

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ  
ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ  
ЕЛЕЦКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ ИМ. И.А.БУНИНА

*На правах рукописи*



**ДУБРОВИНА ОЛЬГА АЛЕКСЕЕВНА**

**ЭКОЛОГО-БИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ СОСНЫ  
ОБЫКНОВЕННОЙ (*PINUS SYLVESTRIS* L.) В УСЛОВИЯХ  
ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ (НА ПРИМЕРЕ ЛИПЕЦКОЙ  
ОБЛАСТИ)**

1.5.15 – Экология (биологические науки)

Диссертация

на соискание ученой степени кандидата биологических наук

Научный руководитель:

доктор биологических наук, профессор  
Зайцев Г.А.

Елец – 2021

## СОДЕРЖАНИЕ

Введение .....	4
Глава 1. Влияние техногенного загрязнения на древесные растения (обзор литературы) .....	9
1.1. Жизненное состояние древесных растений в условиях техногенеза.....	10
1.2. Морфологические особенности ассимиляционного аппарата древесных растений в условиях техногенеза.....	11
1.3. Пигментный фонд древесных растений в условиях техногенного загрязнения .....	14
1.4. Формирование корневых систем древесных растений в условиях техногенного загрязнения .....	15
1.5. Накопление металлов древесными растениями в условиях техногенного загрязнения .....	17
Глава 2. Район, объект и методика исследования .....	26
2.1. Физико-географическая характеристика района исследования .....	26
2.2. Объект исследования .....	30
2.3. Методика исследования .....	33
Глава 3. Эколого-биологические особенности сосны обыкновенной в условиях Липецкой области .....	41
3.1. Расположение и характеристика пробных площадей .....	41
3.2. Жизненное состояние древостоев сосны обыкновенной .....	44
3.3. Индекс загрязненности почв в насаждениях сосны обыкновенной .....	45
3.4. Сезонный прирост побегов сосны обыкновенной .....	47
3.5. Характеристика морфологических параметров ассимиляционного аппарата сосны обыкновенной .....	49
3.6. Содержание пигментов фотосинтеза в хвое сосны обыкновенной.	51
3.7. Строение корневых систем сосны	

обыкновенной.....	55
Глава 4. Динамика содержания металлов в надземных и подземных органах сосны обыкновенной .....	57
4.1. Содержание кадмия .....	57
4.2. Содержание цинка .....	63
4.3. Содержание марганца .....	69
4.4. Содержание железа .....	75
4.5. Коэффициенты биологического поглощения и биологической миграции металлов .....	82
Глава 5. Адаптивные реакции сосны обыкновенной в условиях промышленного загрязнения Липецкой области .....	90
Выводы .....	96
Список литературы .....	99

## ВВЕДЕНИЕ

**Актуальность исследования.** Антропогенное воздействие на окружающую среду и количество химических веществ, перемещающихся человеком в биосфере, сопоставимы с масштабами геологических процессов (Nriagu, Расуна, 1988). Токсиканты, попав в атмосферу вместе с промышленными выбросами, в условиях равнинной малооблесенной местности способны переноситься воздушными массами на большие расстояния. Древесные растения в условиях загрязнения выполняют роль биологического фильтра, очищая атмосферный воздух от токсикантов путем механического осаждения твердых частиц и частичного их поглощения. Но, произрастая в антропогенно загрязненных условиях, древесные растения вынуждены адаптироваться к измененным условиям окружающей среды.

Черная металлургия, как отрасль обрабатывающей промышленности, является одним из наиболее энергоемких и крупнейших промышленных секторов с точки зрения выбросов в атмосферу (Schino, 2018; Griffin, Hammond, 2019). Новолипецкий металлургический комбинат (НЛМК), располагающийся в Липецке (действует с 1934 года), является крупнейшей сталелитейной корпорацией в России и входит в Топ-25 крупнейших мировых компаний по производству стали (Top steel-producing..., 2020). Выбросы НЛМК в атмосферу составляют 84,5% всех выбросов от стационарных источников загрязнения в регионе (Доклад..., 2019). В выбросах предприятий черной металлургии преобладают диоксид углерода, твердые частицы (пыль, включая тяжелые металлы) и оксиды азота. Вредные вещества выбрасываются (как твердые частицы) на всех этапах металлургического цикла – от переработки руды (обработка железа и марганцевых руд) до производства чугуна и стали (Vircikova, Macala, 1998; Röllin, Nogueira, 2019). Среди тяжелых металлов в выбросах преобладают железо, марганец, цинк, кадмий и другие металлы (как компоненты исходного сырья и используемые в технологических процессах). Влияние

выбросов металлургических комбинатов на древесную растительность изучено фрагментарно и данные базируются, в первую очередь, на оценке состояния надземной части растений (Румянцева, 2006; Шубина, Юрьев, 2009; Шубина и др., 2010; Черчинцев и др., 2012; Ворсин, Коробова, 2013, 2015; Дробный и др., 2014; Зонова, 2018). Сведения о влиянии НЛМК на древесную растительность достаточно противоречивы (Матвеев, Таранков, 1994; Попова, 2007), вплоть до указания того, что «вблизи агломерационной фабрики Ново-Липецкого металлургического комбината сформировалась техногенная пустыня» (Груздев, 2010, с.10).

Начальные этапы онтогенеза древесных растений (как всего организма в целом, так и отдельных органов) являются самыми критическими (Кулагин, 1974; Усманов и др., 2001). Вопросы влияния техногенного загрязнения на растительные сообщества в Липецкой области изучены фрагментарно (Лютлова, 2002; Двуреченский, 2006; Большова, 2010). В основном исследования этих авторов были сосредоточены на проявлении внешних признаков атмосферного загрязнения (хлороз, некроз листьев, состояние травяного покрова, плотность, цвет и др.). Однако работы, посвященные изучению роста и развитию органов сосны обыкновенной текущего года развития (однолетние побеги и хвоя, поглощающие корни) в условиях Липецкой области отсутствуют.

Таким образом, **актуальность работы** определяется:

1. Недостаточностью научных данных о росте и развитии органов сосны обыкновенной текущего года развития (однолетние побеги и хвоя, поглощающие корни) в условиях загрязнения окружающей среды выбросами металлургических комбинатов и автомобильного транспорта.

2. Отсутствием подробной эколого-биологической характеристики сосны обыкновенной при произрастании в условиях промышленного загрязнения Липецкой области.

**Целью работы** было изучение эколого-биологических особенностей сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) в условиях техногенного

загрязнения выбросами металлургического комбината и автомобильного транспорта.

#### **Задачи исследований.**

1. Оценить относительное жизненное состояние насаждений сосны обыкновенной в пределах Липецкого и Елецкого промышленных центров.

2. Исследовать рост и развитие побегов и ассимиляционного аппарата сосны обыкновенной в условиях загрязнения в Липецкой области.

3. Определить особенности пигментного фонда сосны обыкновенной в условиях загрязнения в Липецкой области.

4. Изучить особенности накопления тяжелых металлов (железо, марганец, цинк и кадмий) в наземных (однолетние побеги и хвоя) и подземных (поглощающие корни) органах сосны обыкновенной в техногенных условиях Липецкой области.

5. Изучить особенности формирования поглощающей части корневой системы сосны обыкновенной в пределах Липецкого и Елецкого промышленных центров.

**Научная новизна работы.** Впервые представлена подробная эколого-биологическая характеристика сосны обыкновенной, произрастающей в условиях загрязнения выбросами металлургического комбината. Впервые получены данные, характеризующие насыщенность почвы поглощающими корнями в условиях загрязнения выбросами металлургического комбината и автомобильного транспорта. Получены данные об особенностях накопления и перераспределения тяжелых металлов в однолетних органах (поглощающие корни, побеги, хвоя, побеги) сосны обыкновенной в условиях загрязнения.

#### **Положения, выносимые на защиту:**

1) адаптивный потенциал сосны обыкновенной реализуется на разных структурно-функциональных уровнях, которые проявляют различную чувствительность к техногенному загрязнению;

2) высокий уровень относительного жизненного состояния насаждений сосны обыкновенной отражает её высокие адаптационные способности к действию загрязнения, что позволяет сосне произрастать в условиях крупных промышленных центров Липецкой области и выполнять санитарно-защитные функции.

**Практическая значимость работы.** Результаты, полученные в ходе выполнения диссертационной работы, могут быть использованы при проектировании и создании новых, а также реконструкции уже имеющихся санитарно-защитных насаждений с участием сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) в крупных промышленных центрах.

**Личный вклад автора.** Автором самостоятельно выполнены постановка цели и основных задач диссертационной работы, выбраны и обоснованы методы исследований. Сбор полевого материала проведен 2014-2020 гг. совместно с сотрудниками агрохимической лаборатории и кафедры химии и биологии Елецкого государственного университета им. И.А.Бунина. Автором лично выполнена математическая обработка, анализ и обобщение полученных результатов. Подготовка к печати научных работ, отражающих результаты диссертации, осуществлялась самостоятельно или при участии соавторов.

**Организация исследований.** Отдельные этапы работы выполнялись при финансовой поддержке в рамках выполнения проекта «Адаптивный потенциал и устойчивость древесных растений в техногенных условиях» (Аналитическая ведомственная целевая программа МОиН РФ «Развитие научного потенциала высшей школы», рег. №: 2.1.1/11330), Грантов Российского фонда фундаментальных исследований «Адаптации по защите онтогенеза древесных растений в контрастных лесорастительных условиях» (№13-04-97518) и «Адаптация корневых систем сосны обыкновенной к техногенным условиям Липецкой области» (№19-44-480001).

**Апробация работы.** Основные результаты, защищаемые положения и выводы диссертационной работы докладывались и обсуждались на

конференция различного уровня, в том числе, на Международных: «История ботаники в России» (Тольятти, сентябрь 2015 г.), «Экобиотех» (Уфа, октябрь 2015, 2017, 2019 гг.), «Инновационные подходы к обеспечению устойчивого развития социо-эколого-экономических систем» (Самара-Тольятти, июнь 2016 г.; Уфа, октябрь 2017 г.), «Экология и природопользование: прикладные аспекты» (Уфа, апрель 2017-2020 гг.) и Всероссийских: «Проблемы экологии Южного Урала» (Оренбург, октябрь 2015 г.), «Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем» (Киров, декабрь 2016 г.), «Экологический мониторинг опасных промышленных объектов: современные достижения, перспективы и обеспечение экологической безопасности населения» (Саратов, декабрь 2019 г.).

**Публикации.** Основные результаты диссертационной работы опубликованы в 20 работах, в том числе 2 статьи в журналах, индексируемых в базе данных Web of Science и 6 статей в журналах ВАК.

**Объем и структура диссертации.** Диссертация состоит из введения, 5 глав, выводов, написана на 123 страницах, содержит 3 таблицы, 53 рисунка. Список литературы включает 243 наименований, из них 107 на иностранном языке.

## ГЛАВА 1. ВЛИЯНИЕ ТЕХНОГЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ НА ДРЕВЕСНЫЕ РАСТЕНИЯ (ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ)

Техногенные аномалии из-за повышенных концентраций загрязняющих веществ ухудшают условия существования человека, растений, животных (Павлов, 2005). Масштабы повреждения лесных насаждений выбросами промышленных предприятий свидетельствуют о том, что загрязнение становится основным лимитирующим, а в отдельных случаях и летальным фактором окружающей среды для жизнедеятельности растительных организмов. Самыми уязвимыми к атмосферному загрязнению воздуха являются растения с автотрофным характером метаболизма (Илькун, 1978; Николаевский, 1999; Сергейчик, 1994).

Большинство древесных пород толерантно относятся к незначительным дозам токсических веществ в воздухе. Вместе с тем, при достижении определённого предела насыщения токсикантами, происходит нарушение многих физиологических функций – изменяется проницаемость мембран клетки, подавляются процессы в ферментативных системах, происходит деформация, агглютинация и разрушение пластид, нарушается водный баланс, что приводит к повреждению и отмиранию отдельных групп клеток и участков растительной ткани (Тужилкина и др., 1998; Валетова, 2009). Действие промышленного загрязнения приводит к снижению всех показателей ассимиляционного аппарата у хвойных растений, в первую очередь уменьшается количество пар хвоинок, на 65-79% снижается масса хвои на побеге (Дрожжин, 2003), укорачивается продолжительность ее жизни с 6-9 до 2-3-х лет.

В кронах деревьев, произрастающих в условиях техногенного загрязнения, часто наблюдается снижение прироста побегов всех порядков ветвления, повреждение почек терминальных побегов, особенно в точке роста, что приводит к суховершинности (Ярмишко, 2005). Атмосферные загрязнения оказывают негативное влияние на жизнеспособность пыльцы. В

градиенте загрязнения увеличивается количество аномальной пылицы, снижается способность пылевых зерен накапливать крахмал (Третьякова, Носкова, 2004), снижается размер женских шишек (Аникеев и др., 2000; Орехова, Шихова, 2003), образование семян и их качество (Шкаряет, 1974; Федорков, 1999; Моложавский, 2001; Калашник, 2008).

Отрицательно влияет на лесные экосистемы – пыль, содержащая различные окиси металлов. Пылеосаждающая способность лесных насаждений зависит от их облиственности (охвоенности), объема кроны дерева, концентрации пыли в воздухе, количества атмосферных осадков, смывающих пыль с хвои и листьев. Отрицательное воздействие пыли отражается, в первую очередь, на регулировании процессов круговорота химических элементов в почвенном покрове, который принимает на себя большую часть техногенных загрязнителей, частично закрепляя их в почвенной массе, частично трансформируя в растения. Из почвы в растения поступление и накопление вредных и токсичных веществ происходит через корневую систему, вызывая аномальное развитие и замедление роста растения, с последующей аккумуляцией их в вегетативных и генеративных органах (Безель, Жуйкова, 2007; Солнцева, Глазунова, 2010).

Ущерб от вредных техногенных аномалий на лесные экосистемы выражается в снижении прироста древесной массы, в повышенной восприимчивости древесных пород к морозам, засухе, болезням, поражению вредителями, а также в гибели насаждений.

### **1.1. Жизненное состояние древесных растений в условиях техногенеза**

Отечественными и зарубежными авторами (Кулагин, Шагиева, 2005; Ростунов, Кончина, 2016; Spieker, 1991) за последнее время подробно описана реакция древесного организма на техногенное воздействие. Отмечены нарушения в феноритмах роста и развития растений, изменении активности ферментативного аппарата (Силаева, 1978; Тарабрин, 1990),

угнетении процесса фотосинтеза, снижении годового прироста побегов и энергии ассимиляционных органов, аномалии листового аппарата, изменении структуры, формы и размера крон, сокращении сроков жизни деревьев (Николаевский, 1999; Андреева, 2007; Бельчинская, 2009; Легощина, Неверова, Быков, 2011).

Быстрее реагируют на перечисленные нарушения хвойные породы, так как они имеют меньшую устойчивость к токсикантам по сравнению с лиственными (Кулагин, 1974). Промышленные газы в диапазоне от 1ПДК и выше приводят к снижению размеров хвои по длине, массы хвоинок с осевого побега. В непосредственной близости (1 км) от источника загрязнения продолжительность жизни хвои снижается с 5 до 3 лет (Валетова, 2009).

Сильное атмосферное загрязнение приводит к деструкции трансфузионной ткани и гипертрофии проводящего пучка в ассимиляционном аппарате сосны обыкновенной (Сметанина, 2000). При действии промышленных газов происходит «сгущение» устьиц на единице площади листа, увеличение ксероморфности строения фотосинтезирующих органов растений, мелкоклеточности эпидермиса, уменьшается объем и количество клеток ассимиляционной паренхимы и хлоропластов (Фролов, 1980; Николаевский, 1999; Дрожжин, Тугыгин, 2003).

Отмеченный сбой биологических процессов приводит к снижению продуктивности, как растительности, так и биосферы в целом.

## **1.2. Морфологические особенности ассимиляционного аппарата древесных растений в условиях техногенеза**

Отрицательное влияние загрязненной атмосферы сказывается на лесорастительных сообществах и носит комплексный характер (Дрожжин, Тугыгин, 2003). При длительном влиянии на растительный организм негативных факторов наблюдается уменьшение длины годового прироста

побега, сокращение междоузлий и продуктивность растений. Снижается количество листьев, площадь листовой поверхности, масса и размер листа. У хвойных сокращается возраст хвои, ее масса и размер. Нарушается их анатомическое строение: толщина эпидермиса, слоистость мезофилла, палисадная ткань, увеличивается устьичный индекс и т.д. (Фролов, 1980; Филиппова, 2005; Кулагин, 2006). Внешними информативными признаками нарушения перечисленных метаморфозов являются: изменение формы кроны и её сомкнутости; преждевременное пожелтение и опадение листвы; замедление прироста деревьев по высоте и диаметру; появление хлорозов и некрозов хвои и листвы, сокращение срока жизни хвои; заметное увеличение поврежденности деревьев болезнями и вредителями. Результат перечисленных признаков – ослабление растений и появление сухостоя (Илькун, 1978; Николаевский, 1999).

Тяжесть поражения всех показателей ассимиляционного аппарата у растений зависит от биологических особенностей вида, концентрации и длительности воздействия эксгалатов (Николаевский, 1999).

Лист – наиболее чувствительный орган растения, отражающий условия произрастания (Смирнов, 1980; Гетко, 1989; Неверова, 2002). В условиях высокого загрязнения отмирание тканей локализованы преимущественно в верхней части листовой пластинки в межжилковых промежутках и могут составлять до 40% площади листа. В условиях слабого загрязнения не выявлено четких границ поражения кроны (Сейдафаров, 2009). О степени повреждения листового аппарата в кроне дерева мнение ученых неоднозначно. В большей степени воздействию токсических компонентов промышленных выбросов подвержены листья нижних ярусов, чем листья верхних ярусов (Васильев, 1988). Отмечается увеличение диспропорции между степенью поврежденности листьев верхней части кроны (до 50%) и нижней трети кроны (менее 30%) (Сейдафаров, 2009).

Под воздействием поллютантов изменяется синтез пигментов в листьях древесных растений, что приводит к изменению окраски листьев. У растений

в зоне сильного загрязнения окраска имеет диапазон от темно-зеленого до тускло-черного, в зоне слабого загрязнения – от светло-зеленого до сине-зеленого. Под влиянием неблагоприятных условий среды, вблизи источников промышленных выбросов, происходит уменьшение линейных размеров и площади листовой пластинки, увеличение густоты жилкования и опушения (Николаевский, 1999; Майдебура, 2006).

Уменьшение площади листовых пластинок необратимо ведет к уменьшению устьичного аппарата. Анатомо-морфологические исследования показали уязвимость клеток листа к действию токсикантов (устьичный аппарат). Под влиянием химических загрязнителей нарушалась регуляция движения устьиц, уменьшалось их количество и размер, но при этом увеличивалось количество устьиц, тем самым сохраняя процессы дыхания без изменения (Антипов, 1975).

Процесс регуляции устьичного аппарата у разных видов растений неодинаков. Устойчивые виды – при повышении концентрации загрязнителей, с целью их снижения газа, способны уменьшать открытость устьиц листьев до 40%. У неустойчивых видов – площадь устьичных отверстий изменяется всего на 10-11%, что способствует увеличению повреждаемости листьев.

Четких границ между повреждением листа и плотностью устьиц на поверхности листовой пластинки не установлено. По мнению ряда авторов, это связано с анатомо-морфологической и физиолого-биохимической спецификой растений (Кулагин, 1974; Антипов, 1975; Гетко, 1989; Малахова, 2001; Неверова, 2002).

Анализ листовой поверхности позволил выявить ее большую экологическую пластичность в зависимости от вида растений, места обитания и техногенной нагрузки (Сейдафаров, 2009; Ростунов, Кончина, 2016). Поэтому для диагностики линейных размеров и площади листовой пластинки рекомендуется применение анатомо-морфологических методов фитоиндикации (Илькун, 1978; Смирнов, 1980; Новицкая, 1984; Горышина,

1989; Гетко, 1989; Спесивцева, 1998; Николаевский, 1999; Неверова, 2002; Дрожжин, 2003). При изучении морфологических параметров растения необходимо иметь сведения об их средних показателях на изучаемой территории (Тарабрин, 1990; Николаевский, 1999).

В последнее десятилетие при изучении морфологических особенностей побегов в условиях техногенного загрязнения для разных видов древесных растений однозначных результатов не выявлено. Одни авторы в своих исследованиях показали негативное проявление загрязняющих веществ на морфометрические показатели побегов (первого, второго и третьего годов) (Ахмадуллин, 2014), тогда как другие авторы предоставляют данные о стимулирующем воздействии промышленных эмиссий на длину и массу побегов (Сметанина, 2000).

### **1.3. Пигментный фонд древесных растений в условиях техногенного загрязнения**

Пигментный комплекс растений – это сложный и лабильный показатель, который видоспецифичен в пределах своей наследственно закрепленной программы.

Многогранными показателями, определяющими влияние техногенных источников на растительные сообщества, являются интенсивность фотосинтеза и дыхания. Развитие ассимиляционного аппарата растений напрямую зависит от состояния окружающей среды. Главными фоторецепторами на техногенную нагрузку является количество и соотношение хлорофиллов и каротиноидов в растительной клетке. (Горышина, 1989). Изменение содержания и соотношения фотосинтетических пигментов в ассимилирующих органах служат тестом, взаимосвязи растения со средой и фотосинтетической продуктивностью (Илькун, 1978; Сергейчик, 1994; Сметанина, 2000; Кулагин, 2006).

Среди древесных растений хорошими биоиндикаторами на пигментный фонд являются хвойные растения. В условиях техногенного загрязнения изучение состояния пигментной системы хвои сосны обыкновенной необходимо с целью установления степени нагрузки поллютантов на растения и их адаптации к ним (Титова, 2013). В растения загрязняющие вещества могут попадать вследствие адсорбции ассимиляционного аппарата или же в результате физиологического процесса «почва-растения».

Установлено, что при отсутствии загрязняющих веществ или при воздействии их невысоких концентраций, процесс фотосинтеза у растений не нарушается. Напротив, влияние высоких концентраций промышленных эмиссий, приводит к трансформации фотосинтетических пигментов и снижению интенсивности фотосинтеза (Титова, 2013; Тарханов, Бирюков, 2014). Однако некоторые исследования выявили обратную тенденцию механизма действия поллютантов на соотношение пигментов в ассимиляционных органах древесных растений (Яшин и др., 2003; Зайцев, Кулагин, 2006).

Исследования ряда ученых подтверждают (Тужилкина, 1998; Собчак, Титова, 2012; Овечкина, Шаяхметова, 2015) закономерности сезонных изменений, влияние освещённости и температуры на динамику зеленых пигментов.

#### **1.4. Формирование корневых систем древесных растений в условиях техногенного загрязнения**

Влияние промышленного загрязнения, помимо всего прочего, представляет собой чрезвычайно важную и негативную причину, влияющую на процесс роста деревьев. В пределах почвенного профиля они оказывают влияние на деревья, оказывая прямое токсическое воздействие на корни и опосредованно изменяя среду обитания корней. Токсиканты, во-первых,

оказывают негативное воздействие на тонкие корни деревьев (Веселкин, 2002; Kocourek, Bystřičan, 1990; Kahle, 1993; Helmisaari et al., 1999). Поглощающие корни играют ключевую роль в лесной экосистеме, поскольку они несут ответственность за поглощение питательных веществ и воды. Однако их роль в адаптации деревьев к высоким уровням загрязнения очень мало известна. Результаты ряда исследований (например, Зайцев и др., 2001; Кулагин, Зайцев, 2003; Зайцев, Кулагин, 2005; Гиниятуллин и др., 2018; Liss et al., 1984; Mhatre, 1991; Persson, Majdi, 1995; Eldhuset et al., 2006) показали, что в условиях загрязнения распределение корневой массы мелких деревьев вдоль изменения профиля почвы и доля мертвых корней увеличивается.

