105 °С до постоянной массы. Содержание сухого вещества определялось по формуле:

$$X = (A \times 100) / B,$$

где А – масса навески после высушивания, г; В – масса навески до высушивания, г (ГОСТ 12038-84);

- в растительных образцах определяли: содержание общего азота – по Кьельдалю (ГОСТ 13496.4-93), содержание общего фосфора – фотометрическим методом (ГОСТ 26657–97), содержание общего калия – методом пламенной

фотометрии (ГОСТ 30504-97), содержание тяжелых металлов атомно-абсорбционным методом (ГОСТ 30692–2000);

– чистая продуктивность фотосинтеза вычислялась по формуле Кидда, Веста и Бриггса:

$$\text{ЧПФ} = (B_2 - B_1) / ((L_1 + L_2) \times 0,5 \times n),$$

где ЧПФ – чистая продуктивность фотосинтеза; B_1 и B_2 – сухая биомасса пробы урожая в начале и конце учетного периода, г; $(L_1 + L_2) \times 0,5$ – средняя работавшая площадь листьев за этот промежуток времени, м^2 ; n – число дней.

– учет фактической урожайности культур проводили с площади всей делянки в пересчете на 100 % чистоту и 14 % влажность (ГОСТ 27548–97).

Содержание меди в образцах почвы и растениях определялся атомно-абсорбционным методом на спектрофотометре (ААС) «Спектр–5» в соответствии с ГОСТ 30178–96. Извлечение подвижных форм меди из почвы проведено по методу Я.В. Пейве и Г.Г. Ринькиса (1963, 1965) в 1 н раствора HCl и ацетатно–аммонийным буферным раствором с pH 4,8 по методу Крупского–Александровой.

Химические анализы проб выполнены в испытательной лаборатории «Ульяновский ГСХА» (№ РОСС.RU.0001.513.748) и аккредитованной лаборатории ФГБНУ «САС «Ульяновская» (№ RA.RU.510251).

Фенологические наблюдения и биометрические учеты проводили в соответствии с типовыми методиками, принятыми в биологии. При анализе биохимического состава яровой пшеницы определяли общее сухое вещество – методом высушивания до постоянной массы (ГОСТ 28561–90).

Глава 3 Экологическая оценка содержания меди в почвах Ульяновской области

В настоящее время антропогенное влияние на окружающую среду приобрело характер геологической силы, трансформирующей ее и преобразующей ландшафты в негативную сторону. В связи с этим необходим разумный компромисс между человеческой деятельностью и охраной природы, в основе которого лежит мониторинг ее состояния. Последнее предполагает нормирование качественного состояния компонентов окружающей среды, в том числе почвенного покрова по соответствующим показателям (Красницкий В.М., 2002; Минкина Т.М., 2008).

Среди контролируемых показателей состояния почв, используемых в экологическом почвенном мониторинге, различаются две группы: общее количество компонентов, с которыми связано отрицательное влияние загрязняющих веществ на живые организмы и педохимические (косвенные) – показатели самой почвы, изменения которых вызвано поступлением загрязняющего вещества (гумусное состояние, кислотнo–основные и окислительно–восстановительные характеристики, обменные и сорбционные свойства, состояние почвенной биоты (Александрова А.Б., 2001; Судакова И.К., 2006; Мотузова Г.В., 2007).

Обязательному контролю подлежат и показатели подвижности загрязняющих веществ, так как они характеризуют способность их переходить в сопредельные среды, в том числе поступать в сельскохозяйственную продукцию.

Однако несмотря на то, что сама проблема экологического нормирования токсикантов в окружающей среде, в том числе и почве, актуальна и обсуждается учеными не одно десятилетие, далека от своего решения, тем более с учетом свойств самих почв. При этом крайне необходимо определение подвижности токсикантов, прежде всего, тяжелых металлов в пахотном слое почв. Они составляют запас химических элементов, способных переходить из твердых фаз в почвенные растворы и поглощаться растениями, являются активными компонентами питания и загрязнения сельскохозяйственной продукции.

В настоящее время разработаны ПДК и ОДК для более токсичных химических элементов (Pb, Cu, Zn, Cd, Ni, Cr, Mn) как для кислотных почвенных вытяжек, так и для более «мягкой» ацетатно–аммонийной вытяжки с $pH=4,8$ (Важенин И.Г., 1983; Александрова А.Б., 2001; Дьяченко В.В. и др., 2008; Жуков Ю.П., 2013) и которые введены в действие с 1 апреля 2006 года. По данному документу ПДК для меди при извлечении ацетатно–аммонийным буферным раствором с $pH=4,8$ составляет 3,0 мг/кг почвы. Постановлением от 18 мая 2009 года № 32 установлены ориентировочные допустимые концентрации (ОДК) валового содержания химических веществ в почве. В соответствии с данным Постановлением с учетом свойств почв ОДК для меди составляет:

- а) песчаные и супесчаные – 33 мг/кг;
- б) кислые (суглинистые и глинистые) – 66 мг/кг;
- в) близкие к нейтральным, нейтральные (суглинистые и глинистые) – 132 мг/кг.

Указано, что при контроле состояния почв преимущество следует отдавать ПДК. В связи с разными подходами к определению содержания тяжелых металлов в почве, особенно их подвижных форм, важен выбор метода, в наибольшей степени характеризующий возможность поступления тяжелых металлов в растительную продукцию. С этой точки зрения мы считаем, что в большей степени этому соответствуют более жесткие методы определения металлов в кислотной вытяжке, так как при этом в раствор переходят все потенциальные запасы элементов, которые могут переходить в доступное состояние. Данным методом Агрохимическая служба страны определяет подвижные формы металлов, в том числе меди, как микроэлементов, тогда как при оценке подвижности их как тяжелых металлов содержание тяжелых металлов определяется в вытяжке ацетатно–аммонийного буфера с $pH=4,8$. Мы определяли содержание подвижных форм меди в почве опытного участка тем и другим методом.

Характеристика почв Ульяновской области по содержанию тяжелых металлов, в том числе меди, отражена в работах В.П. Тигина (2006), Д.В. Васина (2006) и Н.М. Аванесян (2014). В них отмечается, что валовое содержание тяжелых металлов в почвах области в целом не превышает ПДК, за исключением отдельных

локальных участков. Н.М. Аванесян отмечает высокий уровень загрязнения почвенного покрова Правобережья г. Ульяновска, где превышение ПДК валовых форм свинца составляет в 1,1–10,4 раз, меди в 1,2–11,9 раз и цинка в 1,02–2,8 раз. Максимальное загрязнение подвижной медью до 20,7–38,8 ПДК наблюдалось на участках, прилегающих к крупным промышленным предприятиям (ОАО «Контактор», ОАО «Утес», ОАО «Волжские моторы», ОАО «Гидроаппарат», УЗТС (Ульяновский завод тяжелых станков, ЖБИ–1), в том числе, что особенно тревожно, к садовому товариществу им. Карамзина. Последнее обуславливает безусловную необходимость продолжения исследований в данном направлении и поиск средств детоксикации ТМ, особенно меди, которая характеризуется неоднозначным поведением в системе «почва–растение».

В таблицах 9 и 10 представлено содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвах стационарных участков Ульяновской области в 2004 и 2014 гг., определенные в вытяжке ацетатно-аммонийного буфера с pH=4.8.

Таблица 9 – Содержание подвижных форм тяжелых металлов
в почвах Ульяновской области в 2004 и 2014 гг (черноземы), мг/кг

Подтип почвы	№ участка	Гранулометрический состав	Кадмий		Свинец		Никель		Цинк		Медь	
			2004 г	2014 г	2004 г	2014 г	2004 г	2014 г	2004 г	2014 г	2004 г	2014 г
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Оподзоленный	4	легкосуглинистый	0,03	0,010	1,1	1,1	2,2	0,37	6,1	2,6	0,8	0,31
	3	среднесуглинистый	0,04	0,013	0,9	0,9	2,3	0,56	7,7	1,9	1,1	0,25
Выщелоченный	5	среднесуглинистый	-	0,010	-	1,7	-	0,54	-	2,3	-	0,22
	9	среднесуглинистый	0,04	0,014	1,4	2,3	2,1	0,65	9,5	2,5	1,56	0,15
	13	среднесуглинистый	0,03	0,014	1,5	2,1	1,3	0,35	9,3	2,5	0,5	0,16
	14	среднесуглинистый	0,05	0,015	1,4	1,3	2,5	0,30	10,3	3,5	0,5	0,21
lim			0,03-0,05	0,010-0,015	0,9-1,5	0,9-2,3	1,3-2,5	0,30-0,65	6,1-10,3	1,9-3,5	0,5-1,56	0,15-0,31

Продолжение таблицы 9

Подтип почвы	№ участка	Гранулометрический состав	Кадмий		Свинец		Никель		Цинк		Медь	
			2004 г	2014 г	2004 г	2014 г	2004 г	2014 г	2004 г	2014 г	2004 г	2014 г
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
M±m			0,04 ±0,01	0,01 ±0,003	1,2 ±0,3	1,6 ±0,7	1,9 ±0,6	0,475 ±0,18	8,2 ±2,1	2,7 ±0,8	1,03 ±0,53	0,23 ±0,08
V,%			25	20	25	44	32	37	26	30	51	35
Типичный	17	супесчаный	0,03	0,01	0,8	1,4	2,3	0,30	7,7	2,5	0,8	0,22
	6	легкосуглинистый	0,04	0,02	1,2	3,2	1,8	0,87	9,7	3,2	1,0	0,42
	7	среднесуглинистый	0,03	-	1,6	-	1,4	-	10,1	-	0,9	-
	15	легкосуглинистый	0,04	0,03	0,9	0,9	2,6	0,99	10,1	3,2	0,6	0,56
	16	легкосуглинистый	0,05	0,02	0,7	1,9	2,6	0,67	6,8	2,3	0,6	0,41
	12	глинистый	0,04	0,017	1,6	2,6	3,1	0,61	8,2	0,61	0,5	0,22
lim			0,03- 0,05	0,01- 0,03	0,7- 1,6	0,9- 3,2	1,4- 3,1	0,30- 0,99	6,8- 10,1	0,61- 3,2	0,5- 1,0	0,22- 0,56
M±m			0,04 ±0,01	0,02 ±0,01	1,15 ±0,5	2,05 ±1,2	2,25 ±0,9	0,645 ±0,4	8,5 ±1,7	1,91 ±1,3	0,75 ±0,25	0,39 ±0,17
V,%			25	50	39	56	38	53	20	68	33	44

Здесь и далее: данные с 2004 про 2014 год – результаты исследований ФГБУ «САС «Ульяновская»

Таблица 10 – Содержание подвижных форм тяжелых металлов
в почвах Ульяновской области в 2004 и 2014 гг (серые лесные), мг/кг

Подтип почвы	№ участка	Гранулометрический состав	Кадмий		Свинец		Никель		Цинк		Медь	
			2004 г	2014 г	2004 г	2014 г	2004 г	2014 г	2004 г	2014 г	2004 г	2014 г
Серые лесные	10	легко-суглинистый	0,05	0,079	1,1	1,5	2,5	3,36	6,8	5,4	1,1	0,13
	11	тяжело-суглинистый	0,03	0,016	0,8	1,4	2,2	0,43	7,3	2,9	0,4	0,26
Темно-серые лесные	1	легко-суглинистый	0,05	0,011	2,5	2,7	1,3	0,49	3,5	2,0	0,7	0,26
	2	средне-суглинистый	0,06	0,014	1,5	1,7	2,1	0,36	7,3	2,6	1,0	0,26
	8	средне-суглинистый	0,06	0,016	1,3	2,7	1,6	0,6	10,3	2,2	1,0	0,22
lim			0,03-0,06	0,011-0,079	0,8-2,5	1,4-2,7	1,3-2,5	0,36-3,36	3,5-10,3	2,0-5,4	0,4-1,1	0,13-0,26
M±m			0,05±0,02	0,045±0,03	1,65±0,9	2,05±0,7	1,9±0,6	1,86±1,5	6,9±3,4	3,7±1,7	0,75±0,35	0,195±0,07
V, %			33	76	52	32	32	81	49	46	47	33
ПДК			-		6,0		4,0		23,0		3,0	
ОДК			0,5		-		-		-		-	

Анализ данных таблиц показывает, что в целом наблюдается общая тенденция снижения содержания тяжелых металлов в почвах области, что, по – видимому, обусловлено выносом соответствующих элементов

сельскохозяйственными культурами за 10 лет и отсутствием источников (кроме локальных) загрязнения на ее территории. Так, ежегодный вынос культурами составлял: кадмия от 0,02 до 0,46 г/кг, свинца 0,40 – 4,63 г/кг, никеля 0,30 – 6,76 г/кг, цинка 2,32 – 65,08 г/кг, меди 1,34 – 14,49 г/кг (таблица 11).

Таблица 11 – Вынос тяжелых металлов сельскохозяйственными культурами на реперных участках в среднем за 2005–2014 гг, г/кг

№ пу	Cd	Pb	Ni	Zn	Cu	Σ тяжелых металлов	средний за год
1	0,12	2,19	1,83	14,50	3,75	22,38	2,24
2	0,04	0,49	0,68	5,75	2,24	9,19	0,92
3	0,33	2,89	2,46	30,83	5,22	41,74	4,17
4	0,03	0,40	0,62	2,32	1,34	4,71	0,47
5	0,25	2,67	3,98	19,50	7,42	33,82	3,38
6	0,11	1,34	1,12	7,47	3,63	13,67	1,37
7	0,12	2,73	1,49	27,18	12,70	44,22	4,42
8	0,07	0,53	0,74	7,12	3,98	12,45	1,25
9	0,15	1,44	2,07	17,07	8,71	29,45	2,95
10	0,05	1,27	0,72	10,33	2,48	14,85	1,49
11	0,02	0,59	0,30	3,11	0,86	4,87	0,49
12	0,13	1,86	1,77	10,94	12,31	27,00	2,70
13	0,47	3,52	6,76	65,08	13,39	89,22	8,92
14	0,26	2,60	3,14	17,61	9,07	32,68	3,27
15	0,23	1,98	3,00	13,83	8,02	27,06	2,71
16	0,16	1,60	2,25	17,69	5,36	27,07	2,71
17	0,46	4,63	6,10	36,57	14,48	62,25	6,23
18	0,10	0,42	0,85	4,21	1,81	7,39	0,74

В отсутствие источников загрязнения тяжелые металлы могут поступать в почву с удобрениями, особенно органическими. Применение последних в области практически прекратилось, а минеральных – не превышает 24 кг д.в./га, на реперных участках – 14 кг д.в./га. Расчеты показали, что дождевые и снеговые воды не являются значимым источником поступления тяжелых металлов в почву.

Следовательно, определяющим фактором изменения содержания тяжелых металлов в почвах области явился вынос их сельскохозяйственными культурами, а также отсутствие источников загрязнения на ее территории. Сказанное не касается

свинца, содержание которого в почвах отдельных реперных участков или остается на том же уровне, или увеличилось от 1,4 до 2,7 раз. Последнее, безусловно, обусловлено резким увеличением автомобильного транспорта, являющегося одним из основных источников поступления свинца (причем повсеместным) в окружающую среду в отсутствие соответствующих промышленных предприятий.

В настоящее время концентрация подвижного свинца в пахотном слое почв не превышает предельно – допустимых концентраций. Тем не менее, не исключается необходимость мониторинга сельскохозяйственной продукции по его содержанию. Это касается и кадмия: общая концентрация его в почвах области приближается к ОДК данного элемента (0,5 мг/кг) и в отдельных районах превышает ее. Так, за период 2004 – 2014 годы на территории области выявлено 5,1 тыс. га пашни, загрязненных кадмием (общее содержание). В том числе в Карсунском районе – 200 га, Майнском – 1600 га, Мелекесском – 2300 га, Старокулаткинском – 200 га. Повышенное содержание кадмия в почвах области обусловлено геохимическими особенностями территорий. При этом фактор почвообразующей породы занимает первое место, т.к. именно из нее почвы наследуют свой минералогический состав, а, следовательно, и естественное содержание большинства тяжелых металлов (Черкасов Е.А., 2016).

Аккумуляция кадмия различными типами почв области имеет свои характерные особенности. Тяжелые металлы, имеющие техногенное происхождение, аккумулируются в первую очередь в дерново – карбонатных и серых лесных почвах, наименьшая их концентрация отмечена в аллювиальных дерново – насыщенных почвах, которые испытывают незначительную техногенную нагрузку. Черноземы по аккумуляции тяжелых металлов занимают средние позиции, так как они достаточно равномерно распределены по территории области, в разных частях которой они испытывают различную техногенную нагрузку (Аванесян Н.М., 2014). Таким образом, основные подтипы почв в порядке убывания концентраций тяжелых металлов образуют следующий ряд: дерново – карбонатные, серые лесные, черноземы, аллювиальные дерновые насыщенные (таблица 12) (Черкасов Е.А., 2016).

Таблица 12 – Характеристика пахотного слоя почв Ульяновской области

Район землепользования	Почва и гранулометрический состав	Гумус, %	pH _{KCl} , единиц	Сумма поглощенных оснований, мг. экв/100 ед	Частицы ≤ 0,01 мм, %	Медь, мг/кг	
						валовое содержание	подвижные формы
Барышский	Чернозем выщелоченный среднесуглинистый	5,0	5,6	32,0	39	16,4	4,4
Старомайнский	Чернозем выщелоченный среднесуглинистый	5,2	6,8	51,2	33	25,9	4,5
Новомалыклинский	Чернозем выщелоченный тяжелосуглинистый	4,0	5,5	30,4	50	15,2	4,9
Майнский	Чернозем выщелоченный тяжелосуглинистый	7,8	6,7	81,6	54	16,9	3,8
Сурский	Чернозем типичный тяжелосуглинистый	6,2	5,3	71,2	48	10,6	3,1
Старокулаткинский	Чернозем типичный тяжелосуглинистый	4,0	7,3	43,6	43	14,7	3,4
Вешкаймский	Чернозем типичный легкоглинистый	5,6	6,8	52,0	63	15,8	4,4
Карсунский	Чернозем типичный легкоглинистый	6,8	7,1	68,8	58	16,3	4,3
Цильнинский	Чернозем типичный среднеглинистый	7,2	5,2	55,3	66	16,9	4,8
Кузоватовский	Темно–серая лесная среднесуглинистая	5,2	4,8	38,4	49	13,8	4,0
Николаевский	Темно–серая лесная легкоглинистая	6,3	5,4	42,4	62	17,1	5,3
Ульяновский	Аллювиально– дерново–карбонатная легкоглинистая	7,0	5,4	42,4	61	16,4	4,9

Кроме того, содержание тяжелых металлов в почвах, как правило, определяется гранулометрическим и минералогическим составом, органическим веществом, окислительно – восстановительными условиями (в том числе кислотностью) и т.д. Однако в наших почвах четкой зависимости количества их в подвижной форме от гранулометрического состава не наблюдается. Последнее может быть связано с недостаточным объемом выборки (например, реперный участок с супесчаным гранулометрическим составом всего один – № 17), а также

минералогическим составом, который не определялся.

Подвижные формы меди определены в вытяжке 1 н раствора HCl, которое извлекает максимальное количество потенциальных запасов металлов, доступных растениям. Приведенные в таблице 12 данные свидетельствуют, что в целом по административным районам области содержание валовых форм меди по сравнению с кларками мира (20,0 мг/кг) и Европейской части России (33,1 мг/кг) относительно низкое и составляет 16,4 мг/кг почвы. По всем районам области в этом отношении достаточно благополучная картина и только в Старомайском районе валовое содержание элемента превышает кларк мира, но ниже средних значений Европейской части России. Аналогичные данные приводятся в работе Д.В. Васина (2006).

Медь находится в почве в нескольких формах: водорастворимой; обменной; поглощенной органическими и минеральными коллоидами; труднорастворимой; в составе медьсодержащих минералов и металлоорганических соединений (Пейве Я.В., 1980). Высокое содержание органического вещества и карбонатов, щелочная среда почвенного раствора, а также наличие значительного количества глинистых минералов способствует концентрации меди в почвах. В естественных условиях сложное сочетание данных факторов определяет то или иное содержание элементов в почве. Тем не менее, соответствующие закономерности достаточно четко прослеживаются в приведенной таблице 10.

Так, в черноземе выщелоченном тяжелосуглинистом Майнского района с содержанием гумуса 7,8 % и обменной кислотностью pH_{KCl} 6,7 единиц валовое содержание меди составляет 16,9 мг/кг, тогда как в черноземе типичном тяжелосуглинистом с меньшим содержанием гумуса и с более кислой реакцией почвенного раствора (pH_{KCl} 5,3 единиц) среднее количество меди в пахотном слое не превышает 10,6 мг/кг. Аналогичные закономерности наблюдаются и при сравнении показателей черноземов типичных легкоглинистого гранулометрического состава Вешкаймского и Карсунского районов.

В целом содержание валовых форм меди в пахотных почвах Ульяновской области не превышает ПДК и колеблется в пределах 10,6–25,9 мг/кг, составляя в

среднем 16,4 мг/кг. Однако, как указывалось выше, по результатам исследований Д.В. Васиной (2006) и Н.М. Аванесян (2014) сильно загрязнены медью почвы г. Ульяновска и прилегающих к нему территорий, что обусловлено наличием крупных техногенных источников загрязнения.

Содержание потенциально доступной формы меди в почвах области, определяемое в 1 н HCl, в среднем колеблется от 3,1 мг/кг до 5,3 мг/кг и практически во всех районах города превышает ПДК (3,0 мг/кг почвы).

Таким образом, анализ динамики подвижных форм тяжелых металлов, определяемых в вытяжке ацетатно–аммонийного буфера с pH=4,8 (таблица 9), в том числе и меди, в почвах Ульяновской области, позволил установить, что они характеризуются, за исключением кадмия, низким их содержанием и практически не увеличиваются во времени (кроме свинца). Однако извлечение подвижных форм меди 1 н раствором соляной кислоты по Пейве показало повсеместное превышение ее содержания в почвах области ПДК. В связи с этим мы считаем, что целесообразно проводить оценку экологической опасности содержания меди в почвах извлечением ее 1 н раствором HCl по Пейве.

Последнее предполагает безусловную необходимость мониторинга растениеводческой продукции на содержание данного элемента, особенно, в случае локальных загрязнений. Тем более это касается продукции садоводческих товариществ, прилегающих к г. Ульяновск, где концентрация меди в почвах по данным Н.М. Аванесян (2014) значительно превышает предельно допустимые концентрации данного элемента в почвенной среде.

Поскольку это касается не только локальных загрязнений, но возможно достаточно больших территорий, необходимо разрабатывать меры, способствующие снижению поступления тяжелых металлов в растения сельского хозяйства и получению экологически безопасной продукции.

Результаты проведенных исследований опубликованы в научных работах (Цаповская О.Н., 2014; Куликова А.Х., Черкасов Е.А., Цаповская О.Н., 2016; Черкасов Е.А., Саматов Б.К., Цаповская О.Н., 2016; Цаповская О.Н., Виноградов Д.В., 2025).

Глава 4 Агроэкологическая оценка эффективности использования диатомита для снижения экотоксичности меди на развитие растений яровой пшеницы

4.1 Оценка экотоксичности меди на энергию прорастания и всхожесть семян яровой пшеницы

Жизнь растений начинается с перехода семян из состояния покоя в активное (набухание и прорастание). Для начала прорастания необходимы вода, тепло и кислород воздуха. Вода необходима для набухания зерна и деятельности ферментов, под воздействием которых сложные химические соединения (крахмал, жиры, белки) превращаются в простые, растворимые соединения, которые перемещаются в зародыш.

Д.Н. Прянишников (1934) установил, что находящийся в эндосперме белок расщепляется с образованием аминокислот и небольших количеств аспарагина и глутамина. Азотистые вещества, вступая в реакции с продуктами расщепления углеводов, служат для синтеза новых белков в растительном организме.

Всхожесть – процент нормально проросших семян за определенный срок в оптимальных условиях температуры, влажности и освещения.

Одновременно со всхожестью определяется и энергия прорастания семян, показывающая дружность появления нормальных проростков за более короткий срок, установленный для культуры. Для мягкой пшеницы она составляет 3 дня, твердой – 4 дня при температуре 20 °С, всхожесть рекомендовано определять через 7–8 дней.

В лабораторных опытах энергию прорастания и всхожесть семян яровой пшеницы определяли через 4 и 7 суток соответственно в растильных чашках Петри в термостате при температуре 18–20 °С.

Проращивание проводили на фильтровальной бумаге, которую периодически увлажняли (рисунок 5). В первом варианте семена увлажняли водопроводной водой, в 2–4 – раствором сернокислой меди с содержанием меди 0,5, 1, 2, 4 и 10 ПДК.



Рисунок 5 – Проращивание семян яровой пшеницы «Маргарита»

Результаты опыта приведены в таблице 13.

Таблица 13 – Энергия прорастания и всхожесть семян яровой пшеницы сорта «Маргарита» в зависимости от внесения разных концентраций меди

№	Вариант	Энергия прорастания, %	Всхожесть, %	Длина, см	
				ростков	корешков
1	Контроль	80	91	2,5	5
2	0,5 ПДК меди	71	82	2,2	5
3	1 ПДК меди	64	76	1,8	5
4	2 ПДК меди	52	68	1,5	5
5	4 ПДК меди	22	54	1,5	3
6	10 ПДК меди	0	5	0	0,5

Данные таблицы свидетельствуют, что избыток меди в растворе подавляет развитие растений в самом раннем возрасте – в фазе прорастания: энергия прорастания снижается на 35 % (относительных) при концентрации металла на уровне 2 ПДК и 73 % – 4 ПДК. При загрязнении медью 10 ПДК всходы 5 % семян появлялись только на 8–е сутки.

Энергия прорастания во всех вариантах с Си была статистически значимо ниже, чем в Контроле ($p < 0,05$ для 0,5 ПДК, $p < 0,001$ для остальных значений ПДК).

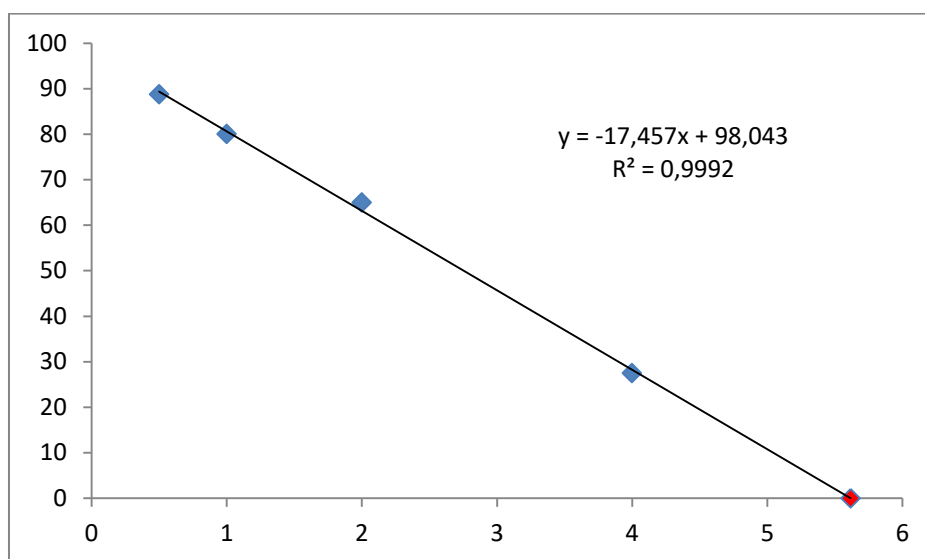


Рисунок 6 – Влияние меди на энергию прорастания семян яровой пшеницы

В диапазоне концентраций от 0,5 до 4 ПДК угнетающее действие Си на энергию прорастания адекватно описывается линейным уравнением (рисунок 6). Коэффициент детерминации $R^2 = 0,998$, статистическая значимость регрессии $p < 0,001$. Всхожесть во всех вариантах с Си была статистически значимо ниже, чем в Контроле ($p < 0,05$ для 0,5 ПДК, $p < 0,001$ для остальных значений ПДК).

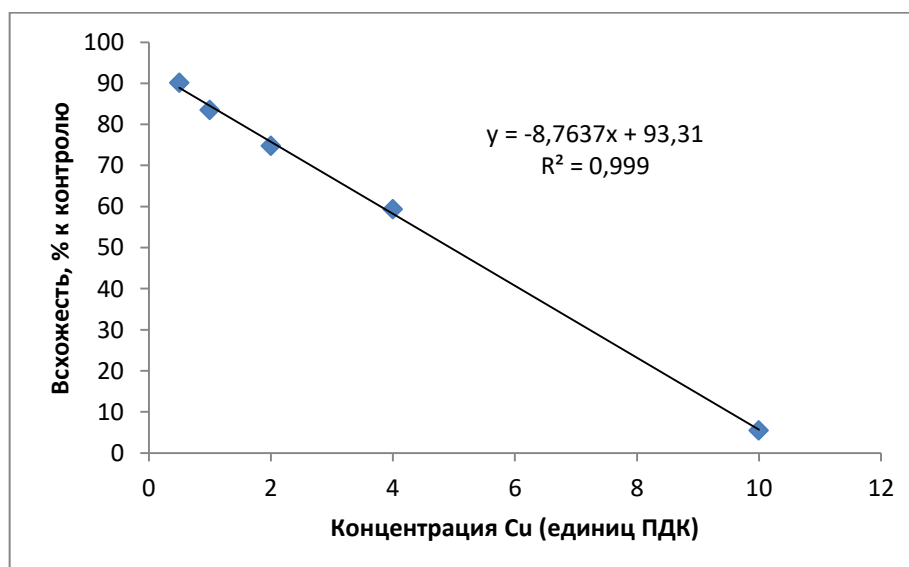


Рисунок 7 – Влияние меди на всхожесть семян яровой пшеницы

Угнетающее действие Cu на всхожесть адекватно описывается линейным уравнением (рисунок 7). Коэффициент детерминации $R^2 = 0,999$, статистическая значимость регрессии $p < 0,001$.

Соответственно развивалась и корневая система – длина корешков в последнем варианте не превышала 0,5 см (рисунок 8).



Контроль



0,5 ПДК Cu



1 ПДК Cu



2 ПДК Cu



4 ПДК Cu



10 ПДК Cu

Рисунок 8 – Энергия прорастания и всхожесть семян яровой пшеницы

Таким образом, избыток меди нарушает нормальный ход биохимических процессов в прорастающих семенах. Результаты проведенных исследований опубликованы в научных работах (Цаповская О.Н., 2014).

4.2 Оценка влияния меди на рост и развитие растений яровой пшеницы

В лабораторных условиях яровая пшеница выращивалась в сосудах емкостью 1 кг с использованием почвы (чернозем типичный среднесуглинистый) пахотного слоя (0–20 см), взятой с опытного поля Ульяновского ГАУ, где в вегетационный период 2018 года были продолжены опыты с искусственным загрязнением медью по той же схеме.

Медь в виде хорошо растворимой соли (CuSO_4) в количестве 2, 4, 10 ПДК и диатомит из расчета 5 т/га вносили в почву и хорошо перемешивали. После внесения ингредиентов почву инкубировали в течение 7 дней (рисунок 9).



Рисунок 9 – Влияние меди и диатомита на рост и развитие растений яровой пшеницы «Маргарита» в период проведения опыта

Посев на глубину 5 см проводился вручную. Температура в помещении поддерживалась на уровне 20–22 °С, относительную влажность – 60–70 %, влажность почвы – 60 % от наименьшей влагоемкости. Повторность каждого варианта четырехкратная

Фенологические наблюдения с биометрическим учетом проводили в соответствии с типовыми методиками. В опыте изучали влияние разных концентраций меди и диатомита в качестве детоксиканта на рост и развитие яровой пшеницы. Определялись: лабораторная всхожесть семян, биологическая активность почвы, длина корневой системы и высота растений, масса наземной сухой массы и корневой системы к концу периода выращивания. Результаты их приведены в таблице 14.

Таблица 14 – Влияние меди и диатомита
на всхожесть и развитие растений яровой пшеницы

№	Вариант	Всхо- жесть, %	Высота растений, см			Длина корневой системы, см	Масса, г/сосуд, 27.05	
			27.04	10.05	24.05		надзем ная	корней
1	Контроль	80	21,2	27,0	31,0	5,0	4,6	0,2
2	2 ПДК Cu	78	23,1	27,8	33,2	6,3	5,6	0,3
3	4 ПДК Cu	78	23,1	28,1	33,3	5,7	6,2	0,3
4	10 ПДК Cu	78	23,0	27,3	30,5	4,0	3,9	0,2
5	Диатомит	80	23,1	28,8	34,8	6,6	7,1	0,4
6	2 ПДК Cu+ диатомит	85	21,8	25,3	34,8	5,3	6,1	0,3
7	4 ПДК Cu+ диатомит	82	20,0	24,5	33,2	4,7	6,1	0,3
8	10 ПДК Cu + диатомит	80	19,9	24,6	30,7	4,3	5,0	0,2

Анализ таблицы 14 показывает, что в отличие от проращивания семян яровой пшеницы увлажнением в медьсодержащих растворах, лабораторная всхожесть семян по вариантам опыта отличается незначительно, кроме варианта с

внесением меди на уровне 10 ПДК. При загрязнении данной почвы медью до 4 ПДК снижение всхожести семян не происходило.

Последнее, вероятно, обусловлено двумя факторами: достаточно высокой буферностью чернозема типичного и переходом части меди в малодоступное состояние, а также средней обеспеченностью меди самой почвы (т.е. относительно нуждающейся во внесении медьсодержащих соединений для нормального развития растений).

Так, исследования Д.В. Ульрих и С.Е. Денисова (2009) показали, что фиксация меди в почве (черноземе типичном) при загрязнении происходит за счет комплексного образования с веществами гуминовой природы, имеющихся в почвах. При этом насыщение почвы Cu происходит через 84 часа.

Аналогичные результаты приводит Т.М. Минкина (2008), где показано, что медь аккумулируется преимущественно во фракциях органического вещества и гидроксидов Fe и Mn .

Деминим В.В. (1994) установлено, что активных центров с высоким сродством к Cu^{2+} в почвенно-поглощающемся комплексе для почв в целом уменьшается в ряду: чернозем > дерново-палево-подзолистая > краснозем. Автор считает, что в области низких равновесных концентраций поглощение Cu^{2+} обусловлено образованием устойчивых поверхностных соединений с электронодонорными атомами кислорода и азота, принадлежащими алюмогидроксильному слою глинистых минералов и функциональным группам гуминовых кислот. Отмечается, что Cu^{2+} энергично взаимодействует с органическим веществом.

В связи с этим внесение в почвенную среду дополнительного количества меди (в данном случае до 4 ПДК) оказывало стимулирующее действие на развитие растений. Так, при этом высота растений во все сроки измерения при внесении меди в почву как в чистом виде, так и совместно с диатомитом на 7–12 % превышала контрольный вариант.

Особо следует остановиться на действии диатомита, применяемого в опытах в качестве детоксиканта, на развитие растений яровой пшеницы. По

варианту с внесением в почву диатомита наблюдали лучшие показатели развития растений как по высоте растений и длине корневой системы, так и по надземной массе и массе корней.

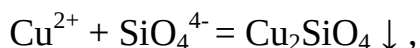
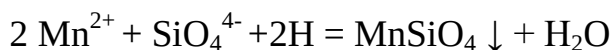
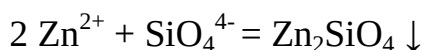
Так, на самом раннем этапе развития яровой пшеницы при внесении диатомита в почву лабораторная всхожесть растений относительно контрольного варианта, даже при загрязнении медью до 10 ПДК оставалась на уровне контроля.

Высота растений к концу эксперимента на варианте с диатомитом увеличилась на 3,8 см, длина корневой системы на 1,6 см, соответственно надземная масса превышала контрольное растение на 2,5 г/сосуд (54 %), а корней – на 0,13 г/сосуд (57 %).

Последнее подтверждает благоприятное многостороннее влияние диатомита на состояние почвенного тела и формирование сельскохозяйственной продукции, установленное рядом авторов (Матыченков В.В., 2002; Козлов А.В., Куликова А.Х., Яшин Е.А., 2015) в силу его уникальных физико–химических характеристик, так и высокого содержания кремния в аморфной (доступной) форме.

Применение диатомита в качестве детоксиканта позволило значительно нивелировать негативное влияние меди на развитие растений при загрязнении почвы в количестве до 10 ПДК и сохранить продуктивность яровой пшеницы на уровне контрольного варианта.

При этом монокремниевая кислота может образовывать с тяжелыми металлами (в том числе и медью) труднорастворимые силикаты (Матыченков В.В., Бочарникова Е.А., Аммосова Я.М., 2002).



