Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Национальный исследовательский Мордовский государственный университет им. Н.П. Огарёва»

На правах рукописи

Аль-Харбавии
Ваад Эмадулдиин Касид

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ НЕКОТОРЫХ ВИДОВ РАСТЕНИЙ ДЛЯ УДАЛЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ИЗ СТОЧНЫХ ВОД ПРОМЫШЛЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ

03.02.08 – экология (биология)

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
доктор биологических наук,
профессор
Лукаткин Александр Степанович

Саранск - 2018

Содержание

Введение 5

I Аналитический обзор 10

1.1 Тяжелые металлы и их роль в окружающей среде и растениях 10

1.2 Влияние тяжелых металлов на физиологические и биохимические процессы в растениях 16

1.3 Фиторемедиация как способ удаления токсичных соединений из загрязненных почв и вод 20

1.4 Сточные воды промышленных предприятий и способы их очистки 24

II Материалы и методы исследования 31

2.1 Объекты исследования 31

2.2 Постановка эксперимента 34

2.3 Методы исследования 35

III Содержание тяжелых металлов в растениях при выращивании на растворах ТМ 42

3.1 Содержание ТМ в органах растений амаранта запрокинутого (*Amaranthus retroflexus* L.) 42

3.2 Содержание ТМ в органах растений мари белой (*Chenopodium album* L.) 46

3.3 Содержание ТМ в органах растений люцерны посевной *(Medicago sativa* L.) 48

3.4 Содержание ТМ в органах растений лопуха паутинистого (*Arctium tomentosum* L.) 51

3.5 Содержание ТМ в органах растений одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale* Wigg.) 55

IV Влияние тяжелых металлов на физиологические и биохимические параметры растений 60

4.1 Действие тяжелых металлов на ростовые параметры растений 60

4.2 Влияние ТМ на скорость генерации супероксидного анион-радкала в листьях растений 73
4.3 Влияние ТМ на интенсивность перекисного окисления липидов в листьях растений 77
4.4 Влияние ТМ на содержание общих перекисей в листьях растений 81
4.5 Влияние ТМ на активность каталазы каталазы в листьях растений 84
V Возможность использования травянистых растений для фиторемедиации почв и сточных вод предприятий 90
5.1 Определение фиторемедиационной способности травянистых растений средней полосы Российской Федерации 91
5.2 Поглощение ТМ травянистыми растениями из сточных вод промышленных предприятий 96
Заключение 103
Выводы 106
Список использованных источников 108

Список сокращений

АФК – активные формы кислорода

ИТ – индекс толерантности

МДА – малоновый диальдегид

ОП – общие перекиси

ПОЛ – перекисное окисление липидов

СВ – сточные воды

ТБК – тиобарбитуровая кислота

ТМ – тяжелые металлы

ФСА – фотосинтетический аппарат

Введение

Актуальность работы. Тяжелые металлы (ТМ) – элементы, которые характеризуются высокой молекулярной плотностью и токсичностью, не только при больших, но даже при малых концентрациях (Титов и др., 2011; Kholodova et. al., 2011; Emamverdian et al., 2015; Dixit et al., 2015; Jayanthi et al., 2016). В районах с высоким уровнем промышленной активности загрязнение ТМ является существенной проблемой (Bhargava et al., 2012). В последние годы наблюдается существенное возрастание загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами, в том числе на землях сельскохозяйственного назначения (Лебедев и др., 2015). Это приводит к усилению поглощения ТМ культурными растениями, нарушениям физиологических процессов, ухудшению качества продукции (Серегин, Кожевникова, 2006; Титов и др., 2007; Башмаков, Лукаткин, 2009; Гришко, Сыщиков, 2012; Казнина и др., 2005; Титов и др., 2014; Михайлова, Лукаткин, 2016; Шумакова, 2016; Jayanthi et al., 2017).

В настоящее время растущее поступление сточных вод (СВ) в природные водоемы имеет характер глобальной экологической угрозы и все больше привлекает внимание ученых и исследователей всего мира. Стоки предприятий содержат различные токсиканты, среди которых особую опасность представляют тяжелые металлы (Пааль, 1994; Алексеев, 2004; Пестриков др., 2006; Будыкина, 2012). Очистка сточных вод предприятий от тяжелых металлов является актуальной исследовательской задачей, имеющей не только теоретический интерес, но и прикладные задачи, которые связаны с экологией и охраной окружающей среды. В последнее время повышенное внимание ученых направлено на изучение способности различных видов растений к сверхаккумуляции ТМ и возможности их применения для очистки загрязненных вод и почв (Assuncao, 2003; Прасад, 2003; Meharg, 2005; Серегин, Кожевникова, 2006; Emenike et al.., 2012; Fauziah et al., 2013; Fauziah et al., 2017). Предпринимаются серьезные попытки создания устойчивых к

избытку тяжелых металлов растений с использованием биотехнологических подходов, включая генную инженерию, а также клонирование и селекцию металлоустойчивых генотипов (Chaney et al., 1997; Karenlampi et al., 2000; Kumar, 2014; Akcil et al., 2015; Bouhajja et al., 2016). При этом очистка почвы при помощи растений экономичнее и наносит меньший ущерб окружающей среде по сравнению с существующими химическими и физическими методами мелиорации почвы (Прасад, 2003; Hashisho, El-Fadel, 2016; Lohri et al., 2017).

Цель и задачи исследования.

Цель работы: изучение возможности использовать травянистые растения средней полосы Российской Федерации для фиторемедиации загрязненных тяжелыми металлами сточных вод.

Задачи исследования:

1) определить концентрационные зависимости аккумуляции ТМ (Cu, Ni, Zn, Pb) в органах травянистых растений (*Amaranthus retroflexus* L., *Chenopodium album* L., *Medicago sativa* L., *Arctium tomentosum* L., *Taraxacum officinale* Wigg.) из растворов, содержащих одиночные соли ТМ или их смесь;

2) изучить физиологические и биохимические изменения, происходящие в клетках растений при действии различных концентраций тяжелых металлов, и оценить их применимость в качестве индексов повреждения;

3) в условиях модельного опыта показать возможность использования изученных растений в целях фиторемедиации;

4) изучить фиторемедиационную способность растений при удалении загрязняющих веществ (ТМ) из сточных вод промышленных предприятий.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Травянистые виды естественной флоры могут аккумулировать большие количества тяжелых металлов в различных своих частях, что позволяет оценить их как эффективные фитоэкстракторы и фитостабилизаторы отдельных ТМ.

2. Оценка изменений физиологических и биохимических показателей в молодых растениях, выращиваемых на различных дозах ТМ, свидетельствует о высокой устойчивости травянистых растений естественной флоры к ТМ.

3. Поглощение и аккумуляция тяжелых металлов отдельными частями травянистых растений как в модельных опытах на растворах отдельных ТМ и их смеси, так и из сточных вод промышленных предприятий позволяет рассматривать эти виды в качестве потенциальных фиторемедиантов.

Научная новизна. Проведен комплексный анализ поглощения, аккумуляции и транслокации ТМ в органах травянистых растений средней полосы России (*Amaranthus retroflexus* L., *Chenopodium album* L., *Medicago sativa* L., *Arctium tomentosum* L., *Taraxacum officinale* Wigg.). Показано, что при действии ТМ на растения в клетках возникает слабо выраженный окислительный стресс, характеризующийся повышением генерации активных форм кислорода (АФК) и ПОЛ, а также изменением антиоксидантной активности. Доказано, что растения амаранта запрокинутого, мари белой, люцерны посевной, лопуха паутинистого и одуванчика лекарственного способны аккумулировать значительные количества ТМ как в подземных, так и в надземных органах. Дана характеристика исследованных видов как фитоэкстракторов или фитостабилизаторов, а также оценка данных растений как аккумуляторов или исключителей ТМ.

Научно-практическая значимость работы. Показана возможность использования травянистых растений средней полосы Российской Федерации в качестве фиторемедиантов на почвах и сточных водах, которые загрязнены ТМ. Полученные результаты могут быть использованы при разработке технологий фиторемедиации почв и сточных вод предприятий, загрязненных ТМ; при оценке устойчивости растений к ксенобиотикам (ТМ); в учебном процессе при чтении лекций и проведении лабораторных занятий по курсам «Физиология растений», «Растение и стресс», «Промышленная ботаника»,

«Антропогенное воздействие на биосферу», «Экологическая физиология растений», и др.

Апробация работы. Результаты диссертационной работы были представлены и доложены на научных конференциях: 9 Всероссийской научно-практической конференции «Управление качеством образования, продукции и окружающей среды» (Бийск, 13 ноября – 14 ноября 2015 года); Всероссийской (с международным участием) научной конференции «Биологические аспекты распространения, адаптации и устойчивости растений» (Саранск, 15 – 18 мая 2016 г.); XIII Всероссийской научно-практической конференции с международным участием «Экология родного края: проблемы и пути их решения» (г. Киров, 23–24 апреля 2018 г.); Годичном собрании ОФР и Научной конференции «Механизмы устойчивости растений и микроорганизмов к неблагоприятным условиям среды» (10-15 июля 2018 года, Иркутск).

Публикации результатов исследования. По теме диссертации опубликованы 9 печатных работ, из них 1 статья в рецензируемом журнале, который входит в перечень ВАК РФ, и 1 статья в журнале из баз Web of Science, Scopus.

Личное участие автора в получении результатов, изложенных в диссертации. Изложенные в диссертации научные результаты на всех этапах проведения исследования получены аспирантом лично, либо при его непосредственном участии.

Степень достоверности результатов проведенных исследований подтверждается обоснованным выбором необходимого количества повторностей при планировании экспериментов, применением современных инструментальных методов анализа, детальной проработкой литературных источников по теме диссертации, публикацией основных положений диссертации. При математической обработке результатов исследований использованы прикладные компьютерные программы. Основные положения и результаты

диссертационной работы доложены и обсуждены на всероссийских (в том числе с международным участием) научно-практических конференциях.

Благодарность. Автор выражает благодарность за постоянную поддержку и помощь в работе над диссертацией своему научному руководителю, Заслуженному деятелю науки Республики Мордовия д.б.н. профессору А.С. Лукаткину; за помощь в определении ТМ инженеру кафедры аналитической химии А. Н. Ключагиной; за ценные консультации к.б.н. доценту Д.И. Башмакову, а также всем преподавателям и сотрудникам кафедры ботаники, физиологии и экологии растений ФГБОУ ВО «МГУ им. Н.П. Огарёва».

ГЛАВА I АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР

1.1 Тяжелые металлы и их роль в окружающей среде и растениях

Тяжелые металлы – элементы, которые характеризуются высокомолекулярной плотностью и токсичностью, даже в небольшой концентрации (Кузнецов, Дмитриева, 2006). Тяжелые металлы не похожи на другие экологические загрязняющие элементы: они не исключаются полностью из окружающей среды, а только преобразуются в другие вещества, которые менее вредны. Многие ТМ в оптимальных дозах являются эссенциальными как для растений, так и для животных (Гусев, Немерешина, 2003; Немерешина и др., 2013; Subhashini, Swamy, 2013), в то же время значительная часть ТМ, как известно, обладает канцерогенным, тератогенным и мутагенным эффектами даже при кратковременной экспозиции (Foy et al., 1978; Dixit et al., 2015; Jayanthi et al., 2016; Jayanthi et al., 2017). Действие ТМ, как известно, приводит к многим системных заболеваниям. В районах с высокой промышленной активностью и сельским хозяйством загрязнение тяжелыми металлами в почве является существенной проблемой (Бхаргава и др., 2012). Загрязнение почвы тяжелыми металлами влияет на плодородие почвы, снижение биомассы и урожайности и приводит к накоплению металла в пищевой цепи. Исключение ТМ из загрязненной окружающей среды является обязательным условием для блага человека и экологической устойчивости.

ТМ могут быть классифицированы на основе их функции по физиологической деятельности. В первую группу входят ТМ (Cu, Fe, K, Mg, Mn, Ni, Zn), которые крайне необходимы для важных биохимических и физиологических функций растений (Полевой, 1989; Протасова, 1998; Clemens, 2001; Clemens et al., 2003; Jadia, Fulekar, 2009; Laghlimi et al., 2015). Эта группа входит в состав важных протеинов и энзимов и доступны для всех растений в почве (Kramer et al., 2007; Hansch, Mendel, 2009; Башмаков, Лукаткин, 2009;

Blindauer, Schmid, 2010; Husted et al., 2011). Во вторую группу входят металлы, физиологические и биологические функции которых мало известны и как таковые не необходимы для роста и развития растений (Jadia и Fulekar, 2009; Laghlimi et al., 2015).

Такие физико-химические особенности как ионизация, электронная конфигурация, величина окислительно-восстановительного потенциала, электроотрицательность и способность образовывать устойчивые соединения при проникновении через клеточную оболочку обусловливают токсичность ТМ (Кожанова, Дмитриева, 1989; Subhashini, Swamy, 2013). Более 10 ТМ обладают высокой токсичностью, широко распростанены и способны накапливаться в пищевых цепях, за счет чего признаны приоритетными загрязнителями окуржающей среды (Добровольский, 1983; Гуральчук, 1994; Башкин, Касимов, 2004; Jadia, Fulekar, 2009; Laghlimi et al., 2015).

Тяжелые металлы весьма неравномерно распределены в природной среде. Естественный фон ТМ невелик, высокие уровни содержания некоторых из них (Ni, Zn, Pb, Co, Fe) обнаружены лишь в районах рудных месторождений (Косицин, Алексеева-Попова, 1983; Башкин, Касимов, 2004; Subhashini, Swamy, 2013). Значительное же увеличение содержания ТМ в окружающей среде связано с деятельностью человека, главным образом – интенсивным развитием промышленности и сельского хозяйства (Ягодин и др., 1989; Prasad, 1995; Sanita di Toppi, Gabbrielli, 1999; Башмаков, Лукаткин, 2009).

Естественное содержание ТМ в почвах может изменяться в зависимости от их содержания в минералах и породах, которые являются почвообразующими, а также от рельефа или климата. При этом состав почвообразующих пород является основным фактором, который определяет концентрацию Pb, Cd и Zn в почвах (Обухов, Лобанова, 1987; Обухов и др., 1992).

Интенсивное развитие угледобывающей, химической, энергетической и угледобывающей промышленности является основным источником

поступления ТМ в окружающую среду (Ягодин и др., 1989; Ильин, 1991; Merrington, Alloway, 1994; Снакин, 1998). В почвах, которые загрязняются металлургическими предприятиями, накапливаются не только профилирующий металлы, но и те, которые сопутствуют ему в рудах (Greszta et al., 1985).

Такие агротехнические мероприятия как внесение удобрений, пестицидов и орошение, а также сточные воды, которые используются в сельском хозяйстве являются антропогеннми источниками поступления ТМ в почвы (Williams, David, 1977; Sauerheck, Rictz, 1981; Nicholson et al., 1994; Grant et al., 1997; Никифорова, 2003). Cd, Zn и некоторые другие ТМ чаще всего становятся основными токсикантами из-за которых ограничено использование осадков сточных вод в качестве удобрений (Касатиков и др., 1990).

Изучение поглощения и передвижения ТМ имеет важное значение для исследования действия тяжелых металлов на растения. С точки зрения минерального питания ТМ подразделяют на группы: 1) необходимые (в низких концентрациях) для метаболизма растений (железо, медь, цинк, марганец и молибден), но станолвящиеся токсичными, если их уровень превышает определенный порог; 2) металлы, которые не участвуют в метаболизме растений (свинец, кадмий, ртуть) и токсичны даже в очень малых дозах (Siedlecka, 1995; Jadia, Fulekar, 2009; Laghlimi et al., 2015).

По негативному влиянию на растения ТМ можно расположить по возрастанию в следующем ряду: Zn < Ni < Cr < Pb < Cu < Cd. Такие металлы, как медь, никель и цинк в некоторых концентрациях стимулируют не только рост, но и иммунитет растений (Полевой, 1989; Башмаков, Лукаткин, 2009; Титов и др., 2014). В связи с тем, что в естественных условиях растения не всегда произрастают при достаточном содержании элементов, ряд ТМ используют в качестве микроудобрений (Башмаков, Лукаткин, 2009).

Повышенное количество ТМ, которые поступают в живые организмы, оказывает токсическое действие, тем самым способствуя проявлению патологий в биологических объектах (Башмаков, Лукаткин, 2009;

Немерешина и др., 2011; Дрогайцева, Петрова, 2014).

Свинец. Загрязнение почв Pb – это глобальная проблема (Diels et al., 2002; Tandy et al., 2006; Лиу и др., 2007). Показано, что на фоне высоких концентраций Pb в местах обитания растений у них возникает нарушение митозов (Wierzbicka, 1994), водный дисбаланс (Rolfe, Bazzaze, 1975), нарушение минерального питания, снижение фотосинтеза (Poskuta, Waklawczyk-Lach, 1995), ингибирование активности ферментов и изменения проницаемости мембран, подавление роста (He et al., 2002), репликации ДНК и структуры ядрышек (Gabara et al., 1992; Liu et al., 1994). Ингибирование активности фермента на клеточном уровне является результатом реакции Pb с сульфгидриловыми группами (Mishra et al., 2006).

Несмотря на то, что Pb встречается во всех растениях, он не является эссенциальным элементом (Ильин, 1991). Показано, что в малых количествах свинец может ускорять прорастание семян (Сапрыкин, 1984; Смирнов, 1989; Ягодин, 1989б), повышать содержание крахмала, а также стимулировать рост в целом. При низком содержании Pb возможно торможение метаболизма растений (Rout, Das, 2003).

Цинк является важным элементом, в небольшом количестве которого нуждаются и растения, и животных. Среднее содержание Zn в растениях варьирует от 20 до 60 мг/кг (Rout, Das, 2003). Цинк имеет важное значение в транскрипции ДНК (способствует синтезу белка и нуклеиновых кислот) (Сапрыкин, 1984; Howden et al., 1995). Входит в состав более 200 ферментов (Cakmak, 2000; Ishimaru et al., 2005). Активирует карбоангидразу, катализирующую реакцию дегидратации в процессе фотосинтеза. Цинк играет важную роль в синтезе ИУК, что связано с его участием в образовании аминокислоты триптофана. Подкормка цинком способствует увеличению содержания ауксинов в тканях и активирует рост клеток (Cakmak, Marschner, 1993; Третьяков и др., 2005; Ли и др., 2008). Цинк способствует повышению

устойчивости растений к стрессовым воздействиям (Christov, Bakardjieva, 1999).

В растениях цинк находится в двухвалентной форме в виде свободного иона Zn^{2+} или в составе комплексов с органическими соединениями (Rengel, 1999). В течение последних лет был сделан большой рывок в изучении механизмов транспорта Zn по растениям (Pence et al., 2000; Guerinot, 2000; Moreau et al., 2002; Ramesh et al., 2003; Lopez-Millan et al., 2004; Ishimaru et al., 2005), в результате чего обнаружены белки-переносчики различных ТМ, в том числе семейство белков ZIP, Zat12 (Eide, 1996 a,b; Eide et al., 1996; Grotz et al., 1998; Guerinot, Eide, 1999; Zhao, Pence et al., 2000; Assuncao et al., 2001; Gaither, Eide, 2001; Moreau et al., 2002; Burleigh et al., 2003; Ramesh et al., 2003; Lopez-Millan et al., 2004; Ishimaru et al., 2005; Mizuno et al., 2005; Davletova et al., 2005).

При недостатке цинка в растениях накапливаются восстанавливающие сахара, органические кислоты, небелковые соединения азота, уменьшается содержание крахмала и сахарозы, нарушается синтез белка (Титов и др., 2011).

Высокая концентрация Zn приводит к ингибированию метаболической активности (Ebbs, Kochian, 1997; Prasad, Saradhi, 1995; Rout, Das, 2003), вызывает старение и хлороз в листьях (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989), ингибируется развитие корня, нарушаются барьерные функции мембран, а также дестабилизируются мембраны хлороплатов и хлорофилл (Карпачев, 2008; Aishwarya et al., 2014). Не смотря на токсичное действие избытка цинка в среде, известно большое количество видов растений, которые являются гипераккумуляторами цинка, успешно произрастая на почвах с высоким содержанием Zn.

Медь является эссенциальным элементом, максимальное содержание которого отмечено в семенах и растущих частях растения (Opak et al., 1999). Большинство функций меди связано с ее участием в ферментативных

окислительно-восстановительных реакциях. Кроме того, медь способствует образованию хлорофилла и замедляет его разрушение в темноте, входит в состав нитритредуктазы и редуктаз оксида азота, усиливает процесс связывания молекул азота (Полевой, 1989; Титов и др., 2011). Медь активирует синтез пероксидазы в растениях и иных железосодержащих ферментов. Доказано положительное влияние Cu на водоудерживающую способность растительных тканей вследствие синтеза белков (Алексеева-Попова, Ильинская, 1983), а также повышает иммунитет против болезнетворных организмов. При недостаточном содержании меди снижается гидрофильность коллоидов тканей. Ферменты с содержанием Cu снижают активность ауксина (полифенолоксидаза), а также окисляют тирозин (Смирнов, 1989; Skorzynska-Polit et al., 2006). Недостаток меди вызывает задержку роста растений и их цветения, приводит к потере тургора листьев (Башмаков, Лукаткин, 2009).

Медь играет важную роль в растениях (вносит вклад в распределение углевода, дыхание, азотный обмен, фотосинтез, устойчивость к болезням и семеноводству), но при высоком содержании Cu может оказывать негативное действие: повышение уровня индуцированного стресса, вызывает цитотоксический эффект и повреждение растений, что в свою очередь приводит к хлорозу, повышенной генерации активных форм кислорода (Devos et al., 1989; Hall, 2002), а также ингибирование роста и развития (Fernandes, Henriques, 1991; Maksymiec, 1997; MacFarlaine, Burchett, 2002; Kopittke, Menzies, 2006; Jadia, Fulekar, 2009; Yruela, 2009; Emamverdian et al., 2015).

Никель – это микроэлемент, который необходим для нормального развития всех живых организмов (Башмаков, Лукаткин, 2009; Сухарева, 2012; Белоусов, Машкина, 2015). Никель входит в состав ряда ферментов, наиболее изученным из которых является уреаза, участвующая в расщеплении мочевины (Войнар, 1962; Сапрыкин, 1984). Помимо этого никель активирует работу ряда ферментов (пептидаз, нитратредуктазы), стабилизирует структу-

ру рибосом, влияет на поступление и транспорт питательных веществ (Титов и др., 2011).

До сих пор четких доказательств проявления дефицита никеля у растений нет. В экспериментальных условиях недостаток металла вызывает нарушение азотистого обмена, цикла трикарбоновых кислот, дыхания, а также метаболизма аминоксилот. Распространенным морфологическим признаком при дефиците Ni является так называемое «мышье ухо» (Bai et al., 2006).

Остановка ветвления корня на фоне высоких концентраций Ni является следствием ингибирования клеточных делений в перицикле (Серегин, Кожевникова, 2006). Также избыточное содержание никеля в среде выращивания снижает митотическую активность меристемы (Robertson et al., 1980; Robertson, 1985; Liu et al., 1995; Sresty, Madhava, 1999; L'Huillier et al., 1999; Довгалюк и др., 2001а,б; Серегин и др., 2003; Кожевникова и др., 2006; 2007). Токсическое действие Ni на корни, как и большинства ТМ, зависит от его концентрации, длительности действия и состава среды (Robertson, Meakin, 1980; L'Huiller et al., 1996; Tandon, 2004; Демченко, Калимова, 2008). Считается, что торможение роста корня при действии никеля вызвано главным образом именно снижением митотической активности клеток меристемы (Robertson, 1985; Powell et al., 1986; L'Huiller et al., 1996; Серегин и др., 2003; Кожевникова, 2006).

1.2 Влияние тяжелых металлов на физиологические и биохимические процессы в растениях

К настоящему времени действие ТМ на основные физиологические процессы у растений исследовано достаточно хорошо и представлено в ряде обзоров (Серегин, Иванов, 2001; Clemens, 2001; Vassilev, 2002; Иванов и др., 2003; Meharg, 2005; Серегин, Кожевникова, 2006; Титов и др., 2007; Broadley et al., 2007; Jadia, Fulekar, 2009; Башмаков, Лукаткин, 2009; Гришко, Сыщи-

ков, 2012; Казнина, Титов, 2013; Титов и др., 2014; Laghlimi et al., 2015). Многочисленные эффекты ТМ на метаболизм растений определяются не только прямым, но и косвенным их воздействием.

Рост. В малых дозах ТМ стимулируют прорастание семян (Мельничук, 1990), биомассу корней (Ли и др., 2008), а также рост растений в целом (Wojcik, Tukendorf, 1999; Башмаков, Лукаткин, 2001; 2003).

Возрастающие конценрации ТМ в среде в первую очередь ингибируют рост растений вследствие их действия на деление и растяжение клеток (Robertson, 1985; Powell, 1986; Мельничук, 1990; Fernandes, Henriques, 1991; L'Huiller, 1996; Wojcik, Tukendorf, 1999; Sresty, Madhava Rao, 1999; Yang et al., 2000; Серегин, Иванов, 2001; He B. et al., 2002; MacFarlaine, Burchett, 2002; Rout, Das, 2003; Серегин и др., 2003; Kopittke, Menzies, 2006; Кожевникова, 2006; Лиу и др., 2007; Демченко, 2008, Кожевникова и др., 2009; Демченко и др., 2010; Куликова и др., 2011; Серегин и др., 2011; Ismail et al., 2013; Aishwarya et al., 2014; Ochonogor, Atagana, 2014; Su, 2014). Тяжелые металлы снижают эластичность клеточных стенок, что может быть вызвано нарушением структуры микротрубочек (Иванов и др., 2003), а также изменениями в водном режиме клеток (Poschenrieder et al, 1989; Aishwarya et al., 2014). Тяжелые металлы индуцируют усиление генерации АФК и других свободных радикалов, что вызывает окислительное повреждние компонентов клеточных стенок (Navas et al., 1994), а это отрицательно сказывается на росте растяжением.

Развитие растений на фоне ионов ТМ по сравнению с ростовыми процессами исследовано в меньшей степени (Титов и др., 2007). Выявлено, что ТМ могут вызывать уменьшение размера апекса, снижать темпы заложения вегетативных и репродуктивных органов, замедлять развитие у растений (Vassilev et al., 1999; Казнина, 2003). В высоких дозах тяжелые металлы оказывают негативное влияние на развитие растений. Повышение содержания ТМ в среде выращивания отрицательно влияет на продуктив-

ность растений в следствие замедления органогенеза и отставания сроков наступления фенофаз (Титов и др., 2007).

Фотосинтез. Низкие концентрации ТМ могут оказывать стимулирующее действие на фотосинтетические процессы, что может быть связано с увеличением активности ФС II, а также общей активизацией метаболизма растений (Sheoran et al., 1990; Tukendorf, Baszynski, 1991; Vassilev et al., 1998b).

Как фотосинтетический аппарат (ФСА) растений, так и сам процесс фотосинтеза – все они очень чувствительны к повышенному содержанию ТМ; это проявляется в нарушении практически всех параметров функционирования ФСА (Попова и др., 1989; Нестеренко и др., 2007). При этом состояние пигментной системы определяет эффективность фотоассимиляции CO_2 (Kumar, Prasad, 2004).

Снижение интенсивности фотосинтеза у растений в присутствии тяжелых металлов вызвано в первую очередь их отрицательным действием на фотосинтетические пигменты. В присутствии высоких доз ряда ТМ (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn и др.) показано снижение содержания хлорофиллов *a* и *b* (Попова и др., 1989; Wozny et al., 1995; Титов и др., 2003; Panda et al, 2003; Kosobrukhov et al., 2004; Burzynski, Klobus, 2004; Khudsar et al., 2004). При этом на листьях растений наблюдаются хорошо выраженные хлорозы. Снижение содержания зеленых пигментов в присутствии ТМ происходит главным образом вследствие подавления биосинтеза хлорофилла, которое в свою очередь может быть обусловлено вытеснением Mg^{2+} ионами ТМ из молекулы хлорофилла. Есть сведения, что уменьшение содержания хлорофиллов в условиях повышенного содержания ТМ также может быть вызвано усилением деградации хлорофилла (Казнина и др., 2005). Непрямое действие ТМ на биосинтез хлорофилла связано с вызванным ими дефицитом железа. Каротиноиды менее подвержены отрицательному влиянию ТМ, чем хлорофиллы (Khudsar et al., 2001; Таланова и др., 2001а).

Водный обмен. Нарушение водного баланса, а именно изменение водного потенциала, относительного содержания воды в тканях, уровня транспирации и т.п., является одной из весомых причин токсического действия ТМ на растения (Башмаков, Лукаткин, 2001; Шакирова, 2001; Pandey, Sharma, 2002; Башмаков, 2003; Gajewska et al., 2006a; Лиу и др., 2007). Металлы отрицально влияют на водный обмен растений непосредственно через изменение эластичности клеточных стенок, размера устьиц, числа и диаметра сосудов проводящей системы. Как следствие, в клетках растений исчезает тургесцентное состояние, что в итоге будет негативно сказываться на всех физиологических процессах в растении (Титов и др., 2007; Башмаков, Лукаткин, 2009; Aishwarya et al., 2014).

Окислительный статус растений. ТМ индуцируют повышенное образование следующих активных форм кислорода: супероксидный анион-радикал ($O_2^{-\cdot}$), синглетный кислород ($^1O_2$), гидроксильный радикал ($OH^\bullet$), перекись водорода (H_2O_2), и др. (Caldwell, 2001; Mittler, 2002; Башмаков, Лукаткин, 2009; Lehotai et al., 2011; Malar et al., 2016). Благодаря способности АФК реагировать со многими компонентами клеток нарушаются структуры и функции клеток (Kehrer, 2000). В последние годы получила широкое признание теория окислительного стресса под влиянием ТМ (Briat, Lebrun, 1999; Деви, Прасад, 2005; Полесская, 2007; Башмаков, Лукаткин, 2009; Прадедова и др., 2011). Показано, что в результате возбуждения атомов O_2, а таже окислительно-восстановительных реакций, в растениях образуются АФК, главным образом, в хлоропластах, митохондриях и плазмалемме (Лукаткин, 2002; Колупаев, Карпец, 2010). Образование АФК, индуцированное ТМ, может происходить вследствие таких процессов, как: перенос электронов в реакциях; нарушение метаболических процессов; снижение активности ферментов антиоксидантной защиты; подавление неферментативных антиоксидантов (Dietz et al., 1999; Jadia, Fulekar, 2009; Башмаков, Лукаткин, 2009; Chen, 2011; Mohanty, Patra, 2013; Emamverdian et al., 2015).

1.3 Фиторемедиация как способ удаления токсичных соединений из загрязненных почв и вод

Биоремедиация – это наиболее эффективный, экономически целесообразный и экологически чистый метод удаления токсичных соединений из загрязненных вод и почвы, который подразумевает использование живых и мертвых организмов для ослабления преобразования ликвидации загрязняющих веществ, в том числе и тяжелых металлов (Sprocati et al., 2012; Kumar, 2014; Akcil et al., 2015; Bouhajja et al., 2016; Emenike et al., 2016).

Фиторемедиация – это вид биоремедиации, включающий использование растений для удаления, нейтрализации или трансформирования загрязняющих веществ, таких как пестициды, хлорированные растворители, металлы и углеводороды с загрязненных участков (Glick, 2010; Hansda et al., 2014). Таким образом, растения используются в качестве чистящих средств. Это недорогой, эстетически и экологически чистый вариант. За последнее время метод получил признание в качестве средства детоксикации загрязненных почв и воды (Ahmadpour et al ., 2012). Всю совокупность методических приемов фиторемедиации можно разделить на несколько основных подходов.

Фитоэкстракция. Это процесс фиторемедиации, который включает в себя использование растений для удаления тяжелых металлов, таких как Cd, Cr, Ni, Zn, Pb и Cu, из почвы или вод. Иначе называют фитоабсорбцией, фитомининогом, биоминированием или фитоаккумуляцией (Koptsik, 2014; Mandal et al., 2016). Для фитоэкстракции эффективно использование растений - гипераккумуляторов с большой биомассой, которые могут быть посажены на землях, загрязненных ТМ, с целью извлечения их из почвенной среды (Couselo et al., 2012; Sharma et al., 2015). В настощее время известно около 400 видов растений-гипераккумуляторов, порядка 300 из них накапливают Ni. Но не каждое растение-гипераккумулятор возможно использовать для

фиторемедиации (Ahmadpour et al., 2012; Souza et al., 2013), так как растение должно не только аккумулировать загрязнение и быть устойчивым к нему, но и быть урожайным и селективно извлекать загрязнения (Титов и др., 2007).

В связи с тем, что металлы накапливаются в растениях и восстанавливаются после того, как растения собранны и высушены и/или озолены (ашинг), фитоэкстракция может служить в качестве коммерческого процесса, который может быть применен в горнодобывающей и других металлургических отраслях (Ahmadpour et al., 2012; Amora-Lazcano et al., 2010). Еще одним экологическим преимуществом метода является уменьшение выщелачивания и эрозии почвы. На участках с дефицитом минеральных элементов или других микронутриентов, произведенную фитомассу можно использовать в качестве удобрений. В золе, оставшейся после сжигания, находится основная масса извлеченных металлов, но по объему она составляет лишь малую часть (не более 10%) исходного загрязненного материала. В связи с малым объемом она может быть безопасно захоронена или переработана для извлечения ТМ (Liu et al., 2010; Nwaichi, Onyeike, 2010).

Фитоэкстракция в значительной степени зависит от способности растений поглощать ТМ из почвы и транспортировать их в надземные органы (Liu et al., 2010; Nwaichi и Onyeike, 2010). Ряд стимуляторов корневых выделений растений (среди которых гетероауксин, сукцинат и фумарат железа) способствуют поступлению ТМ в растения. Данный эффект обусловлен повышением как скорости накопления фитомассы, так и всхожести семян на загрязненных почвах (Chen et al., 2010; Deng et al., 2012).

Фитоэкстракция признана достаточно эффективным методом для удаления ряда ТМ и радионуклидов (фитодезактивация) (Kumar et al., 2013), но наиболее широко данный метод используется для извлечения Pb, Zn, Se и радионуклидов. В течение вегетационного периода увеличивается загрязнение в ежегодно образующейся и отмирающей растительной массе (Ahemad, Kibret, 2014).

Применение фитоэкстракции ограничено тем, что даже наиболее эффективные гипераккумуляторы очищают только поверхностный слой почвы. Извлечение ТМ из более глубоких почвенных горизонтов возможно при использовании других методов (Ahemad, Kibret, 2014).

Фитостабилизация – это еще один процесс фиторемедиации, в котором используются корни растений для ограничения загрязняющих веществ, тем самым делая их менее биодоступными и мобильными в почве. Как и фитоэкстракция, этот метод является недорогим, простым и экологически чистым для стабилизации и уменьшение загрязнения за счет использования растений. При таком подходе основные функции растения должны служить в качестве границы или защиты от непосредственного контакта с загрязненной почвой, уменьшить уровень воды, которая проникает в почву, чтобы предотвратить образование вредного фильтрата, чтобы препятствуют распространению опасных загрязняющих веществ в почве и препятствуют эрозии почвы (Ali et al., 2013; Singh, 2012; Wuana and Okieimen, 2011). Процесс можно применить в области, где нет необходимости быстро обеззараживать среду (Dickinson et al., 2009; Padmavathiamma, Li, 2012).

В отличие от других методов фиторемедиации, данный метод не является непосредственной рекультивацией загрязненного участка, а скорее снижает уровень загрязнения из смежных участков, а также изолирования металлических примесей (Mahar et al., 2016). Наиболее часто фитостабилизацию используют для снижения подвижности тяжелых металлов (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) и мышьяка. ТМ осаждаются или адсорбируются в виде карбонатов, фосфатов или гидроксидов в результате физико-химических или химических процессов, которые протекают в прикорневой зоне (Dickinson et al., 2009; Padmavathiamma, Li, 2012). При фитостабилизации ограничивается миграция поллютантов в окружающую среду, эрозия почв, а также снижается скорости фильтрации поверхностных вод, которые содержат загрязнения, в глубь почвы. Еще одно применение фитостабилизации – это снижение

миграции загрязнений с полигонов отходов, мусорных свалок и т.п. (Mahar et al., 2016)

Эффективными растениями для фитостабилизации являются те, которые накапливают металлы в корнях (Bauddh, Cinh, 2015; Tang et al., 2015). Таким образом, растения этой группы не должны обладать высокой способностью к аккумуляции загрязнений в наземной биомассе, с тем чтобы отсутствовала необходимость переработки убранной фитомассы.

Фитоволитилизация означает извлечение летучих загрязняющих веществ, в основном Se и Hg, из загрязненных почв с помощью растений и выделения их в атмосферу из надземной части растения, преимущественно листья (Ali et al., 2013; Dixit et al., 2015; Karami, Shamsuddin, 2010). В некоторых областях, где Se находится в большом количестве, растения поглощают и преобразовывает его в испаряющие формы как этанный диселениде и этанный селенид, которые менее вредны (Koptsik, 2014). В этом методе поллютанты преобразованы в более или менее вредные вещества. Однако метод имеет один главный недостаток – то, что вещества, которые выпущены в атмосферу, могут осаждаться обратно на землю, и в конечном итоге загрязнять водные объекты. Таким образом, процесс не вполне освобождает окружающую среду от загрязняющих елементов. На самом деле это самый противоречивый процесс среди технологий фиторемедиации (Meier et al., 2012; Moosavi, Seghatoleslami, 2013; Mahar et al., 2016).

Ризофильтрация также называется фитофильтрацией. Она включает удаление загрязняющих елементов из сточных вод и извлеченные грунтовые воды через корни растений (Rezania et al., 2016). Метод рассматривается как вариант очистки загрязненной воды и включает в себя такие механизмы, как поглощение, концентрация и выпадение загрязняющих веществ с корнем. Для удаления загрязняющих веществ могут использоваться как наземные, так и водные растения либо в их естественном месте, либо вне площадки (ex *situ*). Аккумулированные металлы обычно сохранены внутри корня; расте-

ния, которые не гипераккумуляторы также могут быть применены. Метод может быть использован для различных металлов, включая Cd, Cr, Cu, As, Ni, Pb and Zn (Roy et al., 2015; Xie et al., 2013; Zhang et al., 2011a).

Фитотрансформация – это процесс, с помощью которого растения поглощают, метаболизируют и расщепляют органические загрязняющие вещества. Здесь корни растений в сотрудничестве с микробами очищают органическое соединение загрязненной почвы (Kumar et al., 2013; Meier et al., 2012). Метод иначе называется фитодеградация. Посредством высвобождения определенных ферментов, таких как oxygenases, dehalogenases и редуктазы, некоторые растения могут очистить вверх поллютанты от шуги, почвы, седиментов, и поверхности и грунтовые воды (Ahmadpour et al., 2012; Nwaichi, Dhancher, 2016). Некоторые из соединений, которые могут быть удалены этим методом, включают хлорированные растворители, инсектициды, гербициды и неорганические загрязнители для полного или частичного распада (Al-Baldawi et al ., 2015; Roy et al., 2015; Sidhu, 2016). Преобразование может также случиться вне растения как результат продукции некоторых метаболитов окружая растения которые помогают в преобразовании загрязняющих веществ. В этом методе, главные используемые стратегии абсорбциа и метаболизм, который в конечном итоге приводит к деградации (Mani, Kumar, 2014; Mukhopadhyay, Maiti, 2010; Srivastava, 2016).

1.4 Сточные воды промышленных предприятий и способы их очистки

Сточные воды (СВ) – это пресные воды, у которых изменились физико-химические свойства в следствие их использования в бытовой и производственной деятельности человека и требующие отведения (Будыкина, 2012). СВ можно отнести к 3 группам в зависимости от состава,

происхождения, а также качественных характеристик загрязнений (примесей): бытовые; производственные (промышленные); атмосферные (дождевые) (Алексеев, 2004).

