

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

Автореферат  
диссертации на соискание ученой степени  
кандидата сельскохозяйственных наук

Красноярск – 2025

Работа выполнена в Федеральном государственном бюджетном образовательном учреждении высшего образования «Ульяновский государственный аграрный университет имени П.А. Столыпина»

Научный руководитель: доктор биологических наук, профессор  
**Виноградов Дмитрий Валериевич**

Официальные оппоненты: **Прохорова Наталья Владимировна**,  
доктор биологических наук, профессор,  
Федеральное государственное автономное  
образовательное учреждение высшего образования  
«Самарский национальный исследовательский  
университет имени академика С.П. Королева»,  
профессор кафедры экологии, ботаники и охраны  
природы

**Дегтярева Ирина Александровна**,  
доктор биологических наук, доцент,  
Федеральное государственное бюджетное  
учреждение науки «Федеральный  
исследовательский центр «Казанский научный  
центр Российской академии наук»,  
главный научный сотрудник лаборатории  
молекулярно-генетических и микробиологических  
методов отдела перспективных исследований

Ведущая организация: Федеральное государственное бюджетное  
образовательное учреждение высшего образования  
«Пензенский государственный аграрный  
университет»

Защита состоится «26» сентября 2025 г. в 14<sup>00</sup> на заседании диссертационного совета 99.0.134.02 на базе ФГБНУ «Федеральный исследовательский центр «Красноярский научный центр Сибирского отделения Российской академии наук» и ФГБОУ ВО «Красноярский государственный аграрный университет» по адресу: 660036, г. Красноярск, ул. Академгородок, 50, тел.: +7(391)243-45-12, e-mail: ds99013402@ksc.krasn.ru.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеках ФИЦ КНЦ СО РАН, ФГБОУ ВО Красноярский ГАУ и на сайтах: <https://ksc.krasn.ru/>, <http://www.kgau.ru>.

Автореферат разослан «\_\_\_\_\_» \_\_\_\_\_ 2025 г.

Ученый секретарь  
диссертационного совета

Ульянова  
Ольга Алексеевна

## ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

**Актуальность темы исследования.** К наиболее актуальным проблемам экологии относится загрязнение почвы. Различаться может только степень загрязнения и виды веществ, которые поступают в почву в качестве загрязнителей. Химические соединения накапливаются в почве и приводят к постепенному изменению химических и физических свойств почвы, снижают численность живых организмов, ухудшают ее плодородие и экологическое состояние.

Интенсивное развитие промышленности, и транспорта, а также интенсификация сельскохозяйственного производства способствуют возрастанию антропогенной нагрузки на агроэкосистемы, в т.ч. на почвенный покров. Медь, попадающая в биосферу 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 задачей, в частности Ульяновской области.

Ульяновская область – регион развития современных технологий, при этом медь выступает в качестве потенциального загрязнителя земель, в связи с чем возникает необходимость исследования региональных особенностей поведения меди (Прохорова Н.В., 2006; Куликова А.Х., 2013; Аванесян Н.М., 2014; Козлов А.В., 2019; Васин Д.В., 2021).

Медь является важнейшим микроэлементом, который принимает участие во многих физиологических и биохимических процессах растений. В связи с современным состоянием биосферы, колоссальным поступлением элементов из техногенных источников, она может рассматриваться и как загрязняющее вещество. 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. 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.

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.

Вышеизложенное 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 (Violante, A., 2007; Verbruggen, N., 2009; Vega, F., 2015; Peltre, C., 2016;

Susantoro, Т.М., 2018; Черников В.А., 2000; Яшин И.М., 2014; Соколов О.А., 2015; Матыченков В.В., 2016; Минкина Т.М., 2016; Мосина Л.В., 2018; Довлетярова Э.А., 2023; Дубровина О.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 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 получении 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».

**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. Обработку данных проводили с помощью пакета StatSoft STATISTICA 8.0 дисперсионным, корреляционным и регрессионным анализом. В качестве *post hoc* тестов использовали тесты Тьюки и НСР. Значимость различий по энергии прорастания и всхожести проверяли точным тестом Фишера для таблиц 2x2.

**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.

**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.

**Степень достоверности 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.

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

**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.

**Благодарности.** Автор выражает искреннюю благодарность научному руководителю, д.б.н., проф. Виноградову Д.В. за помощь на всех этапах выполнения диссертации. Выражает глубокую признательность ученым Ульяновского государственного аграрного университета им. П.А. Столыпина, а именно д.с.х.н., проф. Тойгильдину А.Л., д.с.х.н., проф. Куликовой А.Х. за всестороннюю поддержку и помощь при проведении исследований.

## ОСНОВНОЕ СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

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

В главе приводится обзор литературы по вопросам влияния меди на отдельные физиологические процессы растений. Отражены вопросы положительной роли меди в системе «почва–растение» как, безусловно, необходимого элемента питания. Представлены данные исследований о негативном действии избыточного содержания в почве доступных для растений соединений меди, что может оказывать фитотоксическое действие, проявляющееся в изменении основных физиологических процессов в растении.

### Глава 2 Условия, объекты и методы исследования

Исследования проведены в 2016–2025 гг. в ФГБОУ ВО «Ульяновский ГАУ».

**Объекты исследований.** *Чернозем типичный среднемощный среднесуглинистый слабогумусированный.* Пахотный горизонт почвы имел среднее содержание гумуса 4,7 %, фосфора – 196 мг/кг почвы, обменного калия – 206 мг/кг, реакцией почвенного раствора – (6,5 ед. рН<sub>KCl</sub>), марганца – 14,5 мг/кг, цинка – 0,46 мг/кг, меди – 4,6 мг/кг.