Что способствует уменьшению их подвижности. В опытах Е.В. Даниловой (2007) в среднем за 2003–2005 годы содержание подвижной меди в черноземе выщелочном среднесуглинистом при внесении диатомита в дозе 5 т/га уменьшилось с 3,23 мг/кг до 2,73 мг/кг, или на 18 %.

Трансформация элементов при внесении их в почву обуславливается деятельностью почвенных микроорганизмов и изменения функционирования самой почвенной биоты и ее влияния в конечном итоге на состояние и продуктивность агроценозов.

Рисунок 10 подтверждает закономерности роста и развития, формирования фитомассы яровой пшеницы в лабораторных опытах. До уровня загрязнения почвы со средним содержанием меди внесение растворимой соли меди в количестве до 4 ПДК стимулирует активность почвенной микрофлоры, а до 10 ПДК – достоверно снижает ее, что сопровождается соответствующим развитием культуры. Внесение при этом в почву диатомита в качестве детоксиканта позволяет сохранить целлюлозолитическую активность почвы на уровне контрольного варианта.

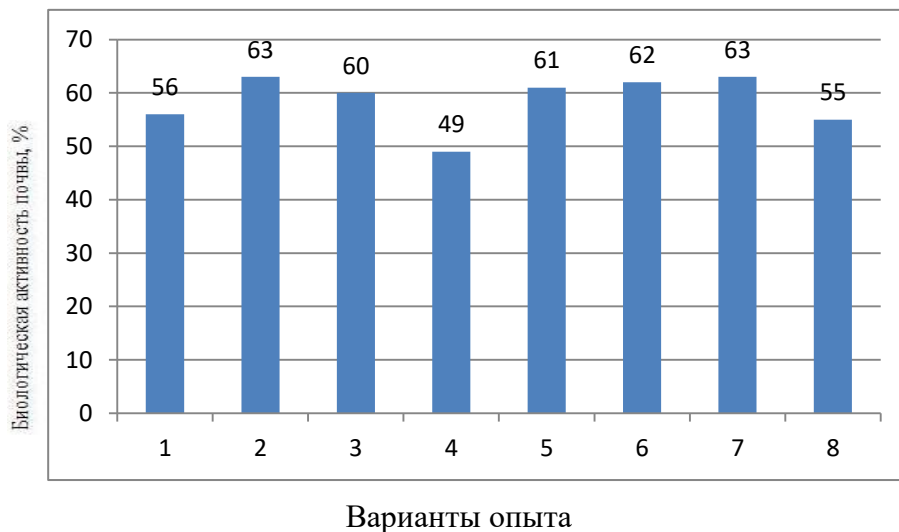


Рисунок 10 – Экологическая оценка влияния загрязнения медью

на целлюлозолитическую активность чернозема типичного среднесуглинистого, %

Варианты: 1. Контроль (фон); 2. Фон + 2 ПДК Cu; 3. Фон + 4 ПДК Cu; 4. Фон + 10 ПДК Cu; 5. Диатомит; 6. Фон + 2 ПДК Cu+ диатомит; 7. Фон + 4 ПДК Cu+ диатомит; 8. Фон + 10 ПДК Cu + диатомит

Таким образом, результаты лабораторных опытов показали, что загрязнение чернозема типичного с высокой буферной способностью и со средним содержанием подвижной меди (2,5 мг/кг) в количестве до 4 ПДК не оказало

негативного влияния на рост и развитие яровой пшеницы. Загрязнение медью на уровне 10 ПДК значительно снизило целлюлозолитическую активность почвы, что сопровождалось замедлением роста корневой системы и роста растений, снижением продуктивности на 15 %.

В таблице 15 и в приложении 1 приведены данные, характеризующие содержание меди в растениях яровой пшеницы в зависимости от внесения разных концентраций меди в почву и применения диатомита в соответствии с вариантами лабораторного опыта.

Таблица 15 – Содержание меди в растениях яровой пшеницы,
мг/кг (2017 г., лабораторный опыт)

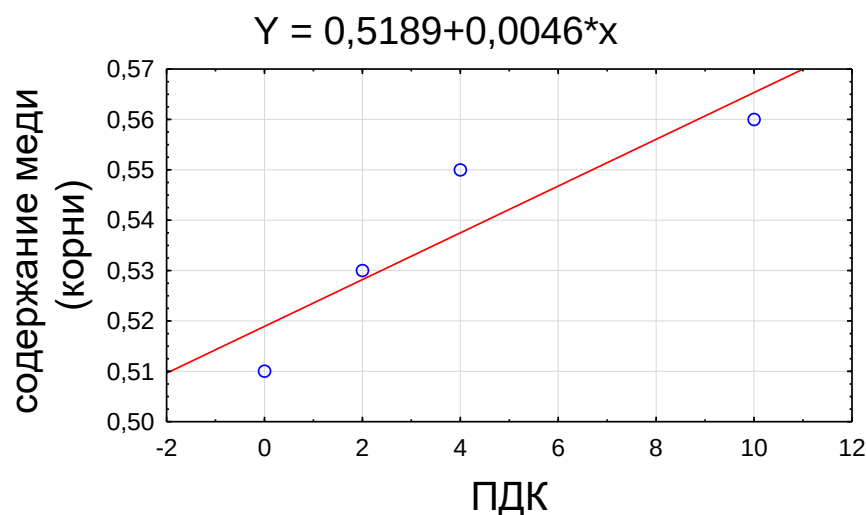
№ п/п	Вариант	Содержание, мг/кг сухого вещества	
		корни	стебли
1	Контроль	0,51	0,85
2	2 ПДК Cu	0,53	0,87
3	4 ПДК Cu	0,55	0,91
4	10 ПДК Cu	0,56	0,94
5	Диатомит	0,50	0,97
6	2 ПДК Cu+ диатомит	0,55	0,92
7	4 ПДК Cu+ диатомит	0,58	0,84
8	10 ПДК Cu + диатомит	0,61	0,79

Внесение в почву диатомита в качестве детоксиканта позволило нивелировать негативное влияние загрязнения медью до уровня контрольного варианта. Диатомит является не только эффективным детоксикантом тяжелых металлов (в данном случае меди), но и оказывает положительное влияние на почвенную среду, рост и развитие, продуктивность фитомассы яровой пшеницы.

Установлена тесная корреляционная зависимость содержания меди в корнях яровой пшеницы от уровня ПДК. На контрольном варианте значение корреляции (r) составило 0,90, на диатомите – 0,92 ед. Согласно коэффициентам регрессии (b), в интервале нагрузки от 0 до 10 ПДК на контроле увеличение ПДК на единицу содержание меди повысится на 0,0048 мг/кг, при использовании

диатомита – на 0,01 мг/кг, то есть в два раза.

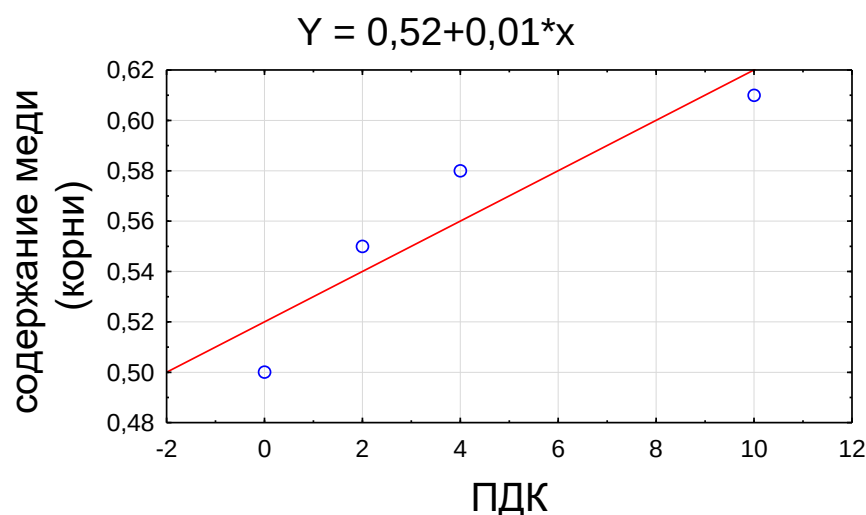
Зависимость содержания меди в корнях яровой пшеницы на контроле и на диатомите представлена на рисунках 11 и 12.



Статистика зависимости

Параметр	r	Sr	b	Se	p
ПДК	0,904656	0,301329	0,004643	0,001546	0,095344

Рисунок 11 – Зависимость содержания меди в корнях яровой пшеницы на контроле



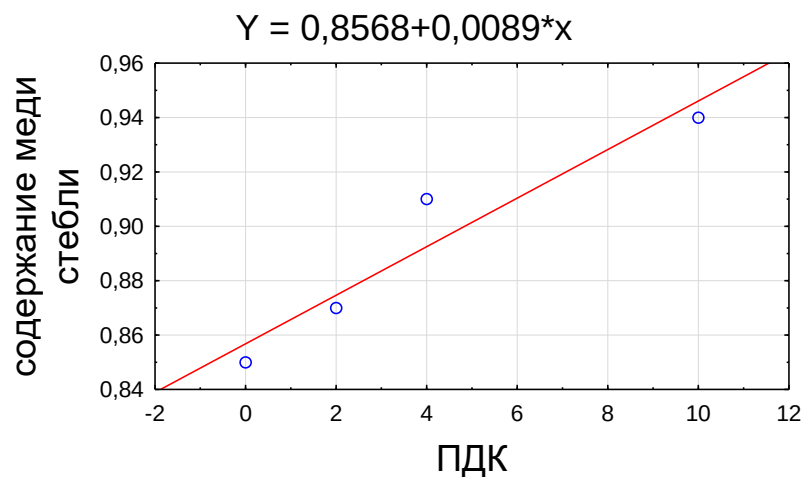
Статистика зависимости

Параметр	r	Sr	b	Se	p
ПДК	0,921132	0,275241	0,010000	0,002988	0,078868

Рисунок 12 – Зависимость содержания меди
в корнях яровой пшеницы на диатомите

Диатомит не оказывает существенного влияния на снижение меди в корнях яровой пшеницы, тем самым блокируя поступление меди в стебли растения.

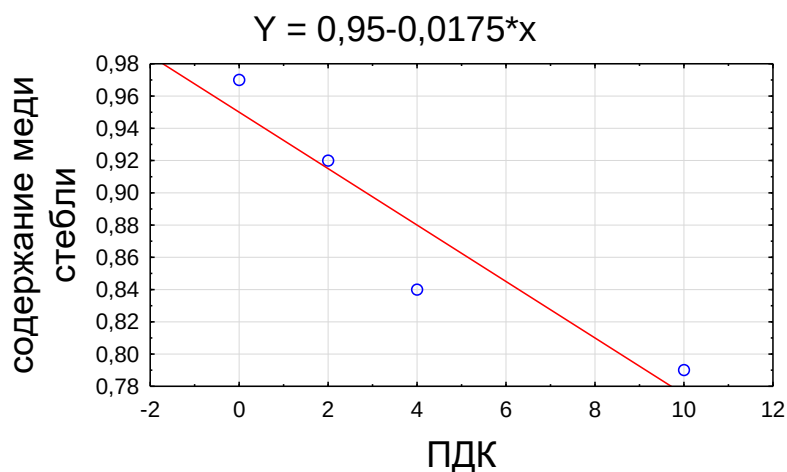
Зависимость содержания меди в стеблях яровой пшеницы на контроле и на диатомите представлена на рисунках 13 и 14.



Статистика зависимости

Параметр	r	Sr	b	Se	p
ПДК	0,921132	0,275241	0,010000	0,002988	0,078868

Рисунок 13 – Зависимость содержания меди в стеблях яровой пшеницы на контроле



Статистика зависимости

Параметр	r	Sr	b	Se	p
ПДК	-0,940224	0,240810	-0,017500	0,004482	0,059776

Рисунок 14 – Зависимость содержания меди в стеблях яровой пшеницы на диатомите

По-другому обстоит дело со стеблями. На контроле наблюдалась положительная тесная корреляция ($r=0,96$) и с увеличением ПДК на единицу содержание меди в органе повысилось на 0,0089 мг/кг, в то время как на диатомите напротив снижалось ($r=-0,94$) на 0,0175 мг/кг, что связано с поглощением элемента сорбентом. Это свидетельствует о положительном влиянии диатомита в детоксикации тяжелого металла.

Результаты экологической оценки влияния меди на рост и развитие растений яровой пшеницы опубликованы в научных работах (Цаповская О.Н., Козлов А.В., Пятова А.А., 2022).

Глава 5 Эффективность использования диатомита в качестве детоксиканта меди в полевых условиях

Как уже отмечалось, одной из действенных мер, позволяющих устранить негативные последствия высоких концентраций загрязнителей, в том числе тяжелых металлов при поступлении в почвы – это перевод легкорастворимых соединений в труднорастворимую форму. Последнее позволяет значительно снизить их доступность растениям и скорость миграции по трофическим цепям. Для этой цели возможно использование различных средств, или детоксикантов, вид и доза которых зависит от природно–климатических условий и самих почв (Коротченко И.С., 2012).

При выборе детоксиканта желательны почвоулучшающие, экологически безопасные, агрономически и экономически эффективные природные средства. Этим требованиям в значительной степени отвечают высококремнистые породы (диатомиты, цеолиты, бентонитовые глины и др.), имеющие широкое распространение в природе и эффективность которых в этом отношении приводится в ряде работ (Куликова А.Х., 1997; Овчаренко М.М., 2000; Кудряшов В.И., 2003; Козаченко А.П., 2004; Кузина Е.Е., 2019). В связи с этим в качестве детоксиканта нами применялся диатомит.

В наших исследованиях множественному корреляционно-регрессионному анализу были подвергнуты данные полевого опыта по урожайности яровой пшеницы; основным элементам структуры урожая культуры – количеству продуктивных стеблей и количеству растений перед уборкой, количеству зёрен в колосе и массе 1000 семян; содержанию клейковины в зерне и индексу деформации клейковины (ИДК); площади листьев культуры и накоплению сухого вещества в разные фазы развития растений яровой пшеницы; содержанию подвижного фосфора и обменного калия в пахотном слое почвы и содержанию фосфора и калия в зерне яровой пшеницы. Множественный корреляционно-регрессионный анализ проводился по выборкам из трёх вариационных рядов - в качестве функции (Y) была принята урожайность яровой пшеницы, за аргументы

(X и Z) принимались наиболее сопряжённые выборки, имеющие объём в 24 значения, что в достаточной степени обеспечивало репрезентативность исследования.

Уравнения простой линейной и множественной регрессии исчислялись только для взаимосвязей, имеющих коэффициент корреляции, превышающий величину 0,3 и коэффициент детерминации более 10 %, что характеризует среднюю и сильную тесноту связи.

5.1 Биотестирование диатомита и оценка эффективности его использования для снижения экотоксичности меди на ее подвижность в почве

Растворы с разной концентрацией меди (2, 4, 10 ПДК) и диатомит вносились в почву перед закладкой опыта, а образцы почв с глубины пахотного слоя (20 см) отбирались сразу после посева. Второй отбор почвенных образцов проводился в конце вегетации яровой пшеницы. В почвенных образцах определяли не только содержание подвижных соединений меди извлечением ацетатно-буферным раствором с pH 4,8 единиц, но и свинца, кадмия, цинка и никеля (таблица 16).

Таблица 16 – Экологическая оценка влияния разных концентрации меди
и диатомита на ее подвижность в черноземе типичном, мг/кг

Вариант		Pb	Cd	Zn	Ni	Cu в вытяжке ААБ*	Cu в вытяжке 1 н HCl
1		2	3	4	5	6	7
начало вегетационного периода							
1	Контроль	0,38±0,04	0,08±0,02	1,00±0,15	1,30±0,10	0,19±0,08	4,80±0,00
2	2 ПДК Cu	0,37±0,03	0,07±0,01	0,80±0,05	1,20±0,00	0,23±0,04	4,70±0,1
3	4 ПДК Cu	0,38±0,04	0,07±0,01	0,90±0,05	1,10±0,10	0,27±0,00	4,80±0,00
4	10 ПДК Cu	0,38±0,04	0,03±0,01	0,90±0,05	1,30±0,10	0,36 0,09	4,60±0,20
5	Диатомит	0,32±0,04	0,05±0,02	0,70±0,15	1,10±0,10	0,15±0,12	4,50±0,20
6	2 ПДК Cu+ диатомит	0,35±0,01	0,08±0,02	0,80±0,05	1,10±0,10	0,19±0,08	5,00±0,20

Продолжение таблицы 16

Вариант		Pb	Cd	Zn	Ni	Сu в вытяжке ААБ*	Сu в вытяжке 1 н HCl
1		2	3	4	5	6	7
7	4 ПДК Cu+ диатомит	0,33±0,02	0,08±0,02	0,70±0,15	1,10±0,10	0,23±0,04	4,80±0,00
8	10 ПДК Cu + диатомит	0,31±0,01	0,07±0,01	0,80±0,05	1,10±0,10	0,39±0,12	5,00±0,20
lim		0,31-0,38	0,05-0,08	0,70-1,00	1,10-1,30	0,15-0,39	4,60-5,00
M±m		0,35±0,04	0,07±0,02	0,85±0,15	1,20±0,10	0,27±0,12	4,80±0,20
V,%		10	23	18	8	58	4
окончание вегетационного периода							
1	Контроль	0,38±0,04	0,05±0,00	0,90±0,10	1,40±0,00	0,19±0,08	8,50±3,10
2	2 ПДК Cu	0,37±0,03	0,04±0,01	1,00±0,00	1,30±0,10	0,27±0,04	8,70±2,90
3	4 ПДК Cu	0,38±0,04	0,06±0,01	0,90±0,10	1,40±0,00	0,30±0,07	11,70±0,10
4	10 ПДК Cu	0,38±0,02	0,07±0,02	1,10±0,10	1,70±0,30	0,36±0,13	15,90±4,30
5	Диатомит	0,31±0,03	0,03±0,02	0,70±0,20	1,40±0,10	0,10±0,13	7,30±4,30
6	2 ПДК Cu+ диатомит	0,30±0,04	0,05±0,00	1,00±0,00	1,30±0,20	0,14±0,09	8,00±3,60
7	4 ПДК Cu+ диатомит	0,37±0,03	0,06±0,01	0,90±0,10	1,40±0,00	0,29±0,06	9,10±2,50
8	10 ПДК Cu + диатомит	0,38±0,04	0,07±0,02	1,20±0,20	1,60±0,30	0,36±0,10	13,80±2,20
lim		0,30-0,38	0,03-0,07	0,80-1,20	1,10-1,70	0,10-0,36	7,30-15,90
M±m		0,34±0,04	0,05±0,02	1,00±0,20	1,40±0,30	0,23±0,13	11,6±4,30
V,%		12	40	20	21	79	63
ПДК		6,0	0,5*	23,0	4,0	3,0	

Данные таблицы показывают, что при определении тяжелых металлов извлечением из почвы ацетатно–аммонийным буферным раствором с pH 4,8 единиц ни по одному элементу превышений концентраций их ПДК не наблюдается. При этом содержание подвижных соединений в течение вегетации практически остается на том же уровне.

Однако на фоне диатомита уже в начале вегетации подвижность (а, следовательно, доступность) всех элементов снижалась, особенно заметно к концу вегетации яровой пшеницы.

Так, при внесении в почву диатомита содержание доступного свинца в

пахотном слое уменьшилось с 0,38 мг/кг до 0,31 мг/кг, цинка с 1,0 до 0,7 мг/кг, никеля – с 1,3 до 1,1 мг/кг. Такая же тенденция сохранялась в течение всей вегетации культуры, за исключением кадмия, который переходил в более подвижное состояние при высоких дозах (на уровне 10 ПДК) загрязнителя (CuSO_4).

Внесение сернокислой меди сопровождалось с достоверным повышением в почвенном растворе подвижности меди, особенно в варианте с 10 ПДК Cu и составило 0,86 мг/кг, что выше контрольного варианта почти в 4,5 раз.

Применение диатомита в качестве детоксиканта позволило снизить содержание ее в пахотном слое в 1,9 раз, в том числе на фоне загрязнения на уровне 10 ПДК – на 58 %. При использовании диатомита в качестве детоксиканта количество подвижной меди не превышало исходного уровня и находилось в пределах 0,10 – 0,36 мг/кг, что практически в 10 раз меньше предельно допустимых ее концентраций в почве (3 мг/кг).

Однако совсем другая картина наблюдалась при извлечении меди из почвы 1 н раствором соляной кислоты (1 н HCl). Именно определением в данной вытяжке агрохимическая служба страны проводит оценку степени обеспеченности почв микроэлементами, в том числе медью. При этом содержание подвижной меди в пахотном слое почвы менее 1,5 мг/кг оценивается как низкое, от 1,6 до 3,3 мг/кг – среднее, более 3,3 мг/кг – высокое.

Следовательно, именно содержание меди в почве, извлеченное 1 н HCl, характеризует потенциальную опасность загрязнения продукции данным элементом. Судя по данным таблицы 13, в начале вегетации культуры практически разницы в содержании потенциально доступной растениям меди в почве не наблюдалось и находилось на уровне 4,6–5,0 мг/кг.

К концу же вегетации количество ее в пахотном слое почвы увеличилось как в почве контрольного варианта, так в вариантах с загрязнением сульфатом меди. Меньше всего ее содержалось в варианте с внесением диатомита, тем не менее общее количество растворимой в кислотах меди находилось на уровне 7,3 мг/кг, что выше исходного уровня (начало вегетации) на 2,3 мг/кг почвы.

Особенно сильное изменение в содержании потенциально доступных соединений меди произошло при внесении ее в почву в количествах, соответствующих 4 и 10 ПДК, и составило 11,7 и 31,9 мг/кг на естественном фоне и 9,8 и 25,8 мг/кг – на фоне диатомита. За отсутствием более глубоких исследований (в том числе и литературных источников) трудно оценить механизмы адсорбции и десорбции меди в течение вегетации.

На данные процессы влияют множество факторов (физико-химический состав почвы, содержание гумуса и карбонатов, pH среды, ЕКО, синергизм или антогинизм между тяжелыми металлами, условия увлажнения и температуры вегетации культуры и т.д.).

Однако полученные данные будут полезными при оценке воздействия техногенных факторов на экологическую обстановку, антропогенной нагрузки на сельскохозяйственные угодья, при разработке практических рекомендаций по уменьшению токсического действия меди и для других целей.

Таким образом, при оценке сельскохозяйственных угодий, загрязненных тяжелыми металлами, в данном случае медью, необходимо учитывать не только растворимые соединения элемента, но и менее растворимые, потенциально опасные с точки зрения поступления в растения, и извлекаемые из почвы 1 нормальными растворами кислот (HCl или HNO₃).

Результаты проведенных исследований опубликованы в научных работах (Kulikova A.K et al., 2019; Kulikova A.K et al., 2020; Kulikova A.K et al., 2021; Цаповская О.Н., Виноградов Д.В., 2025).

5.2 Биотестирование чернозема типичного по данным целлюлозолитической активности

На современном этапе развития науки, техники и сельского хозяйства невозможно представить отрасль, где микробиологические процессы не имели бы значения. Современные технологические процессы в различных отраслях сельскохозяйственного производства в значительной степени основаны на

свойствах и жизнедеятельности микроорганизмов.

Микроорганизмы активно участвуют в круговороте веществ в природе, поэтому возникает необходимость глубокого анализа характера микробиологических процессов в почвах, занятыми различными сельскохозяйственными культурами (Минеев В.Г., 2005; Куликова А.Х., 1997; Емцев В.Г., 2018).

В настоящее время доказано, что микроорганизмы в почвообразовании играют исключительно важную и своеобразную роль. Им принадлежит главная роль в процессах гумификации и минерализации растительных остатков, в разрушении и преобразовании почвенных минералов, они оказывают большое влияние на состав почвенного воздуха, регулируют в нем соотношение между O_2 и CO_2 . Выделяя гидролитические и окислительно-восстановительные ферменты (гидролазы, оксидоредуктазы, полифенолоксидазы и др.), микроорганизмы катализируют процессы расщепления белков, углеводов, лигнина, липидов, смол, дубильных веществ и других сложных органических соединений до простейших минеральных солей (Семионова Н.А., 2002).

Главная роль почвенных микроорганизмов в корневом питании растения заключается в ее ферментативной и иной химической способности постепенно переводить труднодоступные и малодоступные формы элементов питания в соединения, способные усваиваться корневой системой сельскохозяйственных культур. Предшествуют этому микробиологические почвенные процессы аммонификации растительных и животных остатков, нитрификации промежуточных азотсодержащих продуктов, а также трансформации минеральной части почвы органических и минеральных удобрений, а также иных соединений почвенной системы. Антропогенное воздействие на почвенный покров нарушает нормальное течение микробной деструкции и трансформации различных органических веществ, протекание круговоротов важных для растений элементов минерального питания. Почвенная микробиота играет большую роль в детоксикации и снижении поступления опасных веществ в продукцию растениеводства (Куликова А.Х., Тойгильдин А.Л., Цаповская О.Н., 2022).

Учет биологической активности почвы дает оперативную информацию о характере и скорости протекающих в почвенных процессах, поскольку микробное сообщество незамедлительно реагирует на любые происходящие изменения.

Обзор научной литературы указывает на то, что единый, обобщающий показатель для оценки активности почвенных микроорганизмов и общей биологической активности почвы отсутствует. Оценка последней обычно производится на основе отдельных биологических тестов, таких как активность нитрификации и аммонификации, выделение углекислого газа (так называемое «дыхание почвы») и способность почвы к разложению целлюлозы. Н.Д. Сорокин (2009) полагает, что наиболее информативными индикаторами функционирования микроорганизмов являются скорость деградации целлюлозы и количество микробной биомассы. Е.Н. Мишустин и В.Г. Емцев (1972) также утверждают, что метод внесения материалов может достаточно точно отражать общее направление микробиологических процессов, протекающих в почве (Куликова А.Х., 2022).

Метод аппликации льняных полотен широко применяется при изучении эффективности различных агротехнических приемов в производстве растениеводческой продукции и позволяет судить о деятельности целлюлозоразлагающей микрофлоры по степени распада и убыли массы материала – источника клетчатки, выдержанного в почвенном слое.

В отличие от других, метод позволяет наблюдать за особенностью функционирования живого компонента почвы в пространстве и во времени непосредственно в полевых условиях (Федорец Н.Г., 2009).

В таблице 17 приведены показатели степени разложения льняного полотна под посевами яровой пшеницы. Определение их проведено в конце вегетации культуры. Как следует из приведенных данных, введение в среду меди на уровне до 4 ПДК способствует повышению деятельности целлюлозоразрушающих микроорганизмов до 16–и относительных процентов.

Дальнейшее повышение уровня загрязнения медью до 10 ПДК сопровождалось значительным подавлением деятельности почвенной биоты и активность ее по отношению к контролю заметно уменьшалась.

Таблица 17 – Биотестирование чернозема типичного
по данным целлюлозолитической активности, %

	Степень разложения льняного полотна, %	Отклонение от контроля	
		в абсолютных цифрах	в относительных процентах
Контроль	44	—	—
2 ПДК Cu	47	+3	+7
4 ПДК Cu	51	+7	+16
10 ПДК Cu	40	-4	-9
Диатомит	49	+5	+11
2 ПДК Cu+ диатомит	45	+1	+2
4 ПДК Cu+ диатомит	43	-1	-2
10 ПДК Cu + диатомит	40	-4	-9

Следует особо отметить роль диатомита в регулировании жизнедеятельности почвенных микроорганизмов, способствующему улучшению физического состояния почвы через его оструктурирующее действие (Куликова А.Х., 2013).

В связи с этим создаются лучшие условия деятельности аэробных микроорганизмов, что приводит к повышению биологической активности, в данном случае на 11 относительных процента. При совмещенном внесении в почвы диатомита и сернокислой меди происходило относительное уменьшение активности целлюлозоразлагающих организмов.

Определенное количество меди необходимо для нормального протекания физиологических процессов как в микроорганизмах, так и растениях. Однако повышение содержания его выше пороговых значений активность резко снижается, блокируется нормальная работа ферментных систем.

Так, по данным И.С. Коротченко (2012) при загрязнении почвы медью и кадмием активность ферментов уреазы, протеазы, каталазы, инвертазы при загрязнении с дозой от 1 до 5 ПДК снижалась от 6,2 до 50 % в зависимости от концентрации поллютантов. Использование детоксикантов способствовало усилению ферментативной активности.

Пороговым значением содержания меди, за которым значительно снижается биологическая активность черноземов в условиях Среднего Поволжья является

уровень загрязнения в количестве более 4 ПДК. Деятельность почвенных микроорганизмов непосредственно определяет питательный режим почвы, усиливая или угнетая трансформацию элементов питания из недоступного состояния в доступные формы. В таблице 18 и в приложении 2 представлены данные, показывающие влияние загрязнения почвы медью и диатомита, применяемого в качестве детоксиканта, на содержание гумуса и основных микроэлементов (подвижных форм фосфора и калия, а также реакцию почвенного раствора (pH_{KCl})).

Таблица 18 – Влияние разных концентраций меди
и диатомита на основные агрохимические показатели почвы
(в числителе до посева, знаменателе – в период уборки урожая)

Вариант	Гумус, %	pH_{KCl} , един	P_2O_5 , мг/кг	K_2O , мг/кг
Контроль	4,2/4,2	7,0/7,3	150/145	122/115
2 ПДК Cu	4,2/4,2	7,2/7,1	150/145	120/118
4 ПДК Cu	4,5/4,3	7,3/6,7	145/150	112/113
10 ПДК Cu	4,3/4,1	7,2/6,8	150/165	115/113
Диатомит	4,3/4,4	7,2/7,3	150/155	120/150
2 ПДК Cu+ диатомит	4,2/4,3	7,0/6,8	150/186	112/144
4 ПДК Cu+ диатомит	3,9/4,1	7,0/6,8	155/170	105/140
10 ПДК Cu + диатомит	3,9/4,1	7,1/6,8	155/190	110/120

Искусственное загрязнение пахотного слоя чернозема типичного среднесуглинистого сернокислой солью меди существенных изменений в содержании гумуса, подвижного фосфора, обменного калия и обменной кислотности не вызвало.

Однако при внесении диатомита по результатам исследований наблюдали выраженную тенденцию увеличения в пахотном слое почвы доступных фосфора и калия, несмотря на активное потребление их растениями при формировании урожая экспериментальной культуры. Последнее, по-видимому, обусловлено способностью

подвижных кремниевых соединений переводить труднодоступные фосфаты в доступные формы (Матыченков В.В., Аммосова Я.М., Бочарникова Е.Н., 2002).

Что касается калия, содержание его в самом диатомите составляет 1,25 % (Куликова А.Х., 2013).

Результаты проведенных исследований опубликованы в научных работах (Куликова А.Х., Тойгильдин А.Л., Цаповская О.Н., 2022).

5.3 Оценка экотоксичности меди на фотосинтетическую активность растений яровой пшеницы

Одним из определяющих факторов получения высоких урожаев хорошего качества является повышение фотосинтетической деятельности посевов. В научной литературе фотосинтетическая активность растений рассматривается как комплексный процесс, охватывающий взаимосвязанные физиологические явления. По мнению Н.А. Боме, Е.А. Тюменцева и А.Я. Боме (2011) ключевыми показателями ее являются темпы роста растений, характеристики фотосинтетического аппарата, продолжительность периода фотосинтетической активности, эффективность усвоения и использования растением образовавшихся в процессе фотосинтеза органических соединений.

Наряду с зависимостью фотосинтеза от многих внешних факторов, действие которых в полевых условиях сложным образом переплетается в посевах, возникают еще и новые явления и закономерности, присущие сообществам растений и связанные, во-первых, с взаимовлиянием растений друг на друга и, во-вторых, с взаимодействием растений со всей совокупностью факторов окружающей среды. Последнее носит двусторонний характер, так как растения не только зависят от среды, но и сами воздействуют на среду и изменяют ее.

Центральное положение современной теории фотосинтетической продуктивности состоит в том, что урожай растений в первую очередь зависит от их суммарной фотосинтетической продукции, количество которой определяется

не только интенсивностью фотосинтеза, но и размерами ассимилирующей поверхности и временем ее работы. Величина хозяйственно-полезной части урожая, кроме того, зависит от характера распределения ассимилятов в растении, которое может быть весьма различным в зависимости от условий выращивания, вида и сорта.

Ключевым индикатором фотосинтетической активности сельскохозяйственных культур выступает величина их листового аппарата. Многочисленные исследования подтверждают наличие прямой взаимосвязи между размером листовой поверхности и объемом урожая. Подчеркивается, что на формирование урожайности зерновых влияет не только общая площадь листьев, но и продолжительность их функционирования, а также эффективность работы каждого квадратного сантиметра листовой поверхности. Общая площадь листьев посевов яровой пшеницы формируется из суммы площадей листьев отдельных растений и подвержена изменениям в зависимости от фазы развития, климатических условий в период вегетации, сортовых особенностей и применяемой агротехники (Антонова С.А., 2018).

Развитие и величина площади листьев растения зависят от генетических свойств сорта и интенсивности фотосинтеза, которые, в свою очередь, подвержены влиянию агрохимических условий.

Показатели ассимиляционной площади листовой поверхности играют важную роль в получении высоких урожаев сельскохозяйственных культур. Оптимальной считается структура посевов, у которых площадь листьев достигает до 40 тыс. м²/га. Важно, чтобы такая листовая пластина сохранялась в течение всего вегетационного периода и только к его завершению начинала значительно сокращаться, отдавая накопленные питательные вещества репродуктивным органам растения (Косьянчук В.П., 1997).

Изучение влияния изучаемых факторов на фотосинтетическую деятельность яровой пшеницы нами проводилось в процессе полевого опыта.

Для определения площади листьев, динамики накопления сухого вещества по фазам роста и развития, а также определения чистой продуктивности

фотосинтеза на каждой деланке отбиралось 10 растений яровой пшеницы.

Отмечено, что в фазу кущения заметных изменений в формировании листовой поверхности посевов (судя по значениям $НСР_{05}$) яровой пшеницы не наблюдалось и она колебалась от 5,1 до 6,3 тыс. м²/га.

Тем не менее, наблюдалась четко выраженная тенденция уменьшения ее при загрязнении медью выше 4 ПДК и при 10 ПДК площадь листовой поверхности уменьшилась на 0,5 тыс. м²/га, или на 9 %.

Внесение в почву диатомита способствовало при загрязнении медью до 4 ПДК сохранению площади листьев культуры на уровне контроля. При увеличении содержания токсиканта до 10 ПДК Cu наблюдали уменьшение площади листьев даже при внесении в почву диатомита (таблица 19, приложение 3).

Таблица 19 – Площадь листьев по фазам развития яровой пшеницы, тыс. м²/га

Вариант	Кущение	Колошение	Цветение
1. Контроль	5,6	19,2	9,1
2. CuSO ₄ 2 ПДК	6,3	20,0	8,8
3. CuSO ₄ 4 ПДК	5,3	18,4	7,6
4. CuSO ₄ 10 ПДК	5,1	17,0	6,0
5. Диатомит	5,7	19,0	9,2
6. CuSO ₄ 2 ПДК + диатомит	6,0	19,8	9,0
7. CuSO ₄ 4 ПДК + диатомит	5,8	18,7	8,1
8. CuSO ₄ 10 ПДК + диатомит	5,4	17,6	7,4

Фаза колошения характеризовалась незначительным снижением площади листьев. При этом площади листьев варьировали от 17,0 тыс. м²/га до 20,0 тыс. м²/га.

О несомненном влиянии диатомита на площадь листовой поверхности можно судить по анализу результатов в фазе цветения. В вариантах без диатомита с увеличением CuSO₄ в дозах 4 ПДК и 10 ПДК наблюдалось достоверное снижение площади листовой поверхности. Однако в вариантах при внесении CuSO₄ в тех же дозах совместно с диатомитом прослеживалось явное

сохранение площади листьев практически на том же уровне.

Необходимо отметить, что условия Среднего Поволжья характеризуются недостаточностью увлажнения с крайне неравномерным выпадением осадков во время вегетации. Поэтому создание агрофитоценозов с наибольшими значениями площади листьев в большей мере представляется возможным за счет агротехнических факторов, в том числе за счет применения диатомита (Исайчев В.А., 2013; Подсевалов М.И., 2017).

Фотосинтез является основным процессом, при котором образуется сухое вещество растений. Интенсивность фотосинтеза и накопление сухого вещества зависят от освещения, содержания углекислого газа в воздухе, обеспеченности растений водой и элементами минерального питания.

Вопрос о связи между фотосинтезом и урожаем растений получил освещение в работах А. А. Ничипоровича (1971). По мнению ученого, общее накопление сухой массы растений зависит от интенсивности фотосинтеза, коэффициента эффективности (куда входит трата на процесс дыхания), размера листовой поверхности и суммы дней вегетационного периода.

