

Министерство образования и науки
Донецкой Народной Республики
Государственное образовательное учреждение
высшего профессионального образования
Донецкий национальный университет

На правах рукописи



Фрунзе Оксана Валентиновна

**ПОВЫШЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ
УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ФИТОРЕАБИЛИТАЦИЕЙ ПОЧВ
С ПОЛУЧЕНИЕМ БИОТОПЛИВА**

05.23.19 – экологическая безопасность строительства и городского хозяйства

Диссертация

на соискание ученой степени кандидата технических наук

Научный руководитель:

доктор технических наук, профессор

Высоцкий Сергей Павлович



Идентичность всех экземпляров заверяю

Ученый секретарь диссертационного

совета Д 01.023.03, к.т.н., доцент



Т.С. Башева

Макеевка 2020 год

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	5
РАЗДЕЛ 1. ЗАГРЯЗНЕНИЕ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ И ТЕХНОЛОГИИ ВОССТАНОВЛЕНИЯ ПОЧВ	12
1.1. Технологии восстановления деградированных почв	12
1.2. Тяжелые металлы как стрессовый фактор урбанизированных территорий	17
1.3. Негативные эффекты тяжелых металлов на биосистемы	21
РАЗДЕЛ 2. ПРОГРАММА, МЕТОДИКИ И ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ	29
2.1. Программа исследований	29
2.2. Методики исследований	31
2.3. Объекты исследований	32
РАЗДЕЛ 3. ПОДБОР УСТОЙЧИВЫХ К ПОЛИМЕТАЛЛИЧЕСКОМУ СТРЕССУ ВИДОВ РАСТЕНИЙ В ТЕХНОЛОГИИ ФИТОРЕАБИЛИТАЦИИ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ	40
3.1. Морфометрические данные растений как показатель устойчивости фитокультур к полиметаллическому стрессу	40
3.2. Биопродуктивность растений в условиях полиметаллического стресса	47
3.3. Подбор устойчивых к полиметаллическому стрессу фитокультур по данным индекса толерантности	51
РАЗДЕЛ 4. ТЕПЛОТА СГОРАНИЯ РАСТЕНИЙ В ТЕХНОЛОГИЧЕСКОМ ПРОЦЕССЕ ПОЛУЧЕНИЯ БИОТОПЛИВА	56
4.1. Изменение теплоты сгорания декоративных травянистых растений в условиях загрязнения почвы ионами тяжелых	

металлов	56
4.2. Фотосинтетическая активность растений как показатель энергоёмкости в условиях полиметаллического стресса	62
4.3. Влияние загрязнения почвы тяжелыми металлами на площадь листовой пластинки декоративных травянистых растений	67
РАЗДЕЛ 5. СОРБЦИОННАЯ СПОСОБНОСТЬ, ФАКТОР ПЕРЕНОСА РАСТЕНИЙ-ГИПЕРАККУМУЛЯТОРОВ В ТЕХНОЛОГИИ ФИТОРЕМЕДИАЦИИ ПОЧВ	
5.1. Восстановление загрязнённых тяжёлыми металлами почв с помощью декоративных травянистых растений	72
5.2. Фиторемедиация загрязнённых тяжелыми металлами почв с помощью злаков	79
РАЗДЕЛ 6. ТЕХНОЛОГИЯ ФИТОРЕАБИЛИТАЦИИ ПОЧВ С ВЫСОКИМ СОДЕРЖАНИЕМ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ	
6.1. Фитореабилитация прилегающих к автомобильным трассам территорий	86
6.2. Восстановление почв в зоне влияния металлургического предприятия с помощью декоративных травянистых растений	92
6.3. Технологическая схема фиторекультивации загрязнённых тяжелыми металлами земель с получением биотоплива	100
РАЗДЕЛ 7. БИОАДАПТАЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ РАСТИТЕЛЬНЫХ ОРГАНИЗМОВ ПРИ ВЫПОЛНЕНИИ ФУНКЦИИ ФИТОРЕМЕДИАЦИИ	
7.1. Активность каталазы, пероксидазы, полифенолоксидазы в условиях полиметаллического стресса	109
7.2. Реакция супероксиддисмутазы на загрязнение почвы тяжелыми металлами	124
7.3. Содержание стрессовых аминокислот (пролин, триптофан) в условиях контролируемого загрязнения	129
ОБЩИЕ ВЫВОДЫ	145

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ	148
ПРИЛОЖЕНИЯ	177
Приложение А. Акт внедрения результатов диссертационной работы в научно-исследовательскую работу	178
Приложение Б. Акт внедрения результатов исследований диссертационной работы на предприятии ФЛ-П В.В. Вороной	179
Приложение В. Акт внедрения результатов исследований диссертационной работы на предприятии ФЛ-П Л.М. Базиян	180
Приложение Г. Акт внедрения результатов исследований диссертационной работы на предприятии ФЛ-П Е.Ю. Зайнутдинова	181

Актуальность темы исследования

Урбанизация территорий и увеличение количества промышленных предприятий привели к интенсификации загрязнения почв на прилегающих территориях. Антропогенная деятельность и урбанизация биосферы сопровождается рассеиванием значительного количества тяжелых металлов, вовлеченных в миграционные процессы, которые являются высокотоксичными для человека [5, 6]. В вопросах экологической безопасности эта проблема остро стоит в промышленно развитых регионах всего мира, где расположены крупные индустриальные металлургические предприятия, сосредоточены многочисленные автотранспортные магистрали. Загрязнение городских почв тяжелыми металлами рассматривается в вопросах экологической безопасности и требует незамедлительного решения, направленного на восстановление деградированных почв с целью создания чистой и безопасной для живых организмов окружающей среды [178, 185]. Выделяют технологии очистки почв: фиксацию тяжелых металлов с помощью почвенных добавок, складирование на свалках, экстракцию, выщелачивание, однако данные методы требуют значительных капиталовложений. Фиторемедиация рассматривается как эффективная, менее затратная альтернатива общепринятым рекультивационным технологиям восстановления окружающей среды [139].

Общими механизмами фиторемедиации техногенных почв являются: фитостабилизация, фитоэкстракция, ризодеградация, фитодеградация, фиторассеивание. Идеальные для фитореабилитации почв растения должны характеризоваться способностью накапливать высокие концентрации металлов, быть устойчивыми к высоким концентрациям соли, иметь высокую скорость роста, быстро набирать биомассу, эффективно накапливать металл в надземных частях, обладать высокой теплотой сгорания и простотой уборки урожая для их дальнейшего использования в качестве биоэнергетического сырья [221].

Связь работы с научными программа, планами, темами

Исследования теоретического и прикладного характера выполнены в соответствии с государственной научно-исследовательской темой: «Исследование стрессовых реакций хвойных и других видов растений под влиянием биотических и абиотических факторов внешней среды» (номер государственного учета НИОКТР 0117D000246).

Степень разработанности темы исследования

Теоретической основой для выполнения исследований в области фитореабилитации почв, повышения экологической безопасности урбанизированных территорий, являются работы Бессоновой В.П., Лихолата Ю.Г., Высоцкого С.П., Гуральчука Ж.З., Ильина В.Б., Zheng S.J., Kramer U., Yamamoto Y., Turner R.G [18, 41, 50, 68, 200, 239, 241]. В работах Бессоновой В.П. рассматривается устойчивость растений в условиях полиметаллического стресса с целью их дальнейшего использования в технологиях восстановления окружающей среды [19, 20]. В большинстве экспериментальных работ Гуральчука Ж.З., Караваева В.А. изучается технология фиторемедиации только отдельных тяжелых металлов некоторыми видами растений [51, 69]. Учитывая полиметаллический характер антропогенного загрязнения промышленных регионов Донбасса, возникает потребность исследования технологии комплексной аккумуляции ионов тяжелых металлов в условиях их совместного поступления в почву.

Целью исследования является повышение экологической безопасности урбанизированных территорий вокруг промышленных объектов: тепловых электростанций, химических, металлургических и горнодобывающих предприятий, других опасных объектов за счет применения технологии фитореабилитации почв с получением биотоплива.

Задачи исследования:

– *разработать* малозатратную, экономически выгодную и экологически безопасную технологию фиторемедиации деградированных почв, загрязненных тяжелыми металлами, с последующей утилизацией отработанного биоматериала;

– для уменьшения уровня загрязнения почв возле металлургических предприятий *произвести отбор* устойчивых к полиметаллическому стрессу видов декоративных травянистых растений, по данным индекса толерантности, морфометрическим показателям и скорости роста;

– для получения биоэнергетического сырья в технологии фиторемедиации почв *выявить* виды декоративных травянистых растений с наибольшей теплотой сгорания в условиях полиметаллического стресса, определить наиболее эффективные энергетические культуры;

– для повышения эффективности фиторемедиации почв возле металлургических предприятий *произвести отбор* растений-гипераккумуляторов тяжелых металлов по данным фактора переноса и показателям сорбционной способности;

– для фиторемедиации почв с высоким содержанием свинца возле автомобильных дорог *исследовать* сорбционную эффективность устойчивых к загрязнению растений-гипераккумуляторов тяжелых металлов;

– *провести опытно-промышленную апробацию* технологии фиторемедиации почв возле металлургических предприятий в условиях полиметаллического стресса, определить экономическую эффективность и стоимостные преимущества технологии;

– для повышения устойчивости видов-гипераккумуляторов тяжелых металлов при выполнении функции фиторемедиации почв *изучить* биоадаптационные характеристики растений.

Объект исследования – деградированные почвы урбанизированных территорий, загрязненные ионами тяжелых металлов.

Предмет исследования – технология фитореабилитации урбанизированных территорий с выбором наиболее результативных гипераккумуляторов, обладающих наибольшей теплотой сгорания с получением биотоплива.

Научная новизна полученных результатов состоит в следующем:

– для технологии восстановления почв, загрязненных соединениями кобальта, марганца, хрома и свинца в условиях полиметаллического стресса

произведен подбор видов растений-гипераккумуляторов: *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L. Экспериментальные объекты обладают высокой сорбционной способностью, устойчивы к высоким концентрациям тяжелых металлов, обладают большой скоростью роста, быстро набирают биомассу, обладают высокой теплотой сгорания, благодаря чему обеспечивают экономически выгодную и экологически безопасную утилизацию;

– установлены культуры с высокой теплотой сгорания в условиях полиметаллического стресса, которые могут быть вовлечены в соответствующие технологические процессы в качестве сырья для получения биотоплива. Теплота сгорания *Brassica napus* L., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L. составляет 16,5-18,0 МДж/кг. Показана связь биопродуктивности растений с их теплотой сгорания;

– экспериментально подтверждена способность изученных видов растений-гипераккумуляторов сорбировать из почвы высокие концентрации тяжелых металлов и аккумулировать их в вегетативных органах. Для *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav. и *Linum usitatissimum* L. фактор переноса металла превысил 15, что указывает на их высокую сорбционную способность;

– экспериментально доказана эффективность предложенной технологии фиторемедиации загрязненных тяжелыми металлами почв;

– установлено, что загрязнение почвы ионами тяжелых металлов не оказывает негативного влияния на биохимические показатели видов-гипераккумуляторов, что позволяет их рекомендовать для фитовосстановления деградированных почв.

Теоретическая и практическая значимость работы:

– разработана эффективная технологическая схема фиторемедиации почв, загрязненных ионами кобальта, марганца и хрома, а также разработана экономически выгодная и экологически безопасная технология утилизации

отработанного биоматериала, которая может быть рекомендована для внедрения в технологические процессы металлургических предприятий;

– *произведен подбор* видов растений-гипераккумуляторов кобальта, марганца, хрома, свинца в условиях полиметаллического стресса. Выведены аналитические зависимости степени концентрирования свинца в побегах растений от его концентрации в растворе; доказано, что ширина высева растений должна составлять до 10 м от кромки дороги II типа (не скоростная дорога с интенсивностью движения >6000 ед./сутки). Экспериментально доказана логистическая зависимость распределения концентрации ионов кобальта, марганца и хрома между вегетативными органами растений и содержанием металлов в почве во время контролируемого процесса фиторемедиации в полевых условиях;

– обоснованные научные положения диссертационного исследования *внедрены* в качестве составляющих мероприятий, которые направлены на повышение экологической безопасности предприятий в сфере услуг автомобильного грузового транспорта ФЛ-П Вороной В.В., ФЛ-П Базиян Л.М., ФЛ-П Зайнутдинова Е.Ю.;

– результаты работы *внедрены* в учебный процесс ГОУ ВПО «Донецкий национальный университет» при подготовке бакалавров по направлению 05.03.06 «Экология и природопользование» по программе курсов «Рост и развитие растений в условиях металлопрессинга», «Тяжелые металлы в экосистемах».

Методология и методы исследования:

При исследовании технологии фитореабилитации загрязненных почв опыты проводили по схеме полного трехфакторного трехуровневого эксперимента. Методы исследований разделены на две группы:

– лабораторные методы хроматографии, спектрофотометрии, колориметрии и атомно-абсорбционного анализа, а также морфофизиологический для определения биометрических показателей проростков;

– полевой метод исследования фиторемедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами возле металлургического предприятия; полевой метод исследования фиторемедиации почв вдоль автомобильных дорог.

Положения, выносимые на защиту:

- повышение экологической безопасности деградированных и загрязненных почв, вследствие применения технологии фиторемедиации;
- подбор энергетически эффективных видов-гипераккумуляторов тяжелых металлов, которые обладают устойчивостью к загрязнению и высокими показателями биопродуктивности, с целью их вовлечения в технологические процессы в качестве сырья для биотоплива;
- результаты комплексной оценки сорбционной способности культур, произрастающих в почве с высоким содержанием тяжелых металлов, с целью их использования в технологии восстановления почв.

Личный вклад соискателя

Определена цель и поставлены задачи исследования совместно с научным руководителем; проведен обзор публикаций по современному состоянию мер для поиска экономически эффективных и экологически чистых технологий восстановления деградированных почв, повышения их экологической безопасности; проведены экспериментальные исследования, статистически обработаны, интерпретированы и обобщены полученные результаты, сформулированы выводы.

Степень достоверности и апробация результатов

Достоверность результатов обеспечена хорошей сходимостью результатов лабораторных и полевых исследований.

Основные положения диссертационной работы рассмотрены и одобрены на 13 научных конференциях, в том числе: I Научно-практической конференции «Рослини та урбанізація» (Днепропетровск, 2007 г.); II Научно-практической конференции «Рослини та урбанізація» (Днепропетровск, 2011 г.); Международной конференции «От заповедования до сбалансированного природопользования» (Донецк, 2013 г.); Научной конференции Донецкого

национального университета по итогам научно-исследовательской работы за период 2011-2012 гг. (Донецк, 2013 г.); III Международной научной конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Фундаментальные и прикладные исследования в биологии (Донецк, 2014 г.); IX Международной научной конференции аспирантов и студентов «Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов (Донецк, 2015 г.); I Международной научной конференции «Донецкие чтения 2016. Образование, наука и вызовы современности (Донецк, 2016 г.); II Научной конференции студентов и молодых ученых с международным участием «Актуальные проблемы наук о Земле» (Ростов-на-Дону, 2016 г.); III Международной научной конференции «Донецкие чтения 2018: образование, наука, инновации, культура и вызовы современности» (Донецк, 2018 г.); IV Международной научной конференции «Донецкие чтения 2019: образование, наука, инновации, культура и вызовы современности» (Донецк, 2019 г.); VIII Международной научно-практической конференции «Среда, окружающая человека: природная, техногенная, социальная» (Брянск, 2019 г.).

Публикации

Основные научные результаты диссертации опубликованы автором самостоятельно и в соавторстве в шести научных изданиях, в том числе три работы в специализированных научных изданиях, рекомендованных МОН Украины, шесть работ в специализированных научных изданиях, рекомендованных МОН ДНР, тринадцать работ в сборниках трудов международных и региональных научно-практических конференций и в других изданиях.

РАЗДЕЛ 1**ЗАГРЯЗНЕНИЕ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ
ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ И ТЕХНОЛОГИИ ВОССТАНОВЛЕНИЯ
ПОЧВ****1.1. Технологии восстановления деградированных почв**

Технологии очистки (восстановления) деградированных почв, загрязненных тяжелыми металлами, включают механическое удаление слоя загрязненной почвы, стабилизацию металлов в почве с помощью химических соединений и выращивание растений-гипераккумуляторов ионов тяжелых металлов (фиторемедиацию) [121].

Механическое удаление почвы – самый первичный метод реабилитации загрязненной почвы, который используют до сих пор во многих странах. Преимущества метода включают полное удаление токсичной фракции загрязняющих веществ и относительно быструю очистку загрязненных участков урбанизированных территорий. Недостатки метода состоят в следующем: загрязняющие вещества просто перемещаются в другое место, где они должны быть складированы и должен проводиться постоянный мониторинг хранилища; риск распространения загрязненной почвы и пылевых частиц при удалении и транспортировке загрязненной почвы; высокая стоимость. Механическое удаление почвы – самый дорогой метод, при использовании которого тонны загрязненной почвы необходимо удалить или утилизировать по методикам, применяемым для утилизации опасных и токсичных отходов [171].

Тяжелые металлы можно оставить в почвах урбанизированных территорий и подвергать последние химической обработке с целью уменьшения или устранения их способности отрицательно влиять на здоровье человека и окружающую среду. Такой метод очистки почв называют стабилизацией.

Устранение биодоступности ионов тяжелых металлов на месте имеет много преимуществ перед механическим удалением почвы. В основе стабилизации тяжелых металлов лежит добавление химических веществ в почву. Данные соединения содержат тяжелые металлы в форме, которая не усваивается растениями, животными или человеком. Этот процесс не нарушает окружающую среду и не создает опасных отходов. Ионы тяжелых металлов связываются с добавленным хелатором с образованием менее токсичных соединений, они остаются в почве, но в форме, которая менее вредна для живых организмов [174].

Один из примеров фиксации на месте тяжелых металлов является добавление фосфатных удобрений в почвы, загрязненные ионами тяжелых металлов. Химическая реакция между фосфатом и свинцом ведет к образованию соединения, называемого пироморфитом свинца. Пироморфит свинца и аналогичные соединения, называемые фосфатами тяжелых металлов, крайне нерастворимы [181]. Это означает, что новые соединения не могут легко раствориться в воде, а, следовательно, не могут загрязнять подземные и сточные воды. Так же, фосфаты тяжелых металлов не могут попасть в пищевые цепи, будучи поглощенными растениями или животными. Стоимость метода химической фиксации тяжелых металлов в половину дешевле стоимости механического метода удаления почвы. Эта технология является относительно быстрой и занимает примерно столько же времени, как и механический метод удаления деградированных почв. Нежелательным эффектом данной технологии является угроза выщелачивания. Необходим постоянный экологический и химический мониторинг обработанных участков урбанизированных территорий [198].

Технология фитореставрации в 6-11 раз дешевле химических и механических технологий очистки почв, не требует дополнительных капиталовложений, которые увеличивают расходы, не создаёт проблемы опасности. Способность растений накапливать тяжелые металлы и быть устойчивыми к их избытку является отражением их индивидуальных особенностей [167, 231]. Предполагают, что центры детоксикации тяжелых

металлов находятся в листьях у растений-аккумуляторов и в корнях – у растений-исключателей [52].

Некоторые растения по отношению к тяжелым металлам можно охарактеризовать как гипераккумуляторы. Например, *Brassica juncea* способна накапливать в клетках от 1 до 1,7% цинка, в пересчете на сухую массу, а *Alyssum bertolonii* накапливает в листьях до 1% никеля [188]. В наше время нет единого мнения относительно механизмов гипераккумуляции. Например, согласно представлениям Chaney Rufus et al. и Lee E.K. [175, 202], гипераккумуляторы имеют наиболее эффективную систему поглощения ионов, функции которой еще до конца не исследованы. Существует, также, несколько гипотез, которые объясняют значение феномена гипераккумуляции. Согласно гипотезе «удаления», гипераккумуляция определяется как один из механизмов устойчивости к высокому уровню металлов в среде, при котором поглощенный металл переносится в физиологически малоактивные компартменты клетки, или в органы, которых растение может впоследствии лишиться [165, 215]. Согласно гипотезе «элементарной аллелопатии» отмирание органов (например, листьев) с высоким содержанием тяжелых металлов приводит к обогащению ими поверхности почвы и в результате к угнетению роста соседних неустойчивых к тяжелым металлам видов-конкурентов. Наибольшее развитие получила так называемая гипотеза «защиты», сторонники которой утверждают, что повышенный уровень содержания тяжелых металлов в тканях (главным образом, покровных) предотвращает проникновение и развитие в растении патогенных микроорганизмов. Кроме того, по этой гипотезе у гипераккумуляторов снижается необходимость затрачивать большое количество азота и углерода на создание органических соединений (танинов, фенольных соединений), необходимых растениям для защиты от насекомых и других вредителей [232, 234]. Но, как было установлено, растения, которые характеризуются гипераккумуляционной способностью по отношению к тяжелым металлам, имеют специфические механизмы, позволяющие им накапливать ионы тяжелых металлов в клетке в больших количествах. Среди различных, характерных для растений, механизмов

очистки почвы следует отметить образование металлхелатных комплексов с фитосидерофорами (вещества, образующиеся в растительной клетке и способные связывать металлы и в виде комплексов). В ризосфере фитосидерофоры связывают железо, медь, цинк, марганец, увеличивая их способность проникать через мембраны корневой системы растений, и, таким образом, способствуют удалению этих металлов из почвы [177].

В последнее время из многих растений выделены небольшие, богатые цистеином пептиды, способные связывать ионы тяжелых металлов через SH-группы. Впервые они были найдены независимо в двух лабораториях у *Schizosaccharomyces pombe* [169] и в культуре клеток *Rauvolfia serpentina* [179]. Такие пептиды были названы кадистинами А и Б или фитохелатинами (ФХ) [205].

Термин «фиторемедиация» применяют к группе технологий, которые используют растения для уменьшения, извлечения, сорбции или деактивации токсинов окружающей среды, в первую очередь антропогенного происхождения, с целью восстановления загрязненных участков до состояния их пригодности для частного или общественного использования.

Концепция использования растений для восстановления загрязненной окружающей среды не нова. Более 300 лет назад растения предложили использовать в очистке сточных вод. Использование растений для восстановления окружающей среды называли «зеленой рекультивацией», «ботанической биоремедиацией» и т.д. В сущности, фиторемедиация включает в себя способность человека усилить естественную инактивацию или восстановление загрязненных участков и, как следствие, представляет собой процесс, который занимает промежуточное положение между техническим и естественным восстановлением. Поскольку фиторемедиация подчиняется природным, синергетическим отношениям между растениями, микроорганизмами и окружающей средой, она не требует внедрения интенсивных технологических методов или геологических технологий. Вмешательство человека может только заключаться в создании соответствующих растительно-микроорганизменных сообществ в той или иной местности или в применении агрономических методов (например, обработки

почвы и внесения удобрений) для повышения естественного восстановления или инактивации загрязненных участков [164, 166, 176].

Данная технология привлекает к себе внимание как инновационная, экономически-выгодная, эстетическая для человеческого общества, по сравнению с альтернативными стратегиями восстановления, которые используют механические, геологические или химические методы для удаления или инактивации участков, загрязненных опасными отходами (рисунок 1.1).

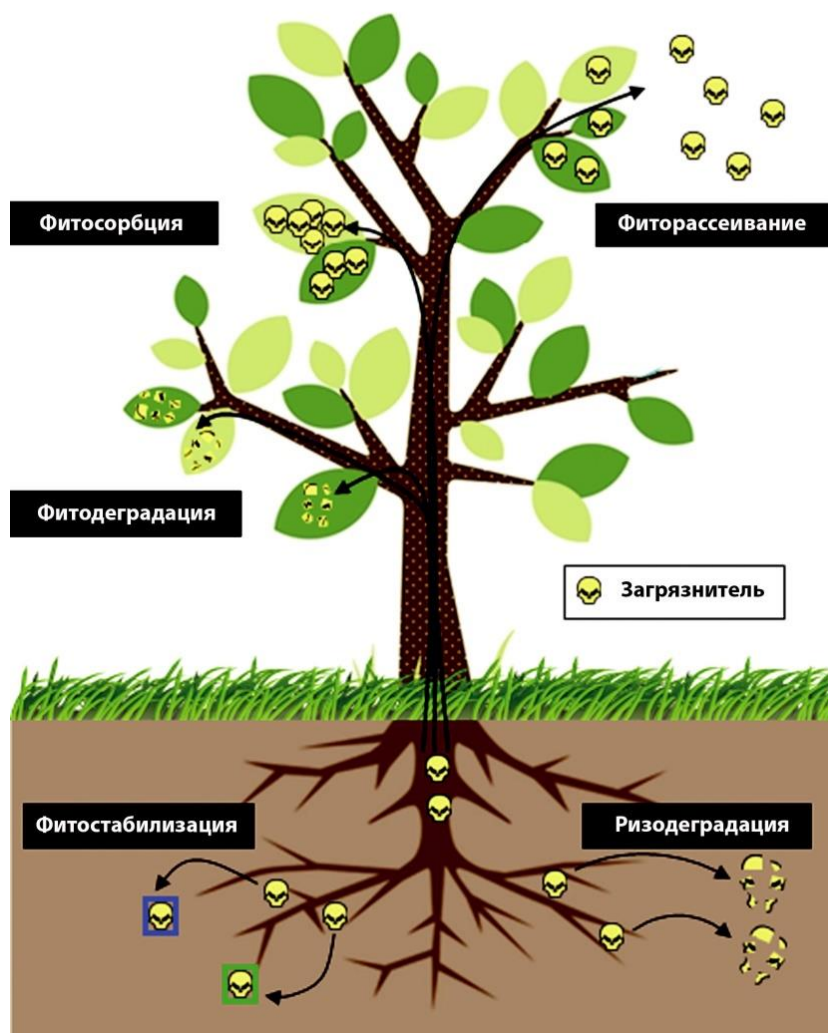


Рисунок 1.1 – Основные механизмы фиторемедиации

Общими природными механизмами фиторемедиации почвы являются: **фитостабилизация** загрязняющих почву веществ в форму, которая будет недоступна для живых организмов; **фитоэкстракция** и **аккумуляция** загрязняющих веществ в надземных органах растений для их дальнейшей

переработки и извлечения в промышленных целях или менее дорогой утилизации; **ризодеградация** сложных органических загрязнителей в зоне корневой системы; и **фитодеградация** поглощенных загрязняющих веществ с помощью механизмов метаболизма растений или **фиторассеивание** микроэлементов почвы через листья растений [12, 14].

Механизмы фиторемедиации эффективно используются для удаления из почвы и грунтовых вод как неорганических, так и органических загрязняющих веществ. В связи со сбалансированностью поглощения тяжелых металлов корнями и транспорта их в надземную часть растений выделено три типа зависимости содержания тяжелых металлов в надземной части растений и их уровня в почве:

- 1) аккумулятивная – накопление тяжелых металлов во всех уровнях организации растений;
- 2) индикаторная – линейная зависимость;
- 3) исключательная – поддержание постоянной концентрации тяжелых металлов в надземной части растений на низком уровне в условиях различных концентраций в почве до критической, когда начинается неконтролируемый транспорт.

Предполагается, что центры детоксикации тяжелых металлов находятся в листьях у растений-аккумуляторов и в корнях – у растений-исключателей [10].

1.2. Тяжелые металлы как стрессовый фактор урбанизированных территорий

К основным источникам загрязнения техносферы органическими и неорганическими соединениями относят пять отраслей промышленности. Их относительное участие в загрязнении делится следующим образом: теплоэнергетика – 27%, металлургия – 35%, нефтехимия – 16%, автотранспорт – 14%, химическая промышленность – 2% [29]. В хозяйственной деятельности человек использует около 70 металлов периодической системы Д.И. Менделеева. Из них 56 – переходные, которые могут образовывать металлоорганические

соединения, которые являются более токсичными, чем органические соединения. Термин “тяжелые металлы” (ТМ) впервые появился в технической литературе, где таковыми считаются металлы с плотностью более 5 г/см^3 , или с атомной массой более 40 [54, 74, 116]. В небольшом количестве эти элементы фактически необходимы для живых организмов, но минимальное превышение концентрации любого из них вызывает хроническое или острое отравление.

В биосферу большая часть тяжелых металлов попадает и распространяется вследствие сжигания природного топлива. Так, от сжигания угля в биосферу попадает более 20-25 присутствующих в нем элементов. В состав золы входят Si, Al, Fe, Co, Ca, Mg, Ti, Mn, Cr и другие [89].

В атмосфере большинство тяжелых металлов встречается в виде твердых частиц, адсорбированных на других частицах, или в виде солей. Из атмосферы они попадают в почву [39, 56].

Экологическая ситуация в Донбассе характеризуется как напряженная. Хотя в почвенном покрове региона преобладают одни из самых плодородных почв в мире, – черноземы и серые лесные почвы, они занимают 81,9% площади сельскохозяйственных угодий, что составляет 33,9 млн. га. Вместе с тем, по данным Национального научного центра «Институт почвоведения и агрохимии им. А. Н. Соколовского» лишь 20% сельскохозяйственных угодий пригодны для выращивания экологически чистой растительной продукции [34].

Значительной концентрацией промышленных предприятий металлургического, химического, машиностроительного и перерабатывающего комплекса отличается Донецкий регион, предприятия которого ежегодно выбрасывают в атмосферу около 16 млн. тонн вредных веществ [34]. Максимальное содержание металлов в почвах наблюдается в промышленной зоне и прилегающих к ней территориях радиусом 1-3 км. По мере удаления от источника загрязнения содержание металлов в почвах уменьшается и на расстоянии 15-20 км их количество достигает фонового уровня или приближается к нему.

Деградация почв в степной зоне, уничтожение части экологических ниш, то есть флористическое и фаунистическое обеднение биогеоценозов, приводят к нарушению трофических связей, распаду природного круговорота веществ. Этот процесс не только способствует деградации и гибели степных угодий, но и открывает путь к опустыниванию, формированию новой функциональной структуры, свойственной аридным биогеоценозам [59, 61, 77].

Большое количество тяжелых металлов оседает на поверхности почвы в виде пыли во время перевозки руд, концентратов со шлаками, которые складывают возле плавильных заводов. С ветром и дождем они легко переносятся на большие расстояния. Вследствие загрязнения воздушного бассейна устанавливаются высокие уровни загрязнения почв. Например, в почвах г. Донецка много ванадия, меди, никеля, свинца, цинка, кобальта, марганца, максимальная концентрация которых превышает фоновую в 8-20 раз. Значительное увеличение содержания тяжелых металлов наблюдается и на территории г. Макеевки, где их содержание (Zn, Mn, Cu, Co, Sr, Pb, Cr) превышает ПДК в несколько раз, а по содержанию подвижных форм марганца и свинца превышение составляет 2-3 раза [40].

Значительный сброс сточных вод промышленностью, сельским и коммунальным хозяйствами приводит к загрязнению поверхностных и подземных вод. Использование воды из таких источников является причиной вторичного загрязнения тяжелыми металлами почв и пастбищ.

В городах особый вред окружающей среде наносят автомобили, технические параметры которых не отвечают определенным требованиям, что приводит к загрязнению атмосферы ионами свинца. Выхлопные газы машин – основной источник загрязнения урбанизированных территорий свинцом, износ шин – цинком, дизельные моторы – кадмием [39, 40].

Уровень и топография загрязнения почв тяжелыми металлами обуславливаются двумя группами факторов. Первая из них зависит от видов сырья, перерабатываемого предприятиями, и получаемой продукции, технологии производства, производительности заводов, высоты труб, через которые

происходят выбросы, эффективности очистных сооружений. Другая группа факторов связана с почвенно-климатическими условиями, рельефом местности, силой и направлением ветров, количеством и видом осадков, водотоками и водоемами, которые принимают стоки.

Загрязнение окружающей среды приводит к ухудшению качества сточных вод, которые могут быть дополнительным источником поступления тяжелых металлов в орошаемые почвы. Анализ зерновых, кормовых, овощных культур показал, что содержание в них тяжелых металлов значительно колеблется и зависит как от загрязнения почв, сточных вод, так и от биологических особенностей культур и свойств тяжелых металлов. В условиях орошения почв, относящихся к категории умеренно опасного и опасного загрязнения, с использованием ограниченно пригодных и пригодных для орошения вод, кормовые и овощные культуры накапливают Pb, Cd, Cr, Co. Содержание в растениях данных тяжелых металлов превышает установленные максимально допустимые уровни в среднем в 1,3-3,5 раза, максимально до 10 раз [7, 16, 32, 48, 58].

Токсичность тяжелых металлов проявляется в угнетении роста и развития микроорганизмов и растений, негативном воздействии на здоровье человека и животных. А именно, тяжелые металлы вызывают нарушение функционирования центральной нервной системы человека, изменение состава крови, негативно влияют на функции легких, почек, печени и других органов. Долговременное действие тяжелых металлов может привести к развитию рака, аллергии, дистрофии, физических и неврологических дегенеративных процессов [52]. По степени ингибирующего влияния, которые оказывают тяжелые металлы на живые организмы, тяжелые металлы делят на очень токсичные (Ag, Hg, Sn, Ni, Pb), умеренно токсичные (As, Se, Cd, Cr, Fe, Zn) и слаботоксичные (Rb, Sr и др.).

1.3. Негативные эффекты тяжелых металлов на биосистемы

Токсическое влияние тяжелых металлов, как правило, проявляется в ингибировании ростовых процессов растений [9, 23, 67, 76, 79, 98], которые часто используют для мониторинга уровня загрязнения окружающей среды. С увеличением концентрации металлов в среде обитания угнетение ростовых процессов усиливается [109].

У растений, в связи с накоплением тяжелых металлов, преимущественно, в корнях, ростовые процессы корней ингибируются сильнее, чем ростовые процессы надземной части [100, 110], поэтому “корневой” тест широко используется для оценки токсичности тяжелых металлов и других токсикантов [12, 49, 63, 97, 99]. В качестве показателей, характеризующих устойчивость растений к тяжелым металлам и степень токсичности последних, используют индекс толерантности (отношение длины корня (стебля) растения, выращиваемого в присутствии металлов, к длине корня (стебля) контрольного растения, выращенного на незагрязненной почве, выраженное в %) [97].

В отличие от роста корня, процесс закладки боковых корней является очень устойчивым к действию большинства тяжелых металлов [94], что может быть обусловлено как барьерной функцией эндодермы, так и структурными особенностями клеток центрального цилиндра.

Анализ данных источников научной информации показал, что на избыток тяжелых металлов растения, в зависимости от металла и его концентрации, реагируют угнетением развития – отсутствие третьего, и задержка разворачивания второго листа (у пшеницы), торможением выхода листа из семядоли (у фасоли), которое сопровождается скручиванием имеющихся листьев в трубочку, вследствие чего они приобретают игловидные формы (ксероморфизация) [93, 132, 135].

Наиболее важным показателем, который характеризует как экосистему в целом, так и отдельный биообъект, является производительность или прирост биомассы. Так, например, было установлено, что при действии на растения $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ или $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ биомасса проростков ячменя

уменьшалась, в зависимости от концентрации металлов, а даже при низкой концентрации в воде (1 ПДК) ионы кобальта и никеля подавляли прорастание семян ячменя [151, 153].

Бессонова В.П. с соавторами [11, 15] показали, что избыток тяжелых металлов в среде выращивания приводит к снижению площади ассимиляционной поверхности растений, что выражается в угнетении роста листьев и уменьшении их количества. Это обусловлено ингибированием роста клеток, уменьшением их длины и ширины. Многими исследователями была установлена связь между числом хлоропластов и объемом клеток [80, 86]. В условиях действия тяжелых металлов уменьшение размера клеток сопровождалось уменьшением в них количества хлоропластов. Избыток металлов оказывает негативное влияние и на объем хлоропластов, а высокие концентрации тяжелых металлов вызывают разрушение хлорофилла, нарушение сбалансированности процессов синтеза и разложения пигментов [65, 87].

Кроме токсического действия на ростовые процессы, тяжелые металлы могут вызывать различные морфо-анатомические изменения в листьях: уменьшение толщины мезофилла, размера проводящих пучков, диаметра сосудов, ширины клеток эпидермиса [102, 170]. Характер повреждаемости листовой пластины выбросами металлургических предприятий определяется не столько качественным составом эмиссий, сколько концентрационным уровнем действия тяжелых металлов [137]. При действии низких и умеренных концентраций поллютантов развиваются верхушечные краевые и межжилковые хлорозы. Высокие концентрации тяжелых металлов вызывают верхушечные, краевые и хаотичные некрозы, а в условиях «залповых» выбросов – ожоги листьев [168]. Действие высоких концентрации тяжелых металлов на молодые листья приводит к неравномерному развитию губчатой и столбчатой паренхимы, что вызывает гофрирование листьев, которое наиболее четко проявляется у сирени обыкновенной и ясеня зеленого. Повреждения периферических участков, особенно верхушек молодых листьев, может привести к изменению их натуральной формы [20, 21].

Кроме общего нарушения метаболизма тяжелые металлы вызывают снижение пластичности клеточных стенок за счет прямого связывания с пектинами и стимуляции активности пероксидаз клеточных стенок и межклеточного пространства, которые играют важную роль в формировании связей между экстенсином и полисахаридами, содержащими феруловую кислоту [3, 136].

Другим механизмом действия тяжелых металлов на ростовые процессы является нарушение деления клеток [6], которое часто сопровождается нарушением организации ядерных структур (появление двух ядрышек, увеличение конденсации хроматина, разрыв ядерной мембраны) [4]. Так, соли никеля подавляют деление клеток проростков ячменя даже при концентрации никеля в 1 ПДК [26]. Тяжелые металлы могут вызвать нарушение процесса митоза и хромосомные мутации: с-метафазы, слипшиеся хромосомы, хромосомные мостики. При действии высоких концентраций тяжелых металлов в ядре наблюдали ядрышки неправильной формы (овальные, двойные, удлинённые). Даже при относительно низких концентрациях ионы Fe^{2+} , Co^{2+} и Ni^{2+} являются генотоксичными ядами, которые негативно влияют на веретено или аппарат деления клеток, то есть, оказывают мутагенный эффект [25, 66].

Основным путем поступления тяжелых металлов в растение является поглощение их корневой системой из почвы [36, 115, 199, 204]. Часть ионов металлов, поступивших в почву, связывается с органической составляющей почвы и становится недоступной для растений, другая часть остается в ионной форме и может попасть в корневую систему [36, 64, 70].

Согласно современным представлениям, первая быстрая (от 15 минут до 2 часов) фаза поглощения элементов корнями растений, обусловлена в основном поверхностной адсорбцией ионов клеточной оболочкой и прониканием их в свободное пространство клеток [70, 71, 133]. Источником ионов может быть пленка, которая есть на поверхности корня при условии нахождения его в растворе. В отличие от дальнейшего медленного поглощения, связанного с прониканием ионов в клетку через мембраны и нуждающегося в энергетических

затратах, в основе первичного этапа поглощения минеральных элементов лежит процесс диффузии и ионного обмена.

Первичное поглощение ионов происходит не только эпидермальными клетками из внешнего раствора, но и клетками корня из раствора, который заполняет свободное пространство [72, 134, 138, 225]. Однако все эти вопросы изучены, в основном, относительно поглощения ионов макроэлементов; вопрос о роли свободного пространства и клеточных оболочек в процессах поглощения ионов тяжелых металлов изучен недостаточно.

По мнению Каракиса К.Д. и других [70, 212], поливалентные катионы (алюминий, железо) и тяжелые металлы в значительных количествах аккумулируются в свободном пространстве корня. Важная роль в первичных этапах поглощения металлов принадлежит и клеточной оболочке. Наличие в ней большого количества отрицательно заряженных функциональных групп – карбоксильных, гидроксильных, фосфатных – способствует связыванию катионов за счет сил электростатического притяжения и специфического связывания по типу хелатирования [90, 209]. Сведения о прочности связи ионов металлов-микроэлементов с клеточной оболочкой и другими компартментами корней растений малочисленные. Каракис К.Д. и др. [70, 71] изучали поглощение микроэлементов с различными химическими свойствами: с одной стороны цинка и марганца (переходные металлы), а с другой – лития (щелочного металла), и выяснили, что способность к комплексообразованию является характерной особенностью элементов подгруппы цинка; марганец также является сильным комплексообразователем. Цинк и марганец образуют комплексы со многими органическими лигандами, однако они не стабильны, эти металлы имеют возможность легкого перехода из одного комплекса в другие. Но вопрос локализации ионов тяжелых металлов в корне остается неизученным.

Токсическое действие тяжелых металлов также зависит и от передвижения поглощенных металлов по растению. Известно, что большая часть тяжелых металлов накапливается в корнях. Но существует небольшая группа растений-

аккумуляторов, накапливающих тяжелые металлы в надземной части, но эта группа изучена недостаточно.

Согласно современным представлениям о распределении тяжелых металлов (в том числе кобальта и марганца) среди горизонтов почвы считают, что почва, как природное образование, очень гетерогенна [16]. Поскольку почва является динамической системой, то изменение ее характеристик, которое происходит в течение вегетационного сезона, может приводить к изменениям в доступности металлов растениями. Исследование динамики содержания подвижных форм тяжелых металлов в почве в течение этого периода может быть первым шагом в формировании методики прогнозирования их доступности растениям и определения периодов, в которые содержание металлов в почве наиболее тесно коррелирует с их содержанием в растении и растительной продукции [101]. Это обуславливает значительную разницу в составе химических элементов в разных частях почвенного профиля. Таким образом, различные части корневой системы растений могут находиться под действием различных концентраций тяжелых металлов [103, 219, 220].

На поверхности корня тяжелые металлы связываются с карбоксильными группами урановых кислот слизи, что ограничивает попадание тяжелых металлов к корням и может быть важным компонентом барьерной функции корневой системы при их поглощении растениями. Часть связанных металлов может освобождаться после биodeградации слизи [70, 223, 224]. Способность слизи связывать тяжелые металлы зависит от природы катиона металлов.

Поглощение тяжелых металлов может происходить с помощью пассивной диффузии и путем активного транспорта. В условиях различной концентрации тяжелых металлов в растворе соотношение активного и пассивного транспорта различается. При действии низких концентраций металлов большую роль играет активный транспорт, в то время как при более высоких концентрациях тяжелых металлов, вследствие их токсического действия, активируется поглощение тяжелых металлов за счет пассивного транспорта [125].

Среди факторов среды, которые определяют поглощение тяжелых металлов, наиболее важными являются кислотность почвы, ее катионообменная способность, содержание органического вещества и извести, влагоемкость, гранулометрический состав, а также концентрация макро- и микроэлементов [125, 126, 127].

После поглощения металлов корнями большая их часть локализуется в ризодерме и коре. Значительное количество тяжелых металлов было найдено в корневых волосках, однако, пока неясно, играют ли они особую роль в их поглощении или нет. Установлено, что в корне поглощенные токсиканты передвигаются по апопласту к эндодерме и очень тяжело проходят эндодермальный барьер [127]. Многослойная пробка может ослаблять токсическое действие тяжелых металлов на другие ткани, связывая их значительную часть в клеточных стенках, и выполняя, таким образом, барьерную роль для защиты растений, блокируя их дальнейшее передвижение.

Скорость дальнего транспорта тяжелых металлов у разных видов растений может отличаться. Уменьшенная скорость транспорта металлов из корня в надземные органы растений-исключателей может способствовать уменьшению их токсического действия [129].

Исследованиями последних лет установлено, что накопление в тканях растений соединений марганца высокой степени окисления в ряде случаев имеет определенное физиологическое значение. Было показано, что высокой концентрацией марганца в вегетативных органах, как правило, отличаются растения танидоносы, относящихся к группе манганофилов. В алкалоидоносах, которые содержат много марганца, также имеет место интенсивный биосинтез танидов, которые образуют соединения с алкалоидами. Изменение содержания марганца в пределах вида и семейства соответствует изменению содержания танидов. Для нормального развития растений танидоносов нужна концентрация марганца более высокая, чем для развития других растений (около 15 мг/л против 2-5 15 мг/л для нетанидоносов).

Л.А. Гайсина и др. [43] изучали содержание тяжелых металлов в почве в течение вегетационного сезона и обнаружили, что максимальное содержание подвижных соединений ртути, цинка приходится на начало июля и сентябрь.

Гармаш Н.Ю. и др. изучали характер накопления Zn, Pb и Cd злаками и бобовыми в течение вегетации [44] и выяснили, что Cd является аналогом цинка по своим физико-химическим показателям и по поведению в системе почва – растение, но между ними есть значительная разница. Цинк – необходимый для растений микроэлемент, а физиологическая значимость кадмия пока не доказана. Защитная функция корней по отношению к Cd более выраженная, по сравнению с Zn, который не накапливается в процессе роста в корнях, а передвигается в надземную часть растений.

Нарушение физиологических функций растений в условиях загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами является первой реакцией ответа организма на действие токсикантов. Эта реакция проявляется в разной степени у разных видов растений в зависимости от химического состава и токсичности действия токсикантов, физиологической активности растений и совокупного действия внешних факторов [62, 141].

В условиях техногенной нагрузки тяжелые металлы, при действии на растения в различных соединенных формах и концентрациях, могут проявлять как синергизм, так и антагонизм, что влияет на устойчивость последних. Таким образом, нужно отметить, что аккумуляция металлов как в целом корнями, так и клеточными оболочками, является защитной реакцией растений, что предупреждает действие токсических доз ионов в надземных органах [73]. Действительно, рядом исследователей было показано, что устойчивость растений к свинцу [95], меди [104], кадмию и цинку [73] и другим тяжелым металлам связана с накоплением их в корнях и слабым передвижением их в надземную часть. Однако накопление тяжелых металлов в корнях и связывание их клеточными оболочками вносят значительный вклад в механизм толерантности растений, но этого недостаточно для предупреждения транслокации тяжелых металлов в надземные органы. Растения имеют целостную систему реакций

устойчивости к тяжелым металлам, что позволяет использовать растения-гипераккумуляторы тяжелых металлов в технологии восстановления деградированных почв. Устойчивость растений к одному тяжелому металлу не определяет его толерантность к другим, кроме того, один вид растения для детоксикации различных металлов может использовать несколько механизмов, в том числе и частичное выведение металла из метаболизма связыванием его клеточными оболочками [140].

РАЗДЕЛ 2

ПРОГРАММА, МЕТОДИКИ И ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1. Программа исследований

Исследования проводили по схеме полного трехфакторного трехуровневого эксперимента (таблица 2.1).

Таблица 2.1 – Схема планирования эксперимента

№ варианта загрязнения	Загрязнители		
	CoSO ₄ , мг/кг (Co ²⁺)	MnSO ₄ , г/кг (Mn ²⁺)	CrSO ₄ , мг/кг (Cr ²⁺)
1 (контроль)	0	0	0
2	5	0	0
3	10	0	0
4	0	1,5	0
5	5	1,5	0
6	10	1,5	0
7	0	3	0
8	5	3	0
9	10	3	0
10	0	0	3
11	5	0	3
12	10	0	3
13	0	1,5	3
14	5	1,5	3
15	10	1,5	3
16	0	3	3

1	2	3	4
17	5	3	3
18	10	3	3
19	0	0	6
20	5	0	6
21	10	0	6
22	0	1,5	6
23	5	1,5	6
24	10	1,5	6
25	0	3	6
26	5	3	6
27	10	3	6

В качестве загрязнителей использовали сульфат кобальта, сульфат марганца и сульфат хрома. Концентрации марганца составляли 0, 1,5 г/кг (1 ПДК), 3 г/кг (2 ПДК); кобальта – 0, 5 мг/кг (1 ПДК), 10 мг/кг (2 ПДК); хрома – 0, 3 мг/кг (1 ПДК), 6 мг/кг (2 ПДК).

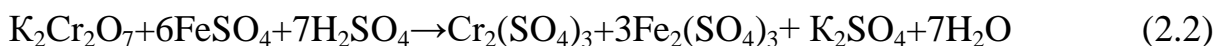
Семена растений проращивали в соответствии с их особенностями. После образования главного корня длиной около 1 см проростки высаживали в сосуды с почвой, в которые вносили загрязнители. Выращивание велось в течение тридцати календарных дней при освещенности 12000 люкс, продолжительности светового дня 14 часов, температуре 20-22 °С и влажности почвы около 70% общей влажности. В каждый сосуд добавляли по 350 г почвы, просеянной через почвенное сито с диаметром отверстий 3 мм, в который предварительно вносились сульфат кобальта, сульфат марганца и сульфат хрома согласно схеме планирования эксперимента.

2.2. Методики исследований

Активность фотосинтеза проростков определяли по изменению количества накопленного углерода органических веществ при мокром озолении растительных тканей в смеси бихромата калия и серной кислоты [27, 111]:



Количество бихромата калия, который остался после окисления органического углерода, определяли титрованием раствором соли Мора:



Для вычисления интенсивности фотосинтеза находили разницу между количеством органического углерода в опытном варианте (после освещения) и в контроле (до освещения растений) и делили ее на экспозицию эксперимента в часах, интенсивность фотосинтеза выражали в миллиграммах углерода, который образуется на 1 дм² поверхности за 1 час:

$$I = \frac{X_{\text{опыт}} - X_{\text{контр.}}}{t} \text{ мг/дм}^2 \text{ час} \quad (2.3)$$

Активность СОД определяли по модифицированному методу Giannopolitis C.N. и Ries S.K. [184], основанному на способности фермента конкурировать с НСТ по супероксидным анионным радикалам, которые образуются в результате фотохимического восстановления воды в присутствии рибофлавина.

Определение метионина проводили по методу Саливану-Мак-Карти [28]. Для построения калибровочной кривой готовили стандартные водные растворы метионина с концентрациями 0,005 - 0,1 мг в 2 мл раствора.

Содержание пролина рассчитывали по формуле:

$$X = \frac{C \cdot V \cdot 100}{m \cdot V_1}, \text{ мкг/100 г навески}, \quad (2.4)$$

где C – концентрация метионина, рассчитанная по калибровочной кривой, мг/мл;

V – объем гидролизата, мл;

V_1 – объем фильтрата, мл;

m – масса навески, г;

100-перерасчет на 100 грамм навески.

Определение пролина проводили, используя методику Бейтса [28].
Содержание пролина рассчитывали по формуле:

$$X = \frac{C \cdot V \cdot 100}{m \cdot V_1}, \text{ мкг/100 г навески,} \quad (2.5)$$

где C – концентрация пролина, рассчитанная по калиброванной кривой, мг/мл;

V – объем гидролизата, мл;

V_1 – объем фильтрата, мл;

m – масса навески, г;

100 – перерасчет на 100 г навески.

Содержание марганца, кобальта и хрома в растительном и почвенном материале определяли по методу атомно-абсорбционной спектроскопии по В. Прайсу на атомно-абсорбционном спектрофотометре «Сатурн-3» [123].

Полученные данные обрабатывали статистически по методу Даннета с помощью специально разработанных компьютерных программ [112].

2.3. Объекты исследований

На территории степного Донбасса преобладают плодородные типичные, обыкновенные и среднегумусные черноземы, на юге и юго-западе – малогумусные. Практически все почвы области (более 95%) относятся к классу техногенно измененных в результате интенсивной промышленной и сельскохозяйственной деятельности. Для почв городов региона характерны: очаговая загрязненность тяжелыми металлами и нефтепродуктами, нарушение кислотно-щелочного баланса и физико-механических свойств (пониженная влагоемкость, повышенная уплотненность грунта, каменистость), наличие включений строительного и бытового мусора, низкое содержание в почвах питательных элементов, что связано с интенсивной техногенной нагрузкой [12].

Полевой эксперимент проводили в зоне влияния металлургического завода ТЗНТС г. Тореза. Параметры почвы и концентрацию ионов кобальта, марганца и хрома в почве сухой биомассе декоративных травянистых растений определяли в течение четырех вегетационных периодов. Исследования показали, что на исследованной территории преобладают малогумусные черноземы, характеризующиеся низкой влажностью и низким значением рН (таблица 2.2).

Таблица 2.2 – Биохимическая характеристика почвы опытного участка

Параметр	$M \pm m$
Влажность [%]	$17,96 \pm 1,32$
рН в H_2O	5,15-5,25
рН в 1М KCl	4,64-4,79
Гуминовые кислоты [%]	$0,89 \pm 0,01$
С всего [г/кг]	$11,38 \pm 1,12$
N [мг/кг]	$675,00 \pm 15,12$
Р доступно [мг/кг]	$23,96 \pm 0,78$
Р всего [мг/кг]	$75,33 \pm 5,22$
Со [мг/кг]	$14,47 \pm 0,27$
Mn [г/кг]	$5,740 \pm 2,00$
Cr [мг/кг]	$10,25 \pm 0,12$

Примечание: М – среднее значение; m – погрешность Даннета

Растительный материал для исследований. Для проведения исследований использовали проростки злаков: *Bromus arvensis* L., *Festuca rubra* L., *Agrostis vulgaris* With., *Lolium perenne* L., *Poa pratensis* L., *Miscanthus sinensis* L. и 16 видов декоративных травянистых растений: *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica naps* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Echinacea purpurea*, *Cosmos sulphureus* Cav., *Agrostemma githago* L., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Calendula officinalis* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia aqnustifolla* H., *Tagetes erectus* L., *Salvia splendens*.