Изучение особенностей формирования корневых систем древесных растений иногда используют в качестве биологической индикации изменений экологических условий окружающей среды (Plants..., 1997; Bakker, 1999). Это особенно актуально для оценки негативного воздействия антропогенного загрязнения на корневые системы (Ярмишко, 1997; Wenzel et al., 2007).

Степень влияния промышленного загрязнения на корневые системы неоднозначно. Было показано, что загрязнение может изменять химический состав корней (Persson, Majdi, 1995; Carnol et al., 1999). Действие сернистого газа может вызывать гибель корневых систем хвойных древесных пород (Ярмишко, 1982).

Корневая система растений поглощает тяжелые металлы путем абсорбции активно (метаболически) и пассивно (неметаболически) (Ильин, Сысо, 2001; Дабахов и др., 2005). Скорость поглощения тяжелых металлов корневой системой коррелирует с их доступным запасом в почве (подвижные формы).

В условиях нефтехимического загрязнения было установлено снижение массы корневых систем хвойных и изменения во фракционном составе, однако данные изменения незначительные (Зайцев и др., 2001; Кулагин, Зайцев, 2003; Зайцев, Кулагин, 2005). Данные изменения в формировании корневых систем рассматриваются авторами как адаптивные реакции,

которые обеспечивают устойчивый рост и развитие хвойных древесных растений в условиях промышленного загрязнения.

### **1.5. Накопление металлов древесными растениями в условиях техногенного загрязнения**

Растения – «датчики» экологического состояния окружающей среды. Накапливая в своих органах техногенные элементы, они как биофильтр очищают атмосферу и почву от вредных примесей.

На поступление тяжелых металлов в растения влияет много факторов. Основной из них – генетические и видовые особенности растений (Козаренко, 1987; Ковалевский, 1991; Овчаренко, 1997; Ильин, Сысо, 2001; Добровольский, 2003; Войтюк, 2011; Бакланов, 2011). Не менее важный фактор – тип почвы (Орлов, Кошельков, 1977; Кулагин, 1985; Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Панин, 1999; Добровольский, 2003), ее рН, гранулометрический состав, содержание гумуса и емкость катионного обмена (Алексеев, 1987; Дабахов и др., 2005), концентрация и форма нахождения ТМ в ней. Особое место отводится наличию техногенных источников загрязнения экосистем (Кулагин, 1985; Ярмишко, 1997; Алексеев и др., 1996; Панин, 1999; Черненькова, 2002; Цветков, Цветков, 2003; Шелуха, 2003; Сухарева, 2003; Никонов и др., 2004; Садовникова и др., 2006; Жиров и др., 2007; Кашулина, 2008) и их удаленности до источника загрязнения (Байсеитова, Сартаева, 2014).

Древесные растения в соответствии с физиологическими и биохимическими возможностями обладают высокими поглотительными свойствами и во многих случаях могут противостоять техногенной нагрузке (Лянгузова, Чертов, 1990; Лукина, Никонов, 1996; Ярмишко, 1997, 2005; Садовникова и др., 2006).

По значимости для растений тяжелые металлы можно условно разделить на две группы:

1) относящиеся к числу важнейших металлов, избирательно ингибирующих процессы жизнедеятельности растений (Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Zn) – токсичны при концентрациях, превышающих предельно допустимые (ПДК);

2) функциональная роль которых в настоящее время неизвестна (Cd, Hg, Pb, V), они токсичны даже в очень низких концентрациях (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Панин, 1999).

В растения ТМ поступают двумя путями – через корневую систему и ассимиляционный аппарат (фолиарный).

Металлы, выполняющие в растении биологические функции (железо, медь, цинк, кобальт и др.) передвигаются по растению с активным транспортом. Металлы, не являющиеся необходимыми для растений, перемещаются посредством диффузии (Cd, Hg, Pb, V) (Нестерова, 1989).

Накопление токсикантов в растительном организме через ассимиляционный аппарат, как правило, происходит в непосредственной близости от источника эмиссий. Поступление катионов ТМ в ассимиляционный аппарат может проходить двумя путями: неметаболическим (проникновение ионов через кутикулу) и метаболическим путем (перенос ионов через плазматические мембраны в протопласт клеток. Элементы первого класса опасности (цинк, свинец, кадмий), поглощенные через листья, могут накапливаться в ассимиляционном аппарате, в количествах превышающих их корневое поступление и транспортироваться по растению (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Нестерова, 1989; Павлов, 2005; Welch et al., 1999; Sakmak et al., 2000; Harris, Taylor, 2001).

Научных работ, посвященных изучению распределения тяжёлых металлов по надземным и подземным органам сосны обыкновенной, в Липецкой области не имеется.

Химическая природа токсичности изучаемых элементов.

**Марганец.** Кларк марганца в земной коре относительно высокий – 1060 мг/кг. Согласно градации почв (Виноградов, 1957) среднее содержание

элемента в дерново-подзолистых – 600-900 мг/кг; лесостепных – 600-2000 мг/кг; черноземе – 800-900 мг/кг; красноземах – 500-800 мг/кг.

Марганец обнаруживается естественным образом во многих типах почвы и других компонентах окружающей среды (постоянно присутствует в низких концентрациях в воде и воздухе) (Водяницкий, 2009).

Главным источником избыточного марганца в окружающей среде является промышленная пыль, поступающая от комбинатов черной металлургии с полным металлургическим циклом, горно-обогатительных комплексов, производств по выплавке цветных металлов, машиностроительной промышленности. Марганец по санитарно-гигиеническим нормативам регламентируется большинством стран мира.

Марганец – элемент участвующий в процессах почвообразования. Как и большинство ТМ способен накапливаться в почвенных слоях, и удаляться из них за счет экзогенных факторов, выщелачивании, потреблении растениями.

Марганец – жизненно важный микроэлемент, необходимый для различных биологических процессов, но его недостаток, как и избыток, негативно сказывается на здоровье человека. Мозг является основным органом-мишенью для накопления марганца и проявления его токсичности. Действие избыточных концентраций марганца может привести к отравлению марганцем (манганизму) и болезни Паркинсона (Hudnell, 1999; Aschner, Aschner, 2005). Может привести к повреждению легких при повторном или длительном воздействии. Поэтому контроль за поступлением и миграцией марганца в окружающую среду становится заметной проблемой общественного здравоохранения, особенно для людей, проживающих в регионах с повышенными выбросами этого металла (Lytle et al., 1995).

Марганец один из элементов участвующих в окислительно-восстановительном процессе растений и повышающий их устойчивость к неблагоприятным факторам среды (Зубкова и др., 2001). Токсичное действие металла проявляется на растения, произрастающих на почвах, содержащих

высокую концентрацию элемента с кислой реакцией среды (Королев, Панин, 2010). Токсичная концентрация марганца в ассимиляционном аппарате растений может варьировать от 200 до 500 мг/кг. Максимальное накопление металла отмечается в корнях, далее в стеблях и листьях. Наименьшая его концентрация сосредоточена в генеративных и запасающих органах (Дабахов и др., 2005).

Марганец в растениях в основном активизирует действие различных ферментов (или входит в их состав), которые имеют значительное значение в окислительно-восстановительных процессах, фотосинтезе, дыхании и др. Он катализирует не только различные реакции расщепления углеводов и метаболизма органических кислот, но и ряд существенных превращений, участвующих в обмене азота и фосфора. При избыточном поступлении марганца в растения он вызывает токсические симптомы. Токсичность марганца является одной из основных причин повреждения растений при выращивании на кислых почвах (Mulder, Gerretsen, 1952).

Симптомы марганцевой недостаточности у растений наступают при содержании его менее 30 мг/кг сухого вещества. Недостаток марганца проявляется в виде хлороза в точке роста вегетативных органов растения. При дефиците марганца снижается устойчивость растений к неблагоприятным факторам внешней среды (в частности, к низкой температуре), отмечается ослабление роста и потеря тургора клетками. Научные данные ряда авторов свидетельствуют о видах растений, относящихся к группе манганофилов – способных поглощать и концентрировать марганец в своих тканях в больших количествах (Леванидов, 1961; Ковалевский, 1991; Зубкова, Ягодин, 2001). Содержание марганца у таких видов находится в пределах 163-1587 мг/кг (сем. *Vacciniaceae*), 590-2083 мг/кг (сем. *Ericaceae*). Среднее содержание элемента в растениях других семейств находится в пределах 22,7-148 мг/кг.

Экспериментальные исследования (Леванидов, 1961; Кабата-Пендиас, Пендиас 1989; Полевой, Саламатова, 1991; Ильин, Сысо, 2001) показали, что

марганец выступает антагонистом по отношению к железу. Для полноценной жизнедеятельности растения железо и марганец должны находиться в соотношении 2:1.

**Железо** представляет собой самый распространенный элемент на Земле и наиболее часто задействуется как переходный металл в биосфере (Kappler, Straub, 2005). Кларк железа – 4,65 мг/кг. ПДК не определено. В максимальном количестве в окружающую среду железо поступает от металлургического, химического, машиностроительного, металлообрабатывающего, нефтехимического, химико-фармацевтического, лакокрасочного, текстильного производств.

Железо необходимо для производства гемоглобина, миоглобина, ряда жизненно важных ферментов и участвует в синтезе ДНК. Железо уникально среди металлов, потому что человеческий организм не обладает механизмом выведения железа, и поэтому чрезмерное накопление железа может привести к отравлению железом (Domellöf et al., 2013). Когда железо превышает необходимое количество, оно накапливается в печени. Хроническое вдыхание чрезмерных концентраций пыли оксида железа может привести к развитию доброкачественного пневмокониоза (Adebiyi et al., 2008). Высокое содержание железа может вызвать конъюнктивит и хориоидит (Ankudey, Woode, 2014).

Основные плодородные типы почв содержат достаточное количество элемента для обеспечения им растений. В почвопоглощающем комплексе соединения железа находятся в двух- и трехвалентной форме, меняя ее в зависимости от физико-химического состава и условий почвенной среды. Щелочная среда способствует осаждению железа, кислая – растворению его соединений (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

В растения железо поступает через корневую систему (метаболически), которая способна восстанавливать его с  $Fe^{3+}$  до  $Fe^{2+}$  (Ильин, Сысо, 2001; Никитенко, 2007). Железо является функциональной составляющей, частью

ферментативных систем растений. Особенно важна его роль для протекания биохимических процессов, происходящих во время дыхания и фотосинтеза.

Так, с фракцией, обогащенной органеллами, связано 10-24%, с мембранной – около 3%, с хлоропластами – до 80% железа. Физиологически важная фракция для растений  $Fe^{2+}/Fe^{3+}$ , подверженная обратимым окислительно-восстановительным превращениям. В составе ферментов железо содержится в гемовой и негемовой форме (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Битюцкий, 1999). Распределение железа по растению неравномерно. Органами-концентраторами металла являются корни и кора (Битюцкий, 1999; Кулагин, Шагиева, 2005).

Высокая доступность железа в почвах может вызвать токсические эффекты, когда чрезмерное поглощение железа повреждает клеточные структуры, что приводит к снижению роста растений и повреждению листовой структуры, что приводит к снижению роста растений и повреждению листовой структуры (Ayeni et al., 2014; Saaltink et al., 2017). Высокая токсичность железа также ингибирует поглощение питательных веществ, повреждая поверхность эпидермиса корней (Jorgenson et al., 2013).

В условиях загрязнения выявлена закономерная сезонная динамика накопления металла. У *Primula obconica* содержание железа в листьях весной находилось на уровне 1,5-10%, осенью 5,0-10% (Аникеев и др., 2000). В хвое *Larix sukaczewii* Dyl., этот показатель находится от 220 до 1330 (мг/кг воздушно-сухой массы) соответственно (Гиниятуллин и др., 1999).

**Цинк** – ТМ второго класса опасности. Кларк в почве – 76 мг/кг или 0,02% земной коры. В природе элемент находится в соединении с различными минералами в виде сульфидов, карбонатов, оксидов и силикатов. Основными источниками загрязнения атмосферного воздуха цинком (около 50% общего выброса) являются предприятия цветной и черной металлургии.

Цинк является важным микроэлементом и необходим для нормального физиологического роста, размножения и здоровой иммунной системы человека. Однако признаки токсических симптомов (тошнота, рвота, боль в эпигастрии, вялость и усталость) будут возникать при действии высоких доз

цинка (Fosmire, 1990). Чрезмерное воздействие цинка может повлиять на баланс и соответствующие соотношения многих жизненно важных питательных веществ (железа, кальция, селена, фосфора, меди и т. д.) и может привести к гемолитической анемии (Safty et al., 2008). Нарушение метаболизма холестерина также может быть результатом избыточного поступления цинка в организм (Porea et al., 2000). Значительные уровни воздействия цинка также могут вызывать тяжелую печеночную и почечную недостаточность (Honda, Nogawa, 1987; Sargazi et al., 2013).

Цинк один из наиболее растворимых элементов в почве, содержание которого сильно варьирует. В ЦЧР, в слое 0-30см, на серых лесных почвах его содержится до 63 мг/кг, в черноземах – 46-55 мг/кг, в торфянистых почвах – 16-19 мг/кг (Иванов, 1994). Подвижность цинка в почвах зависит от гранулометрического состава и pH. Максимальное содержание элемента в почве, при котором не нарушаются физиологические процессы в растении, составляет 30-70 мг/кг (Ковалевский, 1991).

Цинк – жизненно необходимый микроэлемент для растений, активно участвующий во многих биохимических процессах. Максимально он концентрируется в листьях, генеративных органах и точках роста растений (Битюцкий, 1999; Безуглова, Орлов, 2000).

В природе выявлены растения-концентраторы цинка – это отдельные виды семейства гвоздичных (до 4,5000 мг/кг), крестоцветных (до 15000 мг/кг сухого вещества) а также древесные растения: *Populus tremula* L., *Populus ngra* L., *Salix alba* L. (Алексеев, 1987; Прохорова и др., 1998, Лозановская и др., 1998). Низкие концентрации элемента свойственны растениям сем. *Boraginaceae* (бурачниковые) – 1,4-18,0 мг/кг, *Rhodiola rosea* (сем. *Grassulaceae*) – 11-21 мг/кг. Накопление цинка в растениях зависит в первую очередь от генетической и видовой принадлежности растения.

Древесные растения толерантны к повышенному содержанию цинка, и способны ослабить его пагубное действие путем комплексообразования и перевода в малоподвижную форму (Налимова и др., 2005).

Чрезмерные дозы цинка отрицательно влияют на растительность. Увеличение содержания цинка в почве замедляет рост и развитие растений, снижает интенсивность фотосинтеза и дыхания, нарушает водообмен и, как следствие, значительно снижает продуктивность растений (Казнина и др., 2017; Rout, Das, 2009; Vassilev et al., 2011; Mohsin et al., 2014; Hou et al., 2018).

**Кадмий** – высокотоксичный элемент, первого класса опасности. Кларк– 0,5 мг/кг (Виноградов, 1957). Кадмий можно найти главным образом в земной коре, и кадмий всегда встречается в сочетании с цинком. ОДК в зависимости от вида почвы изменяться от 0,5 до 2,0 мг/кг. Это обусловлено физико-химическим составом почв, а также их водным балансом и наличием других загрязнителей. Фоновое валовое содержание кадмия в верхнем горизонте черноземных почв естественных ландшафтов составляет 0,33-0,35 мг/кг (Черных и др., 1999; Ягодин и др., 2002).

Кадмий не обладает какой-либо известной функцией в высших организмах (Jiao et al., 2004), что делает его одним из самых токсичных тяжелых металлов, встречающихся в окружающей среде (Goering et al., 1995). Кадмий может быть канцерогенен для человека из-за накопления и чрезвычайно длительного биологического периода полураспада (Kazantzis, 1989; Wogan et al., 2004; Brüske-Hohlfeld, 2009). Кадмий может влиять на репродукцию и фертильность человека (Kumar, Sharma, 2019), длительное воздействие низких доз кадмия снижает способность реабсорбировать питательные вещества, витамины и минералы (Teeyakasem et al., 2007). Длительное воздействие высоких доз кадмия приводит к болезни Итай-Итай (Inaba et al., 2005). Другие последствия для здоровья, вызванные воздействием кадмия, представляют собой повреждения центральной нервной системы и иммунной системы, вред ДНК (Järup et al., 1998; Satarug et al., 2010; Garner, Levallois, 2016).

Основные источники загрязнения окружающей среды кадмием – промышленные предприятия черной и цветной металлургии,

гальванотехника, выбросы топлива, производство и переработка пластмассовых изделий, содержащих кадмиевые красители.

Кадмий и его соединения характеризуются довольно высокой водорастворимостью, что способствует их тенденции к биологическому накоплению в почве и растениях.

Токсичность кадмия для растений обусловлена его химической близостью к цинку и его замещением во многих биохимических процессах. Основными симптомами, которые отмечаются у растений, подвергающихся кадмиевому стрессу, являются хлороз (Sanità di Toppi, Gabbrielli, 1999), изменение ультраструктуры хлоропластов (Márquez-García et al., 2011), снижение скорости транспирации и фотосинтеза (Schützendübel et al., 2001), ингибирование ферментов углеводного и фосфорного метаболизма (Shah, Dubey, 1998; Verma, Dubey, 2001), гибель клеток (Nocito et al., 2007) и, как следствие, снижение роста растений (Qadir et al., 2004; Huang et al., 2017).

Кадмий – не входит в число микроэлементов необходимых растениям. Токсичная концентрация кадмия в листьях 5-10 мкг/г (Алексеев, 1987). Он занимает первое место в ряду тяжёлых металлов по способности накапливаться в растениях ( $Cd > Cu, Zn > Pb$ ) (Овчаренко, 1997). Наименьшей устойчивостью к повышенному содержанию кадмия в почве обладают овощные культуры (шпинат, кресс-салат, капуста, томаты, свекла), зерновые и бобовые (Битюцкий, 1999). Снижение урожайности этих культур отмечено на границе 8-10 мг/кг субстрата.

У древесных растений ряда «береза – лиственница – сосна» наблюдается резкое увеличение коэффициента накопления кадмия (6,7–97,6–238) (Кулагин, Шагиева, 2005).

## **ГЛАВА 2. РАЙОН, ОБЪЕКТ И МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ**

Изучение эколого-биологических особенностей сосны обыкновенной проводились в пределах административно-территориальных границ Липецкой области.

### **2.1. Физико-географическая характеристика района исследования**

Липецкая область расположена в центре европейской части России, в верховьях Дона, в пределах Среднерусской возвышенности на западе (высота до 262 м) и Окско-Донской равнины на востоке. На севере граничит с Рязанской и Тульской областями, на западе – с Орловской областью, на юге – с Воронежской и Курской областями, на востоке – с Тамбовской областью. Липецкая область лежит в пределах Черноземной полосы в зоне лесостепи. Область разделена на 18 административных районов. Исследуемая территория находится в Липецком, Добровском и Елецком районе.

#### **Характеристика климата района исследований**

Климат Липецкой области – умеренно-континентальный, с теплым летом и умеренно холодной зимой, все сезоны года четко выражены. Самым холодным месяцем является январь, причем изменение средних январских температур прослеживается с юго-запада на северо-восток. На юго-западе области средняя температура января составляет  $-9,7^{\circ}\text{C}$ , на северо-востоке –  $10,9^{\circ}\text{C}$ . При вторжении холодных арктических воздушных масс температура может значительно понижаться.

Средняя температура июля (самый теплый месяц года) колеблется от  $+18,5^{\circ}\text{C}$  на северо-западе до  $+20,2^{\circ}\text{C}$  на юго-востоке, что связано с усилением континентальности климата в этом направлении. Годовая амплитуда средних температур составляет на территории области  $30^{\circ}\text{C}$  и более. Абсолютный

многолетний минимум температуры воздуха составляет по области  $-37^{\circ}\text{C}$  ... -  $42^{\circ}\text{C}$ , а абсолютный максимум  $+36$  ...  $+39^{\circ}\text{C}$ .

Продолжительность вегетационного периода составляет 180-185 суток. Наименьшее количество осадков выпадает в холодный период года, минимальное количество (30-35 мм) – в феврале. В июле выпадает максимум осадков -60-85 мм. Средняя дата первого осеннего заморозка приходится на первую декаду октября. Самое раннее начало заморозков отмечалось 8 сентября, а самое позднее – 10 ноября. Снежный покров устанавливается в первой декаде ноября. Наибольшая высота снежного покрова может достигать 60 см. В феврале она достигает максимума 22-35 см и в марте происходит постепенное таяние и оседание снежного покрова. Полностью снег сходит обычно в первой декаде апреля. Средняя дата последнего весеннего заморозка приходится на 1 мая.

### **Характеристика почвенного покрова и рельефа района исследований**

Регулярный список почв Липецкой области состоит из 16 типов, 39 подтипов и большое разнообразие родов почв. Половина площади занята черноземами выщелоченными, 14% – черноземами типичными, 11,3% – серыми лесостепными почвами. Оставшаяся территория приходится на пойменные почвы, почвы балочных склонов, пески и песчаные почвы.

Почвенный покров изучаемых территорий относится к правобережному почвенному округу среднерусской возвышенности. Пробные площади расположены в типичных лесных ландшафтах преимущественно с равнинным или слегка волнистым рельефом. Почвообразующими породами служат лёссовидные суглинки и глины, местами оглеенные и засоленные, а также древнеаллювиальные отложения легкого гранулометрического состава. Гидротермический коэффициент увлажнения – от 0,98 до 1,16.

Почвы пробных площадей представлены серыми лесными почвами,

легкосуглинистого гранулометрического состава и черноземом выщелоченным, среднесуглинистого гранулометрического состава (Сискевич, 2018). Обменная кислотность верхних горизонтов рН 4,9-5,1, средняя обеспеченность элементами питания, очень низкая степень насыщенности основаниями (менее 20%), содержание органического вещества 2-3%. Водный режим в борах относится к периодически промывному подтипу лесостепного типа с летним иссушением (Сискевич, 2018).

### **Растительный покров района исследований**

Растительный покров Липецкой области сформирован из лесных, кустарниковых, полукустарниковых и травяных сообществ. Лесные массивы занимают 234,3 тыс. га, или 9,8% всей ее площади. Преобладающими породами в лесном фонде являются: дуб – 38%, сосна – 35%, береза – 12%, ольха черная – 6%, осина – 5% и 4% составляют остальные породы. Лесные массивы по территории области распространены неравномерно и в порядке убывания расположены следующим образом: Усманский, Хлевенский, Задонский и Добровский районы, где леса занимают от 12,9 до 21,9% площади. Остальные районы или мало облесены, или совсем безлесны. Все леса Липецкой области отнесены к защитным лесам.

Большее половины (55%) лесных массивов Липецкой области относятся к насаждениям естественного происхождения, 45% – приходится на искусственно созданные насаждения, 4% от общей площади лесных земель (6,8 тыс. га) составляют не сомкнувшиеся лесные культуры, 0,2 тыс. га заняты лесными питомниками и плантациями. Средний возраст насаждений: сосны – 50 лет, дуба семенного – 51 год, дуба порослевого – 60 лет, березы – 37 лет, ольхи черной – 39 лет, осины – 41 год. Класс бонитета сосновых, березовых и осиновых насаждений – средний (1,7), дубовых – 2,5 (за счет многократных порослевых генераций). Полнота древостоя сосновых

насаждений составляет 0,78, дубовых – 0,70, березовых – 0,73, осиновых – 0,7.

### **Характеристика атмосферного загрязнения территории**

Качество атмосферного воздуха – самая значимая экологическая проблема Липецкой области. По выбросам загрязняющих веществ в атмосферу Липецк входит в пятерку городов России. Особенно остро стоит вопрос на территориях, прилегающих к крупным промышленным предприятиям НЛМК, предприятиям особой экономической зоны «Липецк» и местах интенсивного движения автотранспорта.