*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 в %: H<sub>2</sub>O – 3,14; SiO<sub>2</sub> – 82,53; TiO<sub>2</sub> – 0,29; Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – 7,88; Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> – 2,41; FeO – 0,12; MnO – 0,01; CaO – 0,28; MgO – 0,76; Na<sub>2</sub>O – 0,02; K<sub>2</sub>O – 1,06; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – 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. Экологические исследования проводились в лабораторных (опыт 1, опыт 2) и полевых условиях (опыт 3).

**Опыт 1** *Агроэкологическая оценка меди на энергию прорастания и всхожесть семян яровой пшеницы* проводилась в лабораторных условиях. Схема опыта состояла из вариантов: 1) контроль (дистиллированная вода); 2) раствор CuSO<sub>4</sub> с содержанием меди 0,5 ПДК; 3) раствор CuSO<sub>4</sub> с содержанием меди 1 ПДК; 4) раствор CuSO<sub>4</sub> с содержанием меди 2 ПДК; 5) раствор CuSO<sub>4</sub> с

содержанием меди 4 ПДК; 6) раствор  $\text{CuSO}_4$  с содержанием меди 10 ПДК. Семена проращивали в термостате на фильтровальной бумаге, которые помещали в чашки Петри. Температуру поддерживали на уровне 18–20 °С. Повторность опыта 4–х кратная.

**Опыт 2 Влияние меди на рост и развитие растений яровой пшеницы** проводилась при выращивании ее в сосудах емкостью 1 кг. Варианты опыта: 1) контроль; 2) 2 ПДК меди (Cu); 3) 4 ПДК Cu; 4) 10 ПДК Cu; 5) диатомит; 6) 2 ПДК Cu+диатомит; 7) 4 ПДК Cu+диатомит; 8) 10 ПДК Cu+диатомит.

Влажность почвы в сосудах поддерживали на уровне 65–75 % от наименьшей влагоемкости. Повторность опыта 4–х кратная.

**Опыт 3 Биотестирование диатомита в качестве детоксиканта меди в полевых условиях.** Полевой опыт с яровой пшеницей заложен в 2018–2020 гг. в тех же вариантах, что и в опыте 2, на опытном поле Ульяновского ГАУ. Расположение делянок рендомизированное, повторность 4–х кратная.

Агротехнические мероприятия по возделыванию яровой пшеницы были общепринятые для условий Среднего Поволжья. После уборки предшественника сои, проводилось дискование почвы МТЗ–1221+БДТ–7 на глубину 10–12 см, с последующей вспашкой К744Р+оборотный плуг ППО–8–35 на 20–22 см. Далее ранне-весеннее боронование МТЗ–80+БЗТС–1,0 с последующей культивацией МТЗ–1221+КПС–5,2 на 10–12 см. Через две недели предпосевная обработка МТС–1221+КПС–4 на 4–6 см. Посев – рядовой способ (15 см), с глубиной заделки семян 3–5 см и нормой высева 5,0 млн. шт. всхожих семян/га. Срок посева – I декада мая. Под предпосевную культивацию внесена аммиачная селитра в дозе  $\text{N}_{50}$  (фон). Внесение диатомита осуществлялось под предпосевную культивацию в дозе 5 т/га. Уборка опыта и подсчет урожая поделаночно в пересчете на стандартную влажность.

Организацию лабораторных и полевых исследований осуществляли по общепринятым методикам и ГОСТам. 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). При анализе биохимического состава яровой пшеницы определяли общее сухое вещество – методом высушивания до постоянной массы (ГОСТ 28561–90).

Содержание меди в образцах почвы и растениях определялось 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 в 1 н раствора  $\text{HCl}$  и ацетатно–аммонийным буферным раствором с рН 4,8 по методу Крупского–Александровой.

Химические анализы проб выполнены в испытательной лаборатории «Ульяновский ГСХА» и аккредитованной лаборатории ФГБНУ «САС «Ульяновская».

### Глава 3 Экологическая оценка содержания меди в почвах Ульяновской области

Экологический мониторинг содержания валовой и подвижной меди в почвах Ульяновской области проводился по стационарным участкам, 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 почвы) (рис. 1).

В среднем в почвах Ульяновской области по стационарным участкам содержание валовых форм меди по сравнению с кларками почв мира (20,0 мг/кг) и Европейской части России (33,1 мг/кг) относительно низкое, колеблется в пределах 10,6–25,9 мг/кг и не превышает ПДК (55,0 мг/кг). Только в северной части региона, валовое количество элемента превышает кларк почв мира, но ниже средних значений Европейской части России.



Рисунок 1 – Карта-схема распределения стационарных участков на территории Ульяновской области

Анализ содержания подвижных форм меди, определяемых в вытяжке ацетатно-аммонийного буфера с  $pH=4,8$  в почвах Ульяновской области, показал, что они характеризуются низким ее содержанием.

При извлечении подвижных форм меди 1 н раствором HCl по Пейве установили повсеместное превышение ее содержания в почвах Ульяновской области по стационарным участкам ПДК (3 мг/кг) и в среднем оно находилось на уровне 3,1–5,3 мг/кг.

Подвижные формы меди определены в вытяжке 1 н раствора HCl, которое извлекает максимальное количество потенциальных запасов металлов, доступных растениям. Оценку экологической опасности содержания меди в почвах целесообразно проводить извлечением ее 1 н раствором HCl по Пейве.