Бромус полевой (*Bromus arvensis* L.) – однолетнее озимое растение высотой 60-120 см. Бромус полевой распространен в северных и западных районах Донбасса в степной зоне, встречается в увлажненных местах по долинам рек. Не смотря на то, что растение засухоустойчивое, в сухую жаркую погоду требует полива. Используется для озеленения в различных газонных смесях [96].

Овсяница красная (*Festuca rubra* L.) – отличается большим разнообразием популяций и форм, имеющих широкий цветовой диапазон листьев – от сизовато-зеленого с восковым налетом до ярко-зеленого; встречаются разновидности с плоскими листовыми пластинками и с очень жесткими дуговидно согнутыми. Дернина злака имеет значительную связность и упругость. Благодаря повышенной способности к интенсивному вегетативному возобновлению хорошо переносит регулярные стрижки [96]. Используется для озеленения.

Полевица обыкновенная (*Agrostis vulgaris* With.) – многолетний, низинный злак. Корневая система хорошо развита, пронизывает почву многими тонкими мелко разветвленными мочковатыми корешками и прочно скрепляет пахотный слой почвы. Полевица обыкновенная устойчива к вытаптыванию, переносит более низкую стрижку, по сравнению с другими травами. К почве непривередлива, хорошо растет на бедных супесчаных слабокислых почвах. Применяют для формирования декоративных и спортивных газонов [130].

Райграс английский (*Lolium perenne* L.) – многолетний, быстрорастущий, низинный злак с многочисленными короткими подземными побегами и листьями,

сосредоточенными главным образом в нижней части стебля. Предпочитает богатые, хорошо дренированные суглинистые почвы, встречается на легких разновидностях каштановых, а также на обычных и южных черноземах. Плохо растет на плотных почвах и на почвах с высокой кислотностью. Преимуществом райграса английского является его способность уже в первый год после посева семян образовывать красивый, густой, травяной ковёр [130].

Мятлик луговой (*Poa pratensis* L.) – многолетник озимого типа. В год посева растет медленно, образуя в основном корневые ответвления. Полного развития достигает только на второй-третий год. Растение отличается долговечностью. При благоприятных условиях хорошо сохраняется в травостоях. Мятлик луговой является ценной многолетней злаковой культурой для создания качественных декоративных газонов партерного типа и газонов другого назначения (спортивных, специальных и др.) [96].

Мискантус китайский (*Miscanthus sinensis* L.) – многолетнее травянистое растение, высотой от 0,8 до 2 м, иногда до 3,5 м. Корневища короткие, ползучие, образуют крупные, относительно рыхлые дерновины. Стебли прямостоячие. Листья, расположенные в основании побегов – кожистые, чешуевидные. Стеблевые листья – линейные либо ланцетно-линейные, очень жёсткие, длинные, изогнутые, с листовым пластинками шириной от 5 до 15 мм. Растение влаголюбиво. Предпочитает плодородную, хорошо дренированную почву. Популярное декоративное садовое растение. Хорошо смотрится в многолетних бордюрах, а также рядом с кромкой воды [130].

Агератум Гоустона (*Ageratum houstonianum* Mill. cv. *Bule Lagoon*) – многолетнее травянистое растение, но культивируется как однолетнее. Корневая система сильно разветвлена. Растение густо опушено короткими простыми волосками. Стебли многочисленные, сильно разветвленные, высотой 10-60 см. Листовая пластинка цельная, треугольная или в виде ромба, при основании нередко сердцевидная, по краю зубчатая, пильчатая или городчатая. Нижние листья супротивные, черешковые; чем выше по стеблю, тем черешки короче; верхние листья почти сидячие. Хорошо растет и цветет на разнообразных легких

почвах, легко переносит стрижку, после которой быстро отрастает и снова цветет. Рекомендуют использовать для клумб, бордюров, групповых высадок, озеленения городов [31].

Алиссум морской (*Alyssum maritimum* Lam.) – растение светолюбивое, холодостойкое, засухоустойчивое. Хорошо растет на плодородных, умеренно влажных почвах. В период массового цветения растение полностью покрыто мелкими белыми цветками. Для непрерывного цветения удаляют отцветшие побеги. Цветет до морозов, дает обильный самосев. Применяют в каменных горках, альпийских садах. Ценная фоновая культура с приятным, сильным ароматом. Лучше растет на открытом солнечном месте и легких почвах.

Георгина переменчивая (*Dahlia variabilis* Desf.) – многолетнее травянистое декоративное растение. Стебель разветвленный, прямостоячий. Листья перисто-рассечённые иногда цельные, сложные. Цветки собраны в корзинки, обычно белого цвета, а в середине мелкие трубчатые желтые. Георгина цветет в конце лета и осенью, растение, требовательно к условиям произрастания, не переносит заморозков. Для выращивания георгины необходимо выбирать солнечные, защищенные от холодных и сильных ветров места. Рекомендуется для формирования групповых посадок.

Эхинацея пурпурная (*Echinacea purpurea* L.) – многолетнее растение, относится к семейству астровых. Растение имеет крупные соцветия сочного фиолетового цвета и прямые стебли, достигающие в высоту около 80-100 см, а при оптимальных природных условиях и полутора метров. Корневая система очень разветвленная, уходит в почву примерно на 30 см. Эхинацея пурпурная выращивается как декоративное и как лекарственное растение. Цветет с июня до поздней осени обычно на втором году жизни, реже – на первом. В фазу цветения эхинацея вступает в конце июня и цветет 32-35 дней [66].

Космея розовая (*Cosmos sulphureus* Cav.) – травянистое однолетнее растение. Стебли прямостоячие, 80-150 см высотой. Листья дважды-перисто-рассеченные на нитевидные доли, что придает всему растению ажурный вид. Цветки розового цвета, соцветия до 10-12 см в диаметре. Цветет обильно с

середины июня по сентябрь. Дает обильный самосев. Холодостойкая и светолубивая, относительно засухоустойчивая. К почвам нетребовательна, предпочитает рыхлые, умеренно плодородные почвы. Выращивают прямым посевом в грунт в конце апреля-начале мая, или под зиму. Используется для посадки на клумбах, для декорирования оград и стен зданий, рекомендуется для больших высадок на газонах.

Куколь обыкновенный (посевной) (*Agrostemma githago* L.) – однолетнее, травянистое двухдольное растение. Стебель прямой, часто ветвистый, покрыт волосками, 90 см высотой. Листья линейные или линейно-ланцетные, опушенные; нижние – черешковые, верхние – сидячие. Корень стержневой, со многими мелкими разветвлениями. Используется в озеленении как бордюрное растение, сохраняет декоративность от цветения до образования семян [66].

Лен обыкновенный (*Linum usitatissimum* L.) – однолетнее травянистое растение с голым цилиндрическим стеблем, вверху разветвленным, до 1,5 м высотой. Листья ланцетовидные, очередные. Цветки небесно-синие или фиолетовые, с цветоножками. Чашечки пятичленные, венчик пятилепестковый, тычинок пять. Растение цветет в июне.

Лебеда садовая (*Atriplex hortensis* L.) – однолетнее декоративное растение, достигает 1 м в высоту. В молодом состоянии все растение голубовато-зеленое, в зрелом – красное. Очень невзрачные цветки собраны в рыхлый ложный колос. Всё растение лебеды садовой: и листья, и стебель, и семена – одного цвета, красно-багряного. Рекомендуется для бордюров, групповых посадок.

Календула лекарственная (*Calendula officinalis* L.) – однолетнее, травянистое растение. Корень стержневой, ветвистый. Стебель прямостоячий, ветвистый, ребристый, опушенный. Листья очередные, сидячие, обратнойцевидной формы. Цветки оранжевой или желтой окраски, собраны в соцветия – корзинки. Семена мелкие. Вегетативный период – 65-75 дней. Имеет длительный период цветения (с июня до осенних заморозков). Сравнительно непривередливое растение к условиям выращивания. Хорошо растет и развивается на освещенных участках, обеспеченных влагой. Рекомендуется для групповых посадок, бордюров.

Петуния гибридная крупноцветковая (*Petunia × hybrida* hort. ex Vilm.) – однолетнее растение. Широко используют для клумб, бордюров, ваз, высадки на газонах, посадок большим количеством. Чрезвычайно эффектно смотрится на окнах и балконах домов, придавая им величества и необычайной красоты. Стебель сначала тонкий прямостоячий, а затем стелящийся, высотой 20-75 см, опушенный простыми и железистыми волосками. Цветки одиночные, бархатистые, 10-12 см в диаметре, воронковидные, душистые, различной окраски, поверхность лепестков слегка гофрированная. Лучше растет на умеренно увлажненных солнечных участках. Хорошо переносит избыток влаги, в тени цветет плохо. Светолюбивая и засухоустойчивая культура.

Силена розовая (*Silene coeli rosa*) – однолетнее растение до 50 см высотой. Стебли прямостоячие, разглаженные, голые. Листья сидячие, линейно-ланцетные, острые, цельнокрайные, голые. Цветки правильные, до 2,5 см в диаметре, розовые, красные, лиловые и белые, собраны в конечные, рыхлые соцветия. Цветет в июне-июле. Плод – коробочка, раскрывающаяся на верхушке с пятью зубчиками.

Фацелия пижмолистная (*Phacelia tanacetifolia* Benth.) – стебель прямой высотой 70-100 см. Цветение начинается примерно через 45 дней после посева. Цветки сине-бархатные или светло синие, собраны в густые соцветия – завитки, в которых насчитывается до 75, а на хорошо развитом растении до 750 и более цветков. Один цветок фацелии выделяет от 0,15 до 5 мг нектара и функционирует 1-2 дня. Большое количество их на растении и постепенное раскрытие обеспечивает долгий (до 50 дней) период цветения.

Цинния узколистная (*Zinnia agnustifolia* H.) – однолетнее травянистое растение. Имеет прямостоячий, компактный, ветвистый стебель, высотой 15-120 см. Листья продолговатой формы, линейные. Цветки собраны в корзинки, диаметром 3-15 см. Цветет с июля и до самых заморозков. Тепло- и светолюбивое растение, хорошо растет на почвах, подпитываемых органическими удобрениями с осени. Применяется для оформления цветников, клумб, а также на срез.

Бархатцы прямостоячие (*Tagetes erectus* L.) – однолетнее растение до 150 см высотой. Листья – перистораздельные. Цветки среднего размера, золотисто-желтого или темно-красного цвета. Плод – темно-коричневая семянка. Семена мелкие. Все надземные части содержат эфирное масло, которого больше всего в фазе цветения. Теплолюбивое растение, размножается семенами. Имеет длительный вегетативный период и цветение вплоть до заморозков.

Шалфей блестящий (*Salvia splendens* L.) – растение обратно-пирамидальной формы, густооблиственные, компактные. Побеги четырехгранные, светло-зеленого цвета, размещены супротивно, заканчиваются соцветием. Листья широкие, яйцевидной формы. Цветоносы и цветы красной окраски, густо опушенные. В соцветиях цветы размещены по 32-40 шт. Тепло-, свето- и влаголюбивая культура. Не переносит заморозков. Высаживается на цветниках [66].

Таким образом, все перечисленные виды растений используются в системах озеленения, имеют декоративный эффект, поэтому перспективны для изучения в эксперименте по внедрению технологии фитореабилитации почв в Донбассе.

РАЗДЕЛ 3

**ПОДБОР УСТОЙЧИВЫХ К ПОЛИМЕТАЛЛИЧЕСКОМУ СТРЕССУ
ВИДОВ РАСТЕНИЙ В ТЕХНОЛОГИИ ФИТОРЕАБИЛИТАЦИИ
УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ**

**3.1. Морфометрические данные растений как показатель устойчивости
фитокультур к полиметаллическому стрессу**

В зоне действия промышленных предприятий в почве накапливается большое количество тяжелых металлов, которые негативно влияют на живые существа [2]. Тяжелые металлы по темпам их поступления в техносферу и уровнем токсичности по сравнению с другими составляющими промышленных выбросов, представляют наибольшую угрозу для окружающей среды [19]. Так, повышенное содержание соединений марганца в почве оказывает токсическое действие на растения и даже может вызвать их гибель, кобальт при повышенных дозах вызывает нарушение минерального питания, что приводит к хлорозу. Таким образом, в индустриально развитом Донбассе изучение воздействия токсических веществ на живые организмы и подбор устойчивых видов растений для использования их в процессе фиторемедиации деградированных почв с целью повышения их экологической безопасности является актуальной задачей [19].

В своих исследованиях по влиянию избытка меди, цинка, молибдена и свинца в питательной среде на ростовые показатели пшеницы (*Triticum aestivum* L.) и фасоли (*Phaseolus vulgaris* L.) Ф.Ф. Литвин и др. [88] выяснили, что на избыток тяжелых металлов чувствительные растения могут реагировать угнетением развития (отсутствие третьего и задержка разворачивания второго листа у пшеницы, и торможение выхода листа из семядоли у фасоли), а устойчивые – стимуляцией развития (утолщение конуса нарастания, увеличение морфометрических показателей). При определении степени чувствительности

растений к негативному воздействию тяжелых металлов исследователи используют ряд показателей: индекс толерантности, изменение морфометрических данных, корневой индекс. Наиболее информативными показателями токсического воздействия избыточных концентраций тяжелых металлов на растения является снижение интенсивности ростовых процессов и уменьшение биомассы. Однако недостаточное внимание уделено декоративным травянистым растениям, тогда как они являются неотъемлемыми компонентами озеленения урбанизированных территорий. Поэтому нами были проведены опыты по изучению влияния комплексного действия кобальта и марганца на ростовые показатели декоративных травянистых растений.

Изменение морфометрических показателей изученных видов растений зависит от металла, его концентрации и видовой специфики растений (рисунок 3.1, 3.2).

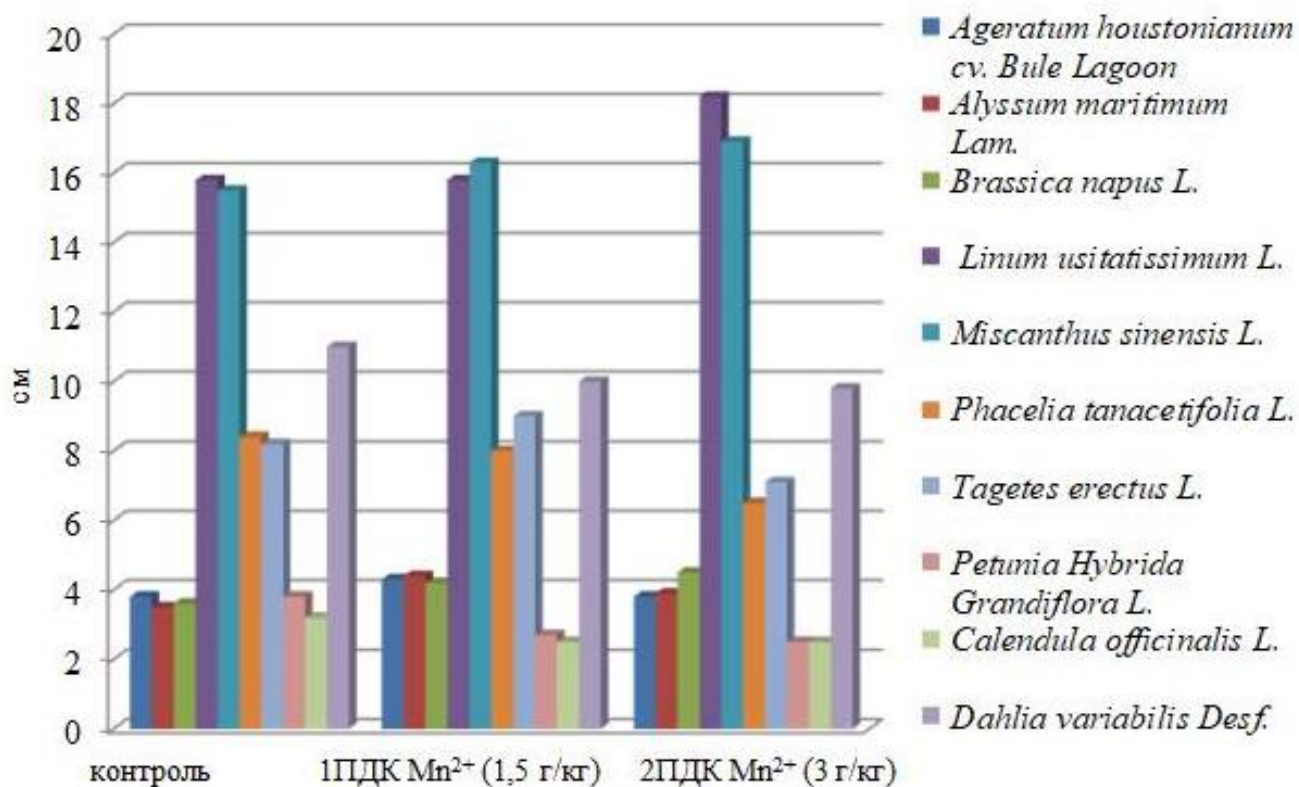


Рисунок 3.1 – Изменение длины корня декоративных травянистых растений при загрязнении почвы ионами марганца

Так, при загрязнении почвы соединениями марганца (концентрация Mn^{2+} 1,5 г/кг почвы) у проростков *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L. наблюдалось значительное угнетение роста корней на 14-39% по сравнению с контрольными растениями.

При концентрации марганца 3 г/кг угнетающее действие поллютанта усиливалось, ростовые процессы корней снизились на 35-53%, в сравнении с контролем.

У проростков *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia aqnuistifolia* H., *Tagetes erectus* L., *Agrostis vulgaris* With., *Poa pratensis* L. при внесении в почву 1,5 г/кг Mn^{2+} прослеживалось некоторое увеличение роста корня, но эти изменения не были статистически достоверными. При дальнейшем увеличении концентрации Mn^{2+} до 3 г/кг отметили угнетение роста корня на 15-35%.

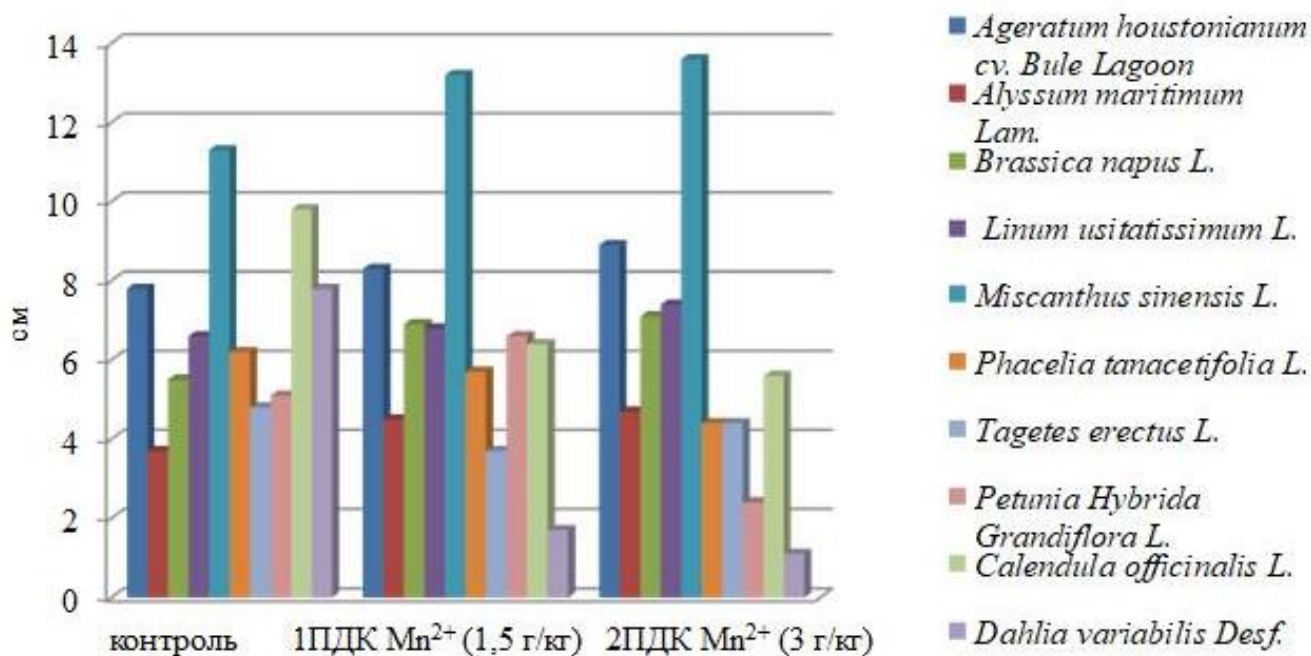


Рисунок 3.2 – Изменение длины надземной части декоративных травянистых растений при загрязнении почвы ионами марганца.

Загрязнение почвы ионами марганца не оказывало негативного влияния на проростки *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. Во всех вариантах было отмечено увеличение роста корня на 18-33%, в сравнении с растениями, выращенными на незагрязненной почве (контроль).

Во всех вариантах внесения в почву ионов марганца было отмечено значительное угнетение ростовых процессов надземной части проростков *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L. Визуально угнетение ростовых процессов выражалось в некрозах листьев, уменьшении площади листовой пластины и торможении развития надземной части растений. У наиболее чувствительного к загрязнению почвы вида *Calendula officinalis* L. наблюдалось побурение верхних листьев, отмирание нижних листьев (рисунок 3.3).



Рисунок 3.3 – Реакция ответа проростков *Calendula officinalis* L. на избыток в почве ионов тяжелых металлов

У проростков *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia aqnostifolla* H., *Tagetes erectus* L., *Agrostis vulgaris* With., *Poa pratensis* L. при внесении в почву 1,5 г/кг Mn^{2+} прослеживалось увеличение роста стебля на 18-29%, в сравнении с контролем. При дальнейшем

увеличении концентрации Mn^{2+} до 3 г/кг было отмечено угнетение роста надземной части на 17-21%.

Загрязнение почвы ионами марганца не оказывало негативного влияния на рост стебля проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. Во всех вариантах было отмечено увеличение роста надземной части на 15-43%. Визуального угнетения ростовых процессов во всех вариантах загрязнения так же не было зафиксировано (рисунок 3.4).



Рисунок 3.4 – Реакция ответа проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon* и *Agrostemma githago* L. на избыток в почве ионов тяжелых металлов

При загрязнении почвы соединениями кобальта (концентрация Co^{2+} 5 мг/кг почвы) у проростков *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L. наблюдалось значительное угнетение роста корней на 11-37% по сравнению с контрольными растениями.

При концентрации кобальта 10 мг/кг токсический эффект поллютанта усиливался, ростовые процессы корней снижались на 23-50%, в сравнении с контролем.

У проростков *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia aqunustifolia* H., *Tagetes erectus* L., *Agrostis vulgaris*

With., *Poa pratensis* L. при внесении в почву 5 мг/кг Co^{2+} прослеживалось некоторое увеличение роста корня на 5-11%. При дальнейшем увеличении концентрации Co^{2+} до 10 мг/кг было зафиксировано угнетение роста корня на 18-32%.

Загрязнение почвы ионами кобальта в концентрации 5 мг/кг не оказывало негативного влияния на проростки *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L., было отмечено увеличение роста корней на 19-38%, в сравнении с растениями, выращенными на незагрязненной почве (рисунок 3.5., 3.6).

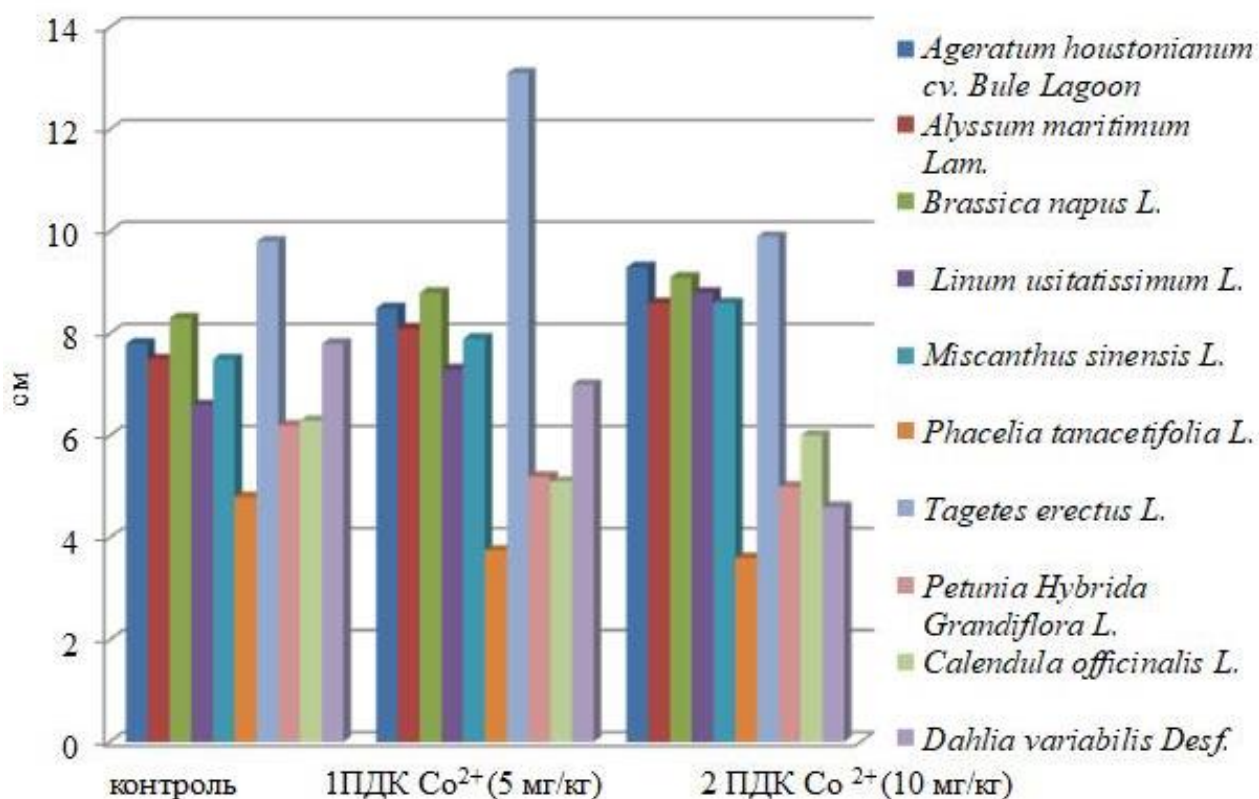


Рисунок 3.5 – Изменение длины корня декоративных травянистых растений при загрязнении почвы ионами кобальта

При дальнейшем увеличении концентрации кобальта до 10 мг/кг, так же было отмечено увеличение роста корней на 20-39%.

При внесении в почву кобальта в концентрации Co^{2+} 5 мг/кг у проростков *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L. наблюдался значительный токсический эффект на рост надземной части, данный показатель снижался на 23-38% по сравнению с контрольными растениями. При концентрации кобальта 10 мг/кг негативное влияние усиливалось, ростовые процессы надземной части снижались на 21-43% в сравнении с контролем.

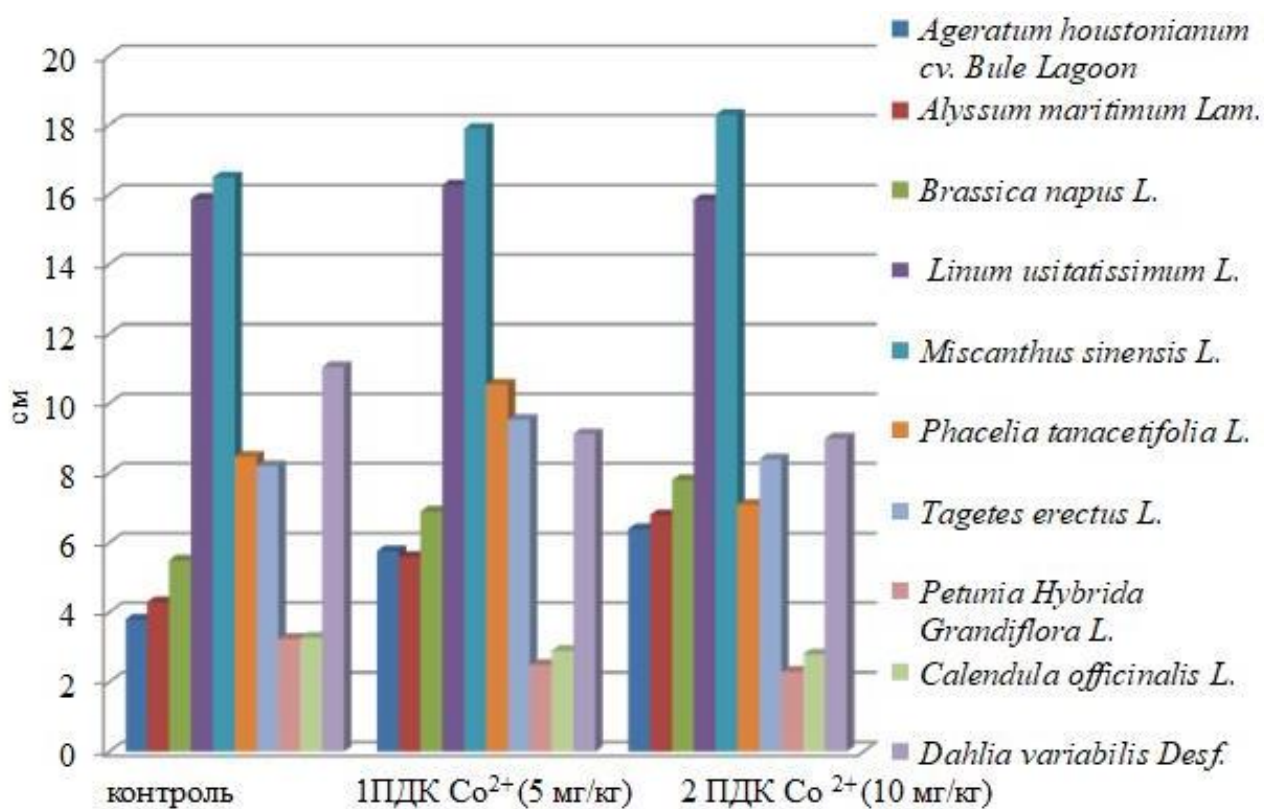


Рисунок 3.6 – Изменение длины надземной части декоративных травянистых растений при загрязнении почвы ионами кобальта

У проростков *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia aqnostifolla* H., *Tagetes erectus* L., *Agrostis vulgaris* With., *Poa pratensis* L. при внесении в почву 5 мг/кг Co^{2+} прослеживалось увеличение роста стебля на 10-11%. При дальнейшем увеличении концентрации Co^{2+} до 10 мг/кг было зафиксировано уменьшение данного морфометрического показателя на 15-30%.

Загрязнение почвы ионами кобальта в концентрации 5 мг/кг не оказывало негативного влияния на проростки *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L., было отмечено увеличение роста надземной части на 19-32%, в сравнении с растениями, выращенными на незагрязненной почве. При дальнейшем увеличении концентрации кобальта до 10 мг/кг так же было отмечено увеличение роста стебля на 18-41%.

3.2. Биопродуктивность растений в условиях полиметаллического стресса

До недавних пор многие травянистые растения выращивались в основном в декоративных целях, однако, в последние годы в мировой практике многие культуры рассматриваются как эффективный возобновляемый энергетический ресурс с высокой урожайностью.

Растения, которые могут быть использованы в качестве биотоплива, должны обладать не только высокими темпами роста, но и иметь высокие показатели биопродуктивности - урожайность, накопление сырой и сухой массы. Так, средняя урожайность *Brassica napus* L. – 30-40 т/га, *Miscanthus sinensis* L. – 20-25 т/га, что может заменить 10-14 тонн угля. У *Linum usitatissimum* L. – 10-15 т/га, у *Atriplex hortense* L., *Bromus arvensis* L. урожайность варьирует от 7 до 10 т/га, но изменение биопродуктивности растений в условиях полиметаллического стресса изучены недостаточно. Поэтому целью наших исследований было изучение влияния загрязнения почвы тяжелыми металлами на биопродуктивность декоративных травянистых растений для выявления наиболее «урожайных» культур.

Следует отметить, что внесение в почву соединений кобальта не оказывало негативного влияния на накопление биомассы проростками *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos*

sulphureus Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L., наблюдалась тенденция к увеличению сырой и сухой массы проростков на 9-35%, по сравнению с контролем (рисунок 3.7, 3.8).

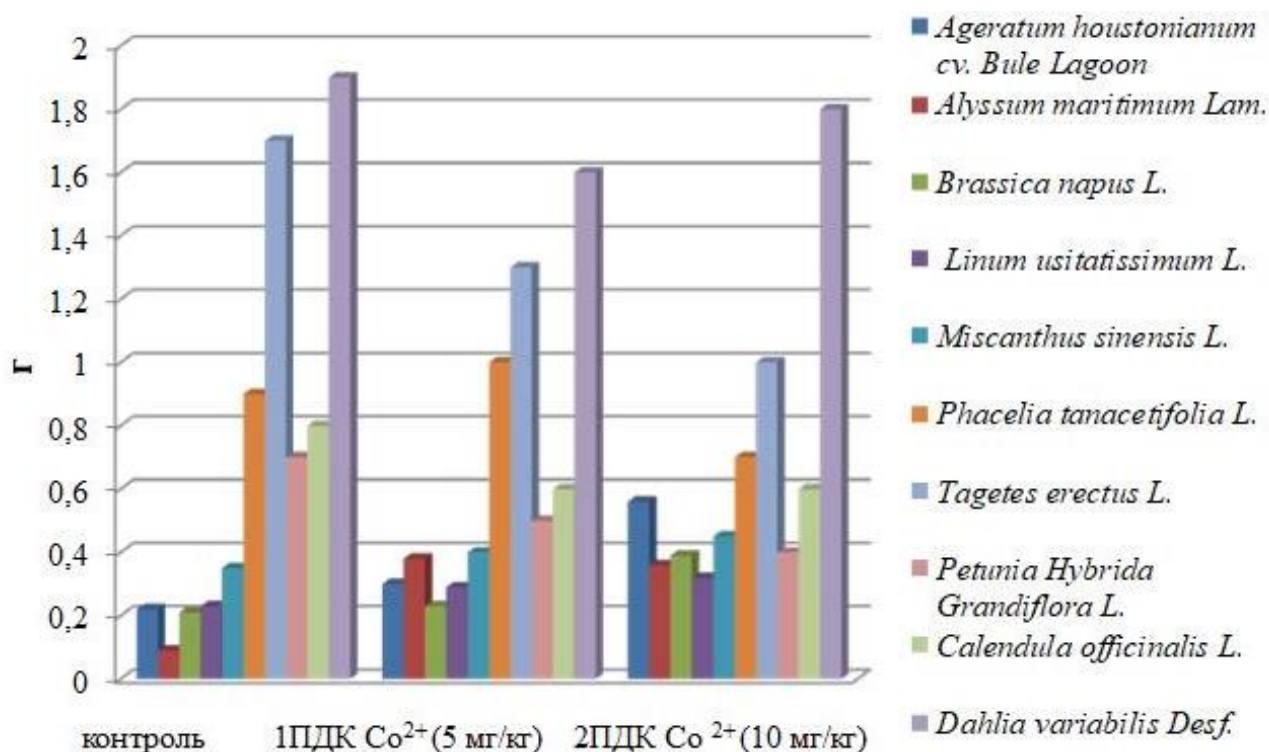


Рисунок 3.7 – Изменение сырой массы декоративных травянистых растений при загрязнении почвы ионами кобальта

В то время как на накопление биомассы проростками *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L. загрязнение почвы соединениями кобальта влияло отрицательно. О чем свидетельствует уменьшение сухой массы проростками на 17-21%.

При внесении в почву низких концентраций марганца у проростков *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L. было отмечено увеличение сырой и сухой массы на 12-23%, а при дальнейшем увеличении концентрации поллютанта биопродуктивность

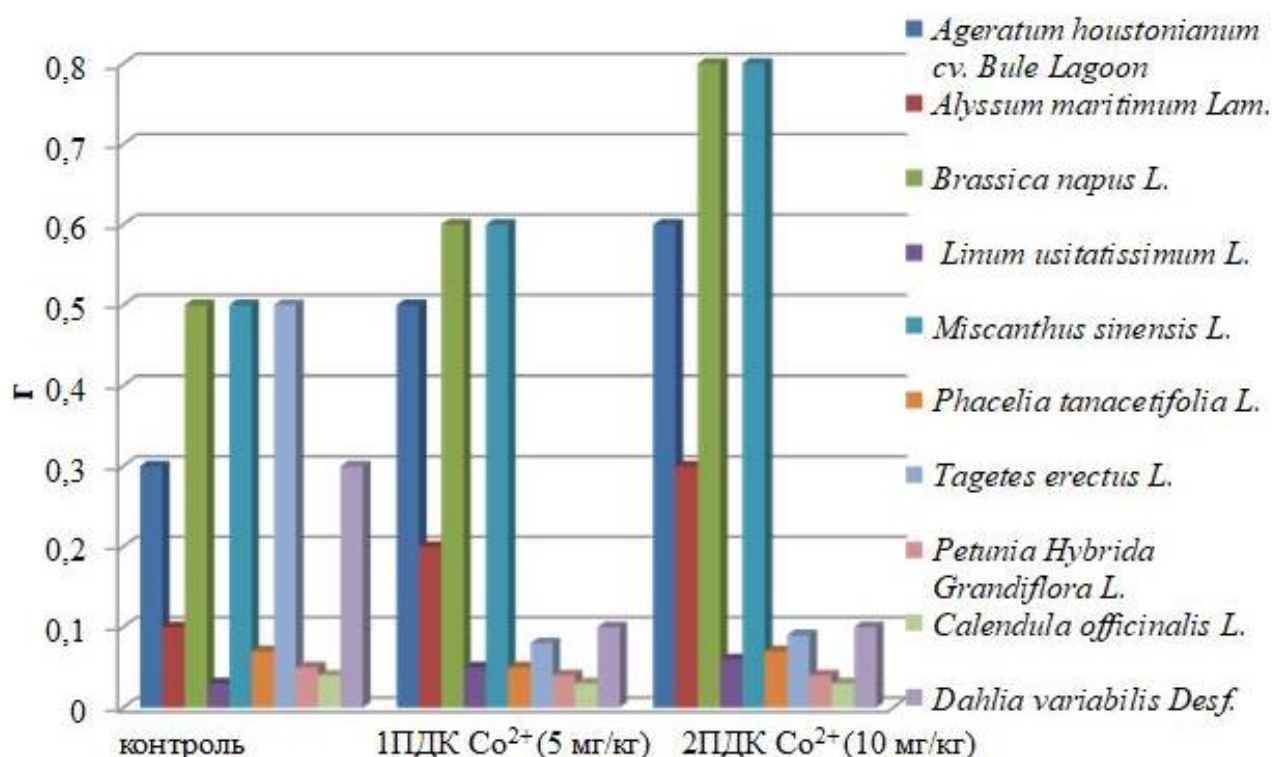


Рисунок 3.8 – Изменение сухой массы декоративных травянистых растений при загрязнении почвы ионами кобальта

растений снизилась на 23-28% (рисунок 3.9, 3.10). В противоположность этому, различные концентрации соединений марганца существенно не влияли на накопление биомассы проростками *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L., а в некоторых вариантах отметили увеличение биопродуктивности на 9-35% по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве.

Токсическое действие тяжелого металла усиливалась при увеличении его концентрации. Комплексное внесение в почву соединений кобальта и марганца отрицательно влияло почти на все изученные виды декоративных травянистых растений.

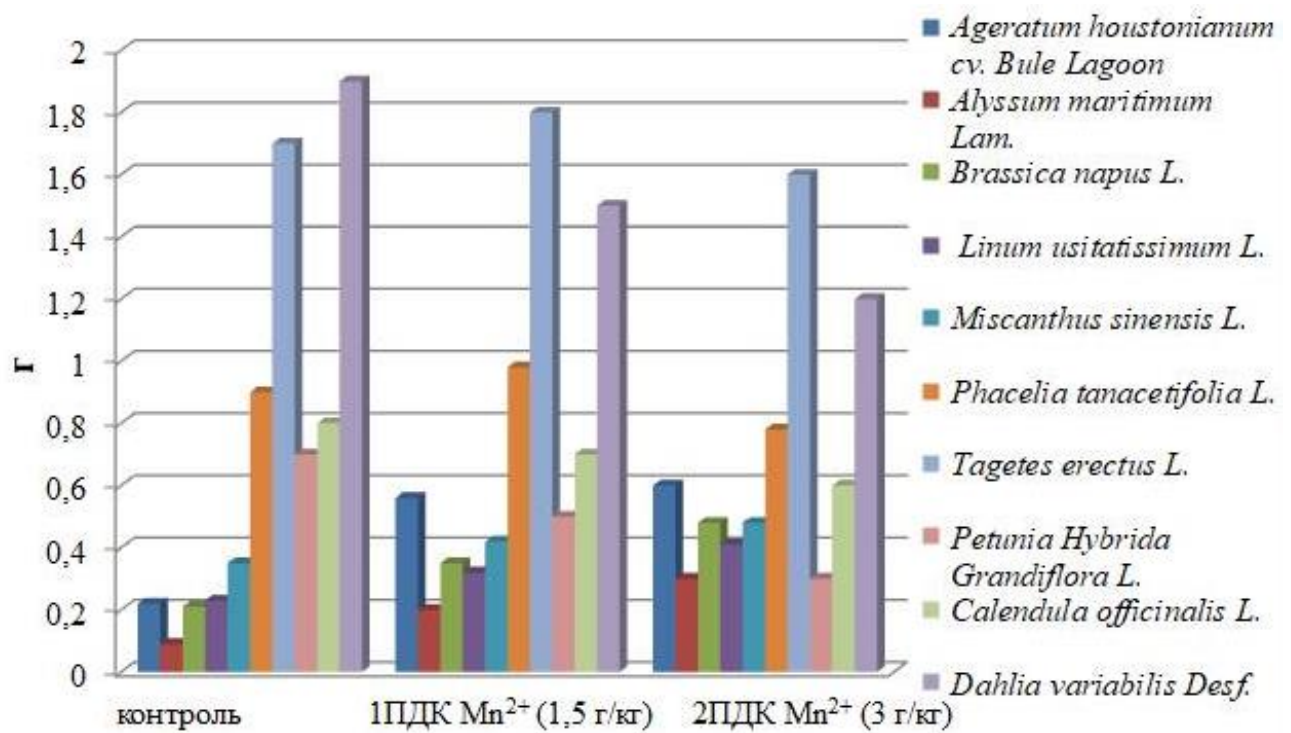


Рисунок 3.9 – Изменение сырой массы декоративных травянистых растений при загрязнении почвы ионами марганца

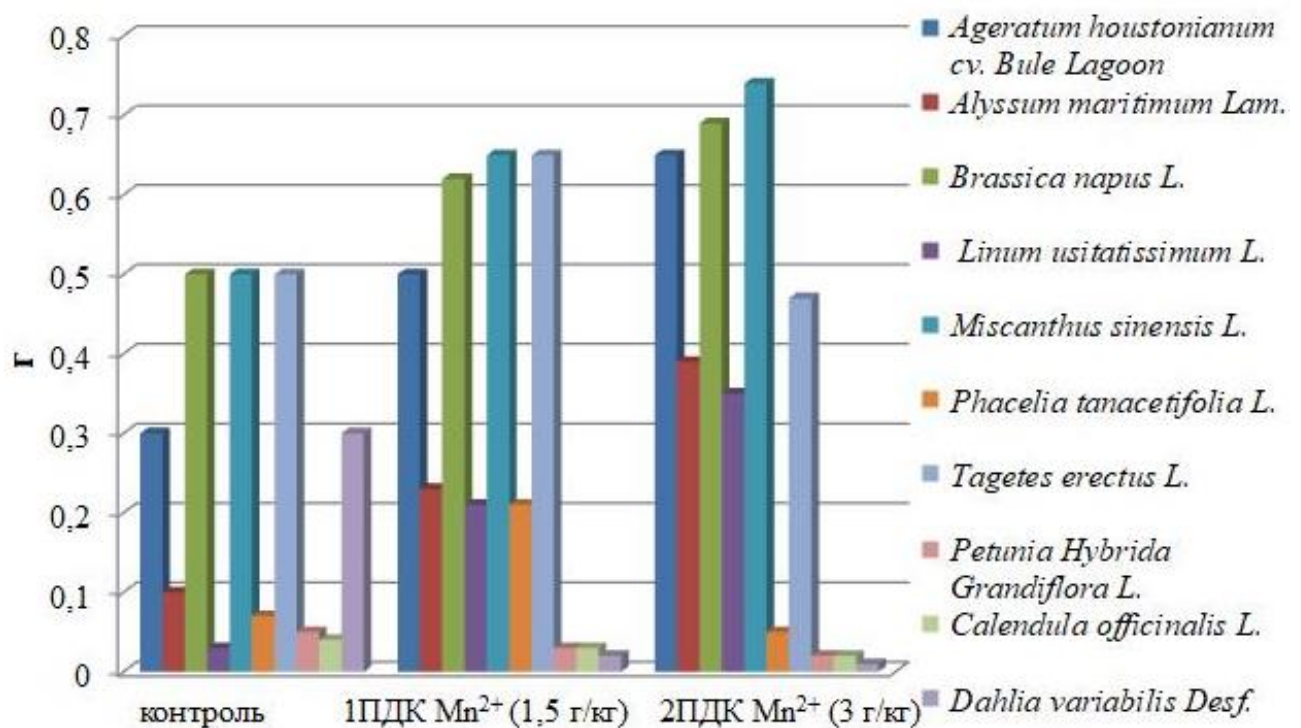


Рисунок 3.10 – Изменение сухой массы декоративных травянистых растений при загрязнении почвы ионами марганца

Так, у проростков *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L. наблюдалось наибольшее снижение накопления сырой и сухой массы на 69-92%, особенно при высоких концентрациях марганца. Даже те растения, которые не проявляли угнетение накопления биомассы при отдельном воздействии тяжелых металлов (*Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L.), показали значительное уменьшение сырой и сухой массы на 25-26% в вариантах совместного действия поллютантов. То есть, можно отметить, что токсический эффект загрязнения почвы тяжелыми металлами усиливался при комплексном внесении поллютантов.

3.3. Подбор устойчивых к полиметаллическому стрессу фитокультур по данным индекса толерантности

В научной литературе существуют различные, иногда противоречивые, методы определения устойчивости растений с целью их дальнейшего использования в технологии фиторемедиации почв в условиях комплексного воздействия тяжелых металлов. Актуальным является изучение уровня устойчивости растений при комплексном воздействии тяжелых металлов по параметрам интенсивности роста.

Индекс толерантности Уилкинсона для растений при действии тяжелых металлов определяется на основе сравнения прироста корня растений, выращенных в почве, загрязненной ТМ, к длине корня растений, выращенных на незагрязненной почве:

$$I_t = \frac{I_{me}}{I_c}, \quad (3.1)$$

где I_{me} – прирост корня растений, выращенных в почве, загрязненной тяжелыми металлами, мм;

I_c – прирост корня растений, выращенных на незагрязненной почве, мм.

Проведенные исследования показали, что индекс толерантности изученных видов декоративных травянистых растений в значительной степени зависит от видовой специфики растений и уровня загрязнения почвы тяжелыми металлами (рисунок 3.11).

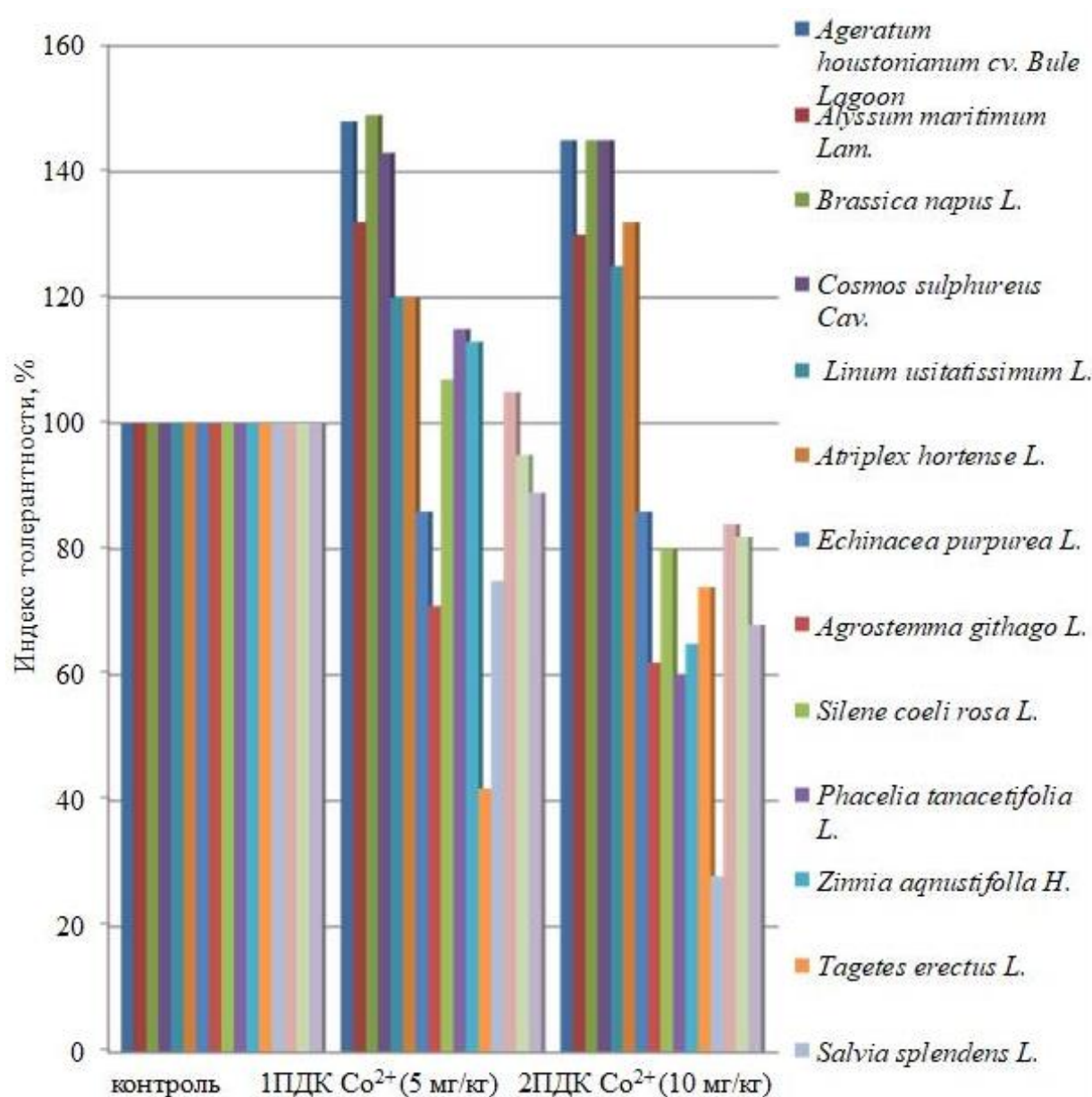


Рисунок 3.11 – Изменение индекса толерантности декоративных травянистых растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

Так, у проростков *Ageratum houstonianum* cv. Bule Lagoon внесение загрязнителей в почву не оказывало негативного возможного влияния на индекс толерантности.

Так, при отдельном внесении соединений кобальта индекс толерантности был больше контрольного показателя на 49%, а при внесении значительных концентраций марганца практически не отличался от контрольного показателя. В данном опыте прослеживалось снижение индекса толерантности только при условии комплексного загрязнения почвы высокими концентрациями кобальта и марганца.

Ионы тяжелых металлов отрицательно влияют на индекс толерантности *Dahlia variabilis* Desf. Так 1 ПДК и 2 ПДК кобальта этот показатель уменьшался на 10-30% по сравнению с контрольными растениями. Загрязнение почвы марганцем негативно повлияло на индекс толерантности, данный показатель уменьшился практически на 80%. Комплексное загрязнение почвы соединениями кобальта и марганца уменьшало индекс толерантности проростков *Dahlia variabilis* Desf. на 51-93%.