Общее количество загрязняющих веществ, выброшенное в атмосферу промышленных центров Липецкой области за 2015-2018 гг. представлено в таблице 1.

Таблица 1. Объем выбросов загрязняющих веществ в атмосферу по Липецкой области за 2015-2018 гг. (Доклад..., 2019)

Административно-территориальная единица	Выброс загрязняющих веществ в атмосферу, тонн/год			
	2015	2016	2017	2018
Елец	6217	2960	2938	2506
Липецк	288758	286196	286032	284645
в т.ч.: ПАО «НЛМК»	276400	276127	276126	275971

За последние годы отмечается динамика улучшения экологической обстановки в области за счет снижения объемов выбросов в атмосферу.

Мониторинг за состоянием атмосферного воздуха в области осуществляется по 8 химическим ингредиентам и уровню радиационного гамма-фона. В круглосуточном режиме наблюдения осуществляются десятью

стационарными постами Липецким ЦГМС – филиал ФГБУ «Центрально-Черноземное УГМС» и экологической лабораторией ОКУ «Гидротехнические комплексы», подведомственной управлению экологии и природных ресурсов Липецкой области (4 поста: 2 – в городе Елец, 1 – в городе Грязи, 1 – в поселке Матырский).

Определяющими токсикантами по градиенту загрязнения атмосферного воздуха в Липецкой области, за исследуемый период, являются формальдегид (0,5-1,7 ПДК), пыль (железо, цинк, марганец, кадмий и др.) (0,7-1,1 ПДК), фенол (0,3-0,7 ПДК), диоксид азота (0,3-0,5 ПДК), оксид углерода (0,3 ПДК), оксид азота (0,1-0,2 ПДК), диоксид серы (0,1 ПДК).

## 2.2. Объект исследования

Объект исследования в работе – сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.). Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.) – дерево из рода сосна (*Pinus*) семейства сосновые (*Pinaceae*) порядка сосновые (*Pinales*) подкласса хвойные (*Pinidea*) класса хвойные (*Pinopsida*) отдела голосеменные (*Pinophyta*). Ареал распространения сосны обусловлен способностью данного вида произрастать в районах с резко различающимся тепловым режимом и простирается от крайнего Севера ( $t = -50^{\circ}\text{C}$ ) до субтропических районов ( $t = +50^{\circ}\text{C}$ ) (Правдин, 1964; Орлов, Кошельков, 1977; Смирнов, 1980; Маркова, 2000; Farjon, 2010). Обладая обширным ареалом и произрастая в столь различных условиях, сосна имеет много морфологических форм и экологических типов.

*Pinus sylvestris* – вечнозеленое однодомное дерево, с периодом жизни 150-500 лет (Тихонов, 2005). Средняя высота растения 20-45 м. Ствол прямой, высокоочищенный от ветвей, покрыт снизу буровато-серой с глубокими бороздами толстой корой. В верхней части ствола, кора красноватая, отслаивающаяся тонкими пленками (Ярмишко, 1997; Сеннов, 2004). Крона дерева высоко поднятая, до 10-15 лет конусовидная, ажурная,

позже приобретает округлую форму с горизонтальными ветвями (Минаев и др., 2004). Побеги у сосны двух видов – удлиненные и укороченные, но ассимилирующая хвоя образуется только на укороченных побегах.

Хвоя сосны темно-зеленого цвета, с плотным расположением, иголки собраны в пучки из 2 шт. Хвоинки в длину от 4 до 7 см, на конце заостренные, с тонкой продольной полоской посередине. Средний срок ее жизни составляет 2-3 года (Ярмишко, 1997). Продолжительность жизни хвои, по мнению ряда авторов, увеличивается по направлению с юга к северной границе ареала сосны (Ярмишко, 1997; Цветков, Цветков, 2003). При изучении сосны в районах Северной Финляндии была обнаружена 8-10 летняя хвоя, а на севере Кольского полуострова – 12-летняя хвоя (Ярмишко, 1997). Рядом авторов отмечено, что с увеличением атмосферного загрязнения наблюдается уменьшение значения длины и ширины хвои и продолжительность ее жизни до 1-3 лет (Кулагин, 1974; Николаевский, 1999; Сметанина, 2000). Осенью часть иголок опадает целиком с укороченным побегом.

Сосна обыкновенная – однодомное раздельнополое растение. Плодоносить дерево начинает к 15-30 годам. Время «цветения» в средней полосе ЦЧР приходится на май (Осколков, Воронин, 2003).

Репродуктивные органы хвойных носят название стробилы. Мужские стробилы продуцируют пыльцу и называются микростробилы, а женские формируют после опыления плоды и именуется мегастробилы (Третьякова, Носкова, 2004). Женские и мужские соцветия распределяются в кроне неравномерно. Женские соцветия распределяются преимущественно в верхней и средней частях кроны (лучше освещенных), мужские соцветия – расположены в основном нижних частях кроны. Количество мужских соцветий в 6 раз больше, чем женских, и в годы слабого цветения это соотношение увеличивается (Третьякова, Носкова, 2004). Рядом исследователей отмечена высокая чувствительность генеративной сферы сосны обыкновенной к действию промышленного загрязнения, при этом

более уязвимы к воздействию мужские генеративные органы (Шкаряет, 1974; Федорков, 1999; Осколков, Воронин, 2003; Третьякова, Носкова, 2004; Иванов и др., 2012).

Плод сосны – шишка конусообразной формы, твердая. Растет одиночно или по 2-3 шт. В незрелом состоянии темно-зеленого оттенка, в зрелом – коричневая, длиной 3-6 см и объемом 2-3 см. Созревают шишки на второй год жизни растения, сразу раскрываются и разбрасывают семена – крылатые орешки. Средняя их длина 3-4 мм (Чепик, 1977; Малаховец, 2012; Рогозин, 2013). Масса 1000 семян колеблется от 3,7 до 8,16 г (Кречетова, 1989). Число полных семян и количество семян в шишке зависят от ряда сложившихся факторов. Первостепенный фактор – климатический, отмечено что в условиях континентального климата качество семенного материала выше, чем в областях с влажным климатом (Некрасова, 1986). Вторым фактором, оказывающим влияние на характеристику семян – техногенное загрязнение. Так, в зоне максимального влияния в районе Новолипецкого металлургического комбината (ПАО «НЛМК», г. Липецк), при интегральном эффекте воздействия загрязнителей происходит значительная модификация цитогенетических показателей по сравнению с контролем (Усманский бор, село Ступино, территория Воронежского биосферного государственного заповедника). В районе техносферного прессинга выявлены специфические повреждения хромосом, не имеющих в контроле (Машкина и др., 2009). Сосны светолюбивы, отрицательно реагируют на затенения. Сосна обыкновенная довольно пластичная порода по отношению к климатическим факторам (Милютин, 1983) и плодородию почвы. Мощная корневая система с сильными боковыми корнями способна укореняться и расти на песчаных дюнах и склонах, на болотах и даже на голых скалах. Строение корневой системы зависит от природно-экологических факторов. Ряд исследований проведенных по изучению корневой системы сосны обыкновенной позволил выявить, что на почвах со средней увлажненностью развивается поверхностно-стержневая и поверхностно-стержнево-якорная корневая

система с хорошо развитыми боковыми корнями, располагающихся в поверхностном горизонте в первом случае, и с якорными корнями, около стержневого корня – во втором. На почвах с близким залеганием грунтовых вод развивается поверхностная корневая система с хорошо развитыми поверхностными боковыми корнями, стержневой корень отсутствует или слабо развит (Зайцев, 2008).

### **2.3. Методика исследования**

Работы по изучению эколого-биологических особенностей сосны обыкновенной проводили в 35-45-летних древостоях искусственного происхождения и вступивших в репродуктивную фазу, произрастающих в пределах Липецкой области на территории с различной экологической нагрузкой. Работа проводилась во время активной вегетации растений сосны обыкновенной – с мая по август 2013-2020 гг. Для проведения комплексных эколого-физиологических исследований сосны обыкновенной было заложено четыре временных и восемь постоянных пробных площадей (ППП). ППП были сосредоточены в четырех основных районах исследования, с учетом возрастной и экологической составляющей, опирающейся на сведения о суммарном выбросе загрязняющих веществ по Липецкой области (Доклад... 2019). При закладке ППП руководствовались общепринятыми методиками (Сукачев, 1966; Forest ecology..., 2007; Forest inventory..., 2007).

Постоянные пробные площади располагались в однотипных для лесостепной зоны условиях произрастания. Расположение и количество пробных площадей позволили обеспечить достаточную наглядность опыта, необходимую для проведения сравнительных оценок их таксационных и типологических показателей в условиях с различной степенью техногенной нагрузки.

Контрольные пробные площади расположены в фоновых условиях на расстоянии 17-20 км от промышленных центров, в направлениях, не

попадающих под преобладающий перенос воздушных масс. Опытные пробные площади локализованы в эпицентре пыле выбросов (0,5-1 км), где модуль техногенной нагрузки отличается высоким уровнем загрязнения.

Изучение основных таксационных показателей базировались на основе методов А.И.Ушакова (1997) и «Методов изучения лесных...» (2002), включающих такие параметры дерева, как возраст дерева, высота ствола, его диаметр. Для таксационного описания использовалось оборудование фирмы Haglof (Sweden): высотомер Electronic Clinometer и мерная вилка Mantax Precision MA 800. Высота деревьев определялась с точностью до 0,1 м, диаметр определялся на высоте 1,3 м с точностью до 0,5 см.

Для определения возраста древостоев исследовали радиальный годичный прирост стволовой древесины. С этой целью отбирались древесные керны при помощи возрастного бурава Haglof (Sweden). Отбор кернов выполнялся согласно классическим дендрохронологическим методикам (Дендрохронология..., 1986; Ваганов и др., 1996; Ваганов, Шашкин, 2000; Шиятов, и др., 2000; Methods..., 1990). Определение возраста (путем подсчета годовых колец) проводили с использованием измерителя параметров древесных кернов Corim Maxi (Preisser Messtechnik GmbH, Germany).

Ботаническое описание площадей нижних ярусов леса проводили в июне (период максимального развития растительности) с использованием общепринятых в геоботанике и лесной таксации методов (Полевая геоботаника..., 1976).

Жизненный потенциал состояния древостоя определяли по общепринятой в эколого-биологических исследованиях методике (Алексеев, 1990; Бебия, 2000). Категорию жизненного состояния деревьев оценивали глазомерно, основными оценочными критериями явились: уровень развития кроны и ее густота, доля повреждения хвои от некрозов, хлорозов, пятнистостей и др., количество мертвых сучьев на стволе.

ОЖС насаждений определяли по всем трем показателям, либо по двум из трех. Если диагностические признаки указывали на принадлежность дерева к различным категориям жизненного состояния, то они рассматривались в комплексе. После определения запаса древостоя по категориям жизненности производится оценка ОЖС всего насаждения по формуле:

$$L_v = \frac{100 \cdot v_1 + 70 \cdot v_2 + 40 \cdot v_3 + 5 \cdot v_4}{V}$$

где:  $L_v$  – относительное жизненное состояние, рассчитанное по запасу древостоя;

$v_1$  – объем древесины здоровых деревьев ( $\text{м}^3$ );

$v_2$  – объем древесины ослабленных деревьев ( $\text{м}^3$ );

$v_3$  – объем древесины сильно ослабленных деревьев ( $\text{м}^3$ );

$v_4$  – объем древесины отмирающих деревьев ( $\text{м}^3$ );

$V$  – общий запас древесины (включая сухостой) на пробной площади ( $\text{м}^3$ ).

Для биометрических исследований на каждой изучаемой ППП срезали сучкорезом (Gardena 08773) ветви, имеющих текущий годичный прирост. Побеги и хвоя произвольно отбирались из базальной части короны независимо от направления горизонта или подверженной загрязнению стороны (Cornelissen et al., 2003). В дальнейшем, в лаборатории, для исследований были отобраны только хвоя и побеги текущего года роста (однолетние побеги и хвоя). На каждой ППП были взяты пробы по меньшей мере 25 побегов и 100 пар хвоинок ежемесячно в течении вегетационного периода.

Измерения роста побегов и хвои проводили в вегетационной динамике (с мая по август) по стандартной методике (Клейн, Клейн, 1974). Для оценки роста хвои в различных экологических условиях на побеге каждого года изучались: длина и масса однолетней хвои. Длину хвои и прирост побегов в длину определяли при помощи штангенциркуля с цифровым отсчетным

устройством с точностью до 0,01 мм (марки «Калиброн»). Массу однолетней хвои определяли в воздушно-сухом состоянии на электронных лабораторных весах I класса точности AND GF-200 (A&D, Япония) с точностью до 0,001 г.

Пигментный состав в хвое сосны определяли по методике (Клейн, Клейн, 1974). Отбор вегетативных образцов производился ежемесячно, в последней декаде, с 25 по 27 число, с 10 модельных деревьев, во временной период с 12-14 ч, на высоте 1,3-1,5 м (Силаева, 1978; Полевой, 1991; Кулагин, 2006).

Собранную хвою сразу, в полевых условиях, измельчали (для предотвращения разрушения пигментов), из среднего образца выделяли навеску массой 0,1 г при помощи электронных весов GF-200 (A&D, Япония) (при  $d=0,001$ ). Отвешенный материал помещали в пробирки с 10 мл 96%-го этанола и выдерживали в течение 12 часов в темном месте. Относительное содержание хлорофилла *a* и *b*, а также каротиноидов в хвое определяли при помощи спектрофотометра КФК-5М (Россия), путем трехкратного измерения оптической плотности спиртовой вытяжки при  $\lambda=440,5$  нм – каротиноидов, при  $\lambda=665$  нм – хлорофилл *a*, при  $\lambda=649$  нм – хлорофилл *b*. Полученные данные использовались для расчета концентрации хлорофиллов *a*, *b* и каротиноидов в хвое. Концентрации хлорофиллов *a* и *b* в вытяжке рассчитывали по формуле Вернона:

$$C_a = 13,7 \cdot D_{665} - 5,76 \cdot D_{649}$$

$$C_b = 25,8 \cdot D_{649} - 7,6 \cdot D_{665}$$

Для определения концентрации каротиноидов (мг/л) в суммарной вытяжке пигментов использовали формулу Веттштейна:

$$C_{\text{кар}} = 4,695 \cdot D_{440,5} - 0,268 \cdot (C_a + b)$$

Содержание пигментов в вытяжке определяли в исследуемом материале с учетом объема вытяжки и навески пробы по следующей формуле:

$$A = \frac{V \cdot C}{P \cdot 1000}$$

где  $C$  – концентрация пигментов, мг/л;  $V$  – объем вытяжки, мл;  $P$  – навеска растительного материала, г;  $A$  – содержание пигмента в растительном материале, мг/г сырой массы.

Для определения уровня химического загрязнения почвенного покрова проводили определение содержания тяжелых металлов (свинца, кадмия, никеля, кобальта, меди, цинка, марганца) в почвенном профиле. Аналитическая работа проводилась в научно-исследовательской лаборатории Агропромышленного института ЕГУ им. Бунина (г.Елец) атомно-абсорбционным методом на спектрофотометре «Спектр-5» (ОАО Союзцветметавтоматика»). Повторность опыта трехкратная.

Отбор проб почв и корней проводили согласно «Методическим указаниям по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных угодий и продукции растениеводства» (1992). Образцы отбирали методом бура (Rosário de Oliveira et al., 2000; Addo-Danso et al., 2016) с использованием стандартного почвенного бура с внутренним диаметром 3,5 см. Отбор кернов производился в десяти случайно выбранных точках на каждой ППП (то есть в общей сложности 40 кернов). Керны извлекались с поверхности на глубину 50 см и делились по слоям 0-10, 10-20, 20-30, 30-40 и 40-50 см. Растительные образцы отбирались одновременно с почвенными образцами на тех же пробных площадках.

Значения фоновых концентраций металлов для почв региона взяты из официальных нормативных актов (Распоряжение..., 2007).

Кислотность почвы ( $pH_{KCl}$ ) определяли с использованием свежих образцов почвы. Около 30 г почвы помещали в 200-мл мензурку, добавляли 75 мл раствора 1N KCl, затем этот раствор перемешивали во вращающемся смесителе в течение 3 мин для органических слоев почвы и 1 мин для других слоев (Pansu, Gautheyrou, 2006). Кислотность измеряли с помощью pH-метра (Hanna pH 211). Количество гумуса оценивали по методу Тюрина (Орлов, 1985).

Корни перед анализами тщательно сортировали по диаметру на поглощающие (тонкие) (<1 мм) и крупные (>1 мм). В дальнейшем в исследованиях анализировались только поглощающие (тонкие) корни (<1 мм).

Перед оценкой содержания металлов почву органический и неорганический материал тщательно смывали с корней проточной водопроводной водой. Для очистки поверхности корней от ионов корни погружали на 15 минут в 25 mM раствор этилендиаминтетрауксусной кислоты (ЭДТА), затем промывали деионизированной водой (Foy et al., 1981; Taylor, Crowder, 1983; Yang et al., 2004; Li et al., 2005; Khan et al., 2016; Dong et al., 2019). Хвою и побеги отмывали от пыли дистиллированной водой в течение 1 мин (Przybysz et al., 2014; Xu et al., 2019). Затем образцы доводились до воздушно-сухого состояния. Минерализацию проб проводили методом сухого озоления по ГОСТ 26657-85. Подвижные формы металлов экстрагировали с помощью 1M HNO<sub>3</sub>. Определение металлов в почвенных и растительных образцах проводилось методом атомно-абсорбционной спектроскопии (Брицке, 1982; Пупышев, 2009; Pelly, 1998) на спектрофотометре «Спектр-5», в пламени ацетилен-воздух. Определялось содержание железа, марганца, кадмия и цинка.

Уровень химического загрязнения почвенного покрова на пробных площадях рассчитывали через суммарный показатель загрязнения ( $Z_c$ ) по формуле:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1);$$

где  $K_c$  – коэффициент концентрации  $i$ -го химического элемента,  $n$  – число, равное количеству элементов, входящих в геохимическую ассоциацию.  $K_c$  определяется отношением фактического содержания определяемого вещества в почве ( $C_i$ ) в мг/кг почвы к региональному фону ( $C_{фон}$ ):

$$K_c = \frac{C_i}{C_{фон}}$$

При расчете  $K_c$  учитывались все обнаруженные химические вещества-загрязнители, относящиеся к 1, 2, 3 классам опасности, с учетом приоритетности компонентов загрязнения, т.е. превышения регионального уровня их содержания в почве.

При  $Z_c$ , меньшем 16 – категория загрязнения оценивается как допустимая, если  $Z_c$  в диапазоне 16-32 – умеренно опасная, в диапазоне 32-128 – опасная (Саеt и др., 1990).

Для описания поглощения металлов в тонких корнях сосны использовали коэффициент биологического поглощения (КБП), рассчитываемый как отношение содержания металлов в корнях к содержанию металлов в почве (Alloway et al., 1988; Kumar et al., 1995; Dinelli, Lombini, 1996) по формуле:

$$\text{КБП} = \frac{C_{\text{кc}}}{C_{\text{n}}},$$

где  $C_{\text{кc}}$  – содержание металла в корневой системе,  $C_{\text{n}}$  – содержание металла в почве.

Чем выше значение коэффициента, тем интенсивнее растение накапливает этот металл. Коэффициент биологического поглощения указывает на способность растений переносить и накапливать тяжелые металлы (Zu et al., 2005; Koleli et al., 2015). Критерием для определения растений как гипераккумуляторов КБП должен быть больше единицы (Brooks, 1998). Другие авторы (Норе, 1995; Tome et al., 2003; Chojnacka et al., 2005; Samsuri et al., 2019; Diaconu et al., 2020) также обращают внимание на то, что растения активно накапливают металлы, если значения КБП больше единицы.

Для определения миграции металлов в сосне использовали коэффициент биологической миграции (КБМ), который рассчитывали, как отношение содержания элементов в органах растений к содержанию элементов в корнях (Гиниятуллин и др., 2018) по формуле:

$$\text{КБМ} = \frac{C_{\text{орг}}}{C_{\text{кc}}},$$

где  $C_{\text{орг}}$  – содержание металла в органах растения,  $C_{\text{кк}}$  – содержание металла в корневой системе.

Отбор проб для определения насыщенности почвы поглощающими корнями проводили методом бура (Rosário de Oliveira et al., 2000; Addo-Danso et al., 2016) с использованием стандартного почвенного бура с внутренним диаметром 3,5 см. Отбор почвенных кернов (в 10-кратной повторности для каждой ППП) производился до глубины 50 см. Выборку корней из почвенных кернов проводили при помощи пинцета и в последствии отмывали в проточной воде на сите с диаметром ячеек 0,5 мм. После отмывки корней производили их разделение на фракции: поглощающие (тонкие) (<1 мм) и крупные (>1 мм). В работе определялась только масса поглощающих корней (<1 мм).

Образцы корней доводили до воздушно-сухого состояния в сушильном шкафу при температуре 80°C. Вес корней определялся на электронных лабораторных весах ВЛТЭ-150 (Госметр, Россия) с точностью до 0,001 г. Корненасыщенность почвы определяли на единицу площади горизонтальной поверхности (г/м<sup>2</sup>).

Математическая обработка полученных данных (описательная статистика, корреляционный анализ, расчеты коэффициентов) проводилась стандартными методами статистического анализа (Зайцев, 1984; Mathematics..., 2007; Ross, 2009) с использованием программных пакетов MS Excel 8.0, Statistica 7.0 и GraphPad 4.00. В таблицах и на графиках представлены средние значения и стандартная ошибка средней.

# ГЛАВА 3. ЭКОЛОГО-БИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ В УСЛОВИЯХ ЛИПЕЦКОЙ ОБЛАСТИ

## 3.1. Расположение и характеристика пробных площадей

Пробные площади в насаждениях сосны обыкновенной были заложены на территории Грязинского (Липецкий промышленный центр) и Елецкого (Елецкий промышленный центр) лесничеств (рис. 1).



Рис. 1. Картограмма расположения пробных площадей в санитарно-защитных насаждениях Липецкого и Елецкого промышленных центров (Липецк, 1-2 – загрязнение, 3-4 – контроль; Елец, 5-6 – загрязнение, 7-8 – контроль)

Так как изучаемые насаждения искусственного происхождения и расположены в одних и тех же кварталах в пределах конкретного местообитания (загрязнение или контроль), то они были созданы одновременно из одинакового посадочного материала, и идентичные лесотехнические процедуры, такие как санитарная рубка, проводились на протяжении всей их жизни. Таким образом, в пределах одной и той же зоны (загрязнение или контроль) в пределах конкретного промышленного центра между пробными площадями не существует существенных различий в

таксационных характеристиках и состава живого напочвенного покрова. Поэтому далее, для каждого промышленного центра и каждого условия (загрязнение или контроль) приводится общая характеристика пробных площадей.

ППП №1 и № 2 заложены в насаждениях, расположенных на территории Липецкого промышленного центра в непосредственной близости от НЛМК (до 0,5 км) в районе агломерационной фабрики и Липецкой ТЭЦ-2, в квартале 51 Грязинского лесничества (Балашовское участковое лесничество).

Первый ярус: 9 Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.), 1 Береза повислая;  $D_{cp}$  = 30 см;  $H_{cp}$  = 29 м; полнота 0,5; бонитет III. Средний возраст деревьев – 45 года. Подрост: Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.). Подлесок редкий: клен остролистный (*Acer platanoides* L.), лещина обыкновенная (*Corylus avellana* L.), бересклет бородавчатый (*Euonymus verrucosa* L.), ежевика сизая (*Rubus caesius* L.), вишня кустарниковая (*Prunus fruticosa* Pall.), калина обыкновенная (*Viburnum opulus* L.), рябина обыкновенная (*Sorbus aucuparia* L.).