Анализ исследований А.А. Ничипоровича позволяет проанализировать зависимость урожайности растений от разных показателей. Для получения максимального прироста сухой массы растений необходимо добиваться быстрого развития листовой поверхности в начале вегетационного периода, но чрезмерное развитие листьев нежелательно.

В этом случае листья затеняют друг друга и их работоспособность уменьшается. Могут быть даже случаи, когда листья из снабжающих органов становятся потребляющими. Вместе с тем лист – это не только орган фотосинтеза, но и орган транспирации. Следовательно, чем больше площадь листьев, тем больше растение теряет воды в процессе испарения (Подсевалов М.И., 2017).

Накопление сухого вещества в посевах яровой пшеницы тесно связано с развитием листовой поверхности, ее фотосинтетической деятельности и зависит от сорта, уровня минерального питания, густоты растений, погодных условий вегетационного периода и других факторов (Антонова С.А., 2018).

В наших исследованиях накопление сухого вещества варьировало в зависимости от доз внесения CuSO_4 и диатомита.

Анализ данных показывает, что в фазе кущения с внесением различных доз CuSO_4 накопление сухого вещества незначительно, но увеличивалось, с 0,45 т/га на контрольном варианте до 0,50 т/га в варианте с дозой CuSO_4 4 ПДК. Внесение диатомита способствовало сохранению уровня накопления сухого вещества посевами яровой пшеницы на уровне контроля.

В фазе колошения уровень накопления сухого вещества изменялось незначительно на всех вариантах и колебалось от 4,18 т/га до 4,70 т/га.

Однако в фазе цветения с внесением в варианты диатомита прослеживалось увеличение накопления сухого вещества на 4–6 % (таблица 20, приложение 4).

Таблица 20 – Накопление сухого вещества посева яровой пшеницы, т/га

Вариант	Кущение	Колошение	Цветение
1. Контроль	0,45	4,18	6,01
2. CuSO_4 2 ПДК	0,46	4,45	6,32
3. CuSO_4 4 ПДК	0,50	4,70	6,28
4. CuSO_4 10 ПДК	0,46	4,38	6,21
5. Диатомит	0,49	4,26	6,10
6. CuSO_4 2 ПДК + диатомит	0,47	4,48	6,66
7. CuSO_4 4 ПДК + диатомит	0,46	4,60	6,54
8. CuSO_4 10 ПДК + диатомит	0,45	4,42	6,30

Рассматривая динамику накопления сухой массы в онтогенезе яровой пшеницы, можно сделать вывод, что возрастание накопления сухой массы наблюдалось на протяжении всей вегетации с достижением максимальных значений в фазу цветения яровой пшеницы.

Диатомит оказал существенное влияние на накопление сухого вещества посевов яровой пшеницы, в частности, превышение над контролем в фазу цветения составило от 0,20 до 0,65 т/га.

Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между урожайностью,

площадью листьев и накоплением сухого вещества яровой пшеницы в разные фазы развития культуры, показал, что существенность взаимосвязи отмечена только по простой линейной зависимости урожайности от площади листовой поверхности. Причём, сила этой прямой связи возрастает по мере прохождения фаз развития растений.

Если в фазу кущения коэффициент линейной корреляции составлял 0,642 и коэффициент детерминации был равен 41,22 %, что характеризовало среднюю степень связи, то в фазу цветения связь была уже сильной при коэффициентах корреляции и детерминации 0,847 и 71,74 % соответственно.

Линейная простая взаимосвязь между урожайностью яровой пшеницы и накоплением сухого вещества в фазу кущения практически не определялась (коэффициент корреляции близок к нулю: $r = 0,008$) и была слабой в фазу цветения ($r = 0,215$; $D = 4,62$ %).

Множественная корреляционно-регрессионная зависимость урожайности яровой пшеницы от площади листьев и накопления сухого вещества возрастала по силе с каждой фазой развития культуры.

В фазу кущения коэффициенты множественной корреляции $R = 0,642$ и множественной детерминации $R^2 = 41,99$ % характеризовали прямую связь как среднюю, близкую к сильной (рисунок 15).

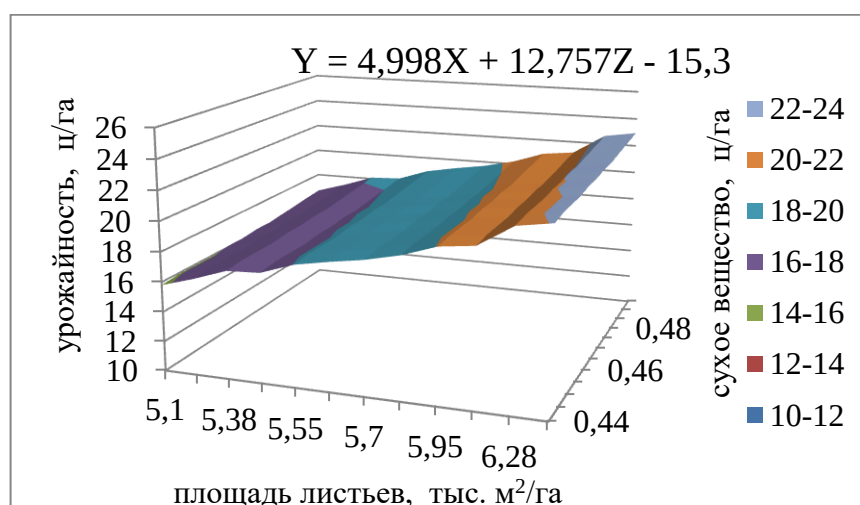


Рисунок 15 – Связь между урожайностью (Y), площадью листьев (X) и накоплением сухого вещества (Z) яровой пшеницы в фазу кущения

В фазу колошения прямая связь была уже относительно сильной ($R = 0,736$ и $R^2 = 54,17 \%$) (рисунок 16).

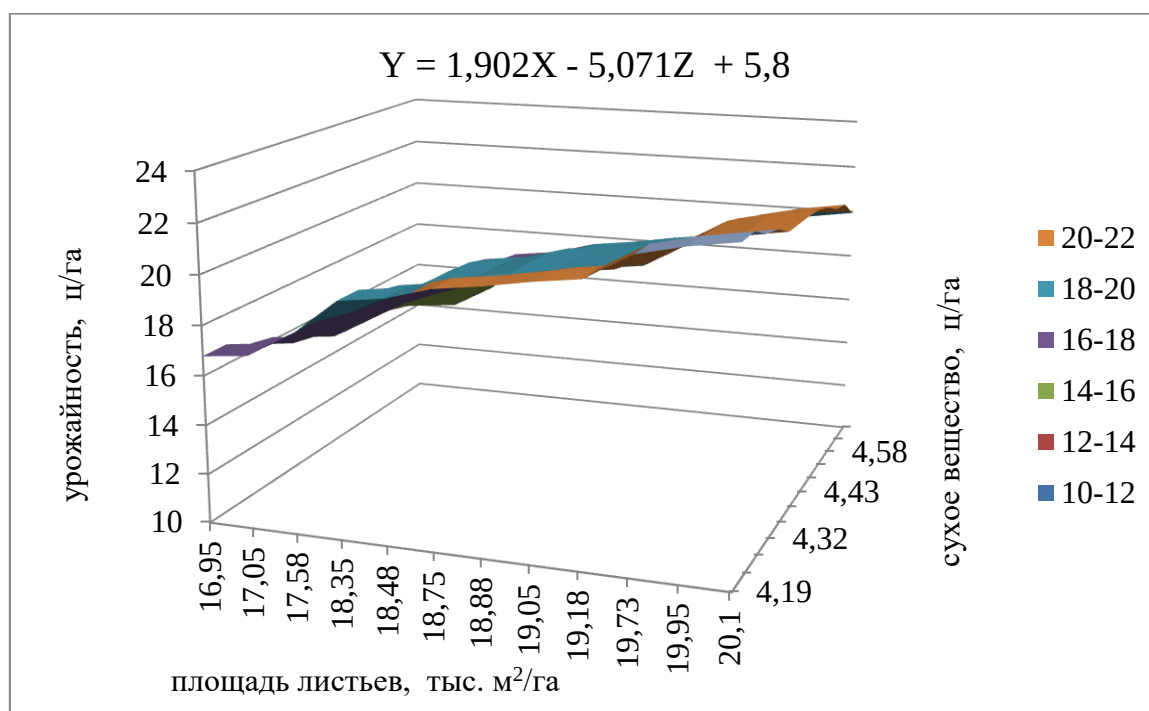


Рисунок 16 – Связь между урожайностью (Y), площадью листьев (X) и накоплением сухого вещества (Z) яровой пшеницы в фазу колошения

В фазу цветения достигала значений $R = 0,871$ и $R^2 = 75,86 \%$, что позволило говорить уже о прямой сильной связи между урожайностью (Y), площадью листьев (X) и накоплением сухого вещества (Z) яровой пшеницы в фазу кущения (рисунок 17).

Уравнения множественной регрессии обозначенной выше взаимосвязи по всем фазам развития яровой пшеницы (приложение 5) и плоскостные графики, представленные на рисунках 13 – 15 имеют высокую степень достоверности по критериям Фишера – величина фактических критериев находится в пределах 7,61 – 40,78 и значительно превышает теоретический $F_{0,5} = 3,47$ на 5 % уровне значимости. Эти уравнения также пригодны для достаточно точного прогнозирования урожайности яровой пшеницы по площади листовой поверхности и накоплению сухого вещества.

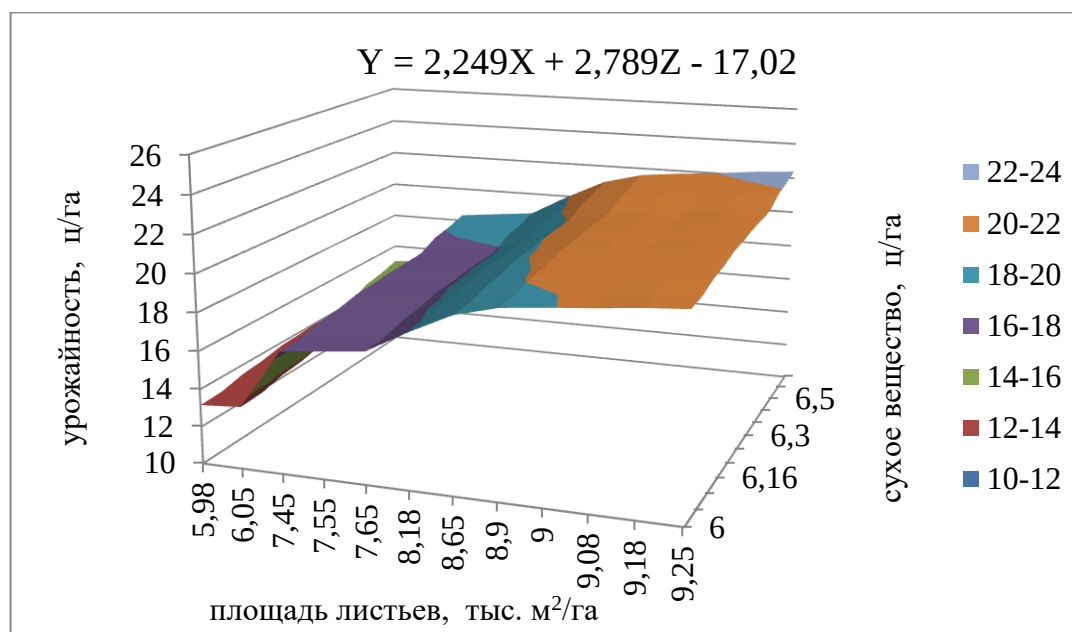


Рисунок 17 – Связь между урожайностью (Y), площадью листьев (X) и накоплением сухого вещества (Z) яровой пшеницы в фазу цветения

Площадь листьев и накопление сухого вещества статистически значимо зависело от фазы роста растений, содержания меди и наличия диатомита, а также от эффекта взаимодействия этих факторов (таблица 21). Межгодовое варьирование и по площади листьев и по накоплению сухого вещества было незначительным (показатель силы влияния фактора "Год" меньше 0,01 %) и статистически незначимым.

Таблица 21 – Влияние факторов "Фаза развития растений", "Cu" и "Диатомит" на площадь листьев пшеницы (ПСВ – показатель силы влияния)

Источник варьирования	Площадь листьев		Сухое вещество	
	ПСВ, %	p	ПСВ, %	p
Фаза развития растения	97,81	<0,001	99,63	<0,001
Cu	1,58	<0,001	0,17	<0,001
Диатомит	0,06	<0,001	0,02	<0,001
Фаза развития растения*Cu	0,38	<0,001	0,11	<0,001
Фаза развития растения*Диатомит	0,03	<0,001	0,03	<0,001
Cu*Диатомит	0,09	<0,001	0,01	<0,001
Фаза развития растения*Cu*Диатомит	0,03	<0,001	0,02	<0,001
Случайное варьирование	0,02		0,01	

Результаты токсического влияния меди на фотосинтетическую деятельность растений яровой пшеницы опубликованы в научных работах (Цаповская О.Н., 2022).

Влияние фазы развития растений на площадь листьев проявилось в статистически значимом ($p < 0,001$ по тестам Тьюки и НСР) увеличении средней по годам и вариантам площади листьев с 5,65 тыс. м²/га в фазу кущения до 18,71 тыс. м²/га в фазу колошения с последующим статистически значимым ($p < 0,001$) уменьшением до 8,15 тыс. м²/га в фазу цветения.

Влияние меди проявилось в статистически значимом ($p < 0,001$) увеличении средней по годам и вариантам площади листьев с 11,29 тыс. м²/га в отсутствие меди до 11,64 тыс. м²/га при 2 ПДК, с последующим статистически значимом ($p < 0,001$) падением данного показателя до 10,65 тыс. м²/га при 4 ПДК и до 9,75 тыс. м²/га при 10 ПДК.

Действие диатомита проявилось в увеличении средней по годам и вариантам площади листьев с 10,70 тыс. м²/га до 10,97 тыс. м²/га. В отличие от площади листьев, количество сухого вещества закономерно увеличивалось от кущения к колошению ($p < 0,001$). Внесение меди в дозе 2 ПДК и 4 ПДК статистически значимо ($p < 0,001$) увеличило накопление сухого вещества в среднем по годам, фазам и вариантам. При дозе 10 ПДК накопление сухого вещества было по-прежнему выше, чем в варианте без меди ($p < 0,001$), однако ниже, чем в вариантах с 2 и 4 ПДК ($p < 0,001$).

Диатомит в среднем по годам, фазам и вариантам статистически значимо увеличил накопление сухого вещества. При этом влияние меди на накопление сухого вещества проявилось только в фазы колошения и цветения, а влияние диатомита – лишь в фазу цветения, причём максимальный эффект отмечен при 2 ПДК меди.

Чистая продуктивность фотосинтеза является итоговым балансом процессов фотосинтеза, дыхания и роста сельскохозяйственных растений в дневное и ночное время суток (Исайчев В.А. и др., 2013).

В период активной деятельности листьев чистая продуктивность

фотосинтеза отражает их работоспособность и интенсивность нарастания биологической массы в посевах единицей ассимиляционного аппарата. Большое значение для формирования продуктивности посевов имеет показатель чистой продуктивности фотосинтеза. Этот показатель, рассматриваемый в процессе ортогенеза, характеризует динамику накопления биологического урожая в связи с фотосинтетической активностью растений. Результаты исследований Загинайлова А.В. (2011), свидетельствуют о том, что при меньшей густоте стояния процесс фотосинтеза в растениях идет гораздо интенсивнее, чем при загущении посевов.

Важно подчеркнуть, что загущение посевов, хотя и повышает общую биомассу на единицу площади посева за счет усиления роста и развития мощных растений с большим индексом площади листьев, приводит к взаимному затенению и подавлению растений. Это, в свою очередь, вызывает полегание, снижая эффективность фотосинтеза.

Поэтому необходимо стремиться к созданию условий, оптимизирующих фотосинтетический потенциал растений и способствующих интенсивному накоплению биомассы в посевах.

Чистая продуктивность фотосинтеза (ЧПФ) характеризует такое количество абсолютно сухого вещества (за вычетом на дыхание и другие потери), которое накапливается на 1 см^2 площади листовой поверхности за сутки. Накопление сухой биомассы в онтогенезе характеризует фотосинтетическую деятельность растений и находится в положительной взаимосвязи с их продуктивностью. Связано это с тем, что этот показатель является итоговым балансом фотосинтеза, дыхания, поступления зольных элементов и интенсивности роста. Показатели ЧПФ посевов во многом зависят от обеспеченности растений элементами питания.

По данным А.А. Ничипоровича (1956), величина ЧПФ колеблется от 4 до 6 г/м^2 сутки. Максимальные же величины ее достигают 12–14 г/м^2 сутки.

Результаты наших исследований показывают, что в среднем за вегетацию яровой пшеницы ЧПФ колебалась от 5,56 до 15,54 г/м^2 сутки (таблица 22, приложение 6).

Таблица 22 – Чистая продуктивность фотосинтеза, $\text{г/м}^2 \times \text{сутки}$

Вариант	Кущение – выход в трубку	Выход в трубку -колошение	Колошение - цветение
1. Контроль	7,84	15,23	7,87
2. CuSO_4 2 ПДК	7,68	15,03	7,81
3. CuSO_4 4 ПДК	6,20	14,46	6,53
4. CuSO_4 10 ПДК	5,56	13,71	6,12
5. Диатомит	7,90	15,54	7,88
6. CuSO_4 2 ПДК + диатомит	7,80	15,43	7,85
7. CuSO_4 4 ПДК + диатомит	7,14	14,96	7,38
8. CuSO_4 10 ПДК + диатомит	6,35	14,05	7,10

В фазу кущение – выход в трубку ЧПФ варьировала от 5,56 до 7,90 г/м^2 сутки. Наиболее эффективным являлся вариант с внесением диатомита и составила 7,90 $\text{г/м}^2 \times \text{сутки}$.

Наибольший показатель ЧПФ в фазу выход в трубку – колошение отмечался на варианте контроль + диатомит – 15,54 г/м^2 сутки, несмотря на то, что наибольшая площадь листовой поверхности наблюдалась в варианте с дозой внесения CuSO_4 2 ПДК.

Отмеченное, по-видимому, объясняется тем, что большая площадь листьев приводила к их взаимному затенению, вследствие чего и наблюдалось снижение чистой продуктивности фотосинтеза.

Изучение влияния диатомита на формирование фотосинтетического аппарата яровой пшеницы позволяет сделать выводы:

- внесение диатомита способствовало сохранению площади листьев практически на том же уровне в сравнении с контролем, при том без внесения диатомита с увеличением дозы CuSO_4 площадь листьев уменьшалась, что говорит об угнетении растений под воздействием высоких концентраций меди;

- возрастание накопления сухой массы наблюдалось на протяжении всей

вегетации с достижением максимальных значений в фазу цветения яровой пшеницы, превышение над контролем в данную фазу составило от 0,02 до 0,03 т/га по всем вариантам;

- наибольшая чистая продуктивность фотосинтеза наблюдалась в фазы трубкования и колошения и повышалась под действием диатомита относительно контроля;

- фотосинтетическая деятельность посевов яровой пшеницы при использовании диатомита в дозе 5 т/га совместно с дозами CuSO_4 2, 4 и 10 ПДК существенно превышает варианты без внесения диатомита, что привело соответственно к увеличению урожайности.

Представленные ниже уравнения регрессии на достоверном уровне ($p < 0,01$) и при высоких значениях коэффициента корреляции ($> 0,8$) позволяют спрогнозировать теоретическое значение ЧПФ при разных значениях ПДК.

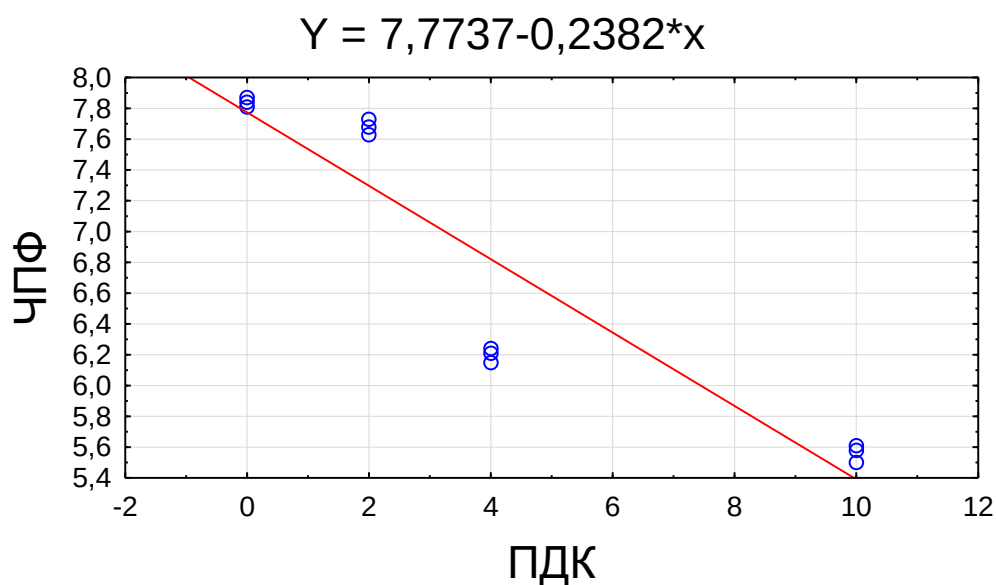
Так, на контроле для фазы кущение-выход в трубку при 2 ПДК, 4 ПДК и 10 ПДК оно составит 7,3; 6,8 и 5,4 г/м² * сутки, на диатомите – 7,6; 7,3; и 6,3 г/м² * сутки соответственно. Это выше контроля.

Здесь можно также отметить, что относительно вариантов «контроль» и «диатомит» на соответствующих вариантах темпы снижения ЧПФ были разными – в наименьшей степени при использовании диатомита.

Например, на контроле при 2 ПДК разница составила 6%, на диатомите 4%, при 10 ПДК – 31 и 21% соответственно.

Сравнение значений коэффициентов регрессии – 0,23 и 0,16 г/м² * сутки позволяет заключить, что в диапазоне установленных нагрузок в среднем темп снижения показателя ЧПФ на диатомите по сравнению с контролем было двухкратное.

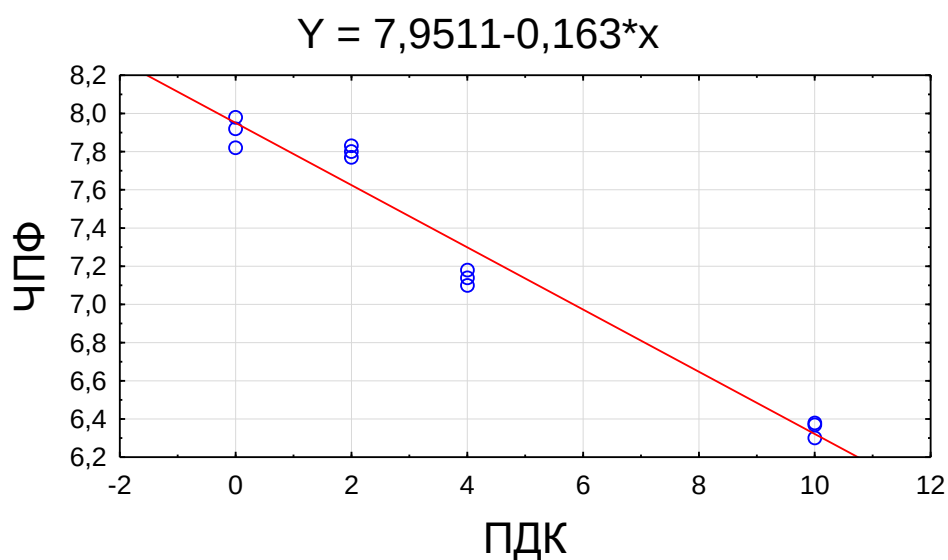
Зависимость ЧПФ от ПДК на контроле и на диатомите в фазе «кущение-выход в трубку» представлена на рисунках 18 и 19.



Статистика зависимости

Параметр	r	Sr	b	Se	p
ПДК	-0,920617	0,123476	-0,238214	0,031950	0,000022

Рисунок 18 – Зависимость ЧПФ от ПДК на контроле «кущение-выход в трубку»

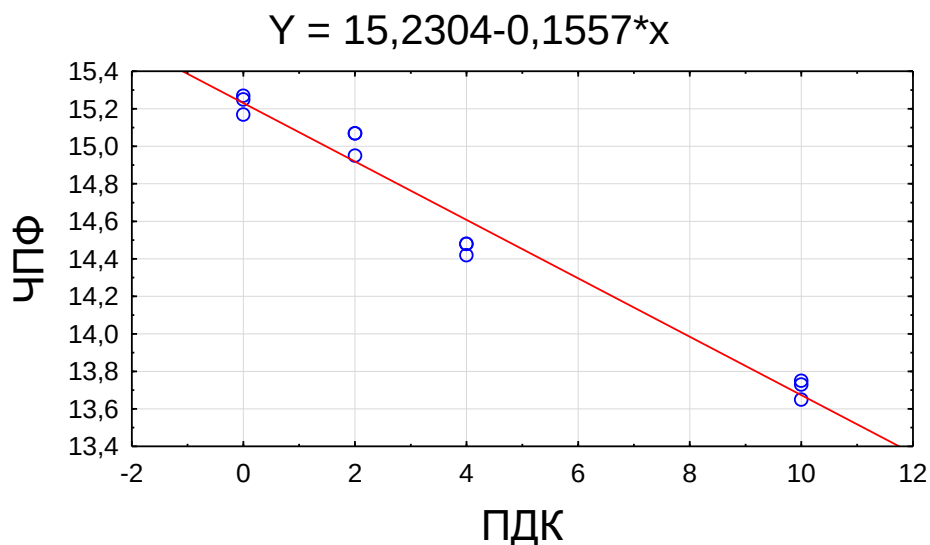


Статистика зависимости

Параметр	r	Sr	b	Se	p
ПДК	-0,978526	0,065182	-0,162976	0,010856	0,000000

Рисунок 19 – Зависимость ЧПФ от ПДК на диатомите «кущение-выход в трубку»

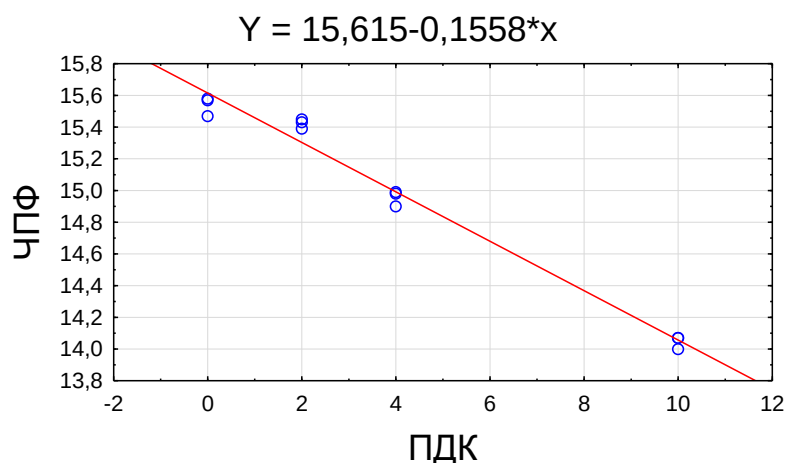
Зависимость ЧПФ от ПДК на контроле и на диатомите в фазе «выход в трубку – колошение» представлена на рисунках 20 и 21.



Статистика зависимости

Параметр	r	Sr	b	Se	p
ПДК	-0,984469	0,055516	-0,15571	0,008781	0,000000

Рисунок 20 – Зависимость ЧПФ от ПДК на контроле «выход в трубку-колошение»



Статистика зависимости

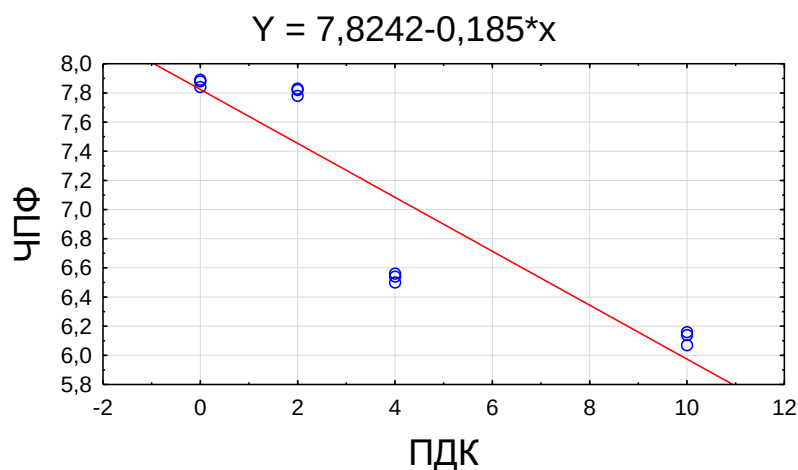
Параметр	r	Sr	b	Se	p
ПДК	-0,990165	0,044242	-0,15583	0,006963	0,000000

Рисунок 21 – Зависимость ЧПФ от ПДК на диатомите
«выход в трубку-колошение»

В фазу выход в трубку-колошение различия между контрольным вариантом и с диатомитом выравнивались. Как видно из рисунков значения коэффициентов

регрессии оказались схожими – $0,15 \text{ г/м}^2 \cdot \text{сутки}$. Загрязнение медью оказало в одинаковой степени эффект на ЧПФ.

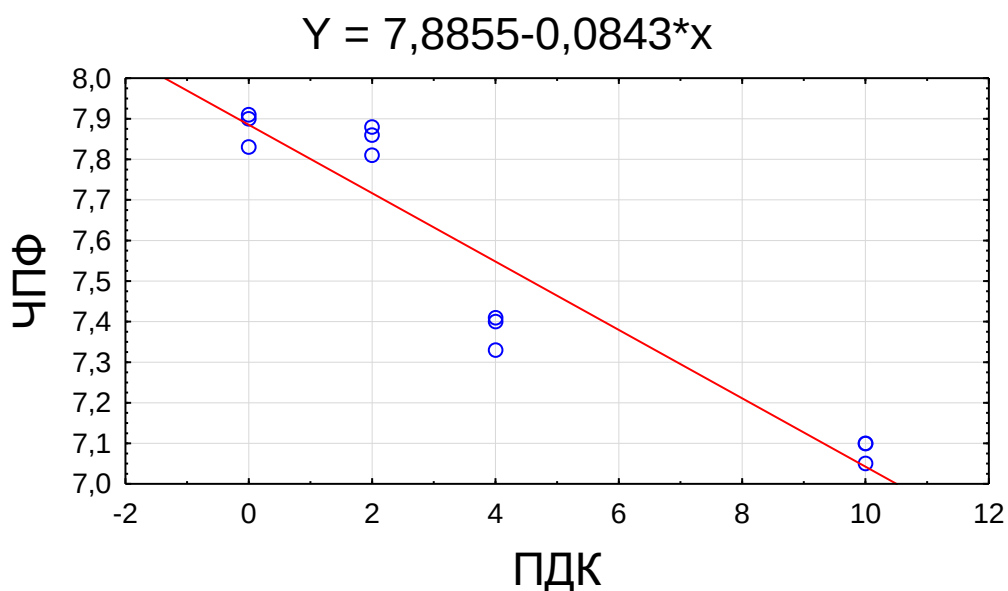
Зависимость ЧПФ от ПДК на контроле и на диатомите в фазе «колошение – цветение» представлена на рисунках 22 и 23.



Статистика зависимости

Параметр	r	Sr	b	Se	p
ПДК	-0,898509	0,138810	-0,185000	0,028580	0,000071

Рисунок 22 – Зависимость ЧПФ от ПДК на контроле «колошение-цветение»



Статистика зависимости

Параметр	r	Sr	b	Se	p
ПДК	-0,940746	0,107237	-0,084286	0,009608	0,000005

Рисунок 23 – Зависимость ЧПФ от ПДК на диатомите «колошение-цветение»

Различия между контрольным вариантом и вариантом с диатомитом еще больше – трехкратное в фазу «колошение-цветение». Коэффициенты регрессии составили 0,18 и 0,08 г/м² * сутки при высоких значениях корреляции. Это свидетельствует о том, что в условиях загрязнения медью диатомит создает более благоприятные условия для формирования ЧПФ.

5.4 Биотестирование диатомита для снижения экотоксичности меди на урожайность и качество зерна яровой пшеницы

Урожайность и ее структура. Одним из лимитирующих факторов формирования урожайности сельскохозяйственных культур, несомненно, является создание оптимальных условий для роста и их развития не только с точки зрения режима питания, влагообеспеченности и т.д., но и отсутствия или присутствия негативных факторов, каковыми являются в том числе и тяжелые металлы. В таблице 23 и в приложении 7 приведены показатели урожайности яровой пшеницы.

Таблица 23 – Урожайность яровой пшеницы в зависимости от разных концентраций меди в почве и применения диатомита

Вариант	Урожайность, ц/га	Отклонения от контроля	
		ц/га, ±	%, ±
Контроль	20,1	–	–
2 ПДК Cu	18,6	-1.5	-8
4 ПДК Cu	15,2	-4.9	-24
10 ПДК Cu	14,3	-5.8	-29
Диатомит	22,4	+2.3	+11
2 ПДК Cu+ диатомит	21,7	+1.6	+8
4 ПДК Cu+ диатомит	20,8	+0.7	+4
10 ПДК Cu + диатомит	17,9	-2.2	-11

При анализе данных таблицы, прежде всего, обращает на себя внимание значительное повышение урожайности зерна яровой пшеницы при внесении в

почву диатомита (на 2,3 ц/га, или на 11 %). Исследованиями, проведенными на кафедре почвоведения, агрохимии и агроэкологии Ульяновского ГАУ, а также в ряде других работ (Тойгильдина И.А., 2008; Сайдяшева Г.В., 2011; Куликова А.Х., 2013; Козлов А.В., и др., 2015) доказано, что диатомит (а также другие высококремнистые породы как трепелы, цеолиты, бентонитовые глины) оказывает многостороннее положительное воздействие на систему «почва–растение»:

- оказывает оструктурирующее и разуплотняющее действие на почву при возделывании любых культур;
- благоприятно влияет на активность почвенных организмов (биогенность почвы может повышаться на 20–30 %);
- способствует повышению водоудерживающей способности и улучшению питательного режима почвы (в том числе кремнием);
- обладает несомненными защитными свойствами в любых стрессовых ситуациях, вызванных как биогенными, так и абиогенными факторами;
- способствует получению экологически безопасной продукции (на чем более подробно остановимся ниже).

Несмотря на то, что загрязнение медью на уровне до 4 ПДК даже стимулировало биологическую активность почвы и не привело к заметным изменениям в ее питательном режиме, сопровождалось резким снижением урожайности яровой пшеницы на 0,15–0,58 т/га, или на 8–29 %. По-видимому, влияние меди на формирование урожайности культур регулируется сложными биохимическими механизмами в связи вхождением ее состав медьсодержащих белков и ферментов, участием в окислительно-восстановительных процессах. Так, токсическое действие меди в повышенных концентрациях проявлялось в снижении накопления фитомассы, уменьшения оводненности тканей и содержания хлорофилла, ингибировании поглощения ионов некоторых других металлов и их транслокации по растению (Семенова И.Н., Сингизова Г.Ш., Зулкарнаев А.Б., Ильбулова Г.Ш., 2015).

Высокие концентрации этого металла (Cu) приводят к развитию

металлотоксикозов (хлорозы, некрозы), ингибированию роста корней и побегов, вплоть до полной гибели растения. Избыток меди понижает длину корня, число корневых волосков и вторичных корней. Развитие корневого чехлика становится ненормальным, его удлинение приостанавливается. В результате снижается способность поглощать питательные вещества и воду, что может привести к полной гибели растения (Васенев И.И., 2015; Кравченко А.Л., 2016).

Аналогичные данные приводит Ю.С. Белоусова (2013). При загрязнении медью на уровне 5 ПДК снижалось поступление азота и фосфора в растения, очень высокое загрязнение в 25 ПДК привело к нарушению метаболических процессов в растении и резкому возрастанию количества фосфора (в 2–5 раз) и азота (в 1,5–1,6 раз), а также к нарушению накопления в биомассе данного растения микроэлементов – железа и марганца.

Использование диатомита в качестве детоксиканта в дозе 5 т/га при загрязнении почвы медью до 4 ПДК Cu полностью блокировало негативное воздействие ее на формирование урожайности яровой пшеницы благодаря его высокой абсорбционной и ионообменной емкости. На возможность активного использования высококремнистых пород для получения экологически безопасной продукции сельскохозяйственных культур указывали У.Г. Дистанов (1989), В.В. Матыченков, Е.А. Бочарникова и Я.М. Аммосова (2002), А.Х. Куликова (2013) и др.