Приведенные данные на почвах стационарных участков в основном не превышают ПДК, но отмечаются локальные случаи превышения, что является актуальной проблемой для Ульяновской области.

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

Оценка экотоксичности меди на энергию прорастания и всхожесть семян яровой пшеницы. Статистически значимое ( $p < 0,05$  по точному тесту Фишера для таблиц  $2 \times 2$ ) снижение энергии прорастания и всхожести наблюдается уже при 0,5 ПДК меди. Зависимость токсичности меди от концентрации носит линейный характер (рис. 2), при этом теоретическое значение полного подавления энергии прорастания равно 5,6 ПДК (рис. 2, показано стрелкой). Статистически значимое ( $p < 0,05$ ) ингибирование роста надземной части проростков отмечается при 0,5 ПДК меди, корешков – при 4 ПДК (рис. 3).

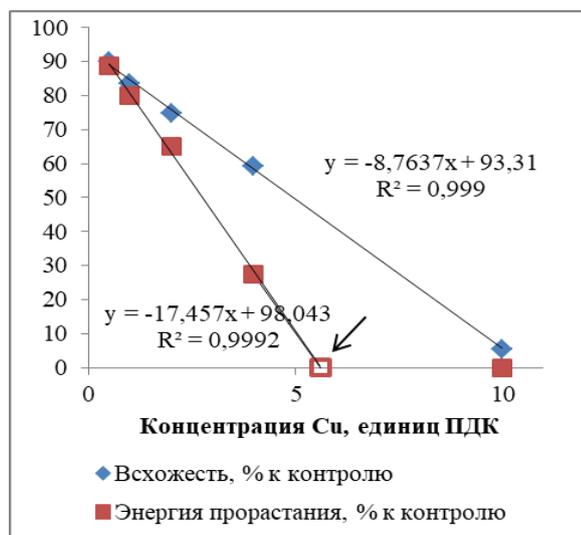


Рисунок 2 – Влияние меди на прорастание семян яровой пшеницы

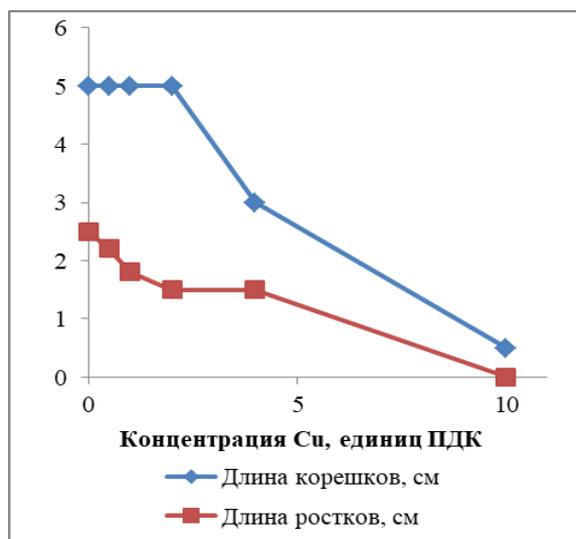


Рисунок 3 – Влияние меди на развитие проростков яровой пшеницы

Таким образом, избыток меди нарушает нормальный ход биохимических процессов в прорастающих семенах.

Оценка влияния меди на рост и развитие растений яровой пшеницы. 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 (табл. 1).

Таблица 1 – Влияние меди и диатомита на всхожесть и развитие растений яровой пшеницы

№	Вариант	Всхожесть, %	Высота растений, см			Длина корневой системы, см	Масса, г/сосуд,	
			фаза 3-6 листьев	фаза 6-8 листьев	фаза 8-10 листьев		надземная	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

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 медью самой почвы (т.е. относительно нуждающейся во внесении медьсодержащих соединений для нормального развития растений).

По варианту с внесением в почву диатомита наблюдали лучшие показатели развития как по высоте растений и длине корневой системы, так и надземной массе и массе корней. Высота растений к концу эксперимента на варианте с диатомитом, относительно контрольного варианта, 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 %).

Поведение элементов при внесении их в почву обуславливается деятельностью почвенных микроорганизмов, изменением функционирования самой почвенной биоты и ее влияния на продуктивность агроэкосистем (рис. 4).

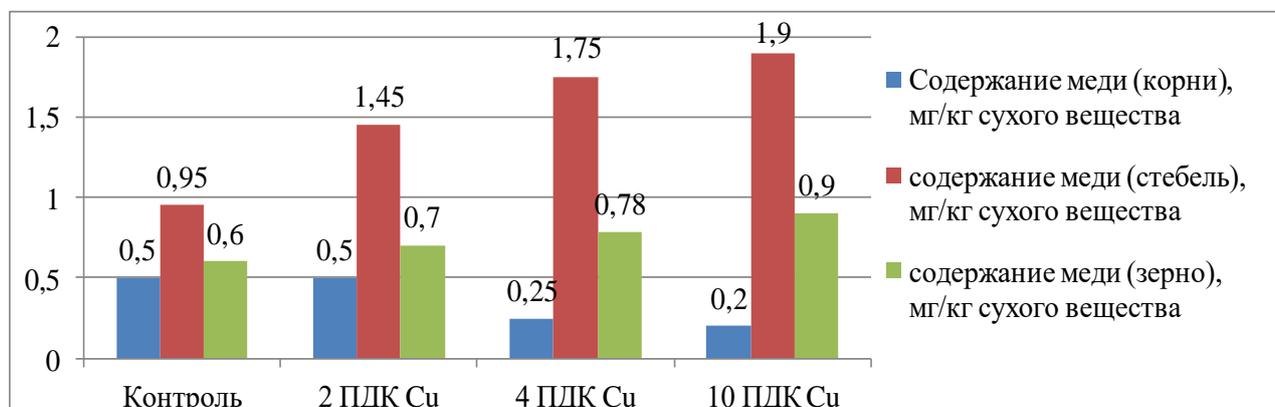


Рисунок 4 – Агроэкологическая оценка влияния загрязнения медью на целлюлозолитическую активность чернозема типичного среднесуглинистого, %

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.