Бытовые СВ поступают в водоотводящую сеть от санитарных приборов, установленных в административных, жилых, коммунальных зданиях. В бытовых СВ присутствуют минеральные и органические загрязнения, которые находятся в нерастворенном, коллоидном и растворенном состояниях (Халтурина, 2006).

Производственные СВ образуются на предприятиях в результате загрязнения воды отходами сырья, промежуточного или конечного продукта, а также ее нагрева (Сергеев, Кофф, 1995). Количество СВ зависит от мощности предприятий, удельных расходов воды на единицу выпускаемой продукции и лежит в пределах от 50–150 $м^3$/сут (предприятия пищевой и легкой промышленности) до 300–500 тыс. $м^3$/сут (металлургические, химические, нефтехимические и целлюлозно-бумажные комбинаты). Режим притока определяется технологическими процессами и может быть равномерным, неравномерным или в виде разовых (залповых) спусков (Алексеев, 2004). По концентрации органических загрязнений производственные СВ могут быть слабокоцентрированными (БПКполн = 30–70 мг/л), концентрированными (БПКполн = 800–1500 мг/л), высококонцентрированными (БПКполн = 15 000–20 000 мг/л) (Иванов, 2003; Будыкина, 2012).

В наиболее общем виде производственные сточные воды подразделяют по степени загрязненности; по характеру загрязненности; по наименованию основного загрязнителя; по активной реакции среды (pH); по агрессивности; по отношению к биохимическому окислению (Карюхина, Чурбанова, 1995; Иванов, 2003; Алексеев, 2004; Ветошкин, 2004).

В технологических процессах образуются следующие основные виды СВ:

1. Промывная вода – это вода, широко используемая в ходе промывки

сырья и продуктов, которые применяются и получаются в технологических процессах. Качество получаемых веществ часто определяется тщательностью промывки (Карюхина, Чурбанова, 1995).

2. Маточные водные растворы – это растворы, образованные в итоге процессов получения или переработки продуктов (Иванов, 2003).

3. Водные экстракты и абсорбционные жидкости – жидкости, образующиеся при использовании воды в качестве экстрагента или абсорбента. Максимальное количество абсорбционных жидкостей образуется при мокрой очистке отходящих газов (Степановских, 2002).

4. Охлаждающие воды – воды, используемые с целью охлаждения продуктов и аппаратов на химических предприятиях. Вода, которая не соприкасается с технологическими продуктами, применяется в системах оборотного водоснабжения (Алексеев, 2004).

5. Другие виды сточных вод – воды, которые образуются от конденсаторов смешения, при конденсации паров воды, гидрозолоудалении, от мойки помещений, оборудования, и т. д. Химическими веществами также могут быть загрязнены и атмосферные осадки с территорий химических предприятий (Пономарев и др., 2009).

Сточные воды подразделяют на:

а) загрязнённые (те, которые подвергаются предварительной очистке перед выпуском в водоём или повторным использованием);

б) условно чистые (те, которые выпускают в водоём или вторично используют в производстве без обработки) (Иванов, 2003).

Основы водного законодательства регламентируют сброс вод как вид водопользования и устанавливают ряд условий и требований, направленных на устранение (предупреждение) загрязнения водоемов в результате сброса СВ. К ним относится запрет ввода в эксплуатацию новых предприятий, коммунальных и других объектов, не обеспеченных сооружениями, предотвращающими загрязнение и засорение вод или их вредное воздейст-

вие. В статье 44 Водного кодекса Российской Федерации говорится об использовании водных объектов для целей сброса СВ и (или) дренажных вод:

1. Использование водных объектов для целей сброса сточных вод и (или) дренажных вод осуществляется с соблюдением требований, предусмотренных настоящим Кодексом и законодательством в области охраны окружающей среды.

2. Запрещается сброс сточных вод и (или) дренажных вод в водные объекты, содержащие природные лечебные ресурсы, а также отнесенные к особо охраняемым водным объектам.

3. Запрещается сброс сточных вод и (или) дренажных вод в водные объекты, расположенные в границах зон санитарной охраны источников питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения (в ред. Федерального закона от 14.07.2008 N 118-ФЗ); первой, второй зон округов санитарной (горно-санитарной) охраны лечебно-оздоровительных местностей и курортов; рыбоохранных зон, рыбохозяйственных заповедных зон.

4. Сброс сточных вод и (или) дренажных вод может быть ограничен, приостановлен или запрещен по основаниям и в порядке, которые установлены федеральными законами (Водный кодекс…, 2006).

Очистка сточных вод – это их обработка с целью разрушения или удаления вредных веществ. Освобождение СВ от загрязнения – сложный производственный процесс, в котором имеется сырье (сточные воды) и готовая продукция (очищенная вода) (Воронов, 2006).

СВ промышленных предприятий очищают следующими методами: механическими, химическими, физико-химическими, электрохимическими и биологическими (биохимическими). Среди факторов, определяющих выбор схемы очистки, выделяют состояние водоема, а также качество воды в нем, показатели очищаемого стока, возможность утилизации примесей и повторного использования воды для производственных нужд, и т. д (Кривошеин и др., 2003).

Механическую очистку применяют с целью удаления из СВ нерастворимых минеральных, а также органических примесей. Как правило, механическая очистка проводится перед биологической, физико-химической или иной глубокой очисткой (Очистка сточных вод…, 2007). Для надежности работы сооружения механической очистки производственных СВ рекомендуют использовать несколько единиц основного технологического оборудования (Воронов, 2009).

К ***химическим методам очистки*** СВ можно отнести такие методы выделения загрязняющих веществ в виде малорастворимых и нерастворимых соединений (нейтрализация, восстановление, окисление и реагентные методы) (Пономарев и др., 2009). Неосредственно перед спуском СВ в водоем или городскую канализационную сеть производится химическая очистка. Химическая обработка находит применение в том числе и как метод глубокой очистки СВ с целью их дезинфекции или обесцвечения (Кривошеин и др., 2003).

К физико-химическим методам очистки СВ относят коагуляцию и флокуляцию, ионный обмен, экстракцию, электрохимические методы и другие. Эти методы могут быть использованы как отдельно, так и в сочетании с механическими, химическими и биологическими методами очистки. В последнее время область применения физико-химических методов очистки расширяется (Халтурина, 2001).

Электрохимическая очистка СВ используется для выделения как органических, так и неорганических из растворимых и диспергированных примесей. Данные методы характеризуются достаточной простотой технологической схемой, при которой не используются химические реагенты. К недостаткам метода можно отнести довольно большие затраты электроэнергии. Все электрохимические методы очистки СВ можно разделить на 3 основные группы: методы разделения, методы превращения, а также комбинированные методы (Яковлев, 2004).

Биологический (или биохимический) метод очистки используется для очистки СВ от органических и неорганических загрязнителей. Основной процесс метода – биологическое окисление. Данный процесс осуществляется микробоценозом, в котором микроорганизмы связаны между собой в единый комплекс сложных взаимоотношений. Основная роль в этом сообществе принадлежит бактериям (Савичев, 2008). Очистку СВ этим методом проводят как в аэробных, так и анаэробных условиях (Пестриков и др., 2006).

Почвенные методы очистки СВ, а также их очистка в биологических прудах, относятся к естественным методам биологической очистки. Очистка СВ этими методами происходит при участии почвенной микрофлоры, Солнца, воздуха и жизнедеятельности растений (Савичев и др., 2008).

Биофильтры с объемной загрузкой используют для полной биологической очистки (Ветошкин, 2004). Аэротенки используют для частичной или полной очистки производственных СВ. Существуют следующие классификации аэротенков: аэротенки-смесители, аэротенки-вытеснители и аэротенки промежуточного типа (Самойлов, Левадный, 2009). Окситенки – это сооружения биологической очистки, в которых вместо воздуха используется воздух, обогащенный кислородом, или технический кислород.

При глубокой очистке сточных вод достигается следующее:

– уменьшение содержания взвешенных веществ в очищенных СВ;

– снижение количества остаточных органических загрязнений, ПАВ, а также азота и фосфора;

– происходит обеззараживание сточных вод;

– обеспечение возможности насыщения очищенных СВ кислородом при спуске их в водоемы рыбохозяйственного назначения (Кривошеин и др., 2003; Будыкина, 2012).

В результате анализа литературных источников показана высокая степень изученности аккумуляции и локализации ТМ в растениях, их токси-

ческого действия, а также механизмов устойчивости растений к стрессорному действию ТМ, и возможности использования растений в целях фиторемедиации. Фиторемедиация включает удаление загрязняющих элементов из сточных вод и грунтовых вод через корни растений (Rezania et al., 2016). Метод рассматривается как вариант очистки загрязненной воды и включает в себя такие механизмы, как поглощение, концентрации и выпадения загрязняющих веществ с корнем. Для удаления загрязняющих веществ могут использоваться как наземные, так и водные растения либо в их естественном месте, либо вне площадки. Аккумулированные металлы обычно локализованы внутри корней; также могут быть применены растения, которые не являются гипераккумуляторами (Roy et al., 2015; Xie et al., 2013; Zhang et al., 2011a).

В то же время анализ литературы показал слабую изученность вопроса о возможности направленной очистки сточных вод промышленных предприятий, загрязненных ТМ, с использованием растений, что и обусловило проведение данной работы.

ГЛАВА II МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1 Объекты исследования

Люцерна посевная – *Medicago sativa* L.: семейство Leguminosae, род *Medicago* L., подрод *Falcago* (Reichb.) Grossh (Флора Европейской части СССР, 1987). Многолетнее травянистое растение (http://www.agroatlas.ru) с толстым корневищем и прямстоячим четырехгранным стеблем, который. в верхней части волосистые, обильно ветвящиеся. Листья очередные, тройчатые, зубчатые в верхней трети, на верхушке чаще выемчатые, сверху темнозеленые, снизу светлые. Соцветие представляет собой компактную кисть, которая состоит из 5–30 цветков. Боб спирально-закрученный, голый или прижато пушистый. Перекрестно опыляемое растение, цветет в мае-июле, бобы созревают в июле (Гроссгейм, 1945, 1952; Иванов, 1980).

Люцерна введена в культуру в качестве наиболее урожайного бобового кормового растения. Люцерна хактеризуется высокой экологической пластичностью (Иванов и др., 1986). Может выступать в качестве донора хозяйственно-ценных признаков (зимостойкость,солеустойчивость, семенная продуктивность и т.д.) в селекционных программах. Обладает высокой азотофиксирующей способностью в результате симбиоза с клубеньковой бактерией *Sinorhizobium medicae* (Гончаров, Лубенец, 1985).

1. **Марь белая** – *Chenopodium album* L., быстрорастущее однолетнее травянистое растение, вид рода *Chenopoduim*), семейства Амарантовые (Amaranthaceae) (Губанов и др., 2003). Повесеместно распространенное растение. Марь белая засоряет посевы всех сельскохозяйственных, особенно пропашных, культур. Стебель прямой и сильно ветвится. Растение покрыто мучным налетом (http://agroflora.ru/mar-belaya/). Семена покрыты твердой оболочкой, полиморфны (Ильин, 1936). Всхожесть семян может простираться до 8 лет, жизнеспособность до 38 лет. Всходы морозоустойчивы. Глубина

прорастания 8–10 см. Температуры прорастания – от 4 (минимальная) до 34–36 °С (максимальная), оптимальная температура – 18–24°С. Всходы появляются с ранней весны и до осени. При нарастании положительных температур можно наблюдать массовые появления всходов этого сорняка (Губанов и др., 2003).

Щирица запрокинутая, щирица обыкновенная, или амарант запрокинутый – *Amaranthus retroflexus* L. Класс двудольные (*Dicotyledones*), семейство Амарантовые (*Amaranthaceae*) (Губанов и др. 2003). Корень у щирицы запрокинутой стержневой, может расти в глубину на 135–230 см, имеет розово-свекольный оттенок. Стебель прямостоячий, имеет опушение, светло-зеленого или красноватого цвета, высотой от 20 до 150 см. Листья поочередные, продолговатой или яйцевидно-ромбической формы. Цветки собраны в продолговатые, плотные метельчатые колосовидные соцветия, желтовато-зеленого цвета. Плод – блестящее, чечевицеобразное, сдавленное по бокам черное семя. Масса 1000 семян – до 0,4 г. Представляет собой злостное сорное растение. Для уничтожения щирицы запрокинутой используют послойную обработку почвы. Это растение контролируется гербицидами, угнетающими фотосинтез (http://agroflora.ru/shhirica-zaprokinutaja/).

Одуванчик лекарственный (*Taraxacum officinale* Wigg.) — многолетнее травянистое растение семейства сложноцветных (Compositae). Имеет большой ареал распространения в умеренных областях Земли (http://www.floralworld.ru/ogorod/Taraxacum_officinale.html). Одуванчик достигает 50 см высоты, имеет толстый стержневой корень (диаметром 2 см и более, длиной до 60 см). Листья струговидно-перистые, с обращенными вниз долями, к основанию сужены в крылатый черешок, собранные в прикорневую розетку. Цветки золотисто-желтого цвета, все язычковые, сидят на плоском цветоложе, соцветие окружено двойной оберткой, внутренние листочки которой обращены вверх, а наружные отогнуты вниз. Все части растения содержат горького вкуса белый млечный сок. Плоды –

веретенообразные семянки с хохолком из белых тонких волосков. На одном соцветии образуется до 200 семянок. Масса 1000 семян – 1–1,2 г. Массовое цветение одуванчика в средней полосе России приходится обычно на май, отдельно цветущие растения встречаются с марта до поздней осени. Плоды созревают в июне – августе. Нередко наблюдается повторное цветение и плодоношение в течение всего лета (Универсальная энциклопедия …, 2000). Размножается одуванчик семенным и вегетативным способами. Исключительно неприхотлив, устойчив к вытаптыванию и поеданию животными, легко приспосабливается к самым разнообразным условиям. Растет на свежих и влажных супесчаных, суглинистых и глинистых почвах на полянах, лесных опушках, лугах, по обочинам дорог, вырубках, в садах и огородах, посевах(http://www.floralworld.ru/ogorod/Taraxacum_officinale.html).

Лопух паутинистый – *Arctium tomentosum* L. – двулетнее травянистое растение семейства сложноцветных (Compositae) с длинным толстым стержневым корнем. Стебель прямостоячий, бороздчатый, разветвленный в верхней части, высотой 60–180 см. Листья черешковые яйцевидно-сердцевидные, верхние – яйцевидно-продолговатые, снизу серовато-войлочные. Цветки трубчатые, обоеполые, темно-пурпурные, собраны в шаровидные корзинки 15–25 мм в диаметре, образующие на верхушке стебля щитковидные соцветия. Листочки обертки паутинистые, внутренние на верхушке усеченные или выемчатые, с остроконечием, фиолетовые. Плоды – продолговатые, бурые, сплюснутые, ребристые, немного морщинистые семянки с хохолком из коротких шероховатых щетинок. Цветет в июле-августе. Корни лопуха содержат слизи, эфирное масло, жирное масло, состоящее из пальмитиновой и стеариновой кислот, а также ситостерин и стигмастерин, инулин, дубильные и горькие вещества, минеральные соли, витамины, в частности аскорбиновую кислоту (http://medicalhandbook.ru /lekarstvennye-rasteniya/2924-lopukh-bolshoj-arctium-lappa-l.html).

2.2 Постановка эксперимента

Семена исследуемых растений собирали в конце сентября на территории г. Саранска. Свежесобранные семена закладывали в песок и хранили 3 месяца при температуре 2–4 ºС для прохождения холодовой стратификации (Журбицкий, Ильин, 1968).

Семена проращивали в водной культуре в факторостатируемых условиях (освещенность около 80 мкМ фотонов/м^2 с, фотопериод 14 ч, температура 21 ºС) на растворах, содержащих одиночную соль ТМ или смесь эквимолярных растворов четырех солей ТМ ($CuSO_4 \times 5H_2O$, $NiSO_4 \times 7H_2O$, $Pb(NO_3)_2$, $ZnSO_4 \times 7H_2O$) в концентрациях 1 мкМ, 10 мкМ, 0,1 мМ и 1 мМ (тестирующие концентрации подобраны в предварительных экспериментах с учетом уровня загрязнения почв ТМ и охватывают диапазон от дефицитных и оптимальных до сублетальных и летальных). Контролем служили растения, выращенные на дистиллированной воде. Спустя 7 суток экспозиции (для одуванчика через 14 суток) измеряли длину корней и побегов молодых растений, сырую и сухую массу побегов и корней, содержание ТМ в органах (корень, стебель (гипокотиль), лист), в листьях определяли скорость генерации супероксидного анион-радикала ($O_2^{\cdot -}$), интенсивность перекисного окисления липидов, содержание общих перекисей, активность каталазы.

Для определения способности изучаемых растений удалять ТМ из промышленно-загрязненных вод были взяты образцы промышленных вод с трех предприятий в г. Багдад, затем в лаборатории была проведена фильтрация образцов для избавления от примесей. Семена изучаемых растений выращивали на каждом из образцов воды в течение 14 суток, затем определяли содержание ТМ в органах растений.

Предприятия, на которых были взяты пробы промышленной воды:

1. Завод Бабель № 1 по производству аккумуляторов (г. Багдад, Республика Ирак).

2. Завод Бабель № 2 по производству аккумуляторов (г. Багдад, Республика Ирак).

3. Очистные сооружения Объединенной компании по производству аккумуляторов (г. Багдад, Республика Ирак).

На предприятиях Объединенной компании Бабель производят различные виды свинцовых аккумуляторов для запуска (S.L.I.), основываясь на международных спецификациях (МЭК - №95), и иракских стандартных спецификациях № 81. Эти аккумуляторы являются сухозаряженными и могут быть использованы после разбавления серной кислоты плотностью 1,240 – 1,250, то есть не требуют дальнейшей зарядки. Компания производит два вида аккумуляторов, с пластиковыми и резиновыми контейнерами различной емкости, согласно техническим требованиям, указанным в таблице SBMC (http://sbmc.industry.gov.iq/index1.htm).

2.3 Методы исследования

Длины корней и надземной части растений измеряли с использованием миллиметровой бумаги с точностью 0,5 мм.

Сырую и сухую массу и содержание воды определяли весовым методом, раздельно для корней и надземной части десяти растений, после взвешивания высушенных при температуре 95 °С (10 – 11 ч) и досушивания до постоянной массы при температуре 100–105 °С (Большой практикум…, 2015).

Определение интенсивности перекисного окисления липидов (ПОЛ). Навеску ткани листьев (1 г) гомогенизировали в 10 мл среды выделения (0,1 М трис-HCl буфер, pH 7,6, содержащий 0,35 М NaCl). К 3 мл гомогената добавляли 2 мл тиобарбитуровой кислоты (ТБК) в 20% трихлоруксусной кислоте, нагревали на кипящей водяной бане в течение 30 минут и фильтровали. Оптическую плотность регистрировали на спектрофотометре

UVmini1240 (Shimadzu, Япония) при длине волны 532 нм против среды выделения с реагентом. В основе метода лежит цветная реакция продукта ПОЛ малонового диальдегида (МДА) с ТБК. Концентрацию МДА рассчитывали по молярной экстинкции ($\varepsilon=1{,}56\cdot10^5$ $М^{-1}см^{-1}$) (Лукаткин, Голованова, 1988). Количество МДА в листьях рассчитывали в мкМ / г сырой массы листьев (Большой практикум…, 2015).

Определение скорости генерации супероксидного анион-радикала (Лукаткин, 2002). Высечки листьев (300 мг) гомогенизировали в 15 мл дистиллированной воды. Затем гомогенат центрифугировали 15 минут при 4000g. К 3 мл супернатанта добавляли 100 мкл раствора адреналина (0,01%), и инкубировали 45 минут при комнатной температуре и освещенности 2000 лк. Сразу после инкубации измеряли оптическую плотность образовавшегося адренохрома против гомогената с водой на спектрофотометре UVmini1240 (Shimadzu) при длине волны 480 нм (Purvis et al., 1995). Скорость генерации $O_2^{\cdot-}$ рассчитывали в мкМ/г·мин с использованием коэффициента молярной экстинкции (4020 $М^{-1}\cdot см^{-1}$).

Содержание общих перекисей (ОП) анализировали по ферротиоцианатному методу (Лукаткин, 2002). 1 г листьев гомогенизировали с 3,5 мл 5% трихлоруксусной кислоты, гомогенат центрифугировали 5 мин при 8000 g. К 1,6 мл супернатанта добавляли по 0,4 мл 50% трихлоруксусной кислоты и 10 мМ $Fe(NH4)_2(SO_4)_2\cdot6H_2O$, а также 0,2 мл 2,5 М KCNS. Оптическую плотность регистрировали на спектрофотометре при длине волны 480 нм. Контролем служит проба без растительного материала. Концентрацию ОП рассчитывали по калибровочной кривой, построенной на основе H_2O_2, с последующим пересчетом содержания перекисей на 1 г сырой массы листьев.

Определение активности каталазы осуществляли спектрофотометрическим методом по методике (Kumar, Knowles, 1993) с модификациями (Лукаткин, 2002). 1 г растительного материала растирали с

10 мл 50 мМ фосфатного буфера (pH 7,0), полученный гомогенат фильтровали и центрифугировали 10 мин при 8000g. Далее регистрировали оптическую плотность реакционной смеси 2,2 мл фосфатного буфера, 100 мкл полученного экстракта и 70 мкл 3% H_2O_2 на спектрофотометре UVmini1240 при длине волны 240 нм. Перекись водорода приливали непосредственно перед измерением. Контролем служила смесь из 2,3 мл фосфатного буфера (pH 7,0) и 70 мкл 3% H_2O_2. Измерения проводили 3 раза. Активность рассчитывали в мМ/г•мин по падению оптической плотности раствора за 1 мин с пересчетом на концентрацию по коэффициенту молярной экстинкции $\varepsilon = 39{,}4$ мМ$^{-1}$см$^{-1}$.

Определение никеля, свинца, меди, цинка в осевых органах растений. На первом этапе проводили озоление пробы и растворение золы. Пробы растений высушивали в сушильном шкафу при 100 ± 5 °С до постоянной массы. В фарфоровую чашку помещали сухую навеску побегов или корней массой 0,01 – 0,02 г, взвешенную до четвертого знака. Пробу укладывали в чашку без уплотнения, помещали в холодную муфельную печь и повышали температуру до 250–300 ºС (до появления дыма). После прекращения выделения дыма температуру муфельной печи доводили до 525 ± 25ºС и вели прокаливание в течение 2 ч. Отсутствие несгоревших частиц и равномерный светло-серый цвет золы указывали на полное озоление навески.

Чашку с золой охлаждали, золу смачивали несколькими каплями деионизированной воды, добавляли 10–15 мл раствора азотной кислоты, разбавленной деионизированной водой 1:1, накрывали чашку часовым стеклом и нагревали на электроплитке до полного растворения золы. После охлаждения раствор золы из чашки переносили через воронку в мерную колбу 100 мл. Чашку, воронку тщательно ополаскивали горячей деионизированной водой, доводили раствор до метки (ГОСТ 30692-2000; Методические указания…, 1992).

Определение концентрации металлов в растворе золы побегов и корней растений проводили на атомно-абсорбционном спектрометре Shimadzu серии АА–7000. Градуировочные растворы готовили в мерных колбах вместимостью 50 мл последовательным разбавлением азотной кислотой (0,1 М) из исходного раствора в интервале концентраций 2,0–60,0 мкг/л. Азотную кислоту с концентрацией 0,1 моль/л использовали также как холостой раствор при построении градуировочной характеристики. Исходный раствор готовили из ГСО массовой концентрацией элементов 1 г/дм^3 (М 02 – 902 – 125 – 2005). Условия измерений при электротермическом способе атомизации пробы представлены в таблице 2.1, температурные программы нагрева графитовой печи – в таблицах 2.2 – 2.5.

Таблица 2.1 – Условия проведения анализа при электротермическом способе атомизации

№ п\п	Элемент	Длина волны, нм	Система коррекции фона	Атомизатор	Объем дозирования, мкл	Модификатор (объем дозирования, мкл)
1	Ni	232,0	D2 КОРР	Печь с пиропокрытием и платформой	10	-
2	Pb	283,3	D2 КОРР	Печь с пиропокрытием и платформой	10	Палладиевый матричный модификатор (10)
3	Cu	324,8	D2 КОРР	Печь с пиропокрытием и платформой	10	-
4	Zn	213,9	D2 КОРР	Печь с пиропокрытием и платформой	10	-
5	Mn	279,5	D2 КОРР	Печь с пиропокрытием и платформой	10	-

Таблица 2.2 – Температурная программа нагрева графитовой печи для определения никеля

Температура, ºС	Время, сек	Тип нагрева	Расход аргона, л/мин
120	20	Плавный	0,10
250	10	Плавный	0,10
800	10	Плавный	1,0
800	10	Импульсный	1,0
800	3	Импульсный	0
2500	2	Импульсный	0
2500	2	Импульсный	1,0

Таблица 2.3 – Температурная программа нагрева графитовой печи для определения свинца

Температура, ºС	Время, сек	Тип нагрева	Расход аргона, л /мин
150	20	Плавный	0,10
250	10	Плавный	0,10
800	10	Плавный	1,0
800	10	Импульсный	1,0
800	3	Импульсный	0
2400	2	Импульсный	0
2500	2	Импульсный	1,0

Для построения градуировочной характеристики и измерения концентрации анализируемой пробы автодозатор последовательно вводил в электротермический атомизатор подготовленного к работе спектрометра раствор холостой пробы, затем градуировочные растворы, а потом анализи-

Таблица 2.4 – Температурная программа нагрева графитовой печи для определения меди

Температура, ºС	Время, сек	Тип нагрева	Расход аргона, л/мин
150	20	Плавный	0,10
250	10	Плавный	0,10
800	10	Плавный	1,0
800	10	Импульсный	1,0
800	3	Импульсный	0
2300	2	Импульсный	0
2500	2	Импульсный	1,0

Таблица 2.5 – Температурная программа нагрева графитовой печи для определения цинка

Температура, ºС	Время, сек	Тип нагрева	Расход аргона, л/мин
150	20	Плавный	0,10
250	10	Плавный	0,10
450	10	Плавный	1,0
450	10	Импульсный	1,0
450	3	Импульсный	0,20
1800	2	Импульсный	0,20
2400	2	Импульсный	1,0

руемую пробу раствора золы побегов или корней растений. Обработка данных осуществлялась автоматически с помощью компьютерной программы WizAArd атомно-абсорбционного спектрометра на основании построенной градуировочной характеристики. Результаты определения массовой концен-

трации элементов получены в мкг/л, затем они пересчитывались в мг/кг сухой массы.

Повторности и статистическая обработка. Все опыты проводили не менее 3 раз, в каждом опыте было от 3 до 20 биологических повторностей (индивидуальных растений). Результаты обрабатывали статистически по стандартным биометрическим методикам (Лакин, 1980) с использованием компьютерных программ Statistica, BIOSTAT, Microsoft Excell. В таблицах и на графиках представлены средние арифметические из всех опытов с их стандартными ошибками. Сравнение вариантов проводили по t-критерию Стьюдента при 5% уровне значимости, а также по Dunkan.

ГЛАВА III СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РАСТЕНИЯХ ПРИ ВЫРАЩИВАНИИ НА РАСТВОРАХ ТМ

При выращивании растений на растворах солей тяжелых металлов исключительно важна точная количественная оценка аккумуляции ТМ в органах растений; это необходимо, с одной стороны, для понимания их действия на физиологические и биохимические процессы, а с другой – для оценки возможности использования исследуемых растений для фиторемедиации.

Содержание металлов определяли в органах растений (корнях, стеблях, листьях) спустя 7 суток выращивания на растворах, содержащих ионы ТМ, как раздельно, так и в смеси. Обнаружено, что в в контроле (без внесения солей ТМ) содержание ТМ всегда было очень низким, по-видимому, свидетельствуя об исходном содержании ТМ в семенах. Выращивание растений на растворах, содержащих соли ТМ, приводило к многократному превышению значения контроля по содержанию всех изученных ТМ.

3.1 Содержание ТМ в органах растений амаранта запрокинутого (*Amaranthus retroflexus* L.)

При выращивании растений на растворах, содержащих одну соль ТМ, в корнях растений амаранта содержание ионов Pb^{2+} было на уровне контроля при концентрации ионов свинца 1 мкМ и существенно возрастало на фоне более высоких концентраций (10 мкМ – 299 %, 0,1 мМ – 1064 %, 1 мМ – 3876 % к контролю) (таблица 3.1). В листьях концентрация ионов свинца достоверно превышала контроль на фоне 10 мкМ в 5 раз, на фоне 0,1 мМ – в 11 раз и на фоне 1 мМ – в 29 раз. Максимальное содержание ионов свинца при концентрации 1 мкМ в растениях амаранта отмечено в стеблях (159 %), при концентрации 10 мкМ содержание превышало контроль в 4 раза, а при концентрациях 0,1 и 1 мМ – в 7 и 35 раз, соответственно.

Таблица 3.1 – Содержание тяжелых металлов в органах растений амаранта запрокинутого, выращенных на растворах, содержащих ионы ТМ (раздельно или в смеси ионов ТМ), мг/кг сухой массы

Концентрация ионов ТМ	Орган	Pb	Ni	Cu	Zn
0 (контроль)	лист	36,4 ± 20,9	5,1 ± 0,6	0,9 ± 0,6	76,0 ± 21,0
	стебель	40,2 ± 22,2	4,1 ± 1,6	2,8 ± 0,3	25,4 ± 7,9
	корень	51,9 ± 24,4	4,5 ± 2,0	4,9 ± 1,2	37,0 ± 12,0
Один ТМ					
1 мкМ	лист	41,4 ± 21,4	5,2 ± 0,6	20,5 ± 1,5	126,5 ± 6,5
	стебель	63,9 ± 16,9	10,4 ± 1,4	14,4 ± 2,4	47,5 ± 2,5
	корень	56,4 ± 18,4	5,8 ± 0,3	30,0 ± 5,0	50,9 ± 4,2
10 мкМ	лист	178,7 ± 11,7	9,3 ± 0,8	23,5 ± 1,5	144,9 ± 5,2
	стебель	159,2 ± 7,2	18,0 ± 2,0	37,0 ± 6,0	72,4 ± 7,7
	корень	155,0 ± 20,0	25,9 ± 4,1	42,4 ± 8,9	70,0 ± 7,0
100 мкМ	лист	387,4 ± 14,4	120,7 ± 19,4	49,2 ± 3,9	211,9 ± 11,9
	стебель	286,5 ± 9,5	161,4 ± 8,7	57,2 ± 7,1	158,4 ± 11,7
	корень	705,0 ± 42,0	226,5 ± 23,5	50,0 ± 6,3	175,9 ± 14,2
1 мМ	лист	1055,5 ± 160,5	1070,3 ± 76,4	511,5 ± 27,5	1132,8 ± 87,8
	стебель	1411,5 ± 435,5	994,5 ± 92,5	340,2 ± 27,2	1440,3 ± 106,1
	корень	2011,7 ± 361,7	1096 ± 232,0	569,0 ± 28,0	1946,2 ± 96,2
Смесь ТМ					
1 мкМ	лист	12,8 ± 2,7	8,8 ± 1,2	12,0 ± 2,0	73,5 ± 6,5
	стебель	26,4 ± 3,6	7,3 ± 1,5	16,5 ± 3,5	63,5 ± 6,5
	корень	15,2 ± 2,9	19,5 ± 3,5	17,8 ± 1,8	48,2 ± 6,9
10 мкМ	лист	297,0 ± 3,0	14,0 ± 1,0	21,9 ± 0,2	96,7 ± 3,4
	стебель	166,7 ± 23,3	23,9 ± 6,1	20,5 ± 4,5	73,4 ± 6,7
	корень	125,7 ± 5,7	24,5 ± 10,5	21,5 ± 0,5	51,0 ± 6,0
100 мкМ	лист	681,4 ± 31,4	33,2 ± 6,9	24,4 ± 0,7	224,7 ± 7,3
	стебель	169,9 ± 9,8	50,4 ± 12,7	34,5 ± 3,5	76,9 ± 6,2
	корень	193,5 ± 6,5	59,4 ± 10,7	39,8 ± 3,3	78,0 ± 7,0
1 мМ	лист	994,7 ± 7,4	288,2 ± 18,2	221,0 ± 25,0	421,9 ± 40,9
	стебель	476,2 ± 26,9	337,0 ± 47,0	126,5 ± 14,5	360,7 ± 34,7
	корень	705,5 ± 4,5	399,2 ± 63,2	162,1 ± 17,6	393,5 ± 20,5

Содержание ионов никеля в осевых органах растений амаранта достоверно превышало контроль при всех концентрациях ионов Ni^{2+} (за исключением листьев при дозе Ni^{2+} в среде 1 мкМ). Так, концентрация никеля была выше контроля на 29 и 154 % при 1 мкМ в корнях и стебле, соответственно. На фоне 10 мкМ отмечено повышенное содержание ионов никеля в 1,8 раза в листьях, в 4,4 раза – в стебле и в 5,6 раз – в корнях. Максимальное содержа-

ние ионов никеля в органах растений амаранта было на фоне 1 мМ (в 210 – 243 – 244 раза в листьях – стебле – корнях, соответственно). Таким образом, ионы никеля накапливались преимущественно в корнях, и перенос их в надземные органы был менее интенсивным, сходно с растениями герани (Orrono, Lavado, 2011).

Накопление ионов меди в органах растений амаранта имело тенденцию, обратную накоплению ионов свинца и никеля: содержание Cu^{2+} возрастало от корня к листу. Так, при концентрации ионов Cu^{2+} в среде 10 мкМ содержание ионов меди в корне составляло 865 % к контролю, в стебле – 1321 % и в листьях – 2611 %. На фоне 0,1 мМ ионов содержание меди превышало контроль в 10 – 55 раз. Максимальное накопление ионов меди отмечено при действии 1 мМ ионов Cu^{2+}: превышение контроля в 116 раз – в корнях, в 122 раза – в стебле, в 568 раз – в листьях.

Содержание ионов цинка в корнях растений амаранта составило 138% к контролю при 1 мкМ ионов Zn^{2+} в среде, 189 % – при 10 мкМ, 475 % – при 0,1 мМ и 5260 % – при 1 мМ. При экспозиции растений на растворе, содержащем 1 мкМ ионов Zn^{2+}, содержание ионов цинка превышало контроль 1,9 раза в стебле и в 1,7 раза в листьях. На фоне 0,1 и 1 мМ концентрация ионов цинка возросла относительно контроля в 6,2 и 56,7 раз в стебле, в 2,8 и 14,9 раз – в листьях. В итоге высокие концентрации Zn^{2+} аккумулировались преимущественно в корнях, как у *Lemna minor* (Lahive et al., 2011), а малые концентрации – в листьях.

При экспозиции растений амаранта на растворах, содержащих смесь исследуемых ТМ, концентрация ионов металла обычно была ниже, чем варианте с выращиванием на одном металле. Так, содержание ионов свинца было ниже контроля при концентрации 1 мкМ (на 34 % – в стеблях, на 65 % – листьях и на 71 % – в корнях), тогда как при других концентрациях отмечено значительное повышение концентрации ионов Pb^{2+}. На фоне концентраций 10 мкМ и 1 мМ отмечена тенденция увеличения содержания ионов свинца по

органам корень–стебель–лист: в 2,4 – 4,1 – 8,2 и в 3,7 – 4,2 – 18,7 раз, соответственно. Содержание ионов никеля в осевых органах превышало контроль уже на фоне 1 мкМ (на 73 – 333 % выше контроля). На фоне 10 мкМ ионов ТМ в листьях концентрация никеля была выше в 2,7 раза, в стебле – в 5,8 раз и в корнях – в 5,4 раза. Самая высокая концентрация ионов ТМ индуцировала максимальное содержание ионов никеля: в 57 раз выше контроля в листьях, в 82 и 89 раз в стебле и корнях, соответственно. В варианте с выращиванием на растворе, содержащем смесь ТМ, содержание ионов цинка было на уровне контроля в листьях при 1 мкМ, но превышало контроль в 1,3, 3 и 55,5 раз при 10 мкМ, 0,1 и 1 мМ, соответственно. В стебле концентрация ионов цинка возрастала относительно контроля в 2,5 – 14,2 раза при концентрации 1 мкМ – 1 мМ. В корнях содержание ионов цинка возрастало по мере увеличения концентрации ионов ТМ в среде: в 1,3 раза – при 1 мкМ, в 1,4 раза – при 10 мкМ, в 2,1 раза – при 0,1 мМ и в 10,6 раз – при 1 мМ.

Таким образом, во всех органах амаранта содержание ТМ превышало контроль, и возрастало по мере увеличения концентрации ионов ТМ в среде выращивания. Ионы свинца в большей степени накапливались в корне, тогда как ионы цинка – в стебле. Интенсивность накопления ионов никеля и меди снижалась от корня к листу. При выращивании растений на растворах, содержащих смесь ТМ, ионы ТМ аккумулировались менее интенсивно, чем в варианте с одной солью ТМ, за исключением низких концентраций Ni^{2+}.

3.2 Содержание ТМ в органах растений мари белой (*Chenopodium album* L.)

При экспозиции растений мари на растворах, содержащих 1 мкМ ионов $Pb2^{+}$, достоверное повышение концентрации ионов свинца (на 185 %) отмечено только в листьях, тогда как в стебле она была на уровне контроля, а в корнях даже ниже на 26 % (таблица 3.2). На фоне 10 мкМ ионов Pb^{2+} со-

держание ионов свинца превышало контроль в 3 раза в стеблях, в 4 раза – в корнях, в 14 раз – в листьях. Более высокие концентрации ионов Pb^{2+} результировали в еще более высоком содержании ионов в осевых органах растений мари: в 13 и 147 раз в корнях, в 6 и 54 раза в стеблях, в 14 и 68 раз в листьях на фоне 0,1 и 1 мМ, соответственно.