В наших опытах при загрязнении сульфатом меди чернозема типичного до 4 ПДК Cu, благодаря внесению диатомита в дозе 5 т/га урожайность зерна яровой пшеницы повысилась на 0,16 т/га (2 ПДК Cu) и 0,07 т/га (4 ПДК Cu). Однако при достаточном высоком загрязнении на уровне 10 ПДК полностью заблокировать токсическое воздействие меди на формирование урожайности не удалось и она снизилась на 0,22 т/га.

Таким образом, загрязнение медью даже в количестве 2 ПДК Cu сопровождается потерей урожая яровой пшеницы 0,15 т/га. При более высоком уровне загрязнения (до 10 ПДК) потери урожая могут достигать 0,58 т/га (почти его треть). Диатомит в качестве детоксиканта способствует не только получению экологически безопасной продукции, но и повышению урожайности яровой

пшеницы, благодаря благоприятному воздействию его на свойства почвы и оптимизации почвенных условий произрастания растений.

Структура урожая является важнейшим показателем, которая показывает, на какие элементы ее прежде всего влияют факторы, определяющие формирование урожайности. Что касается зерновых культур, урожайность определяется количеством продуктивных стеблей на единицу площади, озерненностью колоса и массой 1000 зерна (таблица 24).

Таблица 24 – Структура урожая яровой пшеницы в зависимости от разных концентраций меди в почве и применения диатомита, как детоксиканта

Вариант	Количество растений на 1 м ² , шт.		Сохранность растений к концу вегетации, %	Количество продуктивных стеблей, шт/м ²	Количество зерен в колосе, шт.	Масса зерна в колосе, г	Масса 1000 зерен, г
	всходы	уборка					
Контроль	350	320	91	355	16,56	0,60	36,17
2 ПДК Cu	349	317	91	377	14,35	0,54	37,83
4 ПДК Cu	351	294	84	326	12,52	0,47	37,83
10 ПДК Cu	353	301	84	331	12,19	0,45	37,17
Диатомит	350	322	92	415	15,00	0,55	36,83
2 ПДК Cu+ диатомит	365	328	90	367	16,60	0,59	35,83
4 ПДК Cu+ диатомит	374	308	82	345	14,40	0,60	42,10
10 ПДК Cu + диатомит	366	302	82	353	15,56	0,51	32,83

Структурно-морфологический анализ урожайности яровой пшеницы как на естественном фоне так и диатомита, как детоксиканта, показал влияние меди на все элементы структуры урожая (приложение 8).

Данные таблицы 24 свидетельствуют, что загрязнение почвы медью в начале вегетации на уровне 2 и 4 ПДК практически не повлияло на всходы яровой пшеницы: количество растений с 1-го по 5-ый варианты составило 349–353 шт/м². Только на фоне диатомита на одном м² возшло на 15–24 растений больше. Однако выживаемость растений при загрязнении почвы медью значительно снизилась:

сохранность их на фоне загрязнения на уровне 4 и 10 ПДК к концу вегетации составила 82–84 %, тогда как на контроле 91 %, при внесении диатомита – 92 %.

Анализ результатов исследований показал, что формирование более высокой урожайности яровой пшеницы при внесении диатомита обусловлено, прежде всего, количеством продуктивных стеблей, которые превышает все остальные варианты на 48–89 шт/м².

Положительное влияние диатомита на формирование благоприятного продуктивного стеблестоя, несомненно, обязано положительным действием его на все показатели почвенной среды, характеризующих агрофизическое и агрохимическое состояние, деятельность почвенных микроорганизмов (Кудряшов В.И., 2003; Тойгильдина И.А., 2008; Сайдяшева Г.В., 2011). Внесение его в почву также способствовал заметному снижению токсического действия меди на формирование урожайности экспериментальной культуры.

Многофакторный дисперсионный анализ, в котором факторами выступали год, фаза развития растения, содержание меди в почве (далее обозначаемый как "Cu") и наличие диатомита (далее обозначаемый как "Диатомит") показал, что статистически значимое влияние на площадь листьев оказывают факторы "Фаза развития растения", "Cu", "Диатомит"; кроме этого, наблюдаются статистически значимые эффекты взаимодействия данных факторов (таблица 25).

Таблица 25 – Результаты дисперсионного анализа влияния факторов "Фаза развития растений", "Cu" и "Диатомит" на площадь листьев пшеницы

Источник варьирования	Показатель силы влияния, %	Статистическая значимость, р
Фаза развития растения	97,81	<0,001
Cu	1,58	<0,001
Диатомит	0,06	<0,001
Фаза развития растения*Cu	0,38	<0,001
Фаза развития растения*Диатомит	0,03	<0,001
Cu*Диатомит	0,09	<0,001
Фаза развития растения*Cu*Диатомит	0,03	<0,001
Случайное варьирование	0,02	<0,001

В то же время фактор "Год" не оказал статистически значимого влияния на площадь листьев ($p > 0,89$, показатель силы влияния меньше 0,01 %).

Наибольшее влияние на площадь листьев ожидаемо оказал фактор "Фаза развития растения" (показатель силы влияния 97,81 %). Это проявилось в статистически значимом ($p < 0,001$ по тестам Тьюки и НСР) увеличении площади листьев с 5,65 тыс. м²/га в фазу кущения до 18,71 тыс. м²/га в фазу колошения с последующим статистически значимым ($p < 0,001$ по тестам Тьюки и НСР) уменьшением до 8,15 тыс. м²/га в фазу цветения (рисунок 24).

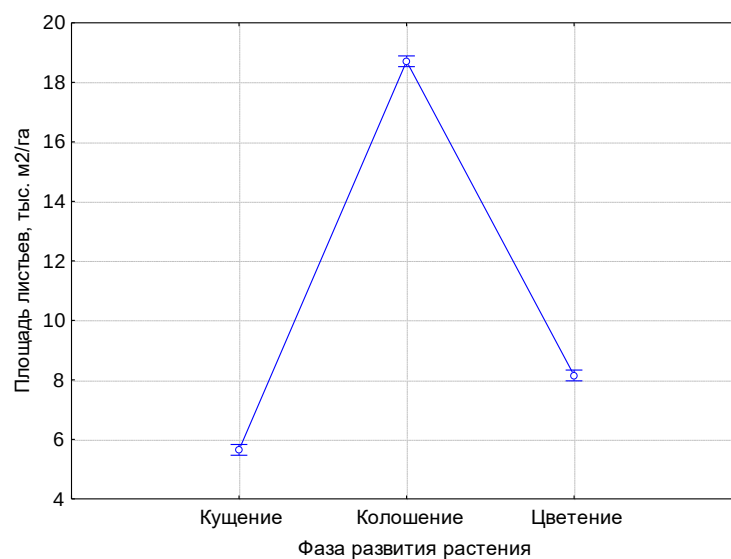


Рисунок 24 – Влияние фазы развития растений на площадь листьев в среднем по годам и вариантам; вертикальными полосами показаны 95%-е доверительные границы для среднего

На втором месте по влиянию на площадь листьев находится фактор "Cu" (показатель силы влияния 1,58 %). Его действие проявилось в статистически значимом ($p < 0,001$ по тестам Тьюки и НСР) увеличении средней по годам и вариантам площади листьев с 11,29 тыс. м²/га в отсутствии меди до 11,64 тыс. м²/га при 2 ПДК, с последующим статистически значимом ($p < 0,001$ по тестам Тьюки и НСР) падением данного показателя до 10,65 тыс. м²/га при 4 ПДК и до 9,75 тыс. м²/га при 10 ПДК (рисунок 25).

Действие диатомита (показатель силы влияния 0,06 %) проявилось в увеличении средней по годам и вариантам площади листьев с 10,70 тыс. м²/га до 10,97 тыс. м²/га (рисунок 26).

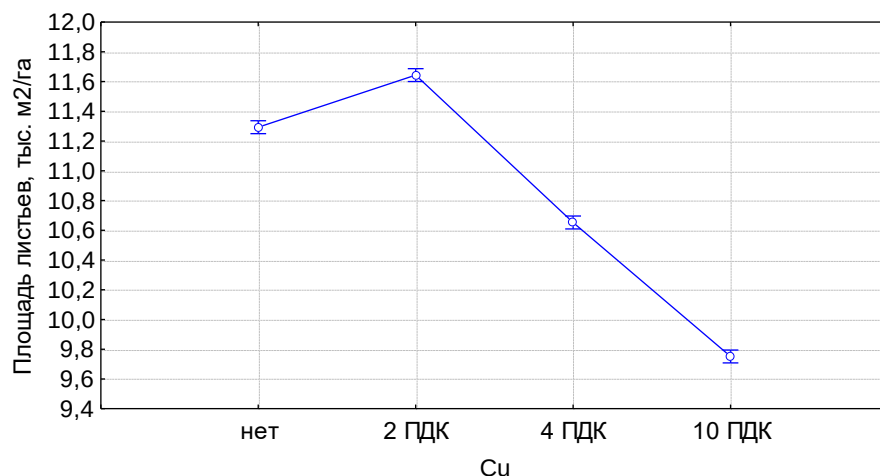


Рисунок 25 – Влияние меди на площадь листьев в среднем по годам и вариантам; вертикальными полосами показаны 95 %-е доверительные границы для среднего

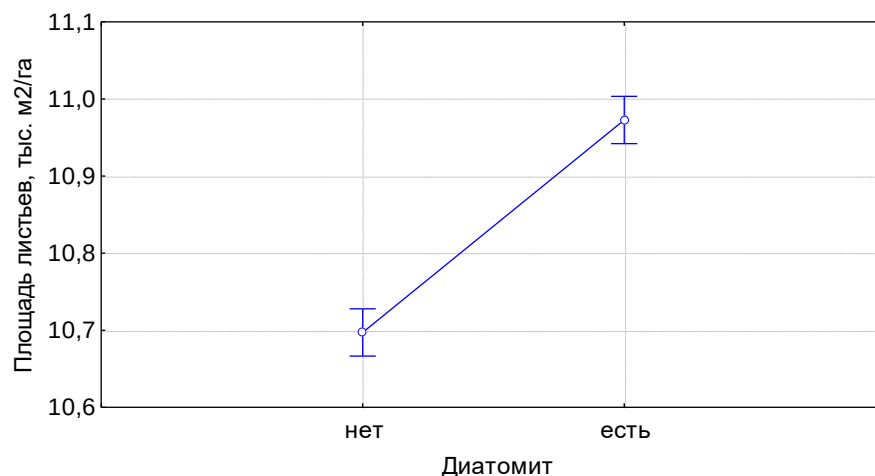


Рисунок 26 – Влияние диатомита на площадь листьев в среднем по годам и вариантам; вертикальными полосами показаны 95 %-е доверительные границы для среднего

Эффекты взаимодействия факторов проявился в разном характере кривых "доза-эффект" для меди в зависимости от фазы развития растений и присутствия диатомита (рисунок 27).

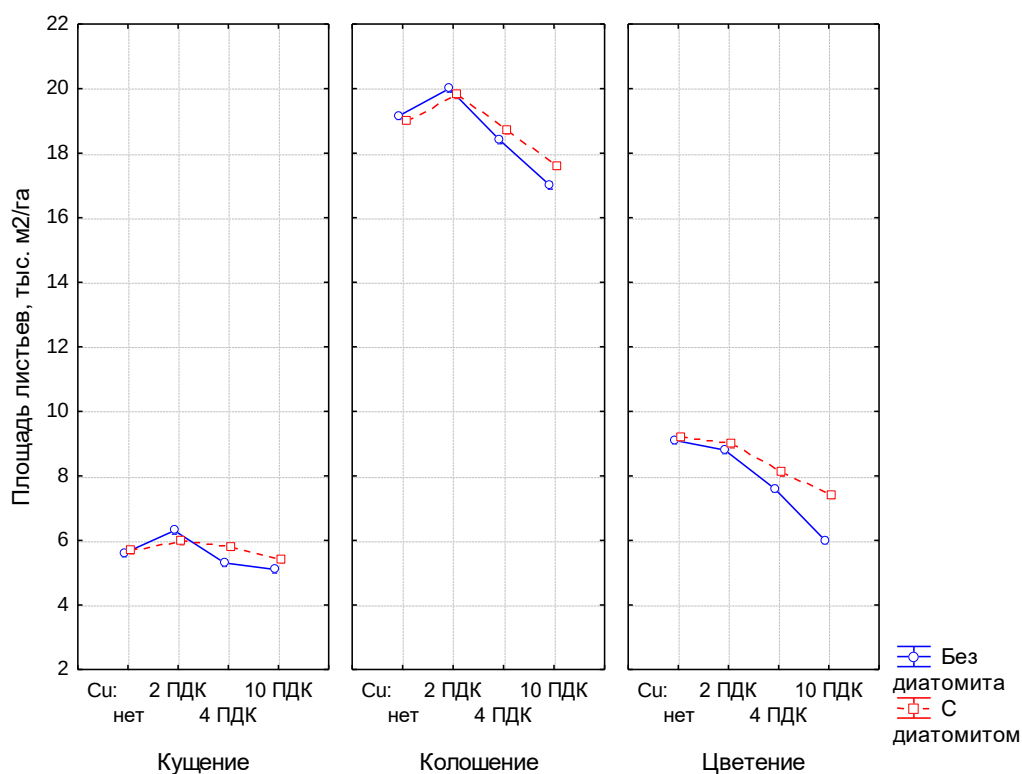


Рисунок 27 – Влияние меди на площадь листьев в среднем по годам в зависимости от фазы развития растений и присутствия диатомита

В целом можно констатировать, что во все фазы развития растений диатомит снижал негативный эффект меди, начиная с концентрации 4 ПДК и выше, и не оказывал влияния на площадь листьев в отсутствии меди и при 2 ПДК. Максимальный эффект диатомита в плане снижения негативного влияния меди на площадь листьев отмечен в фазу цветения при 10 ПДК.

Как и в случае площади листьев, многофакторный дисперсионный анализ, показал, что статистически значимое влияние на накопление сухого вещества оказали факторы "Фаза развития растения", "Cu" и "Диатомит", в то время как влияние фактора "Год" было статистически незначимым с показателем силы влияния менее 0,01 %.

Наибольшее влияние на накопление сухого вещества оказал фактор "Фаза развития растения", при этом показатель силы влияния (99,63 %) фазы развития на накопление сухого вещества был даже выше, чем на площадь листовой поверхности (таблица 26).

Таблица 26 – Результаты дисперсионного анализа влияния факторов
"Фаза развития растений", "Cu" и "Диатомит" на накопление сухого вещества

Источник варьирования	Показатель силы влияния, %	Статистическая значимость, p
Фаза развития растения	99,63	<0,001
Cu	0,17	<0,001
Диатомит	0,02	<0,001
Фаза развития растения*C _u	0,11	<0,001
Фаза развития растения*Диатомит	0,03	<0,001
C _u *Диатомит	0,01	<0,001
Фаза развития растения*C _u *Диатомит	0,02	<0,001
Случайное варьирование	0,01	<0,001

В отличие от площади листьев, количество сухого вещества закономерно увеличивалось от кущения к колошению ($p < 0,001$), хотя рост был нелинейным (рисунок 28). Внесение в почву меди в дозе 2 ПДК и 4 ПДК статистически значимо ($p < 0,001$ по тестам Тьюки и НСР) увеличило накопление сухого вещества в среднем по годам, фазам и вариантам. При внесении меди в дозе 10 ПДК накопление сухого вещества было по-прежнему выше, чем в варианте без меди ($p < 0,001$), однако ниже, чем в вариантах с 2 и 4 ПДК ($p < 0,001$) (рисунок 29). Диатомит в среднем по годам, фазам и вариантам статистически значимо увеличил накопление сухого вещества (рисунок 30).

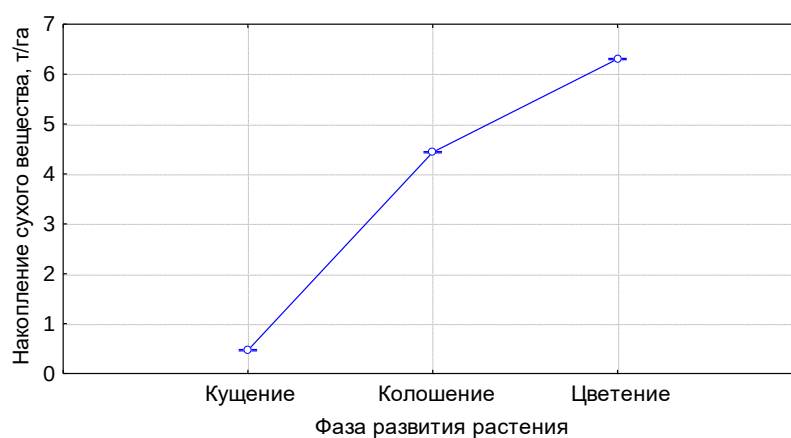


Рисунок 28 – Влияние фазы развития растений на накопление сухого вещества в среднем по годам и вариантам; вертикальными полосами показаны 95 %-е доверительные границы для среднего

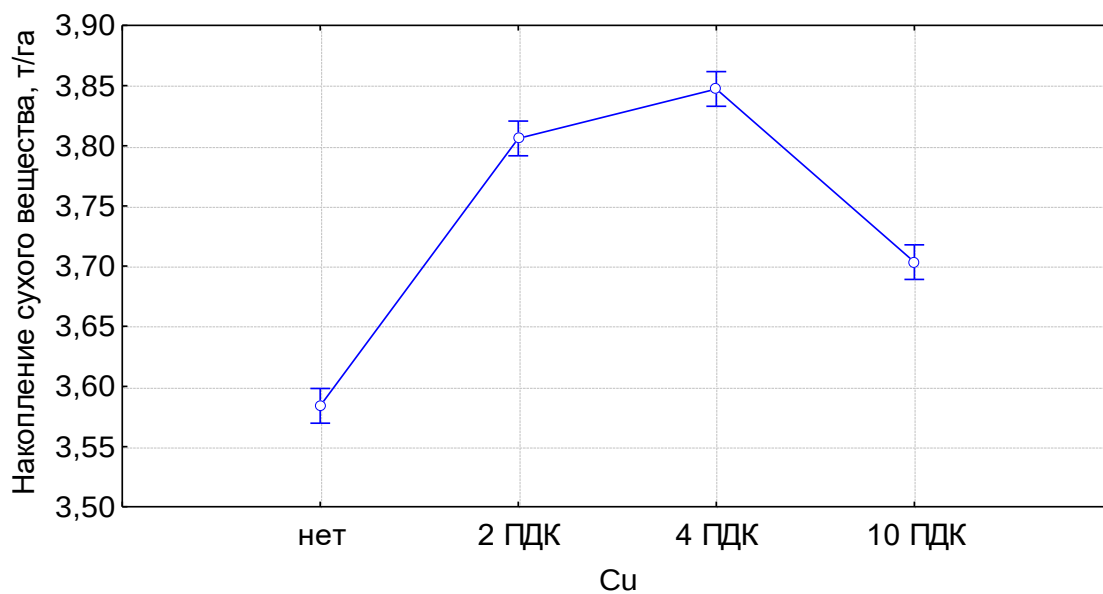


Рисунок 29 – Влияние меди на накопление сухого вещества в среднем по годам, фазам и вариантам; вертикальными полосами показаны 95 %-е доверительные границы для среднего

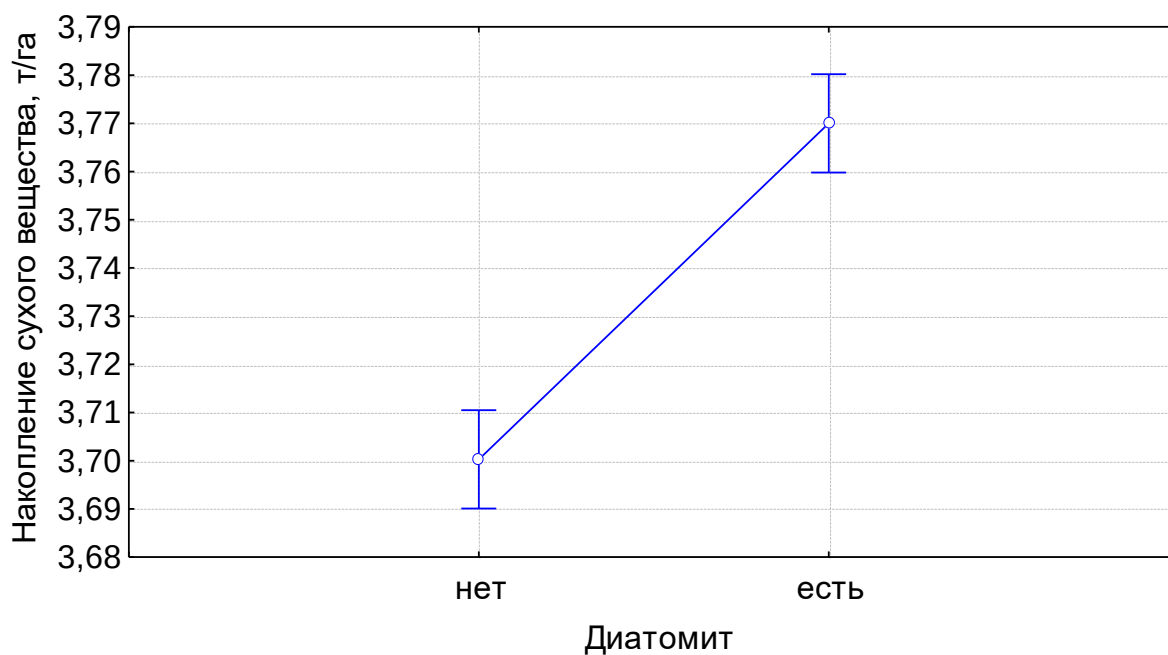


Рисунок 30 – Влияние диатомита на накопление сухого вещества в среднем по годам, фазам и вариантам; вертикальными полосами показаны 95 %-е доверительные границы для среднего

Эффекты взаимодействия факторов представлены на рисунке 31.

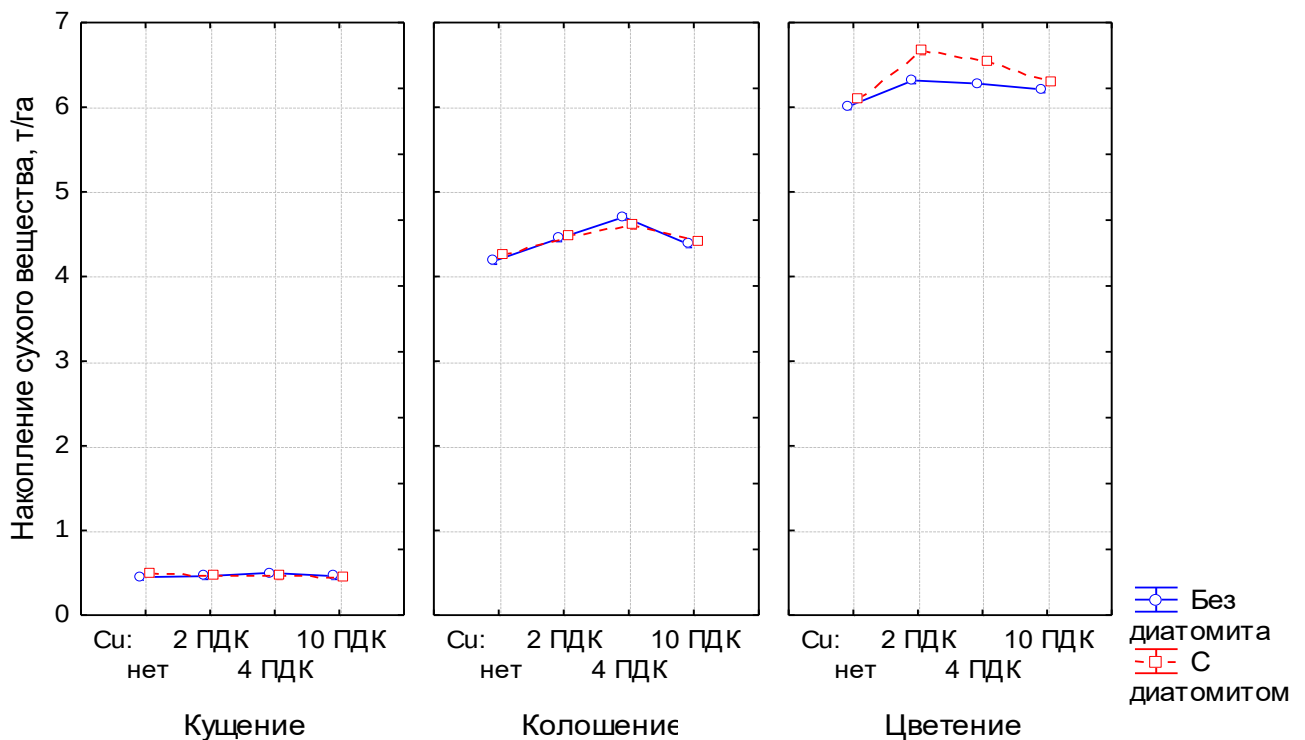


Рисунок 31 – Влияние меди на накопление сухого вещества в среднем по годам в зависимости от фазы развития растений и присутствия диатомита

Как видно из представленных на рисунке 31 данных, влияние меди на накопление сухого вещества проявилось только в фазы колошения и цветения, а влияние диатомита – лишь в фазу цветения, причём максимальный эффект отмечен при 2 ПДК меди.

Трёхфакторный дисперсионный анализ, в котором факторами выступали год, содержание Cu в почве и наличие диатомита, показал, что статистически значимое влияние на урожайность оказывают факторы "Содержание Cu в почве" (далее – фактор "Cu") и "Наличие диатомита" (далее – фактор "Диатомит"). Кроме этого, выявился статистически значимый эффект взаимодействия данных факторов. Фактор "Год" не оказал статистически значимого влияния на урожайность, что говорит о пренебрежимо малом варьировании результатов по годам (показатель силы влияния 0,5 %) (таблица 27).

Таблица 27 – Результаты дисперсионного анализа влияния факторов "Год", "Содержание Cu в почве" и "Наличие диатомита" на урожайность

Источник варьирования	Показатель силы влияния, %	Статистическая значимость, p
Год	0,5	нет
Cu	40,4	<0,001
Диатомит	33,8	<0,001
Год*Cu	0,0	нет
Год*Диатомит	0,0	нет
Cu*Диатомит	3,8	<0,01
Год*Cu*Диатомит	0,0	нет
Случайное варьирование	21,5	

Наибольшее влияние на урожайность оказал фактор "Cu" в почве (показатель силы влияния 40,4 %). Это проявилось в закономерном снижении урожайности по мере увеличения содержания Cu в почве с 21,26 ц/га в контроле до 16,10 ц/га в присутствии 10 ПДК Cu (рисунок 32).

Тест НСР показал, что урожайность статистически значимо уступает контролю уже начиная с 2 ПДК Cu, в то время как тест Тьюки выявил статистически значимые отличия от контроля, начиная с 4 ПДК Cu (таблицы 28, 29).

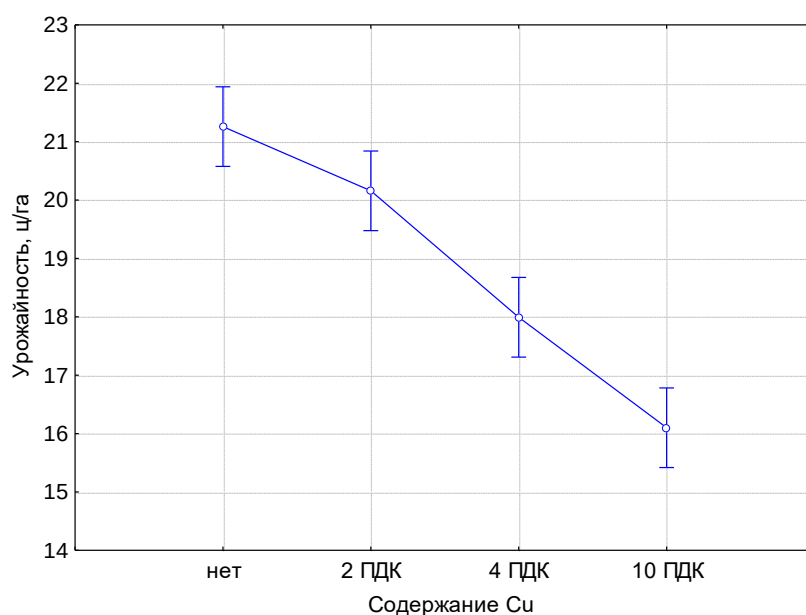


Рисунок 32 – Влияние Cu на урожайность в среднем по годам, повторностям и вариантам; вертикальными полосами показаны 95 %-е доверительные границы для среднего

Таблица 28 – Статистическая значимость различий между вариантами с различным содержанием Си по урожайности в среднем по годам, повторностям и вариантам согласно тесту НСР

	нет	2 ПДК	4 ПДК	10 ПДК
Содержание Си	Средняя урожайность, ц/га			
	21,26	20,16	17,99	16,10
нет		<0,05	<0,001	<0,001
2 ПДК	<0,05		<0,001	<0,001
4 ПДК	<0,001	<0,001		<0,001
10 ПДК	<0,001	<0,001	<0,001	

Таблица 29 – Статистическая значимость различий между вариантами с различным содержанием Си по урожайности в среднем по годам, повторностям и вариантам согласно тесту Тьюки

	нет	2 ПДК	4 ПДК	10 ПДК
Содержание Си	Средняя урожайность, ц/га			
	21,26	20,16	17,99	16,10
нет		нет	<0,001	<0,001
2 ПДК	нет		<0,001	<0,001
4 ПДК	<0,001	<0,001		<0,01
10 ПДК	<0,001	<0,001	<0,01	

На втором месте по влиянию на урожайность находится фактор "Диатомит" (показатель силы влияния 33,8 %). Его действие проявилось в статистически значимом ($p < 0,001$) увеличении средней по годам, повторностям и вариантам урожайности с 17,06 ц/га в отсутствии диатомита до 20,70 в присутствии диатомита.

Эффект взаимодействия факторов "Си" и "Диатомит" (показатель силы влияния 3,8%) проявился в том, что в присутствии диатомита снижение урожая по мере увеличения содержания Си в почве было не столь выражено, как в его отсутствии.

Так, если без диатомита концентрация 10 ПДК Си снизила урожайность в 1,41 раза, то в присутствии диатомита снижение составило только 1,25 раза (рисунок 33).

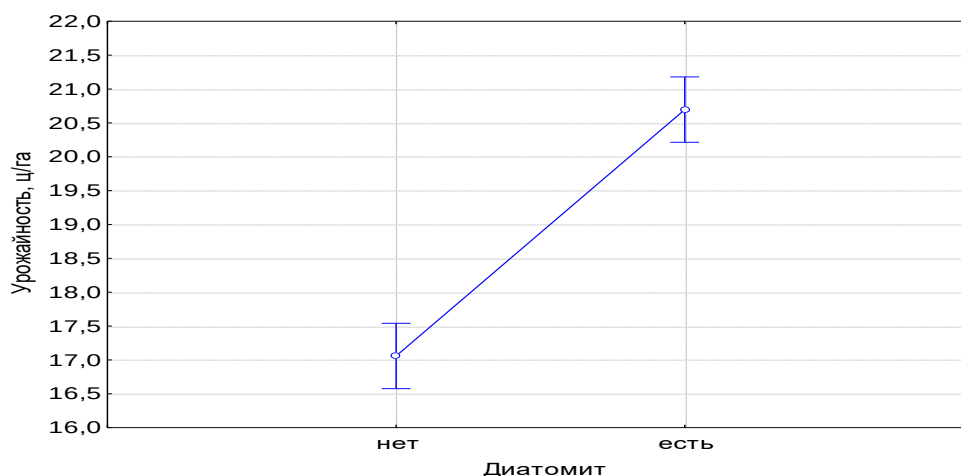


Рисунок 33 – Влияние диатомита на урожайность в среднем по годам, повторностям и вариантам; вертикальными полосами показаны 95 %-е доверительные границы для среднего

Аналогичный эффект диатомита отмечен и для других концентраций Cu (рисунок 34). Соответствующие таблицы статистической значимости различий между отдельными вариантами согласно тестам НСР и Тьюки представлены в приложениях 9 – 12.

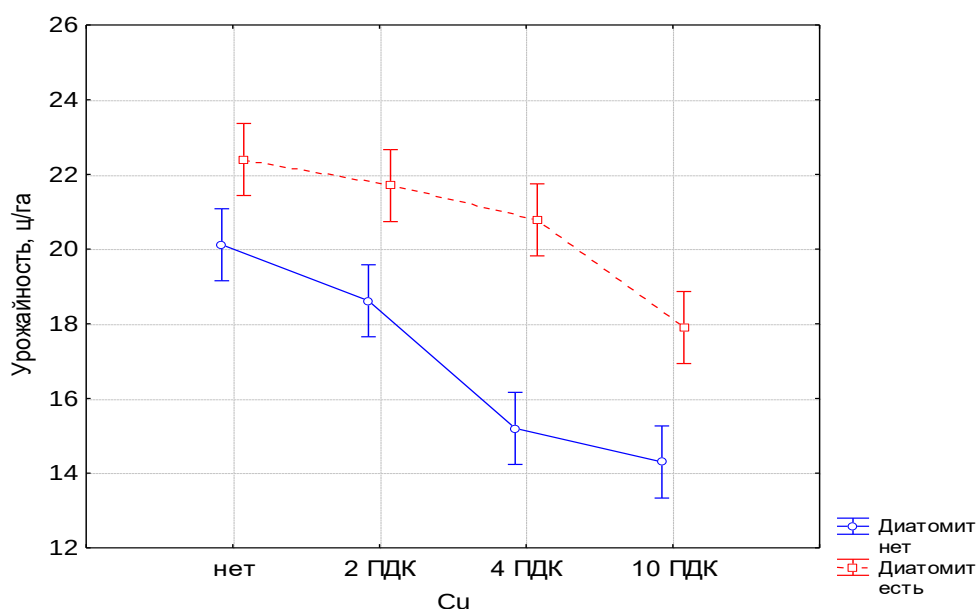


Рисунок 34 – Влияние Cu на урожайность в среднем по годам и повторностям в присутствии и отсутствии диатомита; вертикальными полосами показаны 95 %-е доверительные границы для среднего

Влияние диатомита на связи между элементами структуры урожая и урожайностью. Для анализа корреляционных связей между элементами урожая использован весь массив данных по годам, вариантам и повторностям. Корреляционный анализ для вариантов без диатомита и с диатомитом проводился отдельно. Матрицы корреляции представлены в таблицах 30 и 31.

Таблица 30 – Коэффициенты корреляции между элементами структуры урожая в вариантах без диатомита; статистически значимые ($p < 0,05$) коэффициенты корреляции выделены жирным шрифтом

	Число растений (всходы)	Число растений (уборка)	Число продуктивных стеблей, шт./м ²	Число зерен в колосе, шт.	Масса зерна в колосе, г	Масса 1000 зерен, г
Число растений (всходы)	1,000	-0,171	-0,262	-0,283	0,046	0,180
Число растений (уборка)	-0,171	1,000	0,866	0,876	0,814	-0,429
Число продуктивных стеблей, шт./м ²	-0,262	0,866	1,000	0,638	0,643	0,005
Число зерен в колосе, шт.	-0,283	0,876	0,638	1,000	0,829	-0,652
Масса зерна в колосе, г	0,046	0,814	0,643	0,829	1,000	-0,342
Масса 1000 зерен, г	0,180	-0,429	0,005	-0,652	-0,342	1,000
Урожайность, ц/га	-0,198	0,840	0,709	0,854	0,830	-0,368

Как видно из сопоставления таблиц 30 и 31, структура корреляционных связей в вариантах без диатомита и с диатомитом существенно различается. Так, например, в вариантах без диатомита ни один из элементов структуры урожая, также как и урожайность, не коррелирует с числом растений на всходах.

В то же время в вариантах с диатомитом с этим показателем статистически

значимо коррелируют и урожайность, и все остальные элементы структуры урожая (за исключением числа зёрен в колосе).

В вариантах без диатомита коэффициенты корреляции элементов структуры урожая с урожайностью по абсолютной величине заметно выше, чем в вариантах с диатомитом (0,368–0,854 против 0,316–0,658). Различия наблюдаются и при сопоставлении других коэффициентов корреляции.