Внесение в почву ионов кобальта и марганца не оказывало негативного влияния на индекс толерантности проростков *Linum usitatissimum* L. во всех вариантах загрязнения было отмечено увеличение данного показателя на 30-55%.

При внесении 1,5 г/кг марганца было отмечено уменьшение индекса толерантности проростков *Calendula officinalis* L. на 35%. Комплексное внесение загрязнителей уменьшало индекс толерантности проростков на 12-60%, особенно при высоких концентрациях кобальта. Проведенные исследования показали, что на индекс толерантности проростков *Silene coeli rosa* загрязнение почвы соединениями кобальта не оказывало негативного эффекта. Почти во всех вариантах загрязнения почвы наблюдалось достоверное увеличение этого показателя 117-189% по сравнению с растениями, выращиваемыми на незагрязненной почве. Так, при внесении 3 г/кг марганца этот показатель на 89% был больше показателя проростков, выращенных на незагрязненной почве.

Внесение в почву низкой концентрации ионов кобальта не оказывал достоверного влияния на индекс толерантности проростков *Phacelia tanacetifolia* Benth. При увеличении концентрации ионов кобальта было зафиксировано значительное снижение индекса толерантности проростков *Phacelia tanacetifolia*

Benth. на 39% по сравнению с контрольными растениями. Загрязнение почвы соединениями марганца снижало индекс толерантности на 36-39% (вар. 4, 7). Вместе с тем, наблюдалось значительное негативное влияние загрязнения на индекс толерантности этого вида при совместном действии соединений кобальта и марганца.

Проведенные исследования показали неоднозначное влияние загрязнения почвы кобальтом на индекс толерантности проростков *Tagetes erectus* L. Так, при низкой концентрации металла наблюдали увеличение индекса толерантности на 32%, но при увеличении концентрации поллютанта данный показатель снижался на 26% по сравнению с контрольными растениями. Совместное действие поллютантов снижало индекс толерантности проростков *Tagetes erectus* L. на 26% в сравнении с контролем.

Устойчивыми к загрязнению почвы соединениями кобальта и марганца оказались проростки *Bromus arvensis* L. Экспериментальные данные показали, что при внесении кобальта в концентрации 5 мг/кг индекс толерантности увеличился на 24% по сравнению с контролем, а при дальнейшем увеличении концентрации индекс толерантности увеличился на 23 % (рисунок 3.12).

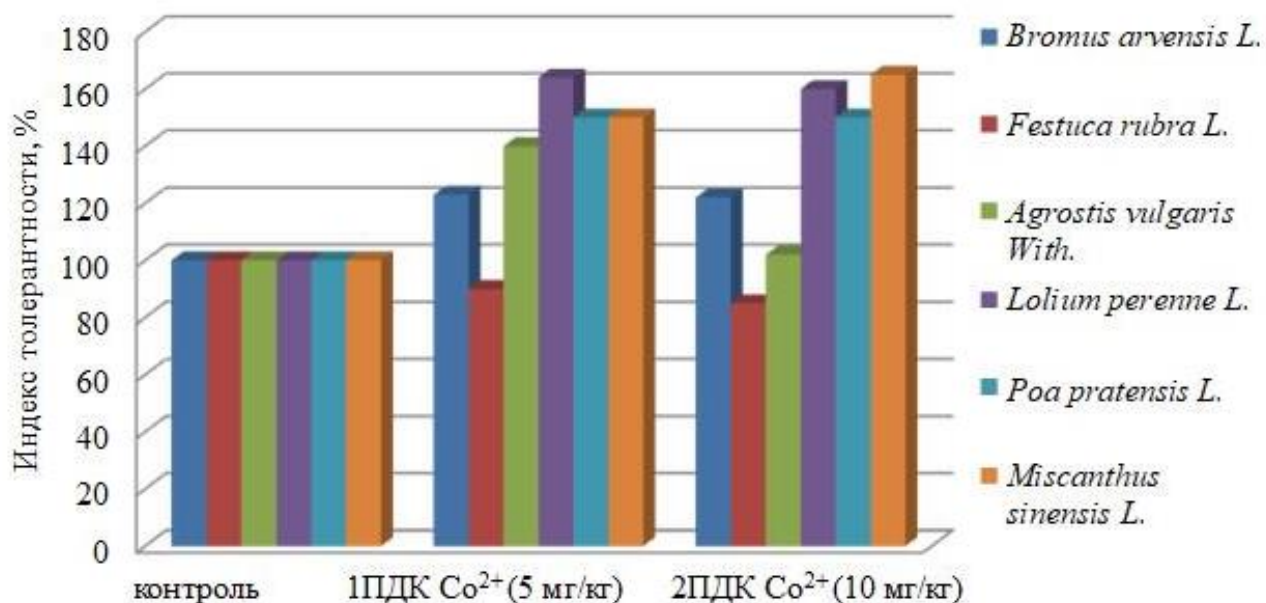


Рисунок 3.12 – Изменение индекса толерантности декоративных злаков в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

При внесении в почву марганца в концентрации 1,5 г/кг почвы индекс толерантности проростков *Bromus arvensis* L. уменьшился на 14%, а при концентрации марганца 3 г/кг почвы этот показатель почти не отличается от контроля. Совсем другую картину показали исследования по влиянию загрязнения почвы соединениями кобальта и марганца на индекс толерантности проростков *Festuca rubra* L. Во всех вариантах внесения тяжелых металлов в почву прослеживалось увеличение индекса толерантности проростков.

Внесение в почву различных концентраций кобальта не оказывало негативного влияния на индекс толерантности проростков *Agrostis vulgaris* With. Установлены лишь незначительные изменения этого показателя, но они не были достоверными.

Итак, суммируя влияние тяжелых металлов на индекс толерантности изученных видов растений, можно предположить, что высокие концентрации металла подавляли рост растений. Хотя чувствительность растений к воздействию тяжелых металлов, а, следовательно, и индекс толерантности, зависят, прежде всего, от эффективной работы всей совокупности физиологических и молекулярных механизмов, что согласуется с работами Негруцкой Г.М. и др. [99].

По изменениям морфометрических данных проростков, индексу толерантности выделили группу растений, устойчивых к полиметаллическому стрессу: *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L.

Относительно устойчивы (толерантные): *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia aqnuistifolla* H., *Tagetes erectus* L., *Agrostis vulgaris* With., *Poa pratensis* L.

Чувствительные: *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L.

ТЕПЛОТА СГОРАНИЯ РАСТЕНИЙ В ТЕХНОЛОГИЧЕСКОМ ПРОЦЕССЕ ПОЛУЧЕНИЯ БИОТОПЛИВА

4.1. Изменение теплоты сгорания декоративных травянистых растений в условиях загрязнения почвы ионами тяжелых металлов

Исчерпание традиционных природных ресурсов, угроза изменения климата в результате нарушения работы так называемых «машин погоды» вызывает необходимость использования возобновляемых энергоресурсов. В настоящее время в мировой практике преобладает использование невозобновляемых ресурсов (угля, нефти, газа, урана и др.). Достоинством указанных ресурсов является высокий энергетический потенциал и относительная доступность. Наибольшие энергетические ресурсы топлива сосредоточены в угле. Общие прогнозируемые запасы составляют 6-15 Т.у.т. (тера 10^{12} тонн), что соответствует 175400 ZДж (зета 10^{21} Дж).

Разведанные запасы углей составляют 680 млрд. тонн, что соответствует 17,6-19,9 ZДж. Основные запасы сосредоточены в РФ, США и КНДР. Нефти – в 20-30 раз меньше, что составляет 286,66 Т.у.т., 8,38-15,1 ZДж, в том числе разведанные запасы 130-131 Т.у.т. или 3,8-3,84 ZДж.

Указанные величины запаса энергоресурсов, учитывая крэнк их потребления, указывают на необходимость поиска их замены.

В настоящее время большое внимание уделяется вопросам изучения содержания энергии в растительных сообществах [183, 186, 195]. Способность автотрофных организмов синтезировать органические вещества под воздействием энергии солнца характеризует наличие количественных связей между продуцирующей фитомассой ценозов и фотосинтетически активной радиации (ФАР).

В начале XXI века ряд сельскохозяйственных растений во многих странах стали рассматривать, как важное сырье для производства жидкого биотоплива [196, 208]. В частности, Simpson A., Richardson S. [227] представили широкий список масличных культур, которые уже нашли применение при производстве биодизеля. Вместе с тем, в связи с увеличивающимися потребностями в продовольствии для растущего населения Земли, весьма актуальными остаются не только вопросы повышения урожайности, но и создания стратегии рационального использования растительной продукции [230].

Еще одним важным направлением, способным оптимизировать производство биотоплива, может стать вовлечение в соответствующие технологические процессы в качестве сырья растения, которые применяют для фиторемедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами [233].

Теплота сгорания (ТС, МДж/кг) органов растения – это количество энергии, которое выделяется при полном сжигании сухого вещества на единицу массы. Теплота сгорания является важной особенностью растения, потому что она отражает фотосинтетическую способность (валовую первичную продуктивность) и питательный статус растений [236]. Более того, изменения теплоты сгорания между различными органами растений могут отражать различия в стратегиях накопления энергии [233].

Теплота сгорания у разных видов растений неодинакова. У изученных видов злаков данный показатель колеблется от 10 до 18 МДж/кг в зависимости от видовой специфики растений и условий прорастания. Так, *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. Теплота сгорания, произрастающих на незагрязненной почве, была на высоком уровне и составила 16,5-18 МДж/кг. В условиях загрязнения почвы ионами кобальта в концентрации 1 ПДК у проростков *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. было отмечено увеличение теплоты сгорания на 3-5% в сравнении с контролем, даже при увеличении концентрации кобальта в почве до 2 ПДК не прослеживалось достоверного снижения данного показателя растений. Наибольшая теплота

сгорания зафиксирована у проростков *Miscanthus sinensis* L., что говорит о высокой энергетической ценности данного растения (рисунок 4.1).

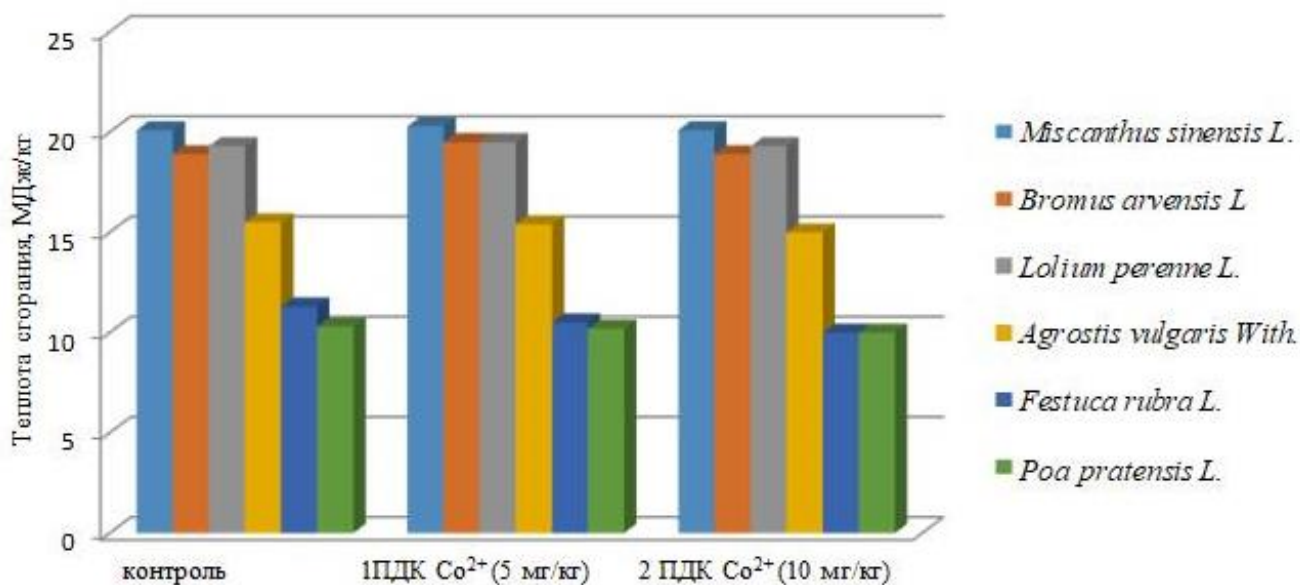


Рисунок 4.1 – Изменение теплоты сгорания злаков в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

У проростков *Festuca rubra* L., *Agrostis vulgaris* With. и *Poa pratensis* L. в условиях незагрязненной почвы теплота сгорания была значительно меньше, чем у предыдущей группы растений и колебалась в пределах 11-15,3 МДж/кг. При внесении в почву кобальта в концентрации 1 ПДК теплота сгорания проростков *Agrostis vulgaris* With. и *Poa pratensis* L. оставалась на прежнем уровне, а у *Festuca rubra* L. даже незначительное загрязнение почвы приводило к снижению теплоты сгорания проростков на 10%, в сравнении с контрольными растениями. Дальнейшее увеличение концентрации кобальта до 2 ПДК угнетало данный показатель *Festuca rubra* L., *Agrostis vulgaris* With. и *Poa pratensis* L. на 10-15% в сравнении с контролем.

В условиях загрязнения почвы ионами марганца были отмечены следующие изменения теплоты сгорания злаков (рисунок 4.2). При внесении в почву марганца в концентрации 1 ПДК у проростков *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L.,

Bromus arvensis L. было отмечено увеличение теплоты сгорания на 2-4% в сравнении с контролем.

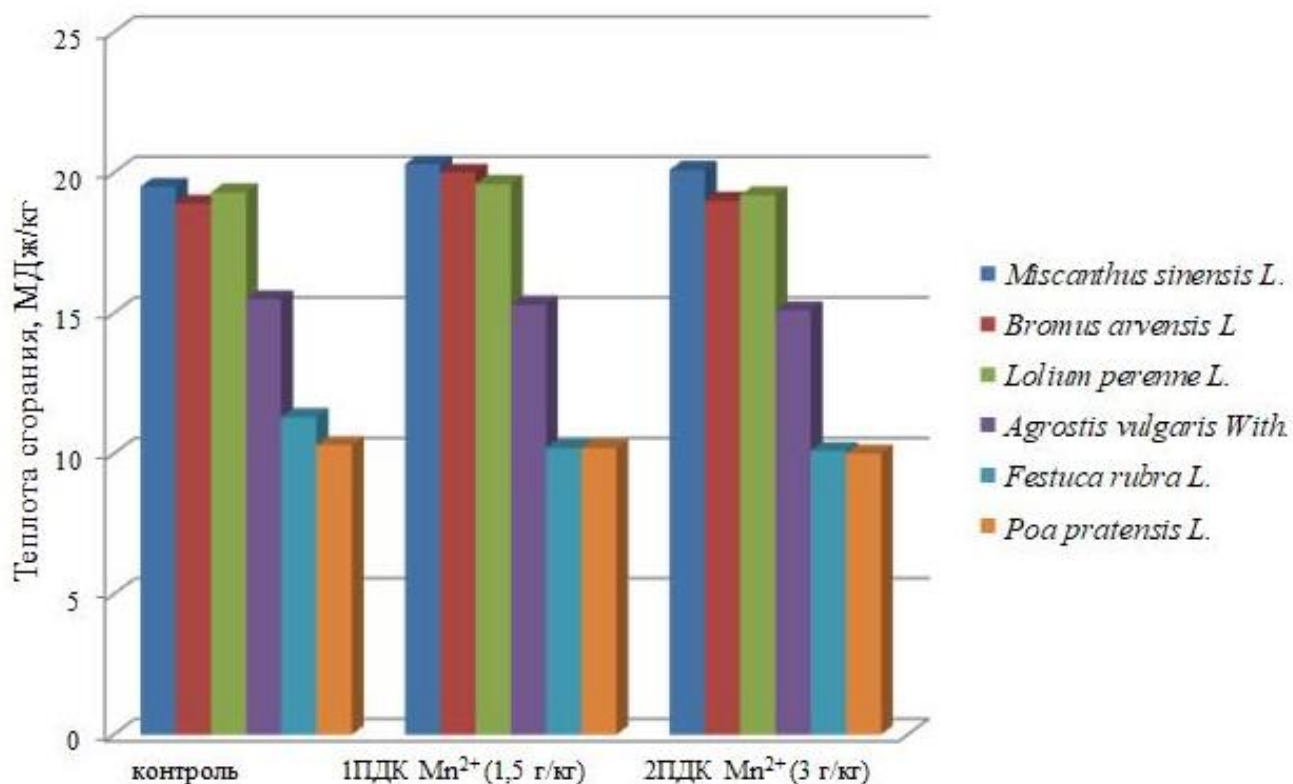


Рисунок 4.2 – Изменение теплоты сгорания злаков в условиях загрязнения почвы ионами марганца

При увеличении концентрации марганца в почве до 2 ПДК показатель теплоты сгорания растений оставался на уровне контроля. Наибольшее увеличение данного показателя было зафиксировано у проростков *Miscanthus sinensis* L. и *Bromus arvensis* L.

У проростков *Agrostis vulgaris* With. при внесении в почву 1 ПДК марганца теплота сгорания проростков возросла на 3%, но эти изменения не были статистически достоверными, а при дальнейшем увеличении концентрации загрязнителя, данный показатель снизился на 12%.

При внесении в почву марганца в концентрации 1 ПДК теплота сгорания проростков *Festuca rubra* L. и *Poa pratensis* L. снизилась на 10% в сравнении с контрольными растениями. Дальнейшее увеличение концентрации марганца до 2

ПДК уменьшало теплоту сгорания *Festuca rubra* L. и *Poa pratensis* L. на 10-15% в сравнении с контролем.

В условиях загрязнения почвы ионами хрома были отмечены следующие изменения теплоты сгорания злаков (рисунок 4.3). При внесении в почву хрома в концентрации 1 ПДК у проростков *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. было отмечено увеличение теплоты сгорания растений на 1-5% в сравнении с контролем.

При увеличении концентрации хрома в почве до 2 ПДК показатель теплоты сгорания растений оставался на уровне контроля. Наибольший показатель теплоты сгорания растений был зафиксирован у проростков *Miscanthus sinensis* L. и *Bromus arvensis* L.

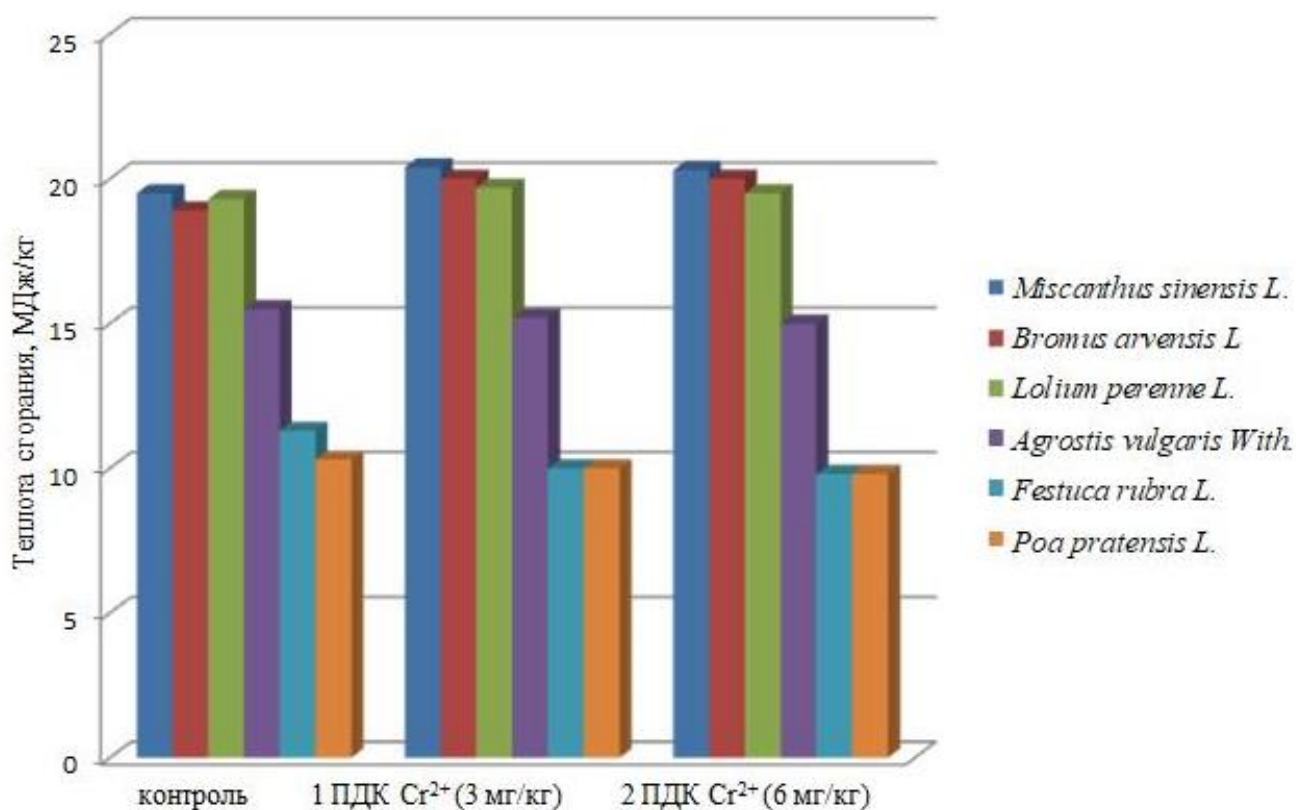


Рисунок 4.3 – Изменение теплоты сгорания злаков в условиях загрязнения почвы ионами хрома

У проростков *Agrostis vulgaris* With. при внесении в почву 1 ПДК хрома теплота сгорания проростков возросла на 3%, а при дальнейшем увеличении концентрации загрязнителя, данный показатель растений снизился на 10%.

При внесении в почву хрома в концентрации 1 ПДК теплота сгорания проростков *Festuca rubra* L. и *Poa pratensis* L. снизилась на 3-7% в сравнении с контрольными растениями. Дальнейшее увеличение концентрации хрома до 2 ПДК угнетало теплоту сгорания *Festuca rubra* L. и *Poa pratensis* L. на 10-15% в сравнении с контролем.

Известно, что по мере роста растений возрастает расход энергии, используемой главным образом на их жизнедеятельность. Большое количество лучистой энергии может проникать в глубину ценозов в начале вегетации. При дальнейшем развитии ценоза, особенно в фазе цветения большей интенсивностью фотосинтеза отличаются верхние листья и стебель, а нижние высыхают и постепенно отмирают, поэтому необходимо проводить все измерения у 30-дневных проростков, которые не вошли в стадию вегетации и показывают наивысший ростовой показатель.

На основании полученных экспериментальных данных выделены наиболее перспективные в качестве биотоплива культуры: *Brassica napus* L., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Bromus arvensis* L. (таблица 4.1).

Таблица 4.1 – Выход энергии растений в производстве

Вид растения	Средняя урожайность растения, т/га	Теплота сгорания, МДж/кг	Выход энергии, МДж/га
<i>Miscanthus sinensis</i> L.	15	18	270000
<i>Brassica napus</i> L.	3,5	17	59500
<i>Linum usitatissimum</i> L.	1,8	15	27000
<i>Bromus arvensis</i> L.	1,5	14,5	21750

До недавних пор эти виды выращивались в основном в декоративных целях. В последние годы в мировой практике эти культуры рассматриваются как эффективный возобновляемый энергетический ресурс, с высокой урожайностью.

Так, средняя урожайность *Miscanthus sinensis* L. – 15-20 т/га, *Brassica napus* L. – 3-3,5 т/га, у *Linum usitatissimum* L. – 1,5-2 т/га, у *Atriplex hortense* L., *Bromus arvensis* L. урожайность варьирует от 1 до 1,5 т/га.

4.2. Фотосинтетическая активность растений как показатель энергоемкости в условиях полиметаллического стресса

Для повышения биопродуктивности и теплоемкости растений, а значит, для более полного использования солнечной энергии большое значение имеет фотосинтетическая деятельность растений. Поэтому целью наших исследований было изучение изменения фотосинтетической активности декоративных травянистых растений в условиях полиметаллического стресса [8, 46]. Проведенные исследования влияния загрязнения почвы соединениями кобальта и марганца на интенсивность фотосинтеза проростков цветковых декоративных растений свидетельствуют о значительном негативном влиянии загрязнения почвы кобальтом на фотосинтетическую активность проростков *A. githago*, *C. officinalis*, *D. variabilis* Desf. и *A. hortense* L. (рисунок 4.4).

При высоких концентрациях поллютантов этот показатель уменьшается на 32-46% по сравнению с контрольными растениями. На фотосинтетическую активность проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, и *S. coeli rosa* загрязнение почвы соединениями кобальта не оказывает негативного эффекта. Даже при высоких концентрациях этого загрязнителя не наблюдается уменьшение интенсивности фотосинтеза, а ростовые процессы несколько активируются. Также можно отметить, что высокие концентрации соединений кобальта подавляют фотосинтетическую активность проростков *P. tanacetifolia*, *T. erectus* и *C. sulphureus*. В то время как низкие концентрации активируют этот процесс на 8,6-132% по сравнению с контрольными растениями.

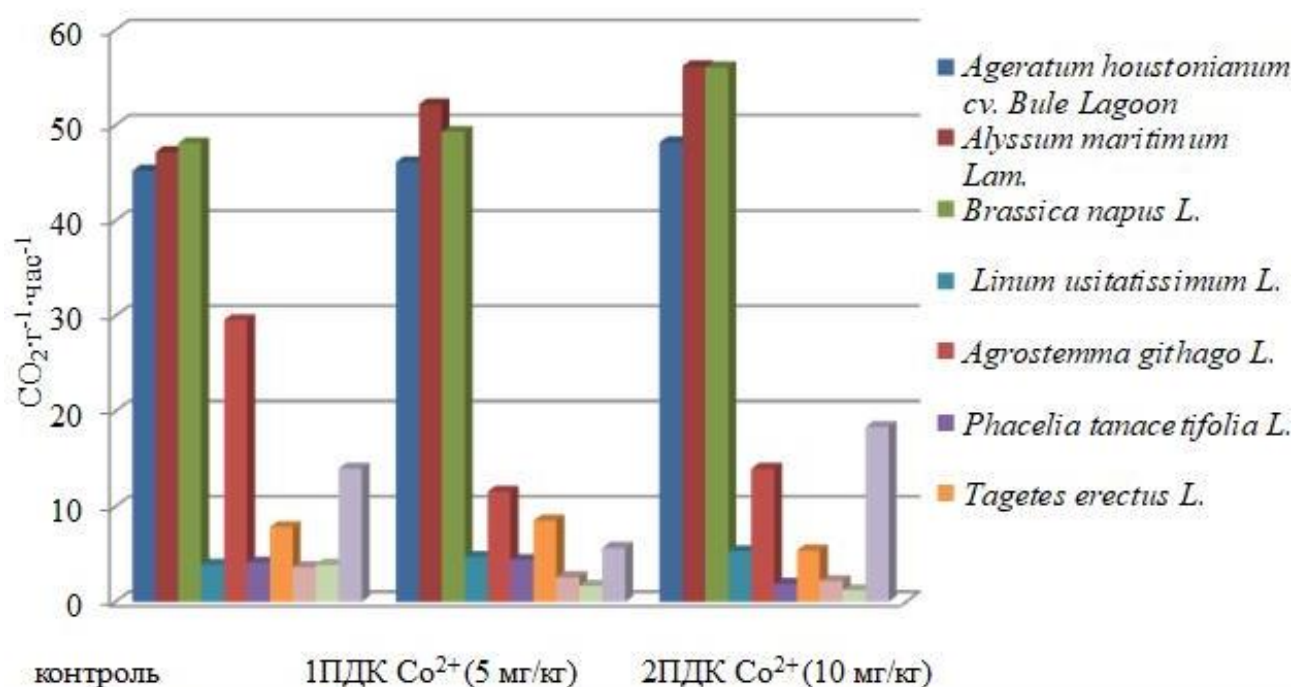


Рисунок 4.4 – Интенсивность фотосинтеза декоративных травянистых растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

Загрязнение почвы соединениями марганца не влияет на интенсивность фотосинтеза проростков *P. tanacetifolia*, *L. usitatissimum* и *S. coeli rosa*, а в некоторых вариантах этот показатель возрастает на 37-75% по сравнению с растениями, которые выращивали на незагрязненной почве (рисунок 4.5).

Это может объяснять тот факт, что марганец, как важный микроэлемент, активизирует фотосинтетическую активность проростков при низких концентрациях, в то время в кобальте растения имеют меньшую потребность, как в микроэлементе, что определяет его большую токсичность [1, 17].

На фотосинтетическую активность проростков *A. githago*, *C. officinalis*, *D. variabilis* и *A. hortense* негативно влияет загрязнение почвы марганцем, особенно при высоких концентрациях поллютанта. Совсем другая тенденция в изменениях интенсивности фотосинтеза наблюдается у проростков *T. erectus* и *C. sulphureus*. При низких концентрациях ионов марганца фотосинтетическая активность проростков увеличивается на 34-45% по сравнению с контролем, а при

более значительном загрязнении – наблюдается достоверное ингибирование этого показателя.

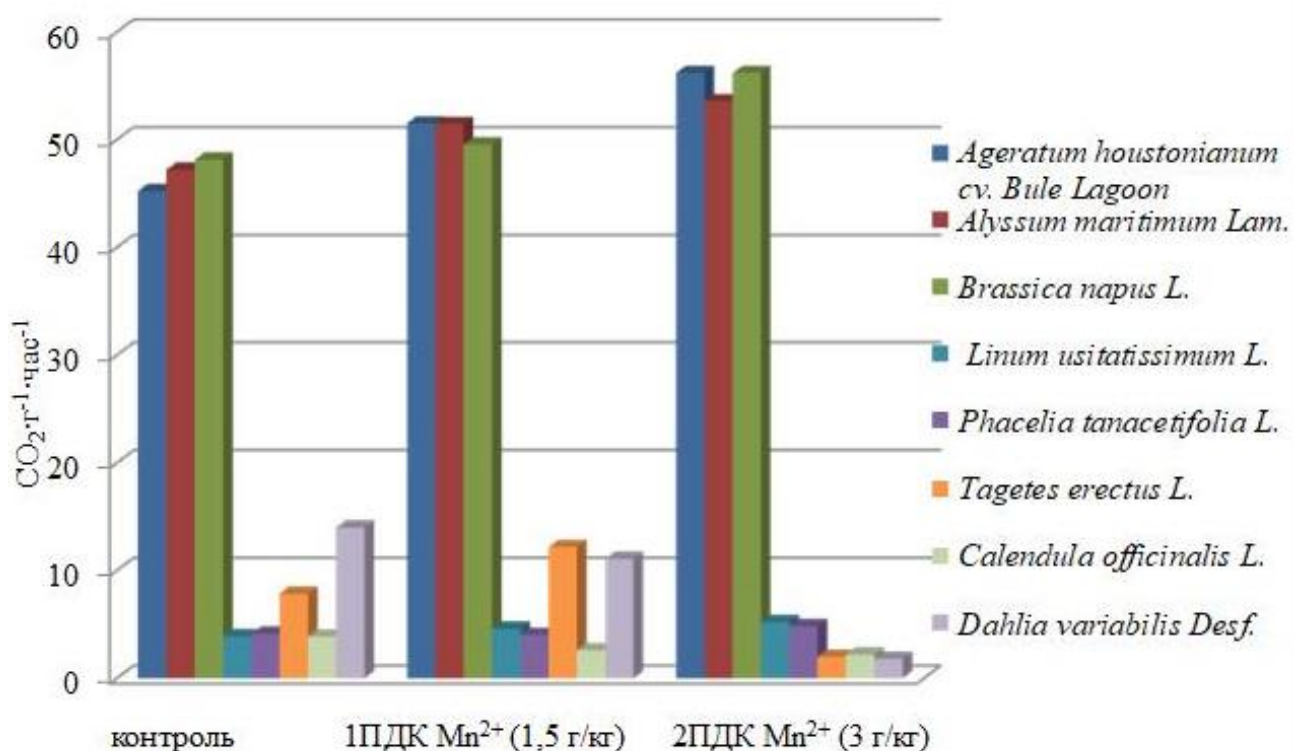


Рисунок 4.5 – Интенсивность фотосинтеза декоративных травянистых растений в условиях загрязнения почвы ионами марганца

Комплексное загрязнение почвы соединениями кобальта и марганца угнетает активность фотосинтеза проростков всех изученных видов растений на 23-78% в зависимости от видовой специфики растений. Наибольшее отрицательное влияние совместного действия поллютантов наблюдается у проростков *T. erectus*, *D. variabilis* и *A. hortense*. В то время как на фотосинтетическую активность проростков *L. usitatissimum* и *S. coeli rosa* комплексное загрязнение почвы не оказывает негативного влияния. В некоторых вариантах прослеживается увеличение показателя на 28-86%.

Таким образом, можно отметить, что загрязнение почвы соединениями кобальта и марганца отрицательно влияет на фотосинтетическую активность проростков цветочных декоративных растений. Однако, *Ageratum houstonianum* cv.

Bule Lagoon, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. менее чувствительны к загрязнению почвы соединениями тяжелых металлов.

Проведенные исследования показали, что фотосинтетический аппарат растений весьма чувствителен к повышенному содержанию загрязнителей в почве, что проявляется в изменении многих структурно-функциональных параметров фотосинтеза. Даже незначительные дозы кобальта угнетали интенсивность фотосинтеза проростков *Agrostis vulgaris* With. на 33%, а с увеличением концентрации загрязнителя интенсивность фотосинтеза снизилась на 63%, по сравнению с проростками, растущими на незагрязненной почве (рисунок 4.6).

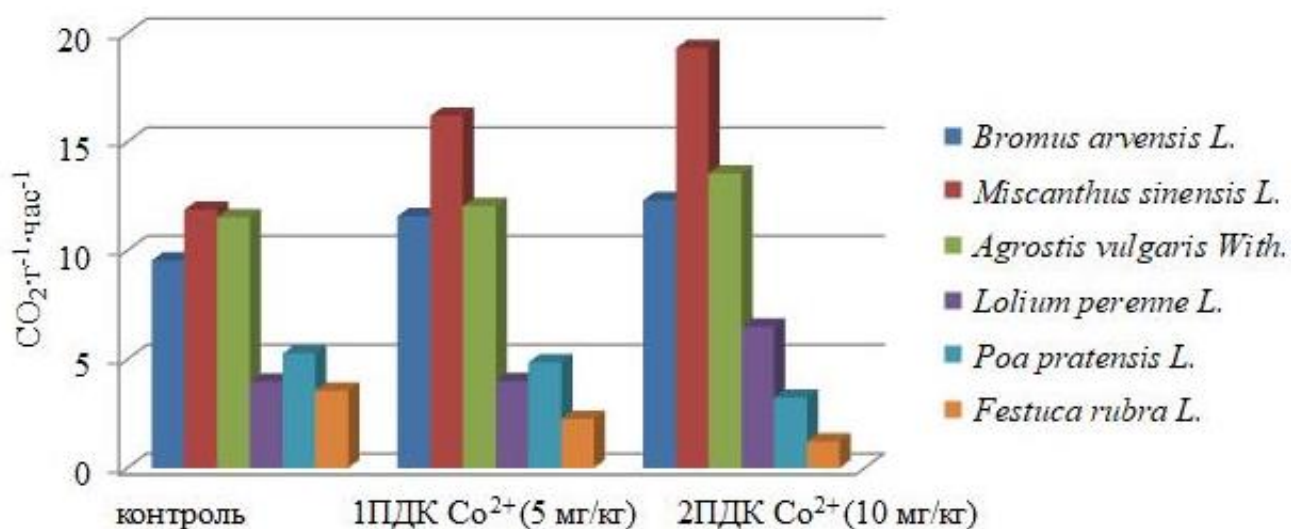


Рисунок 4.6 – Интенсивность фотосинтеза декоративных травянистых растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

Внесение в почву марганца также оказывало негативное влияние на активность фотосинтеза, данный показатель уменьшился по сравнению с контролем на 33-48%.

Наибольший угнетающий эффект загрязнения почвы кобальтом и марганцем на фотосинтез был зафиксирован при совместном действии

загрязнителей, данный показатель снизился на 69% в сравнении с контролем. Таким образом, наиболее сильное влияние на проростки *Agrostis vulgaris* With. оказывает комплексное загрязнение с высоким содержанием марганца и обоих загрязнителей (рисунок 4.7).

Внесение в почву 5 мг/кг кобальта не оказало достоверного влияния на интенсивность фотосинтеза проростков *Festuca rubra* L., а, на оборот, интенсивность фотосинтеза возросла на 7%, по сравнению с контрольными растениями. Однако, при последующем увеличении концентрации кобальта до 10 мг/кг – интенсивность фотосинтеза резко снизилась на 54%.

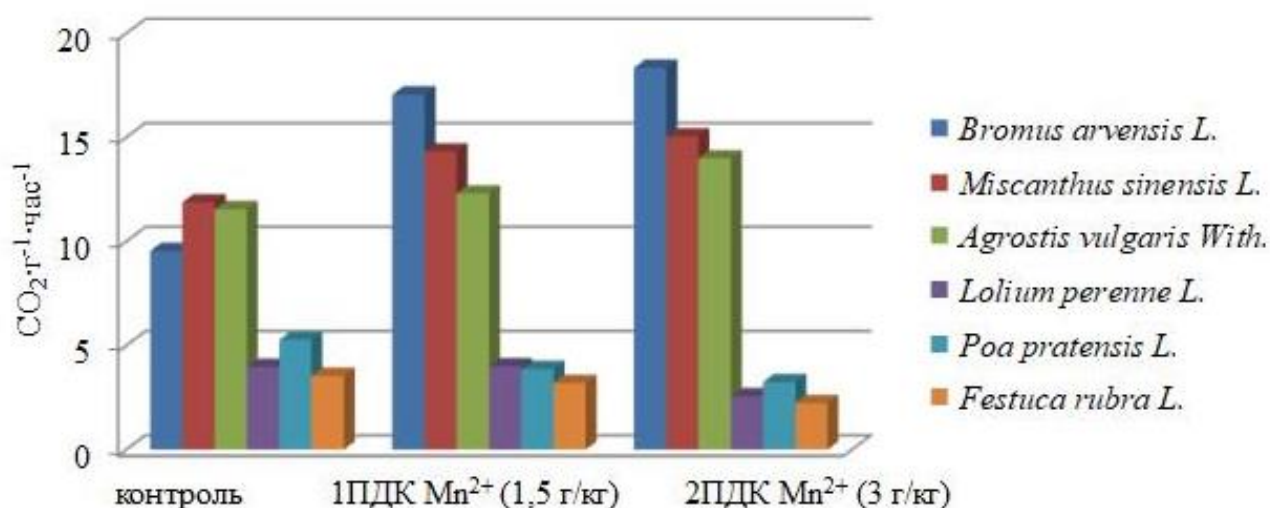


Рисунок 4.7 – Интенсивность фотосинтеза декоративных травянистых растений в условиях загрязнения почвы ионами марганца

Внесение ионов марганца не оказывало достоверного негативного влияния на активность фотосинтеза проростков, а в некоторых вариантах даже прослеживалось значительное увеличение данного показателя на 17% в сравнении с контролем. Наибольшее снижение интенсивности фотосинтеза было отмечено в вариантах комплексного внесения загрязнителей, особенно при высоких концентрациях кобальта, где интенсивность фотосинтеза уменьшилась на 24%.

Проведенные исследования показали, что даже незначительные концентрации кобальта угнетали интенсивность фотосинтеза проростков *Poa*

protensis L. на 9%, а с увеличением концентрации загрязнителя интенсивность фотосинтеза снизилась на 37%, по сравнению с проростками, растущими на незагрязненной почве. Внесение в почву марганца также оказывало негативное влияние на активность фотосинтеза, данный показатель уменьшался по сравнению с контролем на 14-62%. Наибольший угнетающий эффект загрязнения почвы кобальтом и марганцем на фотосинтез был зафиксирован при совместном действии загрязнителей.

Таким образом, загрязнение почвы кобальтом и марганцем оказывает значительное негативное влияние на интенсивность фотосинтеза проростков исследуемых видов растений. При комплексном внесении загрязнителей, негативное влияние загрязнения усиливается. Загрязнение почвы марганцем не влияет на интенсивность фотосинтеза проростков *Festuca rubra* L. и *Bromus arvensis* L., а в некоторых вариантах этот показатель возрастает в сравнении с растениями, которые выращивались на незагрязненной почве. Наибольшее отрицательное влияние совместного действия загрязнителей на интенсивность фотосинтеза наблюдается у проростков *Poa protensis* L. и *Agrostis vulgaris* With.

На основании полученных экспериментальных данных выделены наиболее перспективные в качестве биотоплива культуры: *Brassica napus* L., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Bromus arvensis* L.

4.3. Влияние загрязнения почвы тяжелыми металлами на площадь листовой пластинки декоративных травянистых растений

Некоторые исследователи считают, что фотосинтетическая активность тесно связана с размером общей листовой поверхности растений. В настоящее время принято считать, что высокая продуктивность фитоценозов обеспечивается при общей площади листьев от 4-5 до 12 м²/м, благодаря чему листья могут поглощать 93-95% входящей в них энергии света.

Увеличение концентрации тяжелых металлов в природной среде приводит к увеличению их содержания в тканях растений. При высоких концентрациях

металлов их накопление в органах растений увеличивается [24, 35]. В ответ на это в организме растения происходят разные физиологические и биохимические изменения, которые часто носят негативных характер: угнетение ростовых процессов, нарушение процессов фотосинтеза, дыхания, азотного обмена, уменьшение площади листовой пластинки. Эти изменения приводят к ухудшению продуктивности растений, а иногда и к его гибели [35, 47, 142, 143].

Проведенные исследования показали, что на ростовые процессы *C. officinalis* загрязнение почвы соединениями кобальта и марганца оказывает значительное негативное влияние (рисунок 4.8, 4.9).

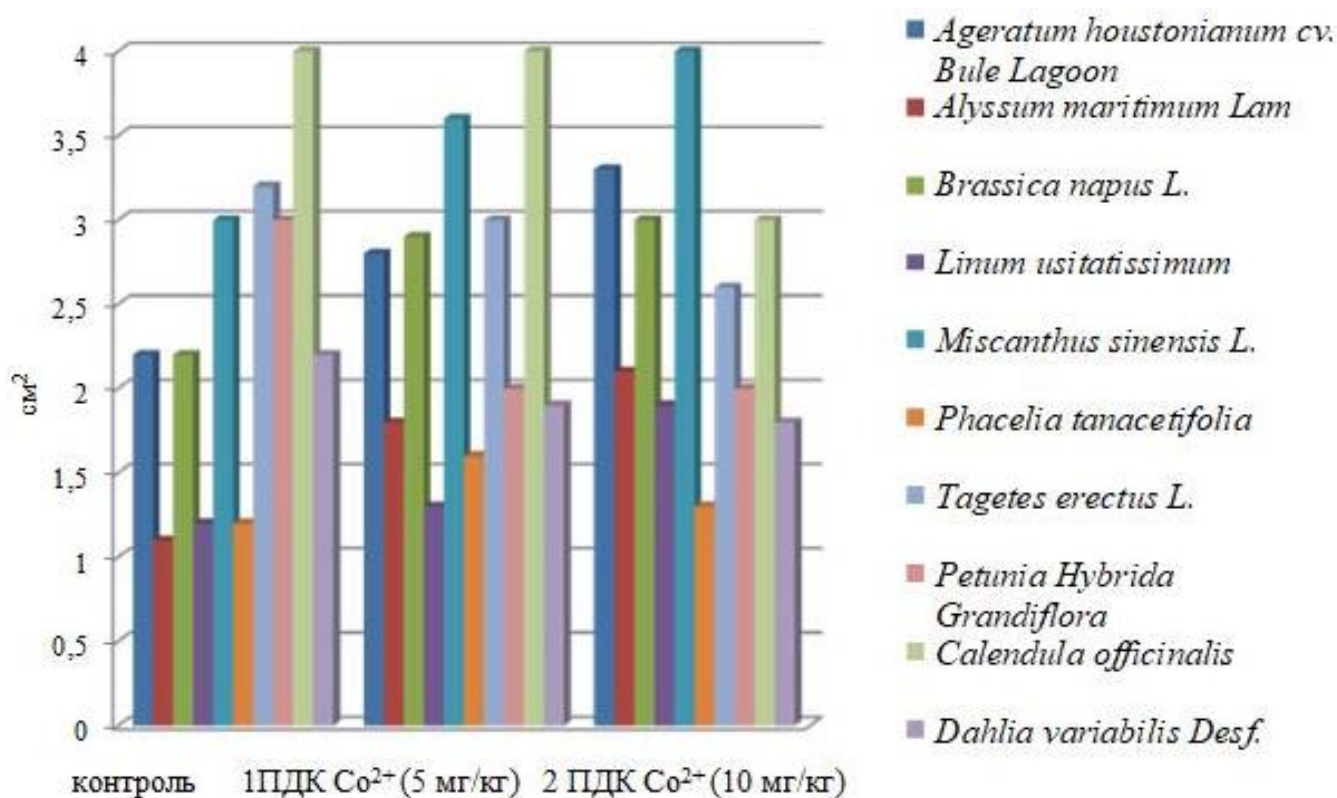


Рисунок 4.8 – Изменение площади листовой пластинки декоративных травянистых растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

Так, внесение в почву низкой концентрации кобальта (5 мг/кг) уменьшает площадь листовой пластинки проростков на 17%, по сравнению с контрольными растениями. Загрязнение почвы соединениями марганца в концентрации 1,5 г/кг стимулирует рост листовой пластинки проростков, но эти изменения

статистически недостоверны. С увеличением концентрации соединений кобальта наблюдается некоторое увеличение площади листовой пластинки проростков, но эти изменения также статистически недостоверны. Внесение в почву марганца в концентрации 3 г/кг угнетает рост листовой пластинки проростков *C. officinalis* на 26%, по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве. Комплексное внесение загрязнителей оказывает угнетающий эффект на площадь листьев *C. officinalis*.

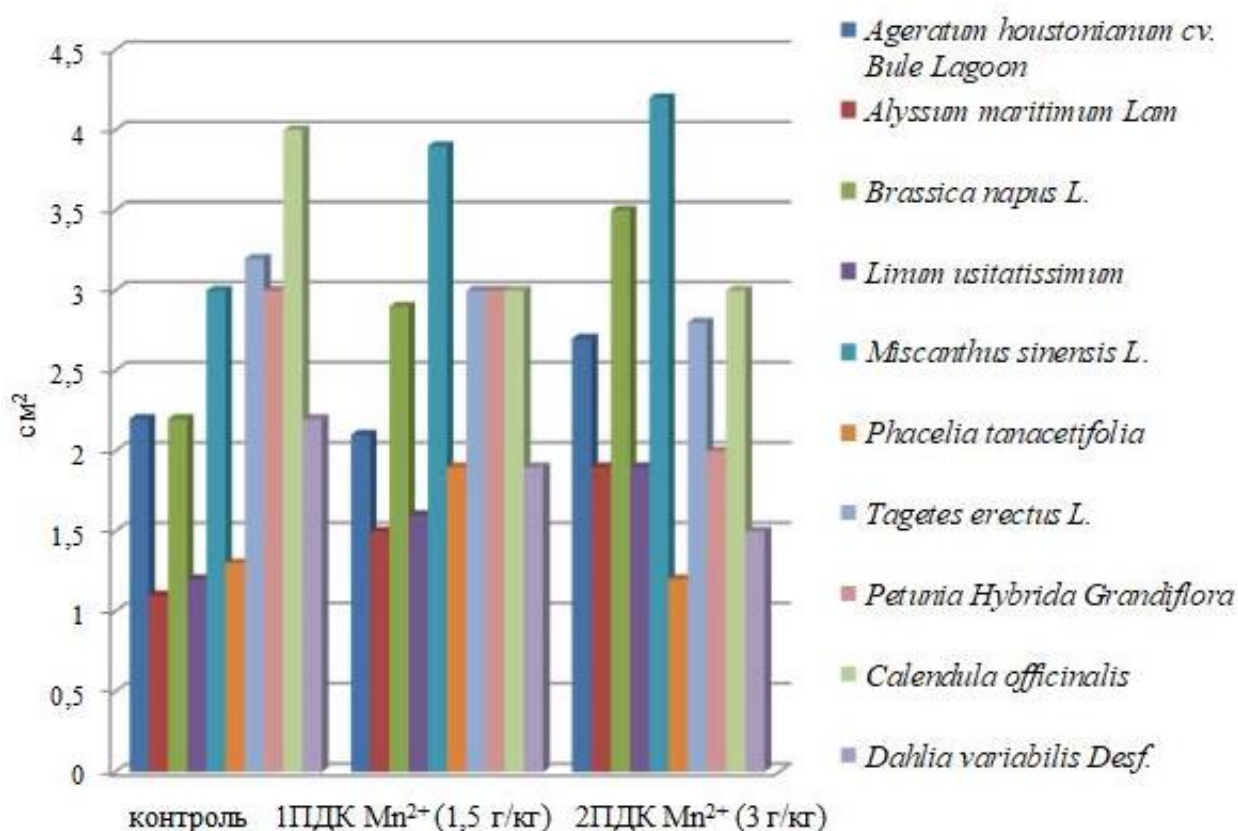


Рисунок 4.9 – Изменение площади листовой пластинки декоративных травянистых растений в условиях загрязнения почвы ионами марганца

Наибольшее негативное влияние прослеживается при внесении в почву больших концентраций кобальта и марганца (Mn^{2+} – 1,5 г/кг, Co^{2+} – 10 мг/кг). В данных условиях наблюдается уменьшение площади листовой пластинки на 25-58%. Так, в варианте 6 площадь листовой пластинки *C. officinalis* уменьшалась на 32%. Совместное действие загрязнителей негативно сказывается на площади листовой пластинки проростков *C. officinalis*, даже при малых концентрациях

кобальта и марганца наблюдалось уменьшение площади на 58%, а при увеличении концентрации площадь листовой пластинки уменьшалась на 20% по сравнению с контролем.

Негативное влияние оказывает внесение в почву кобальта и марганца на площадь листовой пластинки проростков *P. hybrida Grandiflora*. Даже низкие концентрации кобальта уменьшают площадь листовой пластинки на 14%, с увеличением концентрации негативный эффект усиливается и площадь листьев уменьшается на 33%. Похожая тенденция прослеживается и при внесении в почву марганца. Так, при внесении в почву марганца в концентрации 1,5 г/кг площадь листьев уменьшается на 7%, а при дальнейшем увеличении концентрации – на 28%. При комплексном внесении загрязнителей наблюдается дальнейшее угнетение ростовых процессов листьев *P. hybrida Grandiflora*. Наибольшее негативное влияние наблюдается при комплексном внесении кобальта и марганца, особенно при высоких концентрациях кобальта. Так, в вариантах 8, 9 площадь листовой пластинки уменьшилась на 37-54% по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве.

Проведенные исследования влияния загрязнения почвы соединениями кобальта и марганца на площадь листовой поверхности декоративных травянистых растений свидетельствуют о том, что *Ph. tanacetifolia* проявляет некоторую устойчивость к загрязнению почвы кобальтом и марганцем. Но при высоких концентрациях этих тяжелых металлов (Mn^{2+} – 3 г/кг, Co^{2+} – 10 мг/кг) наблюдается отрицательное воздействие на проростки исследованного вида растений. При внесении в почву низкой концентрации кобальта (Co^{2+} – 5 мг/кг), наблюдается достоверное улучшение роста проростков *Ph. tanacetifolia*, однако при увеличении концентрации ростовые процессы несколько угнетаются, но эти изменения недостоверны. Низкие концентрации марганца не оказывают негативного влияния на площадь листовой пластинки проростков *Ph. tanacetifolia*, а наоборот, прослеживается стимулирование ростовых процессов. Так, в варианте загрязнения почвы Mn^{2+} 1,5 г/кг площадь листьев увеличивается на 3%, по сравнению с контролем. С увеличением концентрации марганца отмечено

достоверное уменьшение площади листовой пластинки на 41%. Комплексное внесение кобальта и марганца негативно сказывается на площади листовой пластинки проростков. В варианте 5 данный показатель уменьшается на 16%, в варианте 6 – на 14%, по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве, а при больших концентрациях поллютантов данный показатель уменьшается на 26-56%, по сравнению с контрольными растениями.