Живой напочвенный покров (ЖНП): вейник наземный (*Calamagrostis epigejos* L.), астрагал сладколистный (*Astragalus glycyphyllos* L.), дремлик болотный (*Eripactis palustris* L.), тмин песчаный (*Helichrysum arenarium* L.), клевер горный (*Trifolium montanum* L.), очиток большой (*Sedum maximum* (L.) Suter), дрок красильный (*Genista tinctoria* L.), ежевика неская (*Rubus nessensis* Hall), лапчатка серебристая (*Potentilla argentea* L.), ива белая (*Salix alba* L.), клевер красный (*Trifolium pratense* L.), ландыш майский (*Convallaria majalis* L.), грушанка средняя (*Pyrola media* L.). Площадь проективного покрытия травостоя 10%.

В относительном контроле для Липецкого промышленного центра ППП №3 и №4 заложены на территории Добровского района (один из экологически чистых районов области), в 17,5 км к северу от НЛМК в квартале 17 Грязинского лесничества (Плехановское участковое

лесничество) вблизи села Капитанщино. Господство северо-западного и западного направления направлений ветра способствует отводу атмосферных загрязнителей от ППП №1 и №2 в противоположном направлении от источника эмиссий, поэтому данная пробная площадь принята за относительный контроль для Липецкого промышленного центра.

Первый ярус: 10 Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.)  $D_{cp}=31$  см;  $H_{cp}=30$  м; полнота 0,6; бонитет II. Средний возраст — 42 года. Подрост густой: дуб черешчатый (*Quercus robur* L.), вяз шершавый (*Ulmus glabra* Huds), ясень обыкновенный (*Fraxinus excelsior* L.), липа мелколистная (*Tilia cordata* Mill.). Подлесок редкий: клен остролистный (*Acer platanoides* L.), лещина обыкновенная (*Corylus avellana* L.), бересклет бородавчатый (*Euonymus verrucosa* L.), рябина обыкновенная (*Sorbus aucuparia* L.), черемуха обыкновенная (*Padus avium* Mill.), ежевика сизая (*Rubus caesius* L.). ЖНП: ястребинка волосистая (*Hieracium pilosella* L.), полевица тонкая (*Agrostis capillaris* L.), марь белая (*Chenopodium album* L.), гвоздика травянка (*Dianthus deltoides* L.), дрок красильный (*Genista tinctoria* L.), марьянник полевой (*Melampyrum arvanse* L.), дрема белая (*Melandrium album* (Mill.) Garcke). Проективное покрытие 25%.

В Елецком промышленном центре на территории парка «40-летия Октября» были заложены ППП №5 и №6. Основной техногенный прессинг на растительность в пределах данных ППП оказывает автомагистраль М-4 «Дон».

Первый ярус: 10 Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.);  $D_{cp}=28$  см;  $H_{cp}=24$  м; полнота 0,9; бонитет II. Средний возраст насаждений – 38 лет. Подрост густой: сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.), дуб черешчатый (*Quercus robur* L.). Подлесок густой: клен остролистный (*Acer platanoides* L.), черемуха обыкновенная (*Padus avium* Mill.), бересклет бородавчатый (*Euonymus verrucosa* L.). ЖНП: земляника луговая (*Fragaria viridis* L.), молочай прутьевидный (*Euphorbia virgata* Waldst. Et Kit.), пырей ползучий (*Agropyrum repens* L.), горошек мышиный (*Vicia cracca* L.), подмаренник

настоящий (*Galium verum* L.), подмаренник мягкий (*Galium mollugo* L.), люцерна серповидная (*Medicago falcata* L.), вьюнок полевой (*Convolvulus arvensis* L.), полевица тонкая (*Agrostis capillaris* L.), шалфей луговой (*Salvia pratense* L.), володушка серповидная (*Bupleurum falcatum* L.), ястребинка волосистая (*Hieracium pilosella* L.), малина обыкновенная (*Rubrum idaeus* L.), клевер средний (*Trifolium media* L.). Проективное покрытие 40%.

ППП №7 и №8 заложены в окрестностях села Паниковец на расстоянии 17 км к юго-западу от г. Елец в качестве относительного контроля к Елецкому промышленному центру, в квартале 63 Елецкого лесничества (Елецкое участковое лесничество). Первый ярус: 10 Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.),  $D_{cp}= 24$  см;  $H_{cp}=17$  м; полнота 0,5; бонитет III. Средний возраст насаждений – 35 лет. Подрост: Сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.). Живой напочвенный покров (ЖНП): репешок обыкновенный (*Agrimonia eupatoria* L.), одуванчик лекарственный (*Taraxatum officinalis* L.), подмаренник настоящий (*Galium verum* L.), овсяница луговая (*Festuca pratensis* L.), зверобой продырявленный (*Hipericum perforatum* L.), ястребинка волосистая (*Hieracium pilosella* L.), подорожник средний (*Plantago media* L.), ясменник душистый (*Asperula odorata* L.), земляника лесная (*Fragaria vesca* L.), вероника дубравная (*Veronica chamaedris* L.). Проективное покрытие 10%.

### **3.2. Жизненное состояние древостоев сосны обыкновенной**

Оценка относительного жизненного состояния (ОЖС) насаждений сосны обыкновенной была проведена после завершения работ по таксационным характеристикам насаждений.

Проведена сравнительная оценка относительного жизненного состояния (ОЖС) (табл. 2) сосновых насаждений в пределах Липецкого и Елецкого промышленных центров в динамике (2014 и 2019 год). Установлено, что за пять лет ОЖС древостоев сосны в пределах Липецкого промышленного центра не изменилось и оценивается как «ослабленное»

(Lv=70%). Деревья имеют разреженную крону (55-85% от нормы), сильно повреждена хвоя (до 45%), очищаемость стволов от мертвых сучьев составляет 15-45%. В насаждениях присутствует сухостой (6%). В относительном контроле ОЖС насаждений сосны оценивается как «здоровое» (значение индекса ОЖС Lv=85%), из признаков, снижающих жизненное состояние, следует отметить слабую очищаемость стволов от мертвых сучьев (15-45%). Сильно ослабленных деревьев и сухостоя в насаждениях не обнаружено. Отсутствие снижения ОЖС насаждений в условиях загрязнения можно объяснить снижением объемов выбросов от Новолипецкого металлургического комбината (за 5 лет произошло снижения объемов на 2 тыс. т).

Таблица 2. Диагностические признаки жизненного состояния насаждений сосны обыкновенной

Расположение	Густота кроны, %		Наличие на стволе мертвых сучьев, %		Степень повреждения хвои, %	
	2014	2019	2014	2019	2014	2019
Липецкий промышленный центр						
Загрязнение	55-85	55-85	15-45	15-45	10-45	10-45
Контроль	85-100	85-100	15-45	15-45	0-10	0-10
Елецкий промышленный центр						
Загрязнение	85-100	85-100	15-45	15-45	10-45	10-45
Контроль	85-100	85-100	45-65	55-70	0-10	10-20

В пределах Елецкого промышленного центра, напротив, насаждения в контроле (как ранее нами прогнозировалось) перешли из категории «здоровые» (Lv=80%) в категорию «ослабленные» (Lv=75%). Данное снижение жизненного состояния данных насаждений произошло вследствие загущенности древостоев, и как следствие, за счет слабой очищаемости стволов от мертвых сучьев (55-70%) и усыхания хвои. ОЖС насаждений в условиях Елецкого промышленного центра не изменилось и оценивается как «ослабленное» (Lv=75%). Деревья сосны в данных насаждениях имеют

хорошо сформированную крону (85-100%), повреждения хвои составляют 10-45%. В насаждениях отсутствует сухостой.

### 3.3. Индекс загрязненности почв в насаждениях сосны обыкновенной

В зоне влияния выбросов НЛМК отмечается значительное загрязнение почвы тяжелыми металлами. Суммарный индекс загрязнения верхнего (0-10 см) слоя почвы составляет 214,34, т.е. уровень загрязнения оценивается как «очень высокий» (табл. 3).

Таблица 3. Коэффициенты концентрации химических элементов и индекс загрязненности почв

Глубина, см	Коэффициент концентрации (К <sub>c</sub> )							Индекс Загрязненности
	Co	Mn	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	
Липецкий промышленный центр (загрязнение)								
0-10	2,2	32,72	87,38	62,53	6,21	13,25	16,06	214,34
10-20	18,13	27,63	7,97	4,2	3,94	2,17	0,89	58,94
20-30	7,33	11,48	2,5	6,4	1,12	0,56	0,17	23,56
30-40	0,00	5,35	6,69	2,37	2,33	1,68	0,94	13,36
40-50	5,32	2,79	2,34	4,9	1,69	0,88	0,22	12,14
Липецкий промышленный центр (контроль)								
0-10	7,02	30,25	5,75	6,63	2,62	1,18	0,67	48,12
10-20	4,39	27,20	5,28	3,37	1,98	0,76	0,39	37,37
20-30	4,76	11,29	6,75	3,40	0,97	0,43	0,38	21,97
30-40	3,16	7,52	0,00	2,71	0,87	0,40	0,39	9,04
40-50	0,00	5,20	3,56	1,25	0,90	0,41	0,33	5,66
Елецкий промышленный центр (загрязнение)								
0-10	1,76	30,41	76,47	52,53	5,63	3,53	1,56	165,87
10-20	5,52	29,65	55,03	56,10	5,31	2,44	1,00	149,05
20-30	2,97	25,00	45,69	53,03	4,25	1,89	1,06	127,88
30-40	2,97	22,37	39,88	53,47	5,02	1,91	1,78	121,38
40-50	1,52	22,43	35,97	56,40	4,25	1,91	0,78	117,26
Елецкий промышленный центр (контроль)								
0-10	2,72	27,54	34,53	38,93	3,40	3,19	1,14	105,46
10-20	0,00	24,23	25,19	37,33	3,56	4,42	0,89	89,62
20-30	0,00	23,76	27,81	38,33	3,37	2,33	0,78	90,38

30-40	0,00	22,09	25,31	39,27	3,61	3,06	0,94	88,29
40-50	0,00	20,02	18,91	35,93	2,71	2,22	0,61	74,40

С глубиной содержание металлов уменьшается, индекс загрязненности слоя почвы 10-20 см 58,94 (высокий уровень), ниже по профилю — уровень загрязнения снижается до категории «низкое». То есть данные металлы накапливаются, в основном, в верхних слоях почвы и не мигрируют вниз по профилю почвы. Основной вклад в загрязнение почвы вносят медь (превышение над фоном в 87,38 раза), никель (превышение над фоном в 62,53 раза) и марганец (превышение над фоном в 32,72 раза). Так установлено, что марганец (в отличие от других изученных тяжелых металлов) с промышленными выбросами способен распространяться на большие расстояния — в контроле содержание марганца в верхнем 0-10 см слое почвы в 30,25 раз выше фоновых значений. В контроле индекс загрязненности верхних слоев почвы (0-10 и 10-20 см) оценивается как «высокий». Далее вниз по профилю почвы снижается до среднего (20-30 см) и низкого (30-50 см).

В пределах Елецкого промышленного центра также отмечается значительное загрязнение почвы тяжелыми металлами (табл. 3). Суммарный индекс загрязнения верхнего (0-10 см) слоя почвы составляет 165,87, т.е. уровень загрязнения оценивается как «очень высокий». С глубиной содержание металлов незначительно уменьшается, но индекс загрязненности остается «очень высоким» (до глубины 20-30 см). Оставшиеся слои почвы (30-40 и 40-50 см) характеризуются высоким уровнем загрязнения. Основной вклад в загрязнение почвы вносят медь (превышение над фоном в 76,47 раза), никель (превышение над фоном в 52,53 раза) и марганец (превышение над фоном в 30,41 раза). В контроле уровень загрязнения всех слоев почвы оценивается как «высокий».

### **3.4. Сезонный прирост побегов сосны обыкновенной**

Актуальным при исследовании формирования наземной фитомассы, представляется использование разницы в значениях того или иного морфологического параметра, между однотипными геоморфологическими условиями двух зон исследования. Одним из таких параметров является сезонный прирост побегов.

Исследования показали (рис. 2), что однолетние побеги сосны в условиях Липецкого промышленного центра за вегетационный период растут достаточно интенсивно. Они увеличиваются в контроле в среднем на 20,42 мм, в условиях загрязнения на 10,25 мм.

При этом отмечен факт незначительного отставания однолетних приростов побегов в начале вегетационного периода на контрольных участках (контроль – 0,65 мм) по сравнению с условиями загрязнения (данные достоверно отличаются,  $P < 0,002-0,005$ ). Однако в июле длина побегов практически одинакова (различия между загрязнением и контролем не достоверны). Но в августе в условиях загрязнения отмечается замедление роста побегов и их длина меньше, чем в контроле (данные достоверно отличаются,  $P < 0,002$ ).

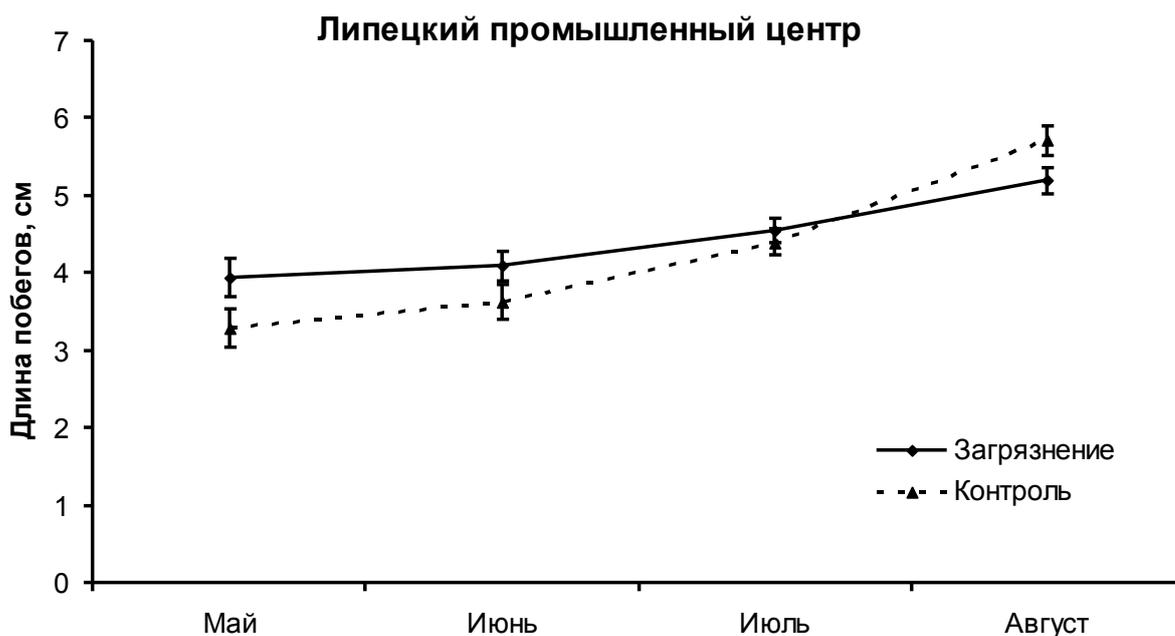


Рис.2. Длина однолетних побегов (Липецкий промышленный центр)

В условиях Елецкого промышленного центра (рис. 3) динамика роста побегов сосны выше, чем в Липецком промышленном центре. В условиях загрязнения Елецкого промышленного центра, разница в длине побегов существенно различаются по сравнению с контролем (данные достоверно отличаются,  $P < 0,01-0,007$ , за исключением мая, когда различия не достоверны).

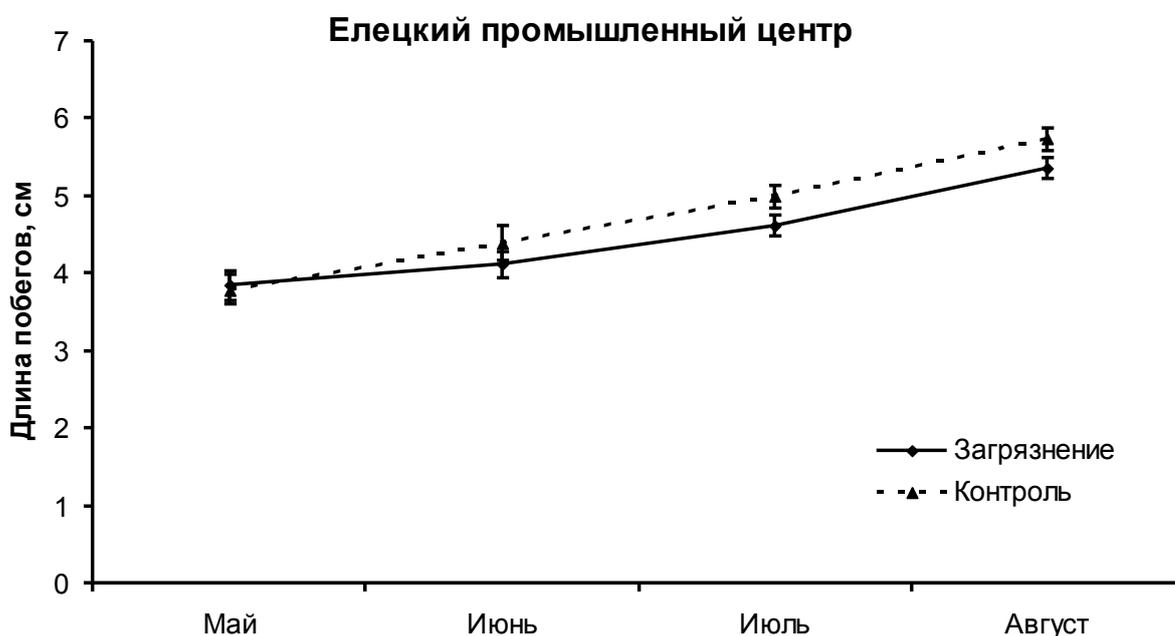


Рис. 3. Длина однолетних побегов (Елецкий промышленный центр)

### 3.5. Характеристика морфологических параметров ассимиляционного аппарата сосны обыкновенной

Исследования показали (рис. 4А), что в Липецком промышленном центре в рассматриваемых условиях, в течение вегетационного периода масса однолетней хвои в условиях загрязнения меньше по сравнению с контролем. В условиях загрязнения наблюдается достоверное уменьшение массы однолетней хвои относительно контрольных значений Средняя масса

хвои (загрязнение и контроль) составляет: в мае –  $0,00081 \pm 0,000059$  г и  $0,00099 \pm 0,00012$  г; июне –  $0,0017 \pm 0,000219$  г и  $0,0021 \pm 0,00026$  г; июле –  $0,0033 \pm 0,00032$  г и  $0,0035 \pm 0,00015$  г; августе –  $0,0085 \pm 0,00036$  г и  $0,008 \pm 0,00034$  г.

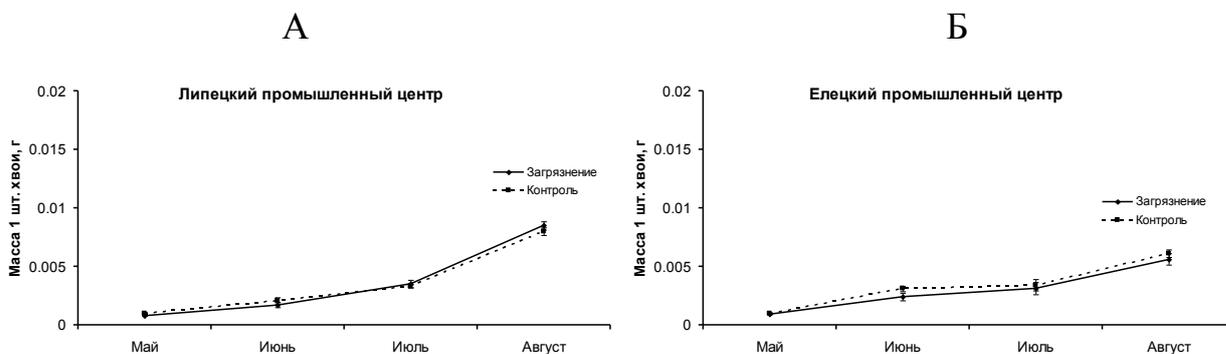


Рис. 4. Масса однолетней хвои сосны обыкновенной (А – Липецк, Б – Елец)

Средняя длина однолетней хвои сосны (рис. 5) в условиях Липецкого промышленного центра за вегетационный период изменяется в пределах  $1,14 \pm 0,037$ - $5,27 \pm 0,093$  см (загрязнение) и  $1,24 \pm 0,05$ - $5,11 \pm 0,084$  см (контроль).

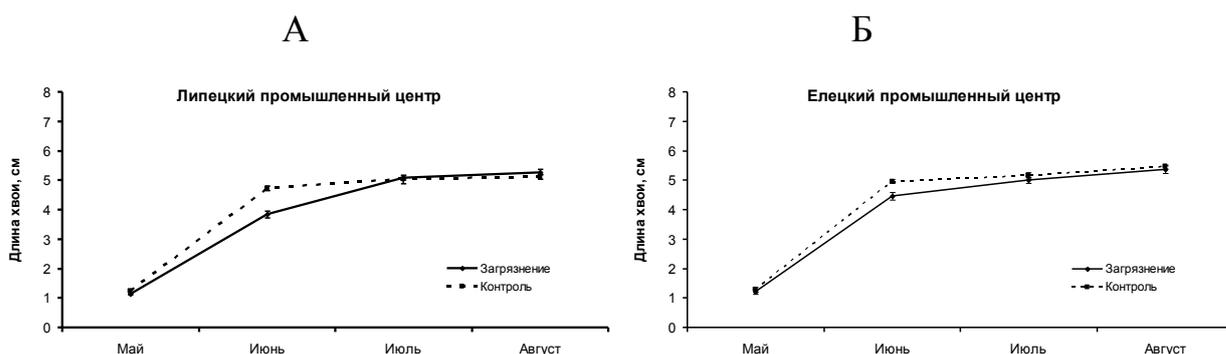


Рис. 5. Длина однолетней хвои (А – Липецк, Б – Елец)

Различия массы (рис. 4Б) и длины (рис. 5Б) хвои в условиях загрязнения Елецкого промышленного центра свидетельствуют о том, что эти показатели возрастают со снижением загрязнения атмосферы. Среднестатистические данные показывают, что средняя масса однолетней хвои (загрязнение и

контроль) составляет: в мае –  $0,00092 \pm 0,000041$  г и  $0,00096 \pm 0,000035$  г; июне –  $0,0024 \pm 0,000335$  г и  $0,0031 \pm 0,00024$  г; июле –  $0,0031 \pm 0,00052$  г и  $0,0034 \pm 0,00047$  г; августе –  $0,0056 \pm 0,00048$  г и  $0,0061 \pm 0,00035$  г.

Максимальный рост хвои на изучаемых площадках отмечен с мая по июнь в следующие месяцы она растет не так интенсивно. Средняя длина однолетней хвои сосны (рис. 5Б) за вегетационный период в сравнительных условиях (загрязнение и контроль) составила: в мае –  $1,21 \pm 0,082$  см и  $1,3 \pm 0,075$  см; июне –  $4,47 \pm 0,124$  см и  $4,96 \pm 0,064$  см; июле –  $5,0 \pm 0,107$  см и  $5,17 \pm 0,098$  см; августе –  $5,36 \pm 0,131$  см и  $5,47 \pm 0,065$  см. Проведенные исследования показали, что расположение пробной площади в непосредственной близости к автомагистрали негативно отражается на биометрических показателях развития хвои. Различия в длине и массе хвои достоверны ( $P < 0,0005$ ) для однолетней хвои в июне.

### **3.6. Содержание пигментов фотосинтеза в хвое сосны обыкновенной**

Содержание фотосинтетических пигментов является важным критерием, отражающим функциональное состояние растений в техногенной среде.