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

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

*Биотестирование диатомита и оценка эффективности его использования для снижения экотоксичности меди на ее подвижность в почве.* Внесение сернокислой меди сопровождалось заметным повышением в почвенном растворе содержания подвижной меди, особенно в варианте с 10 ПДК Cu и к концу вегетации культуры составило 0,86 мг/кг, что выше контрольного варианта почти в 4,5 раз.

Применение диатомита в качестве детоксиканта позволило снизить количество подвижной меди в пахотном горизонте 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, ГН 2.1.7.2041–06).

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 его в пахотном горизонте почвы значительно увеличилось как в почве контрольного варианта, так и в вариантах с загрязнением сульфатом меди. Меньше всего ее содержалось в варианте с внесением диатомита, тем не менее, общее количество кислорастворимой 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. При оценке сельскохозяйственных, загрязненных 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 HNO<sub>3</sub>).

*Биотестирование чернозема типичного по данным целлюлозолитической активности.* Введение в среду сульфата меди способствовало усилению деятельности целлюлозоразрушающих микроорганизмов. Дальнейшее повышение уровня загрязнения медью до 10 ПДК сопровождалось значительным подавлением деятельности целлюлозоразрушающих микроорганизмов и активность ее по отношению к контролю заметно уменьшалась. Введение в среду меди на уровне до 4 ПДК способствовало усилению деятельности целлюлозоразрушающих микроорганизмов до 16-и относительных процентов (рис. 5).

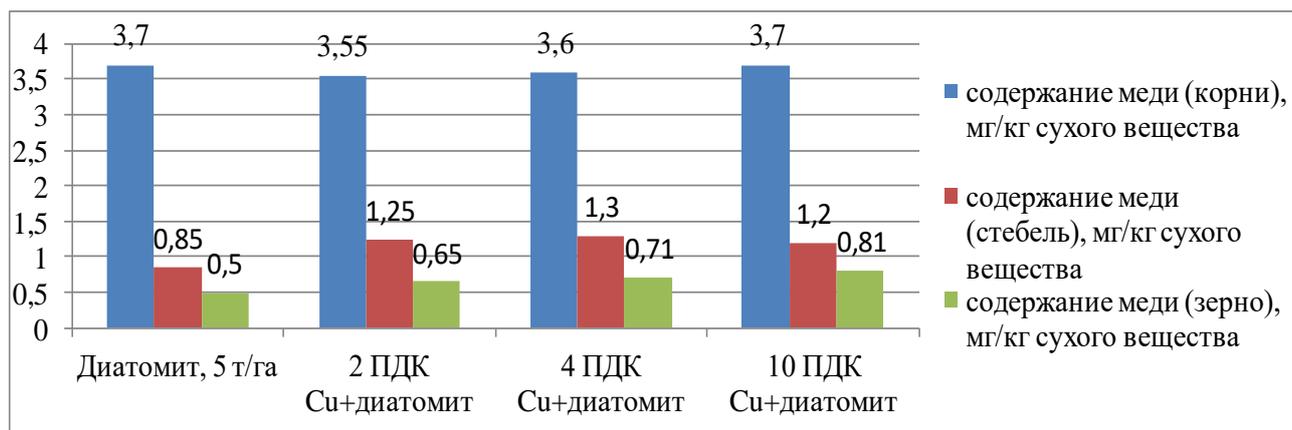


Рисунок 5 – Степень разложения льняного полотна в зависимости от внесения разных концентраций меди и диатомита, %

Отметим роль диатомита в регулировании жизнедеятельности почвенных микроорганизмов, способствующих повышению целлюлозолитической активности почвы.

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 (табл. 2).

Таблица 2 – 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	

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. м<sup>2</sup>/га в фазу кущения до 18,71 тыс. м<sup>2</sup>/га в фазу колошения с последующим статистически значимым ( $p < 0,001$ ) уменьшением до 8,15 тыс. м<sup>2</sup>/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. м<sup>2</sup>/га в отсутствие меди до 11,64 тыс. м<sup>2</sup>/га при 2 ПДК, с последующим статистически значимом ( $p < 0,001$ ) падением данного показателя до 10,65 тыс. м<sup>2</sup>/га при 4 ПДК и до 9,75 тыс. м<sup>2</sup>/га при 10 ПДК. Действие диатомита проявилось в увеличении средней по годам и вариантам площади листьев с 10,70 тыс. м<sup>2</sup>/га до 10,97 тыс. м<sup>2</sup>/га. 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.