Внесение в почву небольших концентраций кобальта и марганца не оказывало значительного негативного влияния на площадь листовой пластинки проростков *A. githago*. При внесении небольших концентраций кобальта было отмечено некоторое снижение площади листовой пластинки, но данное изменение было недостоверно, а большие концентрации кобальта стимулировали рост листовой пластинки на 84% по сравнению с контролем. Интересная картина была отмечена и при внесении в почву соединений марганца. При небольшой концентрации данного загрязнителя площадь листовой пластинки увеличилась на 57%, а при большой концентрации данный показатель уменьшился на 40% и эти изменения были статистически достоверным. Значительное уменьшение площади листовой пластинки (на 17%) наблюдалось и при самых больших концентрациях марганца и кобальта (Mn^{2+} – 3 г/кг, Co^{2+} – 10 мг/кг).

Проведенные исследования показали, что наиболее устойчивыми к загрязнению почвы кобальтом и марганцем оказались проростки *A. houstonianum* cv. Bule Lagoon. Внесение небольших концентраций марганца не оказывало негативного влияния на площадь листовой пластинки *A. houstonianum* cv. Bule Lagoon, прослеживалось некоторое снижение ростовых процессов, но эти изменения не были достоверными. Большие концентрации марганца стимулировали рост листовой пластинки проростков на 24%. Комплексное внесение загрязнителей не оказывает угнетающего эффекта на ростовые процессы листьев проростков *A. houstonianum* cv. Bule Lagoon. Во всех исследованных вариантах было отмечено увеличение площади листовой пластинки на 11-24% по сравнению с контролем.

РАЗДЕЛ 5**СОРБЦИОННАЯ СПОСОБНОСТЬ, ФАКТОР ПЕРЕНОСА
РАСТЕНИЙ-ГИПЕРАККУМУЛЯТОРОВ В ТЕХНОЛОГИИ
ФИТОРЕМЕДИАЦИИ ПОЧВ****5.1. Восстановление загрязнённых тяжёлыми металлами почв с помощью декоративных травянистых растений**

Большие площади земель во многих странах подвержены загрязнению как органическими, так и неорганическими веществами. Органические загрязнители имеют в основном антропогенное происхождение и попадают в окружающую среду при аварийном разливе топлива, проведению военных операций, ведению сельского хозяйства и промышленной деятельности. Неорганические загрязняющие вещества встречаются в виде природных элементов в земной коре и могут быть необходимыми для растений макроэлементами, такими как нитраты и фосфаты; микроэлементами, такими как Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Zn; элементами, физиологическая роль которых для растений не определена, такие как As, Cd, Co, Hg, Pb, V и т.д. [41, 42, 101, 120, 122, 125]. Загрязнение окружающей среды как органическими, так и неорганическими веществами, напрямую или косвенно негативно влияет на здоровье человека.

Обширное загрязнение сельскохозяйственных угодий во всем мире значительно снижает продуктивность пахотных земель при выращивании сельскохозяйственных культур.

Таким образом, общемировая проблема загрязнения окружающей среды требует немедленного решения, направленного на детоксикацию токсичных и опасных загрязнителей с целью восстановления нарушенной природной среды.

В настоящее время предприняты все меры для поиска менее загрязняющих окружающую среду и экономически эффективных экологически правильных

технологий. В связи с этим, технология фиторемедиации рассматривается как эффективная, менее затратная альтернатива общепринятым рекультивационным технологиям восстановления окружающей среды, загрязнённой широким спектром токсичных и вредных веществ.

Современные технологии восстановления почв, загрязнённых такими тяжелыми металлами, как Cd, Cr, Ni, Co, Mn, Hg и As и т.д. используют сорбционные свойства растений [70, 71, 77, 78]. В развивающихся странах очищенные и неочищенные сточные воды обычно используются для орошения сельскохозяйственных угодий, что приводит к накоплению в почвах тяжёлых металлов. Это негативно сказывается на качестве пехотных земель. Сорбция тяжёлых металлов из загрязнённых участков почвы с помощью зеленых технологий является приемлемым подходом [81].

Природная геологическая и антропогенная деятельность являются основными источниками загрязнения почв тяжелыми металлами. Тяжелые металлы легко поглощаются растениями через корни и транспортируются в надземные органы. Поглощение ионов тяжёлых металлов зависит от нескольких факторов, таких как pH почвы, температура, содержание органического компонента, наличие хелатирующих агентов и т.д. Среди различных почвенных факторов, pH почвы является наиболее важным, влияющим на подвижность ионов тяжёлых металлов.

Проведенные исследования показали, что способность растений накапливать в своих органах тяжелые металлы зависит как от металла, так и от специфических особенностей вида растений.

Так, в вариантах внесения в почву ионов кобальта в концентрации 1 ПДК наблюдалось повышение содержания данного металла в вегетативных органах *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L. в 2-6 раз, по сравнению с растениями, выращенными на незагрязнённой почве. При дальнейшем повышении концентрации поллютанта до 2 ПДК так же

увеличивалась концентрация ионов кобальта в вегетативных органах данных растений в 6-10 раз (Рисунок 5.1).

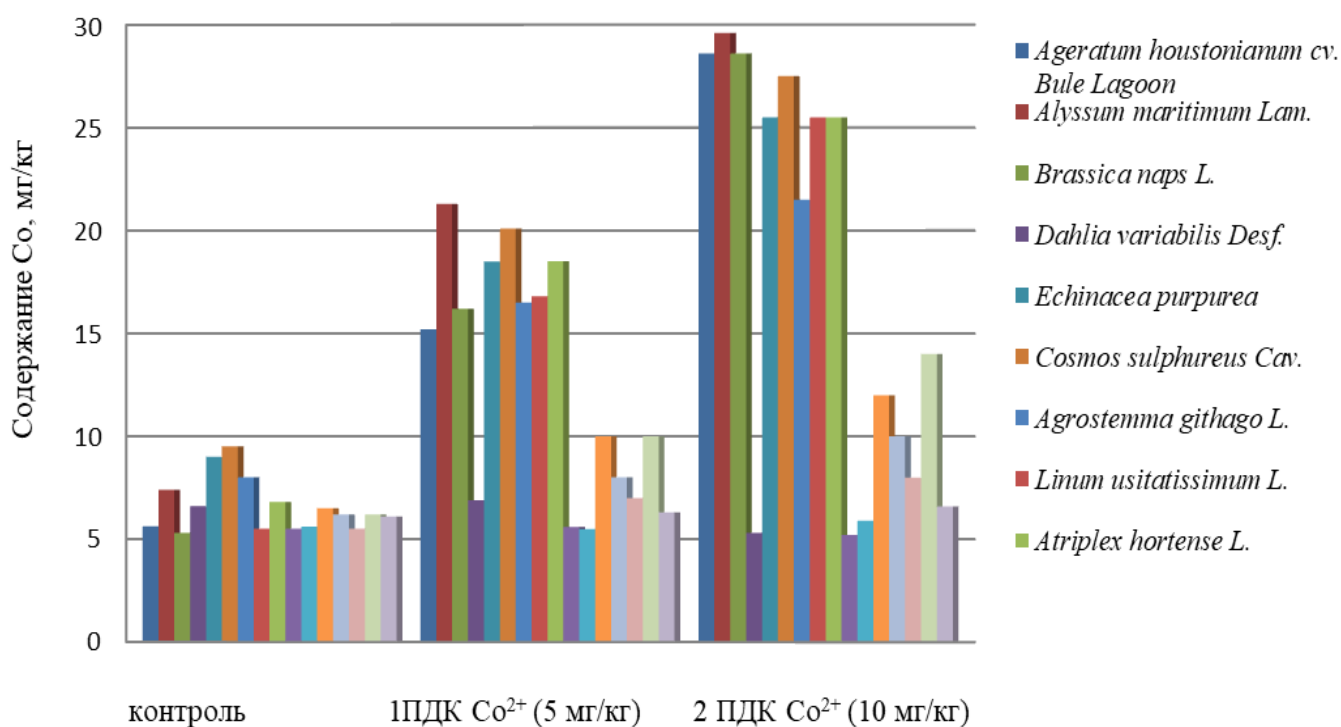


Рисунок 5.1 – Сорбция Co вегетативными органами некоторых видов декоративных травянистых растений

У проростков *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia aqnostifolla* H., *Tagetes erectus* L. так же наблюдали способность сорбировать ионы кобальта на 50-90% в сравнении с контролем (в условиях загрязнения почвы ионами Co в концентрации 1 ПДК). При увеличении концентрации кобальта до 2 ПДК сорбционная способность проростков несколько снижалась, но все равно оставалась на достоверном уровне.

У проростков *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf. При внесении в почву ионов кобальта в концентрации 1 ПДК практически не прослеживалось достоверного увеличения металла в вегетативных органах растений, что говорит о низкой сорбционной способности данных видов. С увеличением концентрации кобальта до 2 ПДК сорбционная способность снижалась или оставалась на прежнем уровне. Данный

факт можно объяснить защитной реакцией растения на пагубное воздействие поллютанта.

При внесении в почву ионов марганца прослеживалась похожая тенденция. При внесении в почву марганца концентрации 1 ПДК наблюдалось повышение содержания данного металла в вегетативных органах *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L. практически в 4-6 раз по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве. При дальнейшем повышении концентрации поллютанта до 2 ПДК так же увеличивалась концентрация ионов марганца в вегетативных органах данных растений в 6-10 раз (рисунок 5.2).

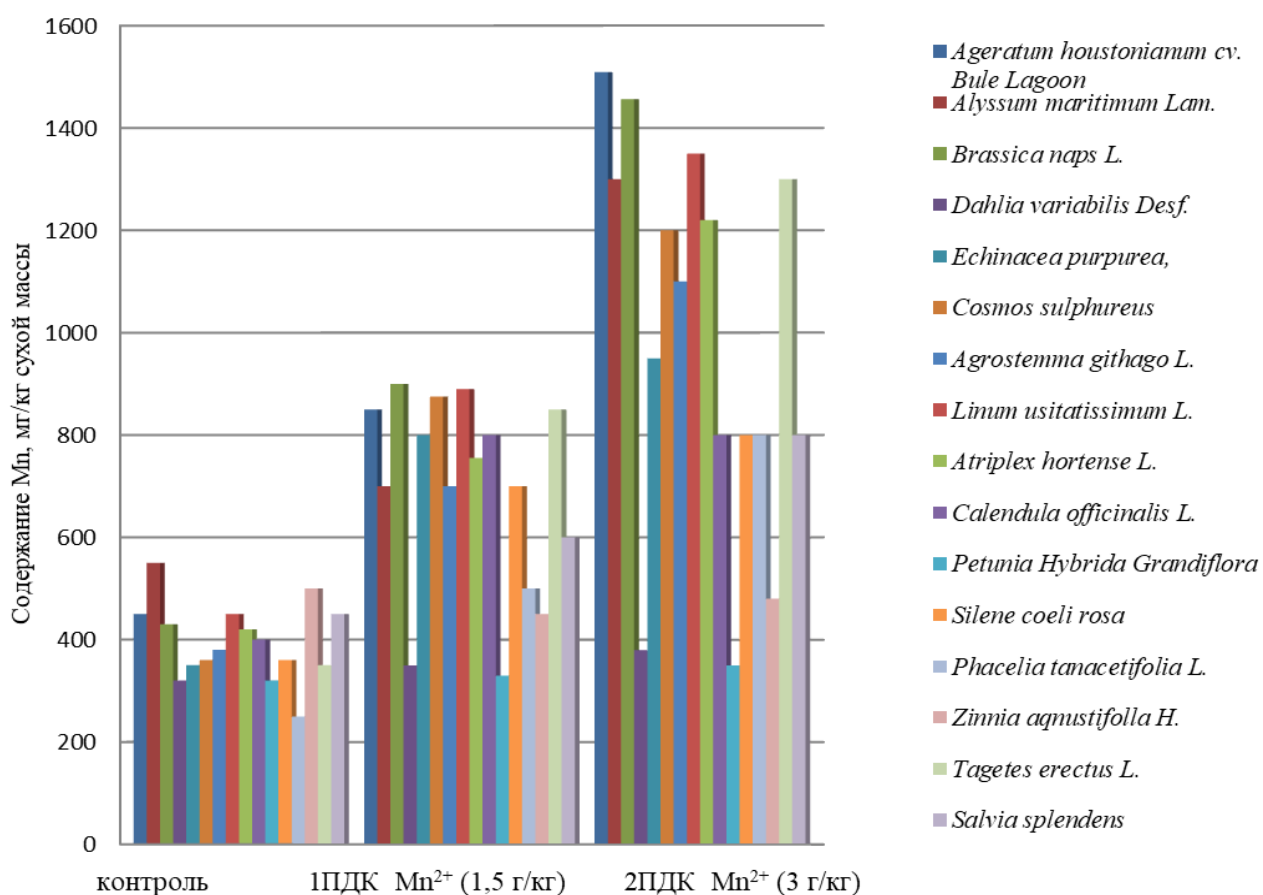


Рисунок 5.2 – Сорбция Mn вегетативными органами некоторых видов декоративных травянистых растений

У проростков *Echinacea purpurea*, *Agrostemma githago*, *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia*, *Phacelia tanacetifolia*, *Zinnia aqunustifolia*, *Tagetes erectus* при внесении в почву 1 ПДК Mn так же наблюдали способность сорбировать ионы марганца в 2-3 раза в сравнении с контролем. При увеличении концентрации марганца до 2 ПДК сорбционная способность проростков несколько снижалась, но все равно оставалась на достоверном уровне.

У проростков *Salvia splendens*, *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis*, *Dahlia variabilis* при внесении в почву ионов марганца в концентрации 1 ПДК практически не прослеживалось достоверного увеличения металла в вегетативных органах растений, что говорит о низкой сорбционной способности данных видов.

Подобная закономерность прослеживалась и при внесении в почву ионов хрома. Данные исследования представлены на рисунке 5.3.

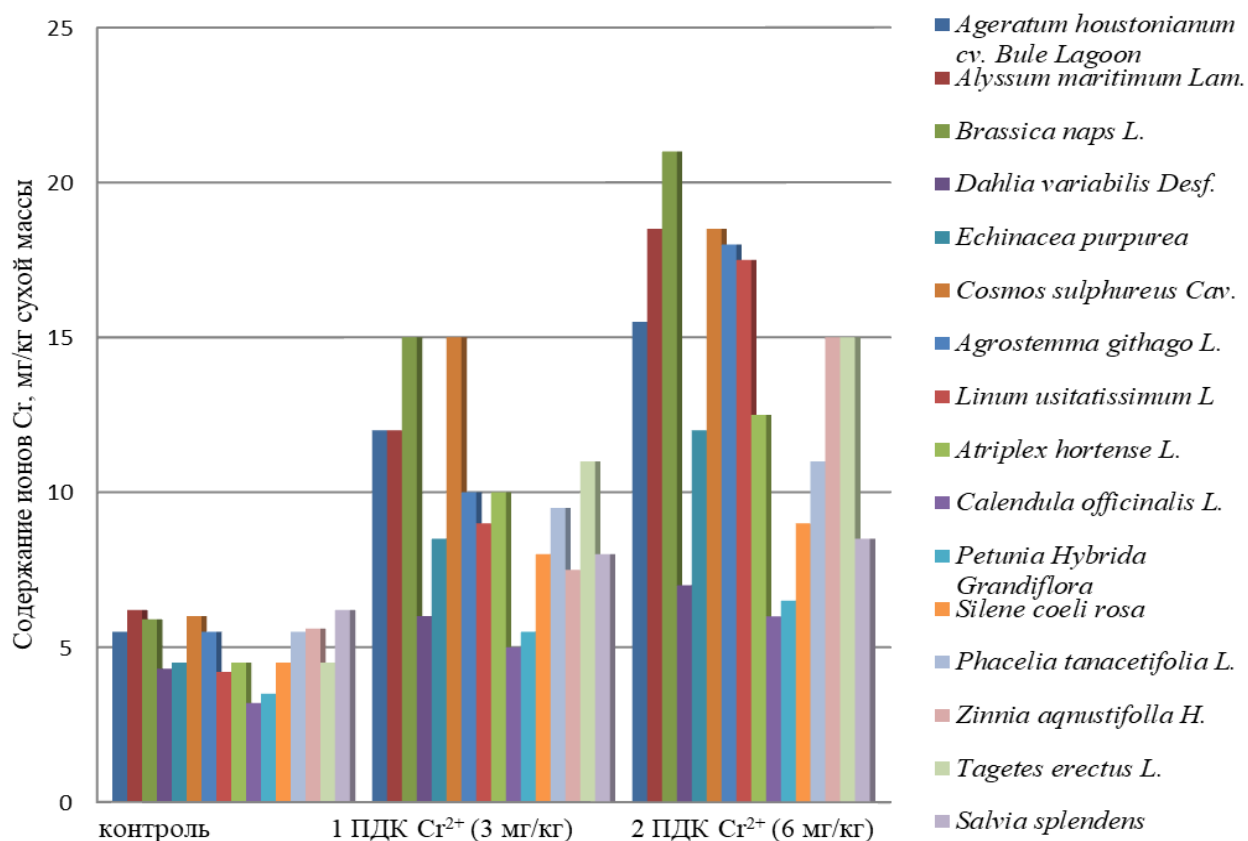


Рисунок 5.3 – Сорбция Cr вегетативными органами некоторых видов декоративных травянистых растений

Сорбция металлов зависит от видовой специфики растений, химической характеристики металлов и характеристики почвы. Проведённые исследования показали, что представители растений-гипераккумуляторов принадлежат к различным семействам, таким как Asteraceae, Brassicaceae, Linaceae, Amaranthaceae, Caryophyllaceae, Boraginaceae, Lamiaceae, Solanaceae и т.д.

В таблице 5.1 представлены данные фактора переноса ионов Co, Mn, Cr для некоторых травянистых растений.

Таблица 5.1 – Фактор переноса тяжелых металлов растениями

№ п/п	Вид растения	Семейство	Фактор переноса		
			Co	Mn	Cr
1.	<i>Ageratum houstonianum</i> cv. <i>Bule Lagoon</i>	Asteraceae	15,1	15,2	15,2
2.	<i>Alyssum maritimum</i> Lam.	Brassicaceae	15,1	15,5	15,1
3.	<i>Brassica napus</i> L.	Brassicaceae	14,0	14,2	14,0
4.	<i>Cosmos sulphureus</i> Cav.	Asteraceae	14,8	14,0	14,0
5.	<i>Linum usitatissimum</i> L.	Linaceae	13,8	13,0	13,0
6.	<i>Atriplex hortense</i> L.	Amaranthaceae	6,6	6,8	6,5
7.	<i>Echinacea purpurea</i> L.	Asteraceae	5,5	5,5	5,6
8.	<i>Agrostemma githago</i> L.	Caryophyllaceae	5,3	5,5	5,5
9.	<i>Silene coeli rosa</i>	Caryophyllaceae	5,3	4,5	4,5
10.	<i>Phacelia tanacetifolia</i> L.	Boraginaceae	4,3	4,2	4,2
11.	<i>Zinnia aqnustifolla</i> H.	Asteraceae	3,2	3,2	3,2
12.	<i>Tagetes erectus</i> L.	Asteraceae	2,2	2,1	2,1
13.	<i>Salvia splendens</i> L.	Lamiaceae	1,1	1,0	1,0
14.	<i>Petunia Hybrida</i> <i>Grandiflora</i>	Solanaceae	1,0	1,0	1,0
15.	<i>Calendula officinalis</i> L.	Asteraceae	1,0	1,0	1,0
16.	<i>Dahlia variabilis</i> Desf.	Asteraceae	1,0	1,0	1,0

Исследования показали, что у *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum*, *Brassica napus*, *Cosmos sulphureus* и *Linum usitatissimum* фактор переноса металла превысил 15 для Co, Mn и Cr, что говорит о высокой способности данных видов растений накапливать ионы тяжелых металлов в вегетативных органах. У *Atriplex hortense*, *Echinacea purpurea*, *Agrostemma githago*, *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia*, *Zinnia agnustifolia*, *Tagetes erectus* фактор переноса металла колебался от 6,5 до 3,2, что так же показывает значительную способность данных видов растений к накоплению ионов Co, Mn и Cr. Наименьшую способность накапливать ионы тяжелых металлов показали проростки *Salvia splendens*, *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis*, *Dahlia variabilis* фактор переноса металла которых не превысил 1,0.

Технология фиторемедиации заключается в использовании определённого конкретного вида растений для восстановления почвы путём деактивации ионов металлов в ризосфере или транслокации их в надземные части. Новая технология фитосорбции имеет ряд преимуществ, таких как малозатратность и высокая эстетика проведения технологии [83]. Технология фиторемедиации имеет ряд преимуществ, таких как высокая экономическая эффективность, экологичность, эстетичность, применима к широкому спектру тяжелых металлов.

Фиторемедиация имеет ряд некоторых недостатков: 1) наличие комплекса нескольких типов тяжелых металлов и органических загрязнителей могут представить сложность в накоплении; 2) климатические и гидрологические условия могут ограничить рост растений, используемых для рекультивации; 3) это длительный процесс, который может занять несколько лет, и он применим только к верхним слоям почвы; 4) накопленная растениями биомасса может превратиться в опасные отходы, для которых будет необходима надлежащая утилизация.

Эффективность выбранной технологии зависит от видов растений, устойчивых к абиотическим и антропогенным факторам, их способности сорбировать более высокие концентрации тяжёлых металлов. Подбор растений осуществляется с учётом высоких темпов роста, степени накопления биомассы и скорости поглощения ионов тяжелых металлов. Проростки *Ageratum*

houstonianum cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L. благодаря устойчивости к условиям металл прессинга, интенсивному уровню накопления биомассы, обладают высокой сорбционной способностью, что дает возможность рекомендовать данные виды к использованию в технологии восстановления почв, загрязненных ионами тяжелых металлов.

5.2. Фиторемедиация загрязненных тяжелыми металлами почв с помощью злаков

Около 500 видов растений являются гипераккумуляторами. Среди них выделяют значительное количество злаков [106].

Идеальные для фиторемедиации растения должны обладать способностью накапливать высокие концентрации металла, выдерживать высокие концентрации соли, обладать высокой скоростью роста, быстро накапливать биомассу, эффективно накапливать металл в надземных частях, характеризоваться простотой уборки урожая [97, 99, 185].

Для проведения эксперимента использовали проростки злаков: *Bromus arvensis*, *Festuca rubra*, *Agrostis vulgaris*, *Lolium perenne*, *Poa pratensis*, *Miscanthus sinensis*.

Сорбция металлов зависит от видовой специфики растений, химической характеристики металлов и характеристики почвы. Проведённые исследования показали, что представители растений-гипераккумуляторов принадлежат к различным семействам, таким как Asteraceae, Brassicaceae, Cunouniaceae, Fabaceae, Flacourtiaceae, Lamiaceae, Poaceae, Violaceae, Amarantháceae, Amarantháceae, Boraginaceae, Boraginaceae; большая группа растений-гипераккумуляторов принадлежит семейству Poaceae.

Проведенные исследования показали, что способность злаков накапливать в своих органах тяжелые металлы зависит как от металла, так и от специфических особенностей вида (рисунок 5.4, 5.5, 5.6).

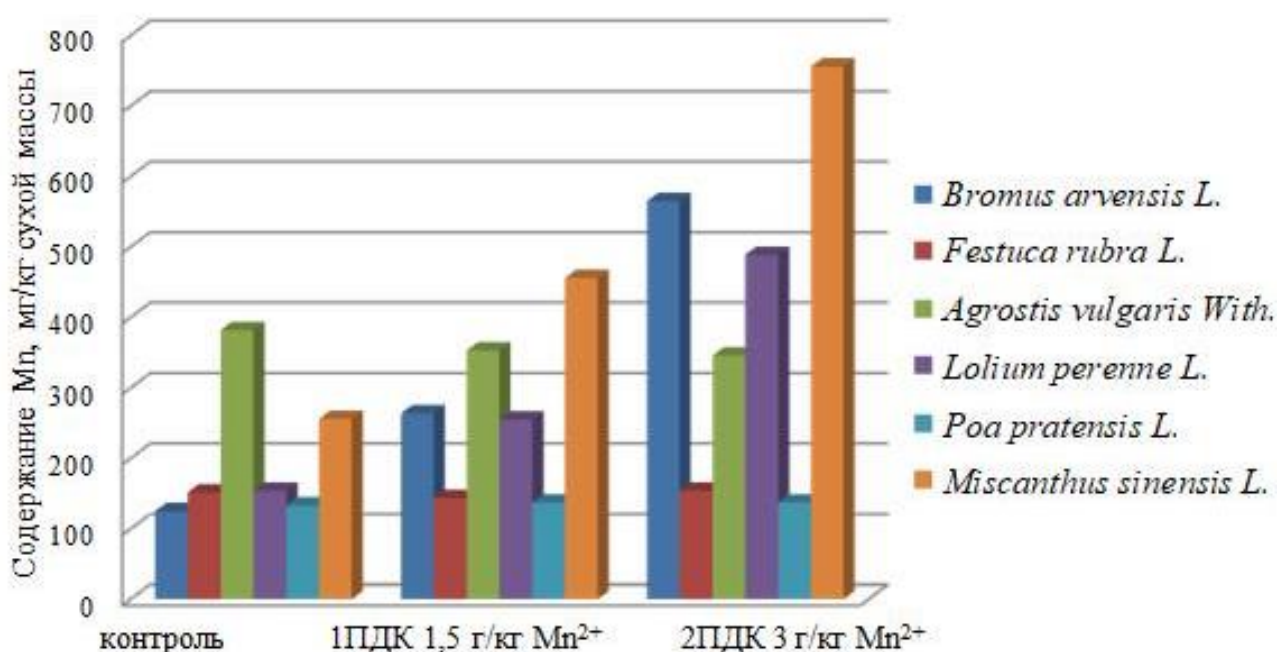


Рисунок 5.4 – Сорбция ионов Mn вегетативными органами злаков

Так, в вариантах внесения в почву ионов кобальта в концентрации 1 ПДК наблюдалось повышение содержания данного металла в вегетативных органах *Lolium perenne* L. и *Miscanthus sinensis* L. практически в 2-4 раза, по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве. При дальнейшем повышении концентрации поллютанта до 2 ПДК так же увеличивалась концентрация ионов кобальта в вегетативных органах данных растений в 6-10 раз.

У проростков *Poa pratensis* L., при внесении в почву ионов кобальта в концентрации 1 ПДК практически не прослеживалось достоверного увеличения металла в вегетативных органах растений, что говорит о низкой сорбционной способности данных видов. С увеличением концентрации кобальта до 2 ПДК сорбционная способность оставалась на прежнем уровне. Данный факт можно объяснить защитной реакцией растения на пагубное воздействие поллютанта.

У проростков *Bromus arvensis*, *Agrostis vulgaris* и *Festuca rubra* при внесении в почву ионов кобальта в концентрации 1 ПДК наблюдалось снижение его концентрации в вегетативных органах растений, что говорит об их исключительной способности. С увеличением концентрации кобальта до 2 ПДК сорбционная способность еще больше снижалась или оставалась на прежнем уровне.

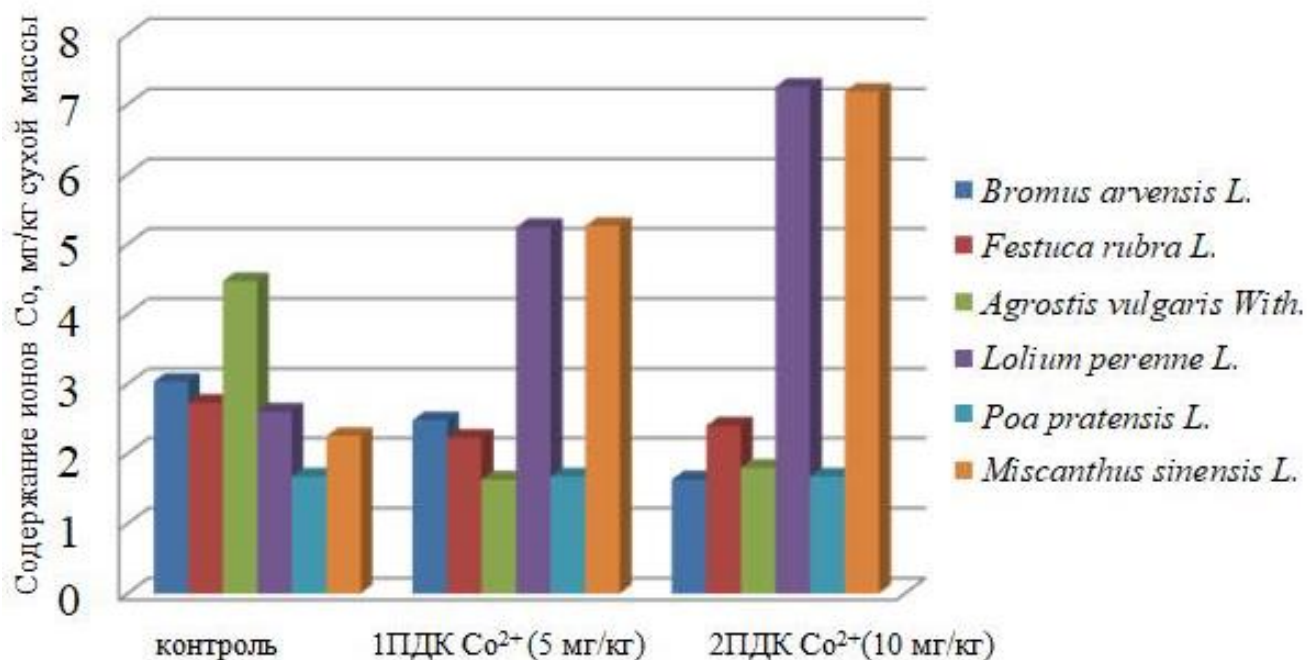


Рисунок 5.5 – Сорбция ионов Co вегетативными органами злаков

При внесении в почву ионов марганца в концентрации 1 ПДК наблюдалось повышение содержания данного металла в вегетативных органах *Bromus arvensis*, *Lolium perenne* и *Miscanthus sinensis* практически в 2-6 раз по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве. При дальнейшем повышении концентрации поллютанта до 2 ПДК так же в 6-8 раз увеличивалась концентрация ионов кобальта в вегетативных органах данных растений.

У проростков *Poa pratensis*, *Festuca rubra* при внесении в почву ионов марганца в концентрации 1 ПДК практически не прослеживалось достоверного увеличения металла в вегетативных органах злаков, что говорит о низкой сорбционной способности данных видов. С увеличением концентрации марганца до 2 ПДК сорбционная способность оставалась на прежнем уровне. У проростков *Agrostis vulgaris* при внесении в почву ионов марганца в концентрации 1 ПДК наблюдалось снижение его концентрации в вегетативных органах растений, но данное снижение не было достоверным. С увеличением концентрации марганца до 2 ПДК сорбционная способность оставалась на прежнем уровне.

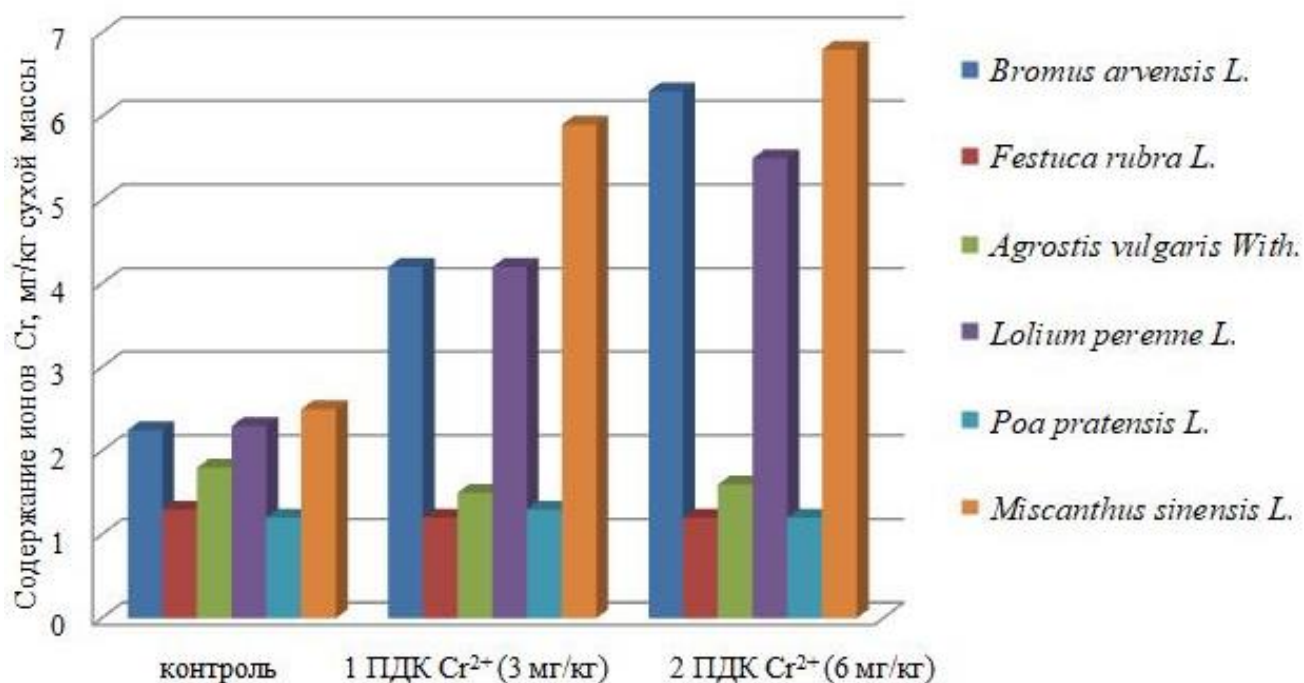


Рисунок 5.6 – Сорбция ионов Cr вегетативными органами злаков

При внесении в почву ионов хрома в концентрации 1 ПДК наблюдалось повышение содержания данного металла в вегетативных органах *Bromus arvensis*, *Lolium perenne* и *Miscanthus sinensis* 2-3 раза по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве. При дальнейшем повышении концентрации поллютанта до 2 ПДК так же увеличивалась концентрация ионов хрома в вегетативных органах данных видов в 4-5 раз.

У проростков *Poa pratensis*, *Festuca rubra* при внесении в почву ионов хрома в концентрации 1 ПДК практически не прослеживалось достоверного увеличения металла в вегетативных органах злаков. С увеличением концентрации хрома до 2 ПДК сорбционная способность оставалась на прежнем уровне. У проростков *Agrostis vulgaris* при внесении в почву ионов хрома в концентрации 1 ПДК наблюдалось снижение его концентрации в вегетативных органах растений на 50%. С увеличением концентрации хрома до 2 ПДК сорбционная способность оставалась на прежнем уровне.

В таблице 5.2 представлены данные фактора переноса ионов Co, Mn, Cr для некоторых злаков.

Таблица 5.2 - Фактор переноса Co, Mn, Cr некоторых видов злаков

Вид растения	Семейство	Фактор переноса		
		Co	Mn	Cr
<i>Miscanthus sinensis</i> L.	<i>Poaceae</i>	15,1	15,2	15,2
<i>Bromus arvensis</i> L.	<i>Poaceae</i>	14,1	14,0	13,1
<i>Lolium perenne</i> L.	<i>Poaceae</i>	13,0	14,2	14,0
<i>Festuca rubra</i> L.	<i>Poaceae</i>	5,8	5,0	3,0
<i>Agrostis vulgaris</i> With.	<i>Poaceae</i>	1,8	1,0	1,0
<i>Poa pratensis</i> L.	<i>Poaceae</i>	0,9	0,8	0,9

Исследования показали, что у *Bromus arvensis*, *Lolium perenne* и *Miscanthus sinensis* фактор переноса металла превысил 15 для Co, Mn и Cr, что говорит о высокой способности данных видов растений накапливать ионы тяжелых металлов в вегетативных органах. У *Festuca rubra* фактор переноса металла колебался от 5,8 до 3,0, что так же показывает значительную способность данного вида к накоплению ионов Co, Mn и Cr. Наименьшая способность накапливать ионы тяжелых металлов зарегистрирована у проростков *Agrostis vulgaris* и *Poa pratensis*, фактор переноса которых не превышает 1,0.

В настоящее время нет единого мнения относительно механизма гипераккумуляции. Существует, несколько гипотез, которые объясняют значение феномена гипераккумуляции. Согласно гипотезе "исключения", гипераккумуляция определяется как один из механизмов устойчивости к высокому уровню металлов в среде, при котором поглощенный металл переносится в физиологически малоактивные компартменты или в органы, от которых растение впоследствии может избавиться [9]. Согласно гипотезе "элементарной аллелопатии" отмирание органов (например, листьев) с высоким содержанием ТМ приводит к обогащению ими поверхности почвы и в результате, к подавлению роста соседних неустойчивых к ТМ видов-конкурентов. Наибольшее развитие получила так называемая гипотеза «защиты», сторонники которой утверждают, что повышенный уровень содержания ТМ в тканях (главным образом, покровных) предотвращает

проникновение и развитие в растении патогенных микроорганизмов. Кроме этого, по этой гипотезе у гипераккумуляторов снижается необходимость затрачивать большое количество азота и углерода на создание органических соединений (танины, фенольные соединения), необходимых растениям для защиты от насекомых и других вредителей [200].

Но, как было установлено, растения, характеризующиеся гипераккумуляционной способностью по отношению к ТМ, имеют специфические механизмы, позволяющие им накапливать ТМ в клетках в большом количестве.

Как видно из представленных данных, перспективным фитосорбентом является *Miscanthus sinensis*. До недавних пор этот злак выращивался в основном в декоративных целях. В последние годы в мировой практике эта культура рассматривается как эффективный возобновляемый энергетический ресурс. Средняя урожайность в Европе для *Miscanthus sinensis* – 12-20 т/га [196]. Энергетическое соотношение для данной культуры (количество полученной энергии к энергии, затраченной на его выращивание) составляет 36, углеродное соотношение – 53 (на каждую единицу углерода, затрачиваемую при его выращивании, он поглощает с природной среды 53 единицы). Биомасса *Miscanthus sinensis* содержит 47% углерода. Таким образом, при урожайности 15 т/га биомасса фиксирует 7 т углерода или 25,8 т/га диоксида углерода. *Miscanthus sinensis* усваивает из почвы за год 0,93 т/га углерода и 112,5 г/га кобальта, 11,4 кг/га марганца и 103,5 г/га хрома. Это обеспечивает двойной экологический эффект – снижение интенсивности развития парникового эффекта и детоксикацию загрязненных территорий [233].

При выполнении операции сжигания предпочтительно, чтобы торрефицированная масса обладала относительно высокой теплотворной способностью. В этом случае при сжигании биомассы в промышленных котельных кроме использования тепла, выделяемого в процессе сжигания, обеспечивается концентрирование токсических компонентов в золе. Зола утилизируется в металлургическом процессе. Для улавливания золы из продуктов сжигания – дымовых газов применяются отработанные в мировой и отечественной практике

решения, например, очистка газовых выбросов в электрофильтрах. Учитывая то, что продукты сжигания содержат значительное количество соединений металлов, это обеспечивает снижение удельного сопротивления дымовых газов и, соответственно, увеличение эффективности процессов очистки газов от загрязнителей [208, 234, 236].

ТЕХНОЛОГИЯ ФИТОРЕАБИЛИТАЦИИ ПОЧВ С ВЫСОКИМ СОДЕРЖАНИЕМ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

6.1. Фитореабилитация прилегающих к автомобильным трассам территорий

Урбанизация территорий и увеличение количества промышленных предприятий привела к интенсификации загрязнения почв на прилегающих территориях. Основные виды загрязнений зависят от типа производств, размещенных на близлежащих территориях [39].

Важнейшим компонентом биосферы планеты является почва. В почвенном покрове Земли происходит аккумуляция органических веществ, а также различных химических элементов. Почва играет роль биологического поглотителя, разрушителя и нейтрализатора многих загрязнителей. В результате многофункциональных особенностей почвы происходит произрастание растений и совместно с окислительными процессами восстановление свойств атмосферного воздуха. Во избежание нарушения функционирования биосферы необходимо поддержание биохимического равновесия в почвенном покрове, подвергающемуся воздействию антропогенной деятельности [39, 40].

Почвенный слой подвергается влиянию химических и биологических загрязнителей. Химические загрязнители представляют собой вредные примеси, поступающие в почву в результате воздействия загрязнений в осадках и атмосфере. Примеси могут иметь как неорганическое происхождение: кислоты, щелочи, тяжелые металлы, минеральные соли, частицы глинистых веществ, так и органическое: нефть и нефтепродукты, органические остатки, поверхностно-активные вещества, пестициды и т. д.

Одними из токсичных загрязнений являются соединения металлов. При выращивании на загрязненных территориях фруктовых деревьев и овощных культур загрязнители по биологической цепочке попадают в организм человека. Поскольку многие соединения металлов обладают каталитическими свойствами, то это приводит к непредсказуемым изменениям в человеческом организме [174]. Сами соединения металлов также изменяют функционирование отдельных систем человеческого организма. Так, существуют данные о вредном воздействии соединений металлов на селезенку, которая является важным органом, обеспечивающим защиту иммунной системы человека [174, 175, 185]. К сожалению, перечень вредных воздействий не ограничивается воздействием только на этот орган.

Учитывая изложенные факторы, возникает необходимость решения проблемы детоксикации или реабилитации загрязненных территорий. Одним из приоритетных направлений является применение биореабилитации, которая представляет собой выращивание на загрязненных территориях специальных культур (фитосорбентов), которые обладают способностью избирательно сорбировать те или иные соединения металлов.

Применение биореабилитации является экологически грамотной технологией, так как при этом отсутствует использование реагентов, нивелируется вторичное загрязнение окружающей среды. При выборе фитообъектов очевидно идеальным решением является применение таких культур, которые имеют минимальный вегетативный период, высокую емкость поглощения и прочно связывают загрязнения. Последнее требование подразумевает отсутствие вымывания и десорбции связанных загрязнений под воздействием атмосферных осадков. Кроме этого, биореабилитация должна предусматривать сбор биомассы после определенного вегетационного периода, ее подсушивание (торрефикацию) и сжигание. При выполнении операции сжигания желательно, чтобы торрефицированная масса обладала относительно высокой теплотворной способностью. В этом случае при сжигании биомассы в промышленных котельных, кроме использования тепла, выделяемого в процессе

сжигания, обеспечивается концентрирование токсических компонентов в золе. Зола утилизируется в металлургическом процессе. Для улавливания золы из продуктов сжигания – дымовых газов, применяются отработанные в мировой и отечественной практике решения, например, очистка газовых выбросов в электрофильтрах.

Учитывая то, что продукты сжигания содержат значительное количество соединений металлов, это обеспечивает снижение удельного сопротивления дымовых газов и, соответственно, увеличивает эффективность процессов очистки газов от загрязнителей.

Одним из распространенных загрязнителей на придорожных территориях в результате воздействия выбросов потоков автомобильного транспорта является свинец.

Соединения свинца выбрасываются с отработанными газами при работе двигателей автомобилей на этилированном бензине. Существует практика добавки соединений свинца в качестве антидетонирующей добавки к этилированному бензину марки А-80 в количестве 0,17 мг/кг и марки АИ-92 – в количестве 0,37 г/кг. Около 20 % общего количества свинца распространяется с выхлопными газами двигателей автомобилей, из которых 80 % оседает в виде твердых частиц размером до 25 мкм на придорожную поверхность почвы. Предельно допустимая концентрация свинца в почве составляет 32 мг/кг. В соответствии с санитарными нормами Российской Федерации допустимое увеличение концентрации свинца в почве по сравнению с естественным фоном не должно превышать 20 мг/кг [41, 42].

Выполнено исследование процесса реабилитации почвы с использованием поглощения свинца клещевинной или рицинником (*Ricinus communis* L.). Процесс поглощения изучали в условиях гидропоники при вегетации растений в течение 40 дней при различных концентрациях соединений свинца в растворе. Бобы клещевины взвешивали, после чего сжигали в муфельной печи.

Учитывая сложность равномерного распределения соединений свинца в почве, а так-же непостоянство состава почвы, для изучения влияния

концентрации свинца на его аккумуляцию, исследования проводили с применением циркуляции раствора сульфата свинца соответствующей концентрации. Корни растения размещались в мелком щебне. Циркуляция раствора осуществлялась только в дневное время в течение 8 часов.

Для определения концентрации свинца в побегах, семенах и корнях растений, пробы превращали в золу в муфельной печи при температуре 850-900 °С. Золу обрабатывали азотной кислотой. Раствор анализировали на содержание свинца путем колориметрического определения дитизоната свинца, окрашенного в красный цвет [38].

Обработка экспериментальных данных показала, что степень сорбции свинца в зернах клецвины описывается уравнением Вагелера – Ленгмюра. На рисунке 6.1 изображена линеаризованная зависимость содержания свинца в побегах растения от содержания свинца в растворе. Аналитическое выражение зависимости имеет вид:

$$[Pb_p] = \frac{1,20 \cdot [Pb_{zn}]}{0,22 + [Pb_{zn}]} \quad (6.1)$$

где $[Pb_p]$ – содержание свинца в побегах клецвины, мг/кг;

$[Pb_{zn}]$ – содержание свинца в гидропоническом растворе, мкмоль/дм³

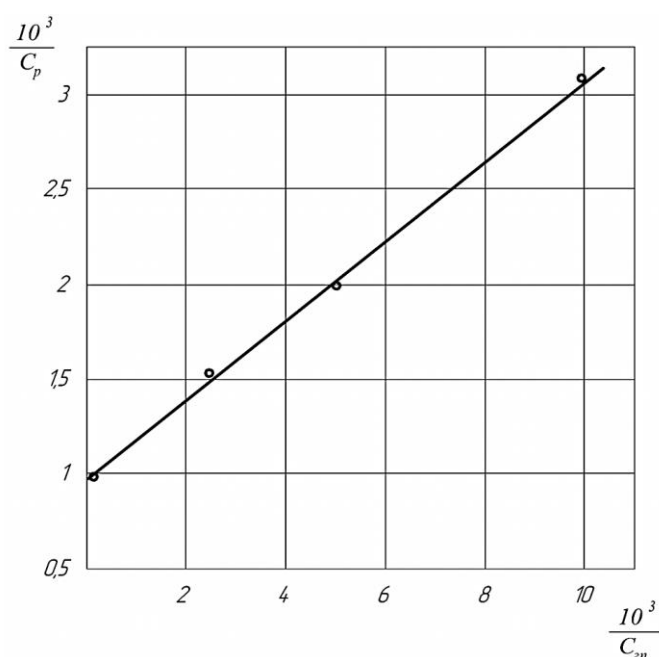


Рисунок 6.1 – Зависимость степени сорбции свинца побегами растений от его концентрации в гидропоническом растворе

Представляло интерес распределение концентраций в бобах растения и в корнях. Измерения показали, что бобы и корни обладают существенно большей аккумулирующей способностью, по сравнению с побегами. На рисунке 6.2 представлена аналитическая зависимость преобразованной концентрации свинца в бобах и корнях растения клещевины в зависимости от концентрации в гидропоническом растворе. Зависимость имеет вид:

- для бобов растения:

$$\ln\left(\frac{C_m}{C} - 1\right) = 1,63 - 2,34 \cdot C_{гп}, \quad (6.2)$$

где C_m – концентрация свинца в растительном материале, мг/кг;

C – общая концентрация свинца, мг/кг;

$C_{гп}$ – концентрация свинца в гидропоническом растворе, мкмоль/дм³;

C – для корней растения:

$$\ln\left(\frac{C_m}{C} - 1\right) = 2,17 - 2,17 \cdot 10^{-2} \cdot C_{гп} \quad (6.3)$$

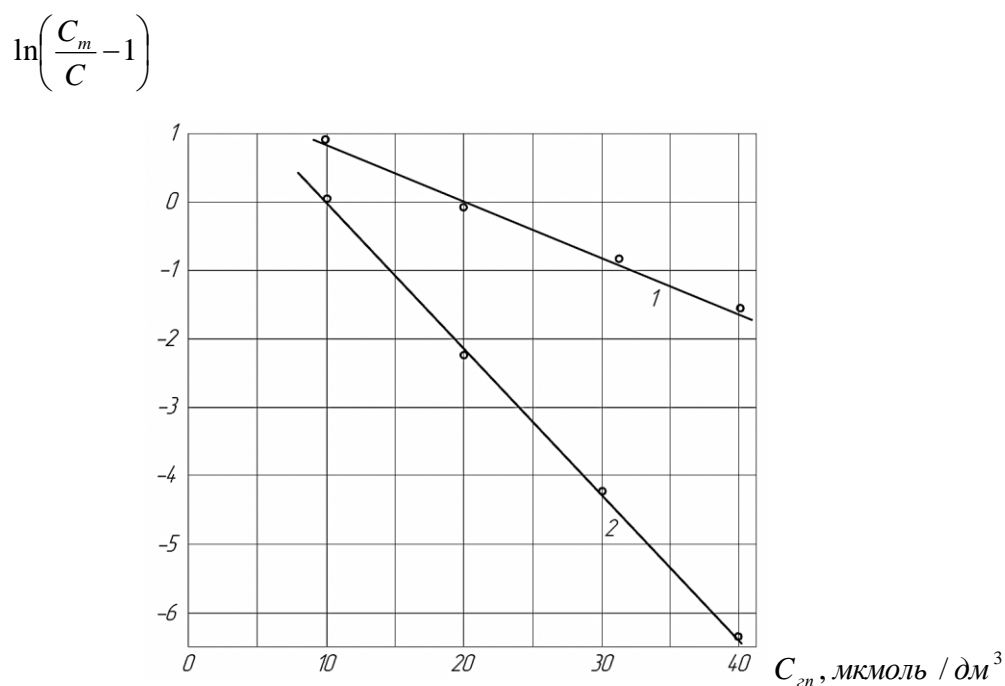


Рисунок 6.2 – Зависимость концентрирования свинца в бобах и корнях клещевины от концентрации свинца в гидропоническом растворе

Показано, что распределение соединений свинца в почве вблизи от автомобильных магистралей подчиняется экспоненциальной зависимости обратно пропорциональной расстоянию от кромки дороги (рисунок 6.3).

Экспериментальная зависимость описывается следующими уравнениями:

$$\ln D = 34 \frac{1}{L} + 1,1, \quad (6.4)$$

$$D = 3 \exp\left(\frac{34}{L}\right), \quad (6.5)$$

где D – концентрация свинца на расстоянии от кромки дороги, мг/кг;

L – расстояние от кромки дороги, м

Эти данные показывают, что ширина высева клещевины должна составлять до 10 м от кромки автомобильной дороги

D , мг/кг

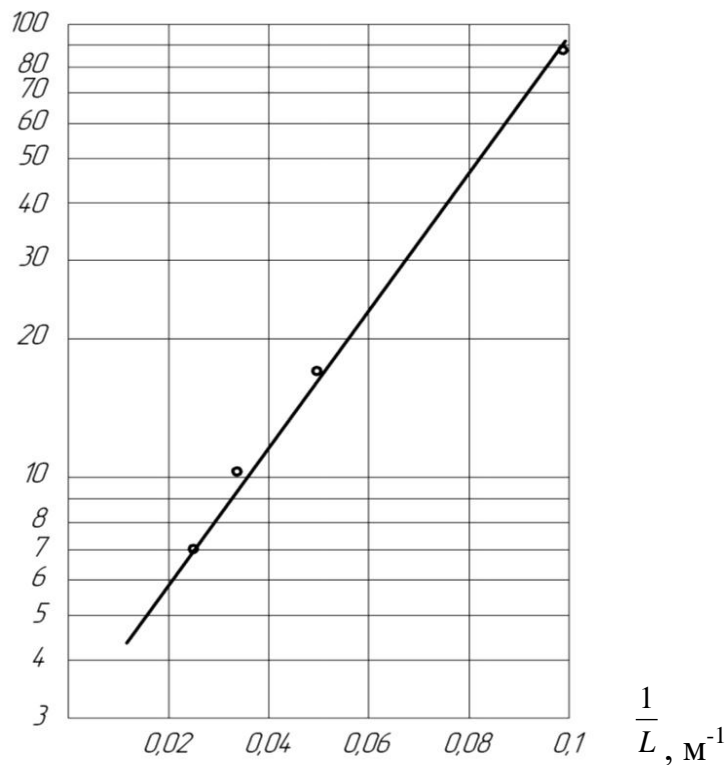


Рисунок 6.3 – Зависимость концентрации свинца в почве от расстояния от кромки дороги

Таким образом, реабилитация территорий, прилегающих к автомобильным дорогам, может быть реализована за счет высеивания клещевины, которая обладает гипераккумулирующей способностью по отношению к соединениям свинца. Зависимость концентрации свинца в побегах клещевины от концентрации в растворе при гидропоническом выращивании клещевины подчиняется закону Вагелера – Ленгмюра. Распределение концентрации свинца между бобами и корням растения и концентрацией свинца в растворе описывается логистической зависимостью. Выведены аналитические зависимости степени концентрирования свинца в бобах и побегах клещевины в зависимости от концентрации в растворе при гидропоническом выращивании клещевины. Территорию выращивания фитосорбентов целесообразно ограничить расстоянием по 10 м от кромки автотрассы.