Таблица 31 – Коэффициенты корреляции между элементами структуры урожая в вариантах с диатомитом; статистически значимые ($p < 0,05$) коэффициенты корреляции выделены жирным шрифтом

	Число растений (всходы)	Число растений (уборка)	Число продуктивных стеблей, шт./м ²	Число зерен в колосе, шт.	Масса зерна в колосе, г	Масса 1000 зерен, г
Число растений (всходы)	1,000	-0,367	-0,884	-0,050	0,445	0,365
Число растений (уборка)	-0,367	1,000	0,584	0,528	0,500	0,035
Число продуктивных стеблей, шт./м ²	-0,884	0,584	1,000	0,018	-0,066	-0,160
Число зерен в колосе, шт.	-0,050	0,528	0,018	1,000	0,047	-0,626
Масса зерна в колосе, г	0,445	0,500	-0,066	0,047	1,000	0,603
Масса 1000 зерен, г	0,365	0,035	-0,160	-0,626	0,603	1,000
Урожайность, ц/га	-0,316	0,658	0,491	0,043	0,451	0,359

Различия в корреляционных связях в вариантах без диатомита и с диатомитом подтверждаются анализом главных компонент приведённых выше матриц корреляции (рисунки 35, 36).

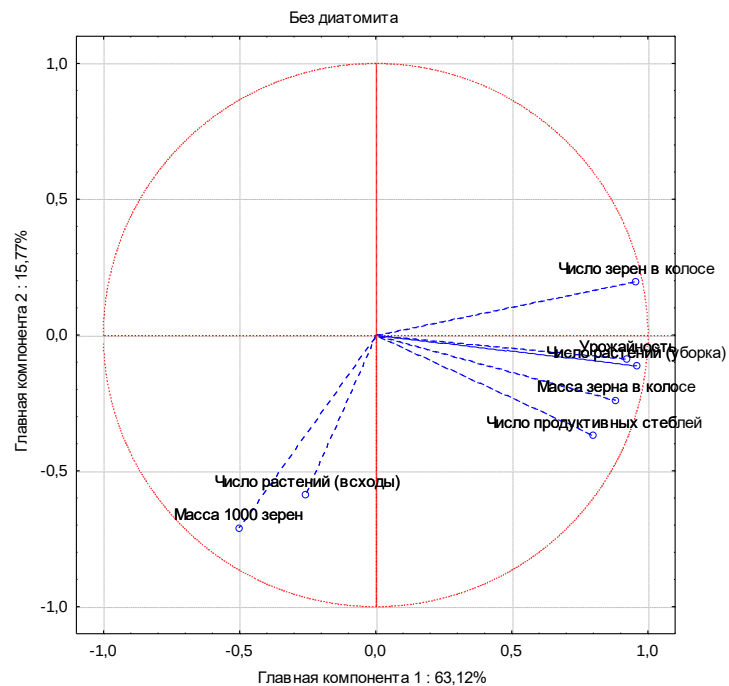


Рисунок 35 – Проекция элементов структуры урожая на первые две главные компоненты матрицы корреляций, представленной в таблице 30

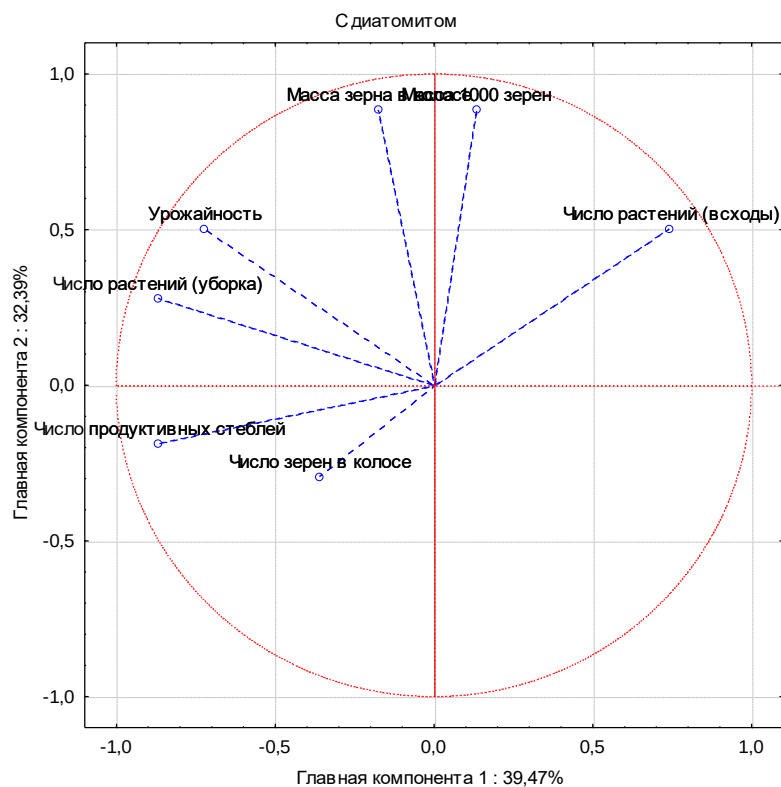


Рисунок 36 – Проекция элементов структуры урожая на первые две главные компоненты матрицы корреляций, представленной в таблице 31

Множественный регрессионный анализ связи урожайности с элементами структуры урожая также показал, что эта связь в вариантах без диатомита и с диатомитом различается (таблицы 32, 33, рисунки 37, 38).

Таблица 32 – Коэффициенты в уравнении множественной регрессии зависимости урожайности от элементов структуры урожая для вариантов без диатомита.

Использованы усреднённые по повторностям данные по годам, коэффициент детерминации $R^2 > 0,999$, коэффициент множественной корреляции $R > 0,999$, статистическая значимость регрессии $p < 0,001$

Показатель	Коэффициенты		Статистическая значимость коэффициента, p
	Beta	B	
Свободный член		-33,3222	<0,001
Число продуктивных стеблей, шт./м ²	0,132107	0,0155	<0,001
Число зерен в колосе, шт.	0,81495	1,1231	<0,001
Масса зерна в колосе, г	0,206923	8,0801	<0,001
Масса 1000 зерен, г	0,192349	0,6771	<0,001

Таблица 33 – Коэффициенты в уравнении множественной регрессии зависимости урожайности от элементов структуры урожая для вариантов с диатомитом.

Использованы усреднённые по повторностям данные по годам, коэффициент детерминации $R^2 > 0,999$, коэффициент множественной корреляции $R > 0,999$, статистическая значимость регрессии $p < 0,001$

Показатель	Коэффициенты		Статистическая значимость коэффициента, p
	Beta	B	
Свободный член		-63,5795	<0,001
Число растений (всходы)	0,277753	0,0548	0,001
Число продуктивных стеблей, шт./м ²	1,058216	0,0672	<0,001
Число зерен в колосе, шт.	0,646098	1,379	<0,001
Масса 1000 зерен, г	0,956738	0,4949	<0,001

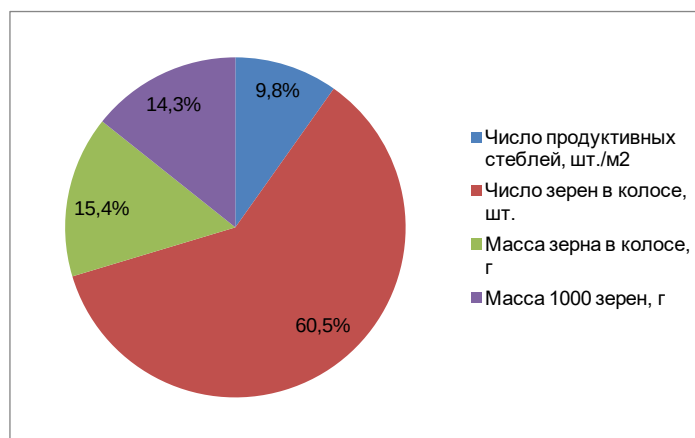


Рисунок 37 – Относительный вклад элементов структуры урожая в урожайность в вариантах без диатомита согласно Beta-коэффициентам (см. таблица 32)

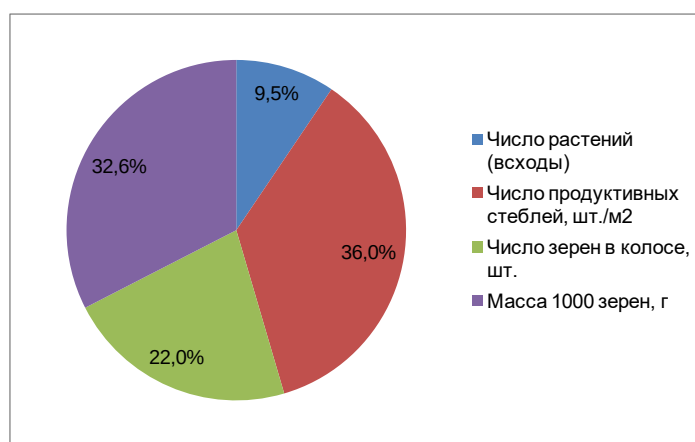


Рисунок 38 – Относительный вклад элементов структуры урожая в урожайность в вариантах с диатомитом согласно Beta-коэффициентам (см. таблица 33)

Оба уравнения регрессии показали высокое совпадение теоретических и экспериментальных значений во всём диапазоне данных (рисунки 39, 40).

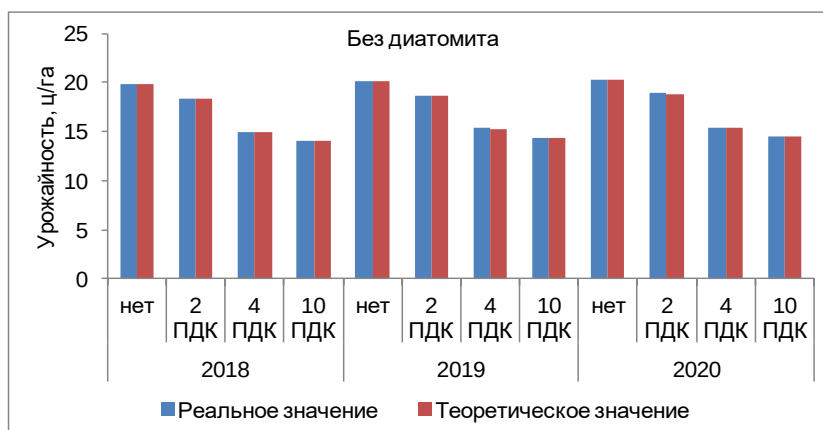


Рисунок 39 – Реальные и теоретические значения урожайности в вариантах без диатомита. Теоретические значения рассчитаны по уравнению

Урожайность (ц/га) = $-33,3222 + 0,0155 * (\text{Число продуктивных стеблей, шт./м}^2) + 1,1231 * (\text{Число зерен в колосе, шт.}) + 8,0801 * (\text{Масса зерна в колосе, г}) + 0,6771 * (\text{Масса 1000 зерен, г})$ (см. таблица 32).

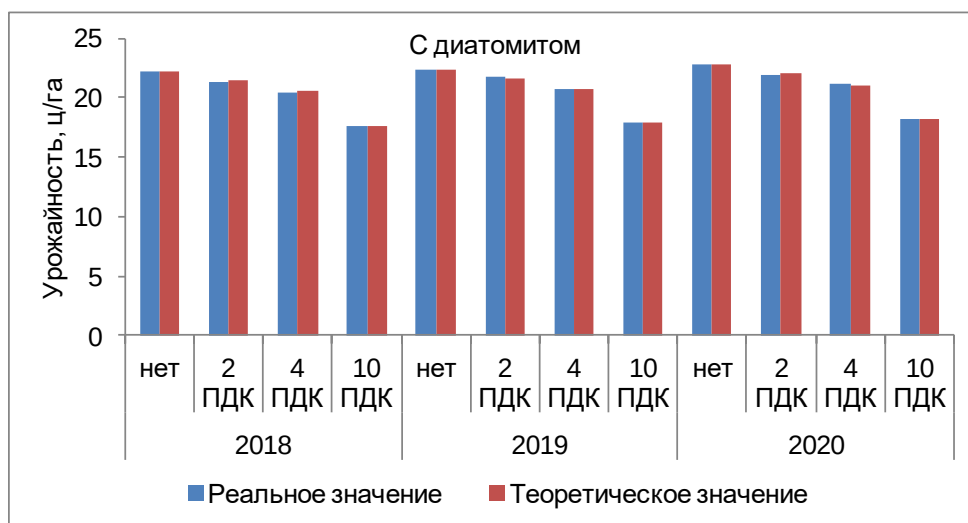


Рисунок 40 – Реальные и теоретические значения урожайности в вариантах с диатомитом. Теоретические значения рассчитаны по уравнению

Урожайность (ц/га) = $-63,5795 + 0,0548 * (\text{Число растений (всходы)}) + 0,0672 * (\text{Число продуктивных стеблей, шт./м}^2) + 1,379 * (\text{Число зерен в колосе, шт.}) + 0,4949 * (\text{Масса 1000 зерен, г})$ (см. таблица 33).

Качество продукции. Качество продукции культуры зависит от большого количества факторов: метеорологических условий вегетации, типа и подтипа почвы с ее свойствами, агротехнического возделывания, условий питания растений, сортовых особенностей и качества семян и т.д. оно часто не удовлетворяет предъявленным к нему требованиям.

Однако природно–климатические условия Ульяновской области и почвы достаточно благоприятны для возделывания и получения зерна яровой пшеницы хорошего качества. Последнее важно не только для характеристики пригодности его для перерабатывающей промышленности, но и с точки зрения биологической ценности для организма человека и животных.

Одним из показателей хлебопекарного качества зерна является содержание клейковины и ее качество.

По содержанию клейковины пшеница продовольственная подразделяется на 4 класса (ГОСТ Р 52554 – 2006):

I–й класс не менее 32 %;

II–й класс не менее 28 %;

III–й класс не менее 23 %;

IV–й класс менее 18 %;

по значению ИДК также на 3 группы:

0–15 единиц – III группа (неудовлетворительная);

20–40 единиц – II группа (удовлетворительная);

45–75 единиц – I группа (хорошая);

80–100 единиц – II группа (удовлетворительная);

105–120 единиц – III группа (неудовлетворительная).

Яровая пшеница, выращенная на типичном черноземе опытного поля в условиях 2018 года, в целом относится к 1 классу. Лучшие показатели клейковины отмечали на вариантах с внесением в почву диатомита, который составил 35,1 % и 34 % на фоне загрязнения медью до 2 ПДК. Количество клейковины практически по всем вариантам удовлетворительное (таблица 34, приложение 13).

Таблица 34 – Показатели качества зерна яровой пшеницы в зависимости от разных концентраций меди в почве и применения диатомита

№ п/п	Вариант	Клейко вина, %	ИДК клейковины, един.	Влага, %	Азот, %	Калий, %	Фосфор, %
1	Контроль	31,0	81	9,8	2,55	0,50	0,47
2	2 ПДК Cu	31,2	75	9,5	2,54	0,50	0,46
3	4 ПДК Cu	30,2	79	9,7	2,55	0,50	0,47
4	10 ПДК Cu	30,2	81	9,8	2,55	0,50	0,47
5	Диатомит	35,1	80	9,8	2,56	0,51	0,48
6	2 ПДК Cu+ диатомит	34,0	83	9,8	2,53	0,51	0,46
7	4 ПДК Cu+ диатомит	31,2	82	9,5	2,55	0,51	0,45
8	10 ПДК Cu + диатомит	30,2	81	9,4	2,55	0,50	0,47

Важнейшим показателем, отражающим условия выращивания культуры, наряду с ее продуктивностью, является также химический состав урожая, в том числе концентрация в зерне азота, фосфора и калия. Данные таблицы показывают, что содержание азота в зерне пшеницы находилось в пределах 0,45–0,48 %, калия 0,50–0,51 % вне зависимости от загрязнения почвы медью до 10 ПДК.

Для проведения корреляционно-регрессионного анализа взаимосвязи между урожайностью яровой пшеницы, содержанием фосфора и калия были взяты данные, полученные в два срока определения содержания элементов питания в пахотном слое почвы – перед посевом и перед уборкой культуры (приложения 14 – 15).

Простая линейная корреляционная связь между урожайностью и элементами питания в посевной период только по содержанию фосфора была прямой по направлению и средней, близкой к слабой по силе ($r = 0,350$; $D = 12,25$ %), по калию же практически не определялась ($r = 0,109$; $D = 0,51$ %).

В уборочный период на первое место выходила уже линейная связь между урожайностью яровой пшеницы и содержанием калия в почве – при коэффициенте корреляции 0,829 ($D = 68,72$ %) – прямая, сильная и статистически доказанная по критериям Стьюдента. Взаимосвязь между урожайностью яровой пшеницы и содержанием фосфора в почве в этот период была слабой ($r = 0,127$; $D = 1,61$ %) и несущественной на 5 % уровне значимости.

Множественная корреляционно-регрессионная взаимосвязь между урожайностью яровой пшеницы, содержанием фосфора и калия в пахотном слое почвы только в уборочный период была достоверной на 5 % уровне значимости – Фактический критерий Фишера 71,23 многократно превосходил значение теоретического критерия Фишера 3,47. Коэффициенты множественной корреляции 0,844 и детерминации 71,23 % определяли связь как прямую и сильную. Уравнение множественной регрессии и соответствующий плоскостной график (рисунок 41) описывает изучаемую связь.

В посевной период при $R = 0,455$ и $R^2 = 20,7$ % множественная взаимосвязь была прямой, средней степени силы, а главное, достоверность её по критериям Фишера не была доказана ($F_{\text{факт.}} = 2,73$ был меньше $F_{0,5} = 3,47$).

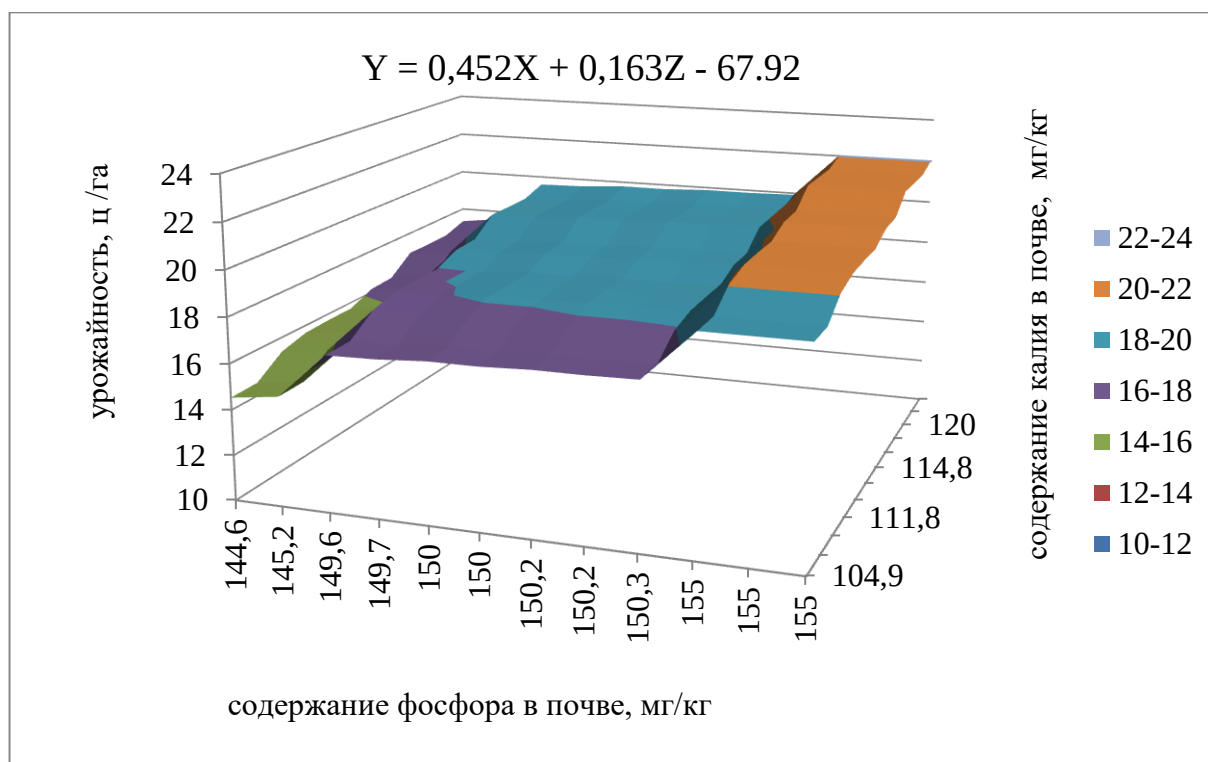


Рисунок 41 – Связь между урожайностью яровой пшеницы (Y), содержанием фосфора (X) и калия (Z) в пахотном слое почвы в посевной период

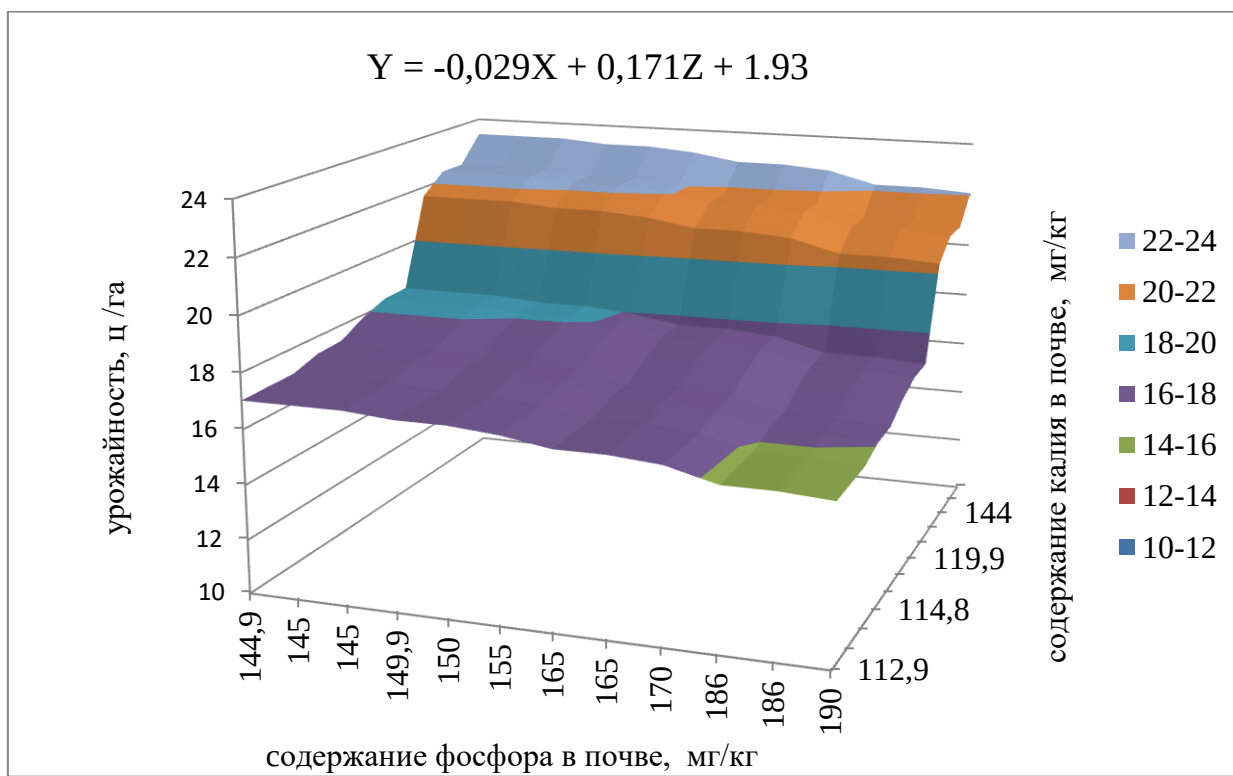


Рисунок 42 – Связь между урожайностью яровой пшеницы (Y), содержанием фосфора (X) и калия (Z) в пахотном слое почвы в уборочный период

Отсюда уравнение множественной регрессии и плоскостной график (рисунок 42) не имеет достаточной степени достоверности и может служить лишь для предварительного, ориентировочного использования при программировании урожая яровой пшеницы по содержанию фосфора и калия в почве в посевной период.

В заключение статистического исследования был проведён корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между содержанием фосфора и калия в зерне, урожайностью яровой пшеницы и содержанием фосфора и калия в почве (приложения 16 – 17).

Выявлено отсутствие простой линейной связи между содержанием фосфора в зерне и урожайностью яровой пшеницы, т.к. величина коэффициента корреляции близка к нулю и составляет лишь 0,046 (коэффициент детерминации 0,21 %). Выявлена обратная слабая связь между содержанием фосфора в зерне, и содержанием фосфора в пахотном слое почвы при $r = - 0,141$ и $D = 1,99$ %.

Связь между аргументами XZ является прямой, средней, близкой к слабой степени силы ($r = 0,354$; $D = 12,53$ %).

По простой линейной взаимосвязи между содержанием калия в зерне и урожайностью яровой пшеницы коэффициенты корреляции 0,238 и детерминации 5,66 % определяют прямую слабую связь, а коэффициенты корреляции и детерминации по взаимодействиям YZ и XZ очень малы и определяют наличие крайне слабой взаимосвязи между исследуемыми признаками.

Существенность представленных коэффициентов по критериям Стьюдента не подтверждается, поскольку на 5 % уровне значимости все фактические значения критериев Стьюдента (от 0,13 до 1,75) не превышают величины теоретического критерия $t_{0,5} = 2,07$.

Множественная корреляционно-регрессионная взаимосвязь между содержанием фосфора и калия в зерне, урожайностью яровой пшеницы и соответствующим содержанием элементов питания в пахотном слое почвы имела незначительные величины коэффициентов множественной корреляции и детерминации - $R = 0,174$; $R^2 = 3,03$ % по фосфору и $R = 0,249$; $R^2 = 54,17$ % по

калию, определяя, тем самым, слабую силу связей.

Существенность взаимосвязей не подтверждалась по фактическим и теоретическому критериям Фишера на 5 % уровне значимости, поэтому расчёты уравнений простой линейной и множественной регрессии, а также построение плоскостных графиков множественной регрессии не проводились. Среди изучаемых факторов на содержание клейковины статистически значимое влияние оказали факторы "Год", "Cu" и "Диатомит". Кроме этого, отмечен статистически значимый эффект взаимодействия факторов "Cu" и "Диатомит" (таблица 35).

Таблица 35 – Результаты дисперсионного анализа влияния изучаемых факторов на содержание клейковины

Источник варьирования	Показатель силы влияния, %	Статистическая значимость, р
Год	3,55	<0,05
Cu	32,16	<0,001
Диатомит	21,47	<0,001
Год*Cu	0,06	нет
Год*Диатомит	0,09	нет
Cu*Диатомит	13,85	<0,001
Год*Cu*Диатомит	0,17	нет
Случайное варьирование	28,64	

Эффект фактора "Год" проявился в увеличении среднего по вариантам содержания клейковины в период проведения экспериментов с 31,1 % в 2018 г. до 31,7 % в 2019 г. и до 32,1 % в 2020 г. (рисунок 43).

Внесение в почву меди привело к уменьшению среднего по годам и вариантам содержания клейковины с 33,0 % в контроле до 30,2 % на фоне 10 ПДК Cu (рисунок 44).

Действие диатомита проявилось в увеличении среднего по годам и вариантам содержания клейковины с 30,6 % (без диатомита) до 32,6 % (на фоне внесения диатомита (рисунок 45).

Тем не менее, анализ эффектов взаимодействия факторов "Cu" и "Диатомит" показал, что наблюдаемые эффекты обусловлены стимулирующим

действием диатомита на накопление клейковины в отсутствие меди, и снижением этого эффекта при внесении в почву меди, причём это снижение происходит пропорционально количеству внесённой меди (рисунок 46).

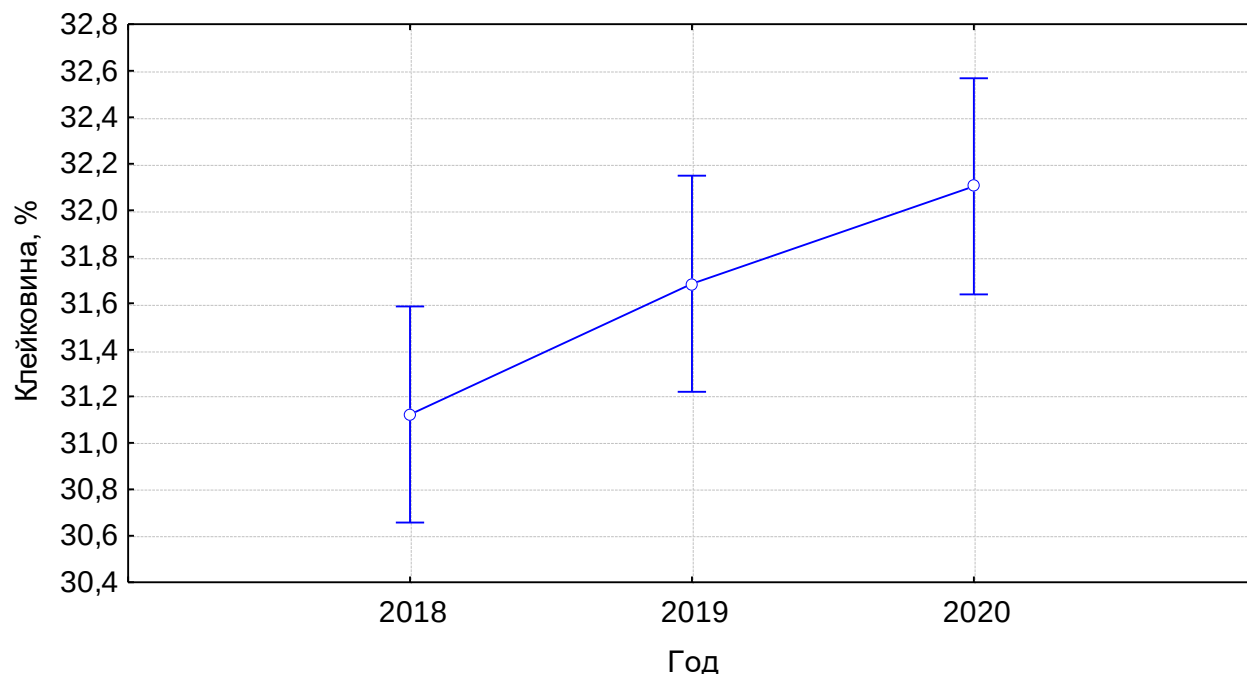


Рисунок 43 – Среднее по годам содержание клейковины; вертикальными полосами показаны 95 %-е доверительные границы для среднего

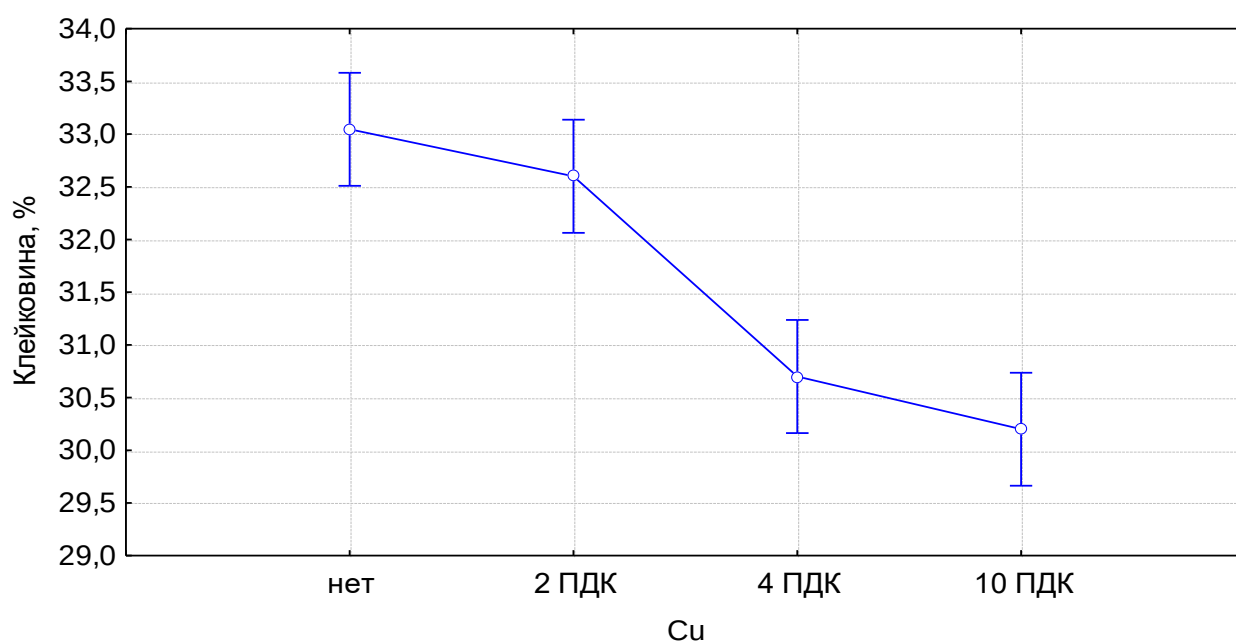


Рисунок 44 – Влияние меди на среднее по годам и вариантам содержание клейковины; вертикальными полосами показаны 95 %-е доверительные границы для среднего

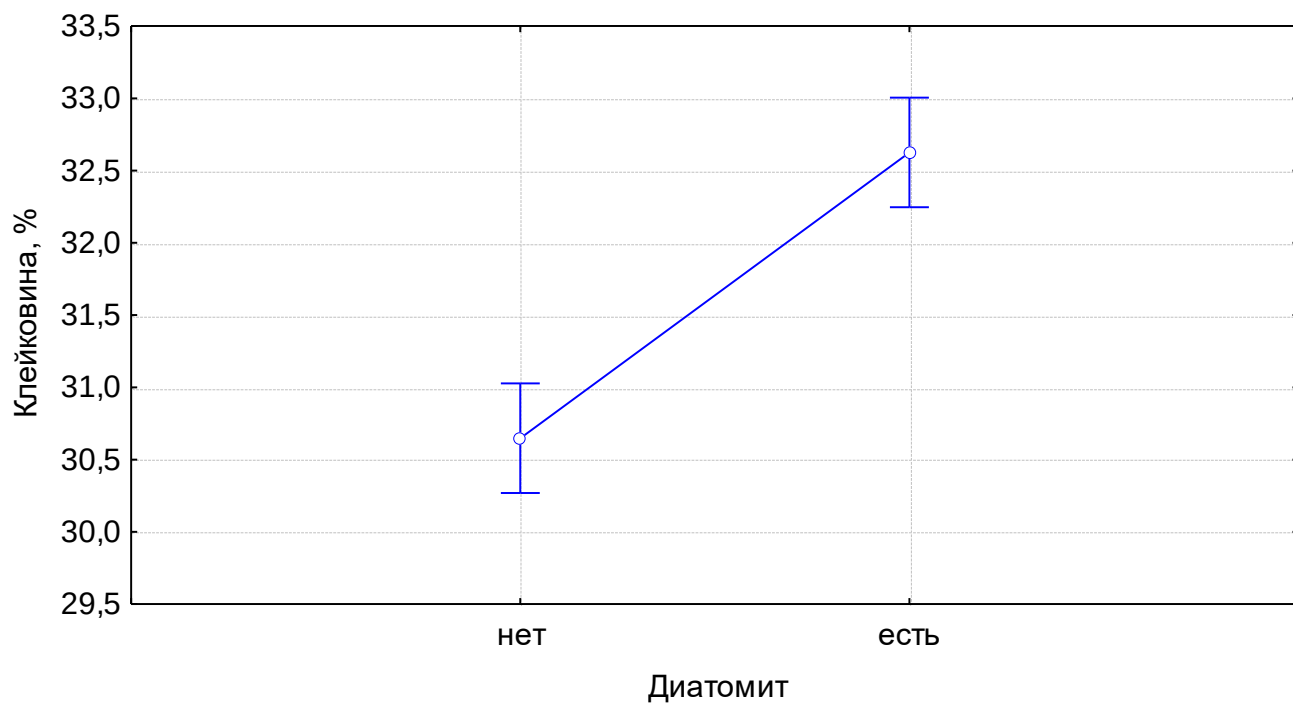


Рисунок 45 – Влияние диатомита на площадь листьев в среднем по годам и вариантам; вертикальными полосами показаны 95 %-е доверительные границы для среднего

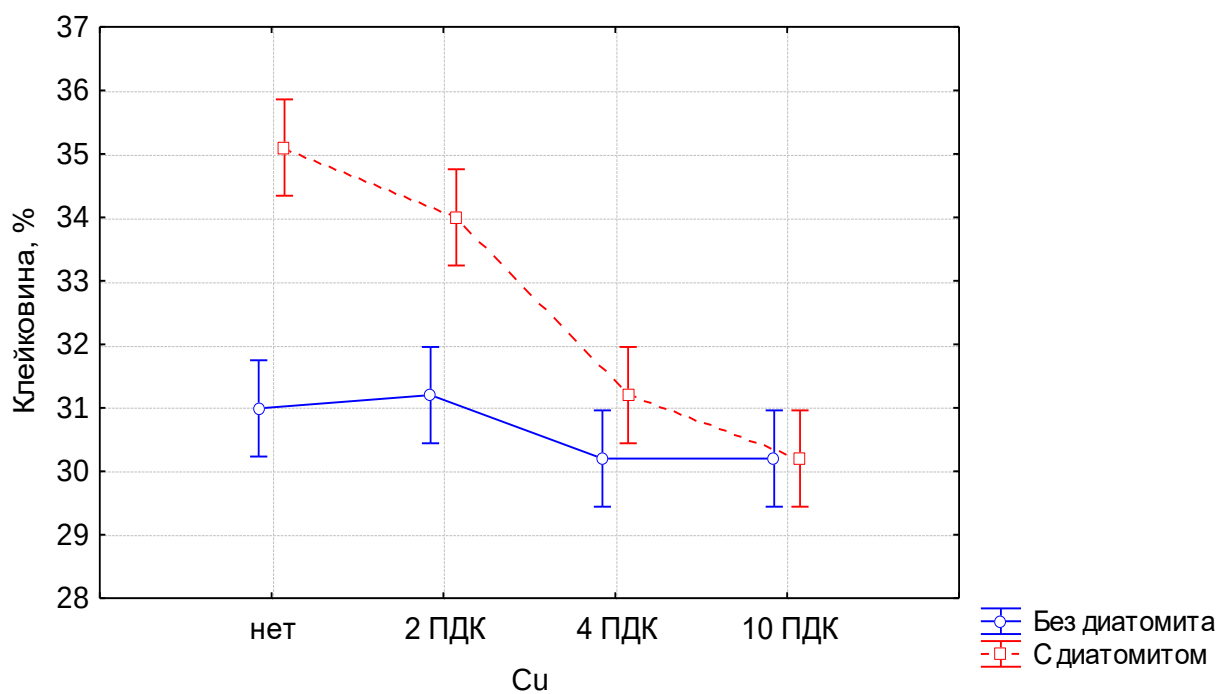


Рисунок 46 – Влияние меди на среднее по годам содержание клейковины в зависимости от присутствия диатомита

Таким образом, применительно к накоплению клейковины следует говорить не о нейтрализации негативного эффекта меди за счёт диатомита, а о нейтрализации положительного эффекта диатомита при внесении в почву меди. Что касается ИДК клейковины, то эффект от внесения меди и диатомита проявился главным образом через взаимодействие этих факторов (таблица 36, рисунок 47).