Оценка экотоксичности меди на фотосинтетическую активность растений яровой пшеницы. Итоговым балансом процессов фотосинтеза, дыхания и роста растений является чистая продуктивность фотосинтеза (ЧПФ). В среднем за вегетацию чистая продуктивность фотосинтеза посевов яровой пшеницы колебалась от 5,56 г/м<sup>2</sup> сутки (вариант CuSO<sub>4</sub> 10 ПДК, фаза кущения – «выход в трубку») до 15,54 г/м<sup>2</sup> (вариант «диатомит», фаза «выход в трубку – колошение») при НСР<sub>05</sub>, (г/м<sup>2</sup>) в фазу кущения – выход в трубку – 0,15; в фазу выход в трубку – колошение – 0,23; в фазу колошение – цветение – 0,18 (рис. 6, 7).

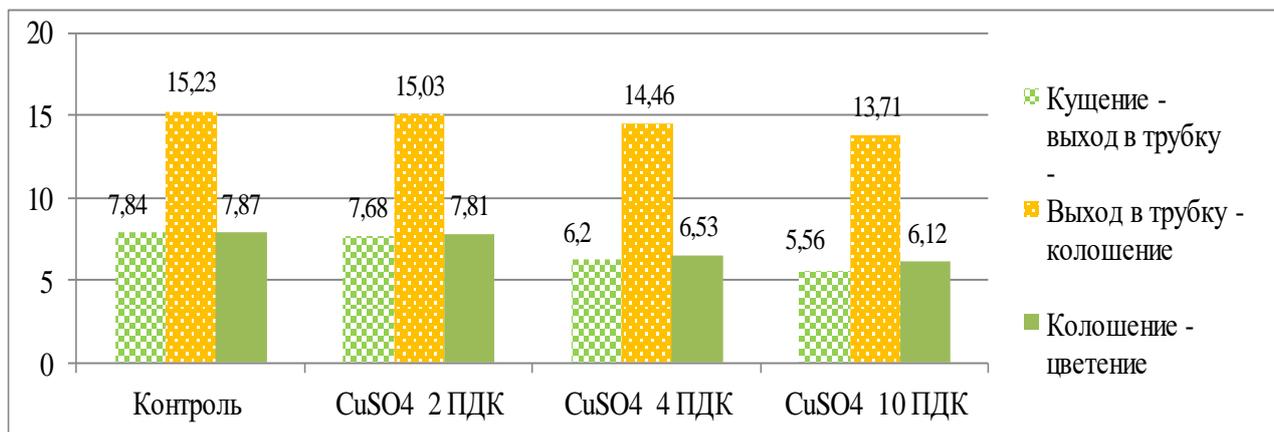


Рисунок 6 – Агроэкологическая оценка влияния уровня загрязнения меди на продуктивность фотосинтеза яровой пшеницы, г/м<sup>2</sup> × сутки

Фотосинтетическая деятельность посевов яровой пшеницы при использовании диатомита в дозе 5 т/га совместно с внесением сульфата меди существенно превышает варианты без внесения диатомита, что способствовало увеличению биологической продуктивности.

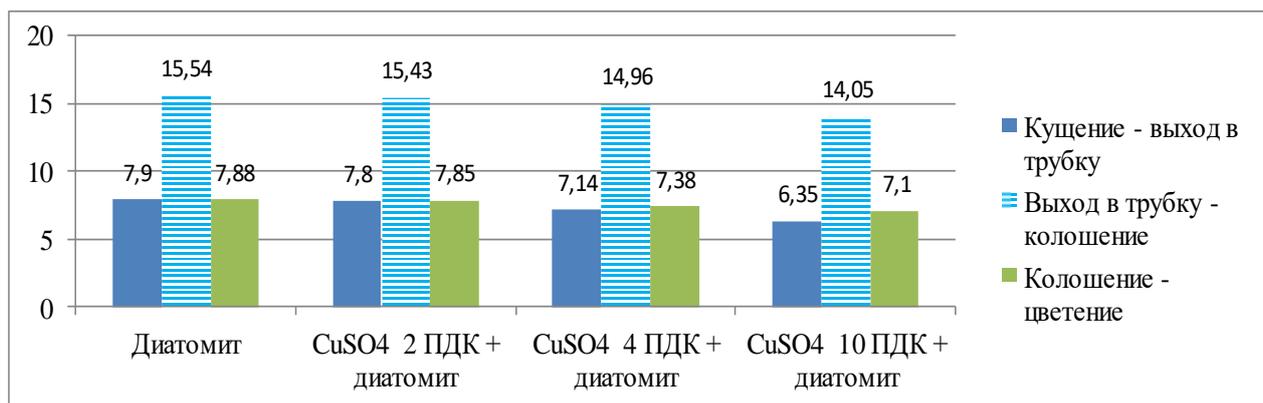


Рисунок 7 – Агроэкологическая оценка влияния уровня загрязнения меди с внесением диатомита на продуктивность фотосинтеза пшеницы  $г/м^2 \times сутки$

Биотестирование диатомита для снижения экотоксичности меди на урожайность и качество зерна яровой пшеницы. Статистически значимое ( $p < 0,001$ ) влияние на урожайность оказало содержание меди в почве и наличие диатомита. Эффект взаимодействия факторов «Cu» и «Диатомит» проявился в том, что в присутствии диатомита негативное влияние меди на урожайность было менее выражено. Так, если без диатомита концентрация 10 ПДК Cu снизила урожайность в 1,41 раза, то в присутствии диатомита снижение составило только 1,25 раза. Аналогичный эффект диатомита отмечен и для других концентраций меди (рис. 8, 9).