Характер сезонной динамики накопления пигментов в однолетней хвое показал, что в течение вегетационного периода их содержание возрастает вплоть до августа. Усиленный синтез пигментов на всех изучаемых площадках отмечен в июне-июле, в период активного роста хвои.

На рис. 6 представлено содержание хлорофилла *a*, хлорофилла *b*, каротиноидов и сумма пигментов в условиях загрязнения и относительного контроля Липецкого промышленного центра.

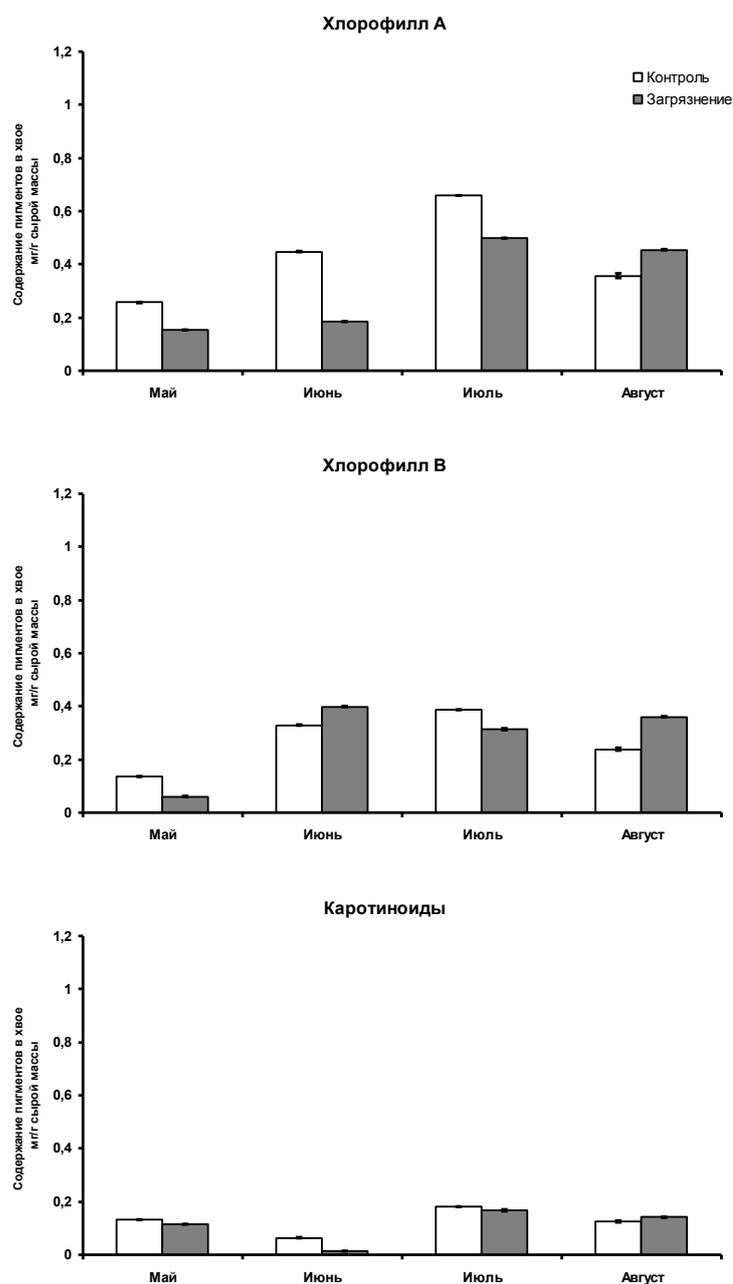


Рис. 6. Содержание пигментов фотосинтеза в однолетней хвое (Липецкий промышленный центр)

Характер формирования пигментного комплекса в однолетней хвое на изучаемых участках свидетельствуют о наличии ответной реакции пигментной системы ассимиляционного аппарата сосны обыкновенной на техногенную нагрузку.

В условиях загрязнения наблюдалось уменьшение содержания общего фонда хлорофиллов и каротиноидов по сравнению с контролем. Наименьшее

количество пигментов у сосны содержится в молодой хвое (май), в этот же период возрастает отзывчивость пигментного комплекса на интенсивность техногенной нагрузки. Содержание Хл *a* в мае ниже в 1,7 хлорофилл *b* – 2,2, каротиноидов – 2,1 раза относительно контроля. В последующие три месяца с ростом хвои и образованием в ней новых структур количество Хл *a* по отношению к контролю снижается до 1,2-1,1-1,09 раз соответственно.

Полученные результаты свидетельствуют о ослабевании процесса накопления хл. *b* и каротиноидов с увеличением техногенного прессинга в большей степени, чем хлорофилла *a*. Соотношение хл.*a*/хл.*b*, на ППП1, возрастает с 2,5 до 2,7, против 1,8-2,0 (ППП2), а соотношение хл.*a*+хл.*b*/каротиноиды убывает с 3,98 до 3,31 против контрольных 5,3-3,7. Изменение в наименьшую сторону соотношения суммы зеленых пигментов к сумме желтых является сигналом неудовлетворительного состояния растения.

Изучение влияния техногенного загрязнения на накопление пигментов в хвое первого года сосны обыкновенной в Елецком промышленном центре показало общие тенденции, с изученными особями сосны обыкновенной в Липецком промышленном центре. Объединяющими факторами было накопление пигментов в течение вегетационного периода, и уменьшение по сравнению с контролем содержания общего фонда хлорофиллов и каротиноидов на пробных участках в условиях загрязнения.

Общая сумма пигментов в одногодичной хвое (рис. 7) при загрязнении в Елецком промышленном центре на конец каждого календарного месяца составила: в мае –  $0,310 \pm 0,0008$ ; июне –  $0,540 \pm 0,0086$ ; июле –  $0,755 \pm 0,0046$ ; августе –  $0,811 \pm 0,0396$  по сравнению с растениями, отобранными на контрольном участке в мае –  $0,517 \pm 0,0018$ ; июне –  $0,716 \pm 0,0002$ ; июле –  $0,856 \pm 0,0095$ ; августе –  $0,906 \pm 0,0004$ .

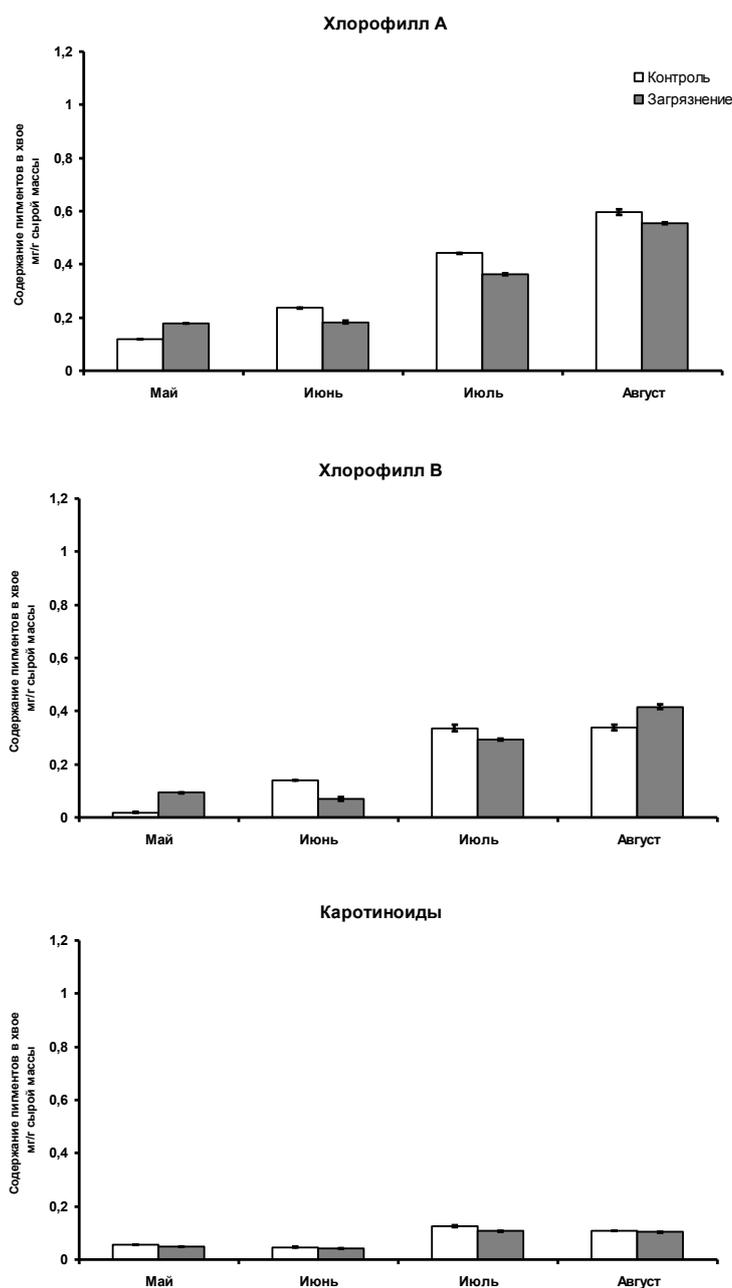


Рис. 7. Содержание пигментов фотосинтеза в однолетней хвое (Елецкий промышленный центр)

Помимо снижения общей суммы пигментов в хвое сосны обыкновенной в зоне техногенного загрязнения изменяется и соотношения пигментов в хвое. Так, соотношение «Хл.*a*/Хл.*b*» «загрязнение: контроль» составило: в мае – 2,30:1, 98; июне – 2,41:2,10; июле – 2,51:2,20; августе – 2,61:2,20, а соотношение «Хл.*a*+Хл.*b* / каротиноиды» убывает: май – 4,51:5,20; июнь – 4,21:5,10; июль – 4,02:4,50; август – 3,81:3,95.

Таким образом, наши исследования показали, что с увеличением степени загрязнения в хлоропластах хвои сосны, происходит снижение общего количества хлорофиллов и каротиноидов. Следовательно, пигментный комплекс сосны обыкновенной может служить маркером уровня антропогенной загрязненности территории.

### 3.7. Строение корневых систем сосны обыкновенной

Установлено, что насыщенность слоя почвы (0-50 см) в условиях загрязнения Липецкого промышленного центра составляет 648,36 г/м<sup>2</sup>, в условиях контроля – 527,69 г/м<sup>2</sup> (рис. 8). Максимальная корненасыщенность отмечается на глубине 0-10 см, в условиях загрязнения в этом слое содержится 39,2% всех поглощающих корней, в контроле – 51,7%.

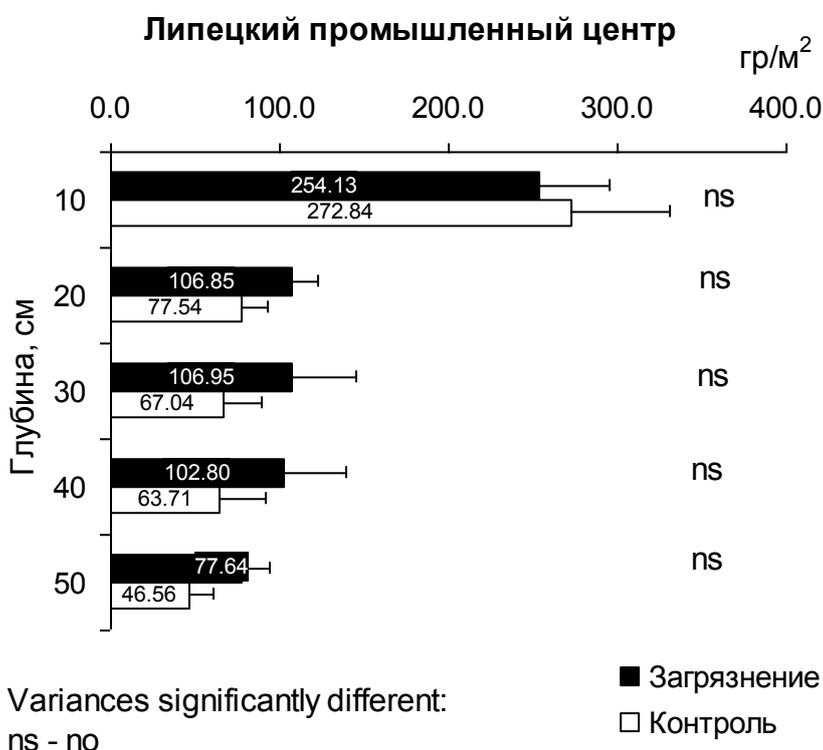


Рис. 8. Насыщенность почвы поглощающими корнями сосны обыкновенной (Липецкий промышленный центр)

Насыщенность почвы поглощающими корнями во всех слоях (кроме слоя 0-10 см) выше в условиях загрязнения. При это различия в содержании поглощающих корней между условиями загрязнения и контролем статистически недостоверны.

Насыщенность слоя почвы (0-50 см) в условиях загрязнения Елецкого промышленного центра составляет 582,05 г/м<sup>2</sup>, в условиях контроля – 595,93 г/м<sup>2</sup> (рис. 8). Максимальная корненасыщенность отмечается на глубине 0-10 см, в условиях загрязнения в этом слое содержится 39,6% всех поглощающих корней, в контроле – 46,3%.

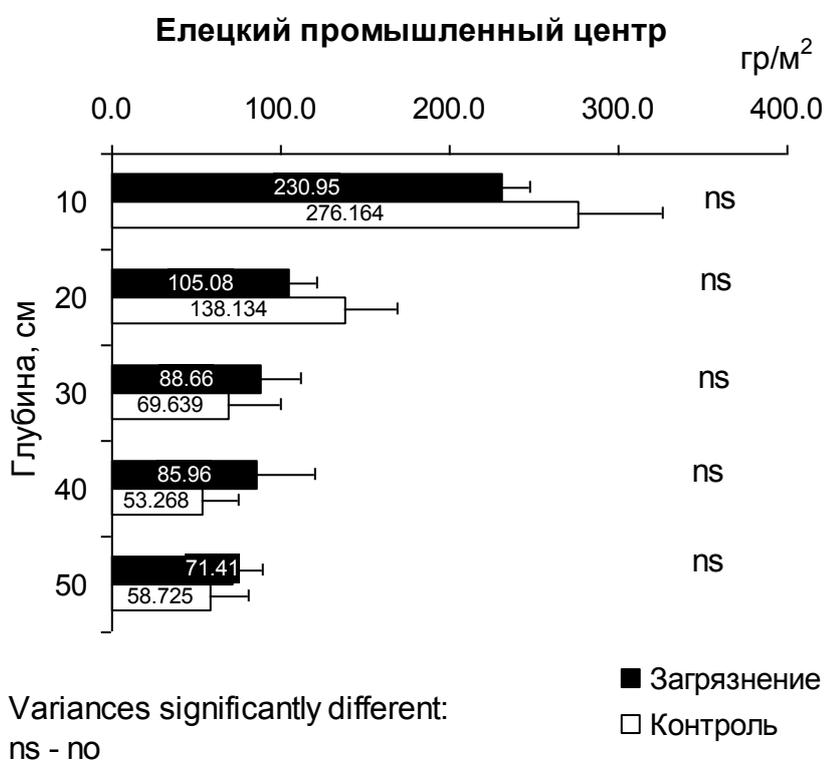


Рис. 9. Насыщенность почвы поглощающими корнями сосны обыкновенной (Елецкий промышленный центр)

Как и в случае с Липецким промышленным центром, насыщенность почвы поглощающими корнями во всех слоях (кроме слоя 0-10 см) выше в условиях загрязнения в пределах Елецкого промышленного центра. При это различия в содержании поглощающих корней между условиями загрязнения и контролем статистически недостоверны.

## ГЛАВА 4. ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ МЕТАЛЛОВ В НАДЗЕМНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ОРГАНАХ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ

Анализ содержания тяжелых металлов в различных органах сосны обыкновенной в условиях загрязнения в пределах Липецкого и Елецкого промышленного центра позволил установить ряд особенностей.

### 4.1. Содержание кадмия

В условиях загрязнения в пределах Липецкого промышленного центра содержание кадмия в хвое (рис. 10а) и в побегах (рис. 10б) достоверно увеличивается в течение вегетационного периода. Различий содержания кадмия в однолетней хвое в зависимости местообитания не установлено. Тогда как содержание кадмия в однолетних побегах в условиях загрязнения достоверно выше контрольных значений.

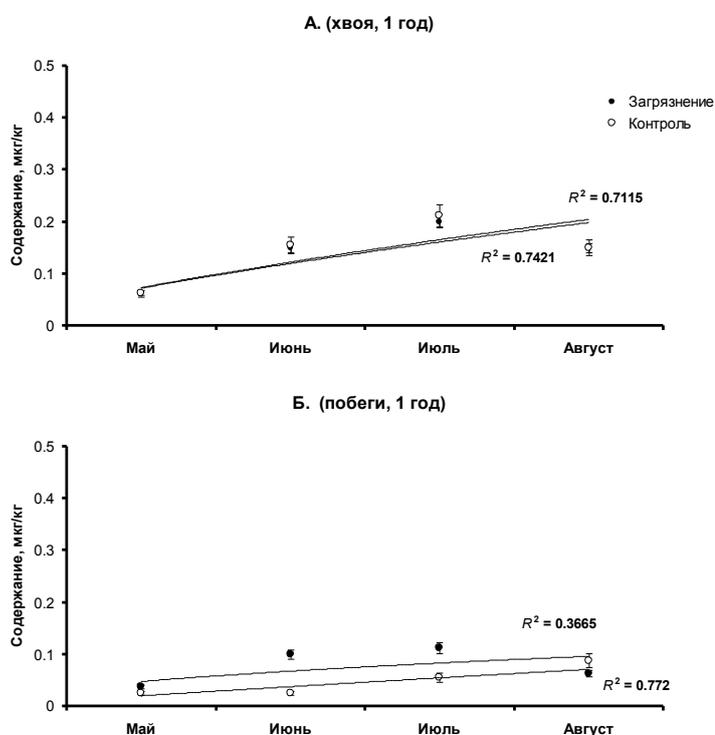


Рис. 10. Содержание кадмия в однолетней хвое (А) и однолетних побегах (Б) сосны обыкновенной (Липецкий промышленный центр)

В условиях загрязнения верхний слой почвы (0-10 см) сильно загрязнен кадмием (рис. 11а), его концентрация в 24,08 раза выше, чем в контроле (при сравнении абсолютных значений (мг/кг)). По сравнению с фоном содержание кадмия в этом слое почвы в 16,06 раза выше.

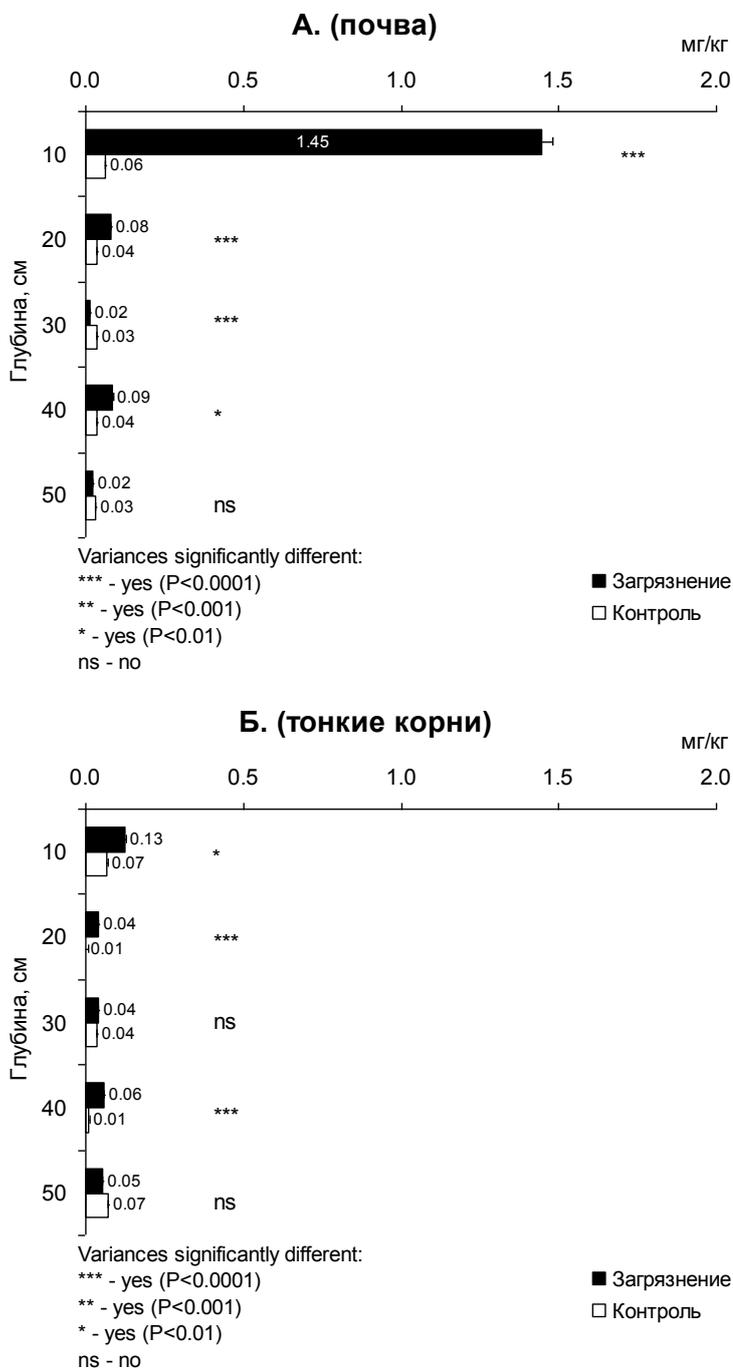


Рис. 11. Содержание кадмия в почве (А) и поглощающих корнях (Б) сосны обыкновенной (Липецкий промышленный центр)

В остальных слоях почвы (в загрязнении и в контроле) содержание кадмия ниже фона. Содержание кадмия в поглощающих корнях в условиях загрязнения (рис. 11б) в 1,14-6,50 раза выше, чем в контроле (за исключением наземного слоя 40-50 см).

Распределение кадмия по профилю почвы в контроле сильно коррелирует с кислотностью (рис. 12а) и содержанием гумуса (рис. 12б). В условиях загрязнения его распределение средне коррелирует с содержанием гумуса, но слабо зависит от кислотности.

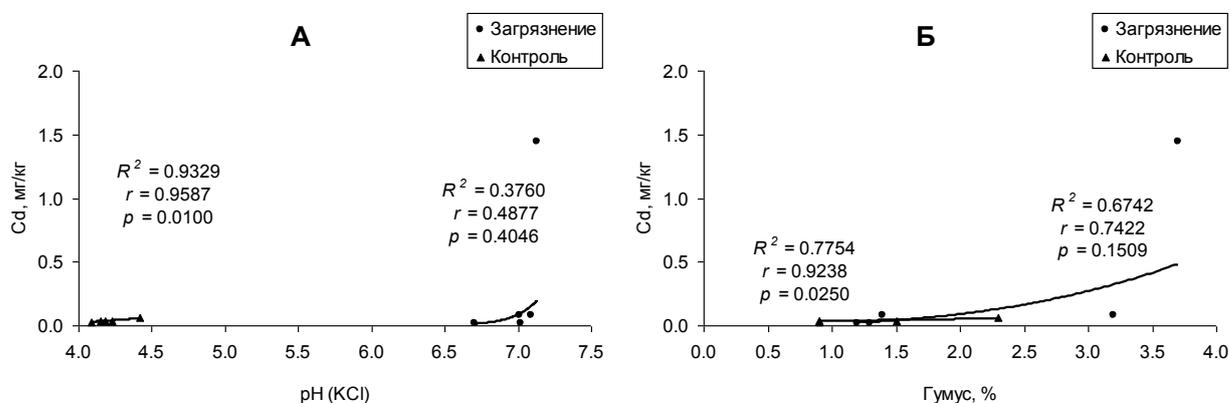


Рис. 12. Зависимость содержания кадмия в почве от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

Содержание кадмия в тонких корнях сосны (в условиях загрязнения и в контроле) слабо коррелирует с кислотностью (рис. 13а). Зависимость от содержания гумуса в условиях загрязнения средняя, а в контроле содержание кадмия в поглощающих корнях слабо коррелирует с количеством гумуса (рис. 13б).