Таблица 3.2 – Содержание ТМ в органах растений мари белой, выращенных на растворах, содержащих ионы ТМ (раздельно или в смеси ионов ТМ), мг/кг сухой массы

Концентрация ионов ТМ	Орган	Pb	Ni	Cu	Zn
0 (контроль)	Листья	7,9 ± 2,4	3,2 ± 1,2	1,0 ± 0,5	61,3 ± 11,3
	Стебель	26,7 ± 4,2	5,7 ± 0,7	8,5 ± 3,5	39,6 ± 9,6
	Корни	19,4 ± 5,9	8,5 ± 1	8,9 ± 2,9	34,0 ± 9,0
	Один ТМ				
1 мкМ	Листья	22,5 ± 2,5	7,8 ± 1,3	16,0 ± 4,0	96,9 ± 3,2
	Стебель	26,5 ± 2,5	5,1 ± 1,1	18,4 ± 6,7	45,7 ± 4,4
	Корни	14,4 ± 2,4	8,3 ± 0,8	16,9 ± 5,1	35,3 ± 4,8
10 мкМ	Листья	109,2 ± 9,2	11,6 ± 1	24,9 ± 5,1	131,2 ± 8,9
	Стебель	83,5 ± 6,5	14,7 ± 0,4	20,0 ± 7,0	60,0 ± 10,0
	Корни	80,9 ± 5,9	26,5 ± 3,5	25,4 ± 5,6	57,0 ± 6,0
100 мкМ	Листья	113,4 ± 1,7	28,4 ± 1,7	28,2 ± 4,9	174,4 ± 5,7
	Стебель	148,2 ± 3,2	59,5 ± 7,5	27,0 ± 4,0	132,0 ± 5,0
	Корни	254,5 ± 5,5	96,7 ± 5,7	57,9 ± 2,2	140,9 ± 4,8
1 мМ	Листья	535,7 ± 31,7	883,7 ± 11,7	208,4 ± 12,4	1393,3 ± 71,4
	Стебель	1443,7 ± 180,7	601,2 ± 17,2	376,7 ± 13,7	1240,3 ± 56,4
	Корни	2861,2 ± 38,8	976,7 ± 61,7	416,2 ± 34,2	2124,7 ± 14,7
	Смесь ТМ				
1 мкМ	Листья	48,7 ± 18,7	12,9 ± 0,9	16,2 ± 1,2	105,0 ± 25,0
	Стебель	46,2 ± 11,2	7,1 ± 0,1	15,4 ± 1,6	50,2 ± 11,9
	Корни	38,5 ± 18,5	13,5 ± 0,5	16,4 ± 1,6	43,7 ± 1,4
10 мкМ	Листья	135,7 ± 6,7	13,0 ± 1,0	18,0 ± 4,0	132,5 ± 1,5
	Стебель	218,0 ± 11,3	19,2 ± 1,2	15,7 ± 0,7	59,9 ± 10,2
	Корни	177,2 ± 82,2	21,5 ± 6,5	19,0 ± 4,0	60,4 ± 11,7
100 мкМ	Листья	110,7 ± 25,4	29,0 ± 3,0	21,0 ± 4,0	167,2 ± 14,9
	Стебель	170,4 ± 10,4	84,7 ± 18,7	21,5 ± 4,5	123,3 ± 27,8
	Корни	221,2 ± 56,9	98,5 ± 21,5	44,0 ± 16,0	130,2 ± 36,9
1 мМ	Листья	460,7 ± 59,4	623,2 ± 39,5	173,0 ± 67,0	885,9 ± 59,5
	Стебель	1164,5 ± 51,8	655,5 ± 74,5	303,5 ± 46,5	910,5 ± 35,5
	Корни	1888 ± 109,3	829,2 ± 135,9	488,7 ± 28,8	1432,8 ± 71,9

Как и при действии ионов Pb^{2+}, на фоне 1 мкМ Ni^{2+} концентрация металла превышала контроль только в листьях (в 2 раза), а в корнях и стеблях оставалась на уровне или ниже контроля. Содержание ионов никеля превышало контроль в 4 и в 9 раз в листьях, в 3 и 10 раза в стеблях и в 3 и 11 раза на фоне 10 мкМ и 0,1 мМ, соответственно. Максимальная концентрация ионов никеля отмечена при выращивании растений на растворах, содержащих 1 мМ: в 276 раз – в листьях, в 105 раз – в стеблях и в 115 раз – в корнях.

На фоне ионов Cu^{2+} содержание меди во всех вариантах эксперимента превышало контроль. Так в листьях концентрация меди была выше контроля в 16 – 208 раз, в стеблях в 2 – 44 раза, в корнях в 2 – 47 раз. Аналогичные результаты показаны в работе Скочиловой Е.А. и Закамской Е.С. (2011).

Содержание цинка в органах мари белой на фоне субоптимальных концентраций ионов Zn^{2+} возрастало относительно контроля в следующих вариантах: в листьях на 60 – 114 %; в стеблях при 10 мкМ повышение на 52%; в корнях достоверное увеличение концентрации цинка только при 10 мкМ (на 68 %). При экспозиции растений мари на растворах, содержащих сублетальные дозы ионов Zn^{2+}, содержание цинка превышало контроль в 3 – 23 в листьях, в 3 – 31 раз – в стеблях, в 4 – 62 раза – в корнях. По сравнению с другими органами ионы цинка накапливались в большей степени в листьях при низком загрязнении и в корнях при высоком. В экспериментах Скачиловой и Закамской (2011), наоборот, показано, что Zn^{2+} аккумулировался преимущественно в корнях мари белой независимо от загрязнения среды.

Присутствие смеси ионов ТМ в среде выращивания индуцировало повышение всех исследуемых металлов в органах мари. Так, содержание свинца было наименьшим в стеблях (в 2 – 44 раза выше контроля на фоне 1 мкМ – 1 мМ) и максимальным в листьях (в 6 – 58 раз). Концентрация никеля в листьях превышала контроль в 4 раза на фоне субоптимальных концентраций, в 9 и 195 раз – на фоне 0,1 и 1 мМ, соответственно; в стеблях и корнях: на фоне 1 мкМ на 25 и 59 %, соответственно, на фоне 10 мкМ - на 237 и 153

%, на фоне 0,1 мМ – в 15 и 12 раз, на фоне 1 мМ – в 115 и 98 раз. Содержание меди в органах мари на фоне 1 и 10 мкМ ионов ТМ в среде превышало контроль в 1,8 - 2 раза в стеблях и корнях и в 16 - 18 раз в листьях; на фоне 0,1 и 1 мМ в 2,5 и 36 раза в стеблях, в 4,9 и 55раз – в корнях, а также в 21 и 173 раза в листьях.

Таким образом, при экспозиции мари на растворах, содержащих одну соль ТМ, наиболее интенсивное накопление ионов Pb^{2+} отмечено в листьях на фоне всех концентраций (за исключением 1 мМ, где максимальня аккумуляция была в корнях). При анализе содержания меди и никеля в органах мари, можно заключить, что данные ионы максимально накапливались в листьях. На фоне субоптимальной концентрации содержание цинка возрастало от листа к корню, тогда как на фоне сублетальных концентраций наоборот – от корня к листу. При выращивании мари белой на растворах, содержащих смесь ТМ, при низкой дозе загрязнения ТМ аккумулировались преимущественно в листе, тогда как при высоком загрязнении нет единой тенденции для исследуемых металлов (Cu^{2+} - в листьях, Zn^{2+} - в корнях). С увеличением дозы ТМ в среде содержание исследуемых металлов также возрастало.

3.3 Содержание ТМ в органах растений люцерны посевной (*Medicago sativa* L.)

При действии 1 мкМ ионов Pb^{2+} содержание свинца в корнях было ниже контроля на 66 %, тогда как в стеблях и листьях было выше контроля на 54 и 363 %, соответственно (таблица 3.3). На фоне 10 мкМ ионов Pb^{2+} концентрация свинца превысила контроль в 2,3 раза в корнях, в 22,1 раза – в стеблях и в 9,4 раза – в листьях. При экспозиции растений на растворе, содержащем 0,1 и 1 мМ Pb^{2+}, содержание было выше контроля в 4 и 9,7 в корнях, в 54 и 70 раз – в стеблях и в 63 и 65 раз – в листьях, соответственно.

Таблица 3.3 – Содержание ТМ в органах растений люцерны посевной, выращенных на растворах, содержащих ионы ТМ (раздельно или в смеси ионов ТМ), мг/кг сухой массы

Концентрация ТМ	Орган	Pb	Ni	Cu	Zn
0 (контроль)	Листья	4,8 ± 2	6,9 ± 2	2,8 ± 2,5	60,4 ± 36,9
	Стебель	15,2 ± 10,6	8,4 ± 2,7	3,3 ± 2,9	62,6 ± 32,6
	Корни	152,6 ± 46,4	8,7 ± 4	2,1 ± 1,7	50,5 ± 15,0
	Один ТМ				
1 мкМ	Листья	22,2 ± 12,9	10,2 ± 2,2	290,5 ± 2,5	129,7 ± 9,7
	Стебель	23,4 ± 3,9	11,9 ± 1,9	207,1 ± 24,9	82,2 ± 5,6
	Корни	51,3 ± 23,8	13,0 ± 1,0	255,4 ± 20,3	96,5 ± 9,5
10 мкМ	Листья	45,2 ± 4,5	18,4 ± 1,7	297,0 ± 5,0	288,9 ± 27,9
	Стебель	335,3 ± 25,0	36,5 ± 6,5	273,5 ± 16,5	85,0 ± 6,0
	Корни	354,2 ± 58,9	97,4 ± 6,4	493,9 ± 71,9	283,2 ± 68,2
100 мкМ	Листья	301,2 ± 68,9	115,7 ± 14	307,0 ± 2,0	351,1 ± 21,0
	Стебель	822,5 ± 112,5	112,7 ± 7,4	283,7 ± 13,7	442,2 ± 41,2
	Корни	606,2 ± 63,9	201,5 ± 16,5	600,4 ± 25,4	356,0 ± 78,0
1 мМ	Листья	310,4 ± 49,9	246,3 ± 52,4	597,0 ± 6,0	519,7 ± 64,7
	Стебель	1064,5 ± 115,5	522,7 ± 59,7	439,2 ± 59,2	474,7 ± 34,7
	Корни	1483,6 ± 133,1	690,4 ± 72,3	594,3 ± 73,7	904,4 ± 165,4
	Смесь ТМ				
1 мкМ	Листья	14,0 ± 1,5	13,8 ± 1,3	10,7 ± 0,2	95,1 ± 6,2
	Стебель	40,4 ± 3,4	16,0 ± 2,0	23,6 ± 3,1	227,2 ± 15,2
	Корни	49,1 ± 6,9	12,5 ± 0,3	6,6 ± 1,1	52,6 ± 8,1
10 мкМ	Листья	55,8 ± 4,8	15,0 ± 0,5	12,4 ± 1,4	167,7 ± 21,0
	Стебель	121,1 ± 12,6	23,7 ± 3,7	25,9 ± 3,8	247,2 ± 18,2
	Корни	79,2 ± 14,9	14,5 ± 0,5	12,2 ± 1,2	118,5 ± 18,3
100 мкМ	Листья	234,5 ± 4,5	21,3 ± 3,3	16,3 ± 1,3	238,7 ± 8,3
	Стебель	257,7 ± 12,7	113,4 ± 14,6	300,7 ± 62,7	334,2 ± 43,2
	Корни	255,2 ± 24,9	80 ± 13,3	23,9 ± 1,9	168,9 ± 6,8
1 мМ	Листья	248,3 ± 4,3	293,5 ± 20,5	240,6 ± 15,6	372,0 ± 15,0
	Стебель	382,9 ± 43,8	891,9 ± 76,9	686,7 ± 76,6	881,4 ± 81,4
	Корни	635,4 ± 125,4	573,4 ± 40,4	380,9 ± 62,4	821,0 ± 71,0

На фоне 1 мкМ ионов Ni^{2+} концентрация никеля превысила контроль на 49, 42 и 48 % в корнях, стеблях и листьях, соответственно. При действии 10 мкМ и 1 мМ ионов Ni^{2+} содержание металла возрастало по органам от листа к корню, где достигало своего максимума: 267 и 3569 % относительно контроля в листьях, 435 и 6223 % – в стеблях, 1120 и 7936 % – в корнях.

При экспозиции люцерны на растворах, содержащих ионы Cu^{2+}, аккумуляция ионов меди в органах растений многократно превышала контроль во всех вариантах эксперимента. Так, на фоне субоптимальных концентрации ионов Cu^{2+} содержание меди возрастало по отношению к контролю в 104 и 106 раз в листьях, в 63 и 83 раза в стеблях, в 122 и 235 раз в корнях при 1 и 10 мкМ, соответственно. При действии сублетальных концентрации ионов Cu^{2+} концентрация ионов меди превышала контроль в 86 – 286 раз.

Содержание ионов Zn^{2+} в среде выращивания вызывало повышение концентрации ионов цинка в органах растений люцерны. В большинстве вариантов минимальное содержание цинка отмечено в стеблях люцерны: 131% – 1 мкМ, 136 % – при 10 мкМ и 758 % – при 1 мМ. В листьях концентрация металла была выше контроля в 2 раза на фоне 1 мкМ, в 5 раз – на фоне 10 мкМ, в 6 раз – на фоне 0,1 мМ и в 9 раз – на фоне 1 мМ. Максимальное содержание ионов цинка зафиксировано в корнях при действии 1 мМ Zn^{2+}.

При экспозиции растений люцерны на растворе, содержащем смесь ТМ, концентрация ионов свинца в осевых органах снижалась от листа к корню, а на фоне 1 и 10 мкМ в корне даже была ниже контроля (32 и 52 % относительно контроля). При увеличении концентрации ионов в среде содержание свинца в листьях возрастало относительно контроля: в 2,9 раза – при 1 мкМ, в 11,6 – при 10 мкМ, в 17 и 25,2 раза – при 0,1 и 1 мМ, соответственно.

Содержание никеля в растениях люцерны максимальным было в стеблях: в 2,8 раза выше контроля – при 10 мкМ, в 13,5 раз – при 0,1 мМ и в 106,2 раз – при 1 мМ. В корнях концентрация никеля превышала контроль в 1,4 раза на фоне 1 мкМ, в 2,8 раза – на фоне 10 мкМ, в 9,2 раза – на фоне 0,1 мМ и в 65,9 раз – на фоне 1 мМ. В листьях содержание никеля было выше контроля в 2 – 43 раза при 1 мкМ – 1 мМ.

Концентрация меди возрастала в органах люцерны по мере возрастания концентрации ТМ в среде выращивания. Содержание меди в корнях на фоне субоптимальных концентраций превысило контроль в 3 и 4 раза, а на

фоне сублетальных концентраций – в 11 и 181 раз. На фоне 1 мкМ ионов ТМ концентрация меди листьях была выше контроля в 3,8 раза, в 4,4 раза – при 10 мкМ, в 5,8 раза – при 0,1 мМ и в 76 раз – при 1 мМ. Содержание меди, как и никеля, было максимальным в стеблях: в 7–208 раз выше контроля.

По сравнению с другими ТМ, содержание цинка в органах люцерны было минимальным. В корнях концентрация цинка была на уровне контроля при 1 мкМ, тогда как при 10 мкМ она превышала контроль в 2,3 раза, при 0,1 мМ – в 3,3 раза, при 1 мМ – в 16,3 раза. В листьях содержание цинка составило 157 % на фоне 1 мкМ, 278 % – на фоне 10 мкМ, 395 % – на фоне 0,1 мМ и 616 % – на фоне 1 мМ. Максимальное накопление цинка при выращивании люцерны на смеси ТМ отмечено в стеблях (в 4–14 раз выше контроля).

Таким образом, содержание исследуемых ТМ возрастало в органах растений люцерны с увеличением дозы ТМ в среде выращивания. В отличие от растений амаранта, где были выявлены индивидуальные особенности накопления для различных ТМ, в растениях люцерны максимальное накопление всех ТМ отмечено в стеблях, затем в листьях и минимальное в корнях. Содержание цинка в органах люцерны было минимальным, а ионов меди – максимальным. Максимальное накопление меди в корнях люцерны показано также в работе Wang с соавторами (Wang et al., 2011).

3.4 Содержание ТМ в органах растений лопуха паутинистого (*Arctium tomentosum* L.)

Содержание свинца в стеблях и листьях на фоне 1 мкМ ионов Pb^{2+} было ниже контроля на 45 и 28 %, соответственно, тогда как в корнях было выше контроля на 228 % (таблица 3.4). Концентрация свинца на фоне 10 мкМ ионов Pb^{2+} превышала контроль в 3 раза в листьях, в 4 раза – в корнях, в 6 раз – в стеблях. На фоне 0,1 и 1 мМ свинец минимально накапливался в листе (в

3 и 21 раз выше контроля, соответственно), затем в стеблях (в 8 и 102 раза), и максимально в корнях (в 18 и 235 раз).

Таблица 3.4 – Содержание ТМ в органах растений лопуха паутинистого, выращенных на растворах, содержащих ионы ТМ (раздельно или в смеси ионов ТМ), мг/кг сухой массы

Концентрация ТМ	Орган	Pb	Ni	Cu	Zn
0 (контроль)	Листья	7,1 ± 0,9	3,9 ± 0,4	2,2 ± 0,8	5,9 ± 0,5
	Стебель	5,3 ± 0,6	5,8 ± 0,7	2 ± 0,3	6,9 ± 0,2
	Корни	6,7 ± 0,8	10,1 ± 1,0	4,2 ± 0,7	7,4 ± 0,4
	один ТМ				
1 мкМ	Листья	5,1 ± 0,5	4,8 ± 0,7	14,3 ± 0,8	84,7 ± 5,2
	Стебель	2,9 ± 0,3	15,3 ± 1,4	29,3 ± 1,1	154,0 ± 14,1
	Корни	22 ± 1,3	19,9 ± 2,0	56,7 ± 2,3	118,7 ± 4,8
10 мкМ	Листья	21 ± 1,0	6,1 ± 0,9	23,3 ± 1,8	86,0 ± 6,7
	Стебель	32,7 ± 2,3	27 ± 1,3	38,3 ± 2,2	392,7 ± 16,4
	Корни	23,7 ± 1,5	86,7 ± 9,7	63,7 ± 4,1	130,0 ± 5,2
100 мкМ	Листья	24 ± 0,9	21,3 ± 1,6	35,0 ± 3,6	245,3 ± 10,3
	Стебель	45 ± 3,2	97,3 ± 7,4	63,0 ± 4,1	944,2 ± 21,7
	Корни	121,3 ± 5,1	230,7 ± 14,2	142,7 ± 9,1	1686,7 ± 33,4
1 мМ	Листья	147 ± 4,8	23,7 ± 2,1	237,3 ± 12,5	271,7 ± 13,8
	Стебель	542,7 ± 20,1	147,7 ± 11,3	189,3 ± 6,3	654,3 ± 25,1
	Корни	1576,7 ± 61,3	240,7 ± 10,6	735 ± 15,9	2836,7 ± 64,3
	смесь ТМ				
1 мкМ	Листья	4,8 ± 0,2	5,4 ± 0,8	13,0 ± 1,3	74,0 ± 3,6
	Стебель	29,3 ± 1,1	8,4 ± 0,6	16,0 ± 0,9	64,7 ± 5,8
	Корни	20,3 ± 3,1	10,0 ± 0,4	21,0 ± 2,3	55,3 ± 4,6
10 мкМ	Листья	68 ± 4,5	5,6 ± 0,3	15,7 ± 1,5	79,7 ± 7,1
	Стебель	27,3 ± 1,5	8,7 ± 0,7	19,0 ± 2,5	83,7 ± 4,3
	Корни	67,3 ± 3,6	11,0 ± 0,3	21,7 ± 1,6	61,0 ± 4,8
100 мкМ	Листья	104,3 ± 7,4	5,8 ± 0,6	20,0 ± 0,9	92,0 ± 4,7
	Стебель	145,3 ± 8,2	10,0 ± 0,9	31,7 ± 3,1	102,7 ± 10,8
	Корни	234,3 ± 10,1	15,3 ± 1,1	24,0 ± 1,6	67,0 ± 8,1
1 мМ	Листья	700,7 ± 22,5	19,3 ± 1,6	16,0 ± 0,8	118,0 ± 7,4
	Стебель	2076,7 ± 54,8	115,3 ± 21,3	31,0 ± 2,5	288,3 ± 15,4
	Корни	2980 ± 58,4	100,3 ± 16,4	64,0 ± 5,1	359,7 ± 16,7

На фоне ионов Ni^{2+} содержание никеля в осевых органах лопуха превышало контроль во всех вариантах эксперимента. Так, при 1 мкМ концентрация никеля была выше контроля на 23 % в листьях, на 97 % в корнях, на 164 % – в стеблях. При действии 10 мкМ и 0,1 мМ ионов Ni^{2+} накопление никеля увеличивалось следующим образом: в листьях (156 и 546 % относительно контроля), затем в стеблях (466 и 1678 %), и максимально в корнях (858 и 2284 %).

Концентрация меди в листьях лопуха возросла в 6,5 раз на фоне 1 мкМ, в 10,6 раз – на фоне 10 мкМ, в 15,9 раз – на фоне 0,1 мМ и в 107,9 раз – на фоне 1 мМ. При действии субоптимальных концентраций Cu^{2+} содержание меди было максимальным в стебле (в 15 и 19 раз выше контроля при 1 и 10 мкМ, соответственно), тогда как при действии сублетальных концентраций – в корне (в 32 и 175 раз выше контроля при 0,1 и 1 мМ, соответственно).

При экспозиции растений лопуха на растворе, содержащем ионы Zn^{2+}, накопление цинка было наиболее выраженным в стебле на фоне 1 и 10 мкМ (в 22 и 57 раз выше контроля), наименее – в листьях (в 14–15 раз выше контроля). На фоне 0,1 и 1 мМ содержание цинка возрастало в осевых органах следующим образом: в листьях – в 42 и 46 раз относительно контроля, в стебле – в 137 и 95 раз, в корнях – в 228 и 383 раза.

В варианте, где растения выращивались на растворе, содержащем смесь ТМ, содержание свинца при 1 мкМ было ниже контроля на 32 %. В остальных вариантах эксперимента отмечено достоверное повышение концентрации исследуемых металлов. Так, на фоне 1 и 10 мкМ ионов ТМ содержание свинца превышало контроль в 6 и 5 раз в стеблях, а также в 3 и 10 раз, соответственно. Максимальное повышение концентрации свинца в осевых органах лопуха отмечено пи действии 1 мМ ионов ТМ (в 10 – 445 раз относительно контроля).

Содержание никеля в корнях оставалось на уровне контроля при 1 и 10 мкМ ионов ТМ, тогда как в листьях и стебле возрастало на 38 и 44 % и на

45 и 50 % относительно контроля, соответственно. На фоне 0,1 и 1 мМ ионов ТМ концентрация никеля достоверно превышала контроль: в листьях – в 1,5 и 5 раз, соответственно, в корнях – в 1,5 и 10 раз, в стеблях – в 1,7 и 20 раз.

Содержание меди в осевых органах лопуха достоверно превышало контроль на фоне всех концентраций ТМ. Так, в корнях отмечено повышение концентрации меди в 5 раз при 1и 10 мкМ, в 6 и 15 раз при 0,1 и 1 мМ, соответственно. В листьях содержание меди выше контроля в 6 – 10 раз. В стеблях концентрация достигала своего максимум по сравнению с листьями и корнями: в 8 раз выше контроля при 1 мкМ, в 10 раз – при 10 мкМ, в 16 раз при 0,1 и 1 мМ.

Концентрация цинка в корнях на фоне всех доз ТМ многократно превышала контроль: в 7 раз – на фоне 1 мкМ, в 8 раз – на фоне 10 мкМ, в 9 раз – на фоне 0,1 мМ и в 49 раз – на фоне 1 мМ. В листьях содержание цинка увеличивалось по мере увеличения концентрации ТМ в среде: в 9 – 42 раза при 1 мкМ – 1 мМ. Концентрация цинка была максимальной в листьях, за исключением 1 мМ ионов ТМ: в 13 раз выше контроля – при 1 мкМ, в 14 раз – при 10 мкМ, в 16 раз – при 0,1 мМ, в 20 раз – при 1 мМ.

Таким образом, содержание ионов ТМ в среде выращивания индуцировало увеличение концентрации исследуемых металлов в осевых органах растений лопуха. Более высокие концентрации ТМ результировали в более высоком содержании металлов в органах лопуха. При экспозиции растений лопуха на растворе, содержащем какой-либо один исследуемый металл, не выявлено тенденции по накоплению металла по осевым органам. В варианте с выращиванием на смеси ТМ медь накапливалась максимально в стебле на фоне всех концентраций; цинк накапливался по осевым органам следующим образом: корень – стебель – лист, а на фоне 1 мМ ионов ТМ противоположная тенденция – лист – стебель – корень.

3.5 Содержание ТМ в органах растений одуванчика лекарственного (*Taraxacum officinale* Wigg.)

Содержание исследуемых ТМ в органах растений одуванчика многократно превышало контроль во всех вариантах эксперимента (таблица 3.5).

Таблица 3.5 – Содержание ТМ в органах растений одуванчика лекарственного, выращенных на растворах, содержащих ионы ТМ (раздельно или в смеси ионов ТМ), мг/кг сухой массы

Концентрация ТМ	Орган	Pb	Ni	Cu	Zn
0 (контроль)	Листья	1,7 ± 0,2	0,4 ± 0,1	0,9 ± 0,1	0,3 ± 0,2
	Стебель	0,4 ± 0	0,3 ± 0,2	1 ± 0,2	0,3 ± 0,1
	Корни	0,5 ± 0,1	0,5 ± 0,3	1,1 ± 0,4	0,3 ± 0,1
	Один ТМ				
1 мкМ	Листья	16,4 ± 5,3	11,4 ± 1,4	16,5 ± 1,5	58,7 ± 1,4
	Стебель	2,5 ± 2,5	24,4 ± 1,4	37,9 ± 2,9	56,0 ± 9,0
	Корни	3,5 ± 3,5	30,2 ± 1,2	15,2 ± 1,2	52,4 ± 2,7
10 мкМ	Листья	14,4 ± 4,7	17,0 ± 1,0	18,5 ± 1,5	80,4 ± 2,7
	Стебель	57,2 ± 7,2	35,4 ± 0,6	34,5 ± 2,5	64,7 ± 12,4
	Корни	4,5 ± 0,5	36,0 ± 2,0	16,7 ± 1,4	59,0 ± 3,0
100 мкМ	Листья	33,4 ± 1,7	109,0 ± 9,0	22,5 ± 0,5	114,9 ± 7,2
	Стебель	116,9 ± 6,9	150,2 ± 15,2	38,2 ± 1,9	142,5 ± 3,5
	Корни	250,2 ± 10,2	178,7 ± 17,7	19,0 ± 1,0	146,2 ± 6,8
1 мМ	Листья	74,9 ± 4,9	612,0 ± 12,0	220,2 ± 20,2	1054,8 ± 64,9
	Стебель	519,9 ± 19,9	593,5 ± 13,5	323,9 ± 6,2	1044,3 ± 66,4
	Корни	619,2 ± 39,2	567,0 ± 23,0	160,4 ± 5,7	1459 ± 159,0
	Смесь ТМ				
1 мкМ	Листья	17,0 ± 2,0	4,7 ± 2,3	9,0 ± 2,0	37,0 ± 4,0
	Стебель	21,0 ± 4,0	8,7 ± 1,4	9,5 ± 1,5	51,2 ± 17,9
	Корни	37,7 ± 4,4	7,4 ± 1,7	11,0 ± 1,0	17,9 ± 1,8
10 мкМ	Листья	38,4 ± 5,6	37,9 ± 10,9	18,5 ± 11,5	79,7 ± 4,7
	Стебель	107,9 ± 11,9	83,5 ± 13,5	42,7 ± 15,7	106,2 ± 11,1
	Корни	145,7 ± 4,3	83,5 ± 26,5	42,0 ± 2,5	69,9 ± 31,9
100 мкМ	Листья	161,2 ± 8,8	49,9 ± 2,9	18,0 ± 1,7	79,0 ± 11,0
	Стебель	263,7 ± 25,7	92,2 ± 7,9	32,0 ± 1,8	102,5 ± 22,5
	Корни	214,9 ± 19,9	81,2 ± 3,9	18,5 ± 4,5	63,2 ± 14,9
1 мМ	Листья	206,7 ± 3,3	176,9 ± 16,9	96,7 ± 4,7	297,7 ± 7,7
	Стебель	147,9 ± 34,2	94,2 ± 15,8	44,5 ± 9,5	187,2 ± 82,9
	Корни	124,4 ± 4,7	90,2 ± 35,9	43,2 ± 5,9	86,0 ± 26,0

Внесение ионов Pb^{2+} в среду выращивания вызывало повышение концентрации в корнях: в 7 раз – на фоне 1 мкМ, в 9 раз – на фоне 10 мкМ, в 500 раз – на фоне 0,1 мМ, в 1238 раз – на фоне 1 мМ. В стеблях концентрация свинца превышала контроль в 6 – 1299 раз при действии 1 мкМ – 1 мМ ионов ТМ. В листьях содержание свинца возрастало относительно контроля в 10 раз на фоне 1 мкМ, в 8 раз – на фоне 10 мкМ, в 20 раз – на фоне 0,1 мМ, в 44 раза – на фоне 1 мМ.

Для ионов Ni^{2+} выявлена следующая тенденция по накоплению металла по органам: лист – корень – стебель (за исключением дозы 1 мМ: корень – лист – стебель). Так, в листьях содержание никеля превышало контроль 29 – 1530 раз при 1 мкМ – 1 мМ; в стеблях – в 81 – 1978 раз, в корнях – в 60 – 1134 раза.

Ионы Cu^{2+}, как ионы Ni^{2+}, максимально накапливались в стеблях, но минимально не листе, а в корне. Содержание меди в корнях превышало контроль в 14 раз на фоне 1 мкМ, в 15 раз – на фоне 10 мкМ, в 17 раз – на фоне 0,1 мМ, в 146 раз – на фоне 1 мМ. В листьях концентрация меди возрастала относительно контроля при 1 мкМ в 18 раз, при 10 мкМ – в 21 раз, при 0,1 мМ – в 25 раз и при 1 мМ – в 245 раз. В стебле содержание меди на фоне субоптимальных концентраций было выше контроля в 38 и 35 раз при 1 и 10 мкМ, соответственно; на фоне сублетальных концентраций – в 38 и 324 раза при 0,1 и 1 мМ, соответственно.

Содержание цинка возрастало от корня к листу на фоне субоптимальных концентраций ионов Zn^{2+} в среде: в 174 – 187 – 196 раз и в 197 – 216 – 268 раз выше контроля на фоне 1 и 10 мкМ, соответственно. На фоне 0,1 мМ отмечена обратная тенденция накопления цинка по органам одуванчика: минимальное в листе – в 383 раза выше контроля, в стебле – в 475 раз, максимальное в корне – в 487 раз. При действии 1 мМ максимальное содержание цинка зафиксировано в корне в 486 раз выше контроля.

При экспозиции растений одуванчика на растворе, содержащем смесь ионов ТМ, при концентрации 1 мкМ содержание свинца и меди в листьях превышало контроль в 10 раз, содержание никеля в 12 раз, а цинка – в 123 раза; в стеблях содержание меди в 10 раз выше контроля, никеля – в 29 раз, свинца – в 53 раза, цинка – в 171 раз; в корнях содержание свинца в 8 раз выше контроля, меди – в 10 раз, никеля – в 15 раз, цинка – в 60. На фоне 10 мкМ ионов ТМ концентрация исследуемых металлов возрастала относительно контроля в листьях в 10 – 266 раз, в стеблях – в 4 – 354 раза и в корнях в 38 – 291 раз. Сублетальные дозы ТМ в среде выращивания индуцировали повышение концентрации металлов в осевых органах одуванчика следующим образом: ионы меди в листьях в 20 и 107 раз при 0,1 и 1 мМ, соответственно, в корнях в 17 и 39 раз и в стеблях в 32 и 45 раз; ионы свинца в листьях в 95 и 122 раза выше контроля, в корнях в 429 и 249 раз, в стеблях в 659 и 370 раз; ионы никеля в листьях в 125 и 442 раз выше контроля, в корнях в 162 и 180 раз, в стеблях в 307 и 314 раз; ионы цинка в листьях превышали контроль в 263 и 992 раза, в корнях в 211 и 287 раз, в стеблях в 342 и 624 раза.

Таким образом, содержание ТМ в органах одуванчика превышало контроль во всех вариантах эксперимента многократно, при чем с увеличением концентрации металлов в среде возрастало содержание и в растениях. Ионы Ni^{2+} и Cu^{2+} в наибольшей степени накапливались в стеблях, за исключением варианта 1мМ смеси ТМ, где содержание увеличивалось от листа к корню. При выращивании растений одуванчика на растворе, содержащем суботимальные концентрации Zn^{2+}, содержание цинка увеличивалось от корня к листу; при выращивании на смеси ТМ максимальное содержание цинка отмечено в стеблях, а на фоне 1 мМ ионов ТМ – в листьях.

Проанализировав полученные результаты по содержанию ТМ в органах исследуемых растений, можно сделать заключение, что поглощение ТМ растениями возрастало с повышением дозы ТМ в среде, причем как в

варианте с одним ТМ в среде, так и смеси ТМ. Более высокие концентрации результировали в более высоком содержании металлов в растениях.

Для растений амаранта характерны следующие особенности накопления ТМ по органам: ионы цинка максимально накапливались в стеблях, концентрация меди увеличивалась от корня к листу, содержание никеля в большинстве вариантов увеличивалось от листа к корню. По степени накопления в растениях амаранта ТМ расположились в следующем ряду Cu – Ni – Pb – Zn.

В растениях мари свинец, никель и медь преимущественно накапливались в листьях. В большинстве вариантов эксперимента максимальное содержание отмечено для ионов Cu^{2+}.

Содержание свинца в растениях люцерны преимущественно увеличивалось от корня к листу. Никель и медь в большей степени накапливался в корнях в варианте с одним металлом в среде и в стеблях в варианте со смесью ТМ. Содержание ТМ в осевых органах растений люцерны увеличивалось в следующем ряду Cu – Pb – Ni – Zn.

Для ионов Pb^{2+} и Ni^{2+} в растениях лопуха не выявлена тенденция по степени накопления данных металлов по осевым органам, тогда как для ионов Cu^{2+} характерно преимущественное накопление в корнях на фоне сублетальных концентраций и в стеблях на фоне субоптимальных концентраций и варианте со смесью ТМ. При экспозиции лопуха на растворе, содержащем ионы Zn^{2+}, содержание цинка максимально в стеблях – при 1 и 10 мкМ, увеличивается от корня к листу при 0,1 и 1 мМ, также в варианте со смесью ТМ. В отличие от амаранта и люцерны, по степени накопления ТМ в осевых органах растений лопуха металлы распределились в следующем порядке Zn – Cu – Pb – Ni.

Для растений одуванчика характерны следующие особенности накопления ТМ: никель и медь преимущественно накапливались в стеблях, за исключением 1 мМ смеси ТМ (максимум в корнях). Содержание ТМ в оду-

ванчике в осевых органах растений одуванчика увеличивалось в следующем ряду: Zn – Ni – Pb – Cu.

При анализе данных о содержании ионов ТМ в органах амаранта запрокинутого, мари белой и лопуха большого нами установлено, что при выращивании растений как на моноэлементных, так и на полиэлементных растворах ТМ, содержание металлов в надземной части ниже, чем в корнях. Это подтверждено многочисленными данными литературы, что в среднем корни содержат в 10–15, и аногда и до 200 раз больше ТМ, чем надземные органы (Krupa, Baszynski, 1995; Kovacevic et al., 1999; Шевякова и др., 2003). Эта способность корней задерживать ТМ ограничивает их транспорт в надземные органы растений (Wagner, 1993; Grant et al., 1997). При экспозиции на моноэлементных растворах содержание ТМ в растениях люцерны посевной было больше в корнях, чем в надземной части, тогда как на полиэлементном растворе содержание металлов было больше в стеблях и листьях люцерны посевной и одуванчика лекарственного. В органах всех исследуемых растений содержание металлов возрастало с увеличением дозы ТМ в среде, что аналогично многочисленным экспериментам других авторов (Phytoremediation of Toxic Metals…, 2000; Серегин, Иванов, 2001; Hall, 2002; Серегин и др., 2003; Серегин, Кожевникова, 2004; Yang et al., 2005; Серегин, Кожевникова, 2006; Chirakkara et al., 2016; Rascio, 2011; Meier et al., 2012; Moosavi, Seghatoleslami, 2013; Mahar et al., 2016). Это говорит о том, что защитные механизмы и барьеры, которые функционируют на уровне клеток и тканей корня и ограничивают транспорт ТМ в надземные части, не могут полностью предотвратить попадание тяжелых металлов в стебли и листья растений.

ГЛАВА IV ВЛИЯНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ НА ФИЗИОЛОГИЧЕСКИЕ И БИОХИМИЧЕСКИЕ ПАРАМЕТРЫ РАСТЕНИЙ

4.1 Действие тяжелых металлов на ростовые параметры растений

Рост – это интегральный показатель состояния растений, который указывает на нарушения физиологических процессов на уровне целого организма. Токсическое действие ТМ можно четко проследить по ингибированию роста, что показано для очень широкого спектра видов растений (Breckle et al., 1991; Иванов и др., 2003; Серегин, Иванов, 2001; Серегин, Кожевникова, 2006; Серегин, Кожевникова, 2008). Визуализация влияния ТМ на рост молодых растений показала (рисунок 4.1), что с увеличением дозы ТМ в среде уменьшались размеры осевых органов.

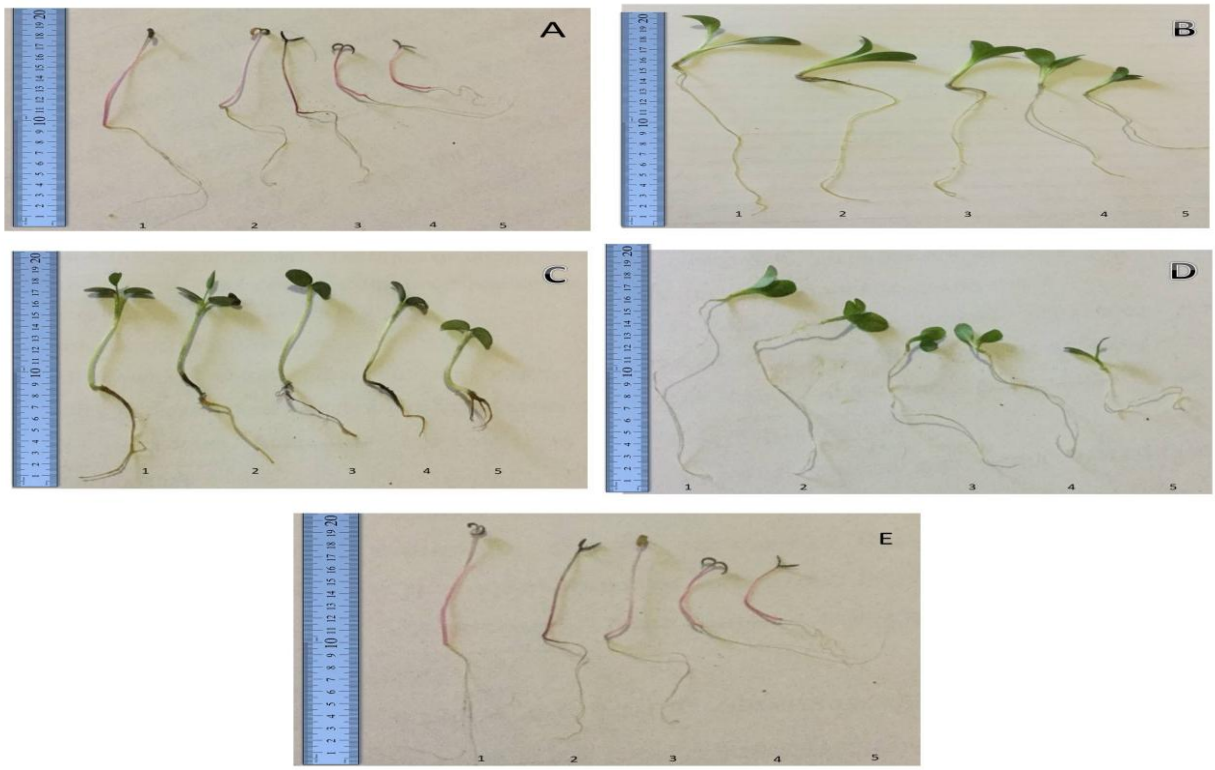

Рисунок 4.1 – Габитус травянистых растений, выращенных на растворах, содержащих ионы ТМ (A – *Amrantus retroflexus*, B – *Arctium tomentosum*, C – *Medicago sativa*, D – *Taraxacum officinale*, E – *Chenopodium album*). Цифрами под растениям указаны концентрации: 1 – 0 (вода), 2 – 1 мкМ, 3 – 10 мкМ, 4 – 0,1 мМ, 5 – 1 мМ.

Для оценки влияния ТМ на состояние исследуемых растений определяли параметры, характеризующие рост растений – длину осевых органов (корней и надземной части), сырую и сухую массу.