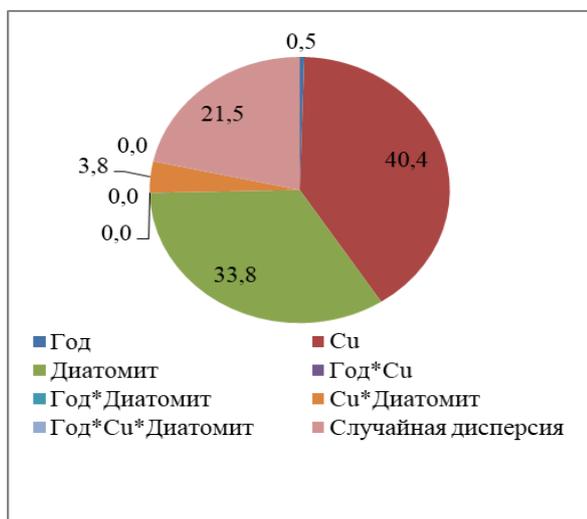


Рисунок 8 – Показатели силы влияния (%) факторов и их взаимодействий на урожайность пшеницы

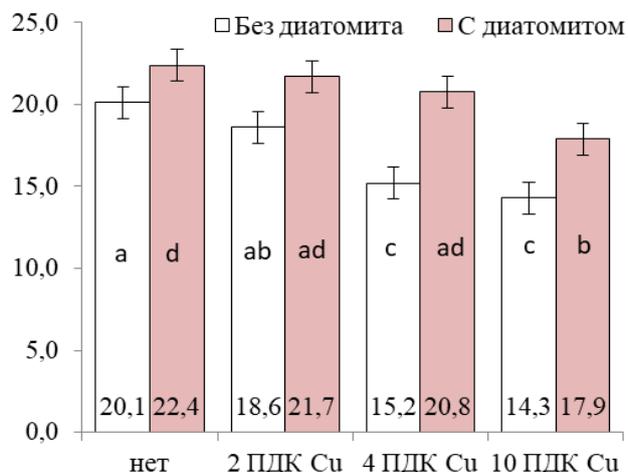


Рисунок 9 – Средняя по годам урожайность (ц/га) в разных вариантах; одинаковые буквы означают отсутствие статистически значимых различий по тесту Тьюки

При биотестировании чернозема типичного загрязненного сульфатом меди до 4 ПДК Cu, благодаря внесению диатомита в дозе 5 т/га биологическая продуктивность зерна яровой пшеницы повысилась на 3,1 ц/га (2 ПДК Cu) и 5,1 ц/га (4 ПДК Cu) относительно вариантов без внесения диатомита. Однако при

более высоком загрязнении на уровне 10 ПДК полностью нейтрализовать токсическое воздействие меди на формирование урожайности не удалось, и она снизилась на 2,2 ц/га.

Влияние загрязнения почвы медью и внесения диатомита на содержание в зерне сырой клейковины и на ИДК клейковины проявилось главным образом через взаимодействие данных факторов (рис. 10).

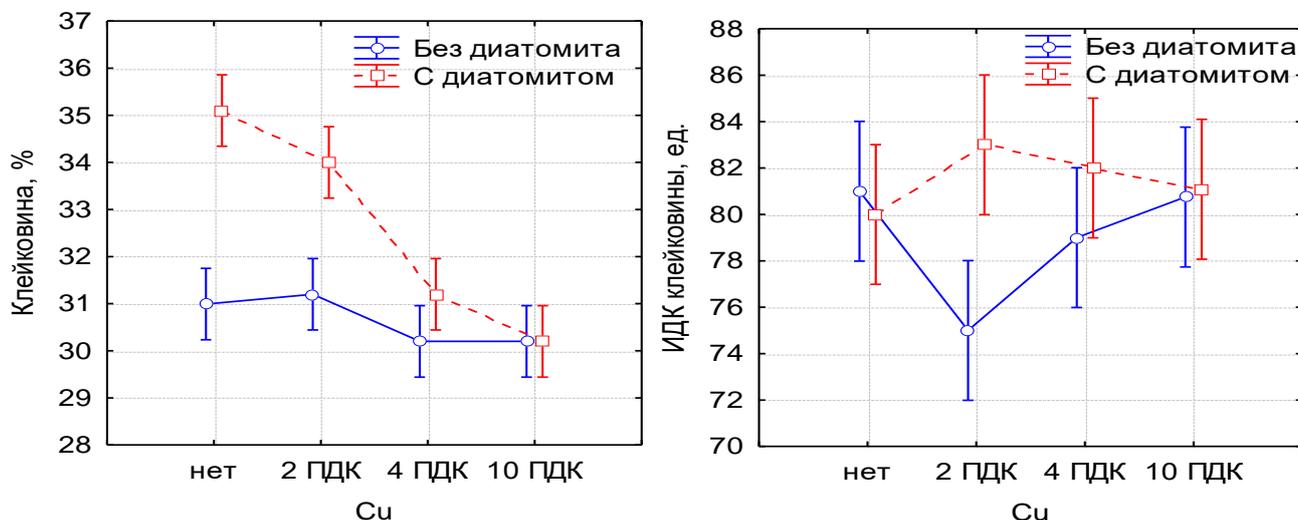


Рисунок 10 – Влияние загрязнения почвы медью и внесения диатомита на показатели клейковины зерна пшеницы

Так, наблюдается статистически значимое ( $p < 0,001$ ) стимулирующее действие диатомита на накопление клейковины в отсутствие меди, и снижение этого эффекта при внесении в почву меди, причём это снижение происходит пропорционально количеству внесённой 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.

Кроме биологической продуктивности, диатомит повлиял и на структуру корреляционных связей между урожайностью и элементами структуры урожая пшеницы. Так, в вариантах без диатомита ни один из элементов структуры урожая, также как и урожайность, не коррелирует с числом растений пшеницы 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.