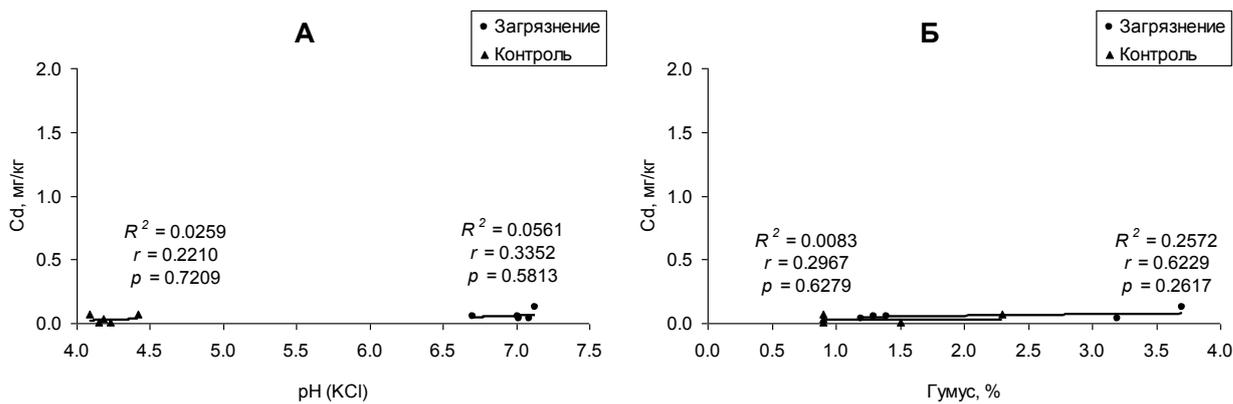


Рис. 13. Зависимость содержания кадмия в поглощающих корнях сосны от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

Содержание кадмия в однолетней хвое в пределах Елецкого промышленного центра в течение вегетационного периода достоверно не увеличивается (рис.14а), в то время как достоверно отличается между местообитаниями (в загрязнении содержание выше).

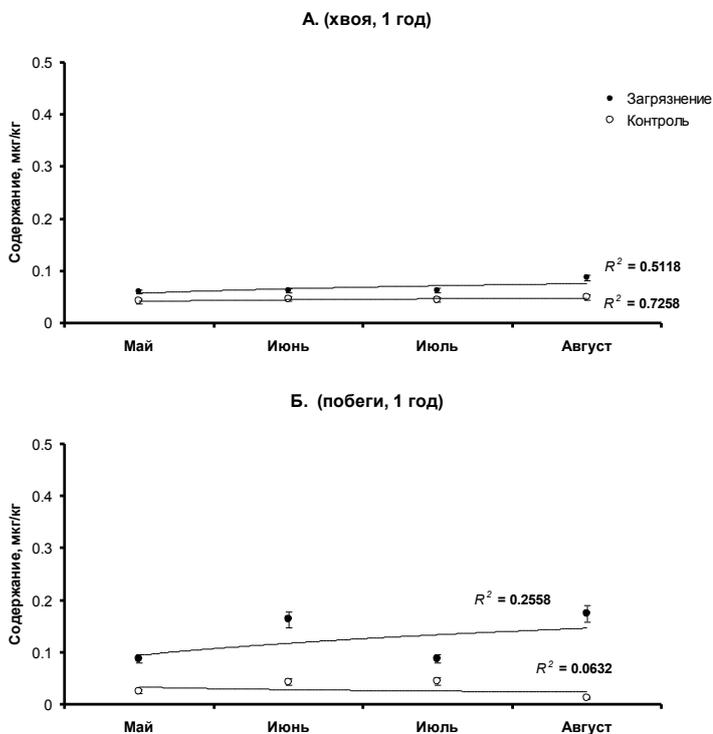


Рис. 14. Содержание кадмия в однолетней хвое (А) и однолетних побегах (Б) сосны обыкновенной (Елецкий промышленный центр)

Содержание кадмия в побегах в условиях загрязнения увеличивается в течение вегетационного периода и его содержание выше контрольных значений (рис. 14б), в контроле содержание в течение вегетационного периода не увеличивается.

В пределах Елецкого промышленного центра в условиях загрязнения и в контроле содержание кадмия в почве незначительно выше фоновых значений либо на уровне фона (рис. 15а) и достоверно выше контрольных значений только в слоях почвы 0-10 и 40-50 см. Содержание кадмия в поглощающих корнях в условиях загрязнения (рис. 15б) достоверно отличается от контроля только в слоях почвы 0-10 и 40-50 см.

Распределение кадмия по профилю почвы в контроле сильно коррелирует с кислотностью (рис. 16а) и содержанием гумуса (рис. 16б). В условиях загрязнения не выявлена зависимость распределения кадмия в почве от уровня кислотности и содержания гумуса.

Содержание кадмия в тонких корнях сосны (в условиях загрязнения и в контроле) отрицательно коррелирует с кислотностью (рис. 17а) и содержанием гумуса (рис. 17б). В условиях загрязнения содержание кадмия в тонких корнях средне коррелирует с кислотностью почвы, но слабо зависит от количества гумуса.

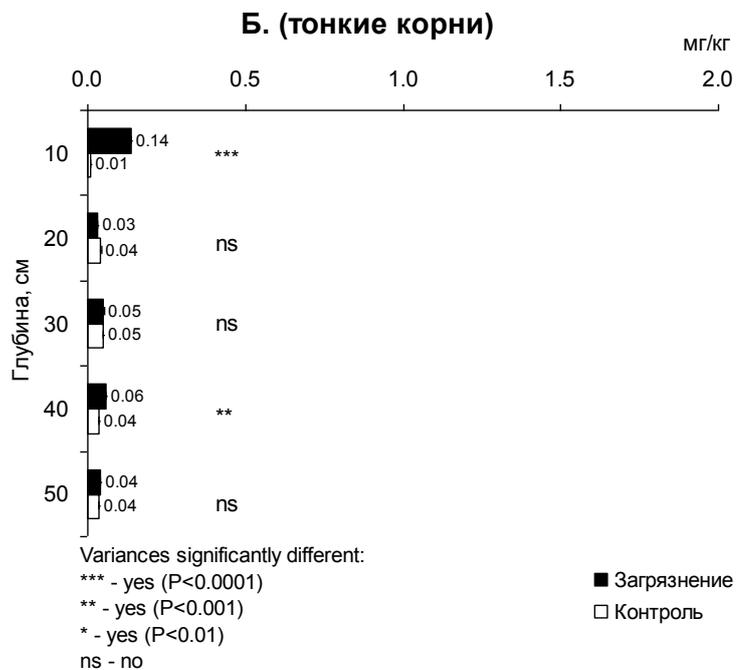
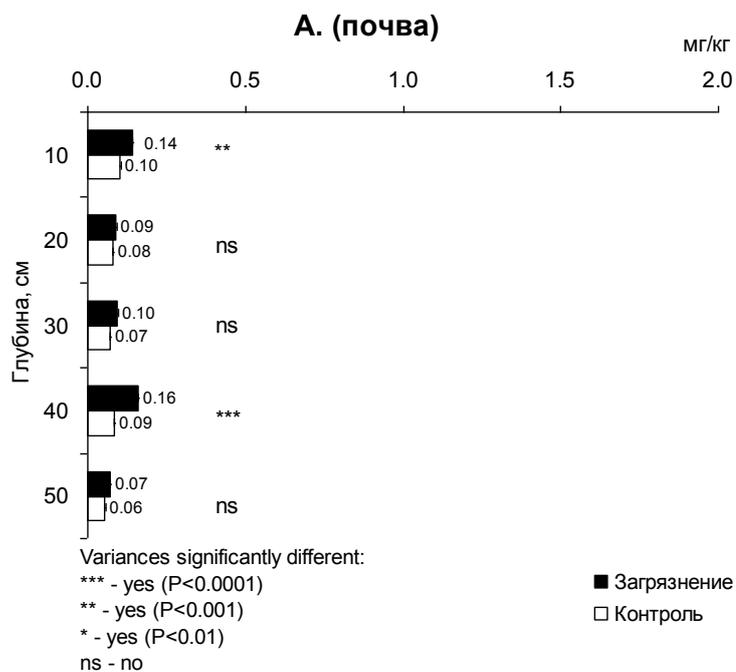


Рис. 15. Содержание кадмия в почве (А) и поглощающих корнях (Б) сосны обыкновенной (Елецкий промышленный центр)

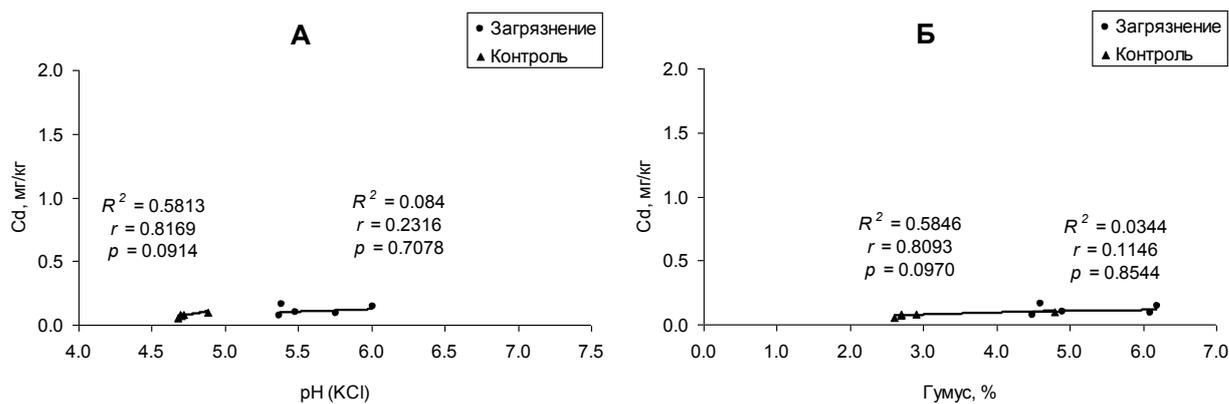


Рис. 16. Зависимость содержания кадмия в почве от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

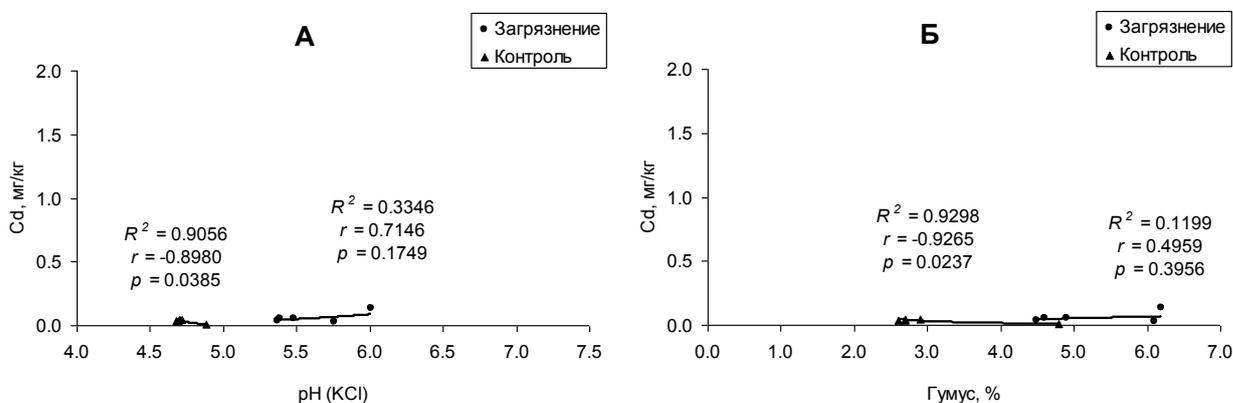


Рис. 17. Зависимость содержания кадмия в поглощающих корнях сосны от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

## 4.2. Содержание цинка

Содержание цинка в однолетней хвое (рис. 18а) в условиях загрязнения в пределах Липецкого промышленного центра и в контроле достоверно не отличается. Не установлена зависимость изменения содержания цинка в течение вегетационного периода. Содержание цинка в побегах (рис. 18б) достоверно выше, чем в контроле. Его содержание в течение вегетационного периода незначительно увеличивается.

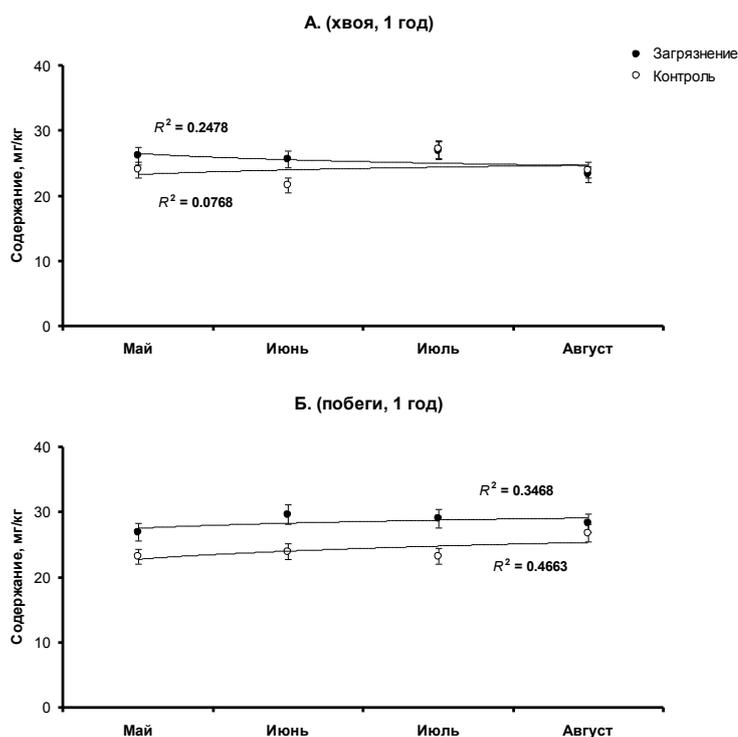


Рис. 18. Содержание цинка в однолетней хвое (А) и однолетних побегах (Б) сосны обыкновенной (Липецкий промышленный центр)

Во всех слоях почвы содержание цинка в условиях загрязнения выше, чем на контрольных участках (рис. 19а). В условиях загрязнения в верхнем слое почвы (0-10 см) отмечается значительное превышение содержания цинка по сравнению с контролем и фоновыми значениями. Содержание цинка в данном слое (если сравнивать абсолютные значения) в 11,27 раза превышает контрольные значения. По сравнению с фоновыми значениями, содержание цинка в этом слое в 13,25 раза выше. В контроле содержание цинка в почве не превышает фоновый уровень. Содержание цинка в поглощающих корнях сосны в условиях загрязнения во всех слоях почвы в 4,46-17,80 раза выше, чем в контроле (рис. 19б).

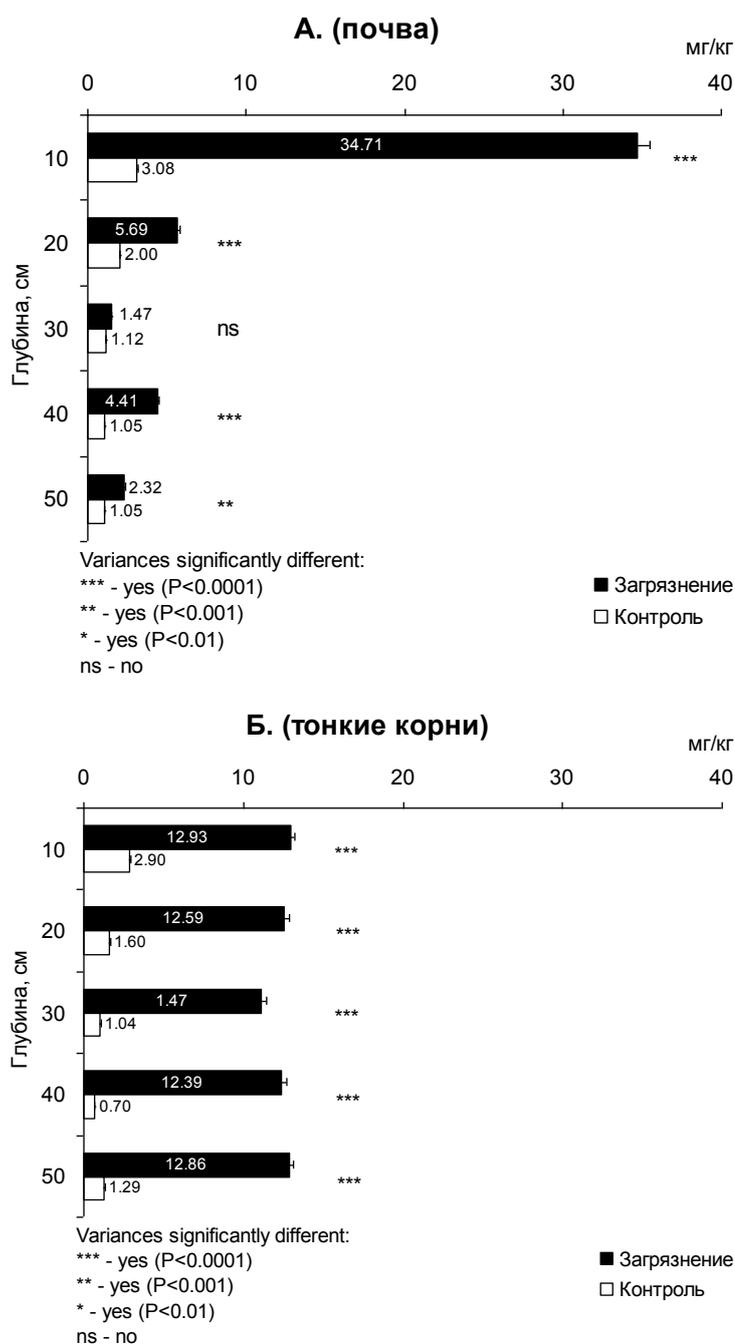


Рис. 19. Содержание цинка в почве (А) и поглощающих корнях (Б) сосны обыкновенной (Липецкий промышленный центр)

Содержание цинка в почве в условиях загрязнения тесно коррелирует с содержанием гумуса, но в случае с уровнем кислотности данная зависимость средняя (рис. 20). В контроле распределение цинка по профилю почвы тесно коррелирует с уровнем кислотности и содержанием гумуса.

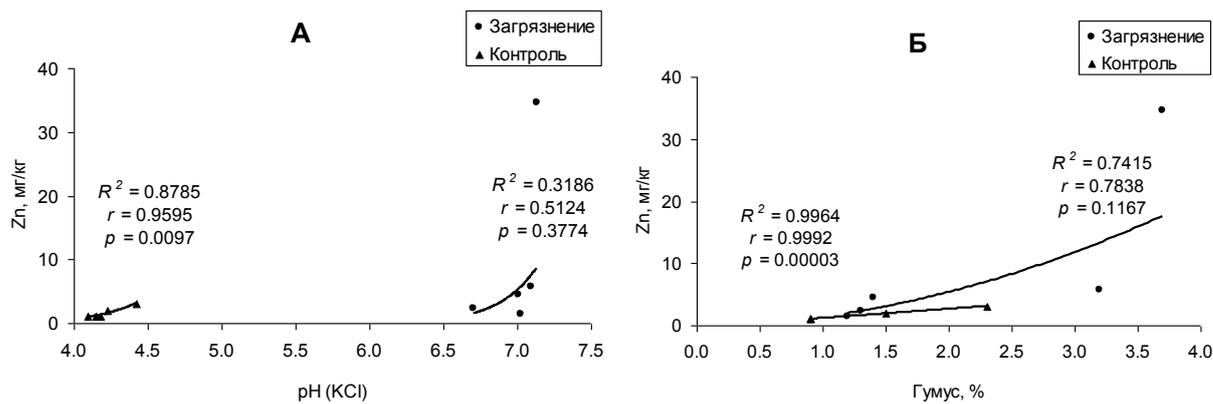


Рис. 20. Зависимость содержания цинка в почве от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

Содержание цинка в поглощающих корнях сосны в загрязненных условиях умеренно коррелирует с количеством гумуса, но не зависит от кислотности почвы (рис. 21). В контроле содержание цинка в тонких корнях сильно коррелирует с этими параметрами.

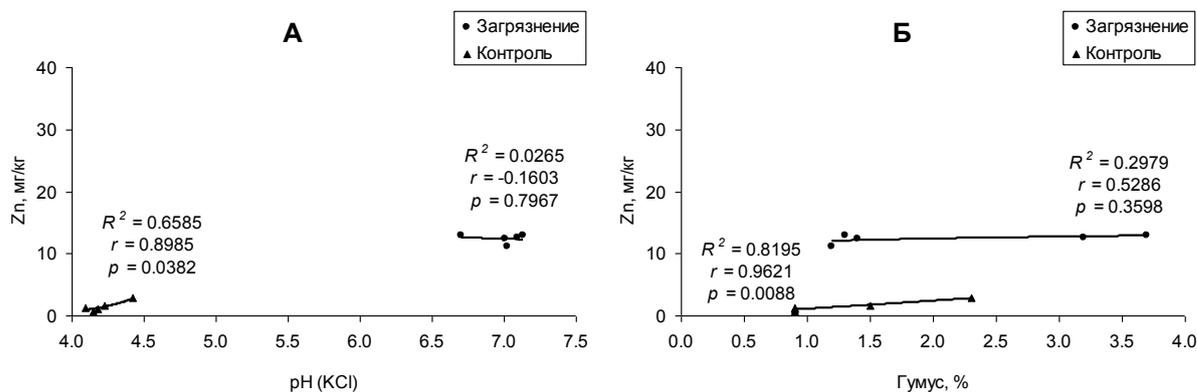


Рис. 21. Зависимость содержания цинка в поглощающих корнях сосны обыкновенной от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

Содержание цинка в однолетней хвое (рис. 22а) и в однолетних побегах (рис. 22б) в условиях загрязнения в пределах Елецкого промышленного центра выше, чем в контроле. В течение вегетационного периода уровень содержания цинка в хвое и побегах в условиях загрязнения достоверно не увеличивается, тогда как в контроле содержание цинка достоверно возрастает к концу вегетации.

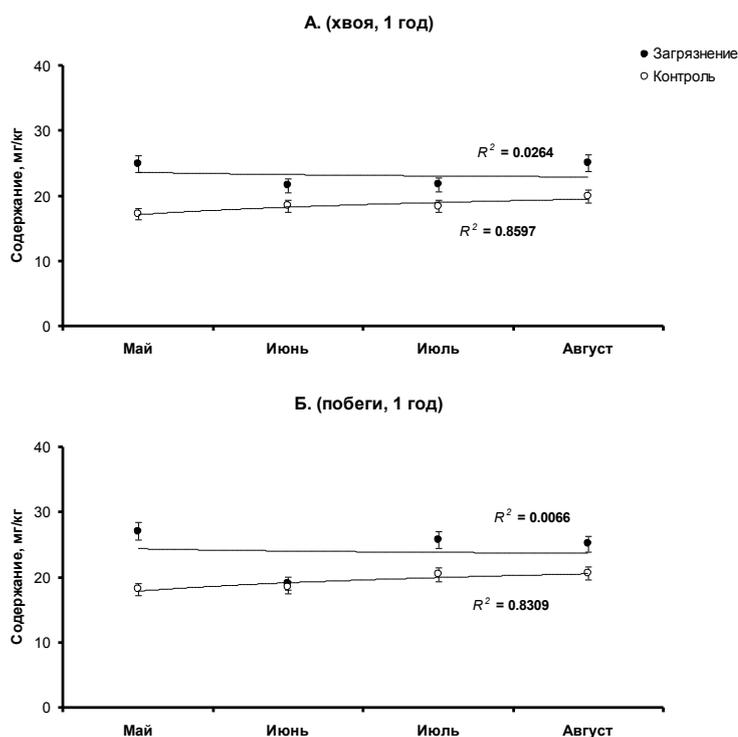


Рис. 22. Содержание цинка в однолетней хвое (А) и однолетних побегах (Б) сосны обыкновенной (Елецкий промышленный центр)

Во всех слоях почвы (кроме 0-10 см) содержание цинка в условиях загрязнения в пределах Елецкого промышленного центра ниже, чем в контроле (рис. 23а). Но содержание цинка в поглощающих корнях сосны в условиях загрязнения во всех слоях почвы выше, чем в контроле (рис. 23б).