Таблица 36 – Результаты дисперсионного анализа
влияния изучаемых факторов на ИДК клейковины

Источник варьирования	Показатель силы влияния, %	Статистическая значимость, р
Год	3,49	нет
Сu	1,93	нет
Диатомит	6,04	<0,05
Год*Сu	1,23	нет
Год*Диатомит	1,47	нет
Сu*Диатомит	10,73	<0,05
Год*Сu*Диатомит	0,76	нет
Случайное варьирование	74,35	

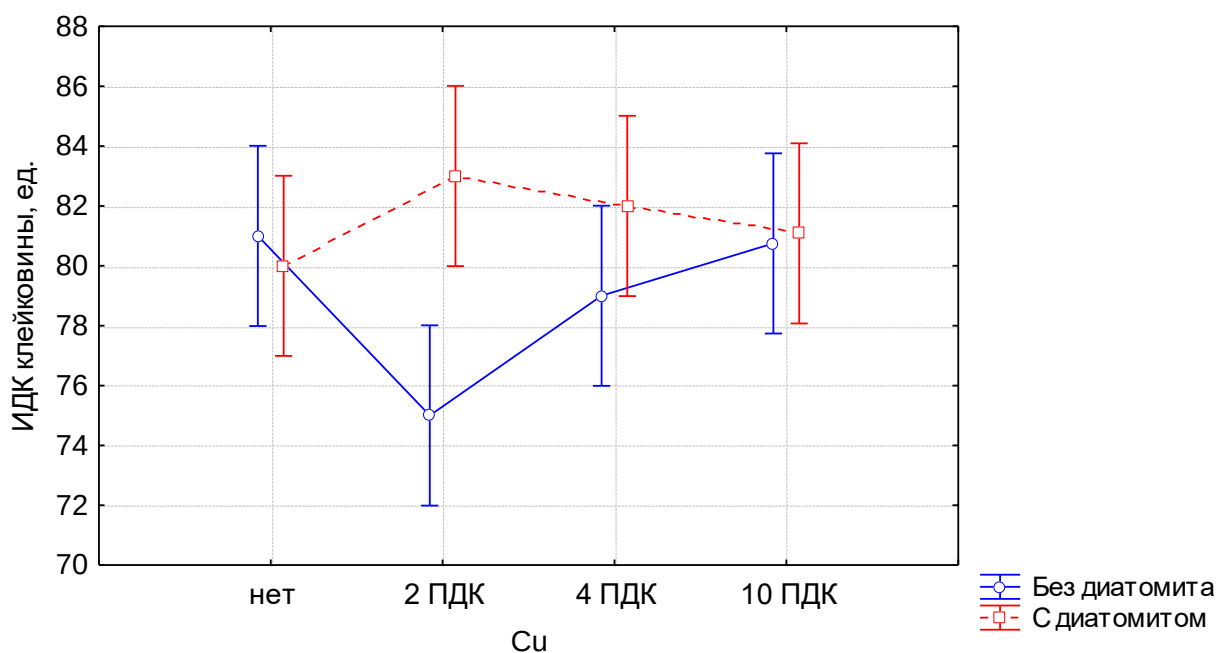


Рисунок 47 – Влияние меди на среднее по годам ИДК клейковины
в зависимости от присутствия диатомита

В отсутствии диатомита отмечается резкое падение ИДК клейковины при внесении в почву относительно небольшой дозы меди (с 81 в контроле до 75 при 2 ПДК) с последующим возвращением ИДК к контрольному варианту по мере увеличения содержания меди. В присутствии диатомита внесение 2 ПДК меди привело к увеличению ИДК клейковины с 80 до 83 ед. Дальнейшее увеличение содержания меди привело к нивелированию данного эффекта и к возвращению ИДК к показателю, характерному для варианта без внесения меди.

Глава 6 Биоаккумуляция меди в системе «почва-растение» и экологическая оценка эффективности детоксикации

Показателями эффективности производства сельскохозяйственной продукции является не только их количество, но и качество. Поэтому при высокой техногенной нагрузке на агроэкосистемы в условиях современного сельскохозяйственного производства важно не допустить поступления любых токсических веществ в растения. Как уже указывалось выше (глава 1), из большинства веществ, поступающих в почву, особое место занимает тяжелые металлы, которые относят к приоритетным загрязняющим веществам, мониторинг содержания их во всех средах (почва, растения, вода, воздух) обязателен. Многие металлы при токсичных концентрациях, в том числе медь, ингибируют деятельность ферментов, нарушая нормальный обмен веществ (Подсевалов М.И., 2017).

С точки зрения экологически безопасного ведения сельскохозяйственного производства необходимо знать токсичность элемента, пути поступления в почву, трансформации его в систему «почва-растение».

Знания закономерностей распределения тяжелых металлов в органах и тканях растений является ключом к познанию распределения и аккумуляции тяжелых металлов в процессах их развития и применять те или иные приёмы и технологии, способствующие к снижению поступления тяжелых металлов в продукцию. И не только, последние позволяет прогнозировать аккумуляцию тяжелых металлов при различных уровнях загрязнения (Соколов О.А., Черников В.А., 1999).

В таблице 37 и в приложении 18 приведены данные, характеризующие содержание меди в растениях яровой пшеницы в зависимости от внесения разных концентраций меди в почву и применения диатомита в соответствии с вариантами микрополевого опыта. Результаты исследований свидетельствуют, что при возделывании яровой пшеницы на загрязненной почве медь большей частью локализуется в стеблях, особенно с увеличением уровня загрязнения.

Таблица 37 – Экологическая оценка содержания меди
в растениях яровой пшеницы, мг/кг (полевой опыт)

№ п/п	Вариант	Содержание, мг/кг сухого вещества		
		корни	стебли	зерно
1	Контроль	0,50	0,95	0,60
2	2 ПДК Cu	0,50	1,45	0,70
3	4 ПДК Cu	0,25	1,75	0,78
4	10 ПДК Cu	0,20	1,90	0,90
5	Диатомит	3,70	0,85	0,50
6	2 ПДК Cu+ диатомит	3,55	1,25	0,65
7	4 ПДК Cu+ диатомит	3,60	1,30	0,71
8	10 ПДК Cu + диатомит	3,70	1,20	0,81

Так, на контрольном варианте содержание меди в стеблях составляло 0,95 мг/кг, тогда как в корнях 0,50 и в зерне 0,60 мг/кг. Загрязнение почвы медью сопровождалось значительным повышением транспорта элемента из корней в растения и накоплением его в стеблях, наиболее резко выраженным в четвертом варианте с загрязнением на уровне на 10 ПДК Cu. Содержание меди в стеблях при этом почти в 10 раз превышало количество ее в корнях, которое составило 1,90 мг/кг и 0,20 мг/кг соответственно. На 17–50 % при этом повышалось поступление меди в зерно, то есть очень значительно усиливался транспорт элемента в основную продукцию.

Внесение диатомита в почву сопровождалось резким изменением соотношения меди в органах растений: содержание её в корнях растений относительно контрольного варианта было больше, более, чем 7 раз.

Соответственно уменьшалось количество её в стеблях (на 11 %) и зерне (на 17 %). Аналогично менялось перераспределение металла по органам растений и при внесении диатомита в загрязненную почву, что способствовало получению экологически более безопасной продукции. Так, внесение диатомита в загрязненную почву на уровне 10 ПДК меди позволило снизить содержание её в зерне по отношению соответствующего варианта на 10 % (с 0,90 мг до 0,81 мг/кг). Без специальных исследований трудно судить о механизмах этого феномена, так как исследование такого плана в литературе отсутствуют. Поглощение тяжелых

металлов корнями растений включает преодоление пектоцеллюлозной мембраны клеточной оболочки, затем прохождении через плазмолемму, цитоплазму и вакуолярную мембрану.

При этом ионы тяжелых металлов должны проходить через поры мембраны с потоком растворителя, липоидной диффузией с участием переносчиков, обменной диффузией, активным метаболическим переносом. Мембраны обладают биокаталитической активностью и осуществляют направленный перенос металлов. Пассивная диффузия составляет только 2–3 % от всего количества усвоения элементов (Черников В.Н., 2000; Серегин И.В., 2009; Соколов О.А., 2015).

Как уже указывалось выше, основные пути поступления тяжелых металлов в растения – апоплазматический и симплазматический (глава 1) . Апоплазматический путь осуществляется по свободному пространству клеточных оболочек и межклетников по принципу диффузии и потока воды с растворенными в ней элементами. Поступление их в растения по этому пути возрастает с повышением концентрации в почвенном растворе, что и наблюдается в наших опытах. Симплазматический путь поступления тяжелых металлов между клетками по плазмодесмам носит избирательный характер.

Таким образом, распределение тяжелых металлов, в том числе меди, в растении тесно связано с существованием нескольких барьеров, влияющих на поступление их в растения и, прежде всего, в основную продукцию: почва–корень, корень–стебель, стебель–лист, стебель–репродуктивные органы. По данным Г.А. Гармаш (1987) наибольшее накопление тяжелых металлов происходит в вегетативных органах растений и значительно ниже – репродуктивных. Знание закономерностей поступления и распределения тяжелых металлов в растениях позволяет разрабатывать систему мероприятий и своевременно принимать меры с тем, чтобы не допустить загрязнение продукции теми или иными токсикантами. Что касается меди, применение высококремнистых пород в данном случае диатомита при возделывании яровой пшеницы, способствовало не только повышению урожайности, но и получению

экологически более безопасной продукции. При этом можно предположить, что большее накопление металла в корнях растений обязано уменьшению возможности апоплазматического пути передвижения меди из корней в стебли и листья при одновременном поглощении меди и кремния диатомита.

Результаты исследований закономерностей биоаккумуляции меди в системе «почва-растение» и экологическая оценка эффективности детоксикации опубликованы в научных работах (Цаповская О.Н., 2021; Цаповская О.Н., Виноградов Д.В., 2025).

Заключение

Таким образом, на основе результатов почвенно-экологических исследований регионально типологических особенностей поведения меди на черноземах Ульяновской области сделаны такие выводы:

1. Проведенные исследования показали, наибольшую информативность по количеству подвижных форм меди, определенной по методу Пейве–Ринькиса для оценки уровня загрязнения медью исследуемых черноземов Ульяновской области. Следовательно, экологическую оценку содержания меди в почвах целесообразно проводить извлечением ее 1 *n* раствором соляной кислоты (HCl).

2. Лабораторные эксперименты загрязнения чернозема типичного с высокой буферной способностью и со средним содержанием подвижной меди (2,5 мг/кг) в количестве 4 ПДК не оказывает негативного влияния на рост и развитие яровой пшеницы. Загрязнение почвы на уровне 10 ПДК достоверно сопровождается замедлением роста корневой системы и роста растений и снижением биологической продуктивности на 15 %. Избыток меди в растворе подавляет развитие растений яровой пшеницы в самом раннем возрасте: энергия прорастания при концентрации металла на уровне 2 ПДК достоверно снижалась на 35 % и на 73 % – 4 ПДК. При загрязнении медью в 10 ПДК всходы 5 % семян появились только на 8–е сутки.

3. В лабораторных экспериментах загрязнение чернозема типичного с высокой буферной способностью и со средним содержанием подвижной меди (2,5 мг/кг) в количестве 4 ПДК не оказало негативного влияния на рост и развитие яровой пшеницы. Загрязнение почвы медью на уровне 10 ПДК значительно снизило биологическую активность почвы, сопровождалось замедлением роста корневой системы и роста растений, снижением биологической продуктивности на 15 %.

4. Внесение сернокислой меди привело к значительному увеличению в пахотном слое чернозема типичного содержания подвижной меди. При извлечении ее ацетатно–аммонийным буфером с рН 4,8 количество подвижных ее форм в

варианте с загрязнением 10 ПДК составило 0,86 мг/кг, что выше контроля в 4,5 раз. Содержание потенциально доступных соединений меди в вытяжке 1 н HCl в вариантах с загрязнением на уровне 4 и 10 ПДК Cu составило 11,7 и 31,9 мг/кг соответственно.

5. В микрополевых исследованиях применение диатомита (высококремнистой породы) в дозе 5 т/га в качестве детоксиканта позволяет снизить подвижность меди в пахотном горизонте почвы в зависимости от уровня загрязнения на 16 % (контроль) – 24 % (10 ПДК).

6. В связи со средним содержанием подвижной меди в почве, внесение сернокислой меди до 4 ПДК способствует усилению деятельности целлюлозоразрушающих микроорганизмов (на 16 %). Дальнейшее повышение уровня загрязнения до 10 ПДК приводит к значительному подавлению почвенной биоты на 9 %.

7. Биологическая продуктивность зерна яровой пшеницы при возделывании на загрязненной почве на уровне 2 ПДК достоверно снижается на 1,5 ц/га (8 %), 4 ПДК – на 4,9 ц/га (24 %) и 10 ПДК – на 5,8 ц/га (29 %). Использование диатомита в качестве детоксиканта при загрязнении почвы до 4 ПДК Cu полностью блокирует негативное воздействие ее на формирование биологической продуктивности, более того, она повысилась на 1,6 ц/га. Однако при дальнейшем загрязнении до 10 ПДК полностью нейтрализовать токсичное действие меди на продуктивность культуры не удастся и биологическая продуктивность зерна снижается на 2,2 ц/га (11 %).

8. Загрязнение почвы медью сопровождается достоверным повышением транспорта элемента из корневой части в надземную часть растения, наиболее резко выраженным при загрязнении на уровне 10 ПДК Cu. Содержание меди в стеблях при этом почти в 10 раз превышало количество ее в корнях, которое составило 1,90 и 0,20 мг/кг соответственно. На 17 – 50 % усилился транспорт ее в основную продукцию.

9. Резкое повышение эффективности биогеохимического барьера обеспечивается внесением диатомита в почву (5 т/га): содержание ее в корнях растений превышало контрольный вариант более, чем в 7 раз. Соответственно

уменьшилось количество ее в стеблях (на 11 %) и зерне (на 17 %). Аналогично меняется перераспределение металла по органам растений и при внесении диатомита в загрязненную почву, что способствовало получению более экологически безопасной продукции. Так, внесение диатомита в загрязненную на уровне 10 ПДК Cu почву позволило снизить содержание меди в зерне по отношению соответствующего варианта на 10 % (с 0,90 мг до 0,81 мг/кг).

Перспективы дальнейшей разработки темы

В условиях возрастания антропогенной нагрузки на агроэкосистемы, в том числе, на почвенный покров, существует необходимость в разработке и совершенствовании экологически безопасных технологий выращивания высокопродуктивных зерновых культур, в том числе яровой пшеницы. Полученные данные исследований целесообразно использовать при разработке региональных технологий выращивания яровых зерновых культур, а так же, при экологическом мониторинге для оценки степени загрязнения агробиоценозов, обеспеченности пахотных почв медью, при прогнозировании содержания и действия меди в системе почва–растение. В дальнейшем развитие темы предполагается осуществлять с учетом расширения перечня сельскохозяйственных культур и их агротехнологий.

Список литературы

1. Аванесян, Н.М. Влияние промышленных предприятий и транспорта на содержание тяжелых металлов в почвах Правобережья г. Ульяновска : диссертация ... кандидата биологических наук : 03.02.08 / Ульяновск, 2014. – 147 с.
2. Авилова, А.А. Влияние малоконтрастного мезорельефа на содержание и запасы тяжелых металлов в базовых компонентах фоновых экосистем Лесной опытной дачи РГАУ–МСХА имени К.А.Тимирязева / А.А. Авилова, И.И. Васенев, Б.В. Багина // АгроЭкоИнфо. – 2015, №5. http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2015/5/st_27.doc.
3. 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.
4. Александрова, А.Б. Состояние почв г. Казани / Деградация почвенного покрова и проблемы агроландшафтного земледелия. Мат-лы межд. конф. 24-28 сент. 2001г, Ставрополь: Ставропольская сельскохозяйственная акад., 2001. – 8 с.
5. Александрова, Л.Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. - Л.: Наука, 1980. – 288 с.
6. Алексахин, Р.М. Актуальные проблемы агроэкологии на техногенно загрязненных сельскохозяйственных угодьях / Р.М. Алексахин, Л.Н. Ульяненко, Т.Л. Жигарева, А.С. Филипас // Агроэкологические проблемы сельскохозяйственного производства в условиях техногенного загрязнения агроэкосистем: Сб. докл. Всеросс. научн.-практ. конф. Казань: Изд-во КГТУ, 2001. – 8 с.
7. Антонова, С.А. Оптимизация системы удобрения проса с использованием соломы на чернозёме типичном в условиях лесостепи Среднего Поволжья: автореферат дис ... кандидата сельскохозяйственных наук: 06.01.04. – Усть–Кинельский, 2018. – 23 с.
8. Антонова, Ю.А. Тяжёлые металлы в городских почвах / Ю.А. Антонова, М.А. Сафонова // Фундаментальные исследования. – 2007. – № 11. – С.

43-44.

9. Аристархов, А.Н. Оптимизация питания растений и применения удобрений в агроэкосистемах / М.: Изд-во ЦИНАО, 2000. – 524 с.

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. Башмаков, Д.И. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции и распределения тяжелых металлов у высших растений / Д.И. Башмаков, А.С. Лукаткин // Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2009. – 236 с.

12. Безуглова, О.С. Урбопочвоведение: учебник / О.С. Безуглова, С.Н. Горбов, И.В. Морозов, Д.Г. Невидомская // Ростов-на-Дону, 2011. – 260 с.

13. Белоусова, Ю.С. Состояние меди и цинка в системе «почва-растение» в условиях загрязнения: Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 06.01.04. -Л.: Москва - 2013. – 25 с.

14. Болтунова, А.Д. Накопление тяжелых металлов в почвах под влиянием промышленного производства / А.Д. Болтунова, С.В. Смирнова, В.В. Солтис // Современные проблемы науки и образования. – 2017. – № 4.

15. Большаков, В.А. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах // Почвоведение. – 2002. – № 7. – С. 844-849.

16. Боме, Н. А. Формирование листовой поверхности озимых форм *Triticum Aestivum* L. в различных погодно-климатических условиях [Текст] / Н. А. Боме, Е. А. Тюменцева, А. Я. Боме // Вестник Тюменского государственного университета. – 2011. – № 12. – С. 132-137.

17. Борисков, Д.Е. Причины и закономерности техногенного загрязнения тяжелыми металлами системы почва-растение в условиях лесостепной зоны Зауралья: автореферат дис. ... кандидата сельскохозяйственных наук: 06.01.04. - Омск, 2000. – 16 с.

18. 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.

19. 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.
20. 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.
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. Важенин, И.Г. О разработке предельно допустимых концентраций (ПДК) химических веществ в почве // Бюл. Почв, ин-та им. В.В. Докучаева. – 1983. – Вып. 35. – С. 3-6.
23. Васенев, И.И. Глобальные изменения, функционально-экологический мониторинг и оценка воздействия на окружающую среду // Экологическая стратегия устойчивого развития. Сборник материалов Первого Международного экологического форума в г. Калуге. 10-11 сентября 2015 г. – Калуга: Издательство «Эйдос». – 2015. – С. 28-29.
24. Васенев, И.И. Анализ лимитирующих агроэкологических факторов урожайности и качества твердой пшеницы в засушливых условиях / И.И. Васенев, И.Н. Бесалиев, П.Н. Мальчиков, Г.И. Шутарева, Т.М. Джанчаров, Д.В. Морев, А.М. Ярославцев, М.Ю. Курашов // Достижения науки и техники АПК. – 2019. – №12 (т. 33). – С. 30–37.
25. Васильев, А.А. Тяжелые металлы в почвах г. Чусового: оценка и диагностика загрязнения: монография / А.А. Васильев, А.Н. Чащин, ФГБОУ ВПО Пермская ГСХА. – Пермь: ФГБОУ ВПО Пермская ГСХА, 2011. – 197 с.
26. Васин, Д.В. Рождение связанных состояний тяжелых кварков в

подходе Кт-факторизации : автореферат дис. ... кандидата физико-математических наук : 01.04.16 / Самара, 2006. – 15 с.

27. Васин, Д.В. Особенности накопления тяжелых металлов в разных типах почв (на примере Ульяновской области) // Успехи современного естествознания. – 2021. – № 6. – С. 62-67.

28. Вардуни, В.М. Влияние загрязнения нанопорошками оксидов Co, Ni, Cu, Zn, Ti, Fe, Al, Si на биологические свойства сельскохозяйственных растений / В.М. Вардуни, С.И. Колесников, Т.В. Вардуни, О.А. Капралова, П.А. Дмитриев, М.М. Середа // АгроЭкоИнфо. – 2019, №4. – http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2019/4/st_438.doc.

29. Водяницкий, Ю.Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами : уч. Пособие / Ю.Н. Водяницкий, Д.В. Ладонин, А.Т. Савичев. – М.: Типография Россельхозакадемии, 2012. – 305 с.

30. Водяницкий, Ю.Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор). // Почвоведение. 2013. – № 7. – С. 872-881.

31. Волкова, И.В. Характеристика содержания подвижной формы некоторых металлов в урболандшафтах г. Актубинска и его окрестностей / И.В. Волкова, Л.В. Гончар, А.Р. Сафаралиева // Современные проблемы науки и образования. – 2016. – № 4.

32. Гаевая, Е.В. Эколого-токсикологическая оценка сельскохозяйственной продукции юга Тюменской области: автореф. дис. ... канд. биол. наук, 03.02.08. – Тюмень: ТГСХА, 2012. – 19 с.

33. Ганжара, Н.Ф. Практикум по почвоведению / Н.Ф. Ганжара, Б.А. Борисов, Р.Ф. Байбеков. – М.: Агроконсалт, 2002. – 282с.

34. Госсе, Д. Д. Влияние удобрений на динамику содержания тяжелых металлов в системе почва-растение на дерново-подзолистых почвах: диссертация ... кандидата биологических наук : 06.01.04 / Москва, 2008. – 174 с.

35. Девятова, Т.А. Изучение биологической активности черноземов центра Русской равнины итоги и перспективы / Т.А., Девятова, А.П Щербаков //

Черноземы центральной России, генезис, география, эволюция Воронеж, Изд-во ВГУ. – 2004. – С. 24-26.

36. Девятова, Т.А. Биодиагностика почв / Т.А. Девятова, Т.Н. Крамарева // Воронеж: ВГУ, 2008. – 140 с.

37. Дубровина, О.А. Содержание меди и цинка в трёхлетней хвое сосны обыкновенной (*Pinus Sylvestris* L.) в условиях Липецкой области [Электрон. ресурс] / О.А. Дубровина, Г.А. Зайцев, Т.В. Зубкова // АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журнал. – 2022. – №1. – Режим доступа: http://agroecoinfo.ru/STATYI/2022/1/st_120.pdf.

38. Дубровина, О.А. Биоаккумуляция тяжелых металлов в хвое ели колючей (*Picea pungens*.) и туи западной (*Thuja occidentalis*) и защитная реакция растений на экологический стресс [Электрон. ресурс] / О.А. Дубровина, Т.В. Зубкова, Д.В. Виноградов, Г.Д. Гогмачадзе // АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журнал. – 2023. – № 3. – Режим доступа: http://agroecoinfo.ru/STATYI/2023/3/st_309.pdf.

39. Дубровина, О.А. Концентрация меди и цинка в органах березы повислой (*Betula pendula* roth.) и пырея ползучего (*Elytrigia repens* L.) в условиях их естественного произрастания [Электрон. ресурс] / О.А. Дубровина, Т.В. Зубкова, Д.В. Виноградов, Г.Д. Гогмачадзе // АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журнал. – 2023. – № 1. – Режим доступа: http://agroecoinfo.ru/STATYI/2023/1/st_124.pdf.

40. Дьяконова, О.В. Тяжелые металлы и минеральные формы азота в системе почва-растение: диссертация ... кандидата сельскохозяйственных наук: 06.01.04, 03.00.16. - Барнаул, 2005. – 128 с.

41. Дьяченко, В.В. Экосистемные принципы нормирования подвижных форм тяжелых металлов в почвах Краснодарского края / В.В. Дьяченко, Е.А. Ляшенко, Д.Ю. Бургонский / Вестник ТюмГУ. – 2008, № 3. – С. 184-191.

42. Елизарьева, Е.Н. Влияние соединений некоторых тяжелых металлов на процесс формирования проростков редиса / Е.Н. Елизарьева, Ю.А. Янбаев, Н.Н. Редькина, Н.В. Кудашкина, А.Г. Байков, А.П. Смирнова // Современные

проблемы науки и образования. – 2017. – № 6.; URL: <http://science-education.ru/ru/article/view?id=27181>

43. Емцев, В. Т. Общая микробиология : учебник для академического бакалавриата / В. Т. Емцев, Е. Н. Мишустин. – Москва : Издательство Юрайт, 2018. – 253 с.

44. Ерофеева, Т.В. Агроэкологическое обоснование использования осадка сточных вод в качестве биоорганического удобрения при возделывании сельскохозяйственных культур [Электрон. ресурс] / Т.В. Ерофеева, М.М. Крючков, Т.А. Масина, Д.В. Виноградов // АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журнал. – 2021. – №3. – Режим доступа: http://agroecoinfo.ru/STATYI/2021/3/st_327.pdf.

45. Жуков, Ю.П. Определение максимально допустимой дозы удобрений, прогноз изменения содержания подвижных форм фосфора и калия в почве по результатам баланса / Ю.П. Жуков, О.В. Чухина // Плодородие. – 2013. – № 4. – С. 19-21.

46. Загинайлов, А. В. Совершенствование технологии возделывания кукурузы в условиях Центрального района Нечерноземной зоны России: Автореф. дис. канд. сельскохозяйственных. наук. Москва, 2011. – 22 с.

47. Зубкова, В.М. Особенности накопления и распределения тяжелых металлов в сельскохозяйственных культурах и влияние удобрений на их поведение в системе почва - растение: Автореф. дис. на соискание ученой степени доктора биол. наук: 08.07.02. - М.: РГАУ-МСХА имени К.А. Тимирязева, 2004. – 16 с.

48. Зубкова, Т.В. Анализ содержания тяжелых металлов в однолетней хвое ели колючей (*Picea pungens*) и туи западной (*Thuja occidentalis*), произрастающих в разных функциональных зонах г. Ельца / Т.В. Зубкова, О.А. Дубровина // АгроЭкоИнфо. – 2020, №3. – http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2020/3/st_316.pdf

49. Иванова, Е.М. Биологические эффекты высоких концентраций солей меди и цинка и характер их взаимодействия в растениях рапса / Е.М. Иванова,

В.П. Холодова, В.В. Кузнецов // Физиология растений. – 2010. – том 57. – № 6. – С. 864-873.

50. Ильин, В.Б. Содержание тяжелых металлов в почвах и растениях Новосибирска / В.Б. Ильин, Н.Л. Байдина, Г.А. Конарбаева, А.С. Черевко // Агрохимия. – 2000. – № 1. – С. 66-73.

51. Ильин, В.Б. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях и растениях Новосибирской области / В.Б. Ильин, А.И. Сысо // Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. – 229 с.

52. Ильин, В.Б. Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва -растение / В.Б. Ильин. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2012. – 220 с.

53. Ильинский, А.В. Некоторые аспекты обоснования системы комплексного контроля при проведении мероприятий по реабилитации техногенно загрязненных земель / А.В. Ильинский, Д.В. Виноградов, П.Н. Балабко // Вестник Рязанского государственного агротехнологического университета им. П.А. Костычева. – 2015. – № 4 (28). – С. 8–13.

54. Исайчев, В.А. Влияние регуляторов роста на фотосинтетическую деятельность растений яровой пшеницы в условиях Лесостепи Поволжья / В.А. Исайчев, Н.Н. Андреев, А.В. Каспировский // Вестник Башкирского государственного аграрного университета. – 2013. – № 3. – С. 18-22.

55. Кабата-Пендиас, А. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас // М. Мир, 1989. – 439 с.

56. 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.

57. 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.

58. Козаченко, А.П. Научные основы мониторинга, охраны и рекультивации земель / А.П. Козаченко, О.Р. Камеристова, И.П. Добровольский, А.Ю. Даванков // Челябинск, 2000. – 247 с.

59. 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.
60. Козлов, А.В. Роль и значение кремния и кремнийсодержащих веществ в агроэкосистемах / А.В. Козлов, А.Х. Куликова, Е.А. Яшин // Вестник Мининского университета. – 2015. – № 2 (10). – С. 23.
61. 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.
62. Конышева, Е.Н. Влияние тяжелых металлов и их детоксикантов на ферментативную активность почв / Е.Н. Конышева, И.С. Коротченко // Вестник КрасГАУ. – 2011. – № 1. – С. 114-119.
63. Копылова, Л.В. Накопление тяжелых металлов в древесных растениях урбанизированных территорий Восточного Забайкалья: автореф. ... канд. биол. наук. – Улан-Удэ, 2012. – 21 с.
64. Корельская, Т. А. Биогеохимическая индикация экологического состояния урбоэкосистем Севера: на примере Архангельска: диссертация ... канд. химических наук: 03.00.16 / Архангельск, 2008. – 222 с.
65. Коровина, Е. В. Модель распространения тяжелых металлов от автомагистрали / Е. В. Коровина // Медико-физиологические проблемы экологии человека: материалы Всерос. конф. с междунар. участием (Ульяновск, 22-25 сентября 2009 г.). – Ульяновск: УлГУ, 2009. – С. 164 – 165.
66. Коротченко, И.С. Детоксикация тяжелых металлов (Pb, Cd, Cu) в системе «почва-растение» в лесостепной зоне Красноярского края / И.С. Коротченко, Н.Н. Кириенко / Краснояр. гос. аграр. ун-т. - Красноярск, 2012. – 250 с.
67. Кошелева, Н. Е. Математическое моделирование миграционных процессов в ландшафтно-геохимических системах : диссертация ... доктора географических наук : 25.00.23. - Москва, 2003. – 429 с.

68. Кравченко, А.Л. Экологическая оценка влияния фитотоксичности почвы на развитие растений: диссертация ... канд. биологических наук: 03.02.08 / Москва, 2016. – 115 с.
69. Красницкий, В.М. Агрохимическая и экологическая характеристики почв Западной Сибири: монография / В.М. Красницкий; ОмГАУ. – Омск: ЦИНАО, 2002. – 144 с.
70. Кудряшов, В.И. Аккумуляция тяжелых металлов дикорастущими растениями: Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 02.08.04. – Л.: Саранск, 2003. – 50 с.
71. 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.
72. Кузнецов, В.В. Физиология растений: учебник / В.В. Кузнецов, Г.А. Дмитриева. – М.: Высшая школа, 2006. – 742 с.
73. Куликова, А.Х. Воспроизводство биогенных ресурсов в агроэкосистемах и регулирование плодородия чернозема лесостепи Поволжья. Дисс. ... д-ра с.-х. наук. – Ульяновск, 1997. – 365 с.
74. Куликова, А.Х. Влияние диатомита и минеральных удобрений на урожайность и качество корнеплодов сахарной свеклы / А.Х. Куликова, Е.А. Яшин, И.А. Юдина, Е.В. Данилова, О.С. Дронина, С.А. Никифорова // Агрохимия. 2007. – № 6. – С. 27-31.
75. Куликова, А.Х. Эффективность предпосевной обработки семян сахарной свёклы биопрепаратами и диатомитовым порошком в условиях Среднего Поволжья / А.Х. Куликова, О.С. Дронина // Вестник Ульяновской государственной сельскохозяйственной академии. – 2009. – № 1. – С. 55-63.
76. Куликова, А.Х. Кремний и высококремнистые породы в системе удобрения сельскохозяйственных культур. Ульяновск: Изд-во УГСХА им. П.А. Столыпина, 2013. – 176 с.
77. Куликова, А.Х. Вынос тяжелых металлов сельскохозяйственными культурами в условиях Ульяновской области / А.Х. Куликова, Е.А. Черкасов, О.Н. Цаповская // Биологическая интенсификация систем земледелия: опыт и

перспективы освоения в современных условиях развития : науч.-практ. конф. . (г. Ульяновск, 2 июля, 2016 г.). – Ульяновск: ФГБОУ ВО УлГАУ, 2016. – С. 115-121.

78. Куликова, А.Х. Питательный режим и биологическая активность почвы в зависимости от загрязнения медью и роль диатомита как детоксиканта / А.Х. Куликова, А.Л. Тойгильдин, О.Н. Цаповская // Аграрная наука. – 2022. – №1.

79. Лазарев, А.П. Экологические аспекты использования черноземов Западной Сибири : монография / А.П. Лазарев, А.А. Ваймер, Л.Н. Скипин. – Тюмень: Ризограф, 2014. – 362 с.

80. Ларешин, В. Г. Современные методы диагностики и оптимизации физических, физико-химических и химических свойств почв в различных системах земледелия разных климатических зон [Электронный ресурс] / Ларешин В. Г. ; Российский университет дружбы народов. - Москва : РУДН, 2008.

81. 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.

82. Лопатина, Д.Н. Накопление тяжелых металлов в почвах и растениях бассейна реки Оса (Верхнее Приангарье) / Успехи современного естествознания. – 2019. – № 6. – С. 82-87.

83. Лунин, С.В. Цинк в агроландшафтах Белгородской области / Агрохимический вестник. – 2005. – № 5. – С. 4-6.

84. Матвеев, В. Н. Биологическая оценка вовлечения тяжелых металлов в Основные трофические цепи и биогеохимический круговорот в условиях агрофитоценозов (на примере лесостепного Высокого Заволжья): Автореф. дис. канд. биол. наук. Тольятти, 2004. – 20 с.

85. Матыченков, В.В. Влияние кремниевых удобрений на растения и почву / В.В. Матыченков, Я. М. Аммосова, Е.А. Бочарникова // Агрохимия. – 2002. – № 2. – С. 86-93.

86. Медведев, И.Ф. Тяжелые металлы в экосистемах: монография / И.Ф. Медведев, С.С. Деревягин. – Саратов: Ракурс, 2017. – 178 с.