При экспозиции растений ***амаранта*** *Amarantus retroflexus* L. на растворах ионов ТМ длина побега зависела от концентрации ионов в растворе (таблица 4.1). Так, при дозе ТМ 1 мкМ снижение длины побега отмечено только в варианте с ионами Cu^{2+} (на 25 % ниже водного контроля). При концентрации ТМ 10 мкМ достоверное уменьшение длины побега отмечено для вариантов с ионами Cu^{2+} (на 36 % ниже контроля), ионами Pb^{2+} (на 22 %) и ионами Ni^{2+} (на 17 %). При концентрациях ионов ТМ в среде 0,1 и 1 мМ все исследованные тяжелые металлы достоверно снижали дину побега амаранта на 21 – 47 и 40 – 60 % к водному контролю, соответственно. Максимальное подавление роста побега амаранта выявлено в опыте с ионами Cu^{2+}, минимальное – с ионами Zn^{2+}.

Таблица 4.1 – Длина осевых органов растений амаранта запрокинутого, мм: над чертой – корень, под чертой – побег

Конц-я	Cu	Pb	Zn	Ni
0	24,2 ± 2,1 e 19,05 ± 0,5 g			
1 мкМ	22,05 ± 4,85 cde 14,25 ± 1,05 cdef	17,8 ± 2,8 abcde 17,35 ± 0,85fg	22,55 ± 2,8 de 18,2 ± 0,3 fg	23,55 ± 1,35 e 17,2 ± 1,5 fg
10 мкМ	15,6 ± 1,78 abcde 12,2 ± 1,6 bcde	16,4 ± 0,82 abcde 14,95 ± 0,87 def	21,85 ± 2,5 cde 17,85 ± 1,85 fg	18,85 ±1,94 bcde 15,75 ± 1,57 efg
0,1 мМ	13,95 ± 1,69 abcd 10,05 ± 0,51ab	11,25 ± 1,56 ab 14,3 ± 1,17 cdef	15,5 ± 1,75 abcde 15,05 ± 0,97 defg	15,65 ± 1,77 abcde 12,5 ± 1,63 bcde
1 мМ	10,75 ± 1,05 ab 7,7 ± 0,53a	9,1 ± 0,96 a 10,5 ± 0,53 abc	13,35 ± 1,56 abc 11,4 ± 1,45 abcd	9,2 ± 0,59 a 7,7 ± 0,64 a

Примечание: в этой таблице и далее разными буквами в колонках обозначены достоверные различия между вариантами (по Duncan).

Минимальное действие на рост корня амаранта оказали ионы Zn^{2+} (55–93 % относительно водного контроля). Ионы Ni^{2+} в концентрации 1 мкМ не оказывали достоверного действия на рост корня амаранта, тогда как на фоне

0,1 мМ и 1 мМ ионов металла отмечено достоверное ингибирование роста корня на 35 и 62 % относительно водного контроля. При экспозиции растений амаранта на растворах, содержащих ионы меди, длина корня была ниже контроля на 36–66 % при 10 мкМ–1 мМ, соответственно. Максимальное влияние на рост корня амаранта оказали ионы Pb^{2+}: при концентрации ионов металла 1 мкМ – длина корня ниже контроля на 26 %, при 10 мкМ – на 32 %, при 0,1 мМ – на 54 % и при 1 мМ – на 62 %.

Ионы ТМ существенно влияли на длину осевых органов растений ***мари*** *Chenopodium album* (таблица 4.2). Так, ионы Cu^{2+} при концентрации 1 мкМ и 10 мкМ стимулировали рост корня мари на 24 и 18 %, соответственно, тогда как на фоне 0,1 мМ и 1 мМ показано достоверное ингибирование роста на 16 и 62 % ниже контроля. Ионы Zn^{2+} оказывали достоверное влияние на рост корня мари только при концентрации 1 мМ – 85 % относительно контроля. Длина корня при действии ионов Pb^{2+} составляла 86 – 29 % относительно контроля при 10 мкМ – 1 мМ, соответственно. Максимальное негативное действие на рост корня мари оказали ионы никеля: при 1 мкМ – 89 %, при 10 мкМ – 67 %, при 0,1 мМ и 1 мМ – 30 % относительно контроля.

Таблица 4.2 – Длина осевых органов растений мари белой, мм (над чертой – корень, под чертой – побег)

Конц-я	Cu	Pb	Zn	Ni
0	23,85 ± 1,75 bc 14,7 ± 0,71			
1 мкМ	29,5 ± 0,45 c 17,25 ± 1,25	24,45 ± 0,35 bc 16,05 ± 1,85	24,85 ± 4,5 bc 17 ± 1,2	21,2 ± 1,23 bc 17,6 ± 1,9
10 мкМ	28,1 ± 1,54 c 14,85 ± 1,47	20,55 ± 1,05 bc 13,65 ± 1,76	23,9 ± 1,52 bc 14,55 ± 1,27	15,9 ± 1,67 ab 13,6 ± 1,6
0,1 мМ	20 ± 1,1 bc 13,9 ± 1,46	14,75 ± 1,38 ab 12,85 ± 1,64	23,55 ± 1, 52 bc 13,3 ± 1,56	7,15 ± 0, 54 a 10,85 ± 0,53
1 мМ	9,1 ± 0,56 a 8,95 ± 0,59	6,9 ± 0,43 a 10,65 ± 0,56	20,25 ± 1,25 bc 11,8 ± 1,14	7,25 ± 0,63 a 9,9 ± 0,74

Все изученные металлы в концентрации 1 мкМ стимулировали рост побега мари на 9 – 20 % относительно контроля. На фоне субоптимальной концентрации ионов меди и цинка не показано достоверного влияния на рост побега, тогда как на фоне сублетальной концентрации длина побега была ниже контроля на 39 и 20 %, соответственно. При экспозиции растений мари на растворах, содержащих ионы Pb^{2+}, длина побега составляла 93 – 72 % относительно водного контроля при 10 мкМ – 1 мМ, соответственно. Как и на рост корня, максимальное действие на рост побега оказали ионы никеля (на 26 и 33 % ниже контроля при 0,1 и 1 мМ, соответственно).

Ионы металлов в концентрации 10 мкМ не оказали влияния на рост растений **люцерны** *Medicago sativa*: длина корня и побега оставались на уровне контрольных показателей (таблица 4.3). Наиболее устойчив рост корня люцерны был к влиянию ионов Zn^{2+} (92–78 % относительно контроля). При действии ионов Pb^{2+} длина корня составила 88, 78 и 67 % относительно контроля при 10 мкМ, 0,1 и 1 мМ, соответственно. Ионы Cu^{2+} ингибировали рост корня на 13, 27 и 30 % при 10 мкМ, 0,1 и 1 мМ, соответственно. Максимальное влияние оказала сублетальная концентрация ионов Ni^{2+} (на 40 % ниже контроля).

Таблица 4.3 – Длина осевых органов растений люцерны посевной, мм: над чертой – корень, под чертой – побег

Конц-я	Cu	Pb	Zn	Ni
0	25,95 ± 0,65 g 27,45 ± 2,45 ef			
1 мкМ	25,15 ± 0,25 fg 26,0 ± 2,1 cdef	25,1 ± 0,6 fg 26,45 ± 2,05 def	24,5 ± 0,4 fg 28 ± 1,3 f	24,2 ± 0,2 fg 25,95 ± 1,55 cdef
10 мкМ	22,5 ± 1,21 def 24,05 ± 1,42 bcdef	22,95 ± 1,59 defg 24,85 ± 2,18 cdef	23,75 ± 1,52 efg 27,25 ± 2,35 ef	20,55 ± 1,96 cd 22,9 ± 1,92 acdef
0,1 мМ	19,0 ± 0,85 bc 21,85 ± 1,65 abcde	20,15 ± 2,15 bcd 20,65 ± 1,82 abcd	22,25 ± 1,58 def 23,85 ± 1,66 abcdef	21 ± 2,05 cde 20,6 ± 1,33 acd
1 мМ	18,1 ± 1,9 abc 20,65 ± 1,56 abcd	17,3 ± 0,93 ab 18,2 ± 0,89 ab	20,2 ± 1,24 bcd 20,15 ± 1,81 abc	15,65 ± 1,76 a 18 ± 1,9 a

Аналогичное влияние ионы металлов оказали и на рост побега: минимальное влияние при экспозиции на растворе, содержащем ионы Zn^{2+} (102 – 73 %), максимальное – на растворе, содержащем ионы Ni^{2+} (95 – 65 %).

В отличие от растений люцерны, на растения **лопуха** *Arctium tomentosum* максимально негативное влияние оказали ионы Cu^{2+} (таблица 4.4): длина корня на 32, 41 и 44 % ниже контроля при 10 мкМ, 0,1 и 1 мМ, соответственно. Как и рост корня мари, люцерны и амаранта, рост корня лопуха был наиболее устойчив к действию ионов цинка (102 – 87 %).

Таблица 4.4 – Длина осевых органов растений лопуха паутинистого, мм: над чертой – корень, под чертой – побег

Конц-я	Cu	Pb	Zn	Ni
0	42,0 ± 3,0 b 9,8 ± 0,6 ab			
1 мкМ	42,5 ± 3,33 b 12,7 ± 1,1 d	42,0 ± 2,7 b 12,1 ± 1,1 d	42,8 ± 3,8 b 12,45 ± 1,25 d	40,05 ± 1,55 b 12,05 ± 0,55 d
10 мкМ	28,4 ± 1,64 ab 11,75 ± 0,85 cd	34,05 ± 2,7 ab 11,85 ± 1,02 cd	41 ± 2,3 b 11,6 ± 1,36 cd	39,25 ± 1,85 b 11,3 ± 1,23 cd
0,1 мМ	24,6 ± 2,32 a 11,35 ± 0,74 cd	32,9 ± 1,79 ab 9,55 ± 0,47 ab	39,75 ± 1,86 b 10,45 ± 0,52 bc	35,85 ± 1,87 ab 9,45 ± 0,74 ab
1 мМ	23,4 ± 2,17 a 9,2 ± 0,69 ab	22,95 ± 2,15 a 8,65 ± 0,43 a	36,45 ± 2,82 ab 9,45 ± 0,72 ab	30,9 ±1,55 ab 9,1 ± 0,41 ab

Рост побега лопуха был наиболее устойчив к влиянию ионов ТМ по сравнению с изученными растениями. Так, ионы ТМ в концентрациях 1 и 10 мкМ стимулировали рост побега растений лопуха (115 – 130 % относительно контроля). При концентрации ионов ТМ 0,1 мМ не достоверного влияния на длину побега лопуха. При экспозиции на растворе, содержащем 1 мМ ионов Pb^{2+}, длина побега составляла 88 % относительно контроля.

На рост корня растений **одуванчика** *Taraxacum officinale* все ионы ТМ оказали негативное влияние (таблица 4.5). При действии 1 мкМ ионов Cu^{2+} и Zn^{2+}, а также ионов Ni^{2+} длина корня составила 79 и 78 % относительно контроля. На фоне Cu^{2+} длина корня была меньше контроля на 38, 44 и 64 % при

Таблица 4.5 – Длина осевых органов растений одуванчика лекарственного, мм: над чертой – корень, под чертой – побег

Конц-я	Cu	Pb	Zn	Ni
0	35,25 ± 2,75 d 6,15 ± 0,51 efg			
1 мкМ	28,0 ± 2,6 cd 5,5 ± 0,6 def	23,0 ± 2,5 bc 6,7 ± 0,18 fg	27,75 ± 0,75 cd 7,4 ± 0,61 g	27 ± 1,35 cd 7,25 ± 0,25 g
10 мкМ	22,0 ± 2,1 bc 6,2 ± 0,34 efg	20,75 ± 1,57 abc 4,7 ± 0,28 bcd	26,25 ± 2,15 c 6,3 ± 0,81 efg	25,75 ± 2,25 c 4,75 ± 0,57 bcd
0,1 мМ	19,7 ± 0,98 abc 5,2 ± 0,36 cde	16,5 ± 1,83 ab 4,1 ± 0,31 abcd	19,05 ± 0,95 abc 6,65 ± 0,33 fg	21 ± 1,12 abc 3,85 ± 0,29 abc
1 мМ	12,6 ± 0,64 a 4,7 ± 0,24 bcd	12,65 ± 0,79 a 3,55 ± 0,19 ab	15,0 ± 0,85 ab 4,7 ± 0,31 bcd	12,3 ± 0,68 a 3,0 ± 0,16 a

10 мкМ, 0,1 и 1 мМ, соответственно. При субоптимальной концентрации ионов Ni^{2+} и Zn^{2+} длина корня одуванчика на 26 % ниже контроля, при сублетальной концентрации этих ионов длина составила 60 и 54 % (при 0,1 мМ) и 35 и 43 % (при 1 мМ). Наиболее токсичное действие на рост корня одуванчика оказали ионы Pb^{2+} (79 – 36 % относительно контроля).

Как и в случае с растениями лопуха, ионы ТМ при концентрации 1 мкМ оказали стимулирующее действие на рост побега одуванчика, за исключением ионов меди. При экспозиции на растворе, содержащем ионы Cu^{2+}, длина побега составляла 89, 85 и 76 % при 1 мкМ и 0,1 и 1 мМ, соответственно. Ионы Zn^{2+} оказали влияние на рост побега одуванчика только при концентрации 1 мМ (на 24 % ниже контроля). Ионы Pb^{2+} и Ni^{2+} оказали наиболее токсичное действие на рост побега одуванчика: при 10 мкМ – 77 % относительно контроля, при 0,1 мМ – 67 и 63 %, при 1 мМ – 58 и 49 %, соответственно.

Сходные данные по влиянию ТМ на рост были получены разными авторами для других видов. Реакция растений *Poa pratensis* на стресс ТМ (Cu^{2+}, Zn^{2+}, Cd^{2+} и Pb^{2+}) была различной: если ионы Pb^{2+} не оказали существенного влияния на ростовые параметры, то ионы Cu^{2+} оказывали значительный ингибирующий эффект на рост (с увеличением концентрации до 600 мг/л

длина корня снижалась на 97% относительно контроля) (Li-an et al., 2006). Сходные концентрационные эффекты показаны в работе (Su-chun et al., 2006): ионы Pb^{2+} в пониженных концентрациях (<200 мг/л) способствовали росту проростков огурца, но в дозах 300—900 мг/л ограничивали рост, и эффект возрастал с повышением концентрации Pb^{2+} . В условиях вегетационного опыта было показано, что в присутствии кадмия (25, 50, 100 и 200 мг/кг субстрата) у растений ячменя (*Hordeum vulgare*) и овса (*Avena sativa*) уменьшались высота главного побега и биомасса надземных органов по отношению к контролю (Батова и др., 2012).

Масса растений (сырая и сухая) является важным показателем, который характеризует рост растения и его частей. Измерения, проведенные на исследуемых растениях, выращенных в водной культуре с добавлением ионов ТМ, показали, что на различных ТМ биомасса различна (рисунок 4.2). Так, на фоне ионов Zn^{2+} сырая масса корня амаранта, одуванчика и люцерны была на уровне контроля, тогда как у растений лопуха отмечено снижение массы на 14 % на фоне 10 мкМ и 0,1 мМ ионов металла; масса корня мари на 10 – 25 % ниже контроля. Сырая масса побегов исследуемых растений на фоне ионов цинка также была на уровне контроля в большинстве вариантов, а в ряде случаев (у растений одуванчика на фоне субоптимальных концентраций и у амаранта и лопуха на фоне 0,1 и 1 мМ, соответственно) даже превышала контроль на 15 – 33 %. На фоне 1 мкМ отмечено снижение сырой массы побегов люцерны, амаранта и мари на 13 – 39 %.

При действии ионов Cu^{2+} достоверное снижение сырой массы корня отмечено только на фоне сублетальных концентраций у растений амаранта на 21 и 40 % и у растений мари на фоне всех концентраций на 29 – 43 %. В остальных вариантах масса корня на уровне контроля, а у растений одуванчика отмечена тенденция к повышению массы относительно контроля на фоне всех концентраций меди. В отношении сырой массы побега отмечена аналогичная тенденция, что и для корня: в большинстве вариантов масса на

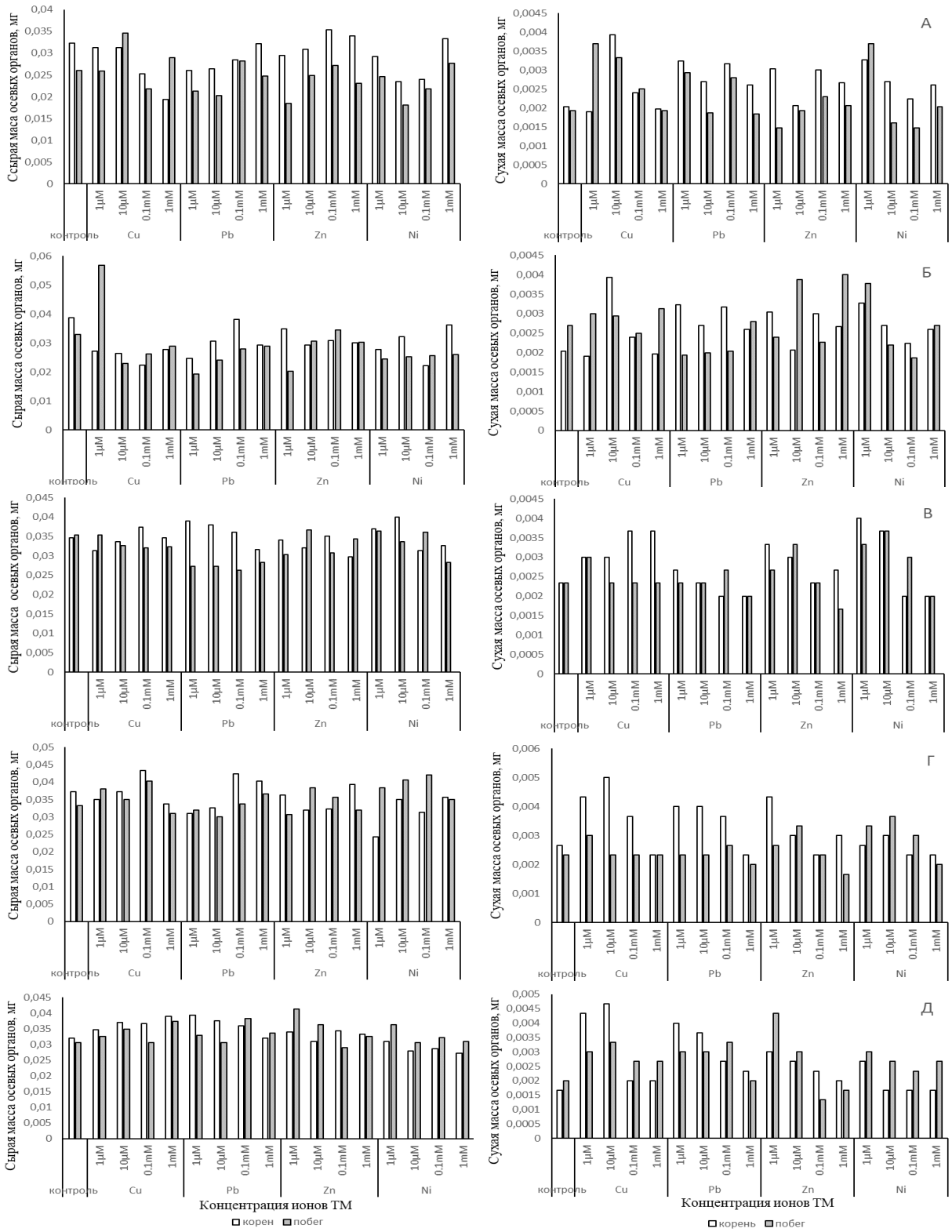

Рисунок 4.2 – Сырая (слева) и сухая (справа) масса осевых органов растений при выращивании на растворах ТМ: А – амарант запрокинутый, Б – марь белая, В – люцерна посевная, Г – лопух паутинистый, Д – одуванчик лекарственный.

уровне контроля, и только у растений мари на фоне всех концентраций меди подавлен рост побега на 12 – 30 % относительно контроля. При действии 10 мкМ и 1 мМ ионов меди у растений одуванчика и лопуха отмечено повышение сырой массы побега на 46 и 23 % и на 13 и 20 %, соответственно.

Ионы Pb^{2+} подавляли накопление сырой массы корня амаранта на 19 % на фоне 1 и 10 мкМ и на 11 % на фоне 0,1 мМ, лопуха – на 16 и 12 % на фоне 1 и 10 мкМ, мари – на 37, 22 и 25 % на фоне 1 мкМ, 10 мкМ и 1 мМ, соответственно. Накопление сырой массы корней растений одуванчика и люцерны было устойчиво к действию свинца: на фоне 1 и 10 мкМ отмечено увеличение массы корня одуванчика на 23 и 18 %, в остальных вариантах на уровне контроля или тенденция к повышению массы. В накоплении сырой массы побегов исследуемых растений отмечена несколько друга тенденция: наиболее чувствительны к действию Pb^{2+} были растения люцерны и мари, наиболее устойчивы одуванчик и лопух. Так, снижение сырой массы побегов люцерны относительно контроля было на 21 % на фоне низких концентраций и на 25 и 19 % на фоне 0,1 и 1 мМ. Свинец также подавлял накопление сырой массы побега мари на фоне всех концентраций металла в среде: при 1 и 10 мкМ – на 42 и 27 %, при 0,1 и 1 мМ – на 15 и 12 %.

Наиболее токсичными для исследуемых растений оказались ионы Ni^{2+}: ни в одном варианте не отмечено достоверного повышения сырой массы корня, наоборот, в большинстве вариантов снижение массы корня относительно контроля. Так, на фоне 10 мкМ и 0,1 мМ биомасса корней амаранта была ниже контроля на 25 %, одуванчика – на 12 и 15 %. На фоне 0,1 мМ никеля отмечено снижение сырой массы корней одуванчика, люцерны и лопуха на 11 – 15 % относительно контроля. Как и все исследованные ТМ, ионы Ni^{2+} подавляли накопление сырой массы корня мари: на 29 и 18 % при действии 1 и 10 мкМ, на 43 % – при действии 0,1 мМ. В отличие от сырой массы корня, биомасса побегов исследуемых растений была устойчива к действию никеля. Так, снижение накопления сырой массы побега отмечено только в варианте с

10 мкМ ионов металла у растений амаранта (на 23 % ниже контроля), на фоне 1 мМ у люцерны (на 19 % ниже контроля) и на фоне всех концентраций у мари (на 21 – 25 % ниже контроля).

Накопление сухой массы осевых органов исследуемых растений было устойчиво к действию всех четырех ТМ (см. рисунок 4.2). В подавляющем большинстве вариантов отмечено увеличение сухой массы осевых органов растений относительно контроля. Только в единичных случаях показано снижение.

Еще одним показателем токсичного действия ТМ является уровень оводненности растений. Содержание воды в корнях растений амаранта на фоне ионов Zn^{2+} (за исключением 1 мМ) и субоптимальной концентрации ионов Ni^{2+} было на уровне контроля. При действии ионов Cu^{2+} содержание воды в подземной части составляло 88 % при 1 мкМ, 94 % - при 10 мкМ, 91 % - при 0,1 мМ и 80 % - при 1 мМ. При добавлении в среду выращивания ионов Pb^{2+} уровень оводненности в корнях был ниже контроля на 6 % при 1 мкМ, на 16 % - при 10 мкМ и на 14 % при 0,1 и 1 мМ.

В побегах амаранта уровень оводненности был обычно выше, чем в корнях. На фоне 1 мкМ ионов ТМ содержание воды было на уровне контроля. При действии ионов Cu^{2+} оводненность ниже контроля на 12 % на фоне 10 мкМ, на 6 % - на фоне 0,1 мМ, на 16 % - на фоне 1 мМ. Максимальное снижение уровня воды в побегах амаранта было на фоне 1 мМ ионов Pb^{2+}.

Уровень оводненности и в корнях, и в побегах растений люцерны был на уровне контроля на фоне 1 мкМ – 0,1 мМ ионов ТМ. На фоне 1 мМ ионов ТМ содержание воды в осевых органах люцерны составляло 92 – 97 % относительно контроля.

Содержание воды в корнях растений лопуха было на уровне контроля на фоне 1 мкМ ионов ТМ. На фоне ионов меди оводненность составляла 90 – 96 % относительно контроля. При действии ионов Pb^{2+} отмечено снижение уровня воды на 3 % при 10 мкМ, на 6 и 7 % при 0,1 и 1 мМ, соответственно.

Как и в корне, максимальное снижение воды в побегах лопуха было на фоне ионов Cu^{2+}: на 6 и 10 % при 0,1 и 1 мМ, соответственно. На фоне 1 мМ ионов ТМ отмечено снижение оводненности побега лопуха на 5 % относительно контроля.

Ранее было показано, что низкие концентрации меди не оказывали ингибирующего эффекта на рост *Medicago lupulina*, скорее способствовала ему, т.к. сырая и сухая масса растений увеличивались и достигали максимума при 500 мг/кг Cu. Однако при увеличении концентрации Cu (до 3 г/кг) наблюдали негативные эффекты, выражающиеся в резком снижении сырой и сухой массы растений (Ling et al., 2006). Аналогичный эффект по уменьшению массы корней и стеблей с ростом концентрации Cu показан для проростков пшеницы (Al-Hakimi, Hamada, 2011) Растения при воздействии Ni в корневой среде имели (по сравнению с контролем) отрицательные изменения роста (высоты, сырой и сухой массы растений) (Songiil, Bahar, 2011; Aishwarya et al., 2014). Избыток меди ингибировал как линейный рост, так и накопление биомассы растениями сои, более значительно – рост корней, чем побега. При содержании в среде 10 мкМ $CuSO_4$ прирост биомассы снижен на 40%, а длина корня на 70%; при 25 мкМ эти показатели составили 80 и 90% соответственно (Куликова и др., 2011).

Таким образом, все ионы ТМ оказывали токсичное действие на изученные растения. Об устойчивости растений к действию металлов можно судить по индексу толерантности (ИТ) Уилкинса (рассчитываемому по приросту корней) (рисунок 4.3). Растения лопуха были устойчивы к действию 1 мкМ ионов меди, цинка и свинца, а также к 10 мкМ ионов меди, где ИТ был более 100 %. Растения лопуха также были устойчивы к влиянию субоптимальной (1 мкМ) концентрации ионов Cu^{2+}. Zn^{2+} и Pb^{2+}. Растения одуванчика наиболее устойчивы к действию ионов Zn^{2+}: ИТ выше 100 % на фоне 1 мкМ – 0,1 мМ; также к действию 1 мкМ ионов Ni^{2+} и Pb^{2+}. Все ионы ТМ при

концентрации 0,1 и 1 мМ оказывали токсичное действия на растения, о котором можно судить по ИТ менее 100 %.

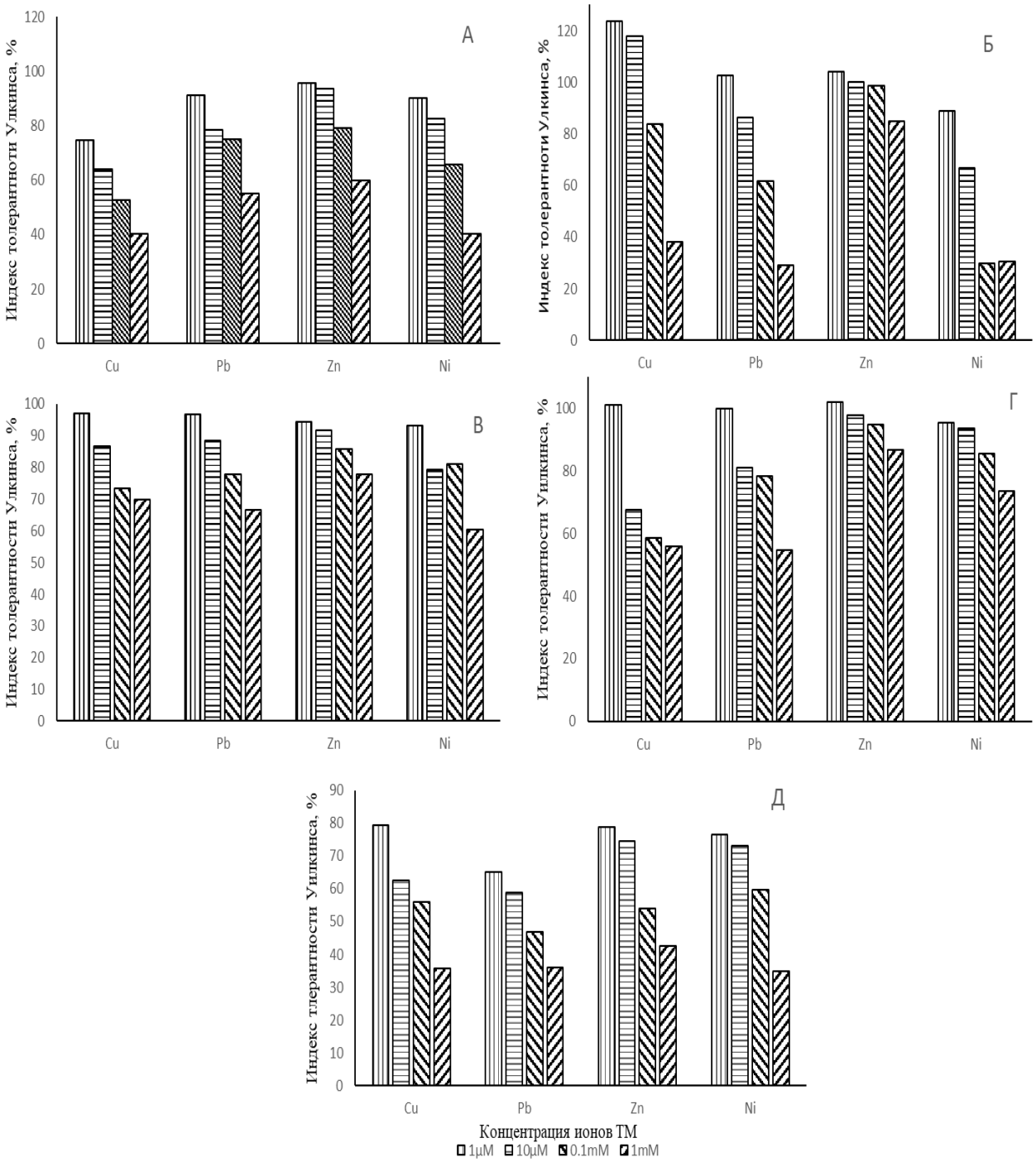

Рисунок 4.3 – Индекс толерантности Уилкинса растений на фоне ионов тяжелых металлов, %: А – амарант запрокинутый, Б – марь белая, В – люцерна посевная, Г – лопух паутинистый, Д – одуванчик лекарственный.

Таким образом, все ионы ТМ ингибировали ростовые процессы исследуемых растений, но в разной степени. Особенности токсического действия тяжелых металлов во многом определяются физико-химическими свойствами их ионов и особенностями передвижения и распределения металлов, в результате чего в разной мере влияли на рост осевых органов растений (Иванов и др., 2003; Мейчик и др., 2011; Серегин и др., 2011). Так, ионы Zn^{2+} в наименьшей степени действовали на рост осевых органов всех исследуемых растений; ионы Cu^{2+} оказывали наиболее токсичное действие на рост корня лопуха и побегов амаранта; ионы Pb^{2+} максимально подавляли рост корней одуванчика и амаранта и побегов мари; ионы Ni^{2+} максимально ингибировали рост осевых органов люцерны, а также корней мари. Ингибирование роста корня растений при действии никеля, возможно, вызвано структурными нарушениями в клетках во время их растяжения, снижением пластичности клеточных оболочек (Серегин и др., 2003; Самади, Бейбуди, 2005; Серегин, Кожевникова, 2006; Мейчик и др., 2011), а также его общетоксическим действием (Довгалюк и др., 2001; Иванов и др., 2003; Демченко и др., 2008; Кожевникова и др., 2007). Токсическое действие меди на ростовые процессы может быть связано с потерей избирательной проницаемости внешней и внутренних мембран клетки, вызывает быстрое повреждение ризодермы и изменение морфологии корня (Hall, 2002; Yruela, 2009; MacFarlaine, Burchett, 2002; Kopittke, Menzies, 2006; Kopittke et al., 2009; Mourato et al., 2009; Куликова и др., 2011). Ингибирование роста корня ионами свинца может быть обусловлено как общим нарушением метаболизма клетки, так и уменьшением пластичности клеточных оболочек в результате связывания Pb с пектинами (Серегин, Иванов, 2001; Серегин и др., 2004; Antosiewicz, 2005; Серегин, Кожевникова, 2008; Серегин, Кожевникова, 2009). Подавление роста ионами цинка может быть связано с ингибированием как деления, так и растяжения клеток, уменьшением размера меристемы и числа клеток в меристеме, что определяется увеличением продолжительно-

сти клеточного цикла (Frey et al., 2000; Vogel-Mikuš et al., 2008; Hu et al., 2009; Серегин, 2009). В целом, особенности токсического действия тяжелых металлов на ростовые процессы во многом определяются характером и особенностями их передвижения и распределения, в результате чего в разной мере, а иногда и по-разному могут затрагиваться два основных процесса, определяющих рост – деление и растяжение клеток (Серегин и др., 2011; Ismail et al., 2013; Ochonogor, Atagana, 2014; Su, 2014).

4.2 Влияние ТМ на скорость генерации супероксидного анион-радикала в листьях растений

Генерацию супероксида в листьях молодых растений при хроническом действии ТМ оценивали на основе его реакции с адреналином, приводящую к образованию окрашенного адренохрома. Было показано, что ионы изучаемых ТМ индуцировали повышенное образование $O_2^{\cdot-}$ в листьях изученных растений, но с разной интенсивностью. При внесении в среду ионов Cu^{2+} наблюдали повышение уровня супероксида в листьях амаранта в 1,9 – 3,1 раза относительно контроля (рисунок 4.4).

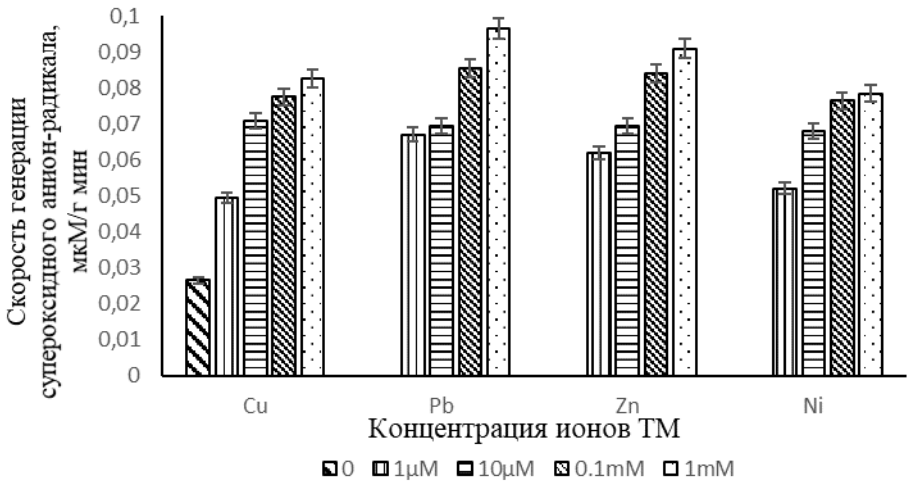

Рисунок 4.4 – Скорость генерации супероксидного анион-радикала в листьях растений амаранта запрокинутого на фоне ионов ТМ, мкМ/ г мин.

Аналогичное действие оказал ионы Ni^{2+}. Максимальная скорость генерации супероксидного анион-радикала в листях амаранта отмечена при действии ионов Zn^{2+} и Pb^{2+} (в 2,3 – 3,6 раз выше уровня контроля).

В растениях мари по сравнению с другими изученными растениями был минимальный уровень супероксида при действии ТМ (в 1,3 – 2,6 раза выше контроля) (рисунок 4.5).

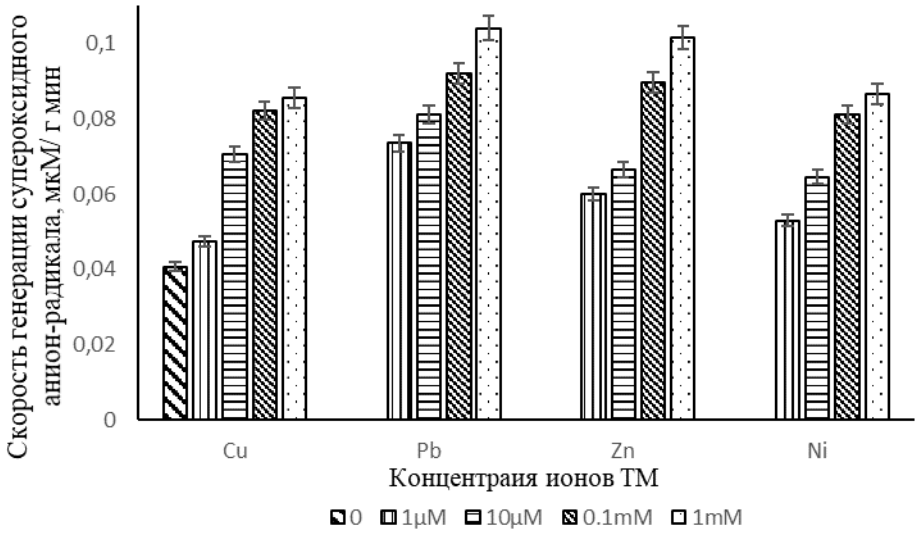

Рисунок 4.5 – Скорость генерации супероксидного анион-радикала в листьях растений мари белой на фоне ионов ТМ, мкМ / г мин.

Минимальная скорость генерации $O_2^{\cdot-}$ в листьях растений люцерны была на фоне ионов никеля (162 – 265 % относительно контроля) (рисунок 4.6). Ионы Pb^{2+} индуцировали повышенную генерацию супероксида: 186 % при 1 мкМ, 216 % при 10 мкМ, 257 % при 0,1 мМ и 316 % при 10 мкМ ионов металла. В листьях растений люцерны скорость генерации супероксида максимально превышала контроль на 100, 138, 184 и 278 % при действии 1 мкМ, 10 мкМ, 0,1 и 1 мМ ионов меди, соответственно.

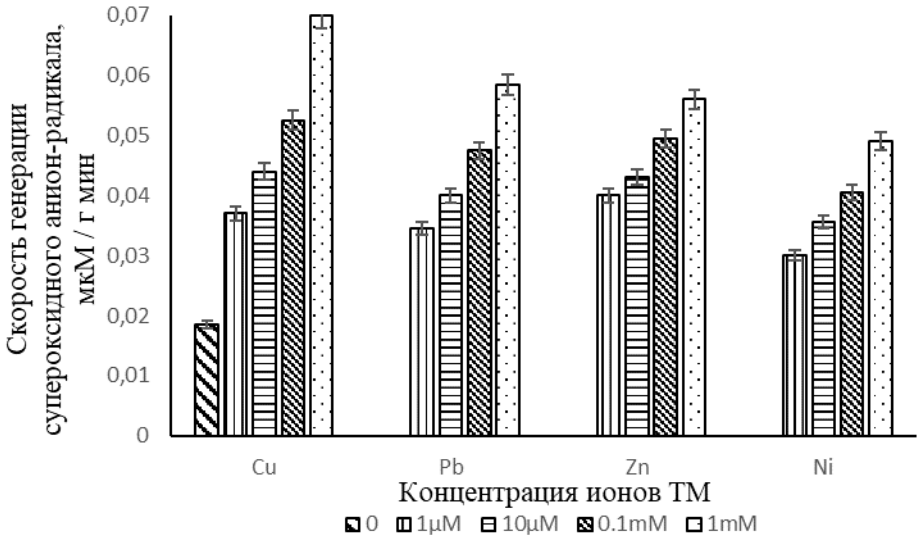

Рисунок 4.6 – Скорость генерации супероксидного анион-радикала в листьях растений люцерны посевной на фоне ионов ТМ, мкМ / г мин

На фоне субоптимальной (1 и 10 мкМ) концентрации ионов Cu^{2+}, Zn^{2+}, и Ni^{2+} уровень супероксида в листьях растений лопуха превышал контроль в 2,5 – 4 раза (рисунок 4.7).