Множественный регрессионный анализ связи урожайности с элементами структуры урожая также показал, что эта связь в вариантах без диатомита и с диатомитом различается.

Реальные и теоретические значения урожайности по вариантам представлены в диаграммах (рис. 11, 12).

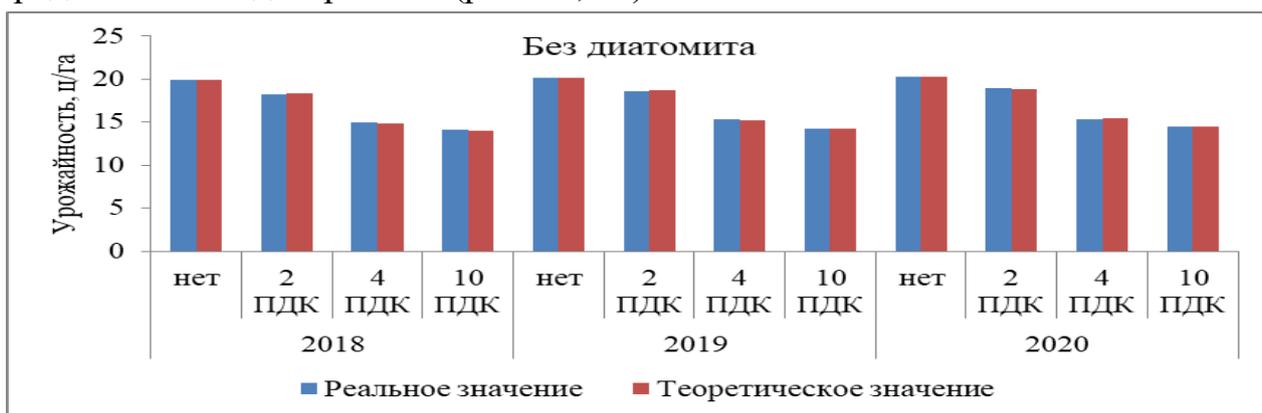


Рисунок 11 – Реальные и теоретические значения урожайности в вариантах без диатомита

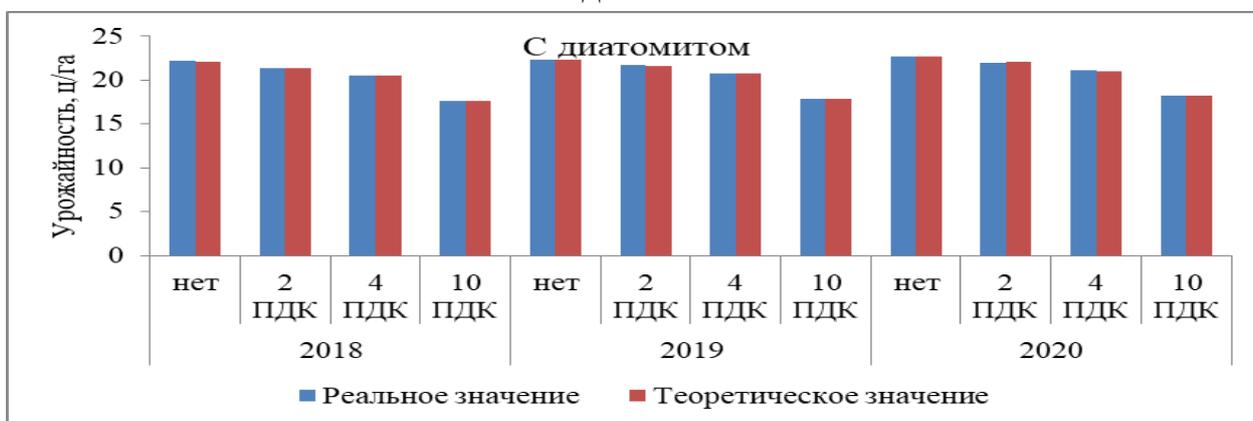


Рисунок 12 – Реальные и теоретические значения урожайности в вариантах с диатомитом

При этом оба уравнения регрессии показали высокое совпадение теоретических и экспериментальных значений во всём диапазоне данных.

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

Результаты исследований свидетельствуют, что при возделывании яровой пшеницы на загрязненной почве медь большей частью локализуется в стеблях, особенно с увеличением уровня загрязнения (рис. 13 и 14).

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, где НСР<sub>05</sub>, (мг/кг) составила по показателям корни – 0,16, стебель – 0,12, зерно – 0,11. 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.

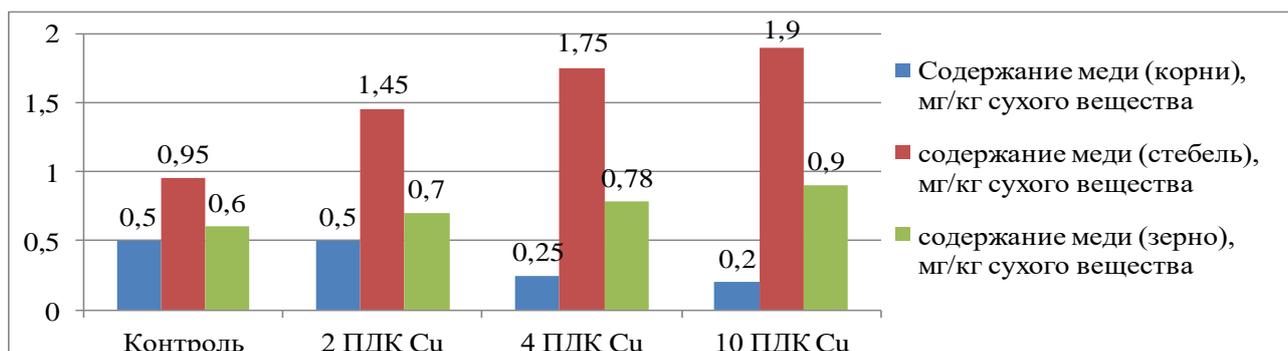


Рисунок 13 – Агроэкологическая оценка содержания меди в растениях яровой пшеницы, мг/кг

На 17–50 % при этом повышалось поступление меди в зерно, то есть очень значительно усиливался транспорт элемента в основную продукцию.