6.2. Восстановление почв в зоне влияния металлургического предприятия с помощью декоративных травянистых растений

Районы, расположенные в непосредственной близости от металлургических предприятий и автомагистралей с интенсивным автомобильным трафиком, подвергаются воздействию высоких концентраций большого количества загрязняющих веществ, в том числе и тяжелых металлов [42, 144]. Тяжелые металлы, называемые потенциально токсичными элементами, вызывают деградацию ризосферного слоя почвы и представляют серьезную угрозу для пищевой цепи растений, животных и человека. Основным источником данных поллютантов в почве является интенсивная добыча полезных ископаемых, промышленная деятельность, транспорт, энергетика и сельское хозяйство [45, 145]. Тяжелые металлы первоначально накапливаются в верхних слоях почвы, не вызывая видимых изменений, или они слишком медленные, чтобы быть замеченными. Изменения в почве становятся очевидными, когда происходит разрушение растительности и трансформация всей поверхности почвы в пустоши [60].

Ионы тяжелых металлов, выбрасываемые промышленными предприятиями, сначала не наносят вред растениям, но их отрицательные эффекты раскрываются в последующих звеньях трофической цепи. Почвенная среда имеет ограниченную защитную способность от выбросов тяжелых металлов. Кроме того, с течением времени происходит накопление данных загрязнителей в почве и увеличение поглощения тяжелых металлов растениями.

Накопление тяжелых металлов происходит с повышением трофического уровня в экосистеме. Перемещение каждого элемента на более высокий трофический уровень пищевой цепи ограничено функционированием биологических барьеров. Однако в случае слишком высокой концентрации элементов влияние этих барьеров ослабляется, что связано с потенциальным риском негативного воздействия на окружающую среду и, особенно, на здоровье человека. Чаще всего тяжелые металлы попадают в организм животных и человека вместе с пищей. Ионы тяжелых металлов вызывают изменения в синтезе белка и нарушении синтеза АТФ, что приводит к повреждению клеточной мембраны и мембран органелл. Некоторые из металлов вызывают почечную дисфункцию, репродуктивную дисфункцию и нарушение усвоения кальция. Тяжелые металлы чрезвычайно опасны для здоровья в связи с их накоплением в организме человека и животных [75, 82, 92].

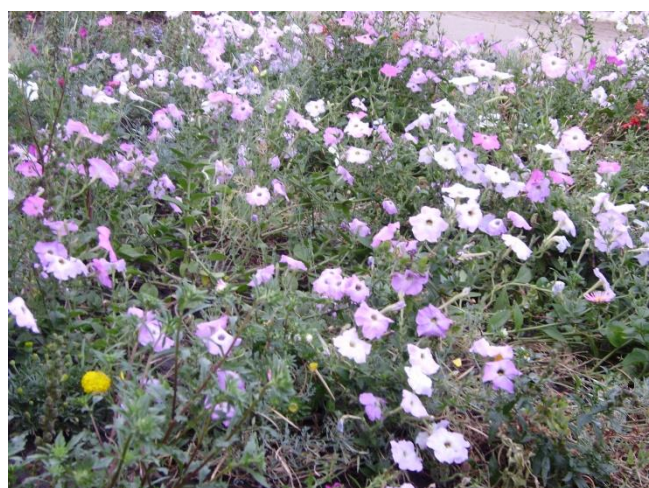
Полевые исследования проводились в 2014-2018 году. В апреле 2014 года были созданы два исследовательских участка: первый – на расстоянии 800 метров к северо-востоку от металлургического завода на участке площадью 40 м² (участок №1); второй – участок площадью 40 м² был сформирован в качестве контроля (условно незагрязненная почва) на территории Донецкого ботанического сада (рисунок 6.4).

На обоих участках исследования в течение четырех лет в апреле высевали исследованные виды декоративных травянистых растений, осенью растения извлекали вместе с корневой системой. В отобранных образцах почвы и растительного материала определяли содержание ионов кобальта, марганца и хрома. Содержание марганца, кобальта и хрома в растительном и почвенном

материале определяли по методу атомно-адсорбционной спектроскопии по В. Прайсу на атомно-адсорбционном спектрофотометре «Сатурн-3». Полученные данные обрабатывали статистически с помощью специально разработанных программ.



А



Б

Рисунок 6.4 – Полевой эксперимент: А – полевой эксперимент на территории ботанического сада (контроль); Б – полевой эксперимент возле металлургического завода.

Анализ содержания ионов тяжелых металлов в почве опытного участка показал высокий уровень ионов кобальта, превышающий ПДК данного металла в несколько раз. В течение полевого эксперимента были зафиксированы

достоверные изменения концентрации кобальта, в почве опытного участка в течение всех четырех вегетационных периодов выращивания растений, которые зависели как от видовой специфики растений, так и от природы металла (рисунок 6.5).

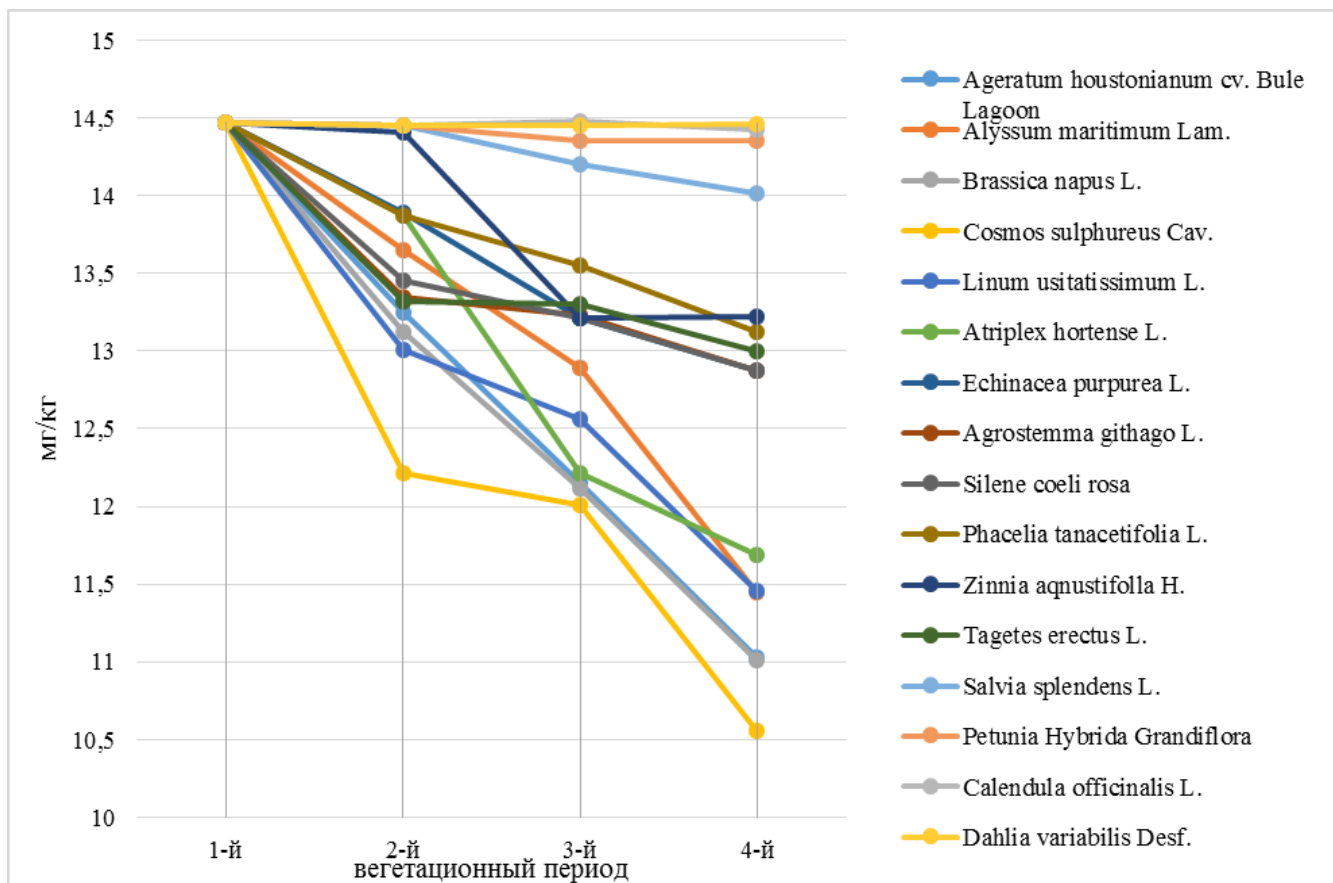


Рисунок 6.5 – Изменение концентрации Co^{2+} в почве в процессе технологии фиторемедиации с помощью декоративных травянистых растений.

Так, при выращивании устойчивых к загрязнению, обладающих высоким уровнем накопления биомассы, проростков *Ageratum houstonianum* cv. Bule Lagoon, *Alyssum maritimum*, *Brassica napus*, *Cosmos sulphureus*, *Linum usitatissimum*, *Atriplex hortense* на 2-й вегетационный период наблюдалось достоверное снижение в почве опытного участка ионов кобальта на 4,1-15,6%. В конце 3-го вегетационного периода концентрация кобальта уменьшилась на 10,9-17% в сравнении с первичными данными начала опыта. На 4-й вегетационный период концентрация в почве ионов кобальта снизилась на 19,2-27%. На

контрольном участке так же было отмечено достоверное снижение ионов кобальта при высадке проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum*, *Brassica napus*, *Cosmos sulphureus*, *Linum usitatissimum*, *Atriplex hortense*, что говорит об их высокой ремедиационной и сорбционной способности.

При выращивании на опытном участке толерантных к загрязнению проростков *Echinacea purpurea*, *Agrostemma githago*, *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia*, *Zinnia agnustifolia*, *Tagetes erectus* на 2-й вегетационный период так же было отмечено снижение ионов кобальта на 0,4-7,9%. На 3-й вегетационный период концентрация поллютанта снизилась на 6,4-8,7%, а на 4-й – на 9,3-11,1% в сравнении с данными 1-го вегетационного периода. На контрольном участке так же наблюдалось снижение концентрации кобальта на 3-12%.

Другая тенденция наблюдалась при выращивании на опытном участке чувствительных к загрязнению почвы проростков *Salvia splendens*, *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis*, *Dahlia variabilis*. Во 2-й вегетационный период практически не было отмечено изменения концентрации ионов кобальта в почве. На 3-й и 4-й вегетационный период на участке выращивания *Salvia splendens* и *Petunia Hybrida Grandiflora* наблюдали некоторое снижение концентрации ионов кобальта, но изменения не были статистически достоверны. Аналогичная картина наблюдалась и при выращивании указанных видов на контрольном участке.

Анализ почвы опытного участка на содержание тяжелых металлов показал высокий уровень ионов марганца, превышающий ПДК данного металла в несколько раз. При выращивании на данной территории исследованных видов растений были получены следующие результаты. Так, при выращивании устойчивых к загрязнению проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum*, *Brassica napus*, *Cosmos sulphureus*, *Linum usitatissimum*, *Atriplex hortense* на 2-й вегетационный период наблюдалось достоверное снижение в почве опытного участка ионов марганца на 14,7-23,1% (рисунок 6.6).

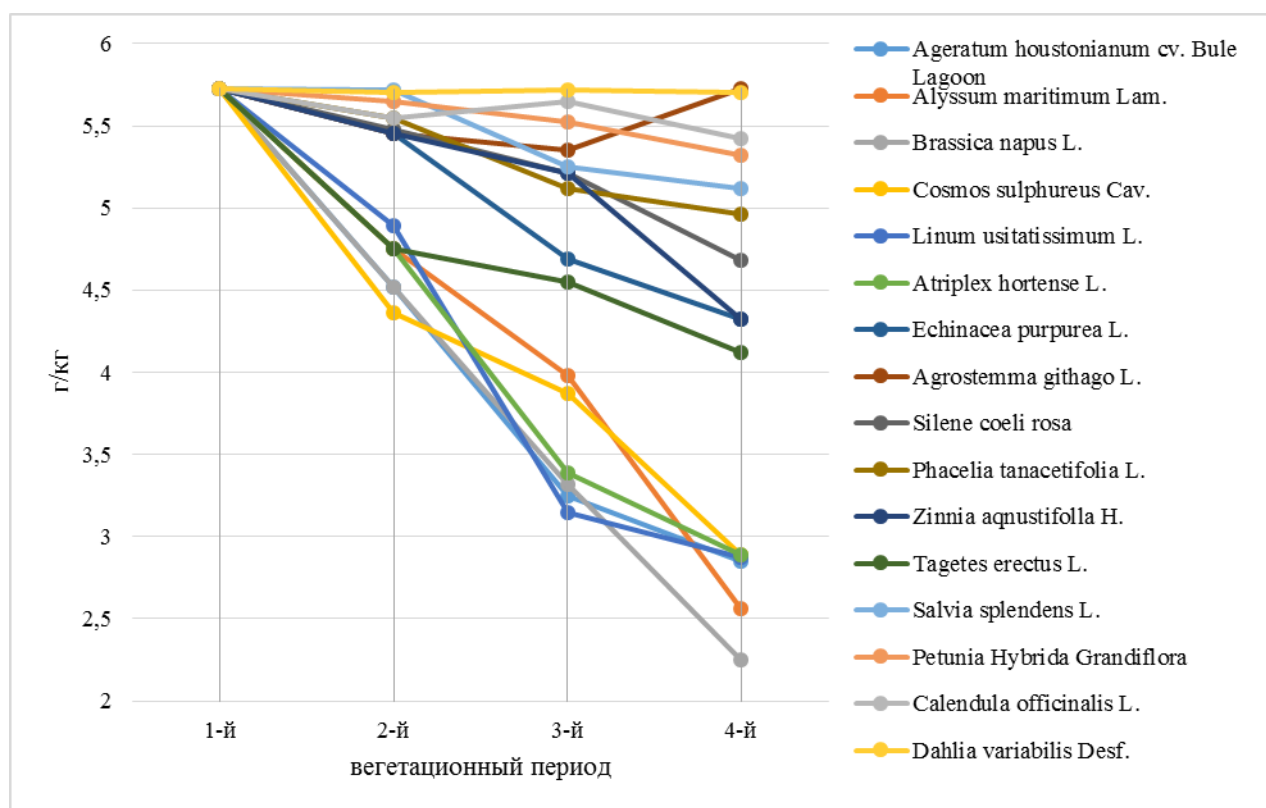


Рисунок 6.6 – Изменение концентрации Mn^{2+} в почве в процессе технологии фиторемедиации с помощью декоративных травянистых растений.

Высокие показатели снижения концентрации марганца в почве могут быть обусловлены тем, что данный металл необходим для биохимических процессов растений (необходим для фотосистемы II), следовательно, поглощается проростками в больших количествах. В конце 3-го вегетационного периода концентрация марганца в почве уменьшилась на 30,5-45% в сравнении с первичными данными начала опыта. На 4-й вегетационный период концентрация в почве ионов марганца снизилась на 49,6-60,7%. На контрольном участке так же было отмечено достоверное снижение ионов марганца при высадке проростков *Ageratum houstonianum* cv. Bule Lagoon, *Alyssum maritimum*, *Brassica napus*, *Cosmos sulphureus*, *Linum usitatissimum*, *Atriplex hortense* на 9-48,3%.

При выращивании на опытном участке толерантных к загрязнению проростков *Echinacea purpurea*, *Agrostemma githago*, *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia*, *Zinnia aquastifolia*, *Tagetes erectus* на 2-й вегетационный период было отмечено незначительное снижение ионов марганца на 3,1-17,1%. На 3-й

вегетационный период концентрация поллютанта снизилась на 6,6-8,5%, а на 4-й – на 13,4-28% в сравнении с данными 1-го вегетационного периода. На контрольном участке так же наблюдалось снижение концентрации марганца.

При выращивании на опытном участке чувствительных к загрязнению почвы проростков *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf. Во 2-й вегетационный период практически не было отмечено изменения концентрации ионов марганца в почве. На 3-й и 4-й вегетационный период на участке выращивания *Salvia splendens* и *Petunia Hybrida Grandiflora* наблюдали некоторое снижение концентрации ионов марганца, но данные изменения не были статистически достоверны. Аналогичная картина наблюдалась и при выращивании данных растений на контрольном участке.

Анализ почвы опытного участка на содержание тяжелых металлов показал высокий уровень ионов хрома, превышающий ПДК данного металла. Во время контролируемого процесса фиторемедиации, проводимого в полевых условиях, получили следующие результаты (рисунок 6.7).

При выращивании устойчивых к загрязнению проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum*, *Brassica napus*, *Cosmos sulphureus*, *Linum usitatissimum*, *Atriplex hortense* на 2-й вегетационный период наблюдалось достоверное снижение в почве опытного участка ионов хрома на 6,3-10,8%. В конце 3-го вегетационного периода концентрация хрома в почве уменьшилась на 13,5-27%, в сравнении с первичными данными начала опыта. На 4-й вегетационный период концентрация в почве ионов хрома снизилась на 43,6-48,7%.

На контрольном участке так же было отмечено достоверное снижение ионов хрома при выращивании проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum*, *Brassica napus*, *Cosmos sulphureus*, *Linum usitatissimum*., *Atriplex hortense*.

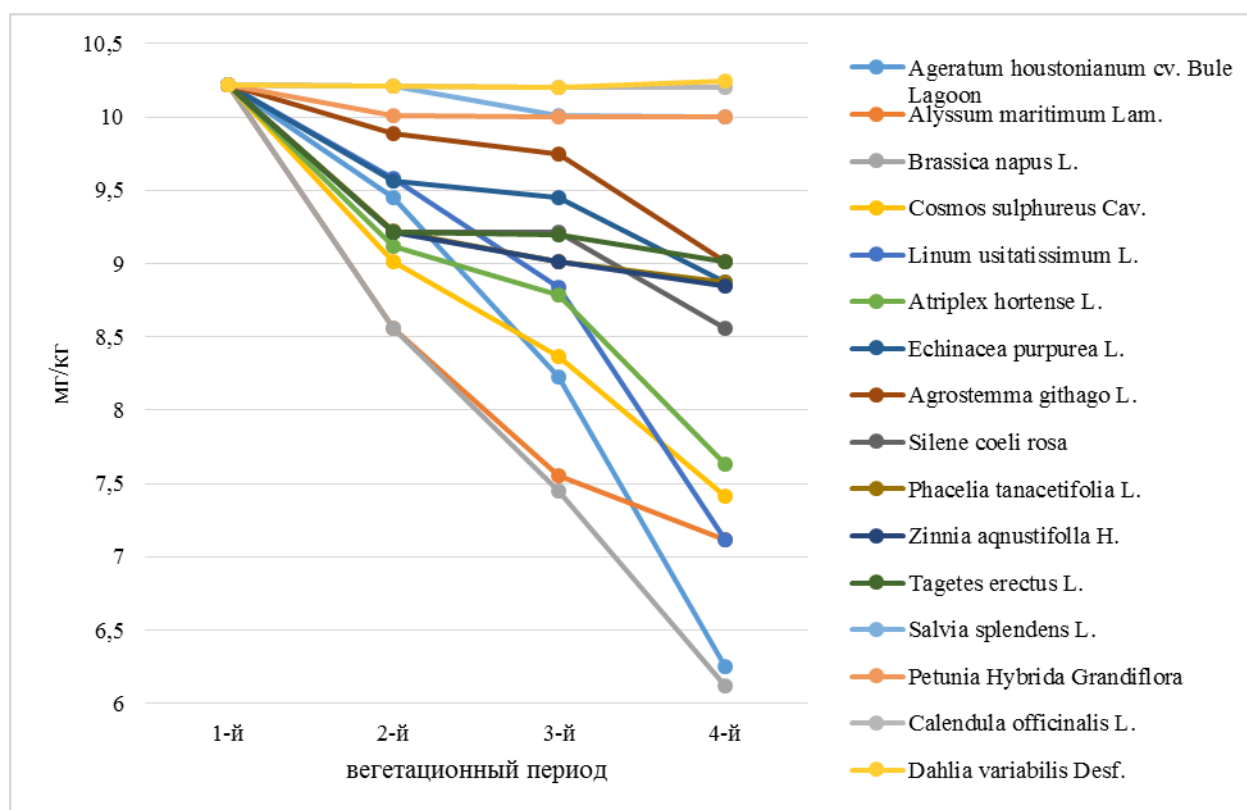


Рисунок 6.7 – Изменение концентрации Cr^{2+} в почве, подверженной фиторемедиации с помощью декоративных травянистых растений.

При выращивании на опытном участке толерантных к загрязнению проростков *Echinacea purpurea*, *Agrostemma githago*, *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia*, *Zinnia aqnostifolla*, *Tagetes erectus* на 2-й вегетационный период было отмечено незначительное снижение ионов хрома на 3,1-15,1%. На 3-й вегетационный период концентрация поллютанта снизилась на 5,6-7,7%, а на 4-й – на 11,4-15% в сравнении с данными 1-го вегетационного периода. На контрольном участке так же наблюдалось снижение концентрации хрома.

При выращивании на опытном участке чувствительных к загрязнению почвы проростков *Salvia splendens*, *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis*, *Dahlia variabilis*. Во 2-й вегетационный период не отметили достоверного изменения концентрации ионов хрома в почве. На 3-й и 4-й вегетационный период наблюдали некоторое снижение концентрации ионов хрома, но данные изменения не были статистически достоверны. Проведенные исследования показали, что устойчивые к загрязнению почвы проростки *Ageratum*

houstonianum cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum*, *Brassica napus*, *Cosmos sulphureus*, *Linum usitatissimum*, *Atriplex hortense*, благодаря своей превосходной приспособляемости, обладали высоким уровнем накопления биомассы, не было отмечено достоверных фактов угнетения ростовых процессов. Во время контролируемого процесса фиторемедиации, проводимого в полевых условиях была отмечена их высокая сорбционная способность, что дает возможность рекомендовать данные виды к использованию в технологии восстановления почв, загрязненных ионами тяжелых металлов.

Толерантные к загрязнению проростки *Echinacea purpurea*, *Agrostemma githago*, *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia*, *Zinnia agnustifolia*, *Tagetes erectus*. не показали сорбционную способность, достаточную для их использования в технологии фиторемедиации.

Чувствительные к загрязнению почвы проростки *Salvia splendens*, *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis*, *Dahlia variabilis* не рекомендованы для использования в технологии фиторемедиации по причине их низкой сорбционной способности и значительного угнетения накопления биомассы в условиях металлопрессинга.

6.3. Технологическая схема фиторекультивации загрязненных тяжелыми металлами земель с получением биотоплива

Применение биореабилитации является экологически чистой технологией, так как при этом отсутствуют затраты реагентов, использование которых приводит к вторичному загрязнению окружающей среды. При выборе растений-гипераккумуляторов тяжелых металлов идеальным решением является применение таких устойчивых к загрязнению культур, которые при малом вегетационном периоде имеют высокую скорость роста, емкость поглощения и прочно связывают загрязнения. Разработана технологическая схема фитореабилитации почв, загрязненных тяжелыми металлами с получением биотоплива (рисунок 6.8).

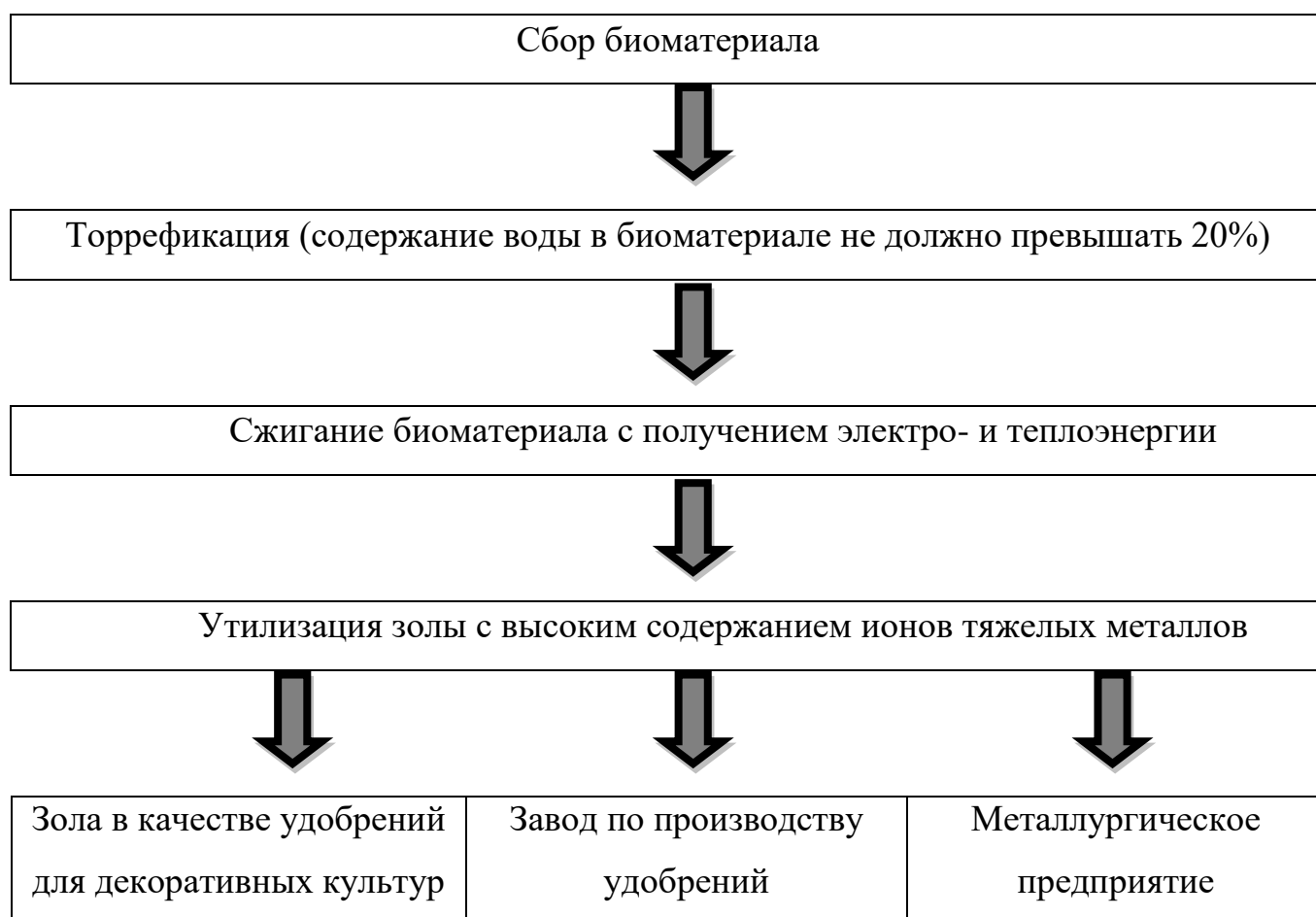


Рисунок 6.8 – Технологическая схема фиторемедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами с получением биотопливо

Процесс сбора биомассы развился в отдельную отрасль сельского хозяйства, в которой используется мощное оборудование: сенные прессы, тюковочные машины (прессподборщики), транспортировщики, а также возведение хранилищ с целью хранения и доставки соломы к энергетическим установкам. Сегодня на биоэлектростанциях и биотеплоцентралях в основном используются большие тюки соломы, называемые Хесстонскими тюками, которые имеют размеры 125х240 см и весят немного больше полутонны. Для транспортировки по транспортным шоссе наиболее оптимальная длина тюка 240 см. Для складирования соломы используются фронтальный погрузчик, экскаватор, совок трактора, телескопический погрузчик или мини-погрузчик.

Когда тюки ухвачены краном, встроенная компьютерная система взвешивает груз и определяет содержание влаги в соломе, после чего соломенные тюки транспортируются в хранилище. Там, при помощи такого же крана, тюки помещаются на конвейер и идут в камеру сжигания [228].

Еще одним вариантом обработки соломы является производство пеллетов из соломенных тюков перед их транспортировкой на энергетическую установку. Производство соломенных пеллетов увеличивает расходы, но взамен сокращает транспортные расходы, особенно если предполагается транспортировка на большое расстояние. Использование пеллетов упрощает работу на энергетической установке, и значительно освобождает место в хранилищах. Огромные помещения для хранения соломы, краны, транспортные системы и резчики соломы можно заменить высокими бункерами, оснащенными вентиляцией и автоматической выгрузкой со дна бункера. Бункеры являются более экономичным решением. Кроме того, проблема оседания пыли на соломе также решается практически полностью [228, 233].

При выполнении операции сжигания желательно, чтобы торрефицированная масса обладала относительно высокой теплотворной способностью. В этом случае при сжигании биомассы в промышленных котельных, кроме использования тепла, выделяемого в процессе сжигания, обеспечивается концентрирование токсических компонентов в золе.

При использовании соломы в качестве топлива содержание воды в ней не должно превышать 20%. Если доля воды больше, возрастает риск возникновения коррозии оборудования и образования конденсата. Зольность соломы составляет 2-10%, средний показатель – 4%. Наиболее низкой зольностью характеризуется солома от культур, растущих на песчаных почвах [230].

Для сжигания биомассы используются печные установки по сжиганию соломы, которые способны перерабатывать и другие виды биомассы, разумеется, если они относятся к сухому топливу. Некоторые установки используют в качестве дополнительного топлива шелуху зерна, вишневые косточки и очищенные сухие древесные отходы. Печи по сжиганию соломы могут иметь

различный дизайн. Основными элементами являются: вибрирующая решетка на дне печи, в которой происходит процесс сжигания. Решетка разделена на несколько зон сжигания и может двигаться вперед-назад, т.е. происходит отсеивание пепла от несгоревшей соломы. Сгорание может быть направлено в каждую из зон, с поддержкой определенного избытка воздуха. Получаемая от сжигания соломы энергия состоит большей частью из летучих газов, которые сгорают в печи над решеткой. По этой причине очень важна конструкция печной и вентиляционной систем, чтобы гарантировать надлежащее сжигание различных газов (некоторые газы сгорают только при температуре около 800-900 °C). После печного отделения летучие газы уходят через конвектор, где теплоэнергия нагревает воду, обычно это ряд вертикально установленных труб с циркулирующей водой. Большинство установок дополнительно оснащены экономайзером – тип теплообменника, который поглощает оставшуюся в продуктах сгорания тепловую энергию перед их поступлением в дымовую трубу [234, 236].

На традиционной электростанции только 35-36% топлива конвертируется в электричество. Остальная энергия уходит через дымовую трубу, а также поступает в охлаждающую среду с водой. На теплоэлектростанции электричество вырабатывается таким же способом, как на электростанции. Часть пара из турбины используется для подогрева в тепловую сеть, а часть пара подается на производство. При выработке электричества и тепла одновременно используется до 80% энергии.

В Европе комбинированное производство электро- и теплоэнергии является приоритетным. Так, разработанную в Дании энергетическую установку Fünen, относят к биотеплостанциям нового поколения (рисунок 6.9).

В ней биомасса сжигается на решетке, установленной в нижней части котла (колосниковая решетка). Сжигание на колосниковой решетке – наиболее распространенная технология утилизации соломы на теплоэлектростанциях. Как правило, решетка устанавливается под небольшим наклоном и вибрирует с определенным интервалом, тем самым продвигая солому к отверстию для сброса

зола. Соломенные тюки из хранилища проходят через измельчители, после чего солома транспортируется с помощью шнека на решетку в печном отделении. Небольшая доля пепла – зольная пыль – улавливается фильтрами до выхода газов через дымовую трубу [230].

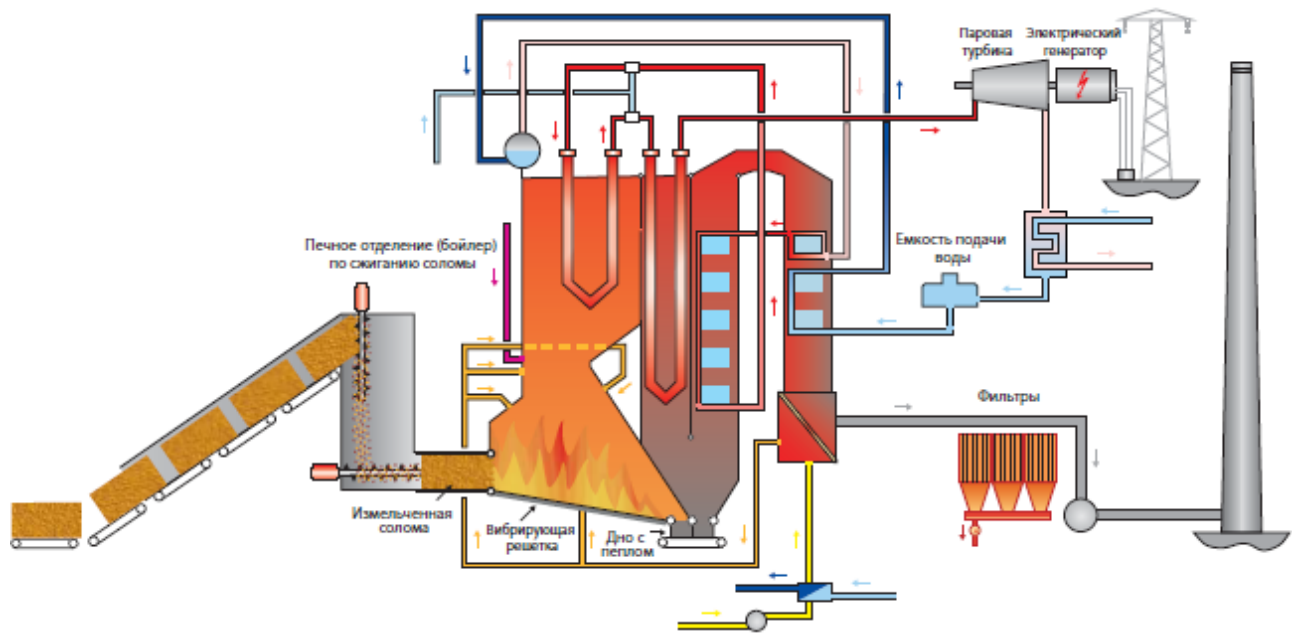


Рисунок 6.9 – Схема энергетической установки Funen (Дания)

С помощью программного обеспечения Национальной лаборатории возобновляемой энергии (NREL) проведен анализ выхода энергии в течение годового цикла работы предлагаемой теплоэлектростанции с энергетической установкой Funen. Расчет проведен по данным биопродуктивности и теплотворной способности «энергетической» культуры *Miscanthus sinensis* L. Расчеты показывают, что при количестве биомассы в 3 миллиона тонн/год годовая выработка энергии составляет 2,477 ГВт/год (таблица 6.1).

В результате, электроэнергия, произведенная на теплоэлектростанции, может быть использована как альтернатива установкам, работающим на каменном угле. Получение электроэнергии из биомассы *Miscanthus sinensis* L. можно считать углеродно-нейтральным, поскольку выбросы CO_2 , образующиеся при сжигании, обычно поглощаются в течение жизненного цикла растений (рисунок 6.10).

Таблица 6.1 – Технические характеристики энергетической установки Funen

Количество биомассы [млн. т/год]	3
Углерод [%] [9]	38,24
Кислород [%] [9]	36,26
Водород [%] [9]	4,88
Азот [%] [9]	0,87
Влажность [%] [10]	19,5
Теплотворная способность [МДж/кг]	19,5
Годовая выработка энергии [ГВт/год]	2,477
Количество золы [т/год]	155000
Эффективность котла [%]	72,2
Тепловая эффективность [%]	24,5

Для улавливания золы из продуктов сжигания – дымовых газов все энергетические установки по сжиганию биомассы должны быть оснащены отработанными в мировой и отечественной практике очистки газовых выбросов, электрофильтрами.

Преимущества электрических фильтров:

- низкие энергозатраты (0,1- 0,5 кВт ч) на м³ газов;
- высокая степень очистки газов – до 99,9 % и выше при улавливании частиц любых размеров;
- низкое газодинамическое сопротивление (100–150 Па);
- возможность работы в агрессивных средах;
- возможность очистки высокотемпературных газов;
- возможность полной автоматизации; процессы регулирования напряжения, удаления с электродов уловленных частиц и выгрузки пыли в электрофильтрах могут быть полностью механизированы и автоматизированы;
- широкий диапазон применения;
- возможность очистки как от твердых, так и от жидких частиц.

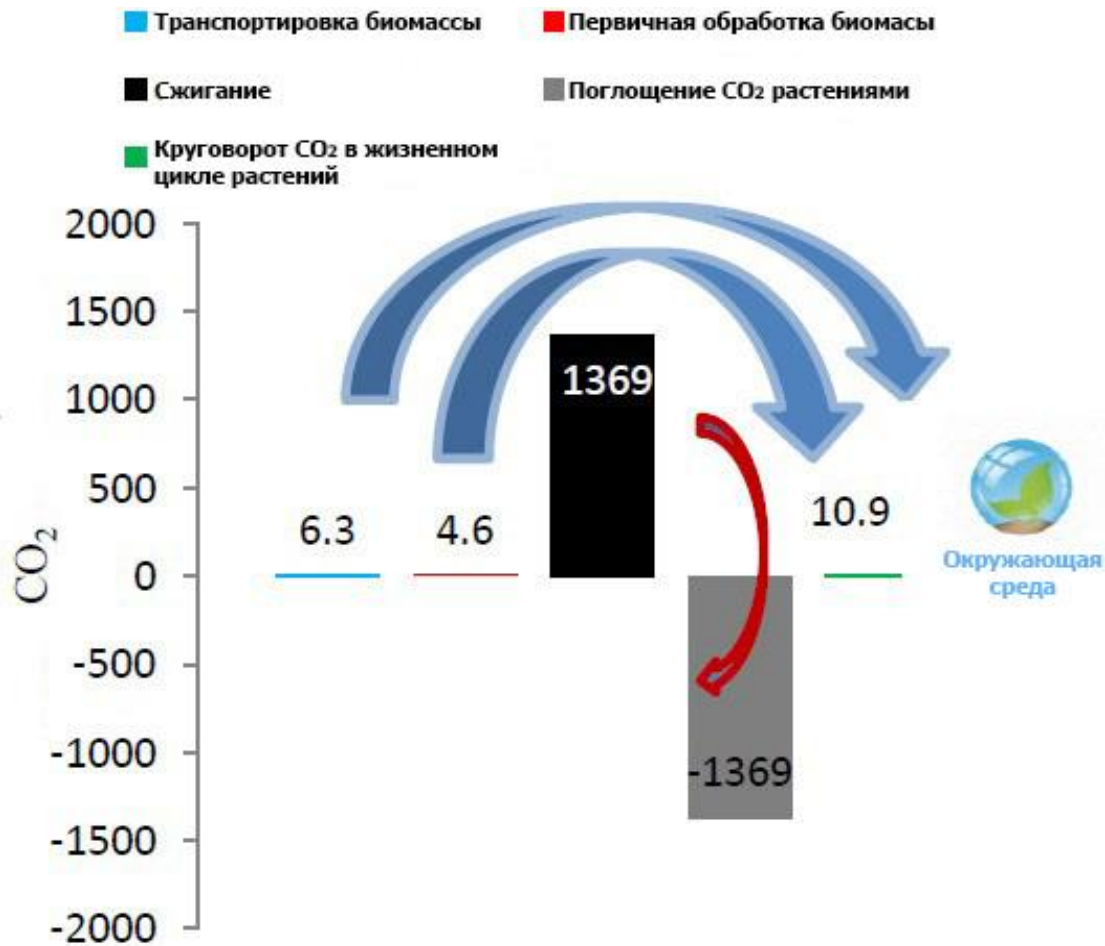


Рисунок 6.10 – Круговорот углекислого газа в технологии биотеплоэлектростанции

Содержание в дымовых газах СО (угарного газа) – показатель эффективности сжигания биомассы. Высокое содержание СО свидетельствует о низкой эффективности работы установки. Сами дымовые газы могут теоретически содержать моноароматические углеводы, вызывающие рак.

Окиси азота (NO_x) в дымовых газах ветровыми потоками могут переноситься на большие расстояния и могут переходить в азотную кислоту, которая вредна для биосферы. Окиси азота представляют угрозу для людей, страдающих астмой и бронхитом. Но в выхлопных газах от установок в основном содержится NO₂, а не NO. NO_x легко отфильтровывается от дыма. Преимуществом сжигания биотоплива является то, что в продуктах сгорания

практически нет диоксида серы (SO_2), в отличие от обычных электростанций, где 1/3 часть выбросов приходится на серу. Учитывая то, что продукты сжигания содержат значительное количество соединений металлов, это обеспечивает снижение удельного сопротивления дымовых газов и, соответственно, увеличение эффективности процессов очистки газов от загрязнителей [233].

Определены стоимостные преимущества технологии фитореабилитации почв, загрязненных ионами тяжелых металлов (таблица 6.2).

Таблица 6.2 – Стоимостные преимущества технологии фитореабилитации почв, загрязненных ионами тяжелых металлов

Технология очистки	Стоимость (доллар/м ³)	Дополнительные факторы, увеличивающие расходы	Проблемы безопасности
Фиксация с помощью почвенных добавок	90-200	Снятие почвенного слоя, транспортировка, долгосрочный мониторинг	Вероятность выщелачивания
Складирование на свалках	100-400	Долгосрочный мониторинг	Вероятность выщелачивания
Экстракция, выщелачивание	250-500	Образование дополнительных отходов	Необходимость утилизации концентратов
Фитореабилитация	15-40	-	Утилизация биомассы

Зола от сжигания биомассы содержит как питательные для почв вещества, поэтому отработанную золу можно использовать в качестве удобрения, как экологический способ утилизации биоотходов. Разработана технология, позволяющая из зольной пыли производить жидкие калийные удобрения, не

содержащие тяжелые металлы. Зола может поставляться производителям удобрений или утилизироваться в металлургическом процессе.

Технология фитореабилитации в 6-11 раз дешевле химических и механических технологий очистки почв. Она не требует дополнительных факторов, которые увеличивают расходы, не несет проблемы безопасности, а дает возможность получения дополнительного экономического эффекта: рекуперация из биоматериала ценных цветных металлов, получение метана при сбраживании в метантенках, получение электро- и теплоэнергии.

БИОАДАПТАЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ РАСТИТЕЛЬНЫХ ОРГАНИЗМОВ ПРИ ВЫПОЛНЕНИИ ФУНКЦИИ ФИТОРЕМЕДИАЦИИ

7.1. Активность каталазы, пероксидазы, полифенолоксидазы в условиях полиметаллического стресса

Для эффективной технологии фитовосстановления деградированных почв необходим подбор растений-гипераккумуляторов тяжелых металлов, которые будут устойчивыми как к высоким концентрациям загрязнителей, так и к неблагоприятным факторам среды. Установлено, что действие неблагоприятных факторов стимулирует свободно радикальные реакции пероксидного окисления липидов в растениях. Источником свободных радикалов могут быть химические реакции с участием ионов тяжелых металлов [22, 30]. Установлено, что свинец ускоряет пероксидное окисление липидов, а избыток кобальта, цинка, марганца и хрома в среде выращивания усиливает процессы пероксидации липидов в хлоропластах [33]. Тяжелые металлы способствуют образованию активных форм кислорода вследствие индукции липоксигеназы или благодаря их участию в других химических реакциях. Активные формы кислорода индуцируют пероксидное окисление липидов биологических мембран, что приводит к частичной дезинтеграции мембран и увеличения их проницаемости [37, 53]. Поэтому в применении технологии фитовосстановления почв актуальным является поиск средств для повышения устойчивости растений-гипераккумуляторов к действию высоких концентраций тяжелых металлов, а также выявление видов растений, устойчивых к загрязнению почвы тяжелыми металлами.

К системе защиты организма от повреждений вследствие пероксидного окисления липидов относятся ферменты, которые обезвреживают свободные

радикалы и пероксиды: каталаза, разнообразные пероксидазы и полифенолоксидаза. Физиологическая антиоксидантная система обеспечивает поддержание гомеостаза при действии различных экстремальных факторов, в том числе и ионов тяжелых металлов [84, 148, 154].

Одним из компонентов антиоксидантной защиты растительной клетки является каталаза – фермент, который связывает перекись водорода без помощи восстанавливающего субстрата [84]. Существуют данные об участии каталазы в процессах толерантности растений в различных типах стрессов. Так, растения кукурузы погибают при низких температурах (4 °C), если их предварительно не закалить при умеренной температуре (14 °C). При этом происходит активация генов синтеза каталазы [108, 117], что говорит о генерации оксидантного стресса при охлаждении. Изучение активности этого фермента в условиях технологии фиторемедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами, даёт возможность лучше изучить роль этого фермента в процессах устойчивости растений-гипераккумуляторов.

Проведенные биохимические исследования показали, что загрязнение почвы соединениями кобальта и марганца в различных концентрациях приводит к значительным нарушениям метаболических процессов в растительном организме. Реакция ферментов антиоксидантной системы растений на действие тяжелых металлов неоднозначна и зависит от видовой принадлежности растений, концентрации, уровня токсичности и состава загрязнителей.

Так, на активность каталазы устойчивых к загрязнению растений-гипераккумуляторов *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. загрязнение почвы соединениями кобальта и марганца не оказывает негативного влияния, а прослеживается устойчивая тенденция к повышению активности фермента (рисунок 7.1, 7.2). Почти у всех изученных видов декоративных травянистых растений, даже у чувствительных к действию поллютантов, в условиях металлического стресса активность каталазы активируется.

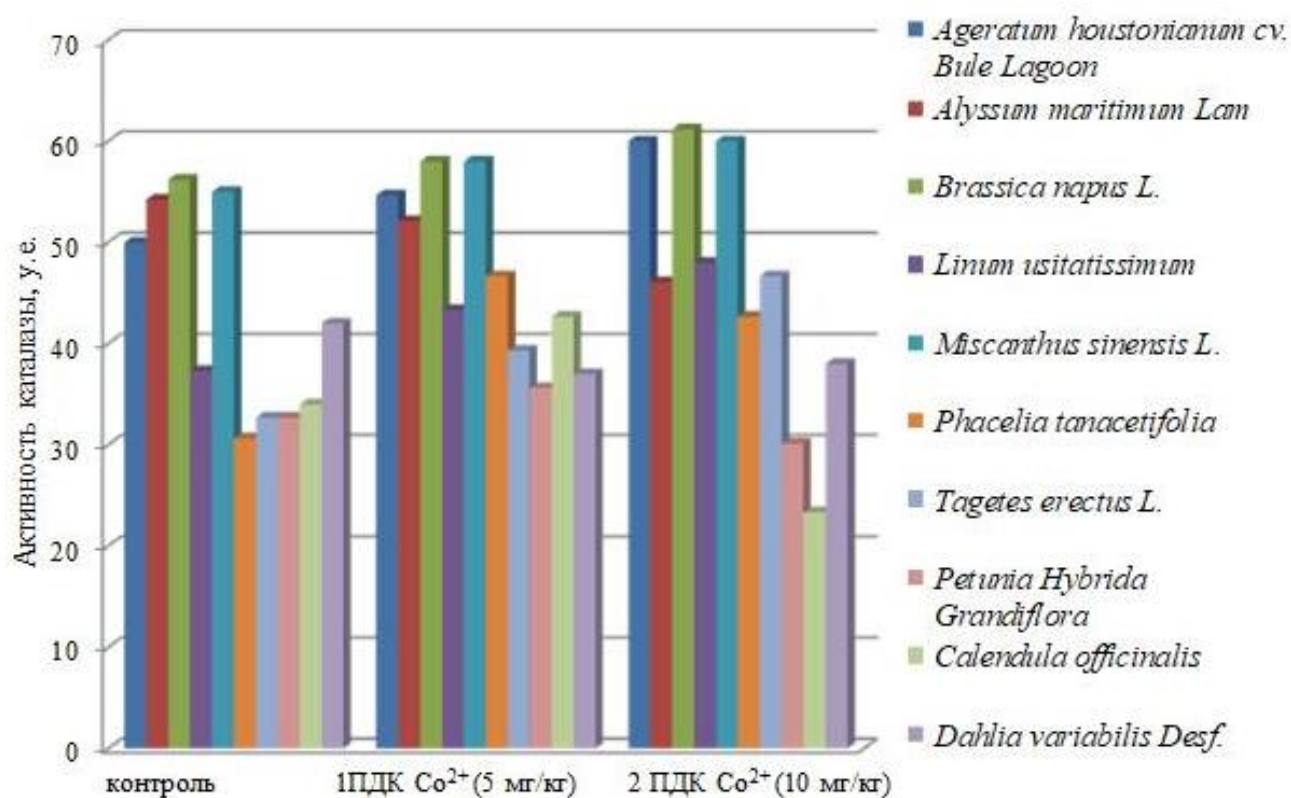


Рисунок 7.1 – Активность каталазы растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

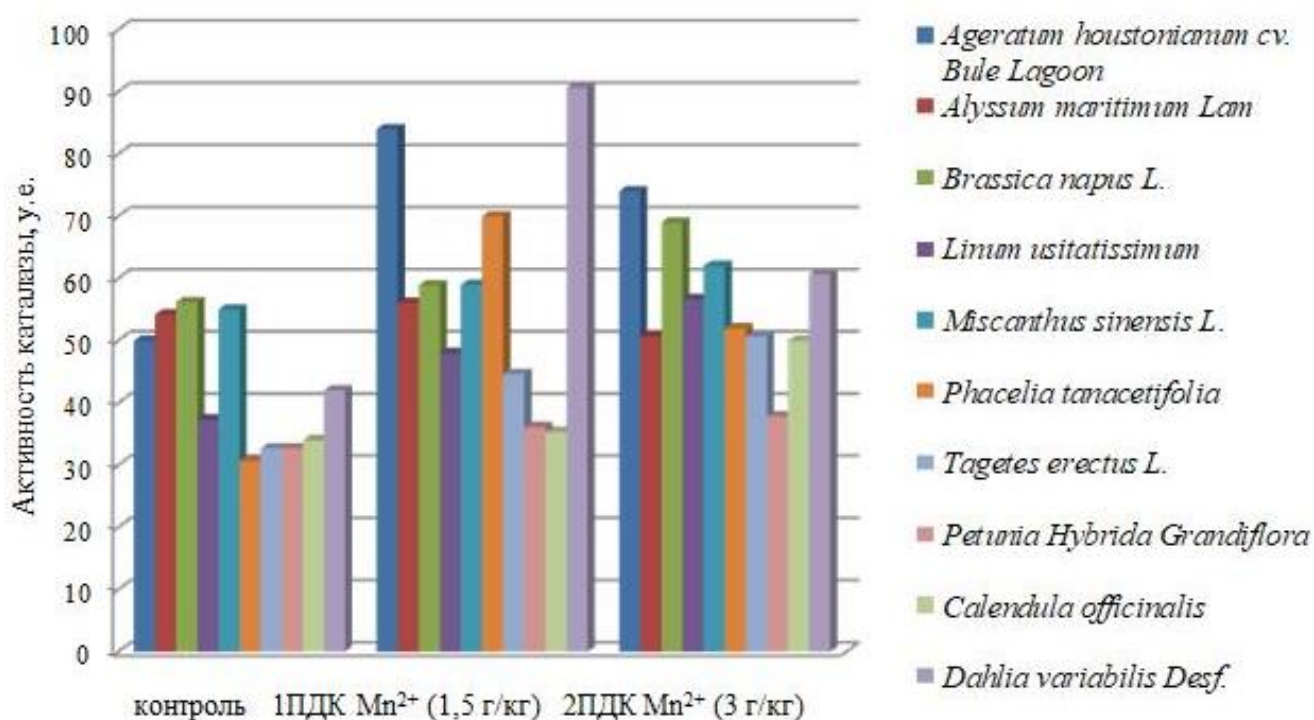


Рисунок 7.2 – Активность каталазы растений в условиях загрязнения почвы ионами марганца

У проростков *A. githago*, *L. usitatissimum*, *A. hortense* L. и *A. houstonianum* cv. *Bule Lagoon* активность каталазы возрастает при действии всех исследуемых концентраций кобальта. Низкие концентрации этого поллютанта стимулируют активность фермента и у проростков *P. tanacetifolia*, при увеличении содержания прослеживается достоверное увеличение этого показателя. На активность каталазы проростков *A. hortense* L., *S. coeli rosa*, *T. erectus* L. и *L. usitatissimum* комплексное внесение загрязнителей не оказывает значительного негативного эффекта, а даже наблюдается тенденция к увеличению активности фермента на 42-78% по сравнению с растениями, выращиваемыми на незагрязненной почве. Учитывая данные литературы [117], это можно объяснить тем, что с ростом растений из-за действия высоких концентраций тяжелых металлов включаются в работу другие ферменты антиоксидантной защиты, которые помогают каталазе расщеплять пероксид.