87. Милащенко, Н.З. Устойчивое развитие агроландшафтов / Н.З. Милащенко, О.А. Соколов, Т. Брайсон, В.А. Черников // В 2-х тт. Т.1. Пушкино: Изд-во ОНТИ ПНЦ РАН, 2000. – 316 с.
88. Минеев, В.Г. Современные тенденции в изменении плодородия почв России/ В.Г. Минеев, Т.Н. Большева // Журнал Российского химического общества им. Д.И. Менделеева. – 2005. – № 3. – С. 5-10.
89. Минкина, Т.М. Соединения тяжелых металлов в почвах Нижнего Дона, их трансформация под влиянием природных и антропогенных факторов : диссертация ... доктора биологических наук : 03.00.27, 03.00.16 / Ростов-на-Дону, 2008. – 483 с.
90. Минкина, Т.М. Индикация химического загрязнения почв и растений: монография / Т.М. Минкина. – Ростов-на-Дону: Печатная лавка, 2015. – 192 с.
91. 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.
92. 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.
93. Мосина, Л.В. Биологический способ очистки почвы от тяжёлых металлов сельскохозяйственными культурами (на примере полигона ТБО «Саларьево») / Л.В. Мосина, Ю.А. Жандарова // АгроЭкоИнфо. – 2018, №4. – http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2018/4/st_415.doc.
94. Мотузова, Г.В. Экологический мониторинг почв / Г.В. Мотузова, О.С. Безуглова // М.: Академический Проект; Гаудеамус, 2007. – 237 с. – (Gaudeamus).
95. Мощенко, Д.И. Влияние загрязнения тяжёлыми металлами на общую численность бактерий в почвах Центрального Предкавказья и Кавказа [Электрон. ресурс] / Д.И. Мощенко, А.А. Кузина, С.И. Колесников, Е.Н. Неведомая, Т.А. Тер-Мисакянц, К.Ш. Казеев // АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный

журнал. – 2022. – № 4. – Режим доступа:
http://agroecoinfo.ru/STATYI/2022/4/st_405.pdf.

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

97. Немцев, Н.С. Технологические приемы, направленные на восстановление загрязненных тяжелыми металлами почв // Вестник Российской Академии сельскохозяйственных наук. – 2003. – № 1. – С. 13-15.

98. Ознобихина, А.О. Тяжелые металлы в почвах Нижнетавдинского района Тюменской области / А.О. Ознобихина, А.С. Ковкова, Е.И. Пасевич // Новые технологии нефтегазовому региону: материалы Международной научно-практической конференции. – Тюмень: ТИУ, 2017. – С. 260-262.

99. Ознобихина, А.О. Границы всхожести семян фитомелиорантов в присутствии токсичных концентраций тяжелых металлов // Самарский научный вестник. – 2019. – Т8. – № 1 (26). – С. 82-86.

100. Овчаренко, М.М. Тяжелые металлы в системе почва растение - удобрение: Дисс. доктора с/х. наук. – М., 2000. – 272 с.

101. Орлов, Д.С. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении / Д.С. Орлов, Л.К. Садовникова, И.Н. Лозановская // М.: Высшая школа, 2002. – 334 с.

102. Павловская, В.А. Аккумуляция тяжелых металлов сельскохозяйственными растениями в зависимости от их биоэкологических свойств и действия основных экологических факторов в условиях Самарской области: Автореф. дис. ... канд. биол. наук: 14.08.2001.-Л.: Самара, 1997. – 40 с.

103. Панин, М.С. Закономерности аккумуляции меди и цинка в ризосфере растений / М.С. Панин, Е.Н. Бирюкова // Агрохимия. – 2005. – № 1. – С. 53–59.

104. Пархоменко, Н. А. Агроэкологическая оценка действия тяжелых металлов в системе почва - растение: автореферат дис. ... кандидата сельскохозяйственных наук: 06.01.04 / Тюмень, 2004. – 20 с.

105. Пейве, Я.В. Агрохимия и биохимия микроэлементов – М.: Наука,

1980.

106. Пилипенко, Н.Г. Баланс азота, фосфора и калия на лугово-черноземных почвах Забайкалья в кормовом севообороте / Н.Г. Пилипенко, О.Т. Андреева // Сибирский вестник сельскохозяйственной науки. – 2014. – № 4. – С. 31-36.

107. Пивченко, Д.В. Сравнительный анализ вегетационных индексов для агроэкологического мониторинга озимой пшеницы в условиях Московской области / Д.В. Пивченко, Ю.Л. Мешалкина, А.М. Ярославцев, М.В. Тихонова, М.М. Визирская, И.И. Васенев // АгроЭкоИнфо. – 2019, №3. – http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2019/3/st_324.doc.

108. Подсевалов, М.И. Влияние агроприемов на биологическую активность почвы и урожайность озимой пшеницы в севооборотах лесостепи Заволжья / М.И. Подсевалов, А.Л. Тойгильдин, Д.Э. Аюпов // Вестник Ульяновской государственной сельскохозяйственной академии. – 2017. – № 1. – С. 44-50.

109. Попова, Л.Ф. Оценка уровня загрязнения почвенно-растительного покрова острова Большой Соловецкий тяжелыми металлами / Л. Ф. Попова, Ю. И. Андреева, М. В. Никитина // Принципы экологии. 2016. – № 2. – С. 62–69.

110. Прохорова, Н.В. Экологические принципы биогеохимического анализа ландшафтов лесостепного и степного Поволжья : диссертация ... доктора биологических наук : 03.00.16. - Самара, 2005. – 509 с.

111. Прохорова, Н.В. Распределение тяжелых металлов в посевах важнейших сельскохозяйственных культур в Самарской области : монография / Н. В. Прохорова, Н. М. Матвеев ; Федеральное агентство по образованию, Гос. образовательное учреждение высш. проф. образования "Самарский гос. ун-т". - Самара : Самарский ун-т, 2006. – 141 с.

112. Рустамова, Е.В. Оценка устойчивости почв по отношению к тяжелым металлам / Е.В. Рустамова, Е.М. Гилева, А.А. Матвеева // Аграрный вестник Урала, 2010. – № 11–2. – 5 с.

113. Сайдяшева, Г. В. Эффективность последствий органических и нетрадиционных удобрений при возделывании яровой пшеницы в Среднем

Поволжье : диссертация ... кандидата сельскохозяйственных наук : 06.01.04, 06.01.01 / Саранск, 2011. – 170 с.

114. Самойленко, Г. Ю. Изучение содержания тяжелых металлов в почвах и дикорастущих растениях инверсионно-вольтамперометрическим методом / Г. Ю. Самойленко, Е. А. Бондаревич, Н. Н. Коцюржинская // Ученые записки Забайкальского государственного университета. – 2017. – Т. 12, № 1. – С. 31–39.

115. Самойленко, Г. Ю. Мониторинг загрязненности тяжелыми металлами почвенного покрова и растений (на примере *Potentilla tanacetifolia* Willd. ex Schlecht.) природных экосистем в условиях урбанизированной территории г. Читы / Г. Ю. Самойленко, Е. А. Бондаревич, Н. Н. Коцюржинская, И. А. Борискин // Самарский научный вестник. – 2018. – Т. 7, № 1 (22). – С. 110–115.

116. 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.

117. Семенова, И.Н. Влияние меди и свинца на рост и развитие растений на примере *anethum graveolens* L. / И.Н. Семенова, Г.Ш. Сингизова, А.Б. Зулкарнаев, Г.Ш. Ильбулова // Современные проблемы науки и образования. – 2015. – № 3.; URL: <http://science-education.ru/ru/article/view?id=19568>

118. Семионова, Н. А. Оценка функционального и таксономического разнообразия микробных комплексов генетических горизонтов почв : диссертация ... кандидата биологических наук : 03.00.07. - Москва, 2002. – 142 с.

119. Середина, В.П. Загрязнение почв : учебное пособие / В.П. Середина. – Томск: Издат. Дом Томского гос. Университета, 2015. – 346 с.

120. 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.

121. Сингизова, Г.Ш. Тяжелые металлы в системе почва-растениеводческая продукция в условиях техногенного воздействия: на примере г. Сибай: автореферат дис. ... кандидата биологических наук : 03.00.05, 03.00.16 / Оренбург, 2009. – 19 с.

122. Смашевский, Н.Д. Экология фотосинтеза / Н.Д. Смашевский // Астраханский вестник экологического образования. – 2014. – № 2. – С.165-180.
123. Соколов, О.А. Экологическая безопасность и устойчивое развитие. Книга 1. Атлас распределения тяжелых металлов в объектах окружающей среды / О.А. Соколов, В.А. Черников // Пушкино, ОНТИ ПНЦ РАН, 1999. – 164 с.
124. Соколов, О.А. Агроэкологическая оценка потерь азота в условиях эрозионного агроландшафта (по результатам длительных исследований с ^{15}N) / О.А. Соколов, В.А. Черников, И.И. Васенев // АгроЭкоИнфо. – 2015, №6. http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2015/6/st_43.doc.
125. Соловьёв, С.В. Приемы ухода за посевами и показатели чистой продуктивности фотосинтеза / С.В. Соловьёв // Альманах современной науки и образования. – 2012. – № 3. – С. 134-136.
126. Старикова, М.В. Агроэкологический мониторинг в сельском хозяйстве России [Электрон. ресурс] // АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журнал. – 2023. – № 5. – Режим доступа: http://agroecoinfo.ru/STATYI/2023/5/st_528.pdf.
127. Судакова, И.К. Эколого-токсикологическое состояние почв и сельскохозяйственной продукции юга Тюменской области: дис. к.б.н.: 03.00.16. – Тюмень, 2006. – 150 с.
128. Судницын, И.И. Закономерности распределения меди, цинка, свинца и никеля в почвах Московской области / И.И. Судницын, И.И. Сашина // Агрохимия. – 2006. – № 2. – С. 30-37.
129. 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.
130. Сюняев, Н.К. Агроэкологическая оценка биологической активности дерново-подзолистой супесчаной почвы при бессменном возделывании топинамбура и длительном применении различных удобрений / Н.К. Сюняев,

И.И. Васенев, Б. Бадарч, О.И. Сюняева // АгроЭкоИнфо. – 2015, №6.
http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2015/6/st_41.doc.

131. Тигин, В. П. Динамика изменения агрохимических показателей плодородия черноземов и серых лесных почв среднего Поволжья и приемы его воспроизводства: автореферат дис. ... кандидата сельскохозяйственных наук: 06.01.04, 06.01.01 / Саратов, 2006. – 20 с.

132. Титков, В.И. Фотосинтетическая деятельность посевов яровой твердой пшеницы в условиях центральной и восточной зон Южного Урала / В.И. Титков, Р.К. Байкаменов // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. – 2014. – № 2. – С. 29-31.

133. 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.

134. Титов, А.Ф. Тяжелые металлы и растения / А.Ф. Титов, Н.М. Казнина, В.В. Таланова // Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2014. – 194 с.

135. 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.

136. Тойгильдина, И. А. Эффективность высококремнистых пород и минеральных удобрений при возделывании сахарной свеклы в условиях Среднего Поволжья : диссертация ... кандидата сельскохозяйственных наук : 06.01.04 / Саранск, 2008. – 175 с.

137. Торикова, О. В. Влияние средств химизации на накопление тяжелых металлов в системе почва-растение и биологические свойства почвы: автореферат дис. ... кандидата сельскохозяйственных наук: 06.01.15 / - Москва, 1999. – 28 с.

138. Троц, Н.М. Тяжелые металлы в агроландшафтах Самарской области / Н.М. Троц, Н.В. Прохорова, В.Б. Троц и др. // – Кинель, 2018. – 220 с.

139. Троц, Н.М. Транслокация тяжелых металлов в агроландшафтах Самарской области под влиянием природных и техногенных факторов:

автореферат дис. ... доктора сельскохозяйственных наук: 06.01.04 / Усть-Кинельский, 2018.– 44 с.

140. Троц, Н.М. Экологическая и агрохимическая оценка состояния техногенно нарушенного почвенного покрова степной полосы Заволжья [Электрон. ресурс] / Н.М. Троц, О.В. Горшкова, Т.В. Ерофеева, Д.В. Виноградов, Д.В. Гончарук // АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журнал. – 2021. – №4. – Режим доступа: http://agroecoinfo.ru/STATYI/2021/4/st_424.pdf. DOI: <https://doi.org/10.51419/20214424>.

141. Труфанова, А.Ю. Агроэкологическое обоснование приемов возделывания озимой пшеницы на серых лесных почвах Центрального Черноземья [Электрон. ресурс] / А.Ю. Труфанова, Н.В. Долгополова // АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журнал. – 2023. – № 5. – Режим доступа: http://agroecoinfo.ru/STATYI/2023/5/st_534.pdf.

142. Убугунов, Л.Л. Тяжелые металлы в техногенных ландшафтах Юго-Западного Забайкалья (городская и пригородная зоны г. Закаменск) и методы их детоксикации / Л.Л. Убугунов, В.Л. Убугунов, В.О. Доржонова // Фундаментальные и инновационные аспекты биогеохимии: Мат-лы VII междунар. биогеохим. школы. – Астрахань, 2011. С. – 270-274.

143. Ульрих, Д.В. Поглощение катионов меди и цинка черноземом обыкновенным / Д.В. Ульрих, С.Е. Денисов // Журн. «Сорбционные и хроматографические процессы». Т9. № 5. – 2009. – С. 722 – 725.

144. Ускова, Н.В. Агроэкологическая оценка гумусового состояния дерново-подзолистой почвы при помощи дериватографического метода анализа / Н.В. Ускова, В.А. Черников, С.Л. Белопухов // АгроЭкоИнфо. – 2018, №2. – http://agroecoinfo.narod.ru/journal/STATYI/2018/2/st_218.doc.

145. Ушаков, Р.Н. Агрохимический фактор устойчивости серой лесной почвы и сельскохозяйственных растений к неблагоприятным воздействиям среды в южной части Нечерноземной зоны России : автореферат дис. ... доктора сельскохозяйственных наук : 06.01.04 / Ушаков Роман Николаевич; [Место защиты: Морд. гос. ун-т им. Н.П. Огарева]. - Саранск, 2007. – 39 с.

146. Федорец, Н.Г. Методика исследования почв урбанизированных территорий : (учебно-методическое пособие для студентов и аспирантов эколого-биологических специальностей) / Н. Г. Федорец, М. В. Меведева // Петрозаводск : Карельский науч. центр РАН, 2009. – 82, [1] с.

147. Цаповская, О.Н. Содержание тяжелых металлов в почвах Ульяновской области / О.Н. Цаповская // Микроэлементы и регуляторы роста в питании растений : науч.-практ. конф. (г. Ульяновск, 13 мая, 2014 г.). – Ульяновск: ФГБОУ ВО УлГАУ, 2014. – С. 115-117.

148. Цаповская, О.Н. Влияние тяжелых металлов на всхожесть семян яровой пшеницы / О.Н. Цаповская // Молодежь и наука XXI века: науч.-практ. конф. (г. Ульяновск, 20 сентября, 2014 г.). – Ульяновск: ФГБОУ ВО УлГАУ, 2014. – С. 79-80.

149. Цаповская, О.Н. Эффективность высококремнистых пород в производстве экологически безопасной продукции растениеводства [Электрон. ресурс] // АгроЭкоИнфо: Электр. науч.-произв. журнал. – 2021. – №6.

150. Цаповская, О.Н. Минимизация токсического влияния меди на фотосинтетическую деятельность растений яровой пшеницы [Электрон. ресурс] // АгроЭкоИнфо: Электр. науч.-произв. журнал. – 2022. – №2.

151. Цаповская, О.Н. Экологическая оценка влияния меди на рост и развитие растений яровой пшеницы / О.Н. Цаповская, А.В. Козлов, А.А. Пятова [Электрон. ресурс] // АгроЭкоИнфо: Электр. науч.-произв. журнал. – 2022. – №3.

152. Цаповская, О.Н. Оценка эффективности влияния диатомита на снижение экотоксичности меди и её подвижность в почве / О.Н. Цаповская, Д.В. Виноградов // Экологический Вестник Северного Кавказа. – 2025. – №1. – С. 26-31.

153. Цаповская, О.Н. Биоаккумуляция меди в системе «почва-растение» и экологическая оценка эффективности детоксикации / О.Н. Цаповская, Д.В. Виноградов // Научно-агрономический журнал. – 2025. – №1. – С. 5-12. doi 10.34736/FNC.2025.128.1.001.05-12.

154. Цаповская, О.Н. Факторы, влияющие на накопление и вынос тяжелых металлов в почвах / О.Н. Цаповская, Д.В. Виноградов // Инновации в сельском хозяйстве и экологии : III межд. науч.-практич. конф. (г. Рязань, 15 января,

2025г.). – Рязань: ФГБОУ ВО РГТУ, 2025. – С. 508-513.

155. 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.

156. Черкасов, Е.А. Динамика содержания тяжелых металлов в почвах Ульяновской области / Е.А. Черкасов, Б.К. Саматов, О.Н. Цаповская // Агрохимический вестник. – 2016. – № 1. – С. 12-14.

157. Черников, В.А. Агроэкология / В.А. Черников, Р.М. Алексахин, А.В. Голубев и др. // М.: Колос, 2000. – 536 с.

158. 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.

159. Черногоров, А.Л. Агроэкологическая оценка земель и оптимизация землепользования / А.Л. Черногоров, П.А. Чекмарев, И.И. Васенев, Г.Д. Гогмачадзе // – М.: Издательство МГУ. – 2012. – 268 с.

160. Черных, Н.А. Закономерности поведения тяжелых металлов в системе почва-растение при различной антропогенной нагрузке: Автореф. дис. д-ра биол. наук:29.06.2000.-М.: ВИУА, 1995. – 36 с.

161. Черных, Н.А. Экологическая безопасность и устойчивое развитие. Кн. 5. Экотоксикологические аспекты загрязнения почв тяжелыми металлами / Н.А. Черных, Н.З. Милащенко, В.Ф. Ладонин // Пушкино: ОНТИПНЦРАН, 2001.– 148 с.

162. Шаранова, Е. В. Экологические аспекты трансформации соединений тяжелых металлов (меди и свинца) в системе почва-растение: автореферат дис. ... кандидата сельскохозяйственных наук: 03.00.16 / Брянск, 2006. – 22 с.

163. Шихова, Л.Н. Содержание и динамика тяжелых металлов в почвах северо-востока европейской части России: автореф. дис. ... д. с.-х. наук. Киров, 2005. – 40 с.

164. Яшин, И.М. Агроэкологическая оценка земельных ресурсов при использовании компьютерных технологий / И.М. Яшин, Н.Г. Рамазанов, И.Ю. Савин // Известия ТСХА. – 2000. – Вып. 1. – С. 94-115.

165. Яшин, И.М. Почвенно-экологические исследования в ландшафтах / И.М. Яшин, Л.Л. Шишов, В.А. Раскатов // М.: МСХА, 2000. – 560 с.
166. Яшин, И.М. Основы ландшафтоведения: экологогеохимические аспекты / И.М. Яшин, С.В. Пузырев, Е.В. Мухин // М.: МСХА, 2004. – 212 с.
167. Яшин, И.М. Экогеохимия / И.М. Яшин, И.И. Васенев, С.Р. Рамазанов, В.А. Черников // М.: МСХА, 2015. – 210 с.
168. Bondarevich, E. A. Monitoring of pollution of snow cover the city of Chita witht heavy metals / E. A. Bondarevich, N. N. Kotsyurzhinskaya, O. A. Zhilyaeva, G. Y. Samoilenko, S. A. Igumnov, K. I. Klimovich // *Izvestiya vuzov – Prikladnaya khimiya i biotekhnologiya*. – 2018. – Vol. 8, is. 2. – P. 132–144.
169. Burinova, B.V. Anthropogenic factors of heavy metals spatial variability in soil cover of forest preserve within Moscow megalopolis / B.V. Burinova, I.I. Vasenev // *Materials of 6-th SUITMA International Conference*. – Marrakesh, Morocco. – 2011. – P. 35.
170. 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. – С. 1691-1696.
171. Di Paola, A. The expansion of wheat thermal suitability of Russia in response to climate change / A. Di Paola, L. Caporaso, A. Bombelli, F. Di Paola, I. Vasenev, O.V. Nesterova, S. Castaldi, R. Valentini // *Land Use Policy* – V. 33. – 2018. – P. 70–77.
172. Diatta, J.B. Influence of Mineral Fertilizer Nitrogen Forms on Heavy Metals Mobility in Two Soils / J.B. Diatta, W. Grzebisz // *Polish J. Environmental Studies*. – 2006. – V. 15 – № 2a. Part I – P. 56-62.
173. IPCC: Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change / T.F.Stocker, D.Qin, G.-K.Plattner, M.Tignor, S.K.Allen, J.Boschung, A.Nauels, Y.Xia, V.Bex and P.M.Midgley eds. Cambridge: Cambridge University Press, United Kingdom and New York, NY, USA. – 2013. – P. 167-869.

174. Huang, P.M. Environmental soil chemistry and its impact on agriculture and the ecosystem Italy. Universita degli studi di Napoli Federico, 2000. – 77 p.

175. Hunt, JR.E.R. Evaluation of Digital Photography from Model Aircraft for Remote Sensing of Crop Biomass and Nitrogen Status / JR. E.R. Hunt, M. Cavigelli, C.S.T. Daughtry, J.E. McMurtrey III, C.L. Walthall // Precision Agriculture 2005. Vol. 6. C.359 378.

176. Hunt, JR.E.R. Remote sensing leaf chlorophyll content using avisible band index / JR.E.R. Hunt, C.S.T. Daughtry, J.U.H. Eitel, D.S. Long // Agronomy Journal. 2011. Vol. 103. C. 1090–1099.

177. Hunt, JR.E.R. A visible band index for remote sensing leaf chlorophyll content at the canopy scale / JR.E.R. Hunt, P.C. Doraiswamy, J.E. McMurtrey, C.S.T. Daughtry, E.M. Perry, B. A Akhmedov // International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 2013. Vol. 21. C.103–112.

178. Kabata-Pendias, A. Trace Elements in Soils and Plants / A. Kabata-Pendias, H. Pendias // 3rd Edn., CRC Press, Florida, USA, Boca Raton, 2001. – 413 p.

179. Kulikova, A.K. The role of diatomite as a detoxifying agent in soil contamination with copper / A. Kulikova, V. Isaichev, A. Kozlov, O. Tsapovskaya // E3S Web of Conferences : Ural Environmental Science Forum «Sustainable Development of Industrial Region» (UESF). – 2021. 08023

180. Kulikova, A.K. The Use of Diatomite as a Detoxicant on Biological Activity of the Copper Polluted Soil and Spring Wheat Yield / A.K. Kulikova, E.A. Yashin, O.N. Tsapovskaya, A.V. Kozlov, A.L. Toigildin // Ambient science. – 2020. Pp. 1-3. DOI: 10.21276/ambi.2020.07.1.ra01

181. Kulikova, A.K. The role of diatomite in obtaining eco safe products of spring wheat in case of soil contamination with copper / A.K. Kulikova, A.V. Dozorov, O.N. Tsapovskaya, A.Y. Naumov // Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences. – 2019. – T. 10. – № 3. – Pp. 149-153.

182. Midway, S. Comparing multiple comparisons: practical guidance for choosing the best multiple comparisons test / S. Midway, M. Robertson, S. Flinn, M. Kaller // Bioinformatics and Genomics. - 2020. - URL:

<https://doi.org/10.7717/peerj.10387>

183. Motuzova, G. Contribution of metal ion complexation with organic substances to the acidity of water extracts of polluted soils / G. Motuzova, I. Makarychev, N. Barsova // *European Journal of Soil Science*. – 2012. – V. 6 (63). – P. 701-705.

184. Oznobihina, A.O. Heavy Metals in Soil&Plant System Under Conditions of the South of Tyumen Region / A.O. Oznobihina, E.V. Gayevaya // *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering (MSE)*. – 2017. – vol. 262. – pp. 1-7.

185. Oznobihina, A.O. The Ecological State of the Soil Continuum of Urbanized Territories / A.O. Oznobihina, E.V. Gayevaya // *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. – 2019. – vol. 272. – pp. 1-6.

186. Oznobihina, A.O. The role of diatomite in the cultivation of legume grasses in modified black soil models // *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering (MSE)*. – 2020. – vol. 962 – pp. 1-5.

187. Peltre, C. Straw export in continuous winter wheat and the ability of oil radish catch crops and early sowing of wheat to offset soil c and n losses: a simulation study / C. Peltre, M. Nielsen, S. Bruun // *Agricultural Systems*. – 2016. – B. 143. – P. 195-202.

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

189. Shalini, S. Environmental heavy metal pollution / S. Shalini, G. Pritee // *Environmental Science and Engineering*, 2010. № 1.

190. Susantoro, T.M. Selection of vegetation indices for mapping the sugarcane condition around the oil and gas field of North West Java Basin, Indonesia / T.M. Susantoro, K. Wikantika, A. Saepuloh, A.H., Harsolumakso // *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. 2018. 149. C. 11-15.

191. Vasenev, I.I. Agroecological issues of soil carbon pools and GHG fluxes analysis in frame of regional ecological monitoring system RusFluxNet / I.I. Vasenev, V.I. Vasenev, R. Valentini // *Агроэкология*. – 2014, № 1. – С. 8-12.

192. Vasenev, I.I. Soil and land-use planning // Task Force: Soil Matters – Solutions under Foots / S. Nortcliff edit. – Catena Verlag: GeoEcology Essays. – 2015. – P. 100-104.
193. Vega, F. Multi-temporal imaging using an unmanned aerial vehicle for monitoring a sunflower crop / F. Vega, F. Ramírez, M. Saiz, F. Rosúa // Biosyst. Eng. 2015. Vol. 132. P. 19-27.
194. Verbruggen, N., Hermans C., Schat H. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants // New Phytologist. – 2009. – V. 181, № 4. – P. 759-776.
195. Violante, A. Biophysico-chemical processes of heavy metals and metalloids in soil environments / A. Violante, P.M. Huang, G.M. Gadd // Wiley-Interscience, 2007. – 658 p.
196. Zaitsev, G.A. Iron and manganese migration in “soil–plant” system in Scots pine stands in conditions of contamination by the steel plant’s emissions / G.A. Zaitsev, O.A. Dubrovina, R.I. Shainurov // Scientific Reports. – 2020. – V.10. – Article number: 11025.

Приложения

Содержание меди в растениях яровой пшеницы

№ п/п	Вариант	Содержание, мг/кг сухого вещества (2017 г., лабораторный опыт)									
		корни					стебли				
		1 повторность	2 повторность	3 повторность	4 повторность	среднее	1 повторность	2 повторность	3 повторность	4 повторность	среднее
1	Контроль	0,47	0,46	0,60	0,51	0,51	0,84	0,79	0,85	0,92	0,85
2	2 ПДК Cu	0,52	0,55	0,49	0,56	0,53	0,86	0,89	0,85	0,88	0,87
3	4 ПДК Cu	0,52	0,54	0,57	0,57	0,55	0,86	0,93	0,90	0,95	0,91
4	10 ПДК Cu	0,57	0,55	0,54	0,58	0,56	0,94	0,93	0,95	0,94	0,94
5	Диатомит	0,49	0,50	0,47	0,54	0,50	0,97	0,96	0,98	0,97	0,97
6	2 ПДК Cu+ диатомит	0,52	0,55	0,56	0,57	0,55	0,94	0,90	0,87	0,97	0,92
7	4 ПДК Cu+ диатомит	0,55	0,59	0,56	0,62	0,58	0,85	0,89	0,79	0,83	0,84
8	10 ПДК Cu + диатомит	0,59	0,66	0,47	0,72	0,61	0,80	0,77	0,89	0,70	0,79

Влияние разных концентраций меди и диатомита
на основные агрохимические показатели почвы

Вариант	Годы	pH _{KCl} , P ₂ O ₅ , K ₂ O					
		pH _{KCl} , един (посев)	pH _{KCl} , един (в период уборки)	P ₂ O ₅ , мг/кг (посев)	P ₂ O ₅ , мг/кг (в период уборки)	K ₂ O, мг/кг (посев)	K ₂ O, мг/кг (в период уборки)
Контроль	2018	7,0	7,2	149,5	145,0	121,8	114,8
	2019	6,9	7,3	150,5	145,0	122,1	115,1
	2020	7,1	7,4	150,0	145,0	122,1	115,0
	Среднее	7,0	7,3	150,0	145,0	122,0	115,0
2 ПДК Cu	2018	7,2	7,1	149,7	145,1	120,0	118,0
	2019	7,2	7,1	150,2	145,0	120,0	117,8
	2020	7,2	7,2	150,2	144,9	120,0	118,3
	Среднее	7,2	7,1	150,0	145,0	120,0	118,0
4 ПДК Cu	2018	7,3	6,6	145,2	150,0	111,8	112,9
	2019	7,3	6,8	145,2	149,9	112,1	113,1
	2020	7,3	6,7	144,6	150,0	112,1	113,0
	Среднее	7,3	6,7	145,0	150,0	112,0	113,0
10 ПДК Cu	2018	7,3	6,7	149,7	165,0	115,0	113,0
	2019	7,1	7,0	150,0	165,0	115,2	113,1
	2020	7,2	6,8	150,3	165,0	114,8	112,9
	Среднее	7,2	6,8	150,0	165,0	115,0	113,0
Диатомит	2018	7,1	7,3	149,6	154,8	120,1	150,1
	2019	7,2	7,2	150,2	155,0	120,0	150,0
	2020	7,2	7,3	150,3	155,2	119,9	150,0
	Среднее	7,2	7,3	150,0	155,0	120,0	150,0
2 ПДК Cu+ диатомит	2018	6,9	6,7	150,0	186,0	112,1	144,0
	2019	7,0	6,8	149,9	186,0	112,0	144,0
	2020	7,2	6,9	150,0	186,0	112,2	144,0
	Среднее	7,0	6,8	150,0	186,0	112,0	144,0
4 ПДК Cu+ диатомит	2018	6,9	6,7	155,0	170,0	105,1	139,9
	2019	7,0	6,9	155,0	170,1	104,9	140,2
	2020	7,2	6,8	155,0	169,9	105,0	139,9
	Среднее	7,0	6,8	155,0	170,0	105,0	140,0
10 ПДК Cu + диатомит	2018	7,0	6,8	155,0	189,8	110,0	120,0
	2019	7,1	6,9	155,0	190,1	110,0	120,1
	2020	7,2	6,8	155,0	190,0	110,0	119,9
	Среднее	7,1	6,8	155,0	190,0	110,0	120,0

Площадь листьев по фазам развития яровой пшеницы

Вариант	Годы	Площадь листьев по фазам развития яровой пшеницы по фазам развития растения, тыс. м ² /га		
		Кущение	Колошение	Цветение
Контроль	2018	5,55	19,03	8,93
	2019	5,63	19,18	9,20
	2020	5,63	19,25	9,18
	Среднее	5,60	19,15	9,10
2 ПДК Cu	2018	6,35	19,95	8,90
	2019	6,28	19,95	8,85
	2020	6,28	20,10	8,65
	Среднее	6,30	20,00	8,80
4 ПДК Cu	2018	5,38	18,48	7,65
	2019	5,30	18,38	7,55
	2020	5,23	18,35	7,60
	Среднее	5,30	18,40	7,60
10 ПДК Cu	2018	5,10	16,98	6,05
	2019	5,15	17,05	5,98
	2020	5,05	16,95	5,98
	Среднее	5,10	17,00	6,00
Диатомит	2018	5,70	18,88	9,08
	2019	5,70	19,05	9,25
	2020	5,68	19,08	9,28
	Среднее	5,70	19,00	9,20
2 ПДК Cu+ диатомит	2018	5,98	19,75	9,00
	2019	5,95	19,73	9,03
	2020	6,00	19,93	8,90
	Среднее	5,98	19,80	8,98
4 ПДК Cu+ диатомит	2018	5,80	18,58	7,88
	2019	5,80	18,75	8,18
	2020	5,80	18,78	8,25
	Среднее	5,80	18,70	8,10
10 ПДК Cu + диатомит	2018	5,38	17,58	7,23
	2019	5,40	17,65	7,45
	2020	5,43	17,58	7,53
	Среднее	5,40	17,60	7,40

Накопление сухого вещества посева яровой пшеницы

Вариант	Годы	Накопление сухого вещества посева яровой пшеницы по фазам развития растения, т/га		
		Кущение	Колошение	Цветение
Контроль	2018	0,45	4,17	6,02
	2019	0,46	4,19	6,01
	2020	0,44	4,19	6,00
	Среднее	0,45	4,18	6,01
2 ПДК Cu	2018	0,44	4,47	6,30
	2019	0,47	4,43	6,33
	2020	0,47	4,45	6,32
	Среднее	0,46	4,45	6,32
4 ПДК Cu	2018	0,49	4,65	6,26
	2019	0,50	4,75	6,27
	2020	0,51	4,71	6,31
	Среднее	0,50	4,70	6,28
10 ПДК Cu	2018	0,47	4,32	6,16
	2019	0,45	4,41	6,23
	2020	0,46	4,41	6,24
	Среднее	0,46	4,38	6,21
Диатомит	2018	0,49	4,21	6,07
	2019	0,49	4,28	6,12
	2020	0,50	4,30	6,12
	Среднее	0,49	4,26	6,10
2 ПДК Cu+ диатомит	2018	0,45	4,42	6,60
	2019	0,48	4,50	6,67
	2020	0,48	4,52	6,71
	Среднее	0,47	4,48	6,66
4 ПДК Cu+ диатомит	2018	0,46	4,58	6,50
	2019	0,46	4,61	6,55
	2020	0,46	4,61	6,57
	Среднее	0,46	4,60	6,54
10 ПДК Cu + диатомит	2018	0,45	4,39	6,26
	2019	0,45	4,43	6,31
	2020	0,45	4,44	6,33
	Среднее	0,45	4,42	6,30

Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи

между урожайностью, площадью листьев и накоплением сухого вещества в зерне яровой пшеницы по фазам развития

Простая линейная корреляция					Множественная корреляция			
взаимо- связь	коэффициенты		критерий Стьюдента t _{факт.}	Уравнение линейной регрессии	коэффициенты		критерий Фишера, F _{факт.}	Уравнение множественной регрессии
	корреляции r	детерми- нации, D			корреляции R	детерми- нации, R ²		
фаза кущения								
YX	0,642	41,22	3,93	Y=4,91X-8,84				
YZ	0,008	0,01	0,04	-	0,648	41,99	7,61	Y= 4,998X + 12,757Z – 15,3
XZ	-0,127	1,61	5,30	-				
фаза колошения								
YX	0,676	45,70	4,30	Y=1,942X-17,43				
YZ	-0,325	10,56	1,61	Y=44,05-5,619Z	0,736	54,17	40,78	Y=1,902X – 5,071Z + 5,8
XZ	-0,047	0,22	0,22	-				
фаза цветения								
YX	0,847	71,74	7,48	Y=1,202X-19,1				
YZ	0,215	4,62	1,03	-	0,871	75,86	33,06	Y=2,249X + 2,789Z – 17,0
XZ	0,014	0,02	0,07	-				

Чистая продуктивность фотосинтеза по фазам развития растений

Вариант	Годы	Чистая продуктивность фотосинтеза по фазам развития растений, г/м ² × сутки		
		Кущение – выход в трубку	Выход в трубку – колошение	Колошение – цветение
Контроль	2018	7,81	15,17	7,84
	2019	7,84	15,25	7,88
	2020	7,87	15,27	7,89
	Среднее	7,84	15,23	7,87
2 ПДК Cu	2018	7,63	14,95	7,78
	2019	7,68	15,07	7,82
	2020	7,73	15,07	7,83
	Среднее	7,68	15,03	7,81
4 ПДК Cu	2018	6,15	14,42	6,50
	2019	6,21	14,48	6,54
	2020	6,24	14,48	6,56
	Среднее	6,20	14,46	6,53
10 ПДК Cu	2018	5,50	13,65	6,07
	2019	5,58	13,73	6,14
	2020	5,61	13,75	6,16
	Среднее	5,56	13,71	6,12
Диатомит	2018	7,82	15,47	7,83
	2019	7,92	15,58	7,90
	2020	7,98	15,57	7,91
	Среднее	7,90	15,54	7,88
2 ПДК Cu+ диатомит	2018	7,77	15,39	7,81
	2019	7,80	15,43	7,86
	2020	7,83	15,45	7,88
	Среднее	7,80	15,43	7,85
4 ПДК Cu+ диатомит	2018	7,10	14,90	7,33
	2019	7,14	14,98	7,40
	2020	7,18	14,99	7,41
	Среднее	7,14	14,96	7,38
10 ПДК Cu + диатомит	2018	6,30	14,00	7,05
	2019	6,37	14,07	7,10
	2020	6,38	14,07	7,10
	Среднее	6,35	14,05	7,10