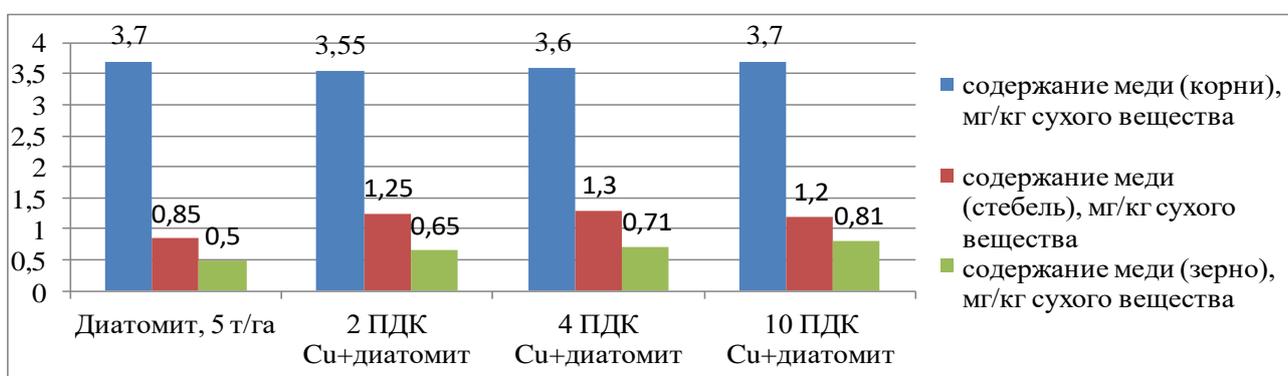


Рисунок 14 – Агроэкологическая оценка содержания меди в растениях яровой пшеницы с внесением диатомита в почву, мг/кг

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

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На основании результатов почвенно-экологических исследований регионально типологических особенностей поведения меди на черноземах Ульяновской области сделаны выводы:

1. Содержание потенциально доступной формы меди в почвах Ульяновской 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). Экологическую оценку содержания меди в почвах целесообразно проводить извлечением ее 1 н 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. 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.

4. 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).

5. 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 %.

6. 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. 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 %).

7. 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.

8. 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 %). 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), что способствовало получению более экологически безопасной продукции.

## СПИСОК РАБОТ, ОПУБЛИКОВАННЫХ ПО ТЕМЕ ДИССЕРТАЦИИ

### Научные статьи, опубликованные в изданиях, входящих в международные базы данных, индексирующие научные публикации:

1. Черкасов, Е.А. Динамика содержания тяжелых металлов в почвах Ульяновской области / Е.А. Черкасов, Б.К. Саматов, **О.Н. Цаповская** // Агрехимический вестник. – 2016. – № 1. – С. 12-14. (Chemical Abstracts, личный вклад – 50 %).

### Научные статьи, опубликованные в журналах, рекомендованных ВАК РФ:

2. **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. (личный вклад – 50 %).

3. **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. (личный вклад – 50 %).

### Публикации в других научных изданиях:

4. **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. – Режим доступа: [http://agroecoinfo.ru/СТАТУИ/2022/3/st\\_320.pdf](http://agroecoinfo.ru/СТАТУИ/2022/3/st_320.pdf) (личный вклад – 100 %).

5. **Цаповская, О.Н.** Минимизация токсического влияния меди на фотосинтетическую деятельность растений яровой пшеницы [Электрон. ресурс] // АгроЭкоИнфо: электр. науч.-произв. журнал. – 2022. – №2. – Режим доступа: [http://agroecoinfo.ru/СТАТУИ/2022/2/st\\_228.pdf](http://agroecoinfo.ru/СТАТУИ/2022/2/st_228.pdf) (личный вклад – 100 %).

6. 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. (личный вклад – 40 %).

7. **Цаповская, О.Н.** Эффективность высококремнистых пород в производстве экологически безопасной продукции растениеводства [Электрон. ресурс] // АгроЭкоИнфо: электр. науч.-произв. журнал. – 2021. – №6. – Режим доступа: [http://agroecoinfo.ru/СТАТУИ/2021/6/st\\_622.pdf](http://agroecoinfo.ru/СТАТУИ/2021/6/st_622.pdf). DOI: <https://doi.org/10.51419/20216622> (личный вклад – 100 %).

8. 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 (личный вклад – 50 %).

9. 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 (личный вклад – 40 %).

10. 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. – Т. 10. – № 3. – Pp. 149-153. (личный вклад – 50 %).

11. **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 РГАТУ, 2025. – С. 508-513 (личный вклад – 50 %).

12. 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 (личный вклад – 40 %).

13. **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 (личный вклад – 100 %).

14. **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 (личный вклад – 100 %).