У проростков *Dahlia variabilis* Desf. низкие концентрации ионов кобальта уменьшают активность каталазы на 23%, при увеличении концентрации загрязнителя активность каталазы снижается. При условиях внесения в почву ионов марганца низкой концентрации активность каталазы увеличивается почти в 2 раза, но при дальнейшем росте концентрации ионов марганца отмечается снижение этого показателя. Комплексное внесение поллютантов не оказывает достоверного влияния на активность каталазы проростков *Dahlia variabilis* Desf. Прослеживаются некоторые изменения активности, но эти изменения не являются достоверными.

Угнетающий эффект оказывает загрязнение почвы ионами кобальта и марганца на активность каталазы проростков *Echinacea purpurea* L. Почти во всех вариантах загрязнения активность каталазы проростков *Echinacea purpurea* L. достоверно снижается по сравнению с контрольными растениями. Так, отдельное внесение в почву ионов кобальта снижает активность фермента на 9-13%, а внесение в почву ионов марганца подавляет активность каталазы на 13%. Наиболее негативное влияние отмечено в условиях совместного действия поллютантов, при котором активность фермента снижается на 25-45% по

сравнению с контролем. Уменьшение активности каталазы в проростках может свидетельствовать о смещении прооксидантно-антиоксидантного равновесия в направлении усиления генерации активных форм кислорода и привлечения их к окислению липидов мембран, что в конечном итоге приводит к патологическим изменениям, торможению роста, что может негативно сказаться на эффективности технологии фитореабилитации.

Из-за увеличения ионов тяжелых металлов в среде выращивания ингибируется активность каталазы у проростков *Bromus arvensis* L.. При внесении в почву ионов кобальта активность фермента снижается на 61%, а при отдельном внесении ионов марганца наоборот, активность фермента увеличивается. Активность каталазы снижается при совместном действии тяжелых металлов. В варианте 5 (Co^{2+} – 5 мг/кг, Mn^{2+} – 1,5 г/кг) этот показатель снижается на 3%, а в варианте 8 (Co^{2+} – 5 мг/кг, Mn^{2+} – 3 г/кг) – на 87%. Наиболее негативное влияние оказывает комплексное внесение поллютантов с высокой концентрацией, в условиях которого активность каталазы снижается на 95%.

У проростков *Festuca rubra* L., *Agrostis vulgaris* With., *Lolium perenne* L., *Poa pratensis* L. как чувствительных, так и относительно устойчивых, активность каталазы увеличивается во всех вариантах загрязнения почвы ионами кобальта и марганца. Прослеживается положительная тенденция – при увеличении металлической нагрузки на проростки увеличивается и активность фермента. Так, при отдельном внесении ионов кобальта активность каталазы проростков *Festuca rubra* L. увеличивается на 91-128 %, а у проростков *Agrostis vulgaris* With. – на 80-105%, по сравнению с контролем. Отдельное влияние ионов марганца также оказывает стимулирующее влияние на активность каталазы. У проростков *Lolium perenne* L. этот показатель увеличивается на 187%, а у проростков *Poa pratensis* L. – 142%, по сравнению с контрольными растениями. Комплексное внесение загрязнителей активирует каталазу в проростках в 2-3 раза по сравнению с контролем.

Таким образом, можно отметить, чем выше устойчивость вида к ионам тяжелых металлов, тем более высокая стабильность действия каталазы и,

наоборот, ингибирование ее активности может быть диагностическим признаком слабой устойчивости растений к антропогенным нагрузкам, что важно для проведения фитореабилитационных работ.

У растений, которые используют в технологии фиторемедиации почв, к адаптации к полиметаллическому стрессу и детоксикационных процессах принимают участие пероксидазы (Кол.Ф. 1.11.1.7) – широко распространенные ферменты, которые можно увидеть во всех зеленых растениях, в большинстве грибов и анаэробных бактерий. Изоформы пероксидаз принимают участие в гормональной регуляции, реакциях ответа растений на стрессовые ситуации, защищают клетку от инфекций, гидроперекисей, в том числе и от перекиси водорода, которая образуется в результате негативного влияния ионов тяжелых металлов. В растениях пероксидазу можно определить во всех тканях, фермент расположен в стенках клетки, вакуолях, тонопластах, пластидах и мембранах [117, 120]. Свободно-радикальное окисление, активированное наличием тяжелых металлов в растительных объектах, контролируется рядом ферментов, в том числе и пероксидазой [120]. Кроме того, элонгация клеток, рост и ряд других физиолого-биохимических процессов связаны с участием пероксидазы в регуляции биосинтеза клеточной стенки [124]. Пероксидаза катализирует реакцию, в которой для окисления субстрата нужна активная форма кислорода, которая содержится в перекиси водорода [131]. Известно, что пероксидазы катализируют много свободнорадикальных реакций [131]. Некоторые исследователи предполагают, что большая часть органических токсичных соединений окисляется пероксидазами. Эта гипотеза базируется на следующих экспериментально обоснованных фактах: широкое распространение пероксидазы в растениях; высокое сродство с органическими ксенобиотиками различных химических структур. Эти особенности обуславливают активное участие пероксидазы в широком диапазоне детоксикационных процессов. Результаты многолетних исследований указывают на участие растительных пероксидаз в реакциях гидроксилирования ксенобиотиков [141, 146, 147].

Проведенные исследования показали, что у устойчивых к загрязнению почвы тяжелыми металлами проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. во всех вариантах загрязнения почвы ионами кобальта и марганца отмечено повышение активности пероксидазы (рисунок 7.3, 7.4).

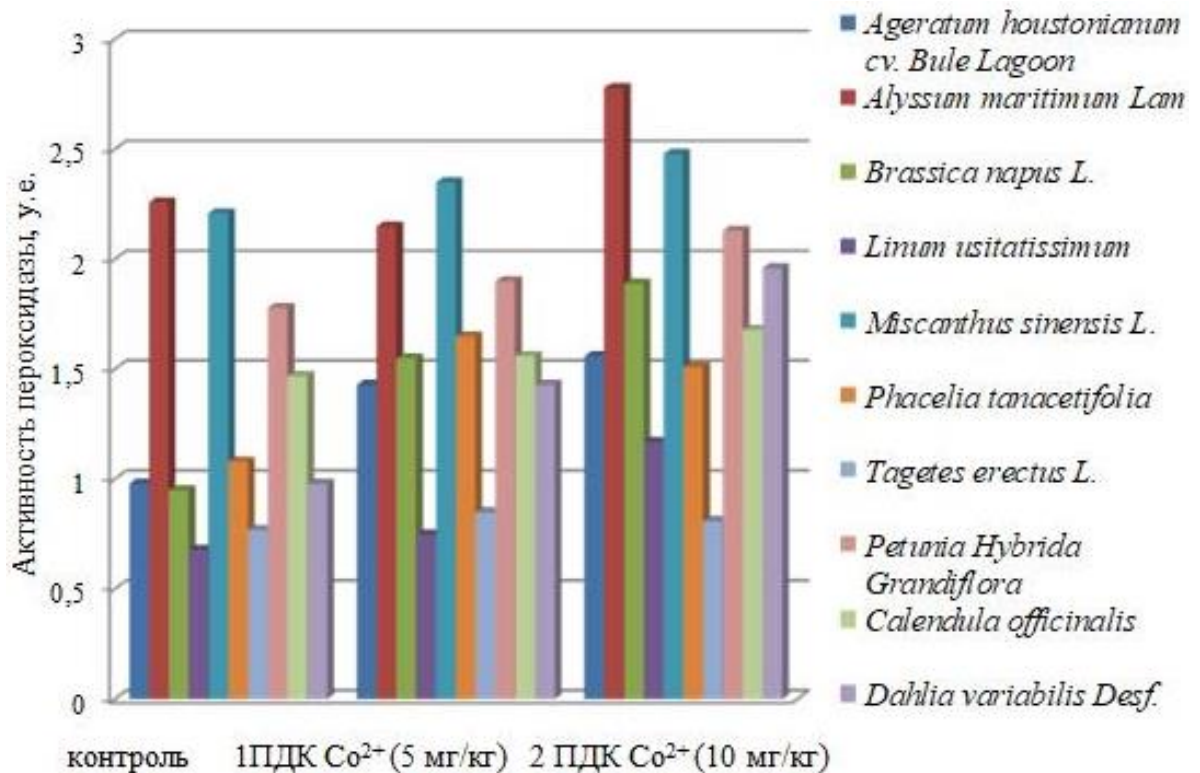


Рисунок 7.3 – Активность пероксидазы растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

Так, при отдельном внесении ионов кобальта активность фермента у проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon* увеличивается на 46-59%, а при отдельном внесении ионов марганца – на 47-69%, по сравнению с контрольными растениями. Прослеживается положительная закономерность – при увеличении концентрации загрязнителей активность фермента также увеличивается. При условии комплексного внесения тяжелых металлов активность пероксидазы увеличивается на 63-135%. Добавление в почву 10 мг/кг Co^{2+} стимулирует активность пероксидазы проростков *Linum usitatissimum* на 25%,

а отдельное внесение ионов марганца в концентрации 3 г/кг – на 74%. При комплексном внесении ионов кобальта и марганца активность этого фермента увеличивается 94-171% в сравнении с контрольными растениями.

Внесение в почву низких концентраций кобальта не оказывает негативного влияния на активность пероксидазы относительно устойчивых и чувствительных к загрязнению почвы проростков изученных видов растений. Так у проростков *Silene coeli rosa* этот показатель увеличивается почти на 50%, у других растений активность фермента возрастает на 6-28% по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве, только у проростков *Agrostemma githago* и *Zinnia aqunatifolia* Н. активность пероксидазы при этих условиях снижается, но эти изменения не являются достоверными.

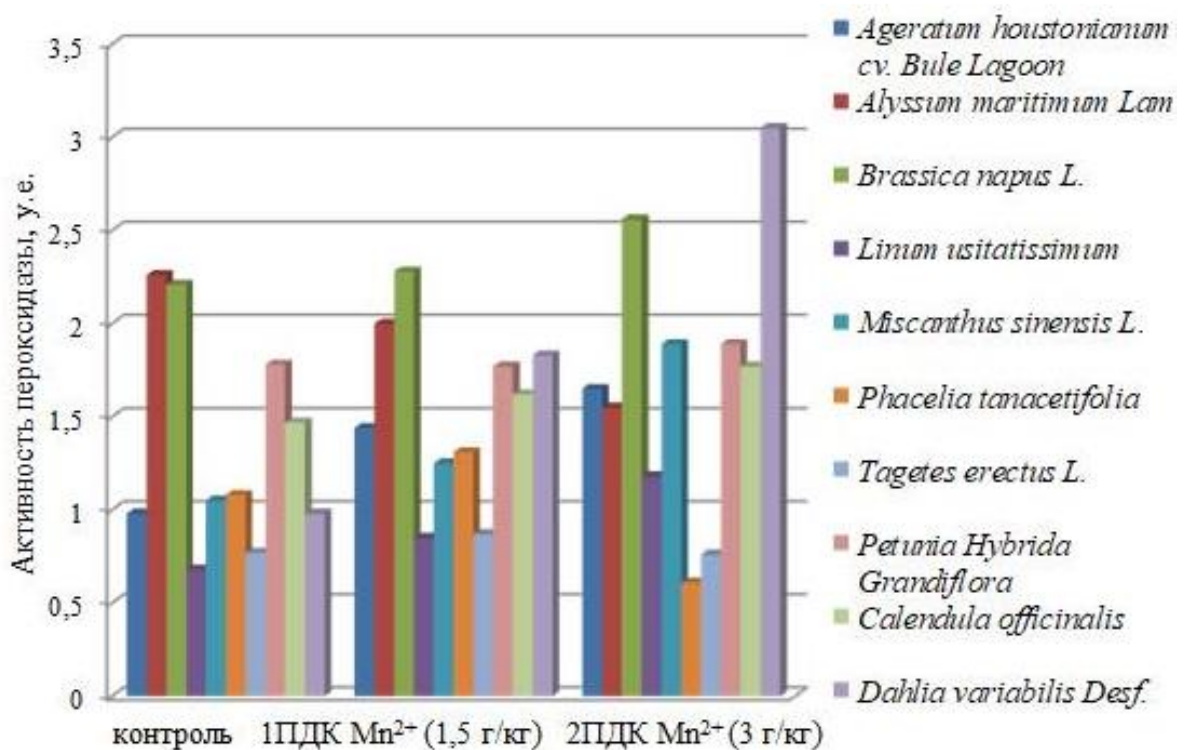


Рисунок 7.4 – Активность пероксидазы растений в условиях загрязнения почвы ионами марганца

При увеличении концентрации кобальта в почве до 2ПДК активность пероксидазы у проростков *Dahlia variabilis* Desf., *A. houstonianum* cv. Bule Lagoon. и *L. usitatissimum* продолжает увеличиваться. У проростков *S. coeli rosa*, *T. erectus*

L. и *C. sulphureus* Cav., наоборот, прослеживается уменьшение этого показателя на 6-11%. Это может объяснять тот факт, что в кобальте растения имеют меньшую потребность, как в микроэлементе, что определяет его большую токсичность для чувствительных видов растений.

Внесение в почву низкой концентрации марганца ингибирует активность пероксидазы у проростков *A. githago* и *A. hortense* L. на 9-10%, у проростков других изученных видов растений наблюдается увеличение активности фермента на 15-23% в сравнении с контролем. При увеличении концентрации марганца до 2 ПДК у более чувствительных к загрязнению почвы тяжелыми металлами проростков *Silene coeli rosa*, *C. sulphureus* Cav. и *T. erectus* L. активность пероксидазы снижается почти на 50%, по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве. У других изученных видов растений активность этого фермента возрастает на 11-98%. Комплексное загрязнение почвы низкими концентрациями кобальта и марганца не оказывает негативного влияния на активность пероксидазы всех изученных видов растений. Наблюдается тенденция к увеличению этого показателя как у чувствительных к загрязнению растений, так и у более устойчивых. J. Larkindale с соавторами [201] показали, что пероксидазная активность приводит к повышению резистентности растительных клеток к генерации высоких концентраций пероксида водорода. В результате этого, повышение пероксидазной активности является защитной реакцией растений на полиметаллический стресс. У резистентных видов растений пероксидазная активность является довольно высокой, что помогает им выживать в условиях оксидантного стресса, тогда как у чувствительных к тяжелым металлам видов не наблюдается высокая активность этого фермента [216]. Только у проростков *Agrostemma githago* активность фермента снижается на 13-27%, но эти изменения не являются достоверными. При увеличении концентрации поллютантов до 2ПДК при комплексном внесении у более чувствительных к загрязнению видов *Silene coeli rosa*, *C. officinalis*, *Dahlia variabilis* Desf. и *C. sulphureus* Cav., активность пероксидазы начинает уменьшаться на 27-32% по сравнению с контрольными растениями. У устойчивых видов прослеживается

дальнейший рост активности фермента на 45-93%. Это может объяснять тот факт, что пероксидаза, как один из компонентов антиоксидантной системы растения, повышением активности, обеспечивает адаптивные реакции организма на действие разнообразных стрессовых факторов, в том числе и на воздействие тяжелых металлов.

У проростков *Bromus arvensis* L. активность фермента увеличивается на 20%, а у устойчивого к загрязнению вида *Lolium perenne* L. – на 28% по сравнению с контролем. При увеличении концентрации поллютанта до 2 ПДК активность фермента продолжает расти у чувствительного к загрязнению вида *Festuca rubra* L. на 30%, а у проростков *Agrostis vulgaris* With. – на 45%.

Отдельное внесение в почву ионов марганца стимулирует активность пероксидазы проростков *Bromus arvensis* L. Так, при 1,5 г/кг активность фермента увеличивается почти в 2 раза. При совместном действии поллютантов активность пероксидазы проростков продолжает расти. Если брать во внимание то, что пероксидаза – это „аварийный” фермент, то увеличение ее активности свидетельствует о возникновении защитной реакции, что позволяет нейтрализовать токсиканты и эффективно использовать устойчивые растения-гипераккумуляторы в технологии фитовосстановления почв [203]. Ряд авторов описали активацию свободнорадикальных реакций пероксидазным окисления липидов при действии различных стрессовых факторов [213, 240], однако сведения о влиянии тяжелых металлов на процессы липопероксидации в растительных организмах весьма немногочисленны.

Полифенолоксидаза (к.ф. 1.14.18.1) - фермент, который широко распространен в микроорганизмах, растениях. Этот фермент играет важную роль в повышении устойчивости растений-гипераккумуляторов тяжелых металлов, которые используют в технологии фиторемедиации деградированных почв при полиметаллическом стрессе.

Проведенные исследования влияния загрязнения почвы соединениями кобальта и марганца на активность полифенолоксидазы показали, что с увеличением концентрации ионов кобальта и марганца в почве наблюдается

увеличение активности фермента у устойчивых к загрязнению *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. Так, отдельное внесение в почву ионов кобальта увеличивает активность полифенолоксидазы проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon* на 10-16% по сравнению с контролем. Внесение в почву 1ПДК и 2ПДК марганца стимулирует активность фермента на 16-30%. Совместное действие поллютантов повышает активность полифенолоксидазы на 22-31%, особенно при высоких концентрациях тяжелых металлов (рисунок 7.5, 7.6).

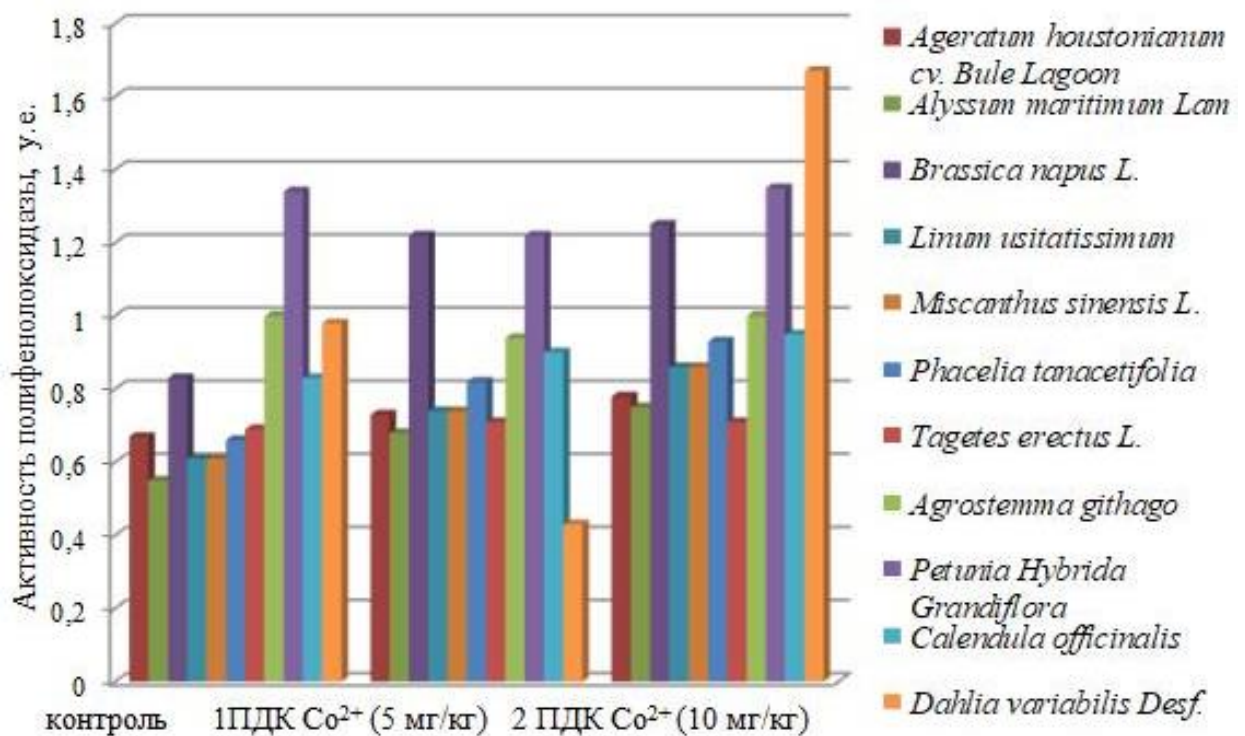


Рисунок 7.5 – Активность полифенолоксидазы растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

Аналогичная тенденция прослеживается и у проростков *Linum usitatissimum*. Отдельное внесение ионов кобальта и марганца достоверно увеличивает активность полифенолоксидазы на 21-62%, в сравнении с контрольными

растениями. При условии комплексного внесения тяжелых металлов активность фермента увеличивается на 73-95%.

У проростков *Atriplex hortense* L. внесение в почву соединений кобальта достоверно увеличивает активность полифенолоксидазы на 10-17%, в отдельное внесение соединений марганца – на 18-37%, по сравнению с контролем. Совместное действие поллютантов в значительной степени повышает активность фермента на 22-66%. Выявлена положительная зависимость между увеличением концентрации ионов тяжелых металлов в среде выращивания и повышением активности полифенолоксидазы.

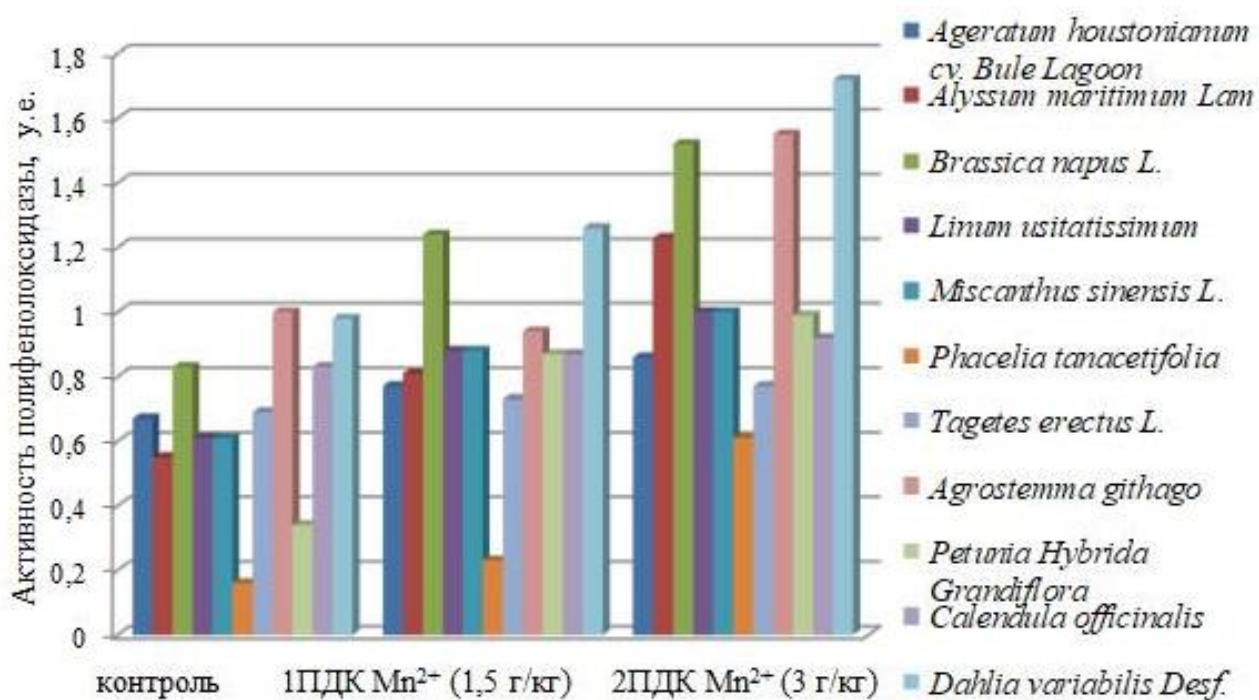


Рисунок 7.6 – Активность полифенолоксидазы растений в условиях загрязнения почвы ионами марганца

У всех толерантных видов *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia aquastifolia* H., *Tagetes erectus* L., *Agrostis vulgaris* With., *Poa pratensis* L. прослеживается положительная динамика активности полифенолоксидазы во всех вариантах внесения ионов кобальта и марганца. Внесение в почву ионов кобальта не вызывает существенных изменений в активности полифенолоксидазы проростков *Agrostemma githago*, а

внесение в почву 3 г/кг Mn^{2+} увеличивает активность фермента на 55%. Комплексное действие ионов кобальта и марганца низкой концентрации не оказывает достоверного влияния на активность полифенолоксидазы, этот показатель почти не отличается от контроля. Но при увеличении концентрации тяжелых металлов активность фермента резко увеличивается на 37-56%.

Во всех исследованных вариантах загрязнения почвы тяжелыми металлами активность полифенолоксидазы проростков *Phacelia tanacetifolia* увеличивается. Отдельное внесение ионов кобальта и марганца стимулирует активность фермента, даже при высоких концентрациях поллютантов. Так, при внесении в почву 2 ПДК кобальта активность антиоксидантного фермента увеличивается на 44%, а 1 ПДК марганца – почти втрое. При условиях совместного внесения поллютантов активность полифенолоксидазы также увеличивается, особенно при действии высоких концентрациях тяжелых металлов на 125-238% по сравнению с контролем.

У проростков *Zinnia aqnostifolia* Н. внесение в почву 5 мг/кг Co^{2+} повышает активность полифенолоксидазы на 7%, при увеличении концентрации металла активность фермента также увеличивается. Внесение в почву низкой концентрации ионов марганца стимулирует активность фермента на 15%, а при увеличении концентрации тяжелого металла до 2 ПДК активность фермента повышается на 17% по сравнению с контролем. Совместное действие поллютантов как низкой, так и высокой концентрации, увеличивает активность полифенолоксидазы проростков во всех вариантах загрязнения.

При внесении в почву Co^{2+} в концентрации 5 и 10 мг/кг активность полифенолоксидазы проростков *Tagetes erectus* L. достоверно не отличается от контрольного показателя, а отдельное внесение 3 г/кг Mn^{2+} увеличивает активность данного фермента на 12% по сравнению с контролем. Наибольшая активность фермента отмечена в вариантах комплексного внесения загрязнителей – активность фермента увеличивается на 20-25%. Рост активности полифенолоксидазы в проростках растений под воздействием ионов кобальта и

марганца может быть обусловлено генерацией пероксида водорода дополнительно к его обычному уровню в клетке.

У чувствительных к загрязнению видов *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L. активность полифенолоксидазы возрастает при действии всех исследуемых концентраций ионов кобальта и марганца.

Так, при отдельном внесении в почву ионов кобальта активность полифенолоксидазы у проростков *Dahlia variabilis* Desf. увеличивается на 45-69% по сравнению с контролем, а отдельное внесение в почву ионов марганца активирует фермент на 28-76%. Совместное действие тяжелых металлов увеличивает активность полифенолоксидазы проростков почти в 2 раза, особенно при высоких концентрациях кобальта и марганца.

Аналогичная тенденция прослеживается и у проростков *Cosmos sulphureus* Cav. Так, при внесении Co^{2+} – 10 мг/кг активность фермента увеличивается на 45%, а при внесении Mn^{2+} 3 г/кг – на 133%, в сравнении с контрольными растениями. Наибольшая активность полифенолоксидазы отмечена в вариантах совместного действия поллютантов.

Внесение в почву ионов кобальта увеличивает активность полифенолоксидазы у проростков *Petunia Hybrida Grandiflora* на 5-33%, в сравнении с контролем. При отдельном внесении ионов марганца активность фермента увеличивается на 23-28%. В условиях совместного действия тяжелых металлов активность фермента увеличивается почти в 2 раза по сравнению с контролем.

У проростков *Echinacea purpurea* при внесении низкой концентрации ионов кобальта активность полифенолоксидазы почти не отличается от контрольного показателя, а при увеличении концентрации поллютанта до 2 ПДК активность фермента уменьшается на 23%. Низкая концентрация марганца не оказывает достоверного влияния на активность фермента, а высокие концентрации ионов марганца ингибируют активность фермента на 26%. Во всех вариантах комплексного загрязнения ионами кобальта и марганца прослеживается снижение

активности полифенолоксидазы. Наибольший угнетающий эффект оказывает совместное действие тяжелых металлов высокой концентрации.

Уменьшение активности полифенолоксидазы может свидетельствовать о смещении прооксидантно-антиоксидантного равновесия в направлении усиления генерации активных форм кислорода и привлечения их к окислению липидов мембран. Проведенные исследования влияния загрязнения почвы ионами кобальта и марганца на активность полифенолоксидазы проростков злаков показали, что внесение в почву низкой концентрации кобальта не оказывает значительного негативного влияния на активность фермента всех изученных видов растений. При увеличении концентрации кобальта прослеживается дальнейшее увеличение активности фермента на 15-27% как у чувствительных, так и у более устойчивых к загрязнению почвы растений в сравнении с контролем.

Загрязнение почвы соединениями марганца как при низких, так и при больших концентрациях, активизирует действие полифенолоксидазы. Прослеживается положительная закономерность: при увеличении концентрации загрязнителя увеличивается и активность фермента у всех изученных видов растений. Так, в варианте 7 этот показатель растет на 35-92%, по сравнению с проростками, выращиваемыми на незагрязненной почве. Комплексное внесение в почву соединений кобальта и марганца не оказывает значительного негативного эффекта на активность полифенолоксидазы. При низких концентрациях поллютантов этот показатель растет почти на 50% по сравнению с контролем. А наибольшая активность этого фермента прослеживается при комплексном внесении в почву высоких концентраций кобальта и марганца.

Динамика изменений активности полифенолоксидазы говорит о том, что этот фермент быстро реагирует на неблагоприятные факторы и разного рода стрессы, в том числе и на загрязнение почвы тяжелыми металлами, играет существенную роль в повышении устойчивости растений-аккумуляторов тяжелых металлов, которые используют в технологии фитовосстановления почв.

7.2. Реакция супероксиддисмутазы на загрязнение почвы тяжелыми металлами

Среди защитных механизмов, которые существуют в растениях-гипераккумуляторах тяжелых металлов в технологии фотовосстановления почв, важное место принадлежит антиоксидантной системе, роль которой заключается в элиминации активных форм кислорода. Но до сих пор функционирование главного звена антиоксидантной системы, которая представлена ферментом супероксиддисмутазой (СОД), в условиях действия тяжелых металлов кобальта и марганца пока далеки от полного понимания. Сведения о влиянии металлической нагрузки на активность СОД достаточно неоднозначны, что, вероятно, объясняется разной устойчивостью растений. Поэтому целью нашей работы было выяснить изменение активности СОД растений, которые применяют в технологии фиторемедиации урбанизированных территорий для определения механизмов повышения устойчивости растений-гипераккумуляторов тяжелых металлов.

Результаты проведенных исследований показали, что существует связь между интенсивностью влияния загрязнения почвы тяжелыми металлами и активностью ферментов антиоксидантной системы растительного организма. У устойчивых к загрязнению проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. прослеживается рост активности супероксиддисмутазы, которая инактивирует свободные радикалы и пероксиды, образующиеся при действии тяжелых металлов. Так, при внесении в почву 5 мг/кг Co^{2+} активность СОД увеличивается на 50%, а при увеличении концентрации поллютанта этот показатель увеличивается на 168% по сравнению с контролем. Отдельное внесение в почву ионов марганца также стимулирует активность СОД на 105% (рисунок 7.7, 7.8).

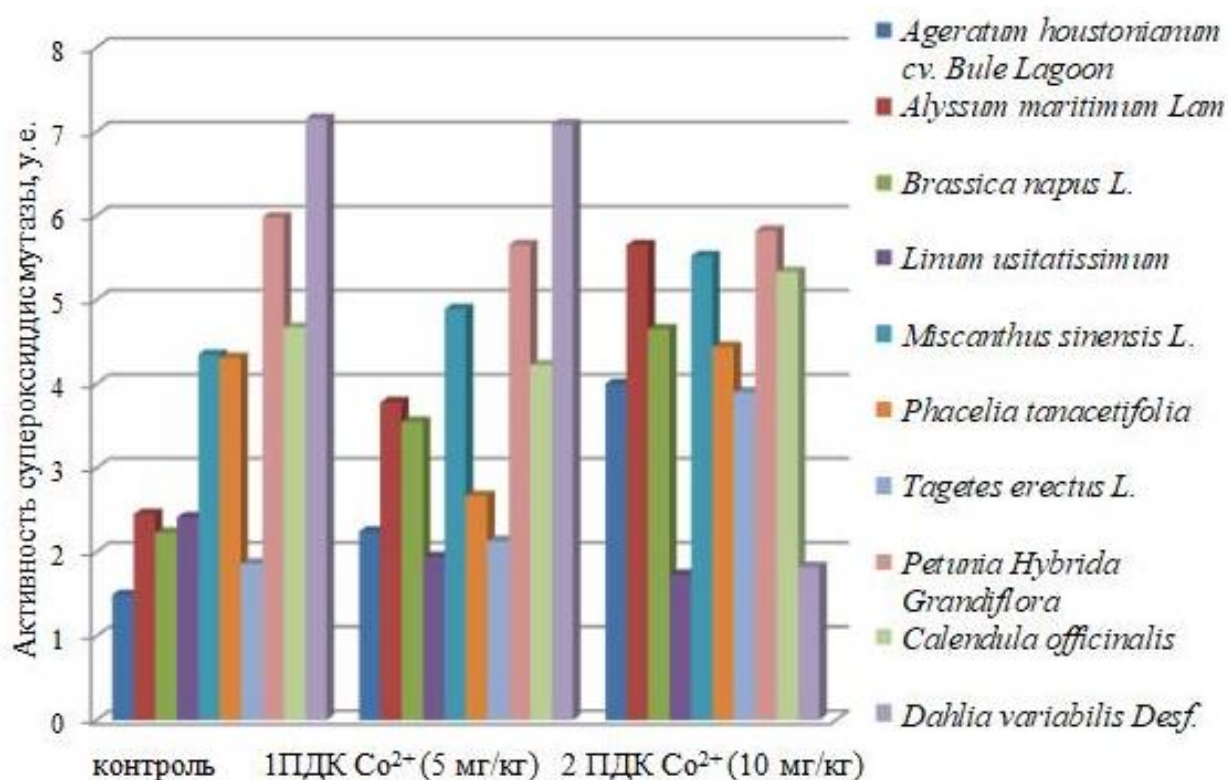


Рисунок 7.7 – Активность супероксиддисмутазы растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

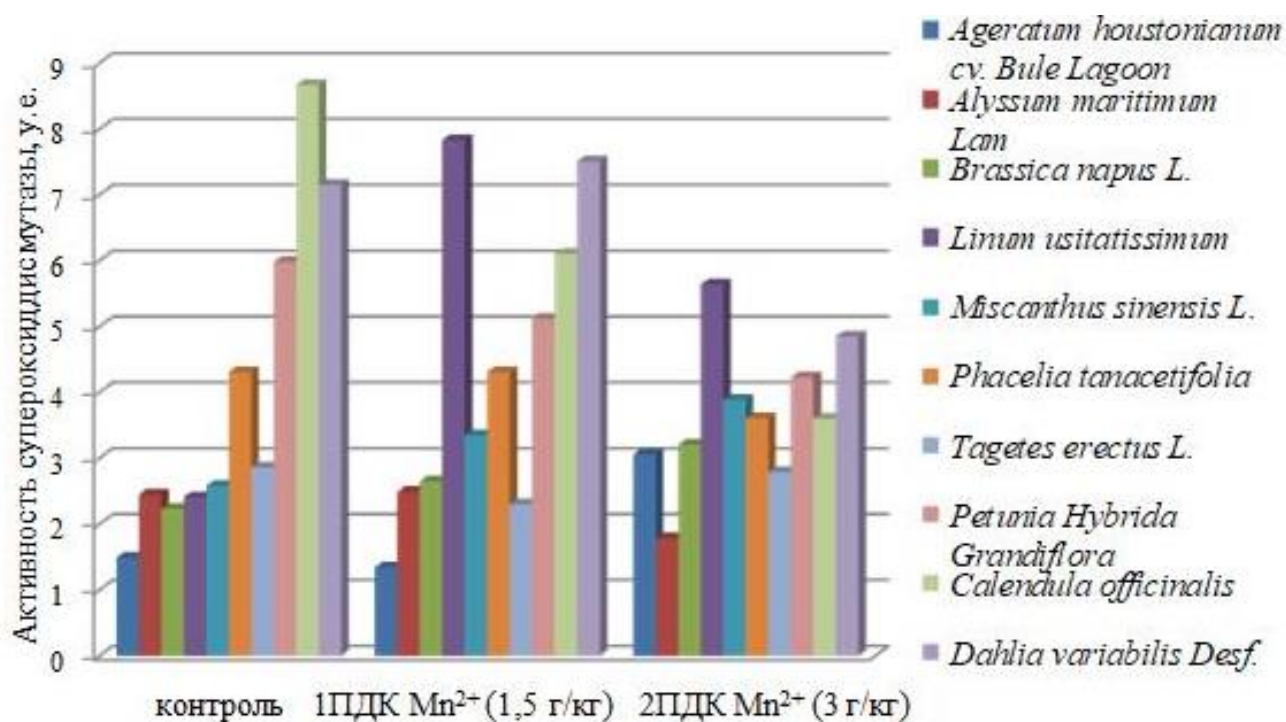


Рисунок 7.8 – Активность супероксиддисмутазы растений в условиях загрязнения почвы ионами марганца

Значительное увеличение активности данного антиоксидантного фермента отмечено и в условиях совместного действия поллютантов – активность СОД увеличивается почти в 4 раза, в сравнении с контрольными растениями. Отдельное внесение в почву ионов кобальта, как низкой, так и высокой концентрации несколько снижает активность СОД проростков *Linum usitatissimum*, но эти изменения не являются достоверными. Внесение в почву ионов марганца в концентрации 1,5 г/кг увеличивает активность фермента на 224%, при увеличении концентрации тяжелого металла до 3 г/кг активность СОД снижается, но все равно остается выше контрольного показателя. В условиях комплексного действия соединений кобальта и марганца активность СОД увеличивается в сравнении с контрольным показателем на 119-188%.

У проростков *Atriplex hortense* L. активность СОД увеличивается во всех вариантах полиметаллической нагрузки. Так, при внесении в почву Co^{2+} в концентрации 5 мг/кг, активность фермента увеличивается на 338%, а при увеличении кобальта до 10 мг/кг – на 440%. Аналогичная тенденция наблюдается и при внесении в почву ионов марганца, когда активность фермента возрастает на 308-408% по сравнению с контролем. Совместное действие соединений кобальта и марганца также не оказывает негативного влияния на активность фермента, в вариантах комплексного внесения кобальта и марганца активность СОД возрастает на 115-206%. Повышение активности СОД является ответом на стресс, который вызван действием тяжелых металлов, и направлено на повышение устойчивости растений-гипераккумуляторов тяжелых металлов в условиях полиметаллического стресса.

У толерантных к загрязнению почвы тяжелыми металлами видов *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia aqunustifolia* Н., *Tagetes erectus* L., *Agrostis vulgaris* With., *Poa pratensis* L. также прослеживается увеличение активности СОД во всех вариантах опыта. Внесение в почву 5 мг/кг Co^{2+} увеличивает активность СОД проростков *Agrostemma githago* на 31%, а при увеличении концентрации загрязнителя активность фермента увеличивается на 47% по сравнению с растениями,

выращенными на незагрязненной почве. Аналогичная картина прослеживается и при внесении в почву ионов марганца. Так, в варианте внесения Mn^{2+} – 1,5 г/кг, активность СОД на 34% выше контрольного показателя, а в варианте Mn^{2+} – 3 г/кг активность фермента на 86% выше контроля. Наибольшая активность СОД зафиксирована в условиях комплексного воздействия тяжелых металлов, где показатель СОД увеличивается на 169-250% по сравнению с контрольными растениями.

У проростков *Phacelia tanacetifolia* внесения в почву ионов кобальта не оказывает достоверного влияния на активность СОД, этот показатель почти не отличается от контрольного значения. Похожая картина отмечена и при действии ионов марганца – как низкая, так и высокая концентрация этого тяжелого металла не оказывает существенного влияния на активность антиоксидантного фермента. При комплексном внесении ионов тяжелых металлов отмечено некоторое ингибирование активности СОД, но эти изменения не являются достоверными.

У проростков *Zinnia aqunatifolia* Н. низкая концентрация ионов кобальта стимулирует активность СОД на 35%, но при увеличении концентрации поллютанта активность фермента снижается на 9%, но это снижение не является достоверными. Как низкая, так и высокая концентрация ионов марганца в среде выращивания проростков увеличивает активность фермента на 95-149%. Наибольшая активность фермента прослеживается в условиях совместного действия поллютантов, где активность изученного фермента повышается на 167-206% по сравнению с контролем.

Во всех исследованных вариантах загрязнения активность СОД у проростков *Tagetes erectus* L. значительно выше контрольного показателя. Как низкая, так и высокая концентрация ионов кобальта и марганца стимулирует активность фермента почти в 2-3 раза. Аналогичная тенденция прослеживается и в условиях комплексного действия поллютантов.

Положительная динамика роста активности СОД отмечена у проростков *Salvia splendens* во всех вариантах загрязнения среды выращивания. Так, отдельное внесение в почву ионов кобальта увеличивает активность фермента на

178-316%, а отдельное внесение ионов марганца – на 76-254% по сравнению с контрольными растениями. При совместном действии поллютантов активность фермента превышает контрольное значение на 549-621%.

В условиях внесения в почву соединений кобальта и марганца усиливается их ингибирующее влияние на чувствительные к загрязнению почвы тяжелыми металлами проростки *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L., что очевидно, связано с накоплением ионов металлов в тканях растений, следствием чего является усиление процессов пероксидного окисления липидов в проростках изученных видов растений и снижение активности защитных ферментативных систем.

Так, у проростков *Dahlia variabilis* Desf. в условиях внесения в почву низкой концентрации ионов кобальта активность СОД не отличается от контрольного значения, но при увеличении концентрации поллютанта прослеживается ингибирование активности фермента на 76%. Аналогичная зависимость прослеживается и при внесении в почву ионов марганца. Наиболее негативное влияние оказывает комплексное действие тяжелых металлов, при котором активность фермента снижается на 78%.

Активность СОД у проростков *Calendula officinalis* ниже контрольного показателя во всех вариантах полиметаллической нагрузки. Причем, с увеличением концентрации загрязнителей активность фермента резко снижается.

Итак, можно отметить, что ингибирование активности СОД свидетельствует об угнетении защитной системы клеток у чувствительных видов изученных растений.

Проведенные исследования показали, что у устойчивого к загрязнению почвы тяжелыми металлами злака *Lolium perenne* L. во всех вариантах внесения в почву ионов кобальта и марганца отмечено повышение активности СОД. Так, при отдельном внесении ионов кобальта активность фермента у проростков увеличивается на 16-30%, а отдельное внесение ионов марганца – на 2-16% по сравнению с контрольными растениями. Прослеживается положительная закономерность – при увеличении концентрации загрязнителей активность

фермента также увеличивается. В условиях комплексного внесения тяжелых металлов активность СОД увеличивается на 17-54%.

У проростков *Poa pratensis* L. при внесении низкой концентрации ионов кобальта активность СОД ниже контрольного показателя на 9%, а при увеличении концентрации поллютанта активность фермента уменьшается на 24%. Низкая концентрация марганца снижает активность фермента на 9%, а высокие концентрации ионов марганца подавляют активность фермента на 14%. Во всех вариантах комплексного загрязнения ионами кобальта и марганца прослеживается снижение активности СОД. Наиболее угнетающий эффект оказывает совместное действие тяжелых металлов при высокой концентрации.

Внесение в почву 10 мг/кг Co^{2+} стимулирует активность СОД чувствительных к загрязнению проростков *Festuca rubra* L. на 16%, а отдельное внесение ионов марганца в концентрации 3 г/кг – на 18%. При комплексном внесении ионов кобальта и марганца активность этого фермента увеличивается до 9-44% в сравнении с контрольными растениями.

Внесение в почву 5 мг / кг Co^{2+} повышает активность СОД у проростков *Agrostis vulgaris* With. на 31%, а при увеличении концентрации загрязнителя активность фермента повышается на 67% по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве. Аналогичная картина прослеживается и при внесении в почву ионов марганца. Наибольшая активность СОД зафиксирована в условиях комплексного воздействия тяжелых металлов, где показатель активности фермента увеличивается на 57-86% по сравнению с контрольными растениями.

7.3. Содержание стрессовых аминокислот (пролин, триптофан) в условиях контролируемого загрязнения

В процессе фиторемедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами, в основе адаптации растений к полиметаллическому стрессу лежит изменение ряда физиологических и биохимических процессов [85]. Для выяснения отдельных

элементов механизма устойчивости растений к тяжелым металлам важным является изучение специфики их действия на аминокислотный обмен растений, которые отличаются по степени устойчивости. Особенно важно изменение количества свободных аминокислот вследствие их прямой связи с метаболизмом белков. Аминокислоты представляют собой полифункциональные лиганды, которые взаимодействуют с тяжелыми металлами и защищают клетку от перенасыщения свободными катионами металлов [35, 55]. В связи с этим возникает необходимость определения количества свободных аминокислот в растениях-гипераккумуляторах тяжелых металлов.

Аминокислоту пролин считают одной из универсальных стресс-протекторных соединений высших растений. Содержание свободного пролина в растениях существенно повышается (в десятки, а иногда и сотни раз) при действии стрессовых факторов [114]. Однако накопление пролина в растениях под воздействием повышенных концентраций ионов тяжелых металлов еще недостаточно изучено. По результатам исследований установлено, что изменение количества пролина в проростках изученных растений зависит от степени устойчивости растений к стрессовым факторам от биохимических особенностей загрязнителей. Так, у устойчивых к загрязнению проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. прослеживается увеличение содержания пролина почти во всех вариантах загрязнения почвы ионами кобальта и марганца. В условиях отдельного внесения в почву ионов кобальта концентрация пролина в проростках *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon* увеличивается на 8-57% по сравнению с контролем. Добавление в почву ионов марганца низкой концентрации не оказывает достоверного влияния на содержание пролина, а увеличение концентрации марганца до 2 ПДК активирует образование данной аминокислоты на 15%. Совместное действие поллютантов повышает концентрацию пролина на 22-113%, особенно при высоких концентрациях загрязнителей (рисунок 7.8, 7.9).

Отдельное внесения в почву ионов кобальта, как низкой, так и высокой концентрации, активирует образование пролина у проростков *Linum usitatissimum* на 31-50% в сравнении с контрольными растениями, особенно при высокой концентрации поллютанта. Внесение в почву ионов марганца в концентрации 1,5 г/кг увеличивает содержание аминокислоты на 42%, при увеличении концентрации тяжелого металла до 3 г/кг этот показатель возрастает в сравнении с контрольным на 55%. В условиях комплексного воздействия соединений кобальта и марганца концентрация пролина превышает контрольный показатель на 64-77%.

У проростков *Atriplex hortense* L. внесение в почву ионов кобальта достоверно активирует образование пролина на 25-38%, а при отдельном внесении соединений марганца содержание пролина возрастает на 16-29% по сравнению с контролем. Совместное действие поллютантов в значительной степени повышает содержание аминокислоты на 39-56%. Выявлена зависимость между увеличением концентрации ионов тяжелых металлов в среде выращивания и повышением содержания пролина. Увеличение количества аминокислот в проростках изученных видов растений может быть связано с активацией их синтеза при действии низких концентраций токсикантов и гидролиза белков, а также, при повреждающем действии. У толерантных к загрязнению почвы тяжелыми металлами видов *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia agnustifolia* H., *Tagetes erectus* L., *Agrostis vulgaris* With., *Poa pratensis* L. также прослеживается рост содержания пролина. Внесение в почву ионов кобальта как низкой, так и высокой концентрации достоверно влияет на синтез пролина у проростков *Agrostemma githago*, в условиях которого концентрация этой аминокислоты увеличивается на 17-20% по сравнению с контролем. Внесение в почву 1,5 г/кг Mn^{2+} увеличивает концентрацию пролина на 12%, при увеличении концентрации поллютанта до 3 г/кг содержание пролина увеличивается на 19%.

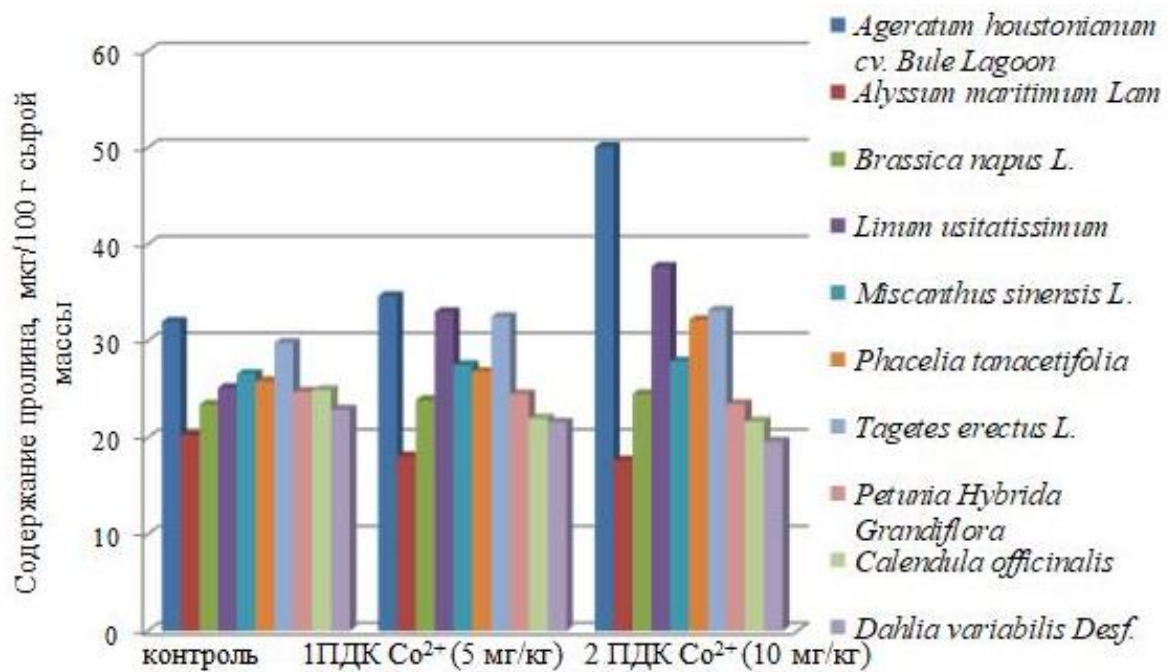


Рисунок 7.8 – Содержание пролина в проростках растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

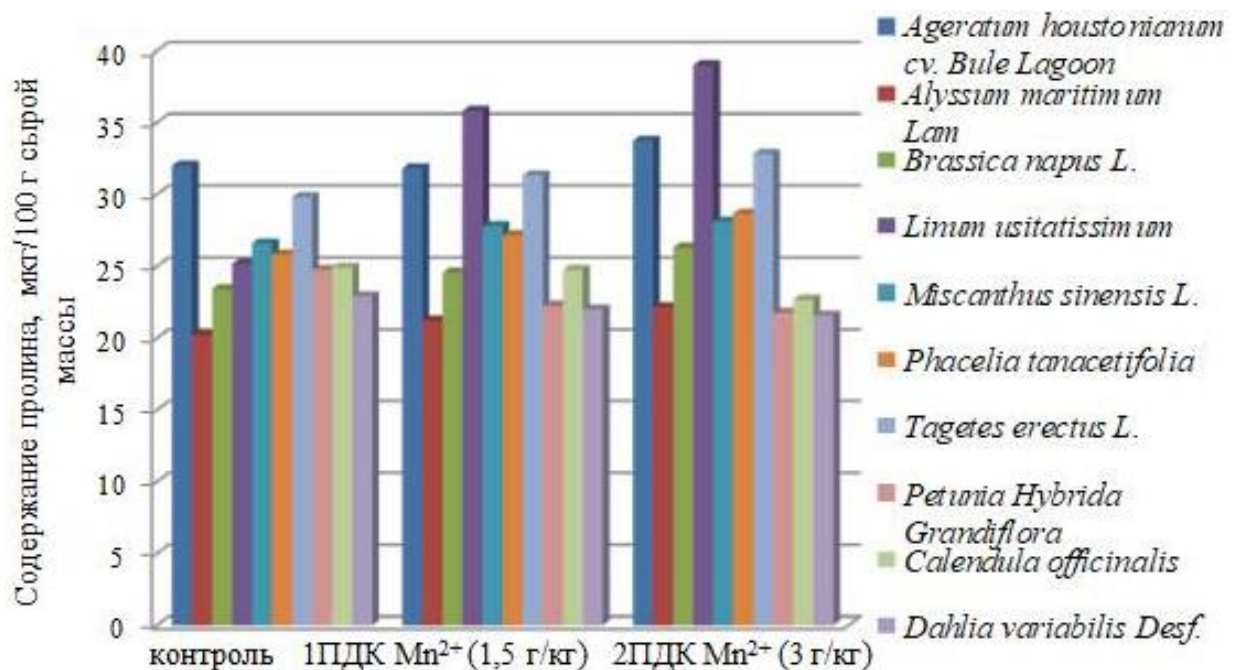


Рисунок 7.9 – Содержание пролина в проростках растений в условиях загрязнения почвы ионами марганца

В условиях комплексного действия ионов кобальта и марганца концентрация аминокислоты увеличивается на 28-30% по сравнению с контролем.