Урожайность яровой пшеницы

в зависимости от разных концентраций меди в почве и применения диатомита

Вариант	Годы	Урожайность, ц/га				
		1 повторность	2 повторность	3 повторность	4 повторность	среднее
Контроль	2018	18,8	20,8	17,8	22,2	19,9
	2019	19,3	21,0	17,9	22,4	20,1
	2020	19,5	21,1	18,0	22,6	20,3
	Среднее	19,2	20,9	17,9	22,4	20,1
2 ПДК Cu	2018	17,3	19,0	16,6	20,2	18,3
	2019	17,7	19,4	16,9	20,5	18,6
	2020	18,7	19,7	16,9	20,5	19,0
	Среднее	17,9	19,3	16,8	20,4	18,6
4 ПДК Cu	2018	15,6	14,0	14,8	15,3	14,9
	2019	15,9	14,3	15,5	15,6	15,3
	2020	15,9	14,3	15,6	15,6	15,4
	Среднее	15,8	14,2	15,3	15,5	15,2
10 ПДК Cu	2018	14,8	13,3	12,3	15,9	14,1
	2019	14,5	14,1	12,6	16,0	14,3
	2020	15,1	14,3	12,6	16,1	14,5
	Среднее	14,8	13,9	12,5	16,0	14,3
Диатомит	2018	21,7	22,8	21,6	22,6	22,2
	2019	21,7	22,7	21,8	23,0	22,3
	2020	22,3	23,5	22,0	23,1	22,7
	Среднее	21,9	23,0	21,8	22,9	22,4
2 ПДК Cu+ диатомит	2018	21,0	20,9	19,5	24,0	21,4
	2019	20,8	22,4	19,8	24,1	21,8
	2020	20,9	22,7	19,8	24,5	22,0
	Среднее	20,9	22,0	19,7	24,2	21,7
4 ПДК Cu+ диатомит	2018	21,8	18,9	22,9	18,3	20,5
	2019	21,9	19,6	22,9	18,7	20,8
	2020	22,7	19,7	23,2	18,8	21,1
	Среднее	22,2	19,4	23,0	18,6	20,8
10 ПДК Cu + диатомит	2018	16,8	15,1	18,8	19,9	17,7
	2019	17,4	15,3	18,5	20,2	17,9
	2020	17,4	15,5	19,4	20,5	18,2
	Среднее	17,2	15,3	18,9	20,2	17,9

**Структура урожая яровой пшеницы в зависимости от разных концентраций
меди в почве и применения диатомита**

Вариант	Годы	Структура урожая яровой пшеницы					
		Кол-во растений (всходы)	Кол-во растений (уборка)	Количество продуктивных стеблей, шт./м ²	Количество зерен в колосе, шт.	Масса зерна в колосе, г	Масса 1000 зерен, г
Контроль	2018	350,0	319,0	353,0	17	0,59	36,10
	2019	349,0	320,0	355,0	16	0,60	36,18
	2020	350,0	322,0	357,0	18	0,61	36,24
	Среднее	350,0	320,0	355,0	17	0,60	36,17
2 ПДК Cu	2018	349,0	317,0	376,0	13	0,52	37,76
	2019	348,0	316,0	377,0	14	0,55	37,83
	2020	350,0	319,0	378,0	15	0,56	37,90
	Среднее	349,0	317,0	377,0	14	0,54	37,83
4 ПДК Cu	2018	350,0	294,0	325,0	15	0,44	37,77
	2019	351,0	293,0	326,0	12	0,48	37,85
	2020	353,0	296,0	328,0	13	0,49	37,89
	Среднее	351,0	294,0	326,0	13	0,47	37,83
10 ПДК Cu	2018	352,0	299,0	330,0	12	0,44	37,10
	2019	351,0	300,0	330,0	12	0,45	37,17
	2020	356,0	303,0	334,0	12	0,47	37,24
	Среднее	353,0	301,0	331,0	12	0,45	37,17
Диатомит	2018	348,0	319,0	413,0	15	0,53	36,80
	2019	349,0	323,0	415,0	15	0,55	36,82
	2020	353,0	324,0	417,0	15	0,57	36,87
	Среднее	350,0	322,0	415,0	15	0,55	36,83
2 ПДК Cu+ диатомит	2018	363,0	326,0	365,0	16	0,57	35,78
	2019	365,0	329,0	366,0	17	0,59	35,84
	2020	367,0	330,0	370,0	18	0,61	35,87
	Среднее	365,0	328,0	367,0	17	0,59	35,83
4 ПДК Cu+ диатомит	2018	373,0	307,0	343,0	13	0,57	42,04
	2019	374,0	308,0	345,0	14	0,61	42,10
	2020	376,0	310,0	347,0	15	0,63	42,17
	Среднее	374,0	308,0	345,0	14	0,60	42,10
10 ПДК Cu + диатомит	2018	365,0	300,0	351,0	14	0,49	32,78
	2019	367,0	302,0	353,0	15	0,52	32,84
	2020	367,0	304,0	355,0	16	0,53	32,88
	Среднее	366,0	302,0	353,0	15	0,51	32,83

**Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между урожайностью
и показателями структуры урожая яровой пшеницы**

№	Анализ взаимосвязи между урожайностью (Y), количеством продуктивных стеблей (X) и количеством растений (Z) яровой пшеницы перед уборкой			Анализ взаимосвязи между урожайностью (Y), количеством зёрен в колосе (X) и массой 1000 зёрен (Z) яровой пшеницы			Анализ взаимосвязи между урожайностью (Y), содержанием клейковины (X) и ИДК (Z) яровой пшеницы		
	X, шт./м ²	Y, ц/га	Z, шт./м ²	X, шт.	Y, ц/га	Z, г	X, %	Y, т/га	Z, ед.
1	353,0	19,9	319,0	16,54	19,9	36,10	30,2	19,9	83
2	355,0	20,1	320,0	16,54	20,1	36,18	31,2	20,1	80
3	357,0	20,3	322,0	16,60	20,3	36,24	31,5	20,3	80
4	376,0	18,3	317,0	14,33	18,3	37,76	30,6	18,3	74
5	377,0	18,6	316,0	14,35	18,6	37,83	31,2	18,6	76
6	378,0	19,0	319,0	14,38	19,0	37,90	31,8	19,0	75
7	325,0	14,9	294,0	12,50	14,9	37,77	29,8	14,9	78
8	326,0	15,3	293,0	12,51	15,3	37,85	30,2	15,3	80
9	328,0	15,4	296,0	12,55	15,4	37,89	30,6	15,4	79
10	330,0	14,1	299,0	12,16	14,1	37,10	29,5	14,1	77
11	330,0	14,3	300,0	12,20	14,3	37,17	30,4	14,3	84
12	334,0	14,5	303,0	12,22	14,5	37,24	30,7	14,5	83
13	413,0	22,2	319,0	14,98	22,2	36,80	34,7	22,2	78
14	415,0	22,3	323,0	14,98	22,3	36,82	35,1	22,3	81
15	417,0	22,7	324,0	15,03	22,7	36,87	35,5	22,7	81
16	365,0	21,4	326,0	16,58	21,4	35,78	33,5	21,4	81
17	366,0	21,8	329,0	16,59	21,8	35,84	34,1	21,8	84
18	367,0	22,0	330,0	16,63	22,0	35,87	34,5	22,0	84
19	351,0	20,5	307,0	14,38	20,5	42,04	30,7	20,5	77
20	353,0	20,8	308,0	14,40	20,8	42,10	31,2	20,8	83
21	355,0	21,1	310,0	14,43	21,1	42,17	31,7	21,1	84
22	343,0	17,7	300,0	15,53	17,7	32,78	30,0	17,7	79
23	345,0	17,9	302,0	15,56	17,9	32,84	30,1	17,9	82
24	347,0	18,2	304,0	15,60	18,2	32,88	30,6	18,2	83
	R _{y.xz} = 0,871; D = 75,86 % F _{факт} = 32,91; F _{0,5} = 3,47 для v ₁ = k - 1 и v ₂ = n - k			R _{y.xz} = 0,892; D = 79,57 % F _{факт} = 40,78; F _{0,5} = 3,47 для v ₁ = k - 1 и v ₂ = n - k			R _{y.xz} = 0,786; D = 61,78 % F _{факт} = 16,61; F _{0,5} = 3,47 для v ₁ = k - 1 и v ₂ = n - k		

**Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между урожайностью,
площадью листьев и накоплением сухого вещества яровой пшеницы**

№	Площадь листьев, X, тыс. м ² /га			Урожай- ность, Y, ц/га	Накопление сухого вещества, Z, т/га		
	кущение	колошение	цветение		кущение	колошение	цветение
1	5,55	19,03	8,93	19,9	0,45	4,17	6,02
2	5,63	19,18	9,20	20,1	0,46	4,19	6,01
3	5,63	19,25	9,18	20,3	0,44	4,19	6,00
4	6,35	19,95	8,90	18,3	0,44	4,47	6,30
5	6,28	19,95	8,85	18,6	0,47	4,43	6,33
6	6,28	20,10	8,65	19,0	0,47	4,45	6,32
7	5,38	18,48	7,65	14,9	0,49	4,65	6,26
8	5,30	18,38	7,55	15,3	0,50	4,75	6,27
9	5,23	18,35	7,60	15,4	0,51	4,71	6,31
10	5,10	16,98	6,05	14,1	0,47	4,32	6,16
11	5,15	17,05	5,98	14,3	0,45	4,41	6,23
12	5,05	16,95	5,98	14,5	0,46	4,41	6,24
13	5,70	18,88	9,08	22,2	0,49	4,21	6,07
14	5,70	19,05	9,25	22,3	0,49	4,28	6,12
15	5,68	19,08	9,28	22,7	0,50	4,30	6,12
16	5,98	19,75	9,00	21,4	0,45	4,42	6,60
17	5,95	19,73	9,03	21,8	0,48	4,50	6,67
18	6,00	19,93	8,90	22,0	0,48	4,52	6,71
19	5,80	18,58	7,88	20,5	0,46	4,58	6,50
20	5,80	18,75	8,18	20,8	0,46	4,61	6,55
21	5,80	18,78	8,25	21,1	0,46	4,61	6,57
22	5,38	17,58	7,23	17,7	0,45	4,39	6,26
23	5,40	17,65	7,45	17,9	0,45	4,43	6,31
24	5,43	17,58	7,53	18,2	0,45	4,44	6,33

Фаза кущения $n = 24; k = 3$

Средние: $X = 5,65$ тыс. м²/га; $Y = 18,9$ ц/га; $Z = 0,47$ т/га

$r_{yx} = 0,642$; $D_{yx} = 41,22$ %; $b_{yx} = 4,91$ ц/га;

$r_{yz} = 0,008$; $D_{yz} = 0,01$ %; $b_{yz} = 1,104$ ц/га;

$r_{xz} = -0,127$; $D_{xz} = 1,61$ %; $b_{xz} = -2,331$ т/га

$Sr_{yx} = 0,163$; $Sb_{yx} = 1,25$ ц/га; $t_{yx} = 3,93$;

$Sr_{yz} = 0,213$; $Sb_{yz} = 29,893$ ц/га; $t_{yz} = 0,04$;

$Sr_{xz} = 0,211$; $Sb_{xz} = 3,876$ т/га; $t_{xz} = 0,60$; $t_{0,5} = 2,07$ для $v = n - 2 = 22$ ст.св.

$R_{y.xz} = 0,648$; $D = 41,99$ %

$F_{\text{факт}} = 7,61$; $F_{0,5} = 3,47$ для $v_1 = k - 1$ и $v_2 = n - k$

Фаза колошения $n = 24; k = 3$

Средние: $X = 18,71$ тыс. $m^2/га$; $Y = 18,9$ ц/га; $Z = 4,435$ т/га

$r_{yx} = 0,676$; $D_{yx} = 45,70$ %; $b_{yx} = 1,942$ ц/га;

$r_{yz} = -0,325$; $D_{yz} = 10,56$ %; $b_{yz} = -5,619$ ц/га;

$r_{xz} = -0,047$; $D_{xz} = 0,22$ %; $b_{xz} = -0,288$ т/га

$Sr_{yx} = 0,157$; $Sb_{yx} = 0,452$ ц/га; $t_{yx} = 4,30$;

$Sr_{yz} = 0,202$; $Sb_{yz} = 3,462$ ц/га; $t_{yz} = 1,61$;

$Sr_{xz} = 0,213$; $Sb_{xz} = 1,283$ т/га; $t_{xz} = 0,22$; $t_{0,5} = 2,07$ для $\nu = n - 2 = 22$ ст.св.

$R_{y.xz} = 0,736$; $D = 54,17$ %

$F_{\text{факт}} = 12,42$; $F_{0,5} = 3,47$ для $\nu_1 = k - 1$ и $\nu_2 = n - k$

Фаза цветения $n = 24; k = 3$

Средние: $X = 8,15$ тыс. $m^2/га$; $Y = 18,9$ ц/га; $Z = 6,3$ т/га

$r_{yx} = 0,847$; $D_{yx} = 71,74$ %; $b_{yx} = 2,257$ ц/га;

$r_{yz} = 0,215$; $D_{yz} = 4,62$ %; $b_{yz} = 2,955$ ц/га;

$r_{xz} = 0,014$; $D_{xz} = 0,02$ %; $b_{xz} = -0,074$ т/га

$Sr_{yx} = 0,113$; $Sb_{yx} = 0,302$ ц/га; $t_{yx} = 7,48$;

$Sr_{yz} = 0,208$; $Sb_{yz} = 2,866$ ц/га; $t_{yz} = 1,03$;

$Sr_{xz} = 0,213$; $Sb_{xz} = 1,101$ т/га; $t_{xz} = 0,07$; $t_{0,5} = 2,07$ для $\nu = n - 2 = 22$ ст.св.

$R_{y.xz} = 0,871$; $D = 75,86$ %

$F_{\text{факт}} = 33,06$; $F_{0,5} = 3,47$ для $\nu_1 = k - 1$ и $\nu_2 = n - k$

Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи

между урожайностью, структурой урожая и качеством клейковины в зерне яровой пшеницы

Простая линейная корреляция					Множественная корреляция			
взаимо- связь	коэффициенты		критерий Стьюдента t _{факт.}	уравнение линейной регрессии	коэффициенты		критерий Фишера, F _{факт.}	уравнение множественной регрессии
	корреляции r	детерми- нации, D			корреляции R	детерми- нации, R ²		
а). Урожайность (Y), количество продуктивных стеблей (X) и количество растений (Z)								
YX	0,781	61,00	5,86	Y=0,082X-10,5	0,871	75,86	32,91	Y=0,036X + 0,142Z – 38,2
YZ	0,840	70,56	7,26	Y=0,205Z-45,0				
XZ	0,749	56,10	5,30	X=1,74Z –183,8				
б). Урожайность (Y), количество зёрен в колосе (X) и масса 1000 семян (Z)								
YX	0,786	61,78	5,96	Y=1,41X-1,76	0,892	79,59	40,78	Y=1,722X + 0,522Z – 25,7
YZ	0,090	0,81	0,42	-				
XZ	-0,381	14,52	1,94	X=23,7 - 0,244Z				
в). Урожайность (Y), содержание клейковины (X) и ИДК (Z)								
YX	0,783	61,31	5,90	Y=1,202X-19,1	0,783	61,31	16,61	Y=1,198X + 0,011Z – 19,9
YZ	0,180	3,24	0,86	-				
XZ	0,216	4,67	1,04	X=0,132Z +21,0				

Статистическая значимость различий (р) между вариантами по средней по годам
и повторностям урожайности пшеницы согласно тесту Тьюки
(*"нет"* означает отсутствие статистически значимых различий)

Содержание Си		Без диатомита				С диатомитом			
		нет	2 ПДК	4 ПДК	10 ПДК	нет	2 ПДК	4 ПДК	10 ПДК
		Средняя урожайность, ц/га							
		20,1	18,6	15,2	14,3	22,4	21,7	20,8	17,9
Без диатомита	нет		нет	<0,001	<0,001	<0,05	нет	нет	<0,05
	2 ПДК	нет		<0,001	<0,001	<0,001	0,001	<0,05	нет
	4 ПДК	<0,001	<0,001		нет	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01
	10 ПДК	<0,001	<0,001	нет		<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
С диатомитом	нет	<0,05	<0,001	<0,001	<0,001		нет	нет	<0,001
	2 ПДК	нет	0,001	<0,001	<0,001	нет		нет	<0,001
	4 ПДК	нет	<0,05	<0,001	<0,001	нет	нет		<0,01
	10 ПДК	<0,05	нет	<0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,01	

Показатели качества зерна яровой пшеницы в зависимости
от разных концентраций меди в почве и применения диатомита

№ п/п	Вариант	Годы	Клейко вина, %	ИДК клейковины, един.	Влага, %	Азот, %	Калий, %	Фосфор, %
1	Контроль	2018	30,2	30,2	9,74	2,50	0,47	0,46
		2019	31,2	31,2	9,81	2,55	0,50	0,47
		2020	31,5	31,5	9,85	2,58	0,53	0,48
		Среднее	31,0	31,0	9,80	2,55	0,50	0,47
2	2 ПДК Cu	2018	30,6	30,6	9,45	2,51	0,48	0,45
		2019	31,2	31,2	9,50	2,54	0,51	0,46
		2020	31,8	31,8	9,55	2,57	0,52	0,47
		Среднее	31,2	31,2	9,50	2,54	0,50	0,46
3	4 ПДК Cu	2018	29,8	29,8	9,68	2,50	0,47	0,46
		2019	30,2	30,2	9,69	2,58	0,49	0,47
		2020	30,6	30,6	9,73	2,59	0,53	0,48
		Среднее	30,2	30,2	9,70	2,55	0,50	0,47
4	10 ПДК Cu	2018	29,5	29,5	9,76	2,53	0,47	0,44
		2019	30,4	30,4	9,80	2,55	0,50	0,48
		2020	30,7	30,7	9,84	2,58	0,53	0,49
		Среднее	30,2	30,2	9,80	2,55	0,50	0,47
5	Диатомит	2018	34,7	34,7	9,77	2,52	0,46	0,46
		2019	35,1	35,1	9,82	2,56	0,53	0,48
		2020	35,5	35,5	9,82	2,59	0,55	0,51
		Среднее	35,1	35,1	9,80	2,56	0,51	0,48
6	2 ПДК Cu+ диатомит	2018	33,5	33,5	9,76	2,51	0,47	0,44
		2019	34,1	34,1	9,80	2,53	0,51	0,47
		2020	34,5	34,5	9,84	2,55	0,55	0,48
		Среднее	34,0	34,0	9,80	2,53	0,51	0,46
7	4 ПДК Cu+ диатомит	2018	30,7	30,7	9,46	2,52	0,49	0,41
		2019	31,2	31,2	9,49	2,55	0,50	0,46
		2020	31,7	31,7	9,54	2,58	0,54	0,48
		Среднее	31,2	31,2	9,50	2,55	0,51	0,45
8	10 ПДК Cu + диатомит	2018	30,0	30,0	9,38	2,52	0,47	0,44
		2019	30,1	30,1	9,41	2,55	0,51	0,46
		2020	30,6	30,6	9,43	2,59	0,53	0,51
		Среднее	30,2	30,2	9,40	2,55	0,50	0,47

Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между урожайностью яровой пшеницы, содержанием фосфора и калия в пахотном слое почвы в различные сроки вегетационного периода
(урожайность яровой пшеницы (Y), содержание фосфора (X) и калия (Z) в пахотном слое почвы)

Простая линейная корреляция					Множественная корреляция			
взаимо-связь	коэффициенты		критерий Стьюдента $t_{\text{факт.}}$	Уравнение линейной регрессии	коэффициенты		критерий Фишера, $F_{\text{факт.}}$	Уравнение множественной регрессии
	корреляции r	детерминации, D			корреляции R	детерминации, R^2		
посев								
YX	0,350	12,25	1,75	$Y=23,27-0,029X$	0,455	20,70	2,73	$Y= 4,998X + 12,757Z - 15,3$
YZ	0,109	1,19	0,51	-				
XZ	-0,424	18,84	2,26	$X=177,25-0,238Z$				
уборка								
YX	0,127	1,61	0,6	-	0,844	71,23	26,06	$Y=0,171Z - 0,029X + 1,9$
YZ	0,829	68,72	6,94	$Y=1,16Z-128,0$				
XZ	0,337	11,36	1,68	$Y=,388Z-114,1$				

**Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между урожайностью
яровой пшеницы, содержанием фосфора и калия в пахотном слое почвы**

№	Содержание фосфора в пахотном слое почвы, X, мг/кг		Урожайность яровой пшеницы, Y, т/га	Содержание калия в пахотном слое почвы, Z, мг/кг	
	посев	уборка		посев	уборка
1	149,5	145,0	19,9	121,8	114,8
2	150,5	145,0	20,1	122,1	115,1
3	150,0	145,0	20,3	122,1	115,0
4	149,7	145,1	18,3	120,0	118,0
5	150,2	145,0	18,6	120,0	117,8
6	150,2	144,9	19,0	120,0	118,3
7	145,2	150,0	14,9	111,8	112,9
8	145,2	149,9	15,3	112,1	113,1
9	144,6	150,0	15,4	112,1	113,0
10	149,7	165,0	14,1	115,0	113,0
11	150,0	165,0	14,3	115,2	113,1
12	150,3	165,0	14,5	114,8	112,9
13	149,6	154,8	22,2	120,1	150,1
14	150,2	155,0	22,3	120,0	150,0
15	150,3	155,2	22,7	119,9	150,0
16	150,0	186,0	21,4	112,1	144,0
17	149,9	186,0	21,8	112,0	144,0
18	150,0	186,0	22,0	112,2	144,0
19	155,0	170,0	20,5	105,1	139,9
20	155,0	170,1	20,8	104,9	140,2
21	155,0	169,9	21,1	105,0	139,9
22	155,0	189,8	17,7	110,0	120,0
23	155,0	190,1	17,9	110,0	120,1
24	155,0	190,0	18,2	110,0	119,9

Посевной период $n = 24$; $k = 3$

Средние: $X = 150,6$ мг/кг; $Y = 18,9$ ц/га; $Z = 114,5$ мг/кг

$r_{yx} = 0,350$; $D_{yx} = 12,25$ %; $b_{yx} = 0,323$ ц/га;

$r_{yz} = 0,109$; $D_{yz} = 1,19$ %; $b_{yz} = 0,055$ ц/га;

$r_{xz} = -0,424$; $D_{xz} = 18,84$ %; $b_{xz} = -0,238$ мг/га

$Sr_{yx} = 0,200$; $Sb_{yx} = 0,184$ ц/га; $t_{yx} = 1,75$;

$Sr_{yz} = 0,212$; $Sb_{yz} = 0,107$ ц/га; $t_{yz} = 0,51$;

$Sr_{xz} = 0,192$; $Sb_{xz} = 0,106$ мг/га; $t_{xz} = 2,26$; $t_{0,5} = 2,07$ для $\nu = n - 2 = 22$ ст.св.

$R_{y.xz} = 0,455$; $D = 20,70$ %

$$F_{\text{факт}} = 2,73; \quad F_{0,5} = 3,47 \text{ для } \nu_1 = k - 1 \text{ и } \nu_2 = n - k$$

Уборочный период $n = 24$; $k = 3$

Средние: $X = 163,2$ мг/кг; $Y = 18,9$ ц/га; $Z = 126,6$ мг/кг

$$r_{yx} = 0,127; \quad D_{yx} = 1,61 \%; \quad b_{yx} = 0,021 \text{ ц/га};$$

$$r_{yz} = 0,829; \quad D_{yz} = 68,72 \%; \quad b_{yz} = 1,160 \text{ ц/га};$$

$$r_{xz} = 0,337; \quad D_{xz} = 11,36 \%; \quad b_{xz} = 0,388 \text{ мг/га}$$

$$Sr_{yx} = 0,211; \quad Sb_{yx} = 0,035 \text{ ц/га}; \quad t_{yx} = 0,60;$$

$$Sr_{yz} = 0,119; \quad Sb_{yz} = 0,023 \text{ ц/га}; \quad t_{yz} = 6,94;$$

$$Sr_{xz} = 0,201; \quad Sb_{xz} = 0,231 \text{ мг/га}; \quad t_{xz} = 1,68; \quad t_{0,5} = 2,07 \text{ для } \nu = n - 2 = 22 \text{ ст.св.}$$

$$R_{y.xz} = 0,844; \quad D = 71,23 \%$$

$$F_{\text{факт}} = 26,06; \quad F_{0,5} = 3,47 \text{ для } \nu_1 = k - 1 \text{ и } \nu_2 = n - k$$

Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи
между содержанием фосфора в зерне, урожайностью яровой пшеницы
и содержанием фосфора в пахотном слое почвы

№	Урожайность, X, т/га	Содержание фосфора в зерне, Y, %	Содержание фосфора в пахотном слое почвы, Z, мг/кг
1	19,9	0,46	149,5
2	20,1	0,47	150,5
3	20,3	0,48	150,0
4	18,3	0,45	149,7
5	18,6	0,46	150,2
6	19,0	0,47	150,2
7	14,9	0,46	145,2
8	15,3	0,47	145,2
9	15,4	0,48	144,6
10	14,1	0,44	149,7
11	14,3	0,48	150,0
12	14,5	0,49	150,3
13	22,2	0,46	149,6
14	22,3	0,48	150,2
15	22,7	0,51	150,3
16	21,4	0,44	150,0
17	21,8	0,47	149,9
18	22,0	0,48	150,0
19	20,5	0,41	155,0
20	20,8	0,46	155,0
21	21,1	0,48	155,0
22	17,7	0,44	155,0
23	17,9	0,46	155,0
24	18,2	0,51	155,0

$n = 24; k = 3$

Средние: $X = 18,9$ ц/га; $Y = 0,47$ %; $Z = 150,6$ мг/кг

$r_{yx} = 0,046$; $D_{yx} = 0,21$ %; $b_{yx} = 0,0004$ п.п.;

$r_{yz} = -0,141$; $D_{yz} = 1,99$ %; $b_{yz} = -0,001$ п.п.;

$r_{xz} = 0,350$; $D_{xz} = 12,25$ %; $b_{xz} = 0,323$ ц/га

$Sr_{yx} = 0,213$; $Sb_{yx} = 0,002$ п.п.; $t_{yx} = 0,22$;

$Sr_{yz} = 0,211$; $Sb_{yz} = 0,002$ п.п.; $t_{yz} = 0,67$;

$Sr_{xz} = 0,200$; $Sb_{xz} = 0,184$ ц/га; $t_{xz} = 1,75$; $t_{0,5} = 2,07$ для $\nu = n - 2 = 22$ ст.св.

$R_{y.xz} = 0,174$; $D = 3,03$ %

$F_{\text{факт}} = 0,32$; $F_{0,5} = 3,47$ для $\nu_1 = k - 1$ и $\nu_2 = n - k$

Корреляционно-регрессионный анализ взаимосвязи между содержанием
калия в зерне, урожайностью яровой пшеницы
и содержанием калия в пахотном слое почвы

№	Урожайность яровой пшеницы, X, т/га	Содержание калия в зерне, Y, %	Содержание калия в пахотном слое почвы, Z, мг/кг
1	19,9	0,47	121,8
2	20,1	0,50	122,1
3	20,3	0,53	122,1
4	18,3	0,48	120,0
5	18,6	0,51	120,0
6	19,0	0,52	120,0
7	14,9	0,47	111,8
8	15,3	0,49	112,1
9	15,4	0,53	112,1
10	14,1	0,47	115,0
11	14,3	0,50	115,2
12	14,5	0,53	114,8
13	22,2	0,46	120,1
14	22,3	0,53	120,0
15	22,7	0,55	119,9
16	21,4	0,47	112,1
17	21,8	0,51	112,0
18	22,0	0,55	112,2
19	20,5	0,49	105,1
20	20,8	0,50	104,9
21	21,1	0,54	105,0
22	17,7	0,47	110,0
23	17,9	0,51	110,0
24	18,2	0,53	110,0

$n = 24; k = 3$

Средние: $X = 18,9$ ц/га; $Y = 0,50$ %; $Z = 114,5$ мг/кг

$r_{yx} = 0,238$; $D_{yx} = 5,66$ %; $b_{yx} = 0,002$ п.п.;

$r_{yz} = -0,027$; $D_{yz} = 0,07$ %; $b_{yz} = -0,0001$ п.п.;

$r_{xz} = 0,109$; $D_{xz} = 1,19$ %; $b_{xz} = 0,055$ ц/га

$Sr_{yx} = 0,207$; $Sb_{yx} = 0,002$ п.п.; $t_{yx} = 1,15$;

$Sr_{yz} = 0,213$; $Sb_{yz} = 0,001$ п.п.; $t_{yz} = 0,13$;

$Sr_{xz} = 0,212$; $Sb_{xz} = 0,107$ ц/га; $t_{xz} = 0,51$; $t_{0,5} = 2,07$ для $v = n - 2 = 22$ ст.св.

$R_{y.xz} = 0,244$; $D = 5,95$ %

$F_{\text{факт}} = 0,66$; $F_{0,5} = 3,47$ для $v_1 = k - 1$ и $v_2 = n - k$

Содержание сухого вещества в органах яровой пшеницы

Вариант	Годы	Корни, мг/кг	Стебли, мг/кг	Зерно, мг/кг
Контроль	2018	0,47	0,94	0,59
	2019	0,51	0,95	0,60
	2020	0,52	0,97	0,61
	Среднее	0,50	0,95	0,60
2 ПДК Cu	2018	0,47	1,43	0,72
	2019	0,51	1,46	0,71
	2020	0,52	1,46	0,68
	Среднее	0,50	1,45	0,70
4 ПДК Cu	2018	0,22	1,76	0,78
	2019	0,26	1,75	0,78
	2020	0,27	1,74	0,79
	Среднее	0,25	1,75	0,78
10 ПДК Cu	2018	0,18	1,90	0,89
	2019	0,21	1,91	0,90
	2020	0,22	1,90	0,91
	Среднее	0,20	1,90	0,90
Диатомит	2018	3,66	0,82	0,51
	2019	3,71	0,86	0,50
	2020	3,73	0,88	0,50
	Среднее	3,70	0,85	0,50
2 ПДК Cu+ диатомит	2018	3,50	1,24	0,63
	2019	3,57	1,27	0,66
	2020	3,59	1,24	0,66
	Среднее	3,55	1,25	0,65
4 ПДК Cu+ диатомит	2018	3,57	1,29	0,72
	2019	3,61	1,30	0,72
	2020	3,62	1,31	0,70
	Среднее	3,60	1,30	0,71
10 ПДК Cu + диатомит	2018	3,68	1,20	0,81
	2019	3,71	1,21	0,81
	2020	3,72	1,20	0,80
	Среднее	3,70	1,20	0,81

Акты внедрения результатов научно-исследовательской работы

Министерство науки и высшего образования Российской Федерации
(МИНОБРНАУКИ России)

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Самарский федеральный исследовательский центр
Российской академии наук (СамНЦ РАН)

Ульяновский научно-исследовательский институт сельского хозяйства имени Н.С. Немцева -
- филиал Федерального государственного бюджетного учреждения науки
Самарского федерального исследовательского центра Российской академии наук
(Ульяновский НИИСХ - филиал СамНЦ РАН)

433315, Ульяновская обл., Ульяновский район,
пос. Тимирязевский, ул. Институтская, д. 19;
Тел./факс: (84254)34-1-32.
e-mail: uniish73@mail.ru, www.ulniish.ru,
27.03.2025 № 120

**АКТ
ВНЕДРЕНИЯ РЕЗУЛЬТАТОВ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬНОЙ РАБОТЫ**

Подтверждаем, что в период 2022-2023 гг. в условиях Ульяновского НИИСХ - филиала СамНЦ РАН были использованы и внедрены результаты исследований по изучению поведения меди в системе «почва-растение» с целью минимизации ее токсичности, разработанные соискателем Цаповской Ольгой Николаевной под руководством доктора биологических наук, профессора Виноградова Д.В., на общей площади 6 га. Работа выполнялась в соответствии с тематическим планом ФГБОУ ВО УлГАУ, кафедры земледелия растениеводства и селекции.

Внедрение применения диатомита в дозе 5 т/га на загрязненных медью почвах, с внесением под культивацию весной до посева яровой мягкой пшеницы, на фоне различных уровней минерального питания, в посевах яровой мягкой пшеницы сорта Маргарита в производственных условиях, позволило обеспечить оптимальный рост и развитие растений, способствовало переводу подвижных соединений меди в труднодоступные и снижению поступления токсиканта в продукцию. Предложенный способ детоксикации почвы позволяет: сформировать более высокую продуктивность культуры; повысить урожайность на 0,26-0,33 т/га; снизить затраты на минеральные удобрения.

Производственные испытания доказывают высокую агрономическую и экономическую эффективность способа снижения экологических рисков, связанных с влиянием токсичности меди при выращивании зерновых культур, что способствует получению экологически безопасной продукции растениеводства на черноземах Ульяновской области.

Директор Ульяновского НИИСХ - филиала СамНЦ РАН,
доктор с.-х. наук, профессор



А.Л. Тойгильдин

ООО «Агрофирма Приволжье»
Старомайнского района
Ульяновской области

АКТ

внедрения в производство материалов научно-исследовательской работы
соискателем Цаповской Ольгой Николаевной

Подтверждаем, что в период 2023-2024 гг. в условиях предприятия ООО «Агрофирма Приволжье» Старомайнского района Ульяновской области были использованы и внедрены результаты научно-исследовательской работы в агроценозах яровой пшеницы на общей площади 12 га.

В процессе внедрения выполнены исследования по экологической оценке содержания подвижной меди в почве и предложенного соискателем способа минимизации токсичности меди для яровой пшеницы в производственных условиях. В процессе внедрения изучены биологические особенности роста и развития, структура урожая и урожайность, а также качество семян яровой пшеницы.

Производственные испытания позволили улучшить физико-химические свойства почвы, что доказывает высокую эффективность предложенных элементов технологии и позволило обеспечить получение урожайности в среднем 28,5-30,7 ц/га, что на 14,0-22,8 % выше общепринятой технологии выращивания яровой пшеницы «Агрофирма Приволжье».

Исполнительный директор
ООО «Агрофирма Приволжье»



Асмус Алесандр Анатольевич

Общество с ограниченной
ответственностью «МХМ-АГРО»
ОГРН 1217300011422
ИНН 7329036123
433460, Ульяновская область, р-н
Старомайский,
р.п. Старая майна, ул. Строителей, д. 11, кв. 5

Вх № 3 от 28.09.2025

АКТ

ВНЕДРЕНИЯ РЕЗУЛЬТАТОВ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬНОЙ РАБОТЫ

ООО «МХМ-Агро» Кузоватовского района Ульяновской области подтверждает то, что результаты исследований по изучению влияния диатомита в технологии производства зерновых культур, разработанные соискателем Цаповской Ольгой Николаевной под руководством доктора биологических наук, профессора Виноградова Д.В. были использованы и внедрены в производстве хозяйства в 2021-2022 гг., на общей площади 5 га.

В процессе работы Цаповской О.Н., выполнены исследования по выявлению влияния предложенных соискателем способов минимизации токсичности меди на развитие растений яровой пшеницы и урожайность культуры. В процессе внедрения установлено положительное действие диатомита в качестве детоксиканта на загрязненных медью почвах.

Внедрение на предприятии рекомендаций по применению диатомита, способствовало активизации природной устойчивости сельскохозяйственных культур к неблагоприятным стрессовым факторам, повышая естественные защитные реакции на биотические (болезни, вредители) и абиотические (температура, влажность почвы, реакция почвенной среды и т. д.) воздействия, а также на другие стрессовые ситуации, что позволило обеспечить получение урожайности в среднем 25,8-26,5 ц/га, в зависимости от варианта, что на 12,2-15,2% выше общепринятой технологии выращивания яровой пшеницы в ООО «МХМ-Агро». При этом средняя рентабельность предлагаемой Цаповской О.Н. технологии находилась на уровне 62-68 %, что подтверждает высокую экономическую эффективность предложенных для внедрения рекомендаций.

Генеральный директор
ООО «МХМ-Агро»



Макаров Сергей Валерьевич



УТВЕРЖДАЮ

Врио ректора ФГБОУ ВО

«Ульяновский государственный аграрный университет»

А.А. Павлушин

«25» 03/2025 г.

АКТ ВНЕДРЕНИЯ

Результаты научных исследований О.Н. Цаповской по теме: «Экологическая оценка содержания подвижной меди в почве и минимизация ее токсичности для яровой пшеницы в условиях Ульяновской области» используются в учебном процессе кафедры почвоведения, химии, биологии и технологии переработки продукции растениеводства ФГБОУ ВО «Ульяновский государственный аграрный университет» по дисциплинам «Сельскохозяйственная экология» (для направлений подготовки 35.03.03 «Агрохимия и агропочвоведение», 35.03.04 «Агрономия»), «Агроэкологическая оценка земель и воспроизводство плодородия», «Агроэкологический мониторинг» (для направления подготовки 35.04.04 «Агрохимия и агропочвоведение»).

Протокол № 7 от 25.03.2025 г.

Декан факультета агротехнологий,

земельных ресурсов и пищевых производств

ФГБОУ ВО «Ульяновский ГАУ»

Н.В. Хвостов