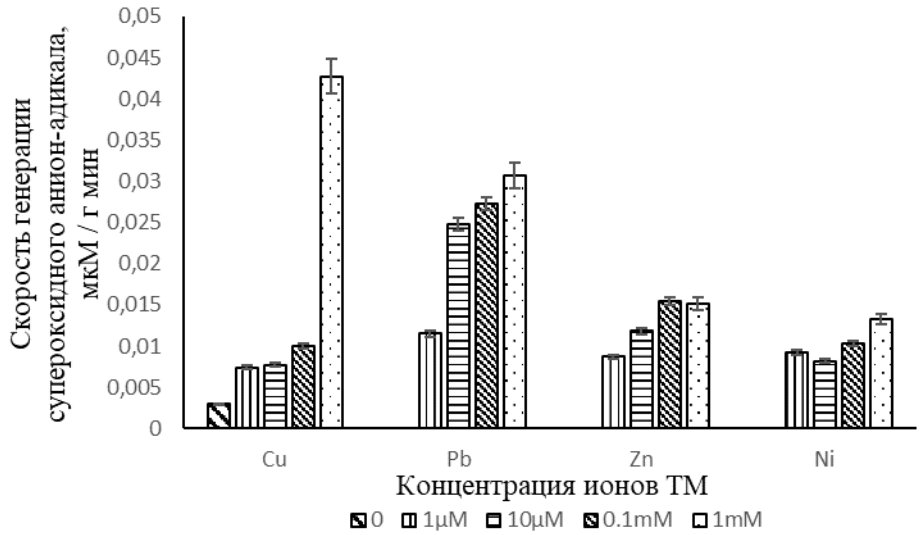

Рисунок 4.7 – Скорость генерации супероксидного анион-радикала в листьях растений лопуха паутинистого на фоне ионов ТМ, мкМ / г мин

Скорость генерации супероксидного анион-радикала в листьях лопуха при внесении ионов Pb^{2+} в среду выращивания была выше контроля в 3,9, 8,4, 9,3 и 10 раз при дозах 1 мкМ, 10 мкМ, 0,1 мМ и 1 мМ, соответственно. Максимальный уровень $O_2^{\cdot-}$ отмечен на фоне сублетальной (1 мМ) концентрации ионов меди – в 14 раз выше контроля.

В отличие от амаранта, мари, люцерны и лопуха, где с увеличением концентрации ионов ТМ также возрастал уровень супероксида в листьях, у одуванчика не выявлено закономерности между концентрацией металлов и скоростью генерации анион-радикала (рисунок 4.8).

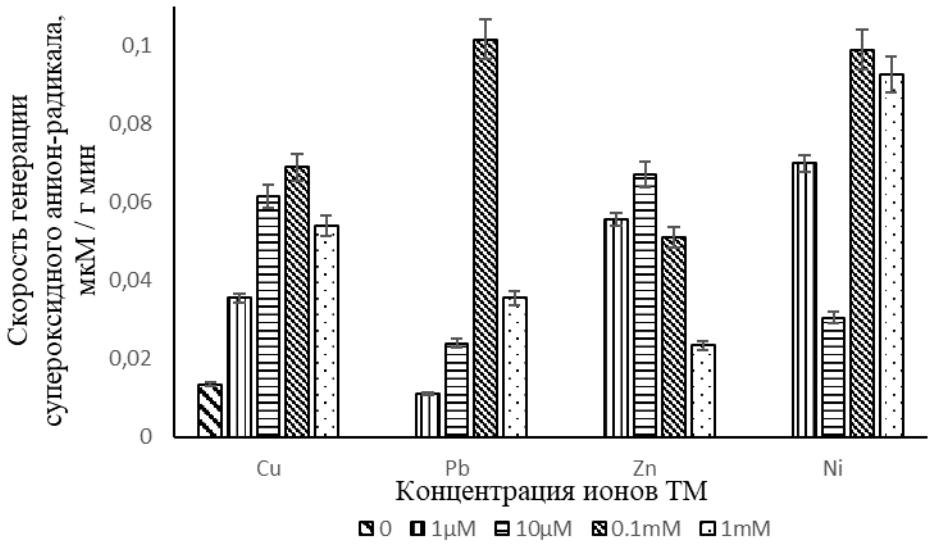

Рисунок 4.8 – Скорость генерации супероксидного анион-радикала в листьях растений одуванчика лекарственного на фоне ионов ТМ, мкМ / г мин

Проанализировав полученные результаты по скорости генерации супероксидного анион-радикала, можно сделать заключение, что все ионы ТМ индуцировали повышенное образование супероксида в листьях изученных растений, но с разной интенсивностью. Так, в растениях амаранта, лопуха и мари белой максимальную скорость генерации $O_2^{\cdot-}$ вызывали ионы Pb^{2+}, в растениях люцерны посевной – ионы Cu^{2+}, в растениях одуванчика лекарственного – ионы Ni^{2+}. Таким образом, присутствие тяжелых металлов в среде выращивания негативно отражается на течении физиологических и биохими-

ческих процессов в растениях, одним из первых последствий которого является усиленное образование в растительных тканях активных форм кислорода (АФК), которые повреждают клетки на уровне липидов, нуклеиновых кислот и белков (Gechev et al., 2016; Gill, Tuteja, 2010; Kholodova et al., 2010; Parlak, 2016; Wang et al., 2011; Яруллина, 2011; Башмакова и др., 2016). Накопление АФК является следствием нарушения баланса между скоростью образования и скоростью утилизации их антиоксидантной системой.

4.3 Влияние ТМ на интенсивность перекисного окисления липидов в листьях растений

Генерация АФК в растительных клетках приводит к усиленному образованию перекисей и вслед за этим – перекисному окислению органических соединений (Anjum et al., 2015). Одним из наиболее индикативных показателей является интенсивность ПОЛ, по которой оценивают величину окислительного стресса в клетках (Лукаткин, 2002; Башмаков, Лукаткин, 2009). Как свободнорадикальные продукты ПОЛ, так и карбонильные соединения (например, малоновый диальдегид (МДА)), обладают сильным повреждающим действием (Mediouni et al., 2006; Jin et al., 2008). Уровень ПОЛ в листьях растений, выращенных на растворах с различными концентрациями ТМ, определяли накопление продукта перекисного окисления липидов – МДА.

Выявлено, что под влиянием длительного выращивания на растворах ТМ накопление МДА в листьях растений изменялось. Так, в растениях амаранта на фоне ионов ТМ концентрация МДА в листьях превышала контроль во всех вариантах, за исключением 1 мкМ ионов Pb^{2+} и Ni^{2+} (93 %) (рисунок 4.9). Минимальное содержание МДА было в варианте с ионами Cu^{2+}: 130 – 392 % относительно контроля. На фоне ионов Zn^{2+} интенсивность ПОЛ в листьях амаранта была максимальной: при 1 мкМ – на 81 % выше контроля, при 10 мкМ – на 208 %, при 0,1 мМ – на 443 % и при 1 мМ – на 785 %.

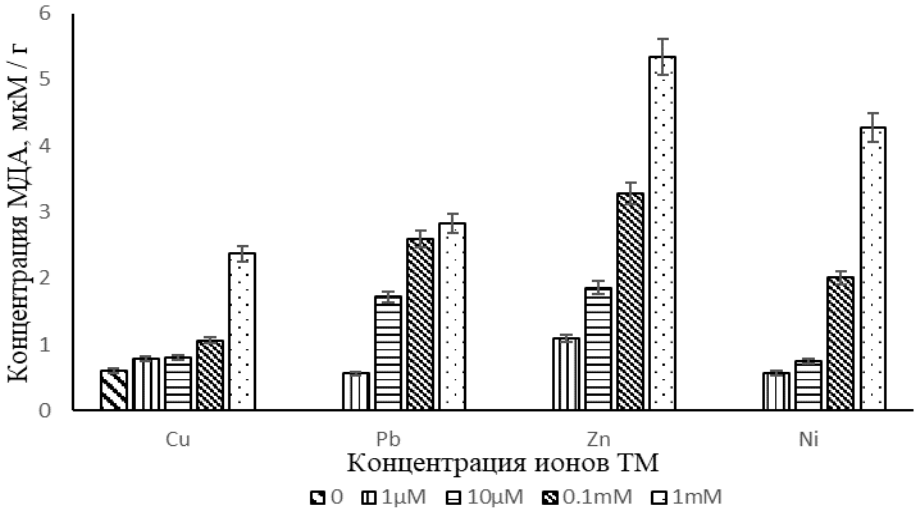

Рисунок 4.9 – Влияние ионов ТМ на интенсивность перекисного окисления липидов в листьях растений амаранта запрокинутого, мкМ/г.

В отличие от растений амаранта в растениях люцерны минимальное содержание МДА было на фоне ионов Ni^{2+} (95 – 149 %) (рисунок 4.10). При действии ионов Cu^{2+} концентрация МДА составляла 127 – 287 % относительно контроля. Ионы Zn^{2+} и Pb^{2+} повышали интенсивность ПОЛ в листьях люцерны практически на одном уровне в 2 раза при 1 мкМ и в 2,5 и 3 раза при 1 мМ.

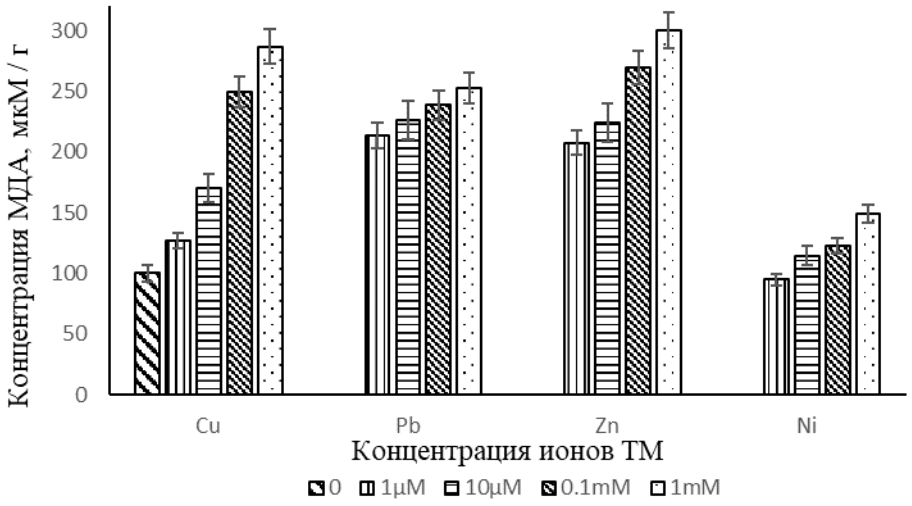

Рисунок 4.10 – Влияние ионов ТМ на интенсивность перекисного окисления липидов в листьях растений люцерны посевной, мкМ/г.

На фоне субоптимальной концентрации ионов ТМ концентрация МДА в листьях растений мари превышала контроль на 13 – 120 % (рисунок 4.11). При дозе 10 мкМ ионов ТМ интенсивность ПОЛ выше контроля в 1,4 раза на фоне ионов Ni^{2+}, в 1,6 раза – на фоне ионов Cu^{2+}, в 3,2 раза – на фоне ионов Pb^{2+} и в 3,4 раза – на фоне ионов Zn^{2+}. При действии 0,1 мМ ионов ТМ интенсивность ПОЛ составила (к контролю) 183 % при действии меди, 354 % – при действии никеля, 526 % – при действии свинца и 621 % – при действии цинка.

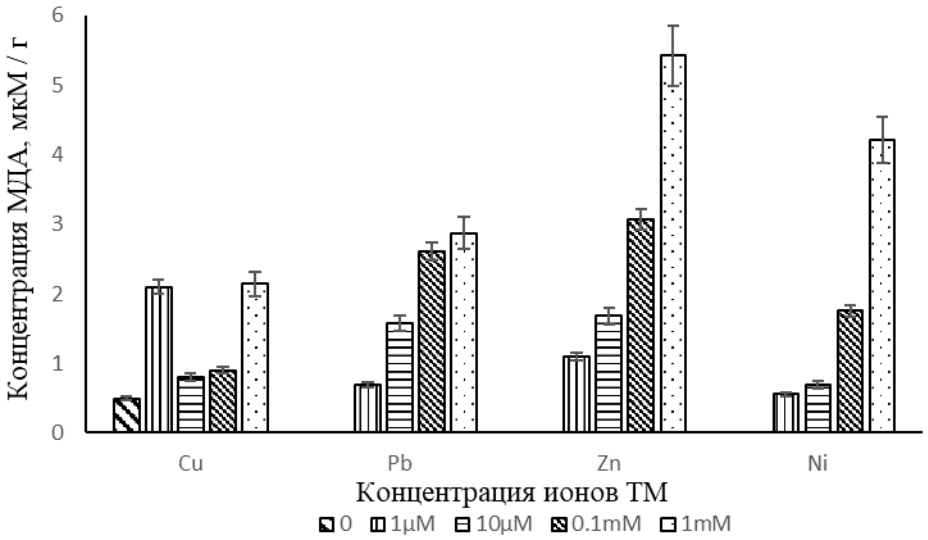

Рисунок 4.11 – Влияние ионов ТМ на интенсивность перекисного окисления липидов в листьях растений мари белой, мкМ/г.

В листьях растений лопуха, в отличие от амаранта, люцерны и мари, интенсивность ПОЛ при действии ТМ в дозе 1 мкМ была ниже контроля на 18 – 46 % (рисунок 4.12). На фоне ионов Ni^{2+} концентрация МДА ниже контроля на 21 и 12 % при 10 мкМ и 0,1 мМ, соответственно, тогда как на фоне 1 мМ – на 33 % выше контроля. При действии 0,1 и 1 мМ ионов Cu^{2+} интенсивность ПОЛ была на 53 и 212 % выше контроля. На фоне 10 мкМ ионов Zn^{2+} содержание МДА в листьях лопуха на 66 % выше контроля, на фоне 0,1 и 1 мМ – на 128 и 325 % выше контроля, соответственно. Ионы Pb^{2+} индуци-

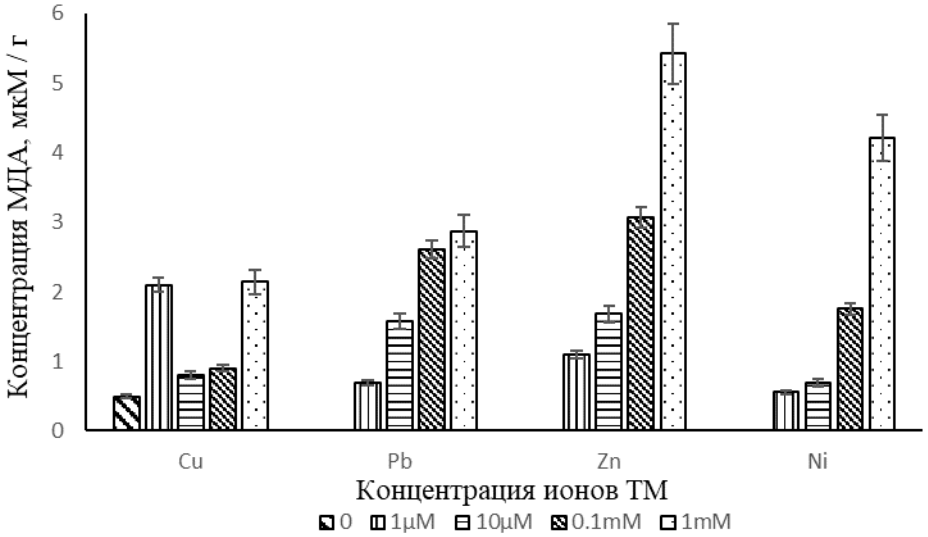

Рисунок 4.12 – Влияние ионов ТМ на интенсивность перекисного окисления липидов в листьях растений лопуха паутинистого, мкМ/г.

Ровали максимальное повышение интенсивности ПОЛ в листьях лопуха: в 1,7 раз – при 10 мкМ, в 2,3 раза – при 0,1 мМ и в 4,2 раза – при 1 мМ.

В листьях растений одуванчика концентрация МДА ниже контроля только на фоне ионов Cu^{2+} при 1 и 10 мкМ – на 57 и 12 %, соответственно, тогда как при 0,1 и 1 мМ – на 94 и 562 % выше контроля (рисунок 4.13). При

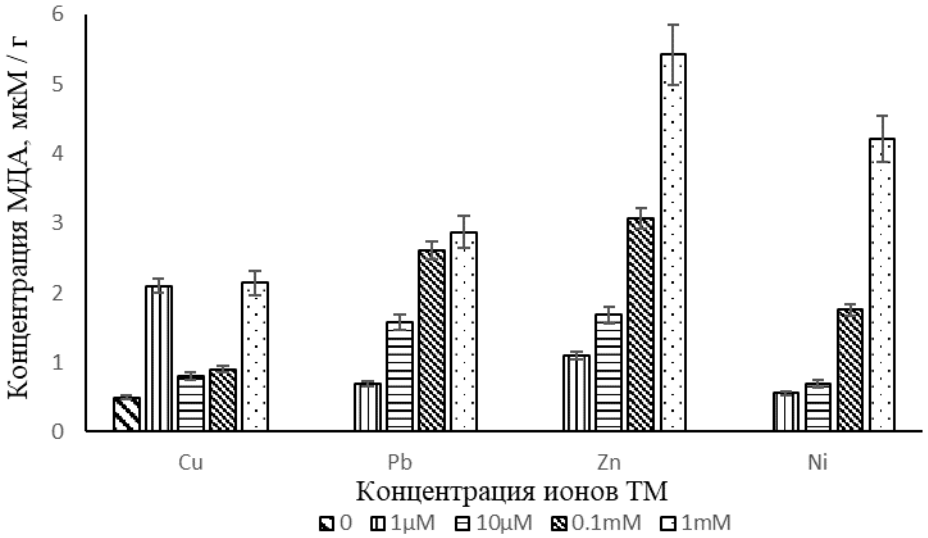

Рисунок 4.13 – Влияние ионов ТМ на интенсивность перекисного окисления липидов в листьях растений одуванчика лекарственного, мкМ/г.

действии ионов свинца интенсивность ПОЛ выше контроля в 1,2 – 11 раз выше контроля. Максимальное содержание МДА индуцировали ионы никеля – увеличение в 5, 10 и 16 раз при 10 мкМ, 0,1 и 1 мМ, соответственно.

Известно, что ТМ способны индуцировать окислительный стресс, существенно влиять на процессы ПОЛ, которые приводят к разрушению компонентов клеточных мембран; степень повреждения оценивается по накоплению МДА (Posmyk et al., 2005; Башмаков, Лукаткин, 2009; Гао и др., 2010). Нами показано, что образование МДА в листьях изученных растений существенно зависело от содержания ТМ в среде выращивания. Максимальную интенсивность ПОЛ в листьях амаранта, люцерны и мари индуцировали ионы Zn^{2+}, в листьях лопуха – ионы Pb^{2+} и в листьях одуванчика – ионы Ni^{2+}. Повышение интенсивности ПОЛ при действии ТМ подтверждается многочисленными данными литературы (Babar et al., 2006; Ling et al., 2006; Башмаков, Лукаткин, 2009; Chen, 2011; Songiil, Bahar, 2011; Louro et al., 2011; Tangahu et al., 2011; Azevedo, Rodriguez, 2012; Aishwarya et al., 2014). Так, у растений сои самым ранним признаком токсического действия высоких концентраций меди было увеличение содержания МДА, свидетельствующее об усилении ПОЛ мембран (Куликова и др., 2011). По мере увеличения концентрации цинка в среде выращивания росло накопление цинка и МДА в листьях растений *Alternanthera philoxeroides* (Юан и др., 2009).

4.4 Влияние ТМ на содержание общих перекисей в листьях растений

Перекись водорода (H_2O_2) является универсальной сигнальной молекулой, которая регулирует ответ растений на различные биотические и абиотические стресс-факторы. H_2O_2 – наименее токсичная по сравнению с другими АФК и относительно долго живущая молекула (Vranova et al., 2002), которая может преодолевать значительные расстояния и проникает через

мембраны (Bienert et al., 2007). Считается, что одним из ранних ответов растения на воздействие ТМ является усиление генерации АФК, в первую очередь H_2O_2, которая выступает в качестве ключевой сигнальной молекулы (Maksymiec, 2007). Однако наряду с пероксидом водорода в результате окислительного стресса возникает множество других перекисных соединений (Лукаткин, 2002). Именно поэтому, помимо изучения скорости генерации супероксидного анион-радикала, мы исследовали влияние ионов ТМ на содержание общих перекисей в листьях растений.

Из рисунка 4.14 видно, что в листьях растений амаранта ионы ТМ вызывали очень резкое повышение содержания ОП (за исключением 1 мкМ ионов Pb^{2+}). Уже на фоне 1 мкМ ионов ТМ содержание перекисей превышало контроль в 2 – 3 раза. При действии 10 мкМ ионов ТМ содержание перекисей составляло 450 % на фоне ионов Cu^{2+}, 483 % – на фоне ионов Ni^{2+}, 512 % – на фоне ионов Pb^{2+}, 767 % – на фоне ионов Cu^{2+}. Максимальное содержание перекисей индуцировали все ионы ТМ при концентрации 1 мМ (в 24 – 44 раза выше контроля).

В растениях люцерны не было такого резкого повышения содержания ОП, как в листьях амаранта, но во всех вариантах эксперимента данный показатель был выше контроля. Ионы Cu^{2+} вызывали увеличение содержания перекисей на 96 % при 10 мкМ, на 342 % – при 0,1 мМ, на 469 % – при 1 мМ. Ионы Pb^{2+} индуцировали повышение концентрации перекисей в 2,3,4 и 8 раз при 1 мкМ, 10 мкМ, 0,1 и 1 мМ, соответственно. Максимальное содержание перекисей вызывали ионы никеля (в 1,8–9,6 раз выше контроля).

В листьях растений мари ионы ТМ при концентрации 1 мкМ значительно (на 35–85 %) снижали содержание общих перекисей относительно контроля. Ионы Zn^{2+} оказали наименее токсичное действие на растения мари, индуцируя наименьшее содержание общих перекисей (151–554 % относительно контроля), а ионы Cu^{2+}, наоборот, индуцировали макси-

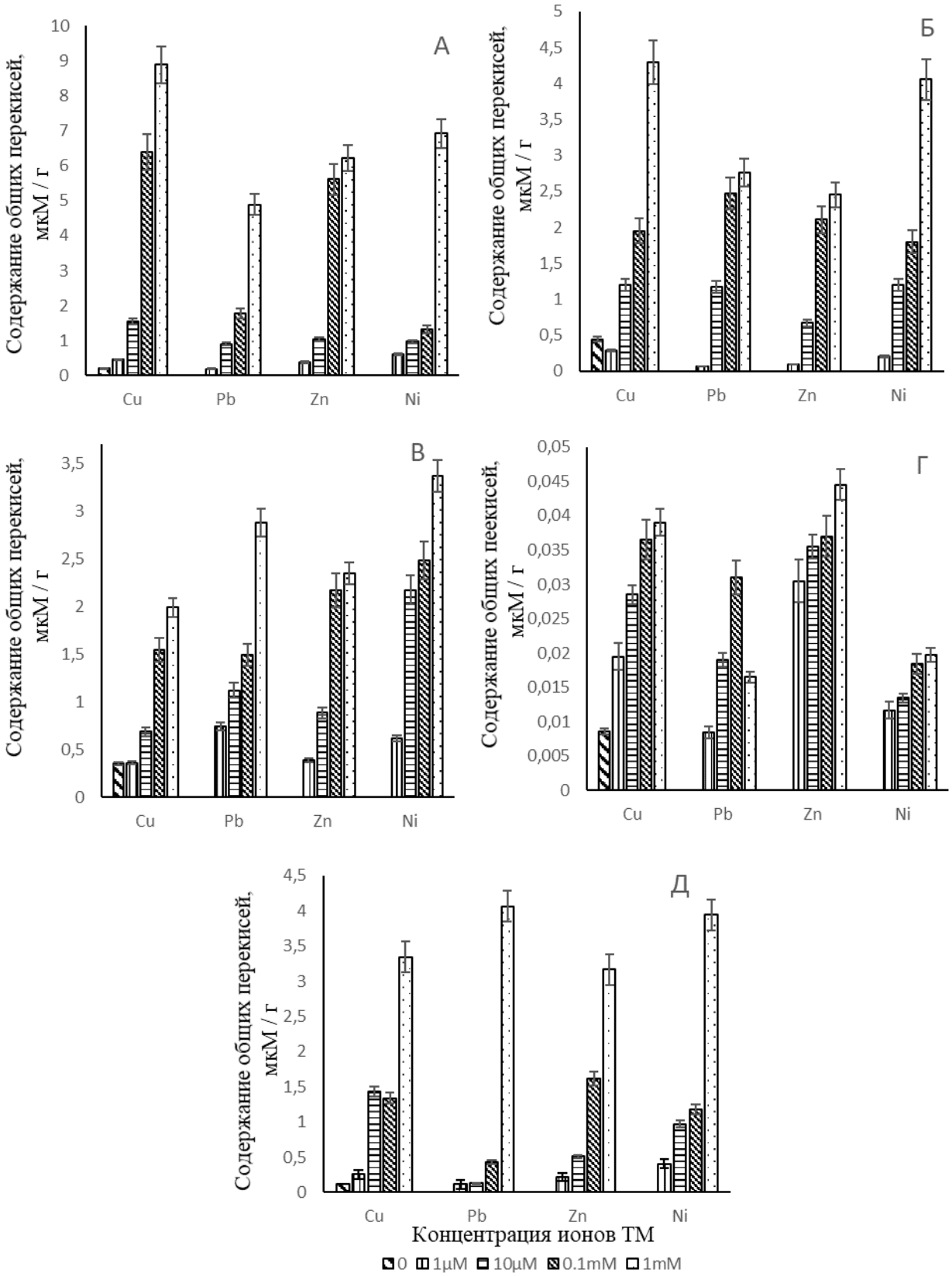

Рисунок 4.14 – Содержание общих перекисей в листьях растений на фоне ионов ТМ, мкМ/г: А – амарант запрокинутый, Б – марь белая, В – люцерна посевная, Г – лопух паутинистый, Д – одуванчик лекарственный

мальные значения данного показателя (270 – 969 % относительно контроля), что может свидетельствовать о наиболее токсичном действии для мари.

В листьях растений лопуха содержание общих перекисей возрастало при действии ионов ТМ. Так, на фоне ионов Ni^{2+} содержание перекисей составляло 136 – 230 % относительно контроля (по сравнению с другими металлами – минимальное повышение показателя). При действии 1 мкМ ионов Pb^{2+} содержание общих перекисей в листьях лопуха было на уровне контроля, тогда как на фоне 10 мкМ – 1 мМ зафиксировано увеличение показателя на 92 – 360 %. Максимально индуцировали повышение содержания общих перекисей ионы Zn^{2+}: в 3,5 раза на фоне 1 мкМ, в 4,1 раза – на фоне 10 мкМ, в 4,3 раза – на фоне 0,1 мМ и в 5,2 раза – на фоне 1 мМ.

Самое высокое содержание общих перекисей зафиксировано в листьях растений одуванчика при действии ионов ТМ. Так, на фоне 1 мкМ ионов ТМ содержание общих перекисей превысило контроль в 2,2 раз на фоне ионов Cu^{2+}, в 1,8 раза – на фоне ионов Zn^{2+} и в 3,4 раза – на фоне ионов Ni^{2+}. Максимальное повышение содержания общих перекисей (в 26 – 34 раза относительно контроля) в листьях одуванчика было при действии 1 мМ ионов ТМ.

4.5 Влияние ТМ на активность каталазы в листьях растений

Супероксидный анион-радикал под действием супероксиддисмутазы метаболитзируется в H_2O_2, который принимает участие в процессах ПОЛ, и разлагается ферментом каталазой до воды. Поэтому мы исследовали влияние ТМ не только на скорость генерации супероксидного анион-радикала, но и на активность антиоксидантного фермента – каталазы. Из рисунка 4.15 видно, что активность каталазы в листьях амаранта возрастала относительно контроля во всех вариантах, за исключением 1 мкМ ионов Cu^{2+} и Ni^{2+} (52 и 68 %, соответственно). Максимальную активность фермента индуцировала обработка ионами Pb^{2+} (132 – 312 % к контролю).

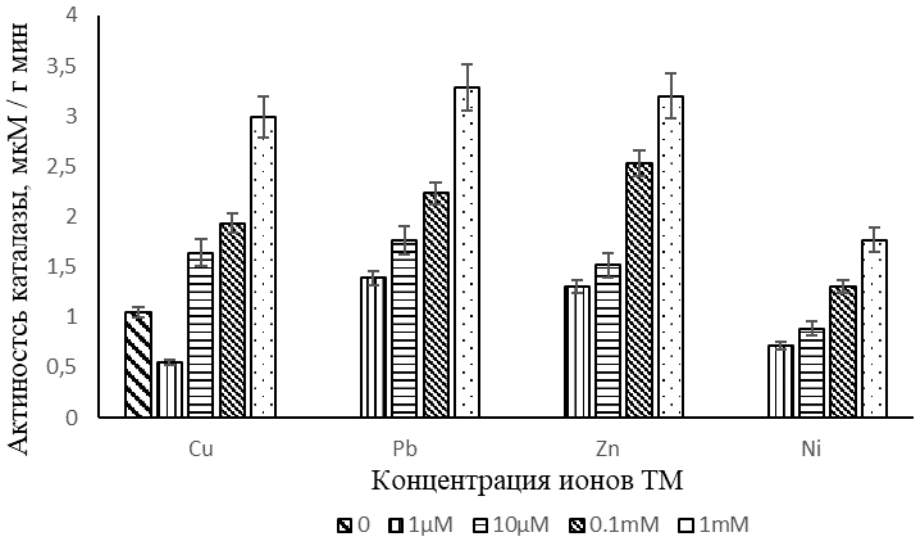

Рисунок 4.15 – Активность каталазы в листьях растений амаранта запрокинутого на фоне ионов ТМ, мкМ/г мин.

В листьях растений люцерны активность каталазы во всех вариантах эксперимента была выше контроля (рисунок 4.16). Так, на фоне ионов Cu^{2+} активность каталазы на 17 % выше контроля при 1мкМ, на 119 % - при 10 мкМ, на 171 % - при 0,1 мМ, на 266 % - при 1 мМ. При действии ионов Ni^{2+}

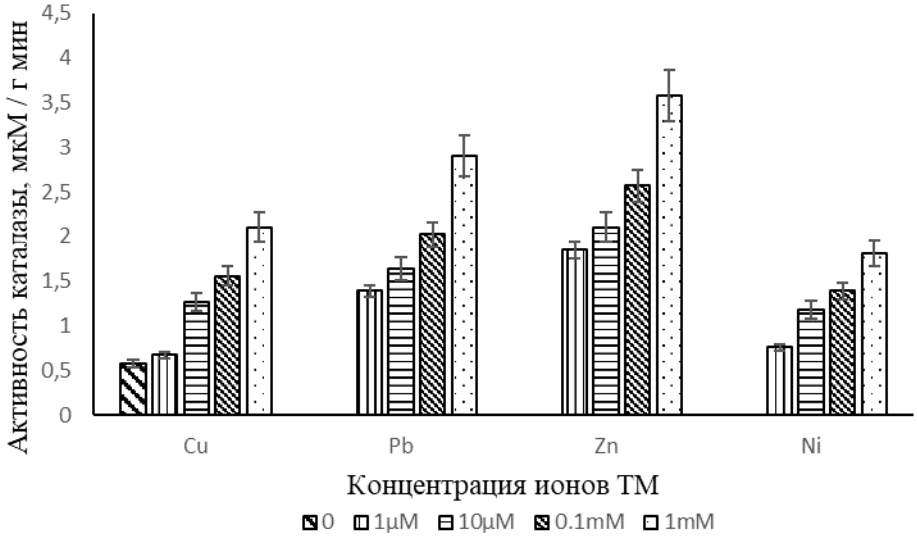

Рисунок 4.16 – Активность каталазы в листьях растений люцерны посевной на фоне ионов тяжелых металлов, мкМ/г мин.

активность фермента превышала контроль в 1,3–3,1 раза. Максимальную активность каталазы индуцировали ионы Zn^{2+}: при 1 мкМ – 322 % относительно контроля, при 10 мкМ – 366 %, при 0,1 мМ – 446 %, при 1 мМ – 622 %.

В отличие от люцерны, в растениях мари ионы Zn^{2+} индуцировали минимальную активность каталазы: 126 – 252 % относительно контроля. На фоне ионов Cu^{2+} активность фермента составила 200 % при концентрации 1 мкМ, 259 % – при 10 мкМ, 311 % – при 0,1 мМ и 340 % – при 1 мМ. При действии ионов Ni^{2+} активность каталазы превысила контроль в 1,5 – 4,2 раза. Ионы Pb^{2+} индуцировали повышение активности фермента в листьях мари в 2 раза при 10 мкМ и в 3 раза при 0,1 и 1 мМ.

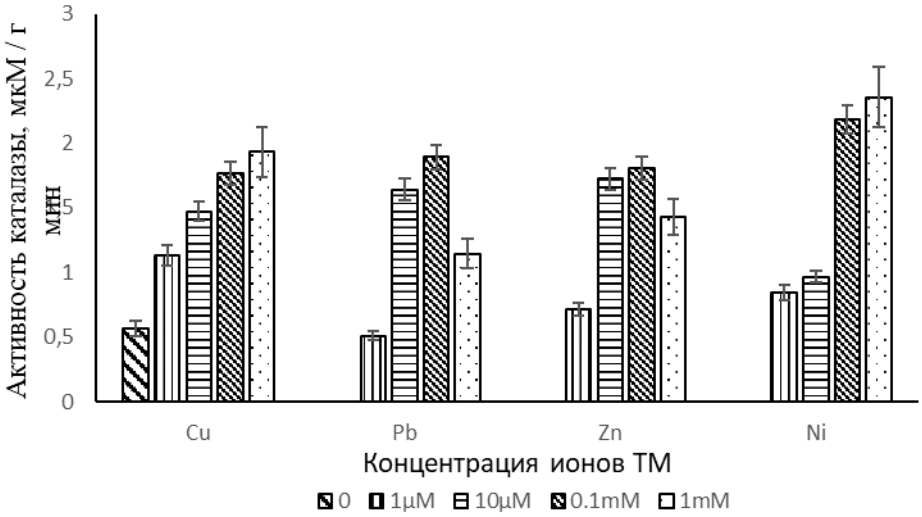

Рисунок 4.17 – Активность каталазы в листьях растений мари белой на фоне ионов тяжелых металлов, мкМ/г мин.

В отличие от других растений, в листьях растений лопуха ионы ТМ подавляли активность каталазы при действии 1 мкМ и 10 мкМ (на 12 – 64 % ниже контроля) (рисунок 4.18). В варианте с 10 мкМ ионов Zn^{2+}, 0,1 мМ ионов Cu^{2+} и Pb^{2+} активность фермента была на уровне контроля. Максимальную активность каталазы в листьях лопуха индуцировали 1 мМ ионов Ni^{2+} (364 % относительно контроля).

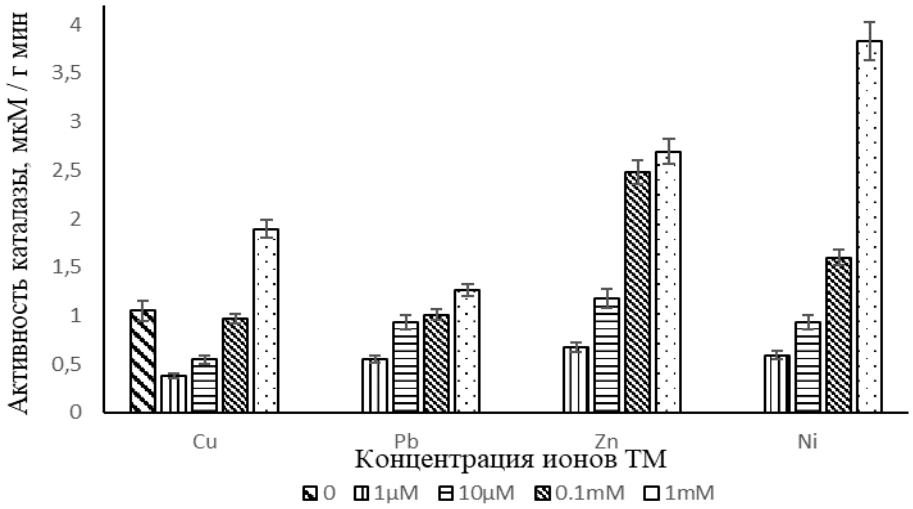

Рисунок 4.18 – Активность каталазы в листьях растений лопуха пауинистого на фоне ионов тяжелых металлов, мкМ/г мин.

В листьях одуванчика активность каталазы была на уровне контроля только на фоне 1 мкМ ионов никеля, тогда как в остальных вариантах ионы ТМ индуцировали повышенную активность фермента (рисунок 4.19). Минимальная активность фермента была при действии ионов Ni^{2+} (129 – 386 %). Максимальную активность каталазы индуцировали ионы Pb^{2+} (в 2,3 – 6,4 раза выше контроля).

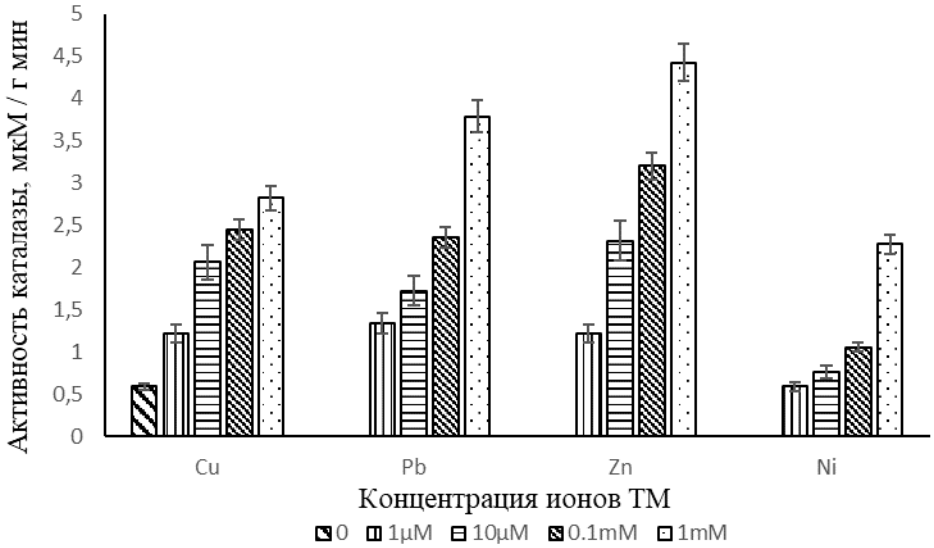

Рисунок 4.19 – Активность каталазы в листьях растений одуванчика лекарственного на фоне ионов тяжелых металлов, мкМ/г мин.

Таким образом, ионы ТМ индуцировали повышение активности каталазы в листьях исследуемых растений. При этом ионы Zn^{2+} вызывали максимальное повышение активности фермента в листьях растений люцерны посевной и одуванчика лекарственного, ионы Ni^{2+} – в листьях растений лопуха паутинистого и мари белой, а ионы Pb^{2+} - в листьях амаранта запрокинутого.