Содержание цинка в почве в условиях загрязнения тесно коррелирует с содержанием гумуса и уровнем кислотности (рис. 24). В контроле, напротив, не установлено зависимости распределения цинка по профилю почвы от кислотности и содержания гумуса.

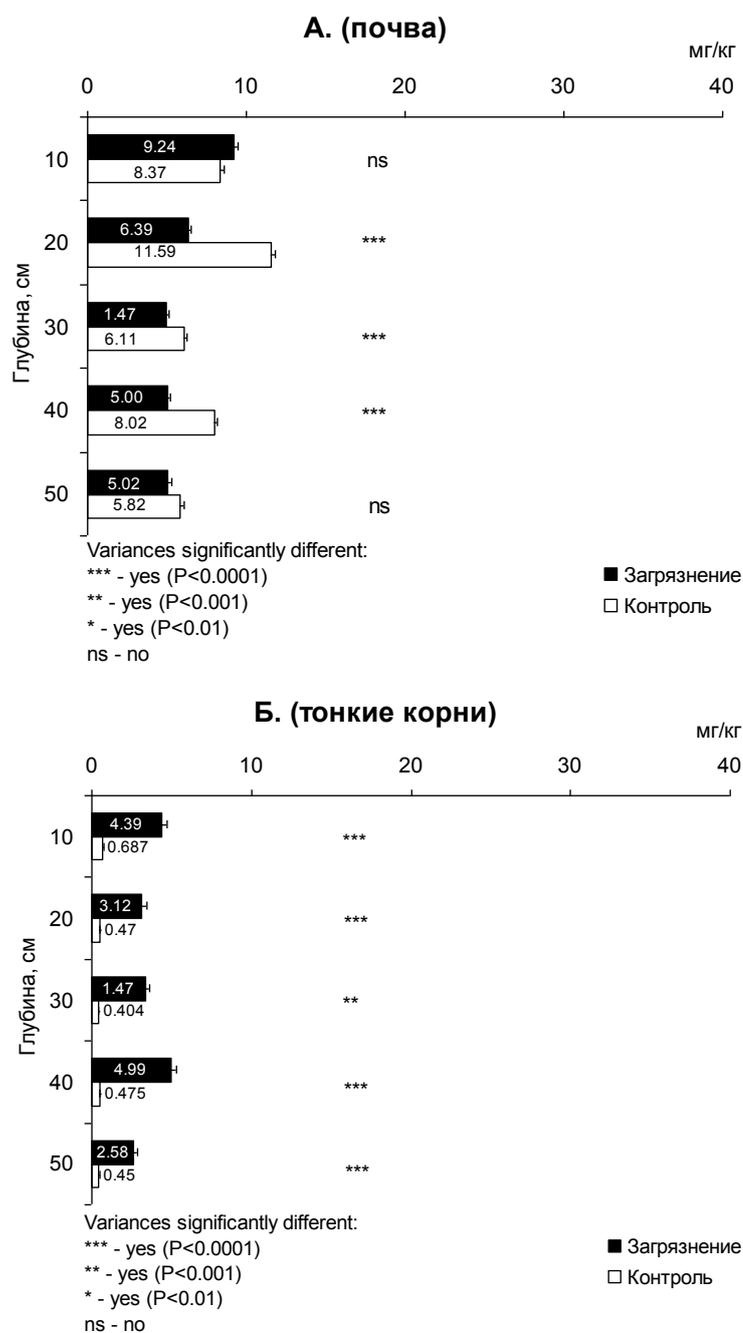


Рис. 23. Содержание цинка в почве (А) и поглощающих корнях (Б) сосны обыкновенной (Елецкий промышленный центр)

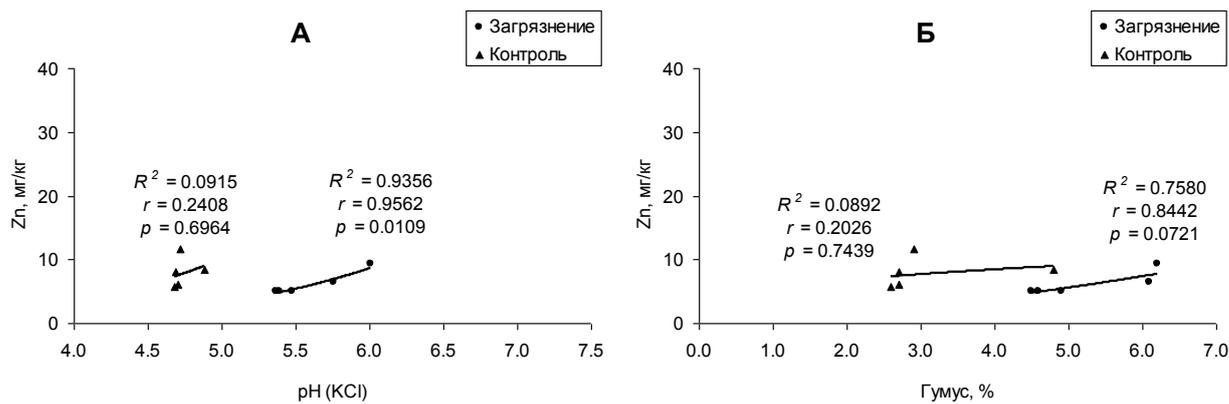


Рис. 24. Зависимость содержания цинка в почве от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

Содержание цинка в поглощающих корнях сосны в контроле сильно коррелирует с количеством гумуса и кислотностью (рис. 25), но в условиях загрязнения не зависит от данных параметров.

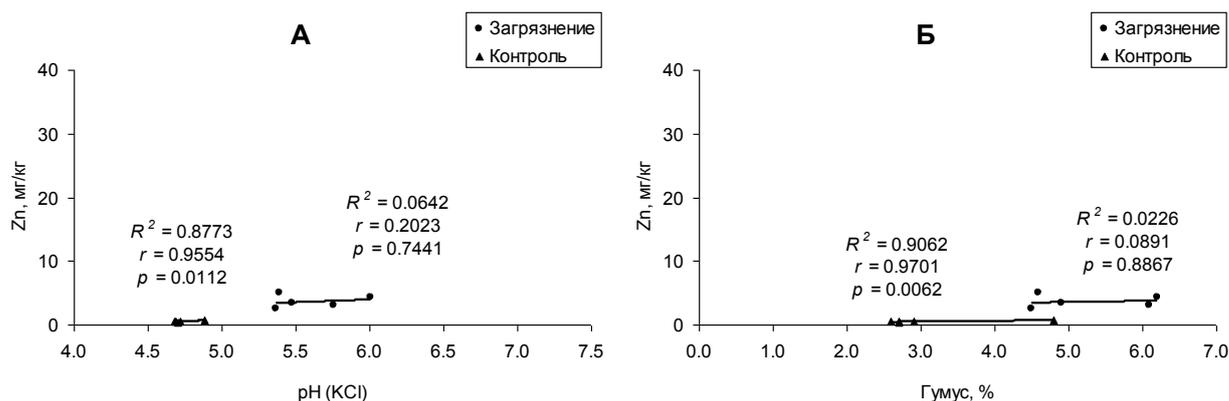


Рис. 25. Зависимость содержания цинка в поглощающих корнях сосны обыкновенной от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

### 4.3. Содержание марганца

Содержание марганца в однолетней хвое (рис. 26а) и в однолетних побегах (рис. 26б) в условиях загрязнения в пределах Липецкого промышленного центра выше, чем в контроле. В течение вегетационного периода уровень содержания марганца в хвое в условиях загрязнения

достоверно увеличивается, но не отмечается достоверного увеличения содержания марганца в однолетних побегах. В контроле содержание марганца в хвое и побегах в течение вегетационного периода достоверно не увеличивается.

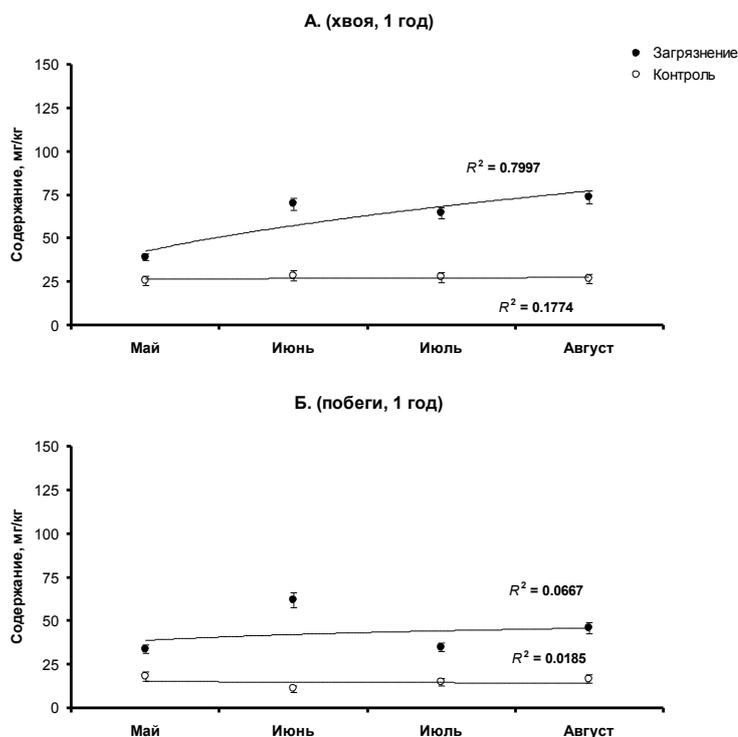


Рис. 26. Содержание марганца в однолетней хвое (А) и однолетних побегах (Б) сосны обыкновенной (Липецкий промышленный центр)

В условиях загрязнения Липецкого промышленного центра в слое почвы 0-30 см содержание марганца (при сопоставлении абсолютных значений (мг/кг)) не отличается от уровня контроля (рис. 27а). Но в других слоях (40-50 см) содержание марганца в контроле выше и достоверно отличается (рис. 27а). Содержание марганца в поглощающих корнях сосны в условиях загрязнения в 2,8-10,7 раза меньше, чем в контроле (за исключением глубины 30-40 см) (рис. 24б).

В условиях загрязнения и в контроле отмечается сильная корреляция содержания марганца в почве с кислотностью (рис. 28а) и количеством гумуса (рис. 28б).

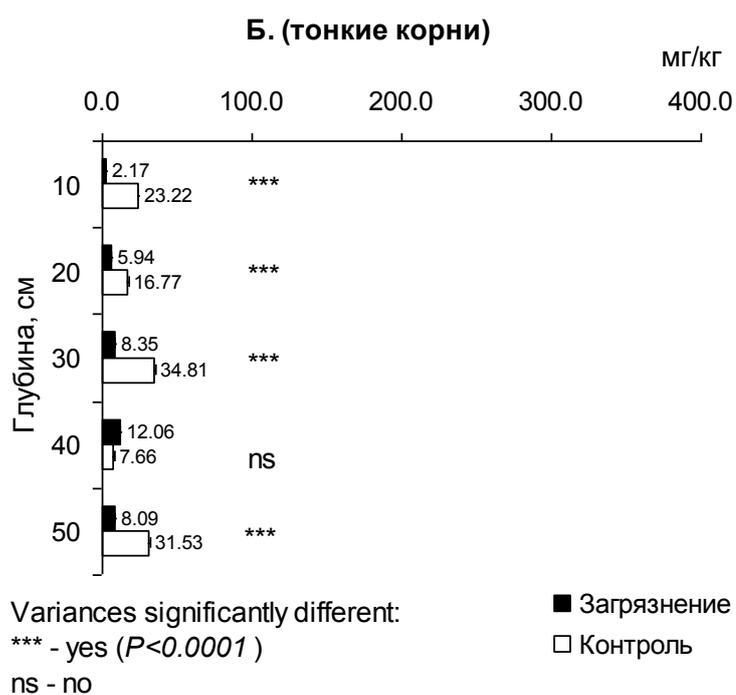
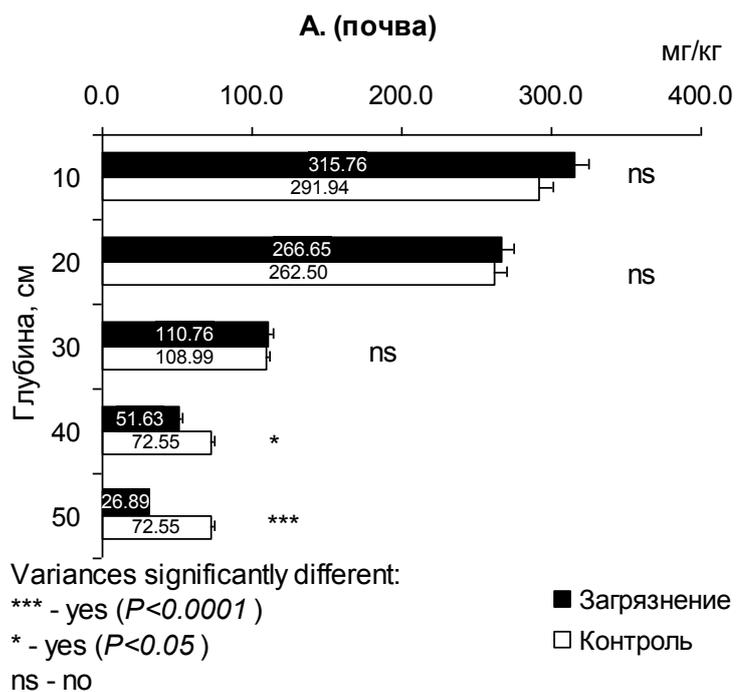


Рис. 27. Содержание марганца в почве (А) и поглощающих корнях (Б) сосны обыкновенной (Липецкий промышленный центр)

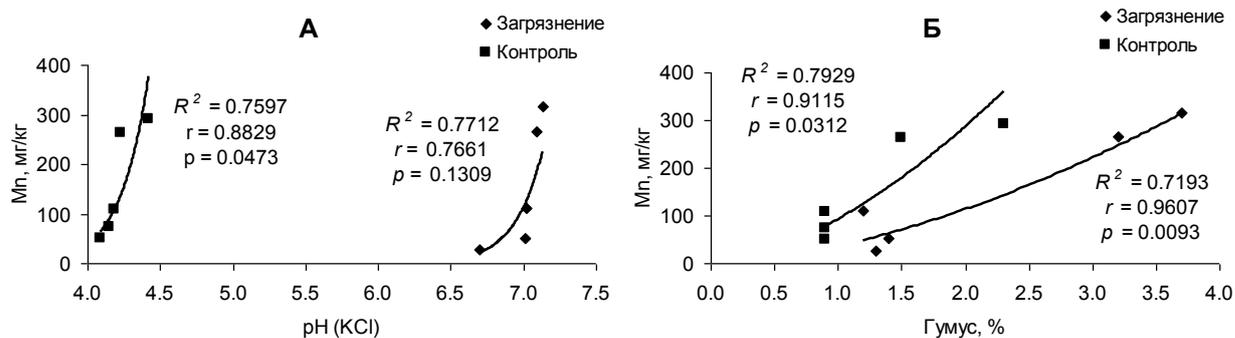


Рис. 28. Зависимость содержания марганца в почве от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

Содержание марганца в поглощающих корнях не коррелирует с кислотностью почвы и количеством гумуса, но в условиях загрязнения отмечается средняя корреляция между содержанием марганца в корнях и количеством гумуса (рис. 29).

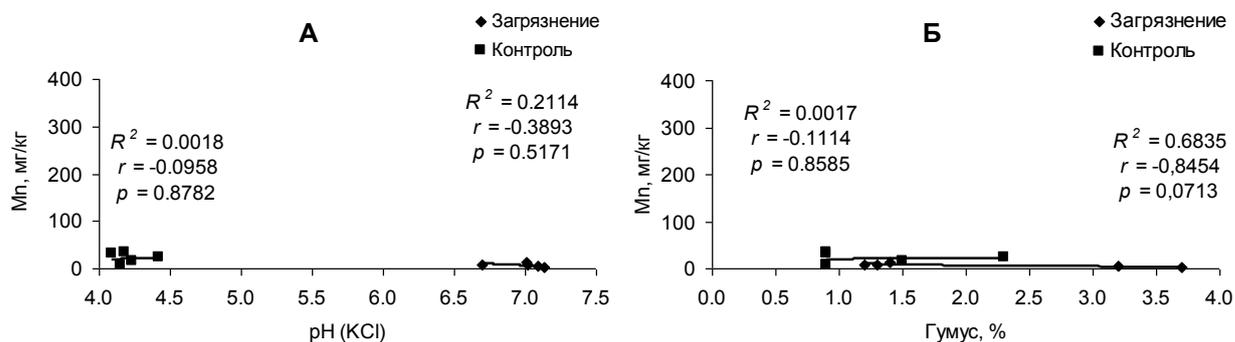


Рис. 29. Зависимость содержания марганца в поглощающих корнях сосны обыкновенной от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

Содержание марганца в однолетней хвое (рис. 30а) и в однолетних побегах (рис. 30б) в условиях загрязнения в пределах Елецкого промышленного центра достоверно выше, чем в контроле. В течение вегетационного периода содержание марганца в однолетних побегах (в условиях загрязнения и в контроле) достоверно увеличивается.

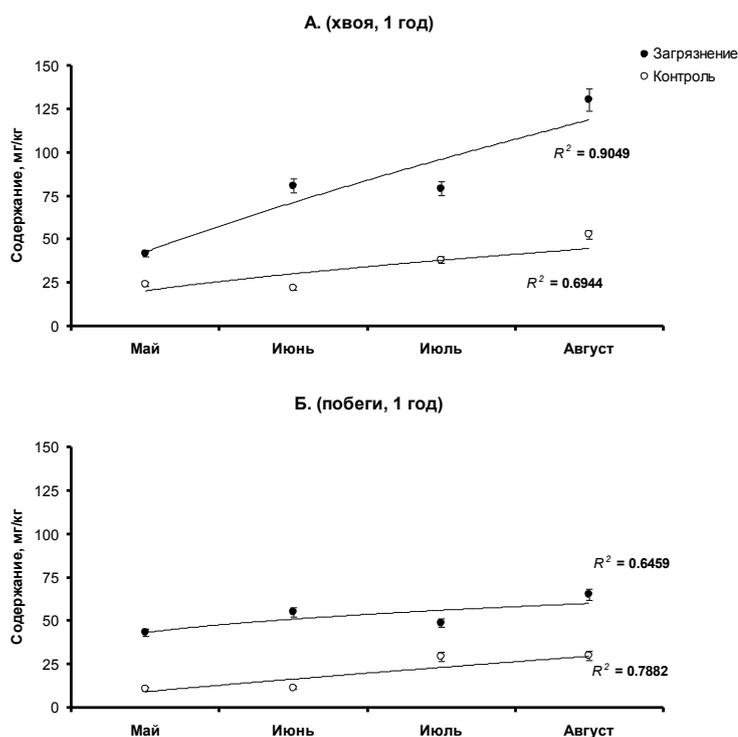


Рис. 30. Содержание марганца в однолетней хвое (А) и однолетних побегах (Б) сосны обыкновенной (Елецкий промышленный центр)

Содержание марганца в почве в условиях загрязнения Елецкого промышленного центра в целом выше, чем в контроле, но разница в содержании статистически достоверна только для слоя 10-20 см (рис. 31а). Содержание марганца в поглощающих корнях сосны в условиях загрязнения выше и достоверно отличаются от содержания в контроле (за исключением слоя 10-20 см) (рис. 31б).

Содержание марганца в почве в условиях загрязнения и в контроле тесно коррелирует с кислотностью (рис. 32а) и количеством гумуса (рис. 32б).

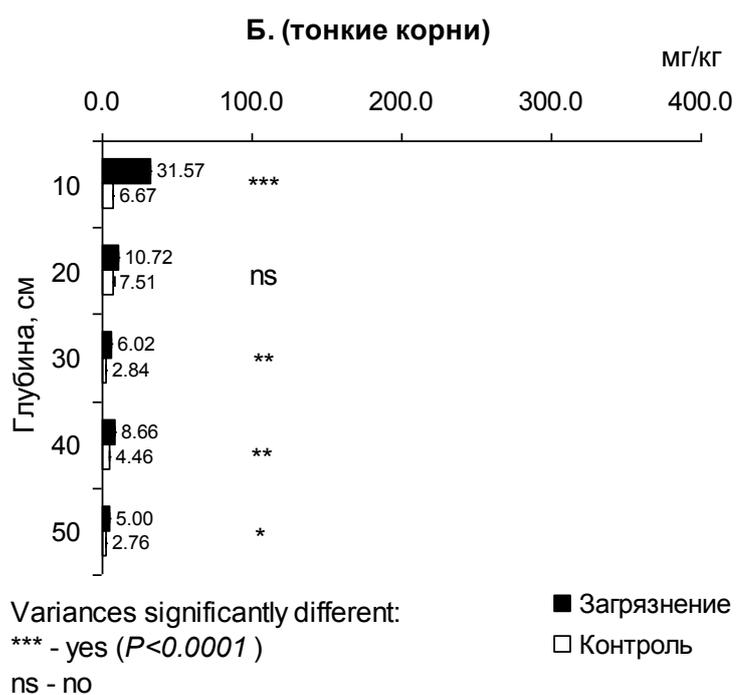
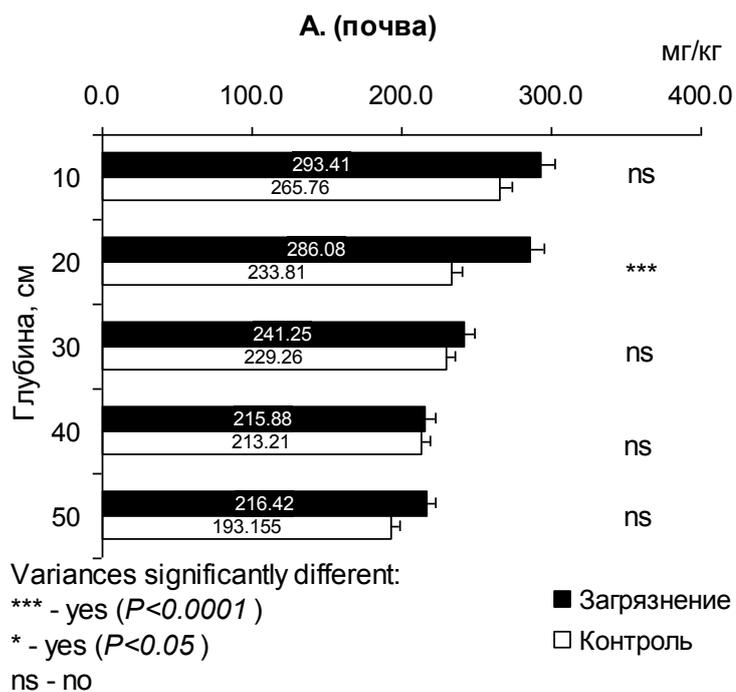


Рис. 31. Содержание марганца в почве (А) и поглощающих корнях (Б) сосны обыкновенной (Елецкий промышленный центр)

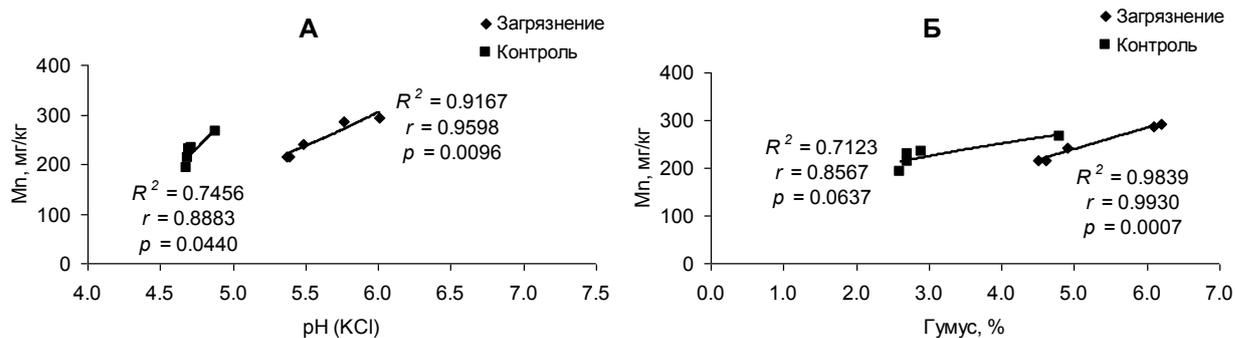


Рис. 32. Зависимость содержания марганца в почве от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

Степень корреляции содержание марганца в поглощающих корнях с кислотностью почвы и количеством гумуса в условиях загрязнения сильная (рис. 33), а в контроле эта зависимость средняя.