Во всех исследованных вариантах загрязнения почвы тяжелыми металлами содержание пролина у проростков *Phacelia tanacetifolia* увеличивается. Отдельное внесение ионов кобальта и марганца стимулирует синтез аминокислоты, даже при высоких концентрациях поллютантов. Так, в варианте внесения Co^{2+} в концентрации 10 мг/кг, содержание пролина увеличивается на 25%, а в варианте внесения Mn^{2+} в концентрации 1,5 г/кг содержание пролина увеличивается на 11%. При условии совместного внесения поллютантов содержание аминокислот также увеличивается, особенно при действии высоких концентраций тяжелых металлов на 25-28% по сравнению с контролем.

У проростков *Zinnia aqnustifolla* Н. внесение в почву 5 мг/кг Co^{2+} увеличивает содержание пролина на 11%, при увеличении концентрации поллютанта содержание аминокислоты также увеличивается. Внесение в почву низкой концентрации ионов марганца стимулирует синтез пролина на 18%, а при увеличении концентрации тяжелого металла до 2 ПДК концентрация аминокислоты повышается на 20% по сравнению с контролем. Совместное действие поллютантов как низкой, так и высокой концентрации увеличивает содержание пролина в проростках во всех вариантах загрязнения. Так, в варианте внесения Co^{2+} в концентрации 5 мг/кг и Mn^{2+} в концентрации 1,5 г/кг содержание аминокислоты увеличивается на 26%, а при внесении Co^{2+} в концентрации 5 мг/кг, а Mn^{2+} в концентрации 3 г/кг содержание пролина увеличивается на 32% по сравнению с контрольными растениями. В условиях внесения в почву 5 и 10 мг/кг Co^{2+} активность синтеза пролина проростков *Tagetes erectus* L. достоверно увеличивается на 9-11%, а отдельное внесение 3 г/кг Mn^{2+} увеличивает содержание данной аминокислоты на 10%. Наибольшая концентрация пролина отмечена в вариантах комплексного внесения загрязнителей – этот показатель увеличивается на 12-20%. Положительная динамика в росте содержания пролина отмечена и у проростков *Salvia splendens* во всех вариантах загрязнения среды выращивания. Так, отдельное внесение в почву ионов кобальта увеличивает концентрацию аминокислоты на 16-30%, а отдельное внесении ионов марганца –

на 26-39%, по сравнению с контрольными растениями. При совместном действии поллютантов концентрация пролина превышает контрольное значение на 52-58%.

При внесении в почву соединений кобальта и марганца отмечено их ингибирующее влияние на чувствительные к загрязнению почвы тяжелыми металлами проростки *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L., что очевидно, связано с накоплением ионов металлов в тканях растений, следствием чего является снижение содержания свободного пролина и ослабление защитных систем растений.

Так, у проростков *Dahlia variabilis* Desf. при внесении в почву низкой концентрации ионов кобальта концентрация пролина достоверно снижается, по сравнению с контролем на 6%, а при увеличении концентрации поллютанта прослеживается ингибирование синтеза аминокислоты на 15%. Аналогичная зависимость прослеживается и при внесении в почву ионов марганца – концентрация пролина снижается на 4-6%. Наибольшее негативное влияние оказывает комплексное действие тяжелых металлов, при котором содержание аминокислоты снижается на 13-27%. При увеличении концентрации поллютантов их негативное воздействие усиливается. Совершенно иная тенденция прослеживается и у проростков *Cosmos sulphureus* Cav. Так, в варианте внесения Co^{2+} в концентрации 10 мг/кг активность синтеза пролина увеличивается на 9%, а в варианте внесения Mn^{2+} в концентрации 3 г/кг – на 15%, в сравнении с контрольными растениями. Наибольшая концентрация аминокислоты отмечена в вариантах совместного действия поллютантов.

У проростков *Calendula officinalis* прослеживается значительное уменьшение содержания пролина в условиях внесения в почву как низких, так и высоких концентраций ионов кобальта. Так, в варианте внесения Co^{2+} в концентрации 5 мг/кг этот показатель снижается на 12%, а в варианте внесения Co^{2+} в концентрации 10 мг/кг – на 13% по сравнению с контролем. Низкие концентрации ионов марганца в среде выращивания не влияют на содержание пролина, но при увеличении концентрации этот показатель уменьшается на 9%.

Наибольшее негативное влияние на проростки *Calendula officinalis* оказывает комплексное действие тяжелых металлов, в условиях которого концентрация пролина уменьшается на 15-24%.

Аминокислоты являются лабильным резервом растительного организма для обеспечения синтеза репаративных и защитных белков в условиях стрессового воздействия поллютантов. Важную роль в защитных функциях аминокислот играет их способность образовывать комплексы с тяжелыми металлами, таким образом связывать их. Аминокислотный фон растений при действии поллютантов может меняться за счет их активного новообразования в результате неспецифического изменения фотосинтетического метаболизма углерода вследствие дефицита АТФ в хлоропластах, а также задержания их синтеза и усиление гидролиза белков [118].

Проведенные исследования показали, что в условиях загрязнения почвы соединениями кобальта содержание свободного пролина у проростков *Bromus arvensis* L. уменьшается на 13-24% в сравнении с контролем, а при внесении соединений марганца концентрация аминокислоты уменьшается на 29-45%, особенно при высоких концентрациях поллютанта. При комплексном внесении загрязнителей наблюдается дальнейшее снижение концентрации пролина. Так, в варианте внесения Co^{2+} в концентрации 5 мг/кг и Mn^{2+} в концентрации 3 г/кг, этот показатель снижается на 53%, а в варианте внесения Co^{2+} в концентрации 10 мг/кг и Mn^{2+} в концентрации 3 г/кг, содержание пролина увеличивается на 58% в сравнении с контрольными растениями.

При отдельном внесении низкой концентрации ионов кобальта содержание свободного пролина в проростках *Festuca rubra* L. увеличивается на 11%, при увеличении концентрации поллютанта до 2 ПДК наблюдается дальнейший рост этого показателя на 21%. Отдельное внесение ионов марганца активирует синтез пролина на 7-14% по сравнению с контролем. При комплексном внесении тяжелых металлов в значительных концентрациях, прослеживается достоверное увеличение содержания аминокислоты на 23-40%.

Во всех вариантах загрязнения в проростках *Agrostis vulgaris* With. отмечено увеличение содержания пролин, по сравнению с контрольными растениями. Прослеживается положительная тенденция увеличения концентрации аминокислоты при увеличении концентрации загрязнителей. Даже при комплексном внесении тяжелых металлов содержание пролина на 26-53% превышает контрольные показатели.

Однако обратная тенденция в содержании пролина отмечена у проростков *Poa pratensis* L. В условиях загрязнения почвы соединениями кобальта и марганца во всех вариантах загрязнения отмечено снижение содержания аминокислоты. Так, при внесении незначительных концентраций кобальта содержание пролина уменьшается на 5%, а при дальнейшем увеличении концентрации тяжелого металла до 2 ПДК наблюдается резкое снижение концентрации аминокислоты на 6% по сравнению с контролем. Достоверное снижение содержания пролина прослеживается и при внесении в почву ионов марганца. Так, в варианте внесения Mn^{2+} в концентрации 1,5 г/кг содержание аминокислоты снижается на 3%. При комплексном внесении тяжелых металлов отмечено дальнейшее снижение содержания пролина особенно при высоких концентрациях поллютантов.

У проростков *Lolium perenne* L. в ответ на все варианты загрязнения почвы ионами кобальта и марганца отмечено снижение содержания свободного пролина на 4-26%, а комплексное внесение тяжелых металлов способствует дальнейшему снижению концентрации этой аминокислоты на 15-22% по сравнению с контролем.

Аккумуляция свободного пролина прослеживается у растений при условиях засухи, засоления, низких положительных температур и других факторов, инициирующих снижение водного потенциала клеточного сока. В то же время в литературе приведено большое количество данных, которые свидетельствуют о важной роли пролина в выживании растений в условиях стресса [122]. Свободный пролин при стрессовых условиях вызывает полифункциональный биологический эффект, который проявляется не только в осморегуляторной и протекторной, а

также и в антиоксидантной, энергетической и других функциях, которые обеспечивают поддержку клеточного гомеостаза и его переход в новое адаптивное состояние [5].

В условиях фиторемедиации деградированных почв свободный пролин при действии на растения ионов тяжелых металлов способствует поддержанию в клетках водного гомеостаза, как осморегулятор [124], защищает белки от денатурации [119] и стабилизирует механизм их биосинтеза. Поэтому, аккумуляция свободного пролина у растений-гипераккумуляторов тяжелых металлов, которые используют в технологии фитовосстановления почв, в ответ на действие ионов кобальта и марганца, повышает устойчивость растений к полиметаллическому стрессу.

Свободные аминокислоты играют важную роль в общем метаболизме как промежуточные или конечные продукты, что проявляется в их взаимодействии между собой и другими соединениями, так и в их взаимопревращении и воздействии на основной путь ассимиляции азота – синтез белка. Свободные аминокислоты, которые накапливаются в условиях стресса, представляют особый интерес, поскольку эти вещества не только занимают важное место в поддержании осмотического потенциала клеток, но и выполняют различные протекторные и регуляторные функции.

Проведенные исследования показали, что у устойчивых к загрязнению проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. прослеживается увеличение содержания триптофана почти во всех вариантах загрязнения почвы ионами кобальта и марганца (рисунок 7.10, 7.11).

Так, у проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon* при внесении в почву кобальта содержание триптофана увеличивается на 88% по сравнению с контролем, а при увеличении концентрации металла до 2 ПДК – содержание данной аминокислоты соответственно увеличивается на 187%. Подобная тенденция прослеживается и при загрязнении почвы соединениями марганца –

при внесении Mn^{2+} в концентрации 1,5 г/кг, содержание триптофана увеличивается на 51%, а при внесении 3 г/кг марганца этот показатель увеличивается на 183%. Даже при комплексном внесении тяжелых металлов прослеживается увеличение концентрации триптофана на 23-43%.

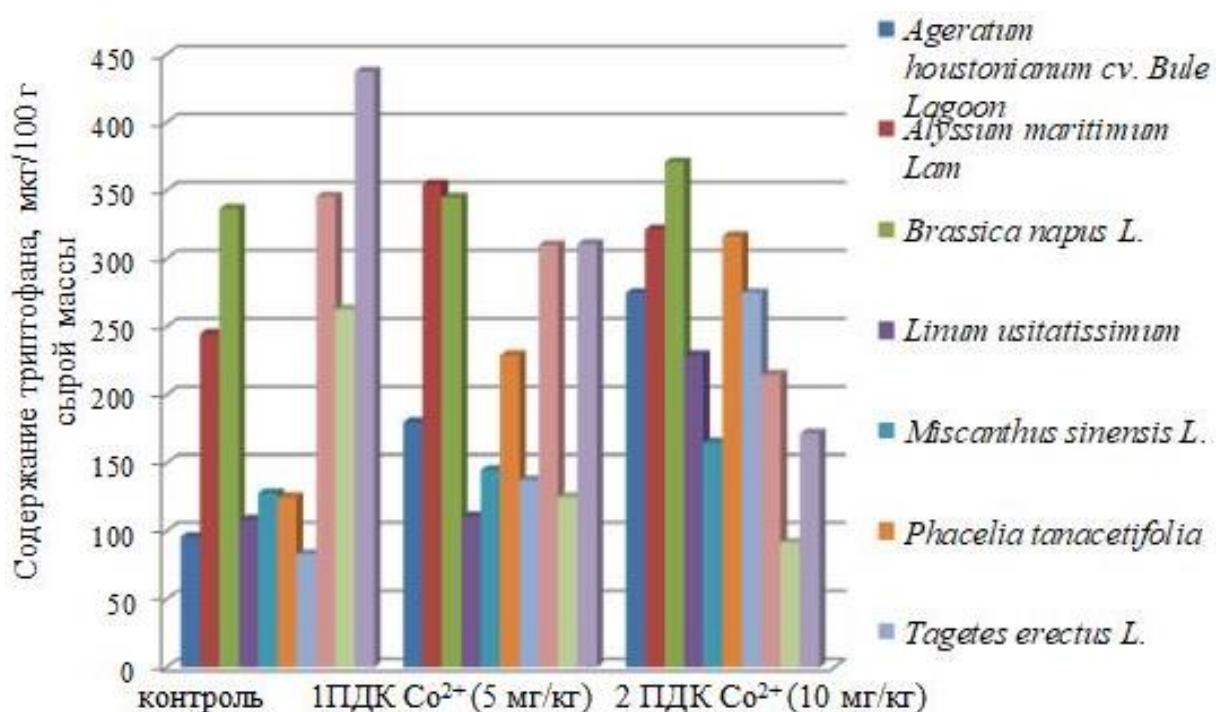


Рисунок 7.10 – Содержание триптофана в проростках растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта

Отдельное внесение в почву ионов кобальта, как низкой, так и высокой концентрации активирует образование триптофана в проростках *Linum usitatissimum*, особенно при высокой концентрации поллютанта, на 90-293%, по сравнению с контрольными растениями. Внесение в почву ионов марганца в концентрации 1,5 г/кг увеличивает содержание аминокислоты на 93% при увеличении концентрации тяжелого металла до 2ПДК содержание триптофана больше контрольного показателя на 233%. В условиях комплексного действия соединений кобальта и марганца концентрация триптофана превышает контрольный показатель на 179-536%.

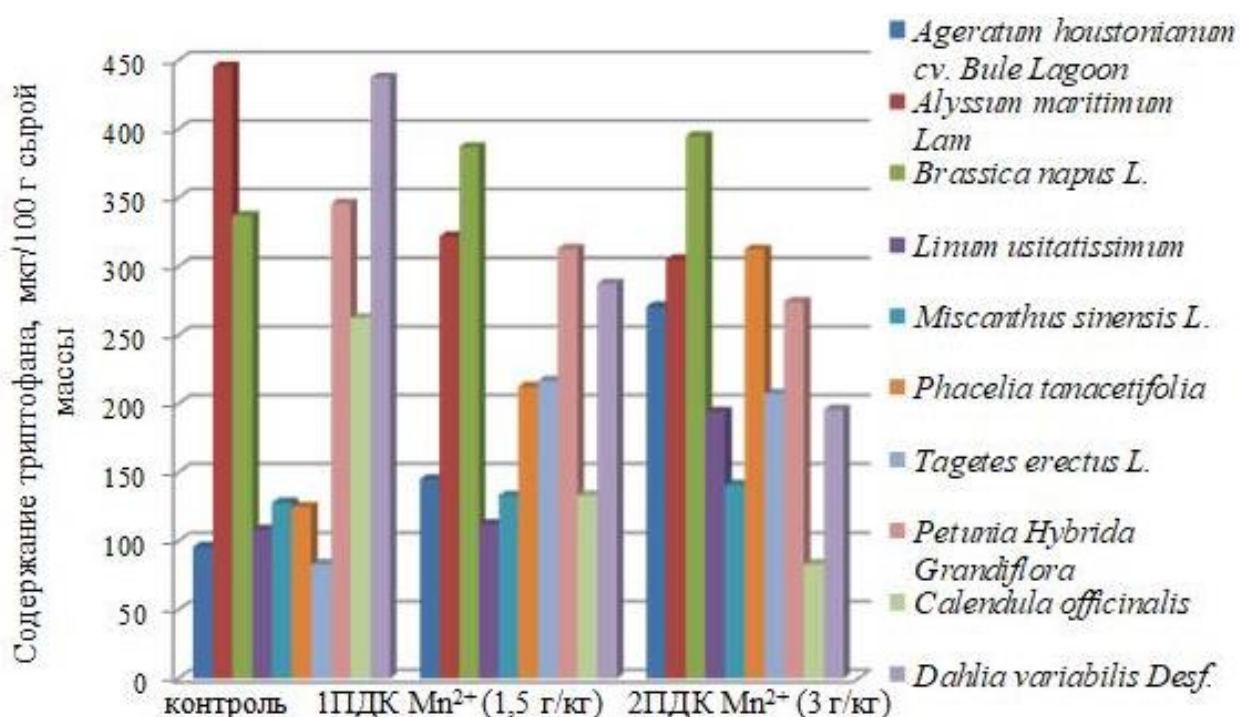


Рисунок 7.11 – Содержание триптофана в проростках растений в условиях загрязнения почвы ионами марганца

У проростков *Atriplex hortense* L. при отдельном внесении ионов кобальта концентрация триптофана увеличивается на 148-317%, а при внесении ионов марганца – на 113-209% по сравнению с контрольными растениями. При условиях комплексного загрязнения почвы содержание аминокислоты соответственно увеличивается на 226-465%. Повышение содержания триптофана в проростках растений под действием загрязнения почвы тяжелыми металлами является одним из важных механизмов биохимической адаптации растительной клетки [144].

У толерантных к загрязнению почвы тяжелыми металлами видов *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia aqnostifolla* H., *Tagetes erectus* L., *Agrostis vulgaris* With., *Poa pratensis* L. также прослеживается рост концентрации свободного триптофана во многих вариантах загрязнения почвы. Незначительные концентрации тяжелых металлов увеличивают содержание триптофана у проростков *Agrostemma githago* на 46-103%. При увеличении концентрации поллютантов до 2ПДК также прослеживается положительная тенденция к увеличению содержания триптофана.

Совместное действие загрязнителей не оказывает негативного влияния на содержание аминокислоты, а прослеживается положительная тенденция к увеличению концентрации триптофана на 83-128%. Даже при условиях высокой концентрации поллютантов концентрация аминокислоты увеличивается на 91-100%, по сравнению с контролем.

Во всех исследованных вариантах загрязнения почвы тяжелыми металлами содержание триптофана у проростков *Phacelia tanacetifolia* увеличивается. Отдельное внесение ионов кобальта и марганца стимулирует синтез аминокислоты даже при высоких концентрациях загрязнителей. Так, в варианте внесения в почву Co^{2+} в концентрации 10 мг/кг концентрация триптофана увеличивается на 153%, а в варианте внесения Mn^{2+} в концентрации 1,5 г/кг – на 150%. В условиях совместного внесения поллютантов содержание аминокислот также увеличивается, особенно при действии высоких концентраций тяжелых металлов на 110-140% по сравнению с контролем.

Подобная тенденция прослеживается и у проростков *Zinnia aqunatifolia* Н. Загрязнение почвы небольшими концентрациями кобальта приводит к увеличению содержания триптофана на 28%, а при дальнейшем увеличении концентрации тяжелого металла содержание триптофана увеличивается на 48%. Внесение в почву марганца в концентрации 1,5 г/кг стимулирует синтез триптофана на 23%, а дальнейшее увеличение концентрации марганца до 2 ПДК увеличивает концентрацию аминокислоты на 43%. В условиях совместного действия тяжелых металлов прослеживается дальнейший рост содержания триптофана у проростков на 67-95%, особенно в условиях высокой концентрации поллютантов.

У проростков *Tagetes erectus* L. прослеживается увеличение содержания триптофана как при отдельном внесении кобальта и марганца на 65-230%, так и при комплексном внесении тяжелых металлов на 65-145% по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве. Только в варианте наибольшей концентрации тяжелых металлов концентрация триптофана почти не

отличается от контрольного показателя. Прослеживается некоторое увеличение содержания аминокислоты, но эти изменения не являются достоверными.

Небольшие концентрации, как кобальта, так и марганца при отдельном внесении, увеличивают содержание триптофана у проростков *Salvia splendens* на 34-80%, по сравнению с контролем, а при увеличении концентрации поллютантов до 2ПДК, содержание аминокислоты продолжает увеличиваться на 131-178%. При комплексном внесении тяжелых металлов, особенно при высоких концентрациях поллютантов, концентрация триптофана резко возрастает на 215-296%.

При внесении в почву соединений кобальта и марганца наблюдается их ингибирующее влияние на более чувствительные к загрязнению почвы тяжелыми металлами проростки *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L., что очевидно, связано с накоплением ионов металлов в тканях растений, следствием чего является снижение содержания свободного триптофана и ослабление защитных систем растений.

Так, у проростков *Alyssum maritimum* Lam. при отдельном внесении ионов кобальта содержание триптофана уменьшается на 20-28% в сравнении с контрольными растениями. В условиях загрязнения почвы ионами марганца концентрация триптофана уменьшается на 28-32%. Наиболее негативное влияние на содержание свободного триптофана оказывает комплексное внесение поллютантов – содержание данной аминокислоты уменьшается на 38-47%.

Негативное влияние полиметаллического загрязнения почвы на содержание триптофана зафиксировано и у проростков *Dahlia variabilis* Desf. Даже незначительные концентрации тяжелых металлов подавляют образование триптофана на 29-34%, а при увеличении концентрации загрязнителей прослеживается дальнейшее уменьшение концентрации аминокислоты на 55-61%. Наиболее негативное влияние оказывает совместное действие тяжелых металлов, особенно при высоких концентрациях поллютантов, содержание триптофана уменьшается на 38-73% по сравнению с контрольными растениями.

Совершенно иная тенденция прослеживается у проростков *Cosmos sulphureus* Cav. Отдельное внесение кобальта увеличивает содержание свободного триптофана у проростков на 36-51%, а при отдельном внесении марганца наблюдается увеличение содержания аминокислоты на 29%. Совместное действие поллютантов также не оказывает негативного влияния на содержание триптофана, а прослеживается увеличение его содержания на 66-111%.

При всех вариантах внесения в почву тяжелых металлов отмечена тенденция постепенного уменьшения содержания триптофана в вегетативных органах проростков *Calendula officinalis* и *Petunia Hybrida Grandiflora*. Наблюдается резкое снижение концентрации аминокислоты на 10-12% даже при незначительных концентрациях поллютантов, а при дальнейшем увеличении концентрации ионов тяжелых металлов до 2ПДК продолжается и уменьшение содержания триптофана на 21-37%. Совместное действие поллютантов приводит к наибольшему снижению концентрации аминокислоты на 51-55%.

У проростков *Silene coeli rosa* при отдельном внесении тяжелых металлов отмечено уменьшение концентрации триптофана даже при низкой концентрации загрязнителей. Так, в варианте внесения Co^{2+} в концентрации 10 мг/кг, содержание аминокислоты уменьшается на 59%, а в варианте внесения в почву Mn^{2+} в концентрации 3 г/кг содержание триптофана уменьшается почти на 51%. При совместном действии поллютантов прослеживается дальнейшее уменьшение концентрации триптофана, особенно при высокой концентрации поллютантов.

Внесение в почву незначительных концентраций кобальта уменьшает концентрацию триптофана у проростков *Bromus arvensis* L. на 35%, а внесение ионов марганца в концентрации 1,5 г/кг не оказывает достоверного влияния на этот показатель. При увеличении концентрации загрязнителей до 2 ПДК наблюдается негативное воздействие поллютантов, а концентрация изученной аминокислоты уменьшается на 29-43%. Совместное действие поллютантов, также оказывает достоверное негативное влияние на содержание триптофана, прослеживается тенденция к уменьшению этого показателя на 26-46%.

Загрязнение почвы соединениями кобальта во всех вариантах исследования приводит к увеличению содержания свободного триптофана в проростках *Festuca rubra* L. почти на 159%, а при внесении ионов марганца концентрация данной аминокислоты увеличивается на 59-84%, особенно при высоких концентрациях поллютанта. При совместном загрязнении ионами тяжелых металлов повышается содержание триптофана на 96-212%, а при дальнейшем росте концентрации поллютантов прослеживается существенное увеличение концентрации аминокислоты на 118-289%.

У проростков *Poa pratensis* L. в условиях внесения в почву ионов кобальта прослеживается уменьшение содержания триптофана на 19%, при увеличении концентрации поллютанта до 2 ПДК показатель аминокислоты увеличивается на 35%. Во всех вариантах отдельного внесения соединений марганца концентрация триптофана уменьшается на 6-8% по сравнению с контрольными растениями, причем при увеличении концентрации поллютанта прослеживается динамика уменьшения концентрации триптофана. Комплексное внесение загрязнителей негативно влияет на содержание триптофана. Так, при совместном действии кобальта и марганца, при низких концентрациях, содержание аминокислоты уменьшается на 44%, при дальнейшем увеличении концентрации тяжелых металлов этот показатель меньше контрольного на 23-59%.

У проростков *Agrostis vulgaris* With. при действии незначительных концентраций ионов кобальта и марганца отмечено возрастание концентрации свободного триптофана на 19-78% по сравнению с контрольными растениями. При увеличении концентрации поллютантов до 2ПДК содержание аминокислоты продолжает увеличиваться. Наибольшие показатели концентрации триптофана отмечены в условиях комплексного внесения поллютантов. Так, в варианте внесения Co^{2+} в концентрации 5 мг/кг и Mn^{2+} в концентрации 1,5 г/кг, содержание триптофана достоверно увеличивается на 78%, а в варианте внесения Co^{2+} в концентрации 10 мг/кг и Mn^{2+} в концентрации 3 г/кг, содержание аминокислоты увеличивается на 161% по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной почве.

Исследования показали, что во всех вариантах внесения в почву соединениями кобальта и марганца зафиксировано увеличение концентрации свободного триптофана в листьях проростков *Lolium perenne* L. При увеличении концентрации поллютантов отмечена тенденция к увеличению содержания аминокислоты. Наибольшее содержание триптофана зафиксировано при комплексном внесении ионов кобальта и марганца на 57-133%.

Большинство исследований динамики накопления свободных аминокислот в условиях технологии фитовосстановления почв свидетельствует о положительной зависимости между устойчивостью растений к тому или иному фактору и их содержанием, а также об обратном характере процесса их накопления. Это дает основания рассматривать рост количества свободных аминокислот преимущественно как защитно-адаптационный процесс, а не отражения деструктивных явлений повреждения растений.

Существуют также данные о значении триптофана и других свободных аминокислот в стабилизации мембран растительных клеток [128]. Специфическое значение свободные аминокислоты могут иметь при действии на растения токсичных концентраций ионов тяжелых металлов. В частности, аминокислоты, количество которых в растениях увеличивается при загрязнении среды, способные образовывать недиссоциированные комплексы с тяжелыми металлами [128]. Таким образом, количественный состав свободных аминокислот растений-гипераккумуляторов тяжелых металлов зависит как от внутренних процессов, так и от действия внешних факторов. Защитное действие аминокислот является полифункциональным и его проявление наблюдается при экстремальных условиях различной природы: гипо- и гипертермии, осмотическом и солевом стрессе, действии гербицидов, тяжелых металлов и других ксенобиотиков.

ОБЩИЕ ВЫВОДЫ

1. Разработан способ, позволяющий повысить уровень экологической безопасности урбанизированных территорий вокруг опасных для окружающей среды промышленных объектов за счет применения технологии фитореставрации почв с получением биотоплива.

2. Для уменьшения уровня загрязнения почв возле металлургических предприятий по данным индекса толерантности, комплекса морфометрических показателей и скорости роста выделены виды, устойчивые к полиметаллическому стрессу: *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. Относительно устойчивы (толерантные): *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia agnustifolia* H., *Tagetes erectus* L., *Agrostis vulgaris* With., *Poa pratensis* L. Чувствительные: *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L.

3. В технологии фитореставрации почв, с целью получения биоэнергетического сырья установлена наибольшая теплота сгорания в условиях полиметаллического стресса у устойчивых проростков *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. 16,5-18,0 МДж/кг, которые так же отличаются высокой биопродуктивностью: *Miscanthus sinensis* L. – 15-20 т/га, *Brassica napus* L. – 3-3,5 т/га, у *Linum usitatissimum* L. – 1,5-2 т/га, у *Atriplex hortense* L., *Bromus arvensis* L. биопродуктивность варьирует от 1 до 1,5 т/га. Наименьшая теплота сгорания отмечена у чувствительных *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L.

4. Выделены устойчивые к загрязнению почв растения-гипераккумуляторы тяжелых металлов *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L. у которых зафиксирован самый высокий фактор переноса металла в пределах 15, что говорит об их высокой сорбционной способности. У толерантных *Echinacea purpurea* L., *Agrostemma githago* L., *Silene coeli rosa*, *Phacelia tanacetifolia* L., *Zinnia aqunustifolia* Н., *Tagetes erectus* L., *Agrostis vulgaris* With., *Poa pratensis* L. фактор переноса металла снизился до 6,5. Наименьшая способность накапливать ионы тяжелых металлов отмечена у чувствительных к загрязнению проростков *Salvia splendens* L., *Petunia Hybrida Grandiflora*, *Calendula officinalis* L., *Dahlia variabilis* Desf., *Festuca rubra* L.

5. Реабилитация территорий, прилегающих к автомобильным дорогам, может быть реализована за счет высевания клещевины, которая обладает гипераккумулирующей способностью к соединениям свинца. Зависимость концентрации свинца в побегах клещевины от концентрации в растворе при гидропоническом выращивании клещевины подчиняется закону Вагелера–Ленгмюра. Распределение концентрации свинца между семенами и корнями растения, и концентрацией свинца в растворе описывается логистической зависимостью. Выведены аналитические зависимости степени концентрирования свинца в семенах и побегах клещевины в зависимости от концентрации в растворе при гидропоническом выращивании клещевины. Территорию выращивания фитосорбентов целесообразно ограничить расстоянием по 10 м от кромки автотрассы.

6. При опытно-промышленной апробации технологии фиторемедиации почв возле металлургических предприятий в условиях полиметаллического стресса подтверждена высокая сорбционная способность видов-гипераккумуляторов *Ageratum houstonianum* cv. *Bule Lagoon*, *Alyssum maritimum* Lam., *Brassica napus* L., *Cosmos sulphureus* Cav., *Linum usitatissimum* L., *Atriplex hortense* L., *Miscanthus sinensis* L., *Lolium perenne* L., *Bromus arvensis* L., которые

можно использовать в технологии восстановления деградированных почв. Распределение концентрации ионов тяжелых металлов между вегетативными органами растений и их концентрацией в растворе описывается логистической зависимостью. Технология фитореабилитации в 6-11 раз дешевле химических и механических технологий очистки почв, не несет проблемы безопасности, и дает возможность получения дополнительного экономического эффекта.

7. У устойчивых к загрязнению растений отмечена стабильная тенденция к увеличению биоадаптационных характеристик: активности антиоксидантных ферментов, количества аминокислот, что указывает на их высокую адаптационную способность и возможность использования в технологии фиторемедиации загрязненных почв. У чувствительных к действию поллютантов видов в условиях полиметаллического стресса активность антиоксидантных ферментов и содержание аминокислот уменьшается, что говорит о невозможности их применения в технологии фиторемедиации почв.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Аверина, Н.Г. Изучение феофитинизации хлорофилла под действием хелаторов металлов пиридинового ряда / Н.Г. Аверина, Н.В. Шалыго, Н.Н. Линник // Физиология растений. – 1991. – Т. 38, № 6. – С. 1059-1066.
2. Авксентьева, О.О. Роль білкової системи у формуванні адаптивних реакцій до посухи на ранніх етапах онтогенезу озимої пшениці: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук: спец. 03.00.12 „Фізіологія рослин” / О.О. Авксентьева. – Дніпропетровськ, 2005. – 20 с.
3. Адамовская, В.Г. Изменение активности фенилаланин-аммиак-лиазы, суммарного содержания фенольных соединений и лигнина в проростках ярового ячменя при действии фузариозной инфекции и салициловой кислоты / В.Г. Адамовская, О.О. Молодченкова, Л.Й. Цисельская, Л.Я. Безкровая // Вісник Харківського національного аграрного університету, серія біологія. – Харьков, 2007, вип. 1(10). – С. 50-58.
4. Алексеева-Попова, Н.В. Генотипические реакции устойчивых к цинку популяций шалфея степного / Н.В. Алексеева-Попова, Т.И. Игошина // Физиология и биохимия культурных растений. – 1993. – Т. 25, № 1. – С. 19-23.
5. Амосова, Н.В. О комбинированном действии алюминия и железа на проростки ячменя и пшеницы / Н.В. Амосова, Б.И. Сынзыныс // Сельскохозяйственная биология. – 2005. – № 1. – С. 85-88.
6. Амосова, Н.В. Фито- и генотоксическое действие ионов железа, кобальта и никеля на физиологические показатели растений различных видов / Н.В. Амосова, И.А. Тазина, Б.И. Сынзыныс // Сельскохозяйственная биология. – 2003. – № 5. – С. 49-54.
7. Ахметова, Г. В. Загрязнение свинцом почв различных категорий землепользования на территории города Петрозаводска / Г. В. Ахметова, С.Г. Новиков // Современные проблемы науки и образования. – 2014. – № 1. –

С. 333.

8. Бабаджанова, М.А. Мультиферментный комплекс ключевых ферментов фотосинтеза / М.А. Бабаджанова, Ю.С. Насыров // Физиология растений. – 1992. – Т. 39, № 4. – С. 753-759.
9. Барсукова, В.С. Влияние избытка кадмия на содержание макро- и микроэлементов у контрастных по устойчивости сортов пшеницы / В.С. Барсукова, О.И. Гамзикова // Физиология и биохимия культурных растений. – 2000. – Т. 32, № 1. – С. 47-54.
10. Баширова, Р.М. Химический состав корней и урожайность растений *Angelica archangelica* L. под влиянием сульфата кобальта / Р.М. Баширова, А.Ю. Касьянова // Сельскохозяйственная биология. – 2005. – № 1. – С. 73-76.
11. Безсонова, В.П. Вплив важких металів на пігментну систему листка / В.П. Безсонова // Укр. ботан. журн. – 1992. – Т. 49, № 2. – С. 63-69.
12. Безсонова, В.П. Пасивний моніторинг забруднення середовища важкими металами з використанням трав'яних рослин / В.П. Безсонова // Укр. ботан. журн. – 1991. – Т. 48, № 2. – С. 77-80.
13. Безсонова, В.П. Вплив аерогенного забруднення навколишнього середовища на вміст проліну в листках декоративних квіткових рослин / В.П. Безсонова, Л.М. Фендюр, Т.М. Пересипкіна // Укр. ботан. журн. – 1995. – Т. 52, № 6. – С. 839-845.
14. Безсонова, В.П. Можливості використання декоративних квіткових рослин для фітоіндикації забруднення навколишнього середовища / В.П. Безсонова, Л.М. Фендюр, Т.М. Пересипкіна // Укр. ботан. журн. – 1996. – Т. 53, № 3. – С. 225-231.
15. Безсонова, В.П. Вплив важких металів на проростання насіння деревних рослин / В.П. Безсонова, Т.І. Юсипіва // Проблеми ботаніки і мікології на порозі третього тисячоліття: Матеріали X з'їзду Українського ботанічного товариства. – Київ, 1997. – 296 с.
16. Беспалова, С.В. Біотехнології для нормалізації екологічного стану Донбасу / С.В. Беспалова // Донецький вісник наукового товариства ім. Шевченка: Біологія.

Біофізіологія. Медицина. Психологія. – Донецьк, 2006. – 112 с.

17. Бессонова, В.П. Влияние полистимулина К на фотосинтетический аппарат растений чины душистой, выращенных при избытке в среде железа, марганца и хрома / В.П. Бессонова // Физиология и биохимия культ. растений. – 1991. – Т. 33, № 3. – С. 158-163.
18. Бессонова, В.П. Влияние тяжелых металлов и полистимулина К на антиоксидантную систему клеток листьев чины душистой / В.П. Бессонова // Физиология и биохимия культурных растений. – 1992. – Т. 24, № 2. – С. 147-152.
19. Бессонова, В.П. Накопление и распределение микроэлементов в культурфитоценозах промышленных предприятий / В.П. Бессонова // Проблемы сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 58-59.
20. Бессонова, В.П. Вплив надлишку хрому на активність хлорофілази в листках рослин / В.П. Бессонова, С.О. Яковлева // Укр. ботан. журн. – 1999. – Т. 56, № 4. – С. 364-369.
21. Бессонова, В.П. Вплив надлишку хрому на вміст каротиноїдів у листках рослин / В.П. Бессонова, С.О. Яковлева // Укр. ботан. журн. – 2000. – Т. 57, № 3. – С. 306-309.
22. Бильчук, В.С. Исследование влияния ионов свинца и кадмия на систему оксидоредуктаз проростков кукурузы / В.С. Бильчук // Проблемы сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 14.
23. Битюцкий, Н.П. Содержание металлов в органах зерновки и рост корней кукурузы при прорастании / Н.П. Битюцкий, С.В. Магницкий, Л.П. Коробейников, С.М. Щипачев, В.В. Терлеев, Г.В. Матвеева // Физиология растений. – 1999. – Т. 46, № 3. – С. 495-499.
24. Богдан, Т.З. Влияние лития на фотосинтетическую активность листьев и продуктивность озимой пшеницы / Т.З. Богдан, О.О. Стасик, Е.С. Ткачук // Физиология и биохимия культ. растений. – 1991. – Т. 23, № 2. – С. 126-130.
25. Богуславская, Л.В. Комбинированное влияние солей кадмия, свинца и

никеля на пролиферативную активность меристематических участков корней кукурузы (*Zea mays* L.) / Л.В. Богуславская, Н.Ф. Павлюкова // Сучасні проблеми фізіології та інтродукції рослин: Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції до 90-річчя від дня народження професора О.Ф. Михайлова. – Дніпропетровськ: ДНУ, 2005. – 112 с.

26. Боева, Н.П. Влияние нарастающих концентраций нитрата свинца и бромида кадмия на некоторые физиолого-биохимические показатели растений огурца и ячменя / Н.П. Боева // Актуальні проблеми фізіології рослин і генетики: Тези доповідей VI конференції молодих вчених, присвяченої 50-й річниці з дня заснування Інституту фізіології рослин і генетики НАН України (9-11 жовтня 1996 р.). – Київ, 1996. – С. 56-57.

27. Бойко, М.І. Методичні вказівки до виконання лабораторних робіт з теми „Фотосинтез” курсу „Фізіологія рослин” / М.І. Бойко, Ю.Г. Приседський, Г.М. Негруцька, З.І. Синельщикова, П.А. Сичов, О.В. Запорожченко, М.М. Сухомлин. – Д.: 1999. – 30 с.

28. Бойко, М.І. Методичні вказівки до виконання лабораторних робіт з теми “Білковий обмін, ферменти, нуклеїнові кислоти і вітаміни” спецкурсу “Великий практикум” / М.І. Бойко, Ю.Г. Приседський. – Донецьк: ДонДУ, 1999. – 35 с.

29. Большаков, В.А. Агротехногенное загрязнение почвенного покрова тяжелыми металлами: источники, масштабы, рекультивация / В.А. Большаков и др. – М., 1993. – 91 с.

30. Большакова, М.О. Фітогормони та структура листків деревних видів, адаптованих до різних екологічних умов / М.О. Большакова: Автореф. дис. ... канд. біол. наук / Київ. нац. ун-т ім. Т. Шевченка. – К., 1999. – 17 с.

31. Бортнік, Л.М. Екологічна оцінка урболандшафтів за вмістом важких металів у системі ґрунт-рослина (на прикладі міста Харкова) / Л.М. Бортнік: Автореф. дис. ... канд. біол. наук / Дніпропетр. держ. ун-т. – Д., 1999. – 19 с.

32. Бычков, С.А. Накопление тяжелых металлов в хвое сосны крымской в насаждениях г. Мариуполя и его окрестностей / С.А. Бычков, И.И. Коршиков // Проблемы сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000

р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 4.

33. Ваврух, М. Активність антиоксидантних ензимів Вербі ламкої (*Salix fragilis* L.) за дії йонів кадмію та свинцю / М. Ваврух, Ю. Долайчук, М. Кобилецькі, О. Терек // II Міжнародна наукова конференція студентів і аспірантів „Молодь та поступ біології” (Львів, 21-24 березня 2006 р.). – Львів, 2006. – С. 359.
34. Коршиков, И.И. Взаимодействие растений с техногенно загрязненной средой. Устойчивость. Фитоиндикация. Оптимизация / И.И. Коршиков, В.С. Котов, И.П. Михеенко и др. – К.: Наук. думка, 1995. – 175 с.
35. Витищенко, И.Ю. Проблемы загрязнения сельскохозяйственных угодий тяжелыми металлами / И.Ю. Витищенко, М.М. Тимофеев, В.А. Черепов // Проблемы екології та охорони природи техногенного регіону: Зб. наук. праць. – Донецьк, 1999. – С. 31-36.
36. Водяницкий, Ю.Н. Тяжелые и сверхтяжелые металлы и металлоиды в загрязненных почвах / Ю.Н. Водяницкий. – М.: ГНУ Почвенный институт им. В.В. Докучаева Россельхозакадемии, 2009. – 95 с.
37. Воробець, Н.М. Розподіл свинцю у органах рослин соняшника та квасолі при вирощуванні їх на різних концентраціях ацетату свинцю / Н.М. Воробець, І.М. Микієвич, Н.О. Калинович // Проблеми сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 17.
38. Высоцкий, С.П. Восстановление почв, загрязненных тяжелыми металлами, методом фиторемедиации / С.П. Высоцкий, О.В. Фрунзе // Вестник Автомобильно-дорожного института Донецкого национального технического университета: международный научно-технический журнал / Автомобильно-дорожный институт ГОУВПО «Донецкий национальный технический университет». – Горловка:, 2019. – Вып. № 3(30). – С. 35-43.
39. Высоцкий, С.П. Пути решения проблем экологической безопасности автотранспорта / С.П. Высоцкий, Н.В. Игнатенко, Н.А. Столярова // Екологічні проблеми паливно-енергетичного комплексу. II регіональна наукова конференція аспірантів і студентів, 26-27 квітня 2011 р., Донецьк, 2011. – С.16-18
40. Высоцкий, С. П. Пути снижения влияния автотранспорта на окружающую

среду / С.П. Высоцкий, Н.А. Столярова, А.В. Фаткулина, К.С. Широких // Вісті Автомобільно-дорожнього інституту: науково-виробничий збірник / ДВНЗ «ДонНТУ» АДІ. Горлівка, 2012. – № 1(14). – С. 139-145.

41. Высоцкий, С.П. Фитореабилитация близлежащих к автомобильным трассам территорий / С.П. Высоцкий, О.В. Фрунзе // Вестник Автомобильно-дорожного института Донецкого национального технического университета: международный научно-технический журнал / Автомобильно-дорожный институт ГОУВПО «Донецкий национальный технический университет». – Горловка:, 2019. – Вып. № 2(29). – С. 59-65.

42. Высоцкий, С.П. Фиторемедиация загрязненных тяжелыми металлами почв с помощью злаков / С.П. Высоцкий, О.В. Фрунзе // Вестник Академии гражданской защиты: научный журнал. – Донецк: ГОУВПО «Академия гражданской защиты» МЧС ДНР, 2019. – Вып. 3 (19) – С. 117 – 123.

43. Гайсина, Л.А. Влияние тяжелых металлов на морфологию почвенной водоросли *Xanthonema silva* / Л.А. Гайсина, Л.С. Хайбуллина // Почвоведение. – 2007. – № 3. – С. 343-347.

44. Гармаш, Н.Ю. Влияние возрастающих доз тяжелых металлов на накопление их пшеницей и бобами в онтогенезе / Н.Ю. Гармаш // Физиология и биохимия культурных растений. – 1989. – Т. 21, № 2. – С. 141-146.

45. Гебхард, А.Г. Действие ионов ртути на растения ряски / А.Г. Гебхард, А.Г. Четвериков, В.В. Герасименко и др. // Физиология растений. – 1990. – Т. 37, № 2. – С. 349-355.

46. Гедзь, С.М. Влияние марганца и меди на содержание хлорофилла и его связь с белково-липидным комплексом пластид растений картофеля / С.М. Гедзь // Микроэлементы в обмене веществ и продуктивности растений: Сб. науч. тр. – К.: Наук. думка, 1984. – 216 с.

47. Глаголева, Т.А. Фотосинтетический метаболизм растений семейства *Chenopodiaceae* аридных засоленных территорий / Т.А. Глаголева, М.В. Чулановская // Физиология растений. – 1992. – Т. 39, № 4. – С. 671-679.

48. Говорина, В.В. Содержание и распределение кадмия, свинца и никеля в

растениях яровой пшеницы в зависимости от уровня минерального питания и загрязнения тяжелыми металлами / В.В. Говорина, Н.Г. Ракипов, Н.К. Сидоренкова и др. // Агроэкология – 2007. – № 3. – С. 61-67.

49. Грабовський, О.В. Міграція та акумуляція важких металів в агроценозах, прилеглих до автомагістралей, в умовах Закарпаття (грунт-рослини-тварини) / О.В. Грабовський: Автореф. дис. ... канд. біол. наук / Чернів. нац. ун-т ім. Ю. Федьковича. – Чернівці, 2002. – 22 с.

50. Гуральчук, Ж.З. Механизмы устойчивости растений к тяжелым металлам / Ж.З. Гуральчук // Физиология и биохимия культ. растений. – 1994. – Т. 26, № 2. – С. 107-117.

51. Гуральчук, Ж.З. Фітотоксичність важких металів та стійкість рослин до їх дії / Ж.З. Гуральчук. – К.: Логос, 2006. – 208 с.

52. Давыдова, С.Л. Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века / С.Л. Давыдова. – М.: Изд-во РУДН, 2002. – 140 с.

53. Деви, С.Р. Антиокислительная активность растений *Brassica juncea*, подвергнутых действию высоких концентраций меди / С.Р. Деви, Н.В. Прасад // Физиология растений. – 2005. – Т. 52, № 2. – С. 233-237.

54. Демич, Ю.А. Содержание тяжелых металлов в объектах окружающей среды и состояние растительных популяций / Ю.А. Демич // Вестник СамГУ: Естественнаучная серия. – 2006. – №7(47). – С. 45.

55. Демків, О.Т. Вплив кадмію на ростові процеси і синтез ферментів у проростках кукурудзи (*Zea mays*) / О.Т. Демків, К.В. Терек, Н.Я. Речевська // Проблеми ботаніки і мікології на порозі третього тисячоліття: Матеріали Х з'їзду Українського ботанічного товариства. – Київ, 1997. – 296 с.

56. Дубовая, Е.В. Особенности экологии цветения каштана конского обыкновенного в условиях загрязнения среды токсикантами электрометаллургического комплекса / Е.В. Дубовая, А.Г. Арутюнян // Проблеми сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 20.

57. Ефремов, А.А. Влияние экологических факторов на химический состав

некоторых дикорастущих растений Красноярского края / А.А. Ефремов, Н.В. Шаталина, Е.Н. Стрижева, Г.Г. Первышина // Химия растит. сырья. – 2002. – №3. – С. 53-56.

58. Єрьомка, О.В. Роль аскорбінової кислоти у підвищенні стійкості декоративних рослин до шестивалентного хрому / О.В. Єрьомка // Проблеми ботаніки і мікології на порозі третього тисячоліття: Матеріали X з'їзду Українського ботанічного товариства. – Київ, 1997. – 296 с.

59. Жовинский, Э. Я. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины: монография / Э.Я. Жовинский, И.В. Кураева. – К.: Наукова думка. – 2002. – 213 с.

60. Заморуева, Л.Ф. Влияние тяжелых металлов на обмен липидов у злаковых культур / Л.Ф. Заморуева, В.Н. Глубокая, И.А. Филоник // Проблеми сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 21.

61. Зеленська, В.А. Аутоекотологічні аспекти впливу техногенного середовища на вищі рослини / В.А. Зеленська: Автореф. дис. ... кандидата біол. наук / Дніпропетровський державний університет. – Д., 2000. – 19 с.

62. Золотухина, Е.Ю. Связывание меди, кадмия, железа, цинка и марганца в белках водных макролитов / Е.Ю. Золотухина, Е.Е. Гавриленко // Физиология растений. – 1990. – Т. 37, № 4. – С. 651-658.

63. Журнаджи, Т.Г. Адаптивні можливості деяких квітково-декоративних рослин в умовах техногенного середовища / Т.Г. Журнаджи, Р.І. Пельтіхіна // Укр. ботан. журн. – 1997. – Т. 54, № 1. – С. 68-70.

64. Иванов, В.Б. Сравнение влияния тяжелых металлов на рост корня в связи с проблемой специфичности и избирательности их действия / В.Б. Иванов, Е.И. Быстрова, И.В. Серегин // Физиология растений. – 2003. – Т. 50, № 3. – С. 445-454.

65. Іванченко, О.Є. Дія полістимуліну К на транспорт електронів в хлоропластах декоративних квіткових рослин під впливом надлишку Fe^{2+} і Cr^{3+} в середовищі вирощування / О.Є. Іванченко // Сучасні проблеми фізіології та інтродукції рослин: Матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. до 90-річчя від дня

народження професора О.Ф. Михайлова. – Д.: ДНУ, 2005. – С. 112-113.

66. Іванченко, О.Є. Еколого-фізіологічні особливості азотного обміну декоративних однорічних рослин як індикатора забруднення промислових територій залізом та хромом / О.Є. Іванченко: Автореф. дис. ... канд. біол. наук / Дніпропетр. нац. ун-т. – Д., 2006. – 20 с.

67. Іванченко, О.Є. Активність нітратредуктази як індикатора забруднення довкілля / О.Є. Іванченко, В.П. Безсонова // Укр. ботан. журн. – 2004. – Т. 57, № 3. – С. 306-309.

68. Ильин, В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение / В.Б. Ильин // Почвоведение. – 2007. – №9 – С. 1112-1119.

69. Караваев, В.А. Изменения фотосинтетического аппарата листьев бобов в зависимости от содержания тяжелых металлов в среде выращивания / В.А. Караваев, А.М. Баулин, Т.В. Гордиенко, С.А. Довыдьков, А.Н. Тихонов // Физиология растений. – 2001. – Т. 48, № 1. – С. 47-54.

70. Каракис, К.Д. Начальные этапы поглощения корнем металлов-микроэлементов цинка, марганца и лития / К.Д. Каракис, Э.В. Рудакова, Т.Н. Сидоршина, М.М. Ермак // Физиология и биохимия культ. растений. – 1988. – Т. 20, № 4. – С. 376-383.

71. Карпухин, А.И. Влияние применения удобрений на содержание тяжелых металлов в почвах длительных полевых опытов / А.И. Карпухин, Н.Н. Бушуев // Агрохимия. – 2007. – №5. – С. 76-84.

72. Климов, С.В. Механизм адаптации растений к неблагоприятным условиям окружающей среды через изменение донорно-акцепторных отношений / С.В. Климов, Т.И. Трунова, А.Т. Мокроносов // Физиология растений. – 1990. – Т. 37, № 5. – С. 1024-1034.

73. Кобилецька, М.С. Адаптація рослин кукурудзи та сої до токсичної дії іонів кадмію: Автореф. дис. ... канд. біол. наук / М.С. Кобилецька. – Львів. нац. ун-т ім. І.Франка. – Л., 2003. – 20 с.

74. Колупаев, Ю.Е. Стрессовые реакции растений (молекулярно-клеточный уровень) / Ю.Е. Колупаев – Харьков: Харьк. гос. аграр. ун-т, 2001. – 173 с.