Резюмируя результаты, изложенные в главе IV, можно видеть, что все ионы ТМ оказывали токсическое действие на исследуемые растения, вызывая окислительный стресс в клетках листьев. Максимальное повышение скорости генерации супероксидного анион-радикала индуцировали ионы свинца во всех растениях, за исключением люцерны посевной (ионы меди). Интенсивность перекисного окисления липидов была максимальной при действии ионов цинка в листьях растений амаранта, мари и люцерны, при действии свинца – в листьях лопуха и при действии никеля – в листьях одуванчика. Наибольшее содержание общих перекисей отмечено на фоне ионов Ni^{2+} в листьях люцерны, на фоне Zn^{2+} – в листьях лопуха и одуванчика, на фоне Cu^{2+} – в листьях амаранта. Максимальное повышение активности каталазы индуцировали ионы Ni^{2+} в листьях мари и лопуха, ионы Zn^{2+} в листьях в листьях люцерны и одуванчика, а также ионы Pb^{2+} в листьях амаранта.

Полученные данные показывают, что ионы ТМ индуцируют в клетках растений окислительный стресс, который является одним из компонентов (возможно, наиболее важным) сложного механизма неблагоприятного воздействия ТМ на растения. Усиленное образование АФК, с одной стороны, приводит к окислительному стрессу, негативно влияя на все физиологические процессы в растении; с другой стороны, АФК являются сигнальными молекулами, которые принимают участие в запуске адаптационных механизмов (Титов и др., 2014). Окислительный стресс, который возникает в растениях при действии ТМ, тесно связан с механизмами повреждения мембран; в частности, ПОЛ изменяет транспортные характеристики клеточных мембран

растений, подвергнутых действию ионов ТМ, а также способствует деструкции клеточных органелл. Особое место в защитных реакциях растений на действие тяжелых металлов принадлежит антиоксидантным ферментам, активность которых значительно возрастает в этих условиях (Prasad et al., 1999; Шевякова и др., 2003; Wu et al., 2003; Балахнина и др., 2005; Холодова и др., 2005; Devi, Prasad, 2005; Brahim et al., 2007; Seema, 2008; Яруллина, 2011). Это приводит к нейтрализации свободных радикалов и пероксидов, которые образуются под влиянием ТМ и оказывают повреждающее действие на клетки (Devi, Prasad, 2005), что в свою очередь способствует повышению устойчивости.

ГЛАВА V. ВОЗМОЖНОСТЬ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ТРАВЯНИСТЫХ РАСТЕНИЙ ДЛЯ ФИТОРЕМЕДИАЦИИ ПОЧВ И СТОЧНЫХ ВОД ПРЕДПРИЯТИЙ

Фиторемедиация – находящаяся на стадии становления технология, использующая растения для удаления, преобразования или стабилизации загрязняющих веществ, локализованных в воде, отложениях или почвах (Cunningham, Ow, 1996; Chaney et al., 1997; Prasad, 2001; Kumar, 2014; Akcil et al., 2015; Bouhajja et al., 2016). Технологии фиторемедиации применяются для очистки загрязненных почв, воздуха, водных объектов (Sprocati et al., 2012; Emenike et al., 2016). Растения, произрастающие в загрязненных ТМ участках, вырабатывают механизмы толерантности для защиты от неадекватной среды. Поэтому обязательное требование для успешной фиторемедиации – наличие хорошо адаптированной флоры, толерантной к почвенным климаксным условиям (Baker, Brooks, 1989; Glick, 2010; Hansda et al., 2014).

Одним из основных методов фиторемедиации является фитоэкстракция. Это использование растений на непригодных местообитаниях для аккумулирования металлов в собираемой надземной части растения и тем самым – дезактивации почвы. Другой путь фиторемедиации – фитостабилизация – использование растений, поглощающих корнями значительные количества металла в целях предотвращения его элюации в нижележащие горизонты почвы и/или в грунтовые воды (Prasad, Freitas, 2006; Koptsik, 2014; Mandal et al., 2016). Очевидно, фитоэкстракция металла – не лучший подход для промышленно загрязненных почв, где более приемлема фитостабилизация из-за высокого уровня загрязнения, подавляющего рост и продуктивность растений (Wuana, Okieimen, 2011; Singh, 2012; Ali et al., 2013). Так, на многих слабо загрязненных Cd сельскохозяйственных почвах применение фитоэкстракции будет более успешным, чем на загрязненных Pb почвах, где требуются значи-

тельные усилия для иммобилизации Pb и для экстрагирования более высоких количеств металла (Prasad, 2006).

Огромный потенциал для использования в целях ремедиации окружающей среды имеют растения, способные к сверхаккумуляции металлов, и имеющие концентрации ТМ на 1–3 порядка выше, чем обычные растения (Ahmadpour et al., 2012; Souza et al., 2013). По терминологии, предложенной Р.Р. Бруксом, к гипераккумуляторам относят растения, способные накапливать в тканях 100 мкг/г Cd и As; 1000 мкг/г Co, Cu, Cr, Ni и Pb; 10000 мкг/г Mn (Brooks, Wither, 1977). Это виды, проявляющие резистентность к металлам и обладающие потенциалом для очистки от токсичных металлов во всех компонентах окружающей среды – атмосфере, гидросфере и литосфере (Prasad, Freitas, 2006; Chirakkara et al., 2016).

5.1 Определение фиторемедиационной способности травянистых растений средней полосы Российской Федерации

В работе оценивали ремедиационный потенциал пяти видов травянистых растений, обычных для средней полосы Российской Федерации. Для количественного сравнения величины и характера металлоаккумуляции растениями рассчитывали индексы транслокации (It):

$I_t = C_{sh} / Cr$, где C_{sh} – концентрация металла в побегах, C_r – концентрация того же металла в корнях. Результаты расчетов представлены на рисунке 5.1.

Транслокация ТМ в побеги молодых растений **амаранта** была довольно низкой в контроле. Индекс транслокации Pb^{2+} снижался от 1 мкМ до 0,1 мМ, тогда как коэффициент транслокации Cu^{2+}, наоборот, возрастал от 1 мкМ до 0,1 мМ. Для ионов Zn^{2+} можно выделить два плато: до 10 мкМ коэффициент транслокации возрастал, а затем снижался. Максимальный индекс транслокации был на фоне 1 мкМ ионов Ni^{2+}, на фоне 10 мкМ отмечено резкое снижение индекса, затем коэффициент слегка повышался при 1 мМ.

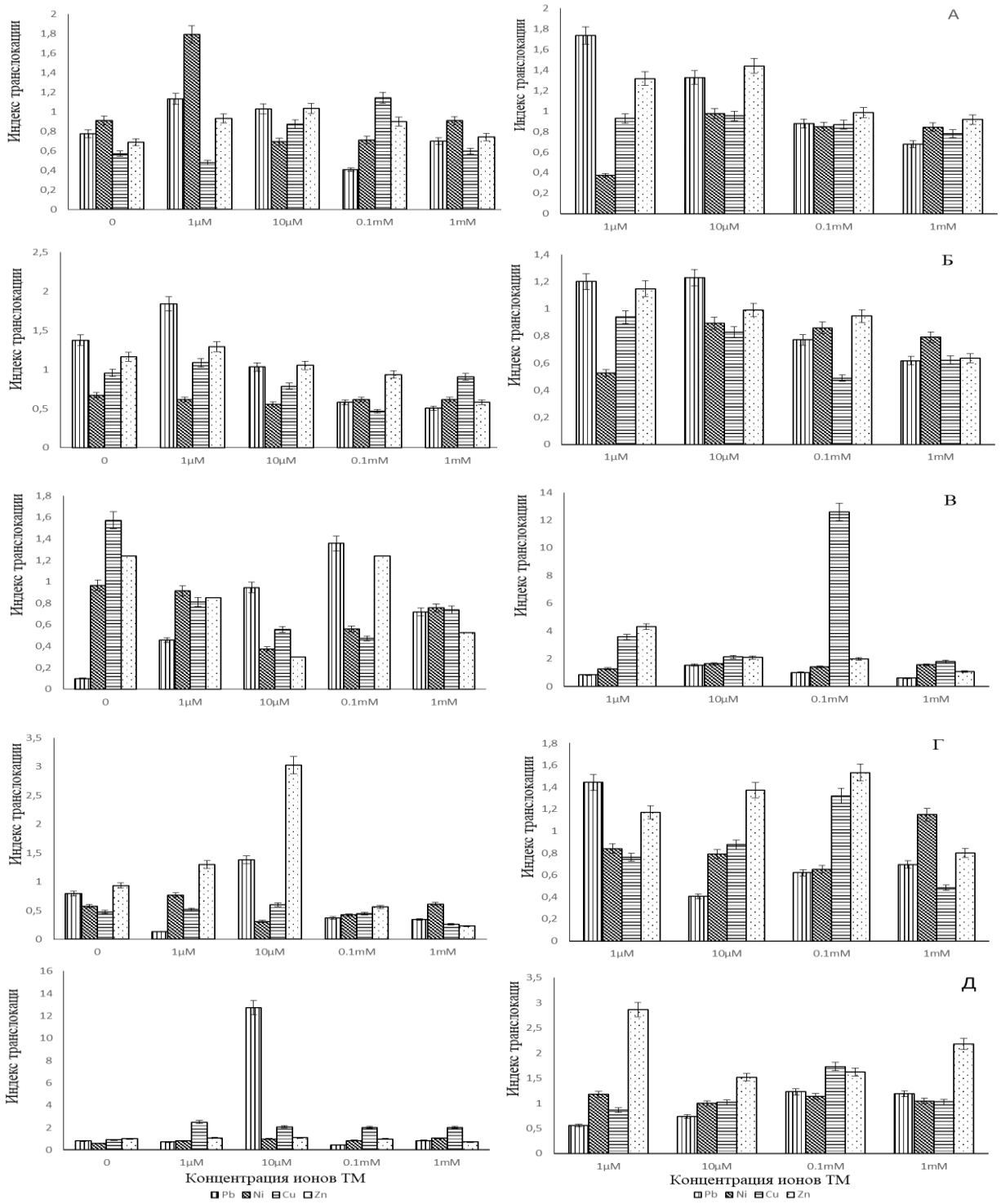

Рисунок 5.1 – Индекс транслокации ТМ в проростках растений при различном загрязнении среды (слева – одиночные ТМ, справа – смесь ТМ): А – амарант запрокинутый, Б – марь белая, В – люцерна посевная, Г – лопух паутинистый, Д – одуванчик лекарственный.

Поскольку в большинстве вариантов эксперимента индекс транслокации ТМ не превышал 1, это позволяет охарактеризовать амарант как фитостабилизатор. В качестве фитоэкстрактора амарант выступает в вариантах 1 мкМ ионов Pb^{2+} и Ni^{2+}, 10 мкМ ионов Pb^{2+} и Zn^{2+}, а также 0,1 мМ ионов Cu^{2+}.

При выращивании амаранта на растворах, содержащих смесь ТМ, индекс транслокации свинца снижался по мере увеличения загрязнения среды, тогда как коэффициенты транслокации остальных ТМ сначала увеличивались от 1 к 10 мкМ, а затем снижались.

В отличие от растений амаранта, индекс транслокации отдельных ТМ в растениях **мари белой** в контроле был довольно высоким, за исключением ионов Ni^{2+}. Индексы транслокации ионов Pb^{2+} и Zn^{2+} снижаются по мере увеличения дозы этих ТМ в среде. Индекс транслокации ионов Cu^{2+} снижался от 1 мкМ до 0,1 мМ. На фоне 1 и 10 мкМ ионов Pb^{2+} и Zn^{2+}, а также 1 мкМ ионов Cu^{2+} растения мари можно отнести к фитоэкстракторам, так как в этих вариантах I_t превышал 1, в остальных вариантах – к фитостабилизаторам.

Индекс транслокации свинца и цинка в растениях мари, выращенных на растворах, содержащих смесь ТМ, уменьшался от низких концентраций к высоким. Индекс транслокации Ni^{2+} был самым низким при 1 мкМ, а далее возрастал и был примерно одинаковым в дипозоне 10 мкМ – 1 мМ. I_t Cu^{2+} снижался до дозы 0,1 мМ, а затем несколько повышался. Таким образом, максимальные величины I_t для большинства изученных металлов выявлены в растениях мари белой при низких концентрациях ТМ в среде (1 и 10 мкМ), хотя превышение 1 практически не обнаруживались. Очевидно, в случае мультиметаллических растворов растения *Chenopodium album* могут рассматриваться только как фитостабилизатор.

Индекс транслокации в растениях **люцерны** в контроле был столь же высоким, как и у мари, за исключением ионов Pb^{2+}. В опытах с отдельными ТМ индекс транслокации свинца значительно возрастал от 1 мкМ к 0,1 мМ, а затем резко снижался. Индекс транслокации Cu^{2+}, наоборот, постепенно уменьшался

до 0,1 мМ, после чего несколько повышался. Индекс транслокации Ni^{2+} резко снижался от 1 к 10 мкМ, а затем возрастал при 1 мМ. Для ионов Zn^{2+} максимальный I_t был при концентрации 0,1 мМ. Во всех вариантах растения люцерны можно отнести к фитостабилизаторам, за исключением выращивания на растворах с концентрацией 0,1 мМ ионов Pb^{2+} и Zn^{2+}, где I_t превышал 1.

В отличие от амаранта и мари, при выращивании люцерны на растворе, содержащем смесь ТМ, индекс транслокации превышал 1 в подавляющем большинстве вариантов. Максимальные значения I_t выявлены для Cu^{2+} в опыте с концентрацией ТМ 0,1 мМ и Zn^{2+} - при дозе ТМ 1 мМ. В естественных условиях низкие концентрации ТМ в растворе соответствуют низкому загрязнению среды (контрольная площадка), а высокие – промзоне. Соответственно, люцерну можно использовать как эффективный фитоэкстрактор, в том числе на почвах с сильным загрязнением ТМ.

У растений **лопуха** низкий индекс транслокации на фоне всех ионов ТМ, за исключением 1 мкМ ионов Zn^{2+} и Pb^{2+}, а также 10 мкМ Zn^{2+}. По степени изменения коэффициента транслокации в растениях лопуха можно выявить следующую тенденцию для свинца, цинка и меди: индекс возрастает от 1 к 10 мкМ, а затем снижается до 1 мМ ионов в растворе; для никеля – обратная тенденция: снижение индекса от 1 к 10 мкМ, а затем увеличение до 1 мМ.

При выращивании растений лопуха на растворе, содержащем смесь ТМ, индекс транслокации свинца был максимальным при концентрации 1 мкМ, резко снижался при 10 мкМ ионов в среде, легка повышался при 01 – 1 мМ ТМ в среде. I_t никеля был максимальным при высокой дозе ТМ в среде (1 мМ). Индекс транслокации Cu^{2+} и Zn^{2+} повышался от 1 мкМ до 0,1 мМ ТМ в среде с последующим резким снижением к 1 мМ.

Проанализировав индексы транслокации ТМ в растениях лопуха, можно сделать заключение, что лопух является эффективным фитоэкстрактором цинка при низкой степени загрязнения и никеля – при высокой. В случае остальных ТМ лопух выступает в качестве фитостабилизатора.

Транслокация ТМ в побеги **одуванчика** была низкой из растворов с одночными ионами ТМ в варианте с ионами Zn^{2+} и Ni^{2+}. Высокий индекс транслокации в растениях одуванчика отмечен для Cu^{2+}, а акже 10 мкМ Pb^{2+}. При экспозиции одуванчика на растворе, содержащем смесь ТМ, индекс транслокации многих из изучаемых ТМ превышал единицу, что свидетельствует о возможности использовать одуванчик в качестве фитоэкстрактора на почвах как с низким, так и с высоким загрязнением ТМ. Максимальные значения I_t для Zn^{2+} и Ni^{2+} отмемечены при низкой дозе ТМ в среде (1 мкМ), тогда как Cu^{2+} и Pb^{2+} - пи выоких.

Проанализировав накопление и транслокацю ТМ в органах исследованных растений, их можно разделить на группы по способности накапливать ТМ. Вообще растения в зависимости от накопления ТМ делят на три группы: 1) аккумуляторы, которые накапливают металлы главным образом в надземных органах как при низком, так и высоком содержании их в почве; 2) индикаторы, концентрация металла в которых отражает его содержание в окружающей среде; 3) исключители, у которых поступление металлов в побеги лимитировано, несмотря на высокую концентрацию ТМ в окружающей среде и аккумулрование в корнях (Baker, 1981; Antosiewicz, 1992; Титов и др., 2007). Поскольку в растениях амаранта ТМ аккумулировались в большей степени в корнях, чем в надземных органах, его можно отнести к видам – исключителям ТМ. У мари белой ТМ накапливались преимущественно в надземных органах при низком загрязнении среды ионами Pb^{2+}, Cu^{2+} и Zn^{2+}, что характеризует марь как аккумулятор, а при сильном загрязнении – в корнях (исключитель). При экспозиции люцерны на растворах, содержащих один из изучаемых ТМ, металлы аккумулировались в корнях в большей степени, чем в надземных органах, на основании чего можно отнести люцерну к исключителям, тогда как при экспозиции на растворе, содержащем смесь ТМ (что приближено к естественной среде), люцерна выступает как ярко выраженный аккумулятор как при низком, так и высоком загрязнении среды. Лопух можно отнести к аккумуляторам цинка и

исключителям остальных ТМ. При выращивании растений одуванчика на растворе, содержащем один ТМ, этот вид относится к аккумуляторам меди, а также цинка (при низком содержании металла в среде); в варианте с экспозицией на смеси ТМ одуванчик выступает в качестве выраженного аккумулятора всех изученных ТМ как при низкой, так и при высокой дозе ТМ в среде.

Если по степени накопления ТМ в органах растений их можно отнести к аккумуляторам или исключителям ТМ, то по количеству накопленного металла можно судить, принадлежит ли растение к гипераккумуляторам. Показано, что все исследованные растения проявляют свойство гипераккумуляции только при высоких дозах ТМ в среде. Так, содержание ТМ в растениях амаранта превышало 1 г/кг при высокой дозе Pb^{2+}, Zn^{2+} и Ni^{2+} в среде, но не в варианте со смесью металлов в среде. Марь выступала гипераккумулятором свинца и цинка как в варианте с монозагрязнением данными металлами, так и в варианте со смесью ТМ в среде. В варианте с содержанием одного из ТМ люцерна являлась гипераккумулятором только свинца, а одуванчик – цинка. У растений лопуха ни в одном из вариантов эксперимента содержание металла не превышала 1 г/кг.

5.2 Поглощение ТМ травянистыми растениями из сточных вод промышленных предприятий

Для определения способности изучаемых растений удалять ТМ из промышленно-загрязненных вод был проведен модельный опыт с выращиванием растений на образцах промышленных вод, взятых на трех предприятиях г. Багдад (Республика Ирак, Компания Бабель по производству сухих и жидкостных аккумуляторов и батарей). Данные растения, обычные для территории Средней России, также являются (в большинстве своем) антропогенными космополитами, и в том числе встречаются (возделываются) на территории Республики Ирак.

Основными загрязняющими ТМ в промышленной воде были ионы Pb^{2+} – на заводах Бабель № 1 и Бабель № 2, ионы Zn^{2+}, Cu^{2+} и Pb^{2+} – на очистных сооружениях Объединенной компании по производству аккумуляторов. В лаборатории была проведена фильтрация образцов для избавления от примесей. В модельном опыте семена изучаемых растений проращивали на каждом из образцов воды в течение 14 суток, затем определяли содержание ТМ в органах растений (таблица 5.1).

Таблица 5.1 – Содержание ТМ в органах травянистых растений, выращенных на промышленной воде предприятий, мг/кг

	Б.1	Б.2	О.Комп.		
	Pb	Pb	Zn	Cu	Pb
Содержание в воде, мг/л	4,95 ± 0,05	1,41 ± 0,24	0,25 ± 0,01	1,21 ± 0,01	7,51 ± 0,001
Arctium tomentosum					
Корень	1,45 ± 0,05	1,41 ± 0,01	0,11 ± 0,01	0,83 ± 0,02	4,94 ± 0,06
стебель	0,65 ± 0,05	0,68 ± 0,02	0,04 ± 0,01	0,08 ± 0,01	1,28 ± 0,03
лист	0,36 ± 0,06	0,34 ± 0,04	0,04 ± 0	0,05 ± 0,01	0,83 ± 0,02
Taraxacum officinale					
корень	1,23 ± 0,03	1,45 ± 0,05	0,08 ± 0,01	0,73 ± 0,03	4,74 ± 0,03
стебель	0,73 ± 0,08	0,35 ± 0,01	0,03 ± 0	0,05 ± 0	1,34 ± 0,03
лист	0,51 ± 0,01	0,46 ± 0,01	0,02 ± 0	0,05 ± 0	0,68 ± 0,05
Medicago sativa					
корень	1,71 ± 0,07	1,51 ± 0,05	0,10 ± 0,01	0,98 ± 0,06	5,18 ± 0,09
стебель	0,92 ± 0,04	0,82 ± 0,02	0,05 ± 0	0,07 ± 0	1,41 ± 0,05
лист	0,34 ± 0,03	0,41 ± 0,03	0,03 ± 0	0,05 ± 0	0,75 ± 0,04
Amaranthus retroflexus					
корень	0,91 ± 0,01	0,93 ± 0,03	0,08 ± 0	0,44 ± 0,01	3,03 ± 0,07
стебель	0,52 ± 0,01	0,43 ± 0,03	0,01 ± 0	0,02 ± 0	0,93 ± 0,03
лист	0,42 ± 0,03	0,3 ± 0	0,01 ± 0	0,02 ± 0	0,58 ± 0,07
Chenopodium album					
корень	0,73 ± 0,03	0,79 ± 0,04	0,08 ± 0,01	0,29 ± 0,02	2,78 ± 0,23
стебель	0,32 ± 0,02	0,43 ± 0,03	0,02 ± 0	0,03 ± 0	0,66 ± 0,01
лист	0,3 ± 0	0,3 ± 0	0,02 ± 0	0,02 ± 0	0,61 ± 0,01

Б.1 – Завод Бабель № 1 по производству аккумуляторов; Б.2 – Завод Бабель № 2 по производству аккумуляторов; О.Комп. – Очистные сооружения Объединенной компании по производству аккумуляторов (г. Багдад, Республика Ирак)

Исходное содержание ТМ в сточных водах промышленных предприятий было невысоким (от 6,8 до 36,2 мкМ/л свинца, около 3 мкМ/л цинка, 19 мкМ/л меди), при этом на заводе Бабель № 1 выявлено более сильное загрязнение промышленных вод свинцом по сравнению с заводом Бабель № 2. На очистных сооружениях Объединенной компании по производству аккумуляторов в сточных водах отмечено слабое загрязнение цинком, среднее медью и наибольшее – никелем.

Как и в лабораторных опытах по аккумуляции ТМ из моно- и полизагрязненных ТМ растворов, при использовании промышленно-загрязненных вод максимальное накопление ТМ отмечено в корнях, а минимальное – в листьях. Обнаружены большие различия среди исследованных видов по поглощению ТМ молодыми растениями из промышленно-загрязненных вод: оно было максимальным при использовании люцерны, на втором месте по аккумуляции ТМ в органах находился лопух, затем одуванчик, амарант, и самые низкие значения аккумуляции выявлены у мари белой.

Для оценки характера металлоаккумуляции рассчитывали индекс аккумуляции (таблица 5.2). В наибольшей степени в растениях накапливались ионы Pb^{2+}, что можно объяснить самым высоким содержанием данных ионов в промышленной воде предприятия. Индексы аккумуляции всех ТМ снижались от корня к листу, что характеризует исследуемые растения в качестве фитостабилизаторов. По суммарному индексу аккумуляции ионы ТМ расположились для растений в следующем ряду: $Zn^{2+} < Cu^{2+} < Pb^{2+}$, за исключением растений мари ($Cu^{2+} < Zn^{2+} < Pb^{2+}$).

Мы рассчитали примерное количество ТМ, которое можно будет удалить из сточных вод предприятий при использовании исследуемых растений (таблица 5.3). Проанализировав способность растений аккумулировать ТМ, можно заключить, что все исследуемые виды можно использовать в качестве фиторемедиантов. Однако, с учетом развиваемой биомассы, среди исследованных растений наилучшие показатели извлечения металлов из 1 $м^3$ сточной воды

Таблица 5.2 – Индекс аккумуляции ТМ растениями из промышлен-загрязненных вод предприятий г. Багдад

Орган растения	Б.1	Б.2	О.Комп.		
	Pb	Pb	Zn	Cu	Pb
	Arctium tomentosum				
корень	0,29	1	0,44	0,68	0,66
стебель	0,13	0,48	0,14	0,06	0,17
лист	0,07	0,24	0,16	0,04	0,11
	Taraxacum officinale				
корень	0,25	1,03	0,32	0,60	0,63
стебель	0,15	0,24	0,12	0,04	0,18
лист	0,10	0,32	0,06	0,04	0,09
	Medicago sativa				
корень	1,18	1,07	0,38	0,81	0,69
стебель	0,63	0,58	0,18	0,05	0,19
лист	0,23	0,29	0,1	0,04	0,10
	Amaranthus retroflexus				
корень	0,18	0,66	0,3	0,36	0,40
стебель	0,10	0,30	0,04	0,02	0,12
лист	0,08	0,21	0,04	0,02	0,08
	Chenopodium album				
корень	0,15	0,56	0,3	0,24	0,37
стебель	0,06	0,30	0,06	0,02	0,09
лист	0,06	0,21	0,08	0,01	0,08

Б.1 – Завод Бабель № 1 по производству аккумуляторов; Б.2 – Завод Бабель № 2 по производству аккумуляторов; О.Комп. – Очистные сооружения Объединенной компании по производству аккумуляторов (г. Багдад, Республика Ирак)

предприятий были у лопуха, с помощью которого можно извлечь от 0,9 до 1,5 мг Zn, и особенно люцерны – от 17 до 18,6 мг Pb и от 5,4 до 9,4 мг Cu.

Таблица 5.3 – Фиторемедиация, мг ТМ на 1 кубометр воды за 2 недели

	Arctium tomentosum	*Taraxacum officinale*	*Medicago sativa*	*Amaranthus retroflexus*	*Chenopodium album*
Pb_{max}	13,3 ± 4,2	10,7 ± 3,8	18,7 ± 7,2	8,6 ± 2,8	9,0 ± 0,3
Pb_{min}	13,1 ± 4,1	10,9 ± 4,4	16,9 ± 6,4	8,0 ± 2,8	9,9 ± 0,4
Zn_{max}	1,5 ± 0,2	0,9 ± 0,2	1,1 ± 0,2	0,6 ± 0,0	0,8 ± 0,1
Zn_{min}	0,9 ± 0,1	0,6 ± 0,2	0,8 ± 0,1	0,4 ± 0,0	0,6 ± 0,1
Cu_{max}	9,4 ± 1,0	6,5 ± 1,3	11,8 ± 1,4	3,1 ± 0,1	2,7 ± 0,2
Cu_{min}	5,4 ± 0,1	4,6 ± 1,5	5,9 ± 1,2	2,2 ± 0,1	1,8 ± 0,2

Также были выявлены наиболее эффективные потенциальные биоремедиаторы сточных вод. В таблице 5.4 приведена эффективность одной процедуры фиторемедиации, оцененная по степени очистки воды. Люцерна и лопух наиболее эффективно очищали промышленные воды предприятий г. Багдад от свинца (вынос Pb составил 0,93–1,2% от валового содержания этого металла в воде), цинка (вынос из воды 0,31–0,62 и 0,36–0,59, соответственно), меди (0,49–0,98 и 0,45–0,78%, соответственно). Однако все эти данные приведены для очень малых растений (которые росли в течение 2 недель). Если же продлить срок выращивания до 3–4 месяцев, когда растения растут и развивают большую биомассу (до 300 г сухой массы/растение), то эффективность фиторемедиации может достигать 26 – 58%.

Таким образом, ряд видов сорной флоры средней полосы России (*Chenopodium album, Amaranthus retroflexus, Taraxacum officinale, Arctium tomentosum*), а также люцерна посевная (*Medicago sativa*), показали высокую степень аккумуляции ТМ в различных частях растений, и могут рассматриваться как потенциально высокоэффективные фиторемедиаторы загрязненных тяжелыми металлами сточных вод промышленных предприятий. Все эти виды могут произрастать на загрязненных ТМ территориях, поэтому они представляют собой металлоустойчивые растения, что дает основу их ремедиационного потенциала.

Таблица 5.4 – Степень очистки промышленных сточных вод при проведении одной процедуры фиторемедиации (за 2 недели), % от исходного количества ТМ

	Arctium tomentosum	*Taraxacum officinale*	*Medicago sativa*	*Amaranthus retroflexus*	*Chenopodium album*
Pb_{min}	0,27 ± 0,08	0,22 ± 0,08	0,38 ± 0,15	0,17 ± 0,06	0,18 ± 0,01
Pb_{max}	0,93 ± 0,33	0,77 ± 0,34	1,20 ± 0,50	0,57 ± 0,22	0,70 ± 0,12
Zn_{min}	0,36 ± 0,03	0,24 ± 0,07	0,31 ± 0,06	0,17 ± 0,01	0,22 ± 0,03
Zn_{max}	0,59 ± 0,08	0,34 ± 0,07	0,62 ± 0,11	0,24 ± 0,01	0,33 ± 0,04
Cu_{min}	0,45 ± 0,01	0,38 ± 0,13	0,49 ± 0,10	0,18 ± 0,01	0,15 ± 0,02
Cu_{max}	0,78 ± 0,09	0,54 ± 0,11	0,98 ± 0,11	0,25 ± 0,01	0,22 ± 0,01

Для проведения очистки промышленно-загрязненных вод предприятий с использованием изученных видов травянистых растений (*Chenopodium album, Amaranthus retroflexus, Taraxacum officinale, Arctium tomentosum, Medicago sativa*), которые являются мезофитами или ксеромезофитами, предлагается следующая схема ремедиационного мероприятия. Сточную воду следует разлить тонким слоем (порядка 10 см) на поверхности почвы, в которую внесены семена растений-ремедиаторов. По мере роста растений на опытные участки добавлять сточные воды. Поскольку концентрация ТМ в неконцентрированных промышленно-загрязненных водах предприятий невысока (по данным с заводов по производству аккумуляторов г. Багдад, Республика Ирак – суммарно около 58 мкМ/л), то акклимированные к ТМ растения смогут легко переносить эти дозы и расти в течение всего вегетационного периода.

Известно, что для целей фиторемедиации особо эффективно применение растений-гипераккумуляторов, так как они способны поглощать в 50–500 раз больше металлов, чем другие растения, сохраняя при этом жизнеспособность и продуктивность (Bhargava et al., 2012; Chirakkara et al., 2016). Фактор биоконцентрации или накопления определяется поглощением и накоплением металла, детоксикацией и способностью растений к хранению ТМ (Chirakkara et al., 2016). Известно более 450 видов сосудистых растений из 45 семейств покрытосеменных, которые включают в себя Капустные, Сложноцветные, Осоковые, Гвоздичные, Бобовые, Фиалковые, Злаки, Губоцветные и Молочайные (Vamerali et al., 2010; Verbruggen et al., 2009). Однако наши исследования показали, что обычные рудеральные виды, которые не являются гипераккумуляторами, могут быть эффективными ремедиаторами загрязненных ТМ промышленных вод.

Проанализировав способность растений аккумулировать ТМ, их физиологические и биохимические ответные реакции на их влияние, можно сделать заключение, что все исследуемые виды можно использовать в качестве фиторемедиантов. Биомасса растений, содержащих извлеченный из загрязнен-

ной среды ТМ, может быть использована для получения металлов или кормов. Травы для кормов рекомендуется использовать на силос только после «разбавления» ее другими кормами до уровня содержания ТМ ниже максимально допустимого уровня (МДУ), рекомендованного для кормов. Растения люцерны посевной наиболее эффективны по степени очистки промышленно-загрязненных вод предприятий от ионов ТМ, затем лопух паутинистый, одуванчик лекарственный, марь белая и амарант запрокинутый.

Заключение

В последние десятилетия изучение влияния тяжелых металлов на растения развивается бурными темпарми, и значительное число публикаций свидетельствует о неослабевающем интересе к этой теме. Следует отметить, что высокие концентрации ТМ оказывают токсическое действие практически на все физиологические и биохимические процессы у растений – минеральное питание, водный режим, фотосинтез, дыхание, рост и развитие. Однако многие вопросы распределения, токсического действия и механизма ответа клеток на избыток ТМ до сих пор остаются мало изученными. Недостаточно изучено видовое разнообразие растений, способных произрастать на загрязненных ТМ почвах. Знание степени устойчивости растений к загрязнению ТМ необходимо для решения вопросов, связанных, с одной стороны, с возможностью их возделывания на загрязненной почве, а с другой – с использованием для восстановления нарушенного почвенного плодородия (фиторемедиация). Среди биологических методов рекультивации фиторемедиация является наиболее перспективным способом очистки и восстановления нативных свойств загрязненных почв (Farrell, 2000).

Полученные данные показывают, что ионы ТМ индуцируют в клетках растений окислительный стресс, который является одним из компонентов (возможно, наиболее важным) сложного механизма неблагоприятного воздействия ТМ на растения. Усиленное образование АФК, с одной стороны, приводит к окислительному стрессу, негативно влияя на все физиологические процессы в растении; с другой стороны, АФК являются сигнальными молекулами, которые принимают участие в запуске адаптационных механизмов (Титов и др., 2014). Окислительный стресс, возникающий в растениях при действии ТМ, тесно связан с повреждением мембран; в частности, ПОЛ изменяет транспортные характеристики клеточных мембран растений, подвергнутых действию ионов ТМ, а также способствует наруше-

ниям функционирования мембранных органелл. В результате нарушений физиологических и биохимических процессов в растениях существенно изменяется рост. При этом может быть весьма значительное торможение роста осевых органов молодых растений (которые наблюдались в нашем эксперименте), прогрессирующее с увеличением дозы ТМ; либо происходит нелинейное (в плане зависимости доза-эффект) торможение роста.

Неослабевающий интерес к проблеме устойчивости растений к ТМ связан не только с фундаментальной научной составляющей, но и с практической значимостью таких исследований, поскольку позволяет подобрать растения, подходящие для фиторемедиации.

В работе продемонстрировано, что исследованные растения сорной флоры средней полосы России (*Chenopodium album, Amaranthus retroflexus, Taraxacum officinale, Arctium tomentosum*), а также люцерна посевная (*Medicago sativa*) аккумулировали ТМ в значительной степени, и с увеличением концентрации ТМ в среде возрастало их содержание в органах исследуемых растений. В растениях амаранта ионы никеля накапливались преимущественно в корне, тогда как ионы цинка – в стебле; содержание ионов меди возрастало по мере транспорта от корня к листьям, в которых достигало своего максимума. В растениях мари свинец, медь и никель в большей степени аккумулировались в листьях, а содержание цинка возрастало от листа к корню при низком загрязнении и от корня к листу при высоком. В отличие от растений амаранта, где выявлены индивидуальные особенности накопления для ТМ, в растениях люцерны максимальное накопление всех ТМ отмечено в стеблях, затем в листьях и минимальное в корнях. Содержание цинка в органах люцерны было минимальным, а ионов меди – максимальным. При экспозиции растений лопуха на растворе, содержащем какой-либо один исследуемый металл, не выявлено тенденции по накоплению металла по осевым органам. В растениях одуванчика никель и

медь в наибольшей степени накапливались в стеблях, тогда как содержание цинка увеличивалось от корня к листу.

По распределению ТМ по органам растений их можно отнести к исключителям или аккумуляторам, а по индексу транслокации к фитоэкстракторам или фитостабилизаторам. Поскольку в амаранте ТМ аккумулировались в большей степени в корнях, чем в надземных органах, его можно отнести к видам исключителям ТМ и фитостабилизаторам. Марь белую можно отнести к фитостабилизаторам, а также исключителям при высоком загрязнении среды ТМ. При экспозиции люцерны на растворах, содержащих один из изучаемых ТМ, она выступает в качестве исключителя и фитостабилизатора, тогда как в варианте со смесью ТМ – в качестве аккумулятора и фитоэкстрактора. Лопух является аккумулятором цинка и исключителем остальных ТМ. Одуванчик можно охарактеризовать как эффективный аккумулятор ТМ и фитоэкстрактор.

В модельном опыте показана способность изученных растений аккумулировать ТМ не только в лабораторных условиях, но и из промышленно-загрязненных вод предприятий. О степени и характере металлоаккумуляции судили по индексу аккумуляции. В наибольшей степени в растениях накапливались ионы Pb^{2+}, что можно объяснить наибольшим содержанием данных ионов в промышленной воде предприятия. Индексы аккумуляции всех ТМ снижались от корня к листу, что характеризует исследуемые растения в качестве фитостабилизаторов. По суммарному индексу аккумуляции ионы ТМ расположились для растений в следующем ряду: $Zn^{2+} < Cu^{2+} < Pb^{2+}$, за исключением растений мари ($Cu^{2+} < Zn^{2+} < Pb^{2+}$). Таким образом, травянистые растения, которые широко распространены не только в средней полосе Российской Федерации, но во всей Голарктике, в том числе в Ираке, могут быть использованы для эффективной очистки промышленно-загрязненных вод предприятий. Среди исследованных видов растения люцерны посевной наиболее эффективны по степени очистки от загрязнения ионами ТМ, затем лопух большой, одуванчик лекарственный, марь белая и амарант запрокинутый.

Выводы

1. Аккумуляция ТМ в органах травянистых растений возрастала с увеличением дозы металлов в среде; при выращивании растений на полиэлементных растворах ионы ТМ аккумулировались менее интенсивно, чем из моноэлементных растворов ТМ. Аккумуляция ТМ в растениях амаранта запрокинутого увеличивалась в ряду Cu – Ni – Pb – Zn, люцерны посевной – Cu – Pb – Ni – Zn, одуванчика лекарственного – Zn – Ni – Pb – Cu. В растениях мари белой аккумуляция ТМ из растворов с низкими дозами металлов возрастала в ряду Ni – Cu – Pb – Zn, тогда как с высокими дозами – Cu – Ni – Zn – Pb. аккумулировались ионы Cu^{2+}. Для лопуха паутинистого закономерности аккумуляции определенных ТМ не выявлены.

2. Токсическое действие ТМ прослеживается по ингибированию роста. С увеличением дозы ионов металлов в среде уменьшались размеры осевых органов (корней и надземной части), а также сырая и сухая масса. Максимальное подавление роста у амаранта выявлено в вариантах с внесением ионов Cu^{2+} (побег) и Pb^{2+} (корень), у мари белой и люцерны самое негативное действие на рост корня и побега оказали ионы никеля, на рост корня лопуха паутинистого максимально отрицательное влияние оказали ионы Cu^{2+} (рост побега не ингибировался), наиболее токсичное действие на рост органов одуванчика оказали ионы Pb^{2+} и Ni^{2+}. Минимальное влияние Тм на рост осевых органов всех исследованных видов оказали ионы Zn^{2+}.

3. Ионы ТМ индуцировали возникновение окислительного стресса в клетках листьев травянистых растений. Максимальное повышение скорости генерации супероксидного анион-радикала индуцировали ионы свинца во всех растениях, за исключением люцерны посевной (ионы меди). Интенсивность перекисного окисления липидов была максимальной при действии ионов цинка в листьях растений амаранта, мари и люцерны, при действии свинца – в листьях лопуха и при действии никеля – в листьях одуванчика.

Наибольшее содержание общих перекисей отмечено на фоне ионов Ni^{2+} в листьях люцерны, на фоне Zn^{2+} – в листьях лопуха и одуванчика, на фоне Cu^{2+} – в листьях амаранта.

4. Максимальное повышение активности каталазы, указывающее на усиление антиоксидантной защиты растений, индуцировали ионы Ni^{2+} в листьях мари и лопуха, ионы Zn^{2+} в листьях в листьях люцерны и одуванчика, а также ионы Pb^{2+} в листьях амаранта.