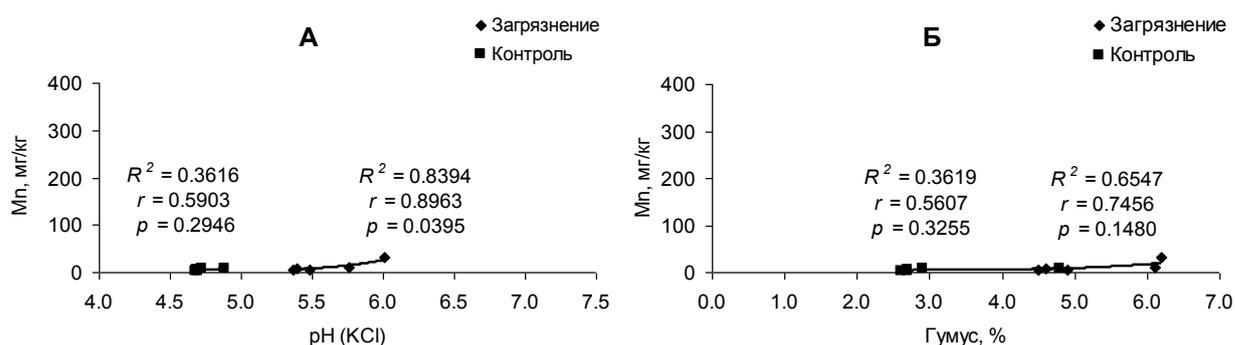


Рис. 33. Зависимость содержания марганца в поглощающих корнях сосны обыкновенной от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

#### 4.4. Содержание железа

В условиях загрязнения в пределах Липецкого промышленного центра содержание железа в однолетней хвое (рис. 34а) и в однолетних побегах (рис. 34б) достоверно увеличивается в течение вегетационного периода. Содержание железа к концу вегетационного периода в хвое и в побегах в условиях загрязнения достоверно выше, чем в контроле.

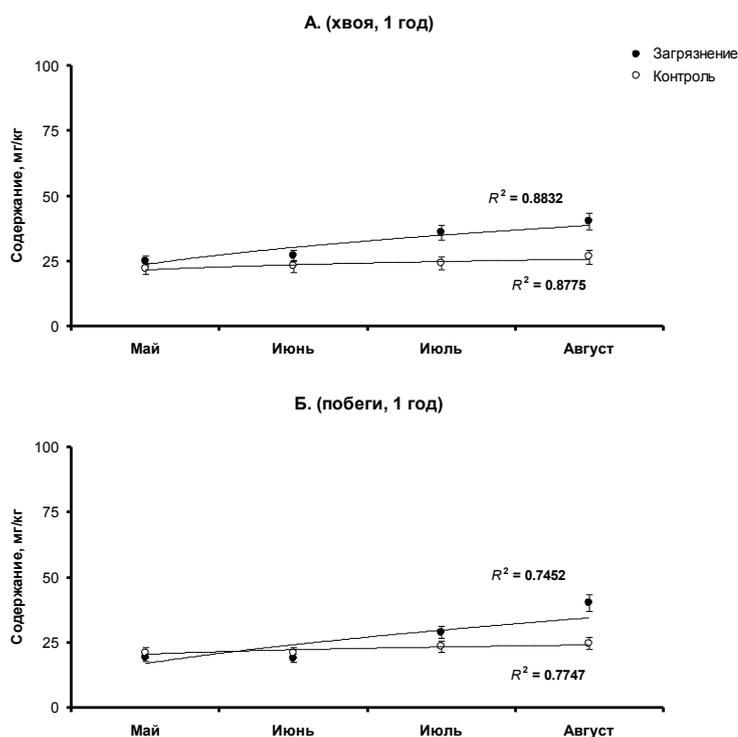


Рис. 34. Содержание железа в однолетней хвое (А) и однолетних побегах (Б) сосны обыкновенной (Липецкий промышленный центр)

Содержание железа в слоях на уровне 0-20 и 30-40 см в условиях загрязнения достоверно не отличается от уровня контроля (рис. 35а), но в других слоях (20-30 и 40-50 см) содержание железа ниже, чем в контроле и достоверно отличается. Содержание железа в поглощающих корнях в условиях загрязнения в 2,1-4,4 раза выше, чем в контроле (рис. 35б).

Распределение железа по профилю почвы в условиях загрязнения Липецкого промышленного центра не коррелирует (рис. 36а) с кислотностью почвы, но существует коррелирует с количеством гумуса (рис. 36б). В контроле установлена средняя корреляция между распределением железа по профилю почвы с кислотностью и содержанием гумуса.

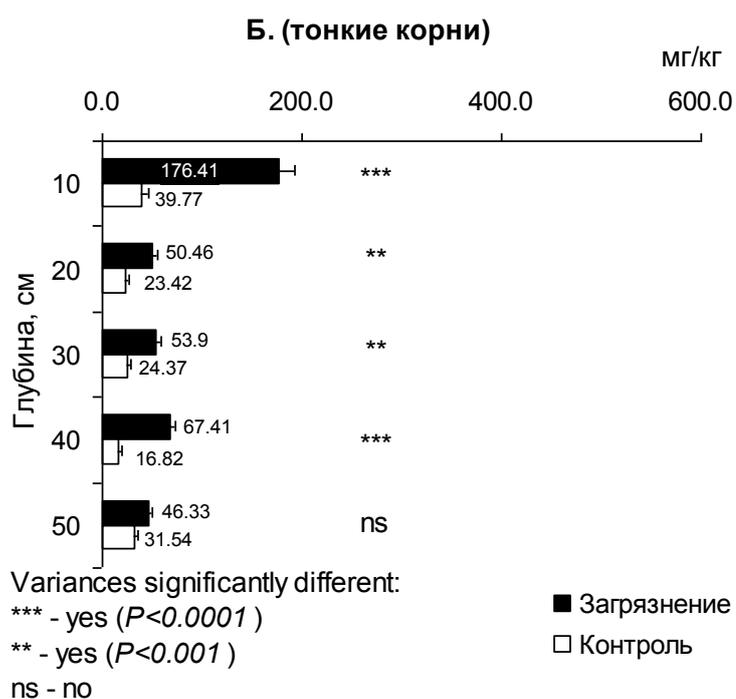
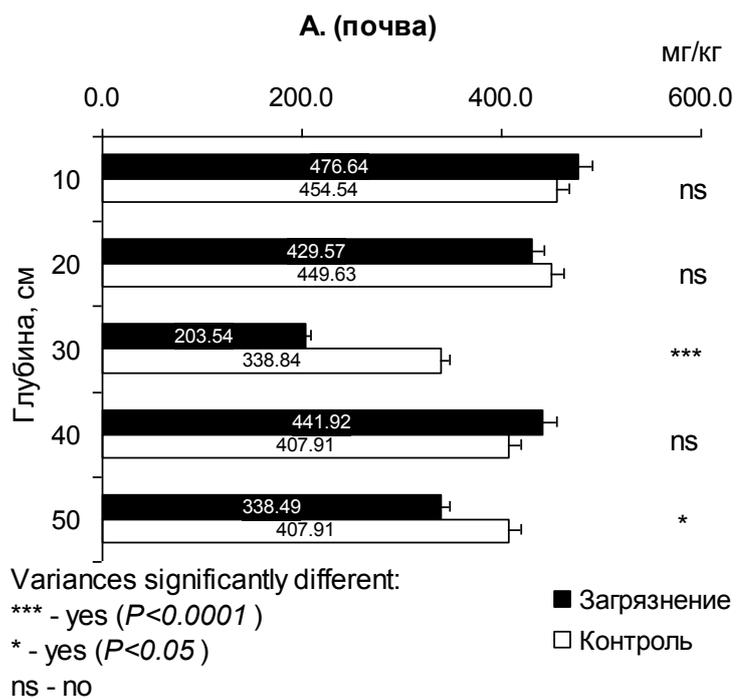


Рис. 35. Содержание железа в почве (А) и поглощающих корнях (Б) сосны обыкновенной (Липецкий промышленный центр)

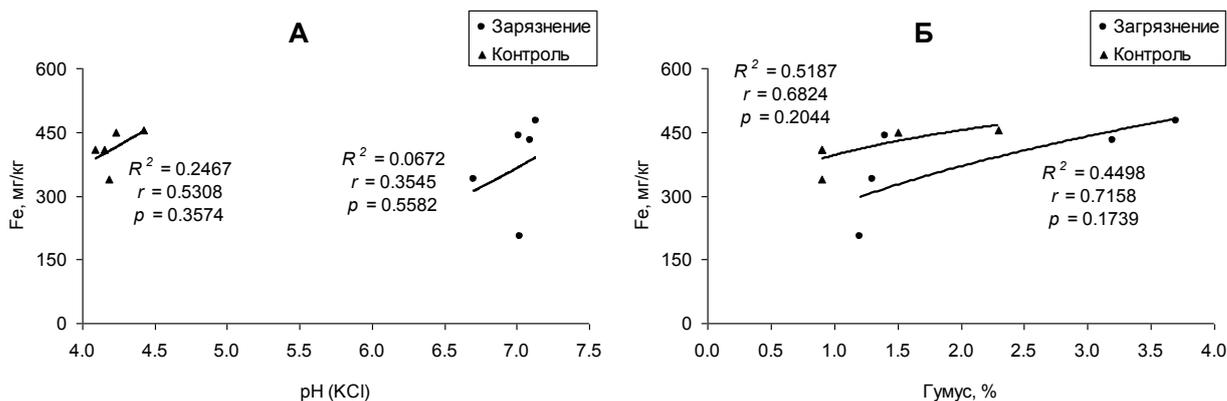


Рис. 36. Зависимость содержания железа в почве от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

Содержание железа в поглощающих корнях (рис. 37) коррелируют (степень корреляции средняя) с кислотностью почвы и количеством гумуса.

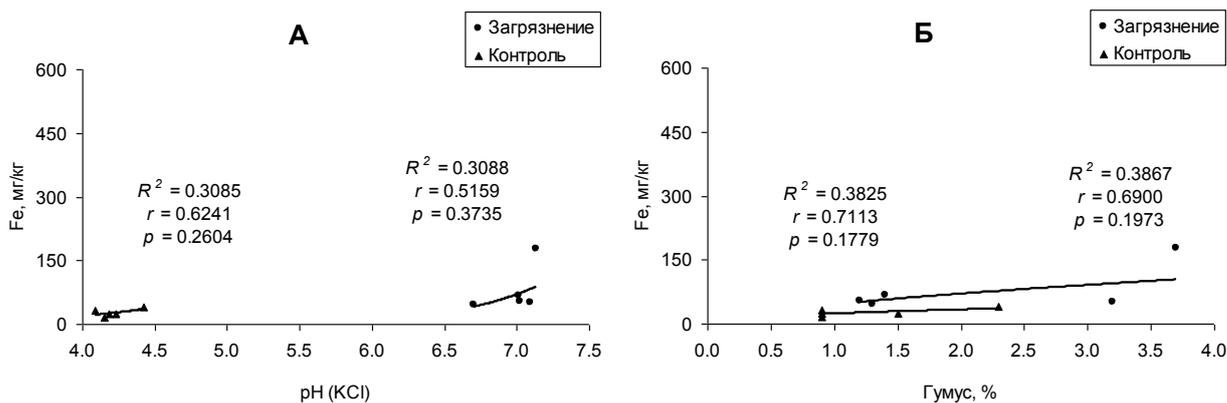


Рис. 37. Зависимость содержания железа в поглощающих корнях сосны обыкновенной от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

В условиях загрязнения в пределах Елецкого промышленного центра содержание железа в однолетней хвое (рис. 38а) и в однолетних побегах (рис. 38б) достоверно увеличивается в течение вегетационного периода и его содержание достоверно выше, чем в контроле.

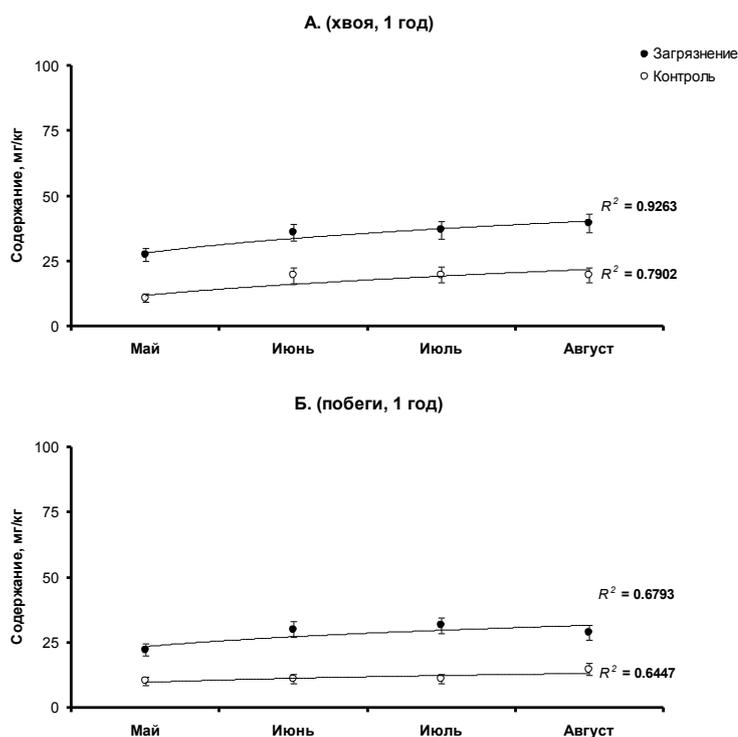


Рис. 38. Содержание железа в однолетней хвое (А) и однолетних побегах (Б) сосны обыкновенной (Елецкий промышленный центр)

Содержание железа в условиях загрязнения Елецкого промышленного центра достоверно не отличается от уровня контроля (рис. 39а). Не установлено четкой картины изменения содержания железа в поглощающих корнях сосны в зависимости от условий произрастания (рис. 39б). В слоях 0-10, 20-30 и 40-50 см содержание железа в корнях в условиях загрязнения не отличается от контроля, на глубине 20-30 см его содержание выше в контроле, а в слое 40-50 см – наоборот, выше в условиях загрязнения.

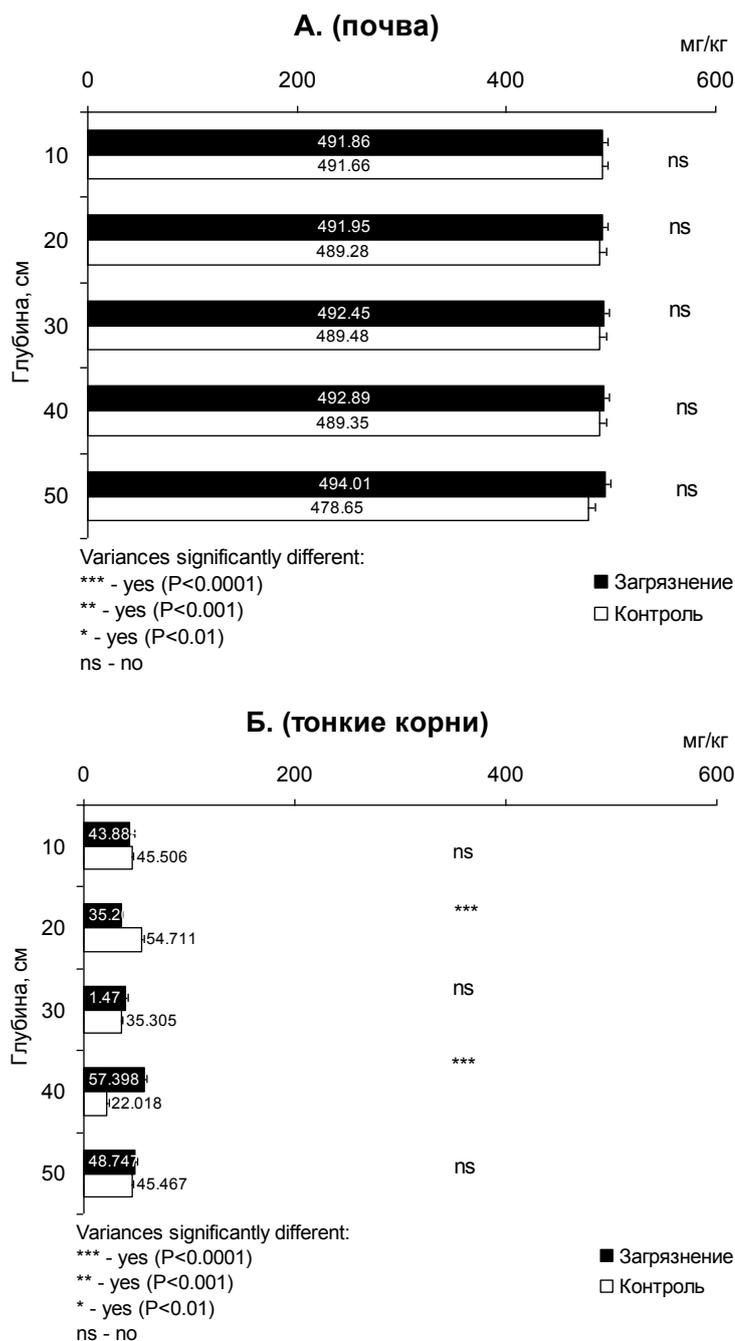


Рис. 39. Содержание железа в почве (А) и поглощающих корнях (Б) сосны обыкновенной (Елецкий промышленный центр)

В условиях загрязнения отмечается сильная отрицательная связь между распределением железа по профилю почвы с кислотностью (рис. 40а) и содержанием гумуса (рис. 40б). В контроле данная зависимость средняя положительная для кислотности и слабая – для содержания гумуса.

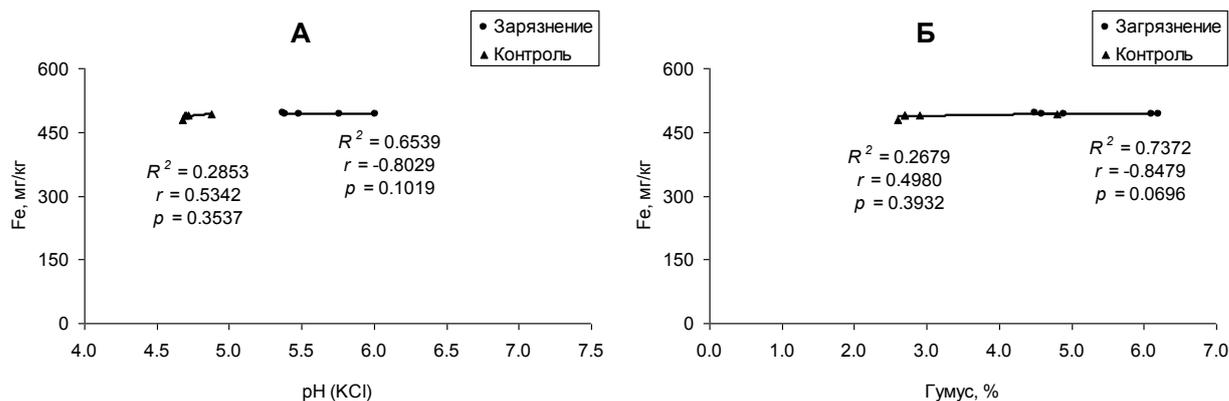


Рис. 40. Зависимость содержания железа в почве от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

В условиях загрязнения также отмечается средняя отрицательная связь между содержанием железа в поглощающих корнях с кислотностью (рис. 41а) и содержанием гумуса (рис. 41б). В контроле данная зависимость слабая (положительная).

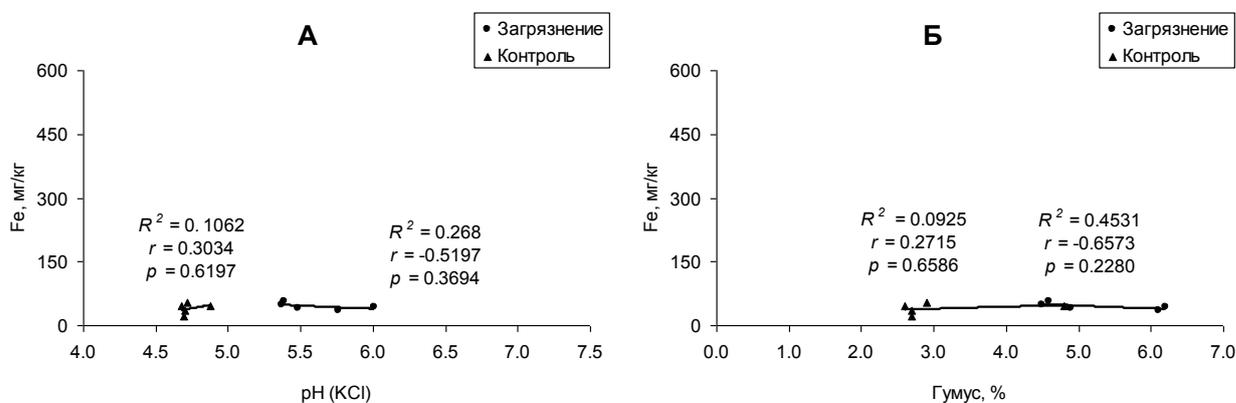


Рис. 41. Зависимость содержания железа в поглощающих корнях сосны обыкновенной от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

#### 4.5. Коэффициенты биологического поглощения и биологической миграции металлов

КБП кадмия в условиях загрязнения Липецкого промышленного центра варьирует от 0,09 до 2,70, в условиях Елецкого промышленного центра – от 0,03 до 0,14 (рис. 42). В контроле, данные значения коэффициента варьируют от 0,17 до 2,37 (Липецк) и от 0,01 до 0,05 (Елец). КБМ для однолетней хвои в условиях загрязнения Липецкого промышленного центра составляет 2,86, в условиях загрязнения Елецкого промышленного центра – 1,41; в контроле – 3,93 и 2,80 соответственно. КБМ для побегов в условиях загрязнения составляет 1,40 (Липецк) и 1,49 (Елец), в контроле – 1,65 и 0,39 соответственно.