75. Колупаев, Ю.Е. Кальций и стрессовые реакции растений / Ю.Е. Колупаев // Вісник Харківського національного аграрного університету, серія біологія. – Харків, 2007, вип. 1(10). – С. 24-41.
76. Колупаєв, Ю.Є. Фізіолого-біохімічні механізми формування адаптивних реакцій рослин: роль активних форм кисню та іонів кальцію: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня доктора біол. наук: спец. 03.00.12. «Фізіологія рослин» / Ю.Є. Колупаєв – Київ, 2007. – 20 с.
77. Колесникова, А.А. Фиторемедиация почв, загрязненных ионами кобальта, марганца и хрома / А.А. Колесникова, А.П. Качмар, О.В. Фрунзе // Донецкие чтения 2019: образование, наука, инновации, культура и вызовы современности: Материалы IV Международной научной конференции (Донецк, 31 октября 2019 г.). – Том 2: Химико- биологические науки / под общей редакцией проф. С.В. Беспаловой. – Донецк: Изд-во ДонНУ, 2019. – С. 347-349.
78. Коршиков, И.И. Адаптация растений к условиям техногенно загрязненной среды / И.И. Коршиков – К.: Наук. думка, 1996. – 215 с.
79. Косик, О.І. Адаптивні реакції рослин на забруднення довкілля важкими металами / О.І. Косик // Актуальні проблеми флористики, систематики, екології та збереження фіторізноманіття: Матеріали конференції молодих вчених-ботаніків України (Львів 6-10 серпня 2002 р.). – Львів, 2002. – 262 с.
80. Косик, О.І. Трансформація ліпід-пігментних компонентів фотосинтетичних тканин *Triticum aestivum* L. за умов свинцевого навантаження: Автореф. дис. ... канд. біол. наук / О.І. Косик. – Київ. нац. ун-т ім. Т. Шевченка. – К., 2003. – 19 с.
81. Косулина, Л.Г. Физиология устойчивости к неблагоприятным факторам среды / Л.Г. Косулина, Э.К. Луценко, В.А. Аксенова. – Ростов н/Д: Изд-во Рост. ун-та, 2006. – 236 с.
82. Кривошеева, А.А. Влияние промышленных загрязнений на сезонные изменения содержания хлорофилла в хвое сосны обыкновенной / А.А. Кривошеева, С.А. Равнин, В.А. Калинин и др. // Физиология растений. – 1991. – Т. 38, № 1. – С. 163-167.
83. Кузьмин, С. И. Оценка экологического состояния почв в придорожных

полосах автомагістралей (на прикладі Мінської області) / С. И. Кузьмин, В.М. Феденя, А. В. Рудь // Современные проблемы геохимии, геологии и поисков месторождений полезных ископаемых: материалы научной конференции, посвященной 100-летию со дня рождения академика К. И. Лукашева, 14–16 марта 2006 г. – Минск: БГУ, 2007. – С. 127–129.

84. Куриленко, І.М. Вплив солового стресу і синтетичних регуляторів росту на активність каталази та пероксидази у проростках кукурудзи / І.М. Куриленко, Т.О. Палладіна // Укр. біохім. журн. – 2005. – Т. 77. – С. 86-94.

85. Лелюк, А.С. Вплив важких металів і регуляторів росту на вміст білка у рослин соняшника (*Helianthus annuus*) і сої (*Glycine max*) / А.С. Лелюк, О.І. Терек // II Міжнародна наукова конференція студентів і аспірантів «Молодь та поступ біології» (Львів, 21-24 березня 2006 р.). – Львів, 2006. – С. 385.

86. Липская, Г.А. Действие кобальта на фотосинтетический аппарат при разном содержании кислорода в питательной среде / Г.А. Липская // Физиология и биохимия культурных растений. – 1990. – Т. 22, № 2. – С. 147-152.

87. Липская, Г.А. Формирование фотосинтетического аппарата проростков ячменя, выращенных из семян с разным содержанием кобальта в стерильных и нестерильных условиях / Г.А. Липская // Физиология растений. – 1990. – Т. 37, № 4. – С. 668-673.

88. Литвин, Ф.Ф. Адаптация фотосинтеза к факторам внешней среды / Ф.Ф. Литвин, В.И. Звалинский // Физиология растений. – 1991. – Т. 38, № 2. – С. 318-327.

89. Лихолат, Ю.Г. Пошкоджувальність газоутворюючих злаків інгредієнтами промислових викидів / Ю.В. Лихолат // Проблеми сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 25.

90. Маєвська, С. Розподіл свинцю та кадмію у клітинах гаметофіта *Plagiomnium undulatum* (Hedw.) T. Kop. (Mniaceae, Bryopsida) / С. Маєвська, О. Кардаш, Л. Демків // Укр. ботан. журн. – 2000. – Т. 57, № 3. – С. 311-321.

91. Макарова, Л.Е. Влияние фенольных соединений, выделяемых корнями растений гороха (*Pisum sativum* L.), на размножение *Rhizobium* в ризосфере /

Л.Е. Макарова, С.Е. Латышева, Т.Е. Путилина // Вісник Харківського національного аграрного університету, серія біологія. – Харків, 2005, вип. 2(7), С. 42-49.

92. Маракаев, О.А. Техногенный стресс и его влияние на листовые древесные растения (на примере парков г. Ярославля) / О.А. Маракаев, Н.С. Смирнова, Н.В. Загоскина // Экология. – 2006. – №3. – С. 410-414.

93. Мельник, І.В. Вплив регуляторів росту на активність антиоксидантного захисту у рослин сої за дії іонів свинцю / І.В. Мельник, М.С. Масляк, О.І. Терек // II Міжнародна наукова конференція студентів і аспірантів „Молодь та поступ біології” (Львів, 21-24 березня 2006 р.). – Львів, 2006. – С. 391.

94. Минибаева, Ф.В. Особенности действия ионов кальция и кальциевого ионофора A23187 на мембранный потенциал и дыхание клеток корня пшеницы / Ф.В. Минибаева, Л.Х. Гордон // Физиология и биохимия культ. растений. – 1990. – Т. 22, № 3. – С. 225-230.

95. Микієвич, І.М. Роль аскорбінової кислоти та ферментів її метаболізму в адаптації рослин до токсичної дії іонів свинцю: Автореф. дис. ... канд. біол. наук / І.М. Микієвич. – Львів. нац. ун-т ім. І.Франка. – Л., 2003. – 20 с.

96. Мыцык, Л.П., Лихолат Ю.В. Изменение водного режима газонных злаков (Мятликов) под влиянием некоторых токсикантов химических предприятий / Л.П. Мыцык, Ю.В. Лихолат // Адаптация растений в антропогенных условиях: [сб. науч. работ / науч. ред. Винниченко А.Н. и др.]. – Днепропетровск: Днепропетровский государственный университет, 1992. – С. 69-75.

97. Мэннинг, У.Д. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений / У.Д. Мэннинг, У.А. Федер; [пер. с англ. Т.А. Головина, Л.Ф. Сальникова]. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1985. – 142 с.

98. Налимова, А.А. Влияние меди и цинка на рост *Spirulina platensis* и аккумуляция клетками тяжелых металлов / А.А. Налимова, В.В. Попова, Л.Н. Цоглина, Н.А. Пронина // Физиология растений. – 2005. – Т. 52, № 2. – С. 259-265.

99. Негруцкая, Г.М. Влияние марганца на ростовые показатели и индекс

- толерантности некоторых овощных культур / Г.М. Негруцкая, Н.Ф. Бородина // Праці наук. конференції Дон. нац. ун-ту за підсумками науково-дослідної роботи за період 1999-2000 р. (Секція біологічних наук. – Д.: ДонНУ, 2001. – С. 126-128.
100. Негруцкая, Г.М. Влияние ионов меди на активность ферментов некоторых сельскохозяйственных растений / Г.М. Негруцкая, Ю.В. Ибатулина // Проблеми сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 28.
101. Новікова, І.П. Порівняльна оцінка акумуляції шестивалентного хрому клітинами зелених водоростей / І.П. Новікова, Т.В. Паршикова // II Міжнародна наукова конференція студентів і аспірантів „Молодь та поступ біології” (Львів, 21-24 березня 2006 р.). – Львів, 2006. – С. 210.
102. Ольхович, О.П. Вміст пігментів у вищих водяних рослин під впливом важких металів / О.П. Ольхович, Н.М. Смірнова // Укр. ботан. журн. – 1995. – Т. 52, № 2. – С. 213-219.
103. Панин, М.С. Влияние марганца на молодые растения яровой пшеницы / М.С. Панин, А.Н. Королев // Агрохимия. – 2017. – №1 – С. 68-77.
104. Пасічна, О.О. Вплив міді та марганцю на фотосинтез, дихання та пігментну систему гідрофітів / О.О. Пасічна // Проблеми сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 32-33.
105. Петльований, О.А. Вплив важких металів на *Chlorella vulgaris* Beijer. / О.А. Петльований // Укр. ботан. журн. – 1998. – Т. 55, № 5. – С. 513-515.
106. Петрушина, Е.А. Влияние выбросов автотранспорта на накопление кадмия в растениях / Е.А. Петрушина // Проблеми сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 33.
107. Пигулевская, Т.К. Функционирование фотосинтетических цитохромов в хлоропластах растений, выращенных при избытке цинка в питательной среде / Т.К. Пигулевская, Б.Н. Иванов // Физиология и биохимия культ. растений. – 1998. – Т. 20, № 3. – С. 225-231.
108. Полетаєва, Т.Р. Активність окисно-відновних ферментів у рослин техногенних територій / Т.Р. Полетаєва, А.І. Крючкова, Н.П. Коцюбинська,

- В.Н. Зверковський // Проблеми сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 34.
109. Попов, В.Я. Исследование устойчивости растений к экзогенному воздействию тяжелых металлов в процессе онтогенеза / В.Я. Попов, В.С. Бильчук // Проблеми сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 35.
110. Приймак, О.П. Вплив різних рівнів забруднення викидами автотранспорту на ростові процеси декоративних квіткових рослин / О.П. Приймак // II Міжнародна наукова конференція студентів і аспірантів „Молодь та поступ біології” (Львів, 21-24 березня 2006 р.). – Львів, 2006. – С. 218.
111. Приседський, Ю.Г. Методичні вказівки до виконання лабораторних робіт із спецкурсу „Фотосинтез” (для студентів спеціальності „Фізіологія рослин”) / Ю.Г. Приседський, М.І. Бойко. – Донецьк: ДонНУ, 2001. – 45 с.
112. Приседський, Ю.Г. Пакет програм для проведення статистичної обробки результатів біологічних експериментів. Навчальний посібник / Ю.Г. Приседський. – Донецьк: ДонНУ, 2005. – 75 с.
113. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы: (ГН 2.1.7.2041–06): издание официальное: утверждены Руководителем Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека 19 января 2006 г.: введены в действие 23.01.2006. – Москва: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. – 15 с. – ISBN 5-7508-0599-9.
114. Постникова, Г.В. Изменения содержания пролина и триптофана у проростков декоративных травянистых растений в условиях действия кобальта и марганца / Г.В. Постникова, О.В. Жушман, О.В. Хромых // Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов: сборник докладов IX Международной научной конференции аспирантов и студентов / ДонНТУ, ДонНУ. – Донецьк: ГВУЗ «ДонНТУ», 2015. – С. 260-262
115. Рогозинський, М.С. Вплив іонів кадмію, міді та нікелю на вміст фітохелатинів у рослин / М.С. Рогозинський, М.Г. Мардаревич, Л.С. Язловицька //

Актуальні проблеми фізіології рослин і генетики: Тези доповідей VI конференції молодих вчених, присвяченої 50-й річниці з дня заснування Інституту фізіології рослин і генетики НАН України (9-11 жовтня 1996 р.). – Київ, 1996. – С. 62-63.

116. Родіна, В.В. Підходи до оцінки стійкості екосистем / В.В. Родіна // Укр. ботан. журн. – 1996. – Т. 53, № 3. – С. 293-297.

117. Савинов, А.Б. Интенсивность перекисного окисления липидов у *Taraxacum officinale* Wigg. и *Vicia cracca* L. в биотопах с разными уровнями загрязнения почв тяжелыми металлами / А.Б. Савинов, Л.Н. Курганова, Ю.И. Шекунов // Экология. – 2007. – № 6. – С. 191-197.

118. Савушкіна, І.Г. Вміст валової і рухливої форм деяких важких металів у ґрунтах південного берегу Криму / І.Г. Савушкіна // II Міжнародна наукова конференція студентів і аспірантів „Молодь та поступ біології” (Львів, 21-24 березня 2006 р.). – Львів, 2006. – С. 219.

119. Садовская, Е.Ф. Влияние тяжелых металлов и гербицидов на амилолитические ферменты проростков кукурузы / Е.Ф. Садовская, И.А. Филоник, А.Н. Винниченко // Проблемы сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 38

120. Саиди-Сар, С. Совместное влияние гибберелиновой и аскорбиновой кислот на перекисное окисление липидов и активность антиокислительных ферментов в проростках сои при обработке никелем / С. Саиди-Сар, Р.А. Хавари-Неджад // Физиология растений. – 2007. – Т. 54, № 1. – С. 85-91.

121. Сафонов, А.И. Видометаллоспецифичность и металловидогетерогенность фитотест-индикаторов поллютопрессинга / А.И. Сафонов // Проблемы сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 39.

122. Сафонов, А.И. Фиторемедиационный эффект по данным экологического мониторинга в Донбассе / А.И. Сафонов, О.В. Фрунзе // Среда, окружающая человека: природная, техногенная, социальная. Материалы VIII Международной научно-практической конференции Брянск, 25–27 апреля 2019 г. - Брянск, Изд-во БГИТУ, 2019. – С. 159-162.

123. Северин, С.Е. Практикум по биохимии: учеб. пособие / С.Е. Северин, Г.А. Соловьева. – 2-е изд. – М.: Изд-во МГУ, 1989. – 509с.
124. Серегин, И.В. Фитохелатины их роль в детоксикации кадмия у высших растений / И.В. Серегин // Успехи биологической химии. – 2001. – Т. 41. – С. 283-300.
125. Серегин, И.В. Передвижение ионов кадмия и свинца по тканям корня / И.В. Серегин, В.Б. Иванов // Физиология растений. – 1998. – Т. 45, № 6. – С. 899-905.
126. Серегин, И.В. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения / И.В. Серегин, В.Б. Иванов // Физиология растений. – 2001. – Т. 48, № 4. – С. 606-630.
127. Серегин, И.В. Транспорт, распределение и токсическое действие стронция на рост проростков кукурузы / И.В. Серегин, А.Д. Кожевникова // Физиология растений. – 2004. – Т. 51, № 2. – С. 241-248.
128. Серегин, И.В. Физиологическая роль никеля и его токсическое действие на высшие растения / И.В. Серегин, А.Д. Кожевникова // Физиология растений. – 2006. – Т. 53, № 2. – С. 285-308.
129. Серегин, И.В. Распределение и токсическое действие кадмия и свинца на корни кукурузы / И.В. Серегин, Л.К. Шпигун, В.Б. Иванов // Физиология растений. – 2004. – Т. 51, № 4. – С. 582-591.
130. Сигалов, Б.Я. Долголетние газоны. (Биологические основы культуры) / Б.Я. Сигалов – М.: Наука, 1971. – 320 с.
131. Сищиков, Д.В. Глутатіонзалежна антиоксидантна система і толерантність проростків кукурудзи, сої й гороху за дії кадмію та нікелю: Автореф. дис. ... канд. біол. наук / Д.В. Сищиков. – НАН України. Ін-т фізіології рослин і генетики. – К., 2003. – 18 с.
132. Скопецка, О.В. Еколого-фізіологічна оцінка свинцевого навантаження в системі «грунт-рослина» та прогнозування ступеня забруднення агроценозів: Автореф. дис. ... канд. біол. наук / Дніпропетр. нац. ун-т. – Д., 2006. – 20 с.
133. Сызыныс, Б.И. О действии алюминия на проростки пшеницы при разных

значениях pH среды культивирования / Б.И. Сызыныс, О.Г. Никольская, Н.В. Буланова, О.В. Харламова // Сельскохозяйственная биология. – 2004. – № 3. – С. 80-84.

134. Сыщиков, Д.В. Фитохелатины: структура, биосинтез, функции / Д.В. Сыщиков // Вісник Харківського національного аграрного університету, серія біологія. – Харьков, 2007, вип. 2(11), С. 6-17.

135. Таланова, В.В. Влияние возрастающих концентраций тяжелых металлов на рост проростков ячменя и пшеницы / В.В. Таланова, А.Ф. Титова, Н.П. Боева // Физиология растений. – 2001. – Т. 48, № 1. – С. 119-123.

136. Терек, О.І. Вплив іонів кадмію на вміст вільних амінокислот у рослинах кукурудзи / О.І. Терек, М.С. Кобилецька // Укр. ботан. журн. – 2002. – Т. 59, № 1. – С. 75-79.

137. Терек, О.І. Фотосинтетична активність кукурудзи під впливом свинцю і кобальту / О.І. Терек, С.М. Кочубей, Ю.А. Комісарчук // Проблеми ботаніки і мікології на порозі третього тисячоліття: Матеріали X з'їзду Українського ботанічного товариства. – Київ, 1997. – 296 с.

138. Терек, К.В. Нагромадження кадмію проростками кукурудзи та їх реакція на токсичну дію металу / К.В. Терек, М.С. Юревич, Н.Я. Речевська // Физиология и биохимия культ. растений. – 2000. – Т. 32, № 6. – С. 506-511.

139. Федорова, А.И. Мутагенная активность тяжелых металлов в почвах придорожной полосы / А.И. Федорова, В.Н. Калаев, Ю.Г. Просвирина и др. // Почвоведение. – 2007. – № 8. – С. 998-1005.

140. Феник, С.И. Механизмы формирования устойчивости растений к тяжелым металлам / С.И. Феник, Т.Б. Трофимьяк, Я.Б. Блюм // Успехи современной биологии. – 1995. – Т. 115, № 3. – С. 261-276.

141. Филоник, И.А. Адаптивные реакции ферментных систем злаков к действию антропогенного загрязнения окружающей среды / И.А. Филоник // Проблеми сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 42.

142. Фрунзе, О.В. Изменение площади листовой пластины некоторых видов

декоративных травянистых растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта и марганца / О.В. Фрунзе, С.В. Киселев // Научно-практический журнал Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона / ГОУВПО «Донецкий национальный университет». – Донецк:, 2017. – Вып. № 3-4. – С. 79-84.

143. Фрунзе, О.В. Изменение площади листовой поверхности у проростков некоторых видов декоративных травянистых растений в условиях загрязнения почвы ионами кобальта и марганца / О.В. Фрунзе, Н.К. Фифилова, М.Н. Гасанова // Донецкие чтения 2018: образование, наука, инновации, культура и вызовы современности: Материалы III Международной научной конференции (Донецк, 25 октября 2018 г.). – Том 2: Химико-биологические науки / под общей редакцией проф. С.В. Беспаловой. – Донецк: Изд-во ДонНУ, 2018. – С. 283-286

144. Фрунзе, О.В., Содержание кобальта и марганца в проростках декоративных травянистых растений в условиях контролируемого загрязнения / О.В. Фрунзе, М.Н. Конопленко // Научно-практический журнал Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона / ГОУВПО «Донецкий национальный университет». – Донецк: 2018. – Вып. № 3-4. С. 132-136.

145. Холодова, В.П. Адаптация к высоким концентрациям солей меди и цинка растений хрустальной травки и возможность их использования в целях фиторемедиации / В.П. Холодова, К.С. Волков, Вл.В. Кузнецов // Физиология растений. – 2005. – Т. 52, № 6. – С. 848-858.

146. Хромих, О.В. Активність пероксидази проростків деяких видів газонних трав за умов забруднення ґрунту кобальтом та марганцем / О.В. Хромих // Фундаментальні та прикладні дослідження в біології: матеріали I міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів та молодих учених (23-26 лютого 2009 р., м. Донецьк) / Донецький національний університет. – Донецьк: Вид-во «Вебер», 2009. – С. 325-326

147. Хромих, О.В. Активність пероксидази проростків деяких видів газонних трав за умов забруднення ґрунту кобальтом та марганцем / О.В. Хромих // Молодь і плступ біології: Збірник тез IV Міжнародної наукової конференції студентів і

аспірантів (7-10 квітня 2008 року, м. Львів). – Львів, 2008. – С. 406.

148. Хромих, О.В. Вплив забруднення ґрунту іонами кобальту та марганцю на активність каталази проростків деяких видів газонних трав / О.В. Хромих // Охорона навколишнього середовища та раціональне використання природних ресурсів / Збірка доповідей VII Міжнародної наукової конференції аспірантів та студентів. Т.1. – Донецьк: ДонНТУ, 2008. – 313 с.

149. Хромих, О.В. Вплив забруднення ґрунту кобальтом та марганцем на інтенсивність фотосинтезу деяких видів газонних трав / О.В. Хромих // Рослини та урбанізація: Матеріали Першої науково-практичної конференції «Рослини та урбанізація» (Дніпропетровськ, 21-23 листопад 2007 р.). – Дніпропетровськ: ООО ТПГ «Куница», 2007. – 260 с.

150. Хромих, О.В. Вплив забруднення ґрунту кобальтом та марганцем на фотосинтетичну активність квітково-декоративних рослин / О.В. Хромих // Збірник наукових праць Луганського національного аграрного університету. – Луганськ: видавництво ЛНАУ, 2008. – № 82. – 238 с.

151. Хромих, О.В. Вплив іонів кобальту та марганцю на деякі морфометричні показники газонних трав / О.В. Хромих // Молодь та поступ біології: III Міжнародна наукова конференція студентів та аспірантів (23-27 квітня 2007 року, м. Львів). – Львів, 2007. – С. 445.

152. Хромих, О.В. Вплив іонів кобальту та марганцю на деякі морфометричні показники квіткових декоративних рослин / О.В. Хромих // Сучасні проблеми фізіології та інтродукції рослин: Матеріали II Всеукраїнської науково-практичної конференції до 80-річчя професора Л.Г. Долгової. – Дніпропетровськ: ДНУ, 2007. – С. 136.

153. Хромих, О.В. Вплив іонів кобальту та марганцю на морфометричні показники газонних трав / О.В. Хромих // Сучасний стан і пріоритети розвитку фізіології рослин, генетики та біотехнології: Матеріали X конференції молодих вчених (25-26 жовтня 2007 року). – К.: Інститут фізіології рослин і генетики НАН України, 2007. – С. 42-43.

154. Хромих, О.В. Вплив забруднення ґрунту сполуками кобальту та марганцю

на антиоксидантну систему проростків деяких видів квіткових декоративних рослин / О.В. Хромих // Агроекологічний журнал. – Київ: 2010. – спеціальний випуск. – С. 223-228.

155. Хромих, О.В. Вплив забруднення ґрунту кобальтом та марганцем на ростові показники деяких видів квітково-декоративних рослин / О.В. Хромих // Науково-практичний журнал Проблеми екології та охорони природи техногенного регіону / Донецький національний університет. – Донецьк: 2011. – Вип. № 1(11). – С. 275-290.

156. Хромих, О.В. Вплив забруднення ґрунту сполуками кобальту та марганцю на антиоксидантну систему проростків деяких видів квіткових декоративних рослин / О.В. Хромих // Рослини та урбанізація: Матеріали другої міжнародної науково-практичної конференції «Рослини та урбанізація» (Дніпропетровськ, 29-30 листопада 2011 р.). – Дніпропетровськ: ТОВ ТВГ «Куніца», 2011. – С. 77-80

157. Хромих, О.В. Вплив забруднення ґрунту кобальтом та марганцем на фотосинтетичну активність квітково-декоративних рослин / О.В. Хромих // Від заповідання до збалансованого природокористування: Матеріали Міжнародної наукової конференції (20-22 березня 2013 р., м. Донецьк) / Донецький національний університет. – Донецьк, 2013. – С. 167-268.

158. Хромих, О.В. Вплив забруднення ґрунту кобальтом та марганцем на фотосинтетичну активність квітково-декоративних рослин / О.В. Хромих // Матеріали наукової конференції Донецького національного університету за підсумками науково-дослідної роботи за період 2011-2012 рр. (у 2 томах). Т.1 / Донецьк: ДонНУ, 2013. – С. 235-236

159. Хромих, О.В. Зміни вмісту хлорофілів трав'янистих декоративних рослин за умов забруднення ґрунту сполуками кобальту та марганцю / О.В. Хромих // Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету / Дніпропетровський державний аграрно-економічний університет. – Дніпропетровськ: 2014. – Вип. № 1(33). – С. 15-22.

160. Хромих, О.В. Модифікації пігментного компоненту хлоропластів вивчених видів декоративних трав'янистих рослин в умовах металевого навантаження /

О.В. Хромих // Фундаментальні та прикладні дослідження в біології: Матеріали III Міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів та молодих учених (24-27 лютого 2014 р., м. Донецьк). – Донецьк: Вид-во «Ноулідж» (донецьке відділення), 2014. – С. 183.

161. Хромых, О.В. Изучение влияния ионов кобальта и марганца на площадь листовой пластины проростков цветковых декоративных растений / О.В. Хромих // Актуальные проблемы наук о Земле: сборник трудов II научной конференции студентов и молодых ученых с международным участием / Южный федеральный университет. – Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2016. – С. 483-484.

162. Хромых, О.В. Негативное влияние ионов кобальта и марганца на площадь листовой пластины проростков цветковых декоративных растений / О.В. Хромих, Г.В. Постникова // Донецкие чтения 2016 Образование, наука и вызовы современности: Материалы I Международной научной конференции (Донецк, 16-18 мая 2016 г.). – Том 1. Физико-математические, технические науки и экология / под общей редакцией проф. С.В. Беспаловой. – Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2016. – С. 288-290.

163. Черникова, А.А. Способность *Spirulina platensis* к накоплению марганца и его распределение в клетке / А.А. Черникова, Л.Н. Цоглина, А.Г. Маркелова и др. // Физиология растений. – 2006. – Т. 53, № 6. – С. 903-909.

164. Шарковскис, П.А. Содержание металлов в продуктах эмиссии на придорожной полосе автодорог Латвии / П.А. Шарковскис, О.Э. Никодемус. – Рига: Зинатне, 1989. – 140 с.

165. Шевякова, Н.И. Распределение Cd и Fe в растениях *Mesembryanthemum crystallinum* при адаптации к Cd-стрессу / Н.И. Шевякова, И.А. Нетронина, Е.Е. Аронова, Вл.В. Кузнецов // Физиология растений. – 2003. – Т. 50, № 5. – С. 756-763.

166. Яковець, О. Стан пігментної системи рослин соняшника за умов адаптації до токсичної дії іонів кадмію / О. Яковець, О. Пацула, М. Кобилецькі // II Міжнародна наукова конференція студентів і аспірантів „Молодь та поступ

біології” (Львів, 21-24 березня 2006 р.). – Львів, 2006. – С. 410.

167. Яковлєва, С.О. Действие широкого диапазона концентраций разных форм хрома на начальные этапы онтогенеза декоративных цветочных растений / С.О. Яковлєва // Проблеми сучасної екології: Тези міжнарод. конф. (Запоріжжя, 20-22 вересня 2000 р.). – Запоріжжя, 2000. – С. 129.

168. Ahn, S.J. Aluminum inhibits the H^{+} -ATPase activity by permanently altering the plasma membrane surface potentials in squash roots / S.J. Ahn, M. Sivaguru, H. Osawa, et al. // Plant Physiol. – 2018. – Vol. 126, №4. – P. 1381-1390.

169. Allen, M.D. Manganese deficiency in Chlamydomonas results in loss of photosystem II and MnSOD function, sensitivity to peroxides, and secondary phosphorus and iron deficiency / M.D. Allen, J. Kropat, S. Tottey et al. // Plant Physiol. – 2017. – Vol. 143, №1. – P. 263-277.

170. Andersson, U. Light stress-induced one-helix protein of the chlorophyll a/b-binding family associated with photosystem I / U. Andersson, M. Heddad, I. Adamska // Plant Physiol. – 2003. – Vol. 132, №2. – P. 811-820.

171. Anoop, V.M. Modulation of citrate metabolism alters aluminum tolerance in yeast and transgenic canola overexpressing a mitochondrial citrate synthase / V.M. Anoop, U. Basu, M. McCammon et al. // Plant Physiol. – 2003. – Vol. 132, №4. – P. 2205-2217.

172. Bai, C. Nickel deficiency disrupts metabolism of ureides, amino acids, and organic acids of young pecan foliage / C. Bai, C.C. Reilly, B.W. Wood // Plant Physiol. – 2006. – Vol. 140, №2. – P. 433-443.

173. Bates, L.S. Determination of Free Proline for Water Stress Studies / L.S. Bates, R.P. Waldren, L.D. Teare // Plant Soil. – 1973. – Vol. 39. – P. 205-207.

174. Benavides, M.P Toxic metals in plants / M.P. Benavides, M.S. Gallego, Maria L. Tomaro // Braz. J. Plant Physiol. – 2005. – Vol. 17, №1. – P. 35-114.

175. Ch. Rufus, L. Phytoremediation of soil metals / Ch. Rufus, M. Minnie, Y.M. Li et al. // Biotechnology. – 1997. – Vol. 8. – P. 279-284.

176. Chen, Z. Phosphoenolpyruvate carboxykinase assayed at physiological concentrations of metal ions has a high affinity for CO_2 / Z. Chen, R.P. Walker, R.M. Acheson et al. // Plant Physiol. – 2002. – Vol. 128, №1. – P. 160-164.

177. Chu, C. A copper Chaperone for superoxide dismutase that confers three types of copper/zinc superoxide dismutase activity in *Arabidopsis* / C. Chu, W. Lee, W. Guo et al. // *Plant Physiol.* – 2005. – Vol. 139, №1. – P. 425-436.
178. Cosio, C. Hyperaccumulation of cadmium and zinc in *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri* at the leaf cellular level / C. Casio, E. Martinoia, C. Keller // *Plant Physiol.* – 2004. – Vol. 134, №2. – P. 716-725.
179. Davletova, S. The zinc-finger protein Zat12 plays a central role in reactive oxygen and abiotic stress signaling in *Arabidopsis* / S. Davletova, K. Schlauch, J. Coutu et al. // *Plant Physiol.* – 2005. – Vol. 139, №2. – P. 847-856.
180. Duan, G. Characterization of arsenate reductase in the extract of roots and fronds of Chinese brake fern, an arsenic hyperaccumulator / G. Duan, Y. Zhu, Y. Tong et al. // *Plant Physiol.* – 2005. – Vol. 138, №1. – P. 461-469
181. Fecht-Christoffers, M.M. Effect of manganese toxicity on the proteome of the leaf apoplast in cowpea / M.M. Fecht-Christoffers, H. Braun, C. Lemaitre-Guillier et al. // *Plant Physiol.* – 2003. – Vol. 133, №4. – P. 1935-1946.
182. Ferjani, A. Glucosylglycerol, a compatible solute, sustains cell division under salt stress / A. Ferjani, L. Mustardy, R. Sulpice et al. // *Plant Physiol.* – 2003. – Vol. 131, №4. – P. 1628-1637.
183. Gao, K. Characterization of caloric value in fifteen plant species in *Leymus chinensis* steppe in Xilin River Basin, Inner Mongolia / K. Gao, Z.B. Xie, S.T. Xu, G.D. Han // *Acta Ecologica Sinica.* – 2012. – Vol. 32. – P. 588-594.
184. Giannopolitis, C.N. Superoxide dismutase. I. Occurrence in higher plants. / C.N. Giannopolitis, S.K. Ries // *Plant Physiol.* – 1977. – V.59. – P.309-314.
185. Glick, B.R. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment / B.R. Glick // *Biotechnology Advances.* – 2010. – Vol. 21. – N 5. – P. 383-393.
186. Guan, L.L. A review on the study of plant caloric value in China / L.L. Guan, X.Y. Zhou // *Chinese Journal of Ecology.* – 2005. – Vol. 24. – P. 452-457.
187. Hacisalihoglu, G. High- and low-affinity zinc transport systems and their possible role in zinc efficiency in bread wheat / G. Hacisalihoglu, J.J. Hart, L.V. Kochian // *Plant*

Physiol. – 2001. – Vol. 125, №1. – P. 456-463.

188. Hale, K.L. Molybdenum sequestration in Brassica species. A role for anthocyanins / K.L. Hale, S.P. McGrath, E. Lombi et al. // Plant Physiol. – 2001. – Vol. 126, №4. – P. 1391-1402.

189. Han, W.X. Floral, climatic and soil pH controls on leaf ash content in China's terrestrial plants / W.X. Han, Y.H. Chen, F.J. Zhao, L.Y. Tang, R.F. Jiang, F.S. Zhang // Global Ecology and Biogeography. – 2012. – Vol. 21. – P. 376-382.

190. Haslekes, C. Seed 1-cysteine peroxiredoxin antioxidants are not involved in dormancy, but contribute to inhibition of germination during stress / C. Haslekes, M.K. Viken, P.E. Grini et al. // Plant Physiol. – 2003. – Vol. 133, №3. – P. 1148-1157.

191. Hoekenga, O.A. Identification and characterization of aluminum tolerance loci in Arabidopsis (Landsberg erecta Columbia) by quantitative trait locus mapping. A physiologically simple but genetically complex trait / O.A. Hoekenga, T.J. Vision, J.E. Shaff, et al. // Plant Physiol. – 2003. – Vol. 132, №2. – P. 936-948.

192. Hromyh, O. The influence of the pollution of soils with cobalt and manganese on some morphometric indices of flowering decorative plants / O. Hromyh // Proceedings of the III International Young scientists conference «Biodiversity. Ecology. Adaptation. Evolution», (Odesa. 15 – 18 May, 2007). – Odesa: Pechatniy dom, 2007. – P. 326

193. Junior, A.M.D. Dispersal pattern of airborne emissions from an aluminium smelter in Ouro Preto, Brasil, as expressed by foliar fluoride accumulation in eight plant species / A.M.D. Junior, M.A. Oliva, F.A. Ferreira // Ecological Indicators. – 2012. – Vol. 8. – N 5. – P. – 454-461.

194. Kang, D.-H. Assessment of Landfill Leachate Volume and Concentration of Cyanide and Fluoride during Phytoremediation / D.-H. Kang, D. Tsao, F. Wang-Cahill, S. Rock, A. P. Schwab, M.K. Banks // Bioremediation Journal. – 2012. – Vol. 12. – N 1. – P. 32-45.

195. Ke, Z.L. Analysis on the standard of data sieving for observations value of samples / Z.L. Ke // Science Technology and Engineering. – 2008. – Vol. 8. – P. 5672-5674.

196. Gao, K. Effects of several factors on plant calorific value based on large-scale

conditions / K. Gao, B. Song, T.X. Zhu // *Pratacultural Science*. – 2012. – Vol. 29. – P. 453-458.

197. Kerkeb, L. The role of free histidine in xylem loading of nickel in *Alyssum lesbiacum* and *Brassica juncea* / L. Kerkeb, U. Kremer // *Plant Physiol.* – 2003. – Vol. 131, №2. – P. 716-724.

198. Kim, D. AtATM3 is involved in heavy metal resistance in *Arabidopsis* / D. Kim, L. Bovet, S. Kushnir, et al. // *Plant Physiol.* – 2006. – Vol. 140, №3. – P. 922-932.

199. Kotrba, P. Heavy metal-binding peptides and proteins in plants. A review / P. Kotrba, T. Macek, T. Ruml // *Czechoslovak chemical communications*. – 1999. – Vol. 64, №7. – P. 1057-1086.

200. Kramer, U. Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils / U. Kramer // *Current Opinion in Biotechnology*. – 2008. – Vol. 16. – N 2. – P. 133-141.

201. Larkindale, J. Protection against heat stress-induced oxidative damage in *Arabidopsis* involves calcium, abscisic acid, ethylene, and salicylic acid / J. Larkindale, M.R. Knight // *Plant Physiol.* – 2002. – Vol. 128, №2. – P. 682-695.

202. Lee, E.K. Binding of sulfonylurea by AtMRP5, an *Arabidopsis* multidrug resistance-related protein that functions in salt tolerance / E.K. Lee, M. Kwon, J. Ko, et al. // *Plant Physiol.* – 2004. – Vol. 134, №1. – P. 528-538.

203. Lee, J. Functional expression of *Arabidopsis* phytochelatin synthase paradoxically leads to hypersensitivity to cadmium stress / J. Lee, J.S. Moon, T. Ko, et al. // *Plant Physiol.* – 2006. – Vol. 120, №3. – P. 723-731.

204. Lee, M. AtPDR12 contributes to lead resistance in *Arabidopsis* / M. Lee, K. Lee, J. Lee, et al. // *Plant Physiol.* – 2015. – Vol. 138, №2. – P. 827-836.

205. Lee, S. Overexpression of *Arabidopsis* phytochelatin synthase paradoxically leads to hypersensitivity to cadmium stress / S. Lee, J.S. Moon, T. Ko, et al. // *Plant Physiol.* – 20013. – Vol. 131, №2. – P. 656-663.

206. Lenka, M. Mercury-tolerance of *Chloris barbata* Sw. and *Cyperus rotundus* L. isolated from contaminations sites / M. Lenka, B.L. Dos, B.B. Panda // *Plant Physiol.* – 1993. – 35. – Vol. 3. – P. 443 – 446.

207. Li, F.L. New insights into leaf and fine-root trait relationships: implications of

resource acquisition among 23 xerophytic woody species / F.L. Li, W.K. Bao // *Ecology and Evolution*. – 2015. – Vol. 5. – P. 5344–5351.

208. Lin, H. Caloric values and energy allocation of a tropical seasonal rain forest and a montane evergreen broad-leaved forest in Southwest China / H. Lin, M. Cao, J.H. Zhang // *Chinese Journal of Plant Ecology*. – 2007. – Vol. 31. – P. 1103-1110.

209. Mazel, A. Induction of salt and osmotic stress tolerance by overexpression of an intracellular vesicle trafficking protein AtRab7 (AtRabG3e) / A. Mazel, Y. Leshem, B.S. Tiwari, et al. // *Plant Physiol.* – 2004. – Vol. 134, №1. – P. 118-128.

210. Metwally, A. Salicylic acid alleviates the cadmium toxicity in barley seedlings / A. Metwally, I. Finkemeier, M. Georgi, et al. // *Plant Physiol.* – 2003. – Vol. 132, №1. – P. 272-281.

211. Miyasaka, S.C. Possible role of root border cells in detection and avoidance of aluminum toxicity / S.C. Miyasaka, M.C. Hawes // *Plant Physiol.* – 2001. – Vol. 125, №4. – P. 1978-1987.

212. Ottov, E.A. *Populus euphratica* displays apoplastic sodium accumulation, osmotic adjustment by decreases in calcium and soluble carbohydrates, and develops leaf succulence under salt stress / E.A. Ottov // *Plant Physiol.* – 2005. – Vol. 139, №4. – P. 1762-1772.

213. Pickering, I.J. Chemical form and distribution of selenium and sulfur in the selenium hyperaccumulator *Astragalus bisulcatus* / I.J. Pickering, C. Wright, B. Bubner et al. // *Plant Physiol.* – 2003. – Vol. 131, №3. – P. 1460-1467.

214. Pickering, I.J. Reduction and coordination of arsenic in Indiana mustard / I.J. Pickering, R.C. Prince, M.J. George, et al. // *Plant Physiol.* – 2000. – Vol. 122, №4. – P. 1171-1178.

215. Pietrini, F. Interaction of cadmium with glutathione and Photosynthesis in developing leaves and chloroplasts of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. Ex steudel / F. Pietrini, M.A. Lannelli, S. Pasqualini, et al. // *Plant Physiol.* – 2003. – Vol. 133, №2. – P. 829-837.

216. Pignocchi, C. The function of ascorbate oxidase in tobacco / C. Pignocchi, M.J. Fletcher, J.E. Wilkinson, et al. // *Plant Physiol.* – 2003. – Vol. 132, №3. – P. 1631-

1641.

217. Pilon, M. Enhanced selenium tolerance and accumulation in transgenic *Arabidopsis* expressing a mouse selenocysteine lyase / M. Pilon, J.O. Owen, G.F. Garifullina et al. // *Plant Physiol.* – 2003. – Vol. 131, №3. – P. 1250-1257.
218. Quaghebeur, M. The distribution of arsenate and arsenite in shoots and roots of *Holcus lanatus* is influenced by arsenic tolerance and arsenate and phosphate supply / M. Quaghebeur, Z. Rengel // *Plant Physiol.* – 2003. – Vol. 132, №3. – P. 1600-1609.
219. Rabbani, M.A. Monitoring expression profiles of rice genes under cold, drought, and high-salinity stresses and abscisic acid application using cDNA microarray and RNA gel-blot analyses / M.A. Rabbani, K. Maruyama, H. Abe, et al. // *Plant Physiol.* – 2003. – Vol. 133, №4. – P. 1755-1767.
220. Ramesh, S.A. Differential metal selectivity and gene expression of two zinc transporters from rice / S.A. Ramesh, R. Shin, D.J. Eide et al. // *Plant Physiol.* – 2003. – Vol. 133, №1. – P. 126-134.
221. Rauster, W.E. Phytochelatins and related peptides: structure, biosynthesis and function / W.E. Rauster // *Ibid.* – 1995. – Vol. 109. – P. 1141-1149.
222. Rissler, H.M. Chlorophyll biosynthesis. Expression of a second Chl I gene of magnesium chelatase in *Arabidopsis* supports only limited chlorophyll synthesis / H.M. Rissler, E. Collakova, D. DellaPenna et al. // *Plant Physiol.* – 2002. – Vol. 128, №2. – P. 770-779.
223. Rubio, L. Regulation of K^+ transport in tomato roots by the TSS1 locus. Implications in salt tolerance / L. Rubio, A. Rosado, A. Linares-Rueda et al. // *Plant Physiol.* – 2004. – Vol. 134, №1. – P. 452-459.
224. Schikora, A. Iron stress-induced changes in root epidermal cell fate are regulated independently from physiological responses to low iron availability / A. Schikora, W. Schmidt // *Plant Physiol.* – 2001. – Vol. 125, №4. – P. 1679-1687.
225. Sentenac, H. A model of predicting equilibrium concentrations in cell walls / H. Sentenac, C. Grignon // *Plant Physiol.* – 1981. – 68, N 2. – P. 415-419.
226. Shen, H. Citrat secretion coupled with the modulation of soybean root tip under aluminum stress. Upregulation of transcription, translation, and threonine-oriented

- phosphorylation of plasma membrane H^+ -ATPase / H. Shen, F.L. He, T. Sasaki, et al. // *Plant Physiol.* – 2005. – Vol. 138, №1. – P. 287-296.
227. Simpson, A.H. Soil-climate interactions explain variation in foliar, stem, root and reproductive traits across temperate forests / A.H. Simpson, S.J. Richardson, D.C. Laughlin // *Global Ecology and Biogeography.* – 2016. – Vol. 25. – P. 964-978.
228. Song, G.Y. Changes in leaf calorific value in main chinese forests and its influencing factors / G.Y. Song, N.P. He, J.H. Hou // *Forest Research.* – 2016. – Vol. 29. – P. 133-139.
229. Tesfaye, M. Overexpression of malat dehydrogenase in transgenic alfalfa enhances organic acid synthesis and confers tolerance to aluminum / M. Tesfaye, S.J. Temple, D.L. Allan et al. // *Plant Physiol.* – 2001. – Vol. 127, №4. – P. 1836-1844.
230. Tian, M. Comparison of leaf calorific values in subtropical evergreen broad-leaved and warm temperate deciduous broad-leaved forests in China / M. Tian, G.Y. Song, N. Zhao, N.P. He, J.H. Hou // *Acta Ecologica Sinica.* – 2015. – Vol. 35. – P. 7709-7717.
231. Van Hoewyk, D. Overexpression of AtCpNifS enhances selenium tolerance and accumulation in Arabidopsis / D. Van Hoewyk, G.F. Garifullina, A.R. Ackley, S.E. Abdel-Ghany, M.A. Marcus, S. Fakra, K. Ishiyama, et al. // *Plant Physiol.* – 2005. – Vol. 139, №3. – P. 1518-1528.
232. Vera-Estrella, R. Salt Stress in *Thellungiella halophila* activates Na^+ transport mechanisms required for salinity tolerance / R. Vera-Estrella, B.J. Barkla, L. Garcia-Ramirez et al. // *Plant Physiol.* – 2005. – Vol. 139, №3. – P. 1507-1517.
233. Wang, L.H. Caloric values and carbon contents of dominant trees in Xiaoxinganling forest region / L.H. Wang, M.L. Sun // *Acta Ecologica Sinica.* – 2009. – Vol. 29. – P. 953-959.
234. Wang, Y. Effects of environmental factors on gross caloric values of three life-forms aquatic plants on the Qinghai-Xizang Plateau, China / Y.Wang, L.L. Miao, D. Yu, C.H. Liu, Z. Wang // *Chinese Journal of Plant Ecology.* – 2017. – Vol. 41. – P. 209-218.
235. Wellnitz, T. The effects of iron and manganese on diatom colonization in a Vermont stream / T. Wellnitz, S. Sheldon // *Freshwater Biol.* – 1995. – Vol. 34, № 3 –

P. 465-470.

236. Wen, J. Study on caloric values of plants in alpine meadow with different degradation degrees / J. Wen, H.K. Zhou, Z. Chen, B.Q. Yao, Y.K. Li, Y.W. Yang, X. Ye // *Pratacultural Science*. – 2012. – Vol. 29. – P. 1451-1456.

237. Weretilnyk, E.A. Maintaining methylation activities during salt stress. The involvement of adenosine kinase / E.A. Weretilnyk, K.J. Alexander, M. Drebenstedt // *Plant Physiol.* – 2001. – Vol. 125, №2. – P. 856-865.

238. Yang, C. A lily ASR protein involves abscisic Acid Signaling and confers drought and salt resistance in Arabidopsis / C.A. Yang, Y. Chen, G.Y. Jauh et al. // *Plant Physiol.* – 2005. – Vol. 139, №2. – P. 836-846.

239. Yamamoto, Y. Aluminium toxicity is associated with mitochondrial dysfunction and the production of reactive oxygen species in plant cells / Y. Yamamoto, Y. Kobayashi, S.R. Rama Devi et al. // *Plant Physiol.* – 2012. – Vol. 128, №1. – P. 63-72.

240. Yamamoto, Y. Lipid peroxidation is an early symptom triggered by aluminum, but not the primary cause of elongation inhibition in pea roots / Y. Yamamoto, Y. Kobayashi, H. Matsumoto et al. // *Plant Physiol.* – 2001. – Vol. 125, №1. – P. 199-208.

241. Zheng, S.J. Immobilization of aluminum with phosphorus in roots is associated with high aluminum resistance in buckwheat / S.J. Zheng, J.L. Yang, Y.F. He et al. // *Plant Physiol.* – 2015. – Vol. 138, №1. – P. 297-303.

ПРИЛОЖЕНИЯ

Сведения о внедрении результатов диссертационной работы

ГОУ ВПО ДОНЕЦКИЙ НАЦИОНАЛЬНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

УТВЕРЖДАЮ

Проректор по научной и
инновационной деятельности
д-р техн. наук, профессор

В.И. Сорожен

«26»

2020 г.

АКТ № 118/12.1-34

внедрения результатов диссертационной работы Фрунзе Оксаны Валентиновны на тему «Повышение экологической безопасности урбанизированных территорий фитореставитацией почв с получением биотоплива», представленной на соискание ученой степени кандидата технических наук по специальности 05.23.19 «Экологическая безопасность строительства и городского хозяйства»

1. Комиссия в составе:

Председатель: Собко А.Ю., заведующий НИЧ

Члены комиссии: Кошка Т.В., заведующая УЧ
 Фоменко М.В., ученый секретарь НИЧ
 Кишкань Л.О., заведующая отделом ОНИР НИЧ

в период с 23.03.20 по 26.03.20 рассмотрела материалы внедрения результатов указанной научно-исследовательской работы (НИР) в учебный процесс.

2. Комиссия установила:

Результаты диссертационной работы Фрунзе Оксаны Валентиновны на тему «Повышение экологической безопасности урбанизированных территорий фитореставитацией почв с получением биотоплива» (метод определения влияния ионов кобальта и марганца на фотосинтетическую активность и площадь листовой поверхности некоторых видов декоративных травянистых растений), выполненной в рамках НИР «Исследование стрессовых реакций хвойных и других видов растений под влиянием биотических и абиотических факторов внешней среды», шифр Г-17/37; номер госрегистрации 0117D000246, внедрены в учебный процесс кафедры физиологии растений путем усовершенствования лекционного материала «Рост и развитие растений в условиях металлопрессинга» курса «Тяжелые металлы в экосистемах» для студентов 2-го курса ОУ «Бакалавр» направления подготовки 05.03.06 Экология и природопользование в 2018-19 уч. г.

Предложения к дальнейшему внедрению НТП, другие замечания: предусмотреть обновление методических указаний к лабораторным работам для курса «Тяжелые металлы в экосистемах» для студентов 2-го курса ОП «Бакалавр» направления подготовки 05.03.06 Экология и природопользование, с использованием результатов данного диссертационного исследования.

С актом ознакомлены:

Декан факультета

Зав. кафедрой

Руководитель НИР

Председатель комиссии

Члены комиссии:

О.С. Горечкий

С.И. Демченко

С.И. Демченко

Собко А.Ю.

Т.В. Кошка

М.В. Фоменко

Л.О. Кишкань

Диссертационный совет Д 01.023.03
при ГОУ ВПО «Донбасская национальная
академия строительства и архитектуры»

22.03.2019 № 010

СПРАВКА

О внедрении результатов исследований диссертационной работы
Фрунзе Оксаны Валентиновны на тему «Повышение экологической
безопасности урбанизированных территорий фитореставрацией почв с
получением биотоплива», представленной на соискание ученой степени
кандидата технических наук по специальности 05.23.19 «Экологическая
безопасность строительства и городского хозяйства»

Научные и практические результаты диссертационной работы
О.В. Фрунзе позволяют повысить экологическую безопасность
урбанизированных территорий вокруг промышленных объектов: тепловых
электростанций, химических, металлургических и горнодобывающих
предприятий, автомагистралей, других опасных объектов за счет применения
технологии фитореставрации почв с получением биотоплива.

Поиск рациональных путей для решения задач повышения экологической
безопасности природных систем является приоритетным направлением
развития городского хозяйства Донецкого региона.

Обоснованные научные положения диссертационного исследования и
предложенная рациональная технологическая схема фитореставрации почв
приняты **ФЛ-П Вороной В.В.** в качестве составляющих комплекса
мероприятий, направленных на повышение экологической безопасности почв,
загрязненных ионами тяжелых металлов.

ФЛ-П



В.В. Вороной

Диссертационный совет Д 01.023.03
при ГОУ ВПО «Донбасская национальная
академия строительства и архитектуры»

11. 04. 2019 № 009

СПРАВКА

О внедрении результатов исследований диссертационной работы
Фрунзе Оксаны Валентиновны на тему «**Повышение экологической
безопасности урбанизированных территорий фиторемедиацией почв с
получением биотоплива**», представленной на соискание ученой степени
кандидата технических наук по специальности 05.23.19 «**Экологическая
безопасность строительства и городского хозяйства**»

Результаты диссертационного исследования **Фрунзе Оксаны Валентиновны**, а именно фитовосстановление почв, загрязненных ионами тяжелых металлов, позволяют повысить экологическую безопасность урбанизированных территорий вокруг промышленных предприятий.

Загрязнение городских почв тяжелыми металлами рассматривается в вопросах экологической безопасности и требует незамедлительного решения, направленного на восстановление деградированных почв с целью создания чистой и безопасной для живых организмов окружающей среды.

Экономически выгодная и экологически безопасная технология фиторемедиации деградированных почв принята ФЛ-П Базиян Л.М. в качестве составляющих комплекса мероприятий, направленных на повышение экологической безопасности почв, загрязненных ионами тяжелых металлов.

ФЛ-П



Л.М. Базиян

Диссертационный совет Д 01.023.03
при ГОУ ВПО «Донбасская национальная
академия строительства и архитектуры»

24. 04. 2019 № 012

СПРАВКА

О внедрении результатов исследований диссертационной работы
Фрунзе Оксаны Валентиновны на тему **«Повышение экологической
безопасности урбанизированных территорий фитореставрацией почв с
получением биотоплива»**, представленной на соискание ученой степени
кандидата технических наук по специальности 05.23.19 «Экологическая
безопасность строительства и городского хозяйства»

Научные и практические результаты диссертационного исследования
Фрунзе Оксаны Валентиновны позволяют повысить экологическую
безопасность урбанизированных территорий вокруг металлургических и
горнодобывающих предприятий, автомагистралей, других опасных объектов за
счет применения технологии фитореставрации почв.

Антропогенная деятельность и урбанизация биосферы сопровождается
рассеиванием значительного количества тяжелых металлов, вовлеченных в
миграционные процессы, которые являются высокотоксичными для человека. В
вопросах экологической безопасности эта проблема остро стоит в
промышленно развитом Донецком регионе, где расположены крупные
индустриальные металлургические предприятия, сосредоточены
многочисленные автотранспортные магистрали.

Обоснованные научные положения диссертационной работы Фрунзе О.В.
и предложенная технологическая схема фитореставрации почв приняты ФЛ-
П Зайнутдинова Е.Ю. в качестве составляющих комплекса мероприятий,
направленных на повышение экологической безопасности деградированных
почв.

ФЛ-П



Е.Ю. Зайнутдинова