5. Индексы транслокации всех ТМ снижались от корня к листу, что характеризует исследуемые растения в качестве фитостабилизаторов, на некоторых концентрациях определенных ТМ – в качестве фитоэкстракторов. По суммарному индексу аккумуляции ионы ТМ расположились для растений в следующем ряду: $Zn^{2+} < Cu^{2+} < Ni^{2+} < Pb^{2+}$, за исключением растений мари ($Cu^{2+} < Zn^{2+} < Ni^{2+} < Pb^{2+}$). Все растения на основании индексов аккумуляции могут быть отнесены к исключителям ТМ (амарант,) или аккумуляторам ТМ (марь, одуванчик), но в ряде случаев отнесение растений к исключителям или аккумуляторам (люцерна, лопух) зависит от вида Тм и их концентрации.

6. Все исследуемые растения могут быть использованы в качестве фиторемедиантов для очистки сточных вод предприятий. Растения люцерны посевной наиболее эффективны по степени очистки от загрязнения ионами ТМ, затем лопух большой, одуванчик лекарственный, марь белая и амарант запрокинутый. Вынос ТМ за 2 недели культивирования растений люцерны и лопуха, наиболее эффективно очищавших промышленные воды предприятий по производству аккумуляторов, составил 0,93–1,2 % от валового содержания Pb в воде, 0,31–0,62 % цинка, 0,45–0,98 % меди. С удлинением сроков выращивания эффективность фиторемедиационной очистки сточных вод предприятий может достигнуть 26–58 %.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Алексеев, Л. С. Контроль качества воды / Л.С. Алексеев. – М: ИНФРА-М, 2004. – 154 с.

2. Алексеева-Попова, Н.В. Реакция отдельных видов и популяций на высокое содержание меди в среде / Н.В. Алексеева-Попова, Н.Л. Ильинская // Растения в экстремальных условиях минерального питания / под ред. М.Я. Школьника, Н.В. Алексеевой-Поповой. – Л. : Наука, 1983. – С. 42–54.

3. Балахнина, Т.Н. Влияние кадмия на CO_2-газообмен, переменную флуоресценцию хлорофилла и уровень антиоксидантных ферментов в листьях гороха / Т.Н. Балахнина, А.А. Кособрюхов, А.А. Иванов, В.Д. Креславский // Физиология растений. – 2005. – Т. 52, № 1. – С. 21–26.

4. Батова, Ю.В. Влияние загрязнения кадмием на рост и семенную продуктивность однолетних злаков / Ю.В. Батова, Г.Ф. Лайдинен, Н.М. Казнина, А.Ф. Титов // Агрохимия. – 2012. – № 6. – С.79–83.

5. Башкин, В.Н. Биогеохимия / В.Н. Башкин, Н.С. Касимов. – М.: Научный мир, 2004. – 648 с.

6. Башмаков, Д.И. Влияние тяжелых металлов на рост *Chenopodium album* L. из различных популяций / Д.И. Башмаков // Материалы VIII научной конференции молодых ученых Мордовского государственного университета имени Н.П. Огарева: В 3 ч. Ч. 2: Естественные науки / Сост. С.С. Тремаскина. – Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2003. – С. 120–122.

7. Башмаков, Д.И. Влияние концентрации тяжелых металлов на рост кукурузы в водной культуре / Д.И. Башмаков, А.С. Лукаткин // Роль ботанического сада в интродукции, сохранении редких видов растений и экологическом воспитании: Матер. регион. науч. конф., посвящ. 40-летию ботан. сада МГУ им. Н.П. Огарева. Саранск, 19–20 сентября 2000 г. – Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2001. – С. 67–69.

8. Башмаков, Д. И. Эколого-физиологические аспекты аккумуляции

и распределения тяжелых металлов у высших растений / Д. И. Башмаков, А. С. Лукаткин; под ред. А. С. Лукаткина. – Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2009. – 236 с.

9. Башмаков, Д.И. Влияние тяжелых металлов на физиологические процессы у растений / Д.И. Башмаков, А.С. Лукаткин // Тез. докл. Междунар. конф. «Физиология растений – основа фитобиотехнологии», 15-21 сентября 2003 г., г. Пенза (V съезд общества физиологов растений России). – Пенза. – 2003. – С. 246–247.

10. Белоусов, М. В. Влияние никеля и кадмия на цитогенетические показатели *Pinus sylvestris* L. / М. В. Белоусов, О. С. Машкина // Цитология. – 2015. – Т. 57 (№ 6). – С. 459 – 464.

11. Большой практикум по ботанике, физиологии и экологии растений / А.С. Лукаткин, Д.И. Башмаков, Э.Ш. Шаркаева [и др.]; под общ. ред. А.С. Лукаткина. – Саранск: Изд-во Мордов. ун-та, 2015. – 332 с.

12. Будыкина, Е. А. Переработка осадков сточных вод / Е.А. Будыкина. – М: Креативная экономика, 2012. – 188 с.

13. Ветошкин, А. Г. Процессы и аппараты защиты гидросферы: учебное пособие / А.Г. Ветошкин. – Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2004. – 188 с.

14. Водный кодекс Российской Федерации от 3 июня 2006 г. N 74-ФЗ. Принят ГД ФС РФ 12.04.2006 г.

15. Войнар, А. И. Микроэлементы в живой природе / А.И. Войнар. – М.: Высш. шк., 1962. – 91 с.

16. Воронов, Ю. В. Водоотведение и очистка сточных вод / Ю.В. Воронов. – М.: Издательство ассоциации строительных вузов, 2009. – 704 с.

17. Воронов, Ю. В. Водоотведение и очистка сточных вод : учебник. — изд. 4-е, доп. и перераб. / Ю.В. Воронов. – М.: Изд-во Ассоциации строительных вузов, 2006. – 702 с.

18. Гончаров, П. Л. Биологические аспекты возделывания люцерны / П. Л. Гончаров, П. А. Лубенец. – Новосибирск: Наука, 1985. – 253 с.

19. ГОСТ 30692-2000 Корма, комбикорма, комбикормовое сырье. Атомно-абсорбционный метод определения содержания меди, свинца, цинка и кадмия. – 2002.

20. Гришко, В.Н. Функционирование глутатионзависимой антиоксидантной системы и устойчивость растений при действии тяжелых металлов и фтора / В.Н. Гришко, Д.В. Сыщиков. – Киев: Наук. думка, 2012. – 238 с.

21. Гроссгейм, А. А. Род *Medicago*. Флора Кавказа / А.А. Гроссгейм. – М. – Л.: АН СССР, 1952. – Т. V. – 177–192 с.

22. Гроссгейм, А. А. Род *Medicago*. Флора СССР / А.А. Гроссгейм. – М.-Л.:АН СССР, 1945. – Т. 11. – 129–176 с.

23. Губанов, И. А. *Chenopodium album* L. s.l. — Марь белая / И.А. Губанов и др. // Иллюстрированный определитель растений Средней России. В 3 т. – М.: Т-во науч. изд. КМК, Ин-т технолог. иссл., 2003. — Т. 2. Покрытосеменные (двудольные: раздельнолепестные). — С. 91.

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

25. Гусев, Н.Ф. Реакция травянистых растений на атмосферное загрязнение / Н.Ф. Гусев, О.Н. Немерешина // Земледелие. – 2003. – № 5. – С. 19–20.

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

27. Демченко, Н.П. Динамика роста, пролиферация и дифферециация клеток корней пшеницы под воздействием никеля в высокой концентрации / Н.П. Демченко, И.Б. Калимова // Физиология растений. – 2008. – Т. 55. – С. 874–885.

28. Демченко, Н.П. Влияние никеля при высокой концентрации на пролиферацию клеток покоящегося центра и инициацию примордиев боко-

вых корней в корнях проростков пшеницы / Н.П. Демченко, И.Б. Калимова, К.Н. Демченко // Физиология растений. – 2010. Т. 57, № 3. – С. 467–477.

29. Добровольский, В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеивание. / В.В. Добровольский. – М.: Мысль, 1983. – 272 с.

30. Довгалюк, А.И. Оценка фито- и цитотоксической активности соединений тяжелых металлов и алюминия с помощью корневой апикальной меристемы лука / А.И. Довгалюк, Калиняк Т.Б., Блюм Я.Б // Цитология и генетика. –2001. – Т. 35, № 1. – С. 3–9.

31. Довгалюк, А.И. Цитогенетические эффекты солей токсичных металлов в клетках апикальной меристемы корней проростков Allium cepa L. / А.И. Довгалюк, Т.Б. Калиняк, Я.Б. Блюм // Цитология и генетика. – 2001. –Т. 35, № 2. – С. 3–10.

32. Дрогайцева, А.А. Накопление тяжёлых металлов в экосистеме «почва – растения» Melampyrum arvense L. степной зоны оренбургского Предуралья / А.А. Дрогайцева, Г.В. Петрова // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. – 2014. – № 6 (50). – С. 144 –146.

33. Журбицкий, З. И. Теория и практика вегетационного метода / З.И. Жрбицкий, М.В. Ильин. – М.: Наука, 1968. – 224 с.

34. Иванов, А. И. Люцерна. / А.И. Иванов. – М.: Колос, 1980. – 349 с.

35. Иванов, А.И. Ресурсы многолетних кормовых растений Казахстана / А.И. Иванов, Ю.Д. Сосков, А.В. Бухтеева.– Алма-Ата: Кайнар, 1986.– 219 с.

36. Иванов, В. Г. Водоснабжение промышленных предприятий / В.Г. Иванов. – СПб: Петерб. гос. ун-т путей сообщения, 2003. – 536 с.

37. 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. – С. 445–454.

38. Ильин, В. Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение / В.Б. Ильин. – Новосибирск : Наука, 1991. – 151 с.

39. Ильин, М. М. *Chenopodium album* – Марь белая // Флора СССР : в 30 т. / гл. ред. В. Л. Комаров. – М. –Л. : Изд-во АН СССР, 1936. – Т. VI / ред. тома Б. К. Шишкин. – С. 61–63.

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

41. Казнина, Н. М. Влияние кадмия на физиологические процессы и продуктивность растений семейства Poaceae / Н. М. Казнина, А. Ф. Титов // Усп. совр. биол. – 2013. – Т. 133, № 6. – С. 588–603.

42. Казнина, Н.М. Устойчивость растений щетинника к повышенному содержанию кадмия и цинка в корнеобитаемой среде / Н.М. Казнина, Г.Ф. Лайдинен, А.Ф. Титов, В.В. Таланова // Структурно-функциональные особенности биосистем Севера (особи, популяции, сообщества).– Петрозаводск. гос. ун-т, 2005.– Ч. 1. – С. 153–156.

43. Казнина, Н.М. Влияние свинца и кадмия на рост, развитие и некоторые другие физиологические процессы однолетних злаков (ранние этапы онтогенеза): Автореф. дис. …канд. биол. наук. –Петрозаводск, 2003. – 23 с.

44. Карпачев, В. В. Рапс яровой, основы селекции / В. В. Карпачев // Липецк, 2008. – С. 103–126.

45. Карюхина, Т. А., Химия воды и микробиология: Учеб.для техникумов. - 3-е изд., перераб. и доп. / Т.А. Карюхина, И. Н. Чурбанова – М.: Стройиздат, 1995. – 208 с.

46. Касатиков, В.А. Влияние термофильносброженного осадка городских сточных вод на почву / В.А. Касатиков, В.П. Попов, В.Е. Руник // Химизация сел. хоз-ва. – 1990. – № 2. – С. 51–52.

47. Кожанова, О.Н. Физиологическая роль металлов в жизнедеятельности растительных организмов / О.Н. Кожанова, А.Г. Дмитриева // Физиология растительных организмов и роль металлов. – М.: МГУ, 1989. – С. 7–55.

48. Кожевникова, А.Д. Влияние нитратов свинца, никеля стронция на деление и растяжение клеток корня кукурузы / А.Д. Кожевникова, И.В. Сере-

гин, Е.И. Быстрова, А.И. Беляева, М.Н. Катаева, В.Б. Иванов // Физиология растений. – 2009. – Т. 56, № 2. – С. 268–277.

49. Кожевникова, А.Д. Распределение никеля в проростках кукурузы и его ингибирующее действие на рост: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – М.: ИФР, 2006. – 18 с.

50. Кожевникова, А.Д. Влияние тяжелых металлов и стронция на деление клеток корневого чехлика и структурную организацию меристемы / А.Д. Кожевникова, И.В. Серегин, Е.И. Быстрова, В.Б. Иванов // Физиология растений. – 2007. – Т. 54. – С. 290–299.

51. Колупаев, Ю.Е. Формирование адаптивных реакций растений на действие абиотических стрессоров / Ю.Е. Колупаев, Ю.В. Карпец. – К.: Основа, 2010. – 352 с.

52. Косицин, А.В. Действие тяжелых металлов на растения и механизмы металлоустойчивости / А.В. Косицин, Н.В. Алексеева-Попова // Растения в экстремальных условиях минерального питания. – Л.: Наука. – 1983. – С. 5–22.

53. Кривошеин, Д. А. Инженерная защита поверхностных вод от промышленных стоков: учеб. пособие / Д.А. Кривошеин, П.П. Кукин, В.Л. Лапин. – М.: Высшая школа, 2003. – 344 с.

54. Кузнецов, Вл.В. Физиология растений: Учебник / Вл.В. Кузнецов, Г.А. Дмитриева. Изд. 2-е, перераб. и доп. – М.: Высш. шк., 2006. – 742 с.

55. Куликова, А. Л. Влияние избыточного содержания меди в среде на жизнеспособность и морфологию корней сои / А.Л. Куликова, Н. А. Кузнецова, В. П. Холодова // Физиология растений. – 2011. – Т.5, № 5. – С.719–727.

56. Лакин, Г.Ф. Биометрия / Г.Ф Лакин. – М.: Высшая школа, 1980. – 293 с.

57. Лебедев, С.В. Изменение количества макроэлементов в пшенице под действием различных форм железа с гуминовыми кислотами / С.В. Ле-

бедев, Е.А. Осипова, Е.В. Сальникова // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2015. –№ 6 (181). – С. 73–77.

58. Ли, Т. К. Антиоксидантная система в корнях двух контрастных экотипов *Sedum alfredii* при повышенных концентрациях цинка / Т.К. Ли, Л. Л. Лу, Е. Жу, Д. К. Гупта, Е. Ислам, Х. Е. Янг // Физиология растений. – 2008. – Т.55, № 6. – С.886–894.

59. Лиу, Д. Влияние свинца на активность ферментов антиоксидантной защиты и ультраструктуру листьев у двух экотипов *Sedum alfredii* Hance1 / Д. Лиу, Т.Ц. Ли, С.Е. Ян, Е. Ислам, С.Ф. Цзин, К. Махмуд // Физиология растений. – 2008. – Т. 55, № 1. – С. 73–82.

60. Лукаткин, А.С. Холодовое повреждение теплолюбивых растений и окислительный стресс / А.С. Лукаткин. – Саранск : Изд. Мордов. Ун-та, 2002а. – 208 с.

61. Лукаткин, А. С. Вклад окислительного стресса в развитие холодового повреждения в листьях теплолюбивых растений. 1. Образование активированных форм кислорода при охлаждении растений / А. С. Лукаткин // Физиология растений. –2002б. – Т. 49, № 5. – С. 697–702.

62. М 02 – 902 – 125 – 2005 Методика количественного химического анализа. Определение As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Sn, Zn (кислоторастворимые формы) в почвах и донных отложениях атомно-абсорбционным методом.

63. Мейчик, Н.Р. Барьерная функция клетоной стенки при поглощении ионов никеля / Н.Р. Мейчик, Ю.И. Николаева, О.В. Комарынец, И.П. Ермаков // Физиология растений. – 2011. – Т. 58, № 3. – С. 345–350.

64. Мельничук, Ю. П. Влияние ионов кадмия на клеточное деление и рост растений / Ю.П. Мельничук. – Киев : Наук. Думка, 1990. – 148 с.

65. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. (Изд. 2-е, переработанное и дополненное). – М., 1992.– 61 с.

66. Михайлова, И.Д. Перекисное окисление липидов в растениях огурца и редиса при действии тяжелых металлов / И.Д. Михайлова, А.С. Лукаткин // Изв. Сарат. ун-та. Новая сер. Сер. Химия. Биология. Экология. – 2016. – Т. 16, вып. 2. – С. 206–210.

67. Немерешина, О.Н. Содержание водорастворимых антиоксидантов и микроэлементов в образцах чая / О.Н. Немерешина, Н.Ф. Гусев, А.В. Филиппова // Успехи современного естествознания. – 2013. – № 11. – С. 54–64.

68. Немерешина, О.Н. Особенности накопления эссенциальных и токсических элементов в надземной части *Linaria vulgaris* L. на шламовом поле криолитового производства / О.Н. Немерешина, Н.Ф. Гусев, Н.В. Чуклова, В.В. Трубников // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2011. – № 12 (131). – С. 222–224.

69. Нестеренко, Т.В. Индукция флуоресценции хлорофилла и оценка устойчивости растений к неблагоприятным воздействиям / Т.В. Нестеренко, А.А. Тихомиров, В.Н. Шихов // Журн. общей биологии. – 2007. – Т. 68. – С. 444–458.

70. Никифорова, Е.М. Биогеохимическая оценка загрязнения тяжелыми металлами агроландшафтов Восточного Подмосковья / Е.М. Никифорова // Геохимическая экология и биогеохимическое изучение таксонов биосферы. – М.: Наука. – 2003. – С. 108–109.

71. Обухов, А.И. Свинец в почвообразующих породах и почвах / А.И. Обухов, Е.А. Лобанова // Свинец в окружающей среде. – М.: Наука, 1987. – С. 38–48.

72. Обухов, А.И. Цинк и кадмий в почвообразующих породах и почвах / А.И. Обухов, И.О. Плеханова, С.К. Ли // Цинк и кадмий в окружающей среде. – М.: Наука, 1992. – С. 19–39.

73. Очистка сточных вод от взвешенных веществ и неорганических примесей. — М.: НИЦ «Глобус», 2007. — Т. 1. — 81 с.

74. Пааль, Л. Л. Справочник по очистке природных и сточных вод / Л.Л. Пааль, Я.Я. Кару, Б.Н. Репин. – М.: Высшая школа, 1994. – 335 с.

75. Пестриков, С. В. Снижение экологической опасности металлсодержащих сточных вод / С. В. Пестриков, Н. Н. Красногорская, Е. Н. Сапожникова, О. Ю. Исаева. – Уфа: Уфимский государственный авиационный технический университет. 2006. – 252 с.

76. Полевой, В.В. Физиология растений / В.В. Полевой. – М.: Высшая школа, 1989. – 352 с.

77. Полесская, О.Г. Растительная клетка и активные формы кислорода: учебное пособие / О.Г. Полесская. – М.: КДУ, 2007. – 140 с.

78. Пономарев, В.Г. Образование и очистка сточных вод нефтеперерабатывающих заводов / В.Г. Пономарев, Э. Г. Иоакимис, И. Л. Монгайт. – М.: Издательство Союз Дизайн, 2009. – 356 с.

79. Попова, И.А. Особенности пигментного аппарата растений различных ботанико-географических зон / И.А. Попова, Т.Г. Маслова, О.В. Попова // Эколого-физиологические исследования фотосинтеза и дыхания растений. – Л.: Наука, 1989. – С. 115–129.

80. Прадедова, Е.В. Ферменты антиоксидантной защиты вакуолей корнеплодов столовой свеклы / Е.В. Прадедова, О.Д. Ишеева, Р.К. Саляев // Физиология растений. – 2011. – Т. 58, № 1. – С. 40–48.

81. Прасад, М.Н. Практическое использование растений для восстановления экосистем, загрязненных металлами / М.Н. Прасад // Физиология растений. – 2003. – Т. 50, № 5. – С. 768–780.

82. Протасова, И.А. Микроэлементы: биологическая роль, распределение в почвах, влияние на распространение заболеваний человека и животных / И.А. Протасова // Соросовский образовательный журнал. – 1998. – № 12. – С. 32–37.

83. Савичев, О. Г. Биологическая очистка сточных вод с использованием болотных биогеоценозов / О.Г. Савичев // Известия Томского политех-

нического университета [Известия ТПУ]. – 2008. – Т. 312, № 1 : Науки о Земле. – С. 69–74.

84. Самади, Л. Обнаружение апоптозных телец в обработанных никелем клетках кончика корня *Allium cepa* / Л. Самади, Б.С. Бейбуди // Физиология растений. – 2005. – Т. 52. – С. 151–153.

85. Самойлов, В. С. Дренаж и очистка сточных вод / В.С. Самойлов, В.С. Левадный. – М.: Аделант, 2009. – 288 с.

86. СанПиН 2.1.5.980-00. Утв. Главным гос. сан.врачом РФ Онищенко Г. Г. Гигиенические требования к охране поверхностных вод. - М.: Министерство здравоохранения России, 2000.

87. Сапрыкин, Ф.Я. Геохимия почв и охрана природы / Ф.Я. Сапрыкин. – Л. : Недра, 1984. – 231 с.

88. Сергеев, Е.М. Рациональное использование и охрана окружающей среды городов / Е.М. Сергеев, Г.Л. Кофф. – М.: Высшая школа, 1995. – 88 с.

89. Серегин, И.В. Фитохелатины и их роль в детоксикации кадмия у высших растений / И.В. Серегин // Успехи биологической химии. – 2001. – Т. 41, № 1. – С. 281–300.

90. Серегин, И.В. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения / И.В. Серегин, В.Б. Иванов // Физиология растений. – 2001. – Т. 48. – С. 606–630.

91. Серегин, И.В. Токсическое действие и распределение никеля в корнях кукурузы / И.В. Серегин, А.Д. Кожевникова, Е.М. Казюмина, В.Б. Иванов // Физиология растений. – 2003. – Т. 50. – С.793–800.

92. Серегин, И.В. Транспорт, распределение и токсическое действие стронция на рост проростков кукурузы / И.В. Серегин, Кожевникова А.Д. // Физиология растений. – 2004. – Т. 51. – С. 241–248.

93. 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. – С. 582–591.

94. Серегин, И.В. Распределение тяжелых металлов и стронция по тканям проростков кукурузы в связи с проблемой специфичности и избирательности их токсического действия / И.В. Серегин, А.Д. Кожевникова // Биоразнообразие природных и антропогенных экосистем / Сб. статей участников молодежного научного семинара. – Екатеринбург: УрО РАН. – 2005. – С. 92–97.

95. Серегин, И.В. Физиологическая роль никеля и его токсическое действие на высшие растения / И.В. Серегин, А.Д. Кожевникова // Физиология растений. – 2006. – Т. 53. – С. 285–308.

96. Серегин, И.В. Роль тканей корня и побега в транспорте и накоплении кадмия, свинца, никеля и стронция / И.В. Серегин, А.Д. Кожевникова // Физиология растений. – 2008. – Т. 55. – С. 3–26.

97. Серегин, И.В. Усиление накопления и ростингибирующего действия никеля и винца на проростки амаранта в присутствии кальция / И.В. Серегин, А.Д. Кожевникова // Физиология растений. – 2009. – Т. 56, № 1. – С. 92–96.

98. Серегин, И.В. Распределение тяжелых металлов в растениях и их действие на рост / И.В. Серегин //Дисс… докт. биол. наук. – М., 2009. – 423 с.

99. Серегин, И.В. Распределение цинка по тканям корня проростков кукурузы и его действие на рост / И.В. Серегин, А.Д. Кожевникова, В.В. Грачева, Е.И. Быстрова, В.Б. Иванов // Физиология растений. – 2011. – Т. 58, № 1. – С. 85–94.

100. Скочилова, Е.А. Накопление меди и цинка растениями мари белой (*Chenopodium album* L.) на территории Республики Марий Эл / Е.А. Скочилова, Е.С. Закамская // Агрохимия. – 2011. – № 3. – С. 72-75.

101. Смирнов, П.М. Минеральные удобрения / П.М. Смирнов // Агрохимия. – М. : Агропромиздат, 1989. – С. 367–427.

102. Снакин, В.В. Свинец в биосфере / В.В. Снакин // Вестник РАН. – 1998. – Т. 68, № 3. – С. 214–224.

103. Степановских, А.С. Охрана окружающей среды: Учеб. для вузов / А.С. Степановских. – М.: Высш. школа, 2002. – 264 с.

104. Сухарева, Т. А. Элементный состав листьев древесных растений в условиях техногенного загрязнения / Т.А. Сухарева // Химия в интересах устойчивости развития. – 2012. – № 20 (3). – С. 369 –376.

105. Таланова, В.В. Влияние свинца и кадмия на проростки ячменя / В.В. Таланова, А.Ф. Титов, Н.П. Боева // Физиология и биохимия культурных растений. – 2001. – Т. 33, №1. – С 33–37.

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

107. Титов, А.Ф. Физиологические основы устойчивости растений к тяжелым металлам: учебное пособие / А.Ф. Титов, В.В. Таланова, Н.М. Казнина. – Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2011. – 77 с.

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

109. Третьяков, Н.Н. Диагностика устойчивости растений яровой пшеницы в условиях комплексного полевого опыта. Физиологические аспекты / Н.Н. Третьяков, В.П. Холодова, А.Ф. Яковлев, А.Б. Мещеряков, Э.Н. Аканов, О.Г. Семенов, О.С. Жадова, М.С. Синявин, В.В. Кутузов, В.В. Кузнецов // Изв. Тимирязев. с.-х. акад. – 2005. – Вып. 1. – С. 50–62.

110. Универсальная энциклопедия лекарственных растений / Справочное издание / И.Н. Путырский, В.Н. Прохоров. – М. : ЗАО УМахаонФ, 2000. – 605 с.

111. Флора Европейской части СССР / Под ред. А. А. Федорова. – Л.: Наука, 1987. – Т. VI. – 254 с.

112. Халтурина, Т.А. Водоотводящие системы промышленных предприятий: учеб. пособие / Т.А. Халтурина. – Красноярск: КрасГАСА, 2001. – 74 с.

113. Халтурина, Т.И. Водоподготовка. Расчет станций водоочистки для хозяйственно-питьевых целей: учебное пособие / Т.И. Халтурина. – Красноярск: КрасГАСА, 2006. – 355 с.

114. 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.

115. Шакирова, Ф.М. Неспецифическая устойчивость растений к стрессовым факторам и ее регуляции / Ф.М. Шакирова. – Уфа : Гелем, 2001.–160 с.

116. 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.

117. Шумакова, Г.Е. Подвижность тяжелых металлов в растениях томата (в условиях Ростовской области) / Г.Е. Шумакова // Изв. Тимирязев. с.-х. акад. – 2016. – № 3. – С. 18–35.

118. Юан, К. Х. Физиологический и протеомный анализ *Alternanthera philoxeroides* в условиях цинкового стресса / К.Х. Юан, Ж.К. Ши, Ж. Жао, Х. Жань, К.С. Ху // Физиология растений. – 2009. – Т.56, № 4. – С. 555–562.

119. Ягодин, Б.А. Применение удобрений и охрана окружающей среды / Б.А. Ягодин // Агрохимия. – М. : Агропромиздат, 1989. – С. 626–649.

120. Ягодин, Б.А. Кадмий в системе почва-удобрения-растения-животные организмы и человек / Б.А. Ягодин, С.Б. Виноградова, В.В. Говорина // Агрохимия. – 1989. – № 5. – С. 118–130.

121. Яковлев, С.В. Водоотведение и очистка сточных вод: Учебник для вузов / С.В. Яковлев, Ю.В. Воронов. – М.: АСВ, 2004. – 704 с.

122. Яруллина, Л. М. Влияние тяжелых металлов на активность антиоксидантных ферментов растений пшеницы / Л.М. Яруллина // Материалы

Международного молодежного научного форума «Ломоносов-2011», Москва, 11–15 апр., 2011. Секц. Биология. – 2011. – С. 315–316.

123. Ahemad, M. Mechanisms and applications of plant growth promoting rizobacteria: current perspective / M. Ahemad, M. Kibret // J. King Saud University-Sci. – 2014. – V. 26. – P. 1–20.

124. Ahmadpour, P. Phytoremediation of heavy metals: A green technology / P. Ahmadpour, F. Ahmadpour, T. Mahmud, A. Abdu, M. Soleimani, F.H. Tayefeh // Afr. J. Biotechnol. – 2012. – V.11. – P. 14036–14043.

125. Aishwarya, S. Role of Endophytic Fungi in Restoration of Heavy Metal Contaminated Soils / S. Aishwarya, N. Venkateswarlu, K. Chandra mouli, T. Vijaya // Indo American J. Pharma. Res. – 2014. – V. 4. – P. 5427–5436.

126. Akcil, A. A review of approaches and techniques used in aquatic contaminated sediments: metal removal and stabilization by chemical and biotechnological processes / A. Akcil, C. Erust, S. Ozdemiroglu, V. Fonti, F. Beolchini // J. Cleaner Produc. – 2015. – V. 86. – P. 24–36.

127. Al-Baldawi, I.A. Phytodegradation of total petroleum hydrocarbon (TPH) in diesel-contaminated water using Scirpus grossus / I.A. Al-Baldawi, S.R.S. Abdullah, N. Anuar, F. Suja, I. Mushrifah // Ecolo. Eng. – 2015. – N. 74. – P. 463–473.

128. Al-Hakimi, A.-B. M. Ascorbic acid, thiamine or salicylic acid induced changes in some physiological parameters in wheat grown under copper stress / A.-B.M Al-Hakimi, A.M. Hamada // Plant Prot. Sci.– 2001. – V. 47, №3. – P. 92–108.

129. Ali, H. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications / H. Ali, E. Khan, M.A. Sajad // Chemosphere. – 2013. – V. 91. – P. 869–881.

130. Amora-Lazcano, E. Rhizospheric plant-microbe interactions that enhance the remediation of contaminated soils. / E. Amora-Lazcano, L. Guerrero-Zuniga, A. Rodriguez-Tovar, A. Rodriguez-Dorantes, M. Vasquez-Murrieta // Curr. Res. Technol. Education Topics Appl. Microbiol. Microbial Biotechnol. – 2010. – N. 1. – P. 251–256.

131. Anjum, N. A. Lipids and proteins – major targets of oxidative modifications in abiotic stressed plants / N. A. Anjum, A. Sofo, A. Scopa, A. Roychoudhury, S.S. Gill, M. Igbal, A. S. Lukatkin, E. Pereira, A. C. Duarte, I. Ahmad // Enviromental Sci. Pollut.Res. – 2015. – V. 22, N 6. – P. 4099–4121.

132. Antosiewicz, D.M. Adaptation of plants to an environment polluted with heavy metals / D.M. Antosiewicz // Acta Soc. Bot. Pol. – 1992. – V. 61. – P.281–299.

133. Assuncao, A.G.L. Elevated Expression of Metal Transporter Genes in Three Accessions of the Metal Hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* / A.G.L. Assuncao, P.D. Costa-Martins, S. DeFolter, R. Vooijs, H. Schat, M.G.M. Aarts // Plant Cell Environ. – 2001. – V. 24. – P. 217–226.

134. Azevedo, R. Phytotoxicity of mercury in plants: a review / R. Azevedo, E. Rodriguez // J. Bot. – 2012.– J. Bot. – 2012.– Article ID 848614.– 6 p.

135. Babar, A.B. Copper-induced changes in the growth, oxidative metabolism, and saponin production in suspension culture roots of *Panax ginseng* in bioreactors / A.B. Babar, H. Eun-Joo, P. Kee-Yoeup // Plant Cell Repts. – 2006. – V .25, № 10. – P. 1122–1132.

136. Bai, Y. Phylogenetic diversity of culturable bacteria from alpine permafrost in the Tianshan Mountains, northwestern China / Y. Bai, D. Yang, J. Wang et al. // Research in Microbiology. – 2006. – V. 157. – № 8. – P. 741–751.

137. Baker A. J. M., Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements – a review of their distribution / A.J.M. Baker, R. R. Brooks // Ecology and phytochemistry. Biorecovery 1. – 1989. – P. 81–126.

138. Bauddh, K. Effects of organic and inorganic amendments on bio accumulation and partitioning of Cd in *Brassica juncea* and *Ricinus communis* / K. Bauddh, R.P. Singh // Ecol. Engine. – 2015. – N. 74. – P. 93–100.

139. Bhargava, A. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. / A. Bhargava, F.F. Carmona, M. Bhargava, S. Srivastava // J. Environ. Managem. – 2012. – N 105. – P. 103–120.

140. Bienert, G.P. Specific aquaporins facilitate the diffusion of hydrogen peroxidase across membranes / G.P. Bienert, Moller A.L., Kristiansen K.A. et al. // J. Biol. Chem. – 2007. – V. 282. – P. 1183–1192.

141. Blindauer, C.A. Cytosolic metal handling in plants: determinants for zinc specificity in metal transporters and metallothioneins / C.A. Blindauer, R. Schmid // Metallomics. – 2010. – V. 2. – P. 510–529.

142. Bouhajja, E. Metagenomics: Probing pollutant fate in natural and engineered ecosystems. / E. Bouhajja, S.N. Agathos, I.F. George // Biotechnol Advanc. – 2016. N. 34 – P. 1413–1426.

143. Brahim, N. Effects of Agronomic Practices on the Soil Carbon Storage Potential in Northern Tunisia / N. Brahim, T. Gallali, M. Bernoux // Asian Journal of Agricultural Research. – 2007. – V. 3. – P. 55–66.

144. Breckle, S. W. Growth under Stress: Heavy Metals / Eds Waisel Y., Eshel A., Kafkafi U. // Plant Roots: The Hidden Half. – New York: Marcel Dekker, 1991. – P. 351–373.

145. Briat, J. F. Plant responses to metal toxicity / J. F. Briat, M. Lebrun // Plant Biology and Pathology. – 1999. – V. 322, No 1. – P. 43–54.

146. Broadley, M.R. Zinc in plants / M.R. Broadley, P.J. White, J.P. Hammond, I. Zelko, A. Lux // New Phytol. – 2007. – V. 173. – P. 677–702.

147. Brooks, R. R. Nickel accumulation by *Rinorea bengalensis* Wall. O. K. / R.R. Brooks, E. D. Wither // J. Geochem. Explor. – 1977. – N 7. – P. 295–300.

148. Burleigh, S.H. A Plasma Membrane Zinc Transporter from *Medicago truncatula* Is Up-Regulated in Roots by Zn Fertilization, Yet Down-Regulated by Arbuscular mycorrhizal Colonization / S.H. Burleigh, B.K. Kristensen, I.E. Bechmann // Plant Mol. Biol. – 2003. – V. 52. – P. 1077–1088.

149. Burzynski, M. Cu and Cd transport in cucumber (*Cucumis sativus* L.) root plasma / M. Burzynski, G. Klobus // Plant Sci. – 2004. – V. 168 – P. 1609–1614.

150. Cakmak, I. Effect of Zn Nutritional Status on Activities of Superoxide Radical and Hydrogen Peroxide Scavenging Enzymes in Bean Leaves / I. Cakmak, H. Marschner // Plant Soil. – 1993. – V. 155. – P. 127–130.

151. Cakmark, I. Possible roles of zinc in protecting plant cells from damage by reactive oxygen species / I. Cakmak // New Phytol. – 2000. – V. 146. – P. 185–205.

152. Caldwell, Ch. Effect of elevated copper on the ultraviolet light-absorbing compounds of cucumber cotyledon and leaf tissues / Ch. Caldwell // J. Plant Nutrition. – 2001. – V. 24, No 2. – P. 283–295.

153. Chaney, R. L. Phytoremediation of soil metals / R.L. Chaney, M. Malik, Y. M. Li, S. L. Brown, E. P. Brewer, J. S. Angle, A. J. Baker // Curr. Opin. Biotechnol. – 1997. – N 8. – P. 279–284.

154. Chen, L. Application of plant growth-promoting endophytes (PGPE) isolated from *Solanum nigrum* L. for phytoextraction of Cd-polluted soils. / L. Chen, S. Luo, X. Xiao, H. Guo, J. Chen, Y. Wan, B. Li, T. Xu, Q. Xi, C. Rao // Appl Soil Ecology. – 2010. – N. 46. – P. 383–389.

155. Chen, Y. Review of the research on heavy metal contamination of China's city soil and its treatment method / Y. Chen // China Population Resourc Environ. – 2011. – N. 21. – P. 536–539.

156. *Chenopodium album* // Ботанический словарь / сост. Н. И. Анненков. – СПб.: Тип. Имп. АН, 1978. – 645 с.

157. Chirakkara, R.A. Assessing the applicability of phytoremediation of soils with mixed organic and heavy metal contaminants / R.A. Chirakkara, C. Cameselle, K.R. Reddy // Rev. Environ. Sci. Bio/technol. – 2016. –N. 15. – P.299–326.

158. Christov, K. Subcellular distribution of superoxide dismutase isoforms in Lucerne leaves (*Medicago rigidula*) and effect of calcium and zinc ions / K. Christov, N. Bakardjieva. // Доклади на Българската академия на науките =

Comptes rendus de I'Academie bulgare des Scinces. – 1999. – T. 52, No 3–4. – S. 89-92.

159. Clemens, S. A long way ahead: understanding and engeneering plant metal accumulation / S. Clemens, M.G. Palmgren, U.A. Kramer // Trends Plant Sci. – 2003. – V. 7. – P. 309–315.

160. Clemens, S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis / S. Clemens // Planta. – 2001. – V. 212, No 4. – P. 475–486.

161. Couselo, J.L. Plant tissue culture of fast growing trees for phytoremediation research / J.L. Couselo, E. Corredoira, A.M. Vieitez, A. Ballester // Plant Cell Culture Protocols. – 2012. – P. 247–263.

162. Davletova, Sh. The Zinc-finger proteine Zat12 plays a central role in reactive oxygen and abiotic stress signaling in *Arabidopsis* / Sh. Davletova, K. Schlauch, J. Coutu, R. Mitller // Plant Physiology. – 2005. – V. 139. – P. 847–856.

163. Devos, C.H.R. Copper Induced Damage to the Permeability Barrier in Roots of *Silene cucubalus* / C.H.R. De vos, H. Schat, R. Vooijs, W.A.O. Ernst // J. Plant Physiol. – 1989. – V. 135. – P. 164–169.

164. Deng, Z. Characterization of heavy metal-resistant endophytic yeast Cryptococcus sp. CBSB78 from rapes (*Brassica chinensis*) and its potential in promoting the growth of *Brassica spp*. in metal-contaminated soils / Z. Deng, W. Wang, H. Tan, L. Cao // Water, Air, Soil Pollut. – 2012. – V. 223. – P. 5321-5329.

165. Dickinson, N.M. Phytoremediation of inorganics: realism and synergies / N.M. Dickinson, A.J. Baker, A. Doronila, S. Laidlaw, R.D. Reeves // Int. J. Phytoremediation. – 2009. – V. 11. – P. 97–114.

166. Diels, L. New Developments in Treatment of Heavy Metal Contaminated Soils / L. Diels, N. van der Lelie, L. Bastiaens // Rev. Environ. Sci. Biotechnol. – 2002. – V. 1. – P. 75–82.

167. Dietz, K.-J. Free radicals and reactive oxygen species as mediators of heavy metal toxicity in plants / K.-J. Dietz, M. Baier, U. Kramer // Heavy Metal

Stress in Plants – From Biomolecules to Ecosystems / Eds. M. N. V. Prasad, J. Hagemeyer. – Berlin : Springer-Verlag, 1999. – P. 73–97.

168. Dixit, R. Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: an overview of principles and criteria of fundamental processes / R. Dixit, D. Malaviya, K. Pandiyan, U.B. Singh, A. Sahu, R. Shukla, B.P. Singh, J.P. Rai, P.K. Sharma, H. Lade // Sustainability. – 2015. – V. 7. – P. 2189–2212.

169. Ebbs, S.D. Toxicity of Zinc and Copper to *Brassica* Species: Implication for Phytoremediation / S.D. Ebbs, L.V. Kochian // J. Environ. Qual. – 1997. – V. 26. – P. 776–781.

170. Eide, D. A Novel Iron Regulated Metal Transporter from Plants Identified by Functional Expression in Yeast / D. Eide, M. Broderius, J. Fett, M.L. Guerinot // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. – 1996. – V. 93. – P. 5624–5628.

171. Emamverdian, A. Heavy metal stress and some mechanisms of plant defense response / A. Emamverdian, Y. Ding, F. Mokhberdoran, Y. Xie // The Sci. World J. – 2015.

172. Emenike, C. Selected microbial diversity of contaminated landfill soil of Peninsular Malaysia and the behavior towards heavy metal exposure / C. Emenike, P. Agamuthu, K. Simarani, S. Mohamad, S. Fauziah // Catena. – 2016. – V. 147. –P. 25–31.

173. Emenike, C.U. Characterization and toxicological evaluation of leachate from closed sanitary landfill / C.U. Emenike, S.H. Fauziah, P. Agamuthu // Waste Managem. Res. – 2012. – V. 30. – P. 888–897.

174. Fauziah, S. Assessing the bioaugmentation potentials of individual isolates from landfill on metal-polluted soil / S. Fauziah, P. Agamuthu, R. Hashim, A. Izyani, C. Emenike // Environmental Earth Sciences. – 2017. – V. 76. – P. 401.

175. Fauziah, S. Toxicity on Anabas Testudineus: a case study of sanitary landfill leachate / S. Fauziah, M.N. Izzati, P. Agamuthu // Procedia Environ. Sci. – 2013. – V. 18. – P. 14–19.

176. Fernandes, J.C. Biochemical, Physiological, and Structural Effects of Excess Copper in Plants / J.C. Fernandes, F.S. Henriques // Bot. Rev. – 1991. – V. 57. – P. 246–273.

177. Foy, C.D. The physiology of metal toxicity in plants / C.D. Foy, R.L. Chaney, M.C. White //Ann. Rev. Plant. Physiol. – 1978. – № 29. – P. 511–566.

178. Frey, B. Distribution of Zn in Functionally Different Leaf Epidermal Cells of the Hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* / B. Frey, C. Keller, K. Zierold, R. Schulin // Plant Cell Environ. – 2000. – V. 23. – P. 675–687.

179. Gabara, B. The Effect of Calcium on DNA Synthesis in Pea (*Pisum sativus* L.) Roots after Treatment with Heavy Metals / B. Gabara, B. Wojtyła-Kuchta, M. Tarczyńska // Folia Histochem. Cytobiol. – 1992. – V. 30. – P. 69–73.

180. Gaither, L.A. Eide D. Eukaryotic Zinc Transporters and Their Regulation / L.A. Gaither, D. Eide // Biometals. – 2001. – V. P. 251–270.

181. Gajewska, E. Effect of nickel on antioxidative enzyme activities, proline and chlorophyll contents in wheat shoots / E. Gajewska, M. Sklodowska, M. Slaba, J. Mazur //Biol Plant. – 2006. – V. 50. – P. 653–659.

182. Gechev, T.S. Natural products from resurrection plants: potential for medical applications. / T.S. Gechev, J. Hille, H.J. Woerdenbag, M. Benina, N. Mehterov, V. Toneva, et al. // Biotechnol Adv. – 2016. – V. 32. – P. 1091–1101.

183. Gill, S.S. Reactive oxigen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants / S.S. Gill, N. Tuteja // Plant Physiol. Biochem. – 2010. – V. 48. – P. 909–930

184. Glick, B.R. Using soil bacteria to facilitate phytoremediation / B/R/ Glick // Biotechnol Advanc. – 2010. – V. 28. – P. 367–374.

185. Grant, Ch. M. Mitochondrial function is required for resistance to oxidative stress in the yeast *Saccharomyces cerevisiae* / Ch. M. Grant, F.H. MacIver, I.W. Dawes // FEBS Letters. – 1997 – P. 219–222.

186. Greszta, J. Poziom metali ciezkich w glebach i roslinach wokol huty cynku / J. Greszta, S. Braniewski, E. Chrzanowska // Mat. III Kraj. Konf. Pulawy.

– 1985. – Cr. 2. – P. 15–17.

187. Grotz, N. Identification of a Family of Zinc Transporter Genes from *Arabidopsis* That Respond to Zinc Deficiency / N. Grotz, T. Fox, E. Connolly, W. Park, M.L. Guerinot, D. Eide // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. – 1998. – V. 95. – P. 7220–7224.

188. Growth and antioxidant responses in *Jatropha curcas* seedling exposed to mercury toxicity / Gao Shun, Chao Ou-yang, Li Tang, Zhu Jin-qiu, Xu Ying, Wang Sheng-hua, Chen Fang //J. Hazardous Mater. – 2010. – 182, № 1–3. – P. 591–597.

189. Guerinot, M.L. The ZIP Family of Metal Transporters / M.L. Guerinot // Biochim. Biophys. Acta. – 2000. – V. 1465. – P. 190–198.

190. Guerinot, M.L. Zeroing in Zinc Uptake in Yeast and Plants / M.L. Guerinot, D. Eide // Curr. Opin. Plant Biol. – 1999. – V. 2. – P. 244–249.

191. Hall, J. L. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance / J. L. Hall // J. Exp. Bot. – 2002. – V. 53, No 366. – P. 1–11.

192. Hall, J. L. Transition metal transporters in plants / J. L. Hall, L.E. Williams // J. Exp. Bot. – 2003. – V. 54, No 393. – P. 2601–2613.

193. Hänsch, R. Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl) / R. Hänsch, R.R. Mendel // Curr. Opin. Plant Biol. – 2009. – V. 12. – P. 259–266.

194. Hansda, A. Phytoremediation of heavy metals contaminated soil using plant growth promoting rhizobacteria (PGPR): A current perspective / A. Hansda, V. Kumar, A. Anshumali, Z. Usmani // Recent Res. Sci. Technol. – 2014. – V. 6(1).

195. Hashisho, J. Membrane bioreactor technology for leachate treatment at solid waste landfills / J. Hashisho, M. El-Fadel, // Rev. Environ. Sci. Bio/Technology. – 2016. – V. 15. – P. 441–463.

196. He, B. *Sedum alfredii* – a new lead-accumulating ecotype / B. He, X.E. Yang, W.Z. Ni, Y.Z. Wei // Acta Bot. Sinica. – 2002. – V. 44. – P. 1356–1370.

197. Howden, R. Cadmium-sensitive, cad 1 mutants of *Arabidopsis thaliana* are phytohelatin deficient / R. Howden, P.B. Goldsbrough, C.R. Andersen, C.S. Cobbet // Plant Physiol. – 1995. – V. 107. – P. 1059–1066.

198. http://sbmc.industry.gov.iq/index1.htm

199. http://agroflora.ru/mar-belaya/

200. http://agroflora.ru/shhirica-zaprokinutaja/

201. http://medicalhandbook.ru/lekarstvennye-rasteniya/2924-lopukh-bolshoj-arctium-lappa-l.html

202. http://www.agroatlas.ru/ru/content/related/Medicago_sativa/index.html.

203. http://www.floralworld.ru/ogorod/Taraxacum_officinale.html

204. Hu, Y. Cadmium toxity and translocation in rice seedlings are reduced by hydrogen peroxidase pretreatment / Y. Hu, Y. Ge, C. Zhang, T. Ju, W. Cheng // J. Plant Growth Regul. – 2009. – V. 59. – P. 51–61.

205. Husted, S. Review: The role of atomic spectrometry in plant science / S. Husted, D.P. Persson, K.H. Laursen, T.H. Hansen, P. Pedas, M. Schiller, J.N. Hegelund, J.K. Schjoerring // J. Anal. At. Spectrom. – 2011. – V. 26. – P. 52–79.

206. Ishimaru, Y. OsZIP4, A Novel Zinc-Regulated Zinc Transporter in Rice / Y. Ishimaru, M. Suzuki, T. Kobayashi, M. Takahashi, H. Nakanishi, S. Mori, N.K. Nishizawa // J. Exp. Bot. – 2005. – V. 56. – P. 3207–3214.

207. Ismail, S. Phytoremediation: assessing tolerance of tree species against heavy metal (Pb and Cd) toxicity / S. Ismail, F. Khan, M.Z. Iqbal // Pakistan J. Bot. – 2013. – V. 45. – P. 2181–2186.

208. Jadia, C.D. Phytoremediation of heavy metals: recent techniques / C.D. Jadia, M. Fulekar // Afr. J. Biotechnol. – 2009. – V. 8(6).

209. Jayanthi, B. Potential of *Cordyline sp*. Plant 1011 for Remediation of Metal-Leachate Contaminated Soil / B. Jayanthi, C.U. Emenike, P. Agamuthu, S.H. Fauziah // Int. J. Chem. Engine. – 2017. – N 8. – P. 199–202.

210. Jayanthi, B. Selected microbial diversity of contaminated landfill soil of Peninsular Malaysia and the behavior towards heavy metal exposure / B. Jayanthi,

C. Emenike, P. Agamuthu, K. Simarani, S. Mohamad, S. Fauziah // Catena. – 2016. – N 147. – P. 25–31.

211. Jin, X. Effects of cadmium on ultrastructure and antioxidative defense system in hyperaccumulator and non-hyperaccumulator ecotypes of Sedum alfredii Hance / X. Jin, X. Yang, E. Islam, D. Liu, Q. Mahmood // Journal of Hazardous Materials. – 2008. – V.156, N 1–3. – P. 387–397.

212. Karami, A. Phytoremediation of heavy metals with several efficiency enhancer methods / A. Karami, Z.H. Shamsuddin // Afr. J. Biotechnol.– 2010.– V.9.– P. 3689–3698.

213. Karenlampi, S. Genetic engineering in the improvement of plants for phytoremediation of metal polluted soils. / S. Karenlampi, H. Schat, J. Vangronsveld, J.A.C. Verkleij // Environ. Pollut. – 2000. – V. 107. – P. 225–231.

214. Kehrer, J. P. The Haber–Weiss reaction and mehanisms of toxity / J. P. Kehrer // Toxicol. – 2000. – V. 149. – P. 43–50.

215. Kholodova, V. Water status in *Mesembryanthemum crystallinum* under heavy metal stress / V. Kholodova, K. Volkov, A. Abdeyeva, V. Kuznetsov // Environ. Exp. Bot. – 2011. – V. 71. – P. 382–389.

216. Khudsar, T. Zinc-indused changes in morpho-physiological and biochemical parameters in *Artemisia annua* // T. Khudsar, Mahmooduzzafar, M. Igbal // Biol. Plant. – 2004. – V.48, N 2. – P. 255–260.

217. Khudsar, T. Cadmium-indused changes in leaf epidermis, photosynthetic rate and pigment concentration in *Caganus cajan* / T. Khudsar, Mahmooduzzafar, M. Igbal // Biol. Plant. – 2001. – V.44, N 1. – P. 59–64.

218. Kopittke, P.M. Effect of Cu Toxicity on Growth of Cowpea (Vigna *unguiculata*) / P.M. Kopittke, N.W. Menzies // Plant Soil. – 2006. – V. 279. – P. 287–296.

219. Kopittke, P.M. Toxic effects of Cu^{2+} on growth, nutrition, root morphology, and distribution of Cu in roots of Sabi grass. / P.M. Kopittke, C.J. Asher, F.P.C. Blamey, N.W. Menzies // Sci. Total Environ.– 2009.– 407.– P. 4616–4621.

220. Koptsik, G. Problems and prospects concerning the phytoremediation of heavy metal polluted soils: a review / G. Koptsik // Eurasian Soil Science. – 2014. – V. 47. – P. 923–939.

221. Kosobrukhov, A. *Plantago major* plants responses to increase content of lead in soil: Growth and photosynthesis / A. Kosobrukhov, I. Knyazeva, V. Mudrik // J. Plant Growth Regul. – 2004. – V. 42.– P. 145–151.

222. Kovačević, G. Dry matter and leaf structure in young wheat plants as affected by cadmium, lead and nickel / G. Kovačević, R. Kastori, L.J. Merkulov // Biol. Plant. – 1999. – V. 4, N 1. – P. 119–123.

223. Kramer, B. Allopatric differentiation in the *Marcusenius macrolepidotus* species complex in southern and eastern Africa: the resurrection of *M. pongolensis* and *M. angolensis*, and the description of two African new species (Mormyridae, Teleostei) / B. Kramer, P. Skelton, H. van der Bank, M. Wink // Journal of Natural History. – 2007. – V. 41. – P. 647–708.

224. Krupa, Z. Some aspects of heavy metals toxicity towards photosynthetic apparatus – direct and indirect effects on light and dark reactions / Z. Krupa, T. Baszyński // Acta Physiol. Plant. – 1995. – V. 17. – P. 177–190.

225. Kumar, B. Plant mediated detoxification of mercury and lead / B. Kumar, K. Smita, L.C. Flores // Arabian J. Chem. – 2013.

226. Kumar, G. N. M. Changes in lipid peroxidation and lipolytic and free-radical scavenging enzyme activities during aging and sprouting of potato (*Solanum tuberosum*) seed-tubers / G. N. M. Kumar, N. R. Knowles // Plant Physiol. – 1993. – V. 102, N. 1. – P. 115–174.

227. Kumar, P. Photosynthetic Pigments and Gaseous Exchange in Cadmium Exposed *Ceratophyllum demersum* L. (a Freshwater Macrophyte) – a Model for Hormesis / P. Kumar, M.N.V. Prasad // J. Plant Biol. – 2004. – V. 31. – P. 1–8.

228. Laghlimi, M. Phytoremediation mechanisms of heavy metal contaminated soils: a review / M. Laghlimi, B. Baghdad, H. El Hadi, A. Bouabdli // Open J. Ecol. – 2015. – V. 5. – P. 375.

229. Lahive, E. Uptake and partitioning of zinc in Lemnaceae / E. Lahive, M.J.A. O'Callaghan, M.A.K. Jansen, J. O'Halloran // Ecotoxicology. – 2011. – V. 20, № 8. – P. 1992–2002.

230. Lehotai, N. In vivo and in situ visualization of early physiological events induced by heavy metals in pea root meristem / N. Lehotai, A. Pető, S. Bajkán et al. // Acta Physiologae Plantarum. – 2011. – V. 33.– P. 2199–2207.

231. L'Huillier, L. Nickel Effects on Two Maize (*Zea mays*) Cultivars: Growth, Structure, Ni Concentration, and Localization / L. L'Huillier, J. d'Auzac, M. Durand, N. Michaud-Ferriere // Can. J. Bot. – 1996. – V. 74. – P. 1547–1554.

232. Li-an, D. Реакции роста *Poa pratensis* на стресс, вызванный четырьмя тяжелыми металлами. / D. Li-an, G. Yu-bao, Zh. Shu-Ian // Acta bot. boreali-occident. sin. – 2006. – V. 26, No 1. – P. 183–187.

233. Ling, Ch. Влияние загрязнения Cu на рост проростков *Medicago lupulina* и метаболизм активного кислорода / Ch. Ling, J. Song, W. Xuefeng, L. Dengyi // Shengt. aixue zazhi=Chin. J. Ecol.– 2006.– V. 25, № 12. – P. 1481-1485.

234. Liu, D. Effects of Lead on Root Growth, Cell Division, and Nucleolus of *Allium cepa* / D. Liu, W. Jiang, W. Wang, F. Zhao, C. Lu // Environ. Pollut. – 1994. – V. 86. – P. 1–4.

235. Liu, W. Variations in cadmium accumulation among Chinese cabbage cultivars and screening for Cd-safe cultivars / W. Liu, Q. Zhou, J. An, Y. Sun, R. Liu // J. Hazard. Mater. – 2010. – № 173. – P. 737–743.

236. Lohri, C.R. Treatment technologies for urban solid biowaste to create value products: a review with focus on low-and middle income settings / C.R. Lohri, S. Diener, I. Zabaleta, A. Mertenat, C. Zurbrügg // Rev. Environ. Sci. BioTechnol. – 2017. – P. 1–50.

237. López-Millán, A.F. Identification and Characterization of Several New Members of the ZIP Family of Metal Ion Transporters in *Medicago truncatula* / A .F. López-Millán, D.R. Ellis, M.A. Grusak // Plant Mol. Biol. – 2004. – V. 54. – P. 583–596.

238. Louro, M. L. Oxidative stress induced by cadmium in *Nicotiana tabacum* L.: Effects on growth parameters, oxidative damage and antioxidant response in different plant parts / M. L. Louro, M. P. Mouralo, A. I. Cardoso, A. P. Pinto, A. M. Mota, S. G. M. Lurdes, A. Varennes // Acta physiol. plant. – 2011. – V. 33, № 4. – P. 1375–1383.

239. Mac Farlaine, G.R. Photosyntetic pigments and peroxidase activity as indicators of heavy metal stress in grey mangrove *Avicennia marina* / G.R. Mac Farlaine, M.D. Burchett // Mar. Pollut. Bull. – 2002. – V. 42. – P. 233–240.

240. Mahar, A. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review / A. Mahar, P. Wang, A. Ali, M.K. Awasthi, A.H. Lahori, Q. Wang, R. Li, Z. Zhang // Ecotoxicol. Environ. Safety. – 2016. – V. 126. – P. 111–121.

241. Maksymiec, W. Effect of copper on cellular processes in higer plants / W. Maksymiec // Photosyntetica. – 1997. – V. 34, N 3. – P. 321–342.

242. Maksymiec, W. Signaling responses in plants to heavy metal stress / W. Maksymiec // Acta Physiol. Plant. – 2007. – V. 29. – P. 177–187.

243. Malar, S. Lead heavy metal toxicity induced changes on growth and antioxidative enzymes level in water hyacinths [*Eichhornia crassipes* (Mart.)] / S. Malar, S.S. Vikram, P.J. Favas, V. Perumal // Bot. Studies. – 2016. – V. 55. – P. 54.

244. Mandal, A. Plant–Microbe Interaction for the Removal of Heavy Metal from Contaminated Site / A. Mandal, J. Thakur, A. Sahu, S. Bhattacharjya, M. Manna, A.K. Patra // Plant Microbe Interaction: An Approach to Sustainable Agriculture. Eds: Devendra K. Choudhary et al. – Springer, 2016. – P. 227–247.

245. Mani, D. Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: an overview with special reference to phytoremediation / D. Mani, C. Kumar // Int. J. Environ. Sci. Technol. – 2014. – V. 11. – P. 843–872.

246. Mediouni, C. Cadmium and copper toxicity for tomato seedlings

Agronomy for Sustainable / C. Mediouni, O. Benzarti, B. Tray, M.H. Ghorbel, F. Jemal // Development. – 2006. – V. 26, N 4. – P. 227–232

247. Meharg, A.A. Mehanisms of plant resistance to metal and metalloid ions and potential biotechnological applications / A.A. Meharg // Plant Soil. – 2005. – V. 274. – P. 163–174.

248. Meier, S. Phytoremediation of metal-polluted soils by arbuscular mycorrhizal fungi / S. Meier, F. Borie, N. Bolan, P. Cornejo // Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. – 2012. – V. 42. – P. 741–775.

249. Merrington, G. The flux of Cd, Cu, Pb and Zn in mining polluted soils / G. Merrington, B.J. Alloway // Water Air Soil Pollut. – 1994. – V. 73. – P. 333–344.

250. Mishra, S. Lead Detoxification by Coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) Involves Induction of Phytochelatins and Antioxidant System in Response to Its Accumulation / S. Mishra, S. Srivastava, R.D. Tripathi, R. Kumar, C.S. Seth, D.K. Gupta // Chemosphere. – 2006. – V. 65. – P. 1027–1039.

251. Mishra, S. Response of antioxidant enzymes in coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) plants under cadmium stress / S. Mishra, S. Srivastava, R.D. Tripathi, S. Dwivedi, M.K. Shukla // Environ. Toxicol. – 2008. – 23, № 3. – P. 294–301.

252. Mittler, R. Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance / R. Mittler // Trends in Plant Scince. – 2002. – V. 7, I. 9, No 1. – P. 405–410.

253. Mizuno, T. Cloning of Three ZIP/Nramp Transporter Genes from a Ni Hyperaccumulator Plant *Thlaspi japonicum* and Their Ni^{2+}-Transport Abilities / T. Mizuno, K. Usui, K. Horie, S. Nosaka, N. Mizuno, H. Obata // Plant Physiol. Biochem. – 2005. – V. 43. – P. 793–801.

254. Mohanty, M. Effect of ionic and chelate assisted hexavalent chromium on mung bean seedlings (*Vigna radiata* L. Wilczek. var) during seedling growth / M. Mohanty, H.K. Patra // J. Stress Physiology Biochem. – 2013. – V. 9. – P. 232–241.

255. Moosavi, S.G. Phytoremediation: a review / S.G. Moosavi, M.J. Seghatoleslami // Advanc Agric. Biol. – 2013. – V. 1. – P. 5–11.

256. Moreau, S. GmZIP1 Encodes a Symbiosis-Specific Zinc Transporter in Soybean / S. Moreau, R.M. Thomson, B.N. Kaiser, B. Trevaskis, M.L. Guerinot, M.K. Udvardi, A. Puppo, D.A. Day // J. Biol. Chem. – 2002. – V. 15. – P. 4738–4746.

257. Mourato, M.P. Physiological responses of *Lupinus luteus* to different copper concentrations / M.P. Mourato, L.L. Martins, M.P. Campos-Andrade // Biol. Plant. – 2009. – V. 53. – P. 105–111.

258. Mukhopadhyay, S. Phytoremediation of metal mine waste / S. Mukhopadhyay, S.K. Maiti //Appl. Ecol. Environ. Res.– 2010.– V. 8.– P. 207–222.

259. Navas, P. Ascorbate function at the plasma membrane / P. Navas, J.M. Villalba, F. Cordoba // Biochim. Biophys. Acta. – 1994. – V. 1197. – P. 1–13.

260. Nicholson, F.A. Effect of phosphate fertilizers and atmospheric deposition on long-term changes in the cadmium content of soils and crops / F.A. Nicholson, K.C. Jones, A.E. Johnston // Environ. Sci. Technol. – 1994. – V. 28. –P. 2170–2175.

261. Nwaichi, E. Cu tolerance and accumulation by *Centrosema pubescen* Benth and *Mucuna pruriens var. pruriens* / E. Nwaichi, E. Onyeike, // Arch. Appl. Sci. Res. – 2010. – V. 2. – P. 238–247.

262. Nwaichi, E.O. Heavy metals contaminated environments and the road map with phytoremediation / E.O. Nwaichi, O.P. Dhankher // J. Environ. Protection. – 2016. – V. 7. – P. 41.

263. Ochonogor, R.O. Phytoremediation of heavy metal contaminated soil by *Psoralea pinnata* / R.O. Ochonogor, H.I. Atagana, //Int. J. Environ. Sci. Develop. – 2014. – № 5. – P. 440.

264. Orrono, D.I. Heavy metal accumulation in geranium (*Pelargonium hortorum*) and effects on growth and quality of plants / D.I. Orrono, R.S. Lavado // Agrochimica. – 2011. – V. 55, № 2. – P. 116–128.

265. Padmavathiamma, P.K. Rhizosphere influence and seasonal impact on phytostabilisation of metals—a field study / P.K. Padmavathiamma, L.Y. Li // Water, Air, Soil Pollu. – 2012. – V. 223. – P, 107–124.

266. Panda, S.K. Heavy metals induce lipid peroxidation and affect antioxidants in wheat plants / S.K. Panda, I. Chaudhury, M.H. Khan // Biol. Plant. – 2003. – V. 46. – P. 289–294.

267. Pandey, N. Effect of heavy metals Co^{2+}, Ni^{2+} and Cd^{2+} on growth and metabolism of cabbage / N. Pandey, C.P. Sharma // Plant Sci. – 2002. – V. 163. – P. 753–758.

268. Pence, N.S. The Molecular Physiology of Heavy Metal Transport in the Zn/Cd Hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* / N.S. Pence, P.B. Larsen, S.D. Ebbs, D.L. Letham, M.M. Lasat, D.F. Garvin, D. Eide, L.V. Kochian // Proc. Natl. Acad. Sci. USA. – 2000. – V. 97. – P. 4956–4960.

269. Phytoremediation of toxic metals using plants to clean up the environment / Eds Raskin I., Ensley B.D. – New York: J. Wiley and Sons, 2000. –304 p.

270. Poschenrieder, C. Influence of cadmium on water relations, stomatal resistance and abscisic acid content in expanding bean leaves / C. Poschenrieder, B. Gunse, J. Barcelo // Plant. Physiol. – 1989. – V. 90. – P. 1365–1371.

271. Poskuta, J.W. In Vivo Responses of Primary Photochemistry of Photosystem II and CO_2 Exchange in Light and in Darkness of Tall Fescue Genotypes to Lead Toxicity / J.W. Poskuta, E. Waclawczyk-Lach / Acta Physiol. Plant. – 1995. – V. 17. – P. 233–240.

272. Posmyk, M.M. Antioxidant Enzymes and Isoflavonoids in Chilled Soybean (*Glycine max* (L.) Merr.) Seedling / M.M. Posmyk, C. Bailly, K. Szafránska , K.M. Jana , F. Corbineau // J. Plant Physiol. – 2005. – V. 162. – P. 403–412.

273. Powell, M.J. The Influence of Zinc on the Cell Cycle in the Root Meristem of *Festuca rubra* L. / M.J. Powell, M.S. Davies, D. Francis // New Phytol. – 1986. – V. 102. – P. 419–428.

274. Prasad, K.V.S.K. Effect of Zinc on Free Radical and Proline in *Brassica juncea* and *Cajanus cajan* / K.V.S.K. Prasad, P.P. Saradhi // Phytochemistry. – 1995. – V. 39. – P. 45–47.

275. Prasad, K.V.S.K. Concerted action of antioxidant enzymes and curtailed growth under zinc toxicity in *Brassica juncea* / K.V.S.K. Prasad, P.P. Saradhi, P. Sharmila // Env. Exp. Bot. – 1999. – V. 42, N 1. – P. 1–10.

276. Prasad, M. N. V. (Ed.) Metals in the Environment: Analysis by Biodiversity / M.N.V. Prasad. – New York: Marcel Dekker Inc, 2001. – 504 p.

277. Prasad, M. N. V. Plants that accumulate and/or exclude toxic trace elements play an important role in phytoremediation // Trace elements in the environment: biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation / ed. by M. N. V. Prasad, K. S. Sajwan, R. Naidu. Boca Raton, London, New York: CRC Press, Taylor & Fransis Group, 2006. – Chapter 27. – P. 523–548.

278. Prasad, M. N. V., Freitas, H. Metal-tolerant plants: biodiversity prospecting for phytoremediation technology // Trace elements in the environment: biogeochemistry, biotechnology, and bioremediation / ed. by M. N. V. Prasad, K. S. Sajwan, R. Naidu. Boca Raton, London, New York: CRC Press, Taylor & Fransis Group, 2006. – Chapter 25. – P. 483–506.

279. Prasad, M.N.V. Cadmium toxicity and tolerance in vascular plants / M.N.V. Prasad // Environ. Exp. Bot. – 1995. – V. 35. – P. 525–545.

280. Purvis, O. W. Studies on the lichens of the Azores. Part 3. – Macrolichens of relict cloud forests. / O. W. Purvis, P. W. James, C. W. Smith, // Boletim do Museu Municipal do Funchal. – 1995. – Sup. no. 4. – P. 599–619.

281. Ramesh, S.A. Differential Metal Selectivity and Gene Expression of Two Zinc Transporters from Rice / S.A. Ramesh, R. Shin, D. Eide, D.P. Schachtman // Plant Physiol. – 2003. – V. 133. – P. 126–134.

282. Rascio, N. Heavy metal hyperaccumulating plants: how and why do they do it? And what makes them so interesting? / N. Rascio, F. Navari-Izzo // Plant Sci. – 2011. – V. 180. – P. 169–181.

283. Rengel, Z. Zinc deficiency in wheat genotipes grown in conventional and chelator-buffered nutrient solutions / Z. Rengel // Plant Science. – 1999. – V. 143, No 2. – P. 221–230.

284. Rezania, S. Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater / S. Rezania, S.M. Taib, M.F.M. Din, F.A. Dahalan, H. Kamyab // J. Hazard. Mater. – 2016. –V. 318. – P. 587–599.

285. Robertson, A.I. The Effect of Nickel on Cell Division and Growth of *Brachystegia spiciformis* Seedlings / A.I. Robertson, M.E.R. Meakin // Kirkia. – 1980. – V. 12. – P. 115–125.

286. Robertson, A.I. The Poisoning of Roots of *Zea mays* by Nickel Ions, and the Protection Afforded by Magnesium and Calcium / A.I. Robertson // New Phytol. – 1985. – V. 100. – P. 173–189.

287. Rolfe, G.L. Effect of Lead Contamination on Transpiration and Photosynthesis of Loblolly Pine and Autumn Olive / G.L. Rolfe, F.A. Bazzaz // Forest Sci. – 1975. – V. 21. – P. 33-35.

288. Rout, G.R. Effect of Metal Toxicity on Plant Growth and Metabolism: I. Zinc / G.R. Rout, P. Das // Agronomie. – 2003. – V. 23. – P. 3–11.

289. Roy, M. Integrated phytobial remediation for sustainable management of arsenic in soil and water / M. Roy, A.K. Giri, S. Dutta, P. Mukherjee // Environ. Int. – 2015. – V. 75. – P. 180–198.

290. Sanita di Toppi, L. Response to cadmium in higer plants / L. Sanita di Toppi, R. Gabrielli // Environ. Exp. Bot. – 1999. – V. 41. – P. 105–130.

291. Sauerheck, D. Zur cadmiumhelastung von Mineraldungen in Abhangigket von Rohstoff und Herstellungsverfaren / D. Sauerheck, E. Rictz // Landwirt. Forsch. –1981. – V. 37. – P. 685–696.

292. Sharma, S. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated

soil and water / S. Sharma, B. Singh, V. Manchanda // Environ. Sci. Pollut. Res. – 2015. – V. 22. – P. 946–962.

293. Sheoran, I.S. Effects of cadmium and nickel on in vivo carbon dioxide exchange rate of pigeon pea (*Cajanus cajan* L.) / I.S. Sheoran, N. Aggarwal, R. Singh // Plant Soil. – 1990. – V. 129. – P. 243–249.

294. Sidhu, G. Heavy metal toxicity in soils: Sources, remediation technologies and challenges / G. Sidhu // Adv. Plants Agric. Res. – 2016. V. 5. – P. 166.

295. Siedlecka, A. Some aspects of interactions between heavy metals and plant mineral nutrients / A. Siedlecka // Acta Soc. Bot. Pol. – 1995. – V. 64, N 3. – P. 262–272.

296. Singh, S. Phytoremediation: a sustainable alternative for environmental challenges / S. Singh // Int. J. Gr. Herb. Chem. – 2012. – V. 1. – P. 133–139.

297. Skorzynska-Polit, E. The activity and localization of lipoxigenases on *Arabidopsis thaliana* under cadmium and copper stress / E. Skorzynska-Polit, B. Pawlikowska-Pawga, E. Szczuka, M. Drokkiewicz, Z. Kurpa / Plant Growth Regul. – 2006. – V. 48, No 1. – P. 29–30.

298. Songiil, C. Some physiological and biochemical responses to nickel in salicylic acid applied chickpea (*Cicer arietinum* L.) seedlings / C. Songiil, D. Bahar // Acta biol. hung. – 2011. – V. 62, № 3. – P. 279–289.

299. Souza, L.A. Use of non-hyperaccumulator plant species for the phytoextraction of heavy metals using chelating agents / L.A. Souza, F.A. Piotto, R.C. Nogueirol, R.A. Azevedo // Scientia Agricola. – 2013. – V. 70. – P. 290–295.

300. Sprocati, A.R. Effectiveness of a microbial formula, as a bioaugmentation agent, tailored for bioremediation of diesel oil and heavy metal co-contaminated soil / A.R. Sprocati, C. Alisi, F. Tasso, P. Marconi, A. Sciullo, V. Pinto, S. Chiavarini, C. Ubaldi, C. Cremisini // Process Biochem. – 2012. – V. 47. – P. 1649–1655.

301. Sresty, T.V.S. Ultrastructural Alterations in Response to Zinc and Nickel Stress in the Root Cells of Pigeon pea / T.V.S. Sresty, K.V. Madhava Rao // Environ. Exp. Bot. – 1999. – V. 41. – P. 3–13.

302. Srivastava, N. Phytoremediation of Heavy Metals Contaminated Soils Through Transgenic Plants / N. Srivastava // Phytoremediation.– Springer, 2016. – P. 345–391.

303. Su, C. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: situation, impact and remediation techniques / C. Su // Environ. Skeptics. Critics. – 2014. – V. 3. – 24 p.

304. Subhashini, V. Phytoremediation of Pb and Ni Contaminated Soils Using *Catharanthus roseus* (L.) / V. Subhashini, A. Swamy // Universal J. Environ. Res. Technol. – 2013. – V. 3(4).

305. Su-chun, L. Связь между стрессом свинца и ростом и эндогенными фитогормонами у проростков огурца / L. Su-chun, X. Lang-tao, L. Bo-Han, W. Ke-qin, N. Mao-feng // Nongye huanjing kexue xuebao=J. Agro-Environ. Sci. – 2006. – V. 25, № 3. – P. 592–596.

306. Tandon, P.K. Effect of cadmium and nickel on metabolism during early stage of growth in gram (*Cicer arietinum* L.) seeds / P.K. Tandon // Indian J. Agr. Biochem. – 2004. – V. 17, No 1. – P. 31–34.

307. Tandy, S. The Influence of EDDS on the Uptake of Heavy Metals in Hydroponically Grown Sunflowers / S. Tandy, R. Schulin, B. Nowack // Chemosphere. – 2006. – V. 62. – P. 1454–1463.

308. Tang, X. Effects of inorganic and organic amendments on the uptake of lead and trace elements by *Brassica chinensis* grown in an acidic red soil / X. Tang, X. Li, X. Liu, M.Z. Hashmi, J. Xu, P.C. Brookes // Chemosphere. – 2015. – V. 119. – P. 177–183.

309. Tangahu, B.V. A Review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation / B.V. Tangahu, S.R. Sheikh Abdullah, H. Basri, M. Idris, N. Anuar, M. Mukhlisin // Int. J. Chem. Engine. – 2011.

310. Tukendorf, A. The *in vivo* effect of cadmium on photo-chemical activities in chloroplasts of runner bean plants / A. Tukendorf, T. Baszynski // Acta Physiol. Plant. – 1991. – N 13. – P. 81–87.

311. Vamerali, T. Field crops for phytoremediation of metal contaminated land. A review / T. Vamerali, M. Bandiera, G. Mosca // Environ. Chem. Letters. – 2010. – V. 8. – P. 1–17.

312. Vassilev, A. Physiological response of barley plants (*Hordeum vulgare* L.) to cadmium contamination in soil during ontogenesis / A. Vassilev, T. Tsonev, Y. Yordanov // Environ. Pollut. – 1998b. – V. 103. – P. 289–297.

313. Vassilev, A. Chlorophyll fluorescence of barley (*H. vulgare* L.) seedlings grown in excess of Cd / A. Vassilev, P. Manolov // Bulg. J. Plant. Physiol. – 1999. – V. 25, N 3-4. – P. 67–76.

314. Vassilev, A. Physiological and agroecological aspects of cadmium interactions with barley plants: an overview / A. Vassilev // J. Central Eur. Agric. – 2002. – V. 4, N 1. – P. 65–74.

315. Verbruggen, N. Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation in plants / N. Verbruggen, C. Hermans, H. Schat // New Phytologist. – 2009. – V. 181. – P. 759–776.

316. Vogel-Mikuš, K. Comparison of Essential and Non-Essential Element Distribution in Leaves of the Cd/Zn Hyperaccumulator *Thlaspi praecox* as Revealed by Micro-PIXE / K. Vogel-Mikuš, J. Simčič, P. Pelicon, M. Budnar, P. Kump, M. Nečemer, J. Mesjasz-Przybylowicz, W.J. Przybylowicz, M. Regvar // Plant Cell Environ. – 2008. – V. 31. – P. 1484–1496.

317. Vranova, E. Signal transduction during oxidative stress / E. Vranova, D. Inze, F. van Breusegem // J. Exp. Bot. – 2002. – V. 53, N 372. – P. 1227–1236.

318. Wagner, G.J. Accumulation of cadmium in croop plants and its consequences to human health / G.J. Wagner // Adv. Agron. – 1993. – V. 51. – P. 173–212.

319. Wang, S.-H. Copper-induced oxidative stress and responses of the antioxidant system in roots of *Medicago sativa* / S.-H. Wang, II. Zhang, Q. Zhang, G.-M. Jin, S.-J. Jiang, I. Jiang, Q.-Y. He, Z.-P. Li / Agron. and Crop Sci. – 2011. – V. 197, № 6. – P. 418–429.

320. Wierzbicka, M. Resumption of Mitotic Activity in *Allium cepa* Root Tips during Treatment with Lead Salts / M. Wierzbicka // Environ. Exp. Bot. – 1994. – V. 34. – P. 173–180.

321. Williams, C. Some effect of the distribution of cadmium and phosphate in root zone on cadmium content of plants / C. Williams, D. David // Austral. J. Soil Res. – 1977. – V. 15, N 1. – P. 59–64.

322. Wojcik, M. Cd-tolerance of maize, rue and weat seedlings / M. Wojcik, A. Tukendorf // Acta Physiol. Plant. – 1999. – V. 21, No 2. – P. 99–107.

323. Woźny, A. The effects of lead and kinetin on greening barley leaves / A. Woźny, J. Schneider, E.A. Gwóźdź // Biol. Plant. – 1995. – V. 37, N 4. – P. 541–552.

324. Wu, F. Four barley genotypes respond differently to cadmium: lipid peroxidation and activities of antioxidant capacity / F. Wu, G. Zhang, P. Dominy // Environ. Exp. Bot. – 2003. – V. 50. – P. 67–78.

325. Wuana, R.A. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation / R.A. Wuana, F.E. Okieimen. – Isrn Ecol. – 2011.

326. Xie, W.Y. Cadmium accumulation in the rootless macrophyte *Wolffia globosa* and its potential for phytoremediation / W.Y. Xie, Q. Huang, G. Li, C. Rensing, Y.G. Zhu // Int. J. Phytoremediation. – 2013. – V. 15. – P. 385–397.

327. Yang, X. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation / X. Yang, Y. Feng, Z.L. He, P.J. Stoffella // J. Trace Elem. Med. Biol. – 2005. – V. 18. – P. 339–353.

328. Yang, Y.V. Identification of rice varieties with high tolerance or sensitivity to lead and characterization of the mechanism of tolerance / Y.V. Yang, J.Y.

Jung, W.-Y. Song, H.-S. Suh, Y. Lee // Plant Physiol. – 2000. – V. 124. – P. 1019–1026.

329. Yruela, I. Copper in plants: acquisition, transport and interactions / I. Yruela // Funct. Plant Biol. – 2009. – V. 36. – P. 409–430.

330. Zhang, X. Arsenic uptake, accumulation and phytofiltration by duckweed (*Spirodela polyrhiza* L.) / X. Zhang, Y. Hu, Y. Liu, B. Chen // J. Environ. Sci. – 2011. – V. 23. – P. 601–606.

331. Zhao, F.J. Solubility of zinc and interactions between zinc and phosphorus in the hyperaccumulator *Thalspi caerulescens* / F.J. Zhao, Z.G. Shen, S.P. McGrath // Plant, Cell and Environ. – 1998. – 21, № 1. – P. 108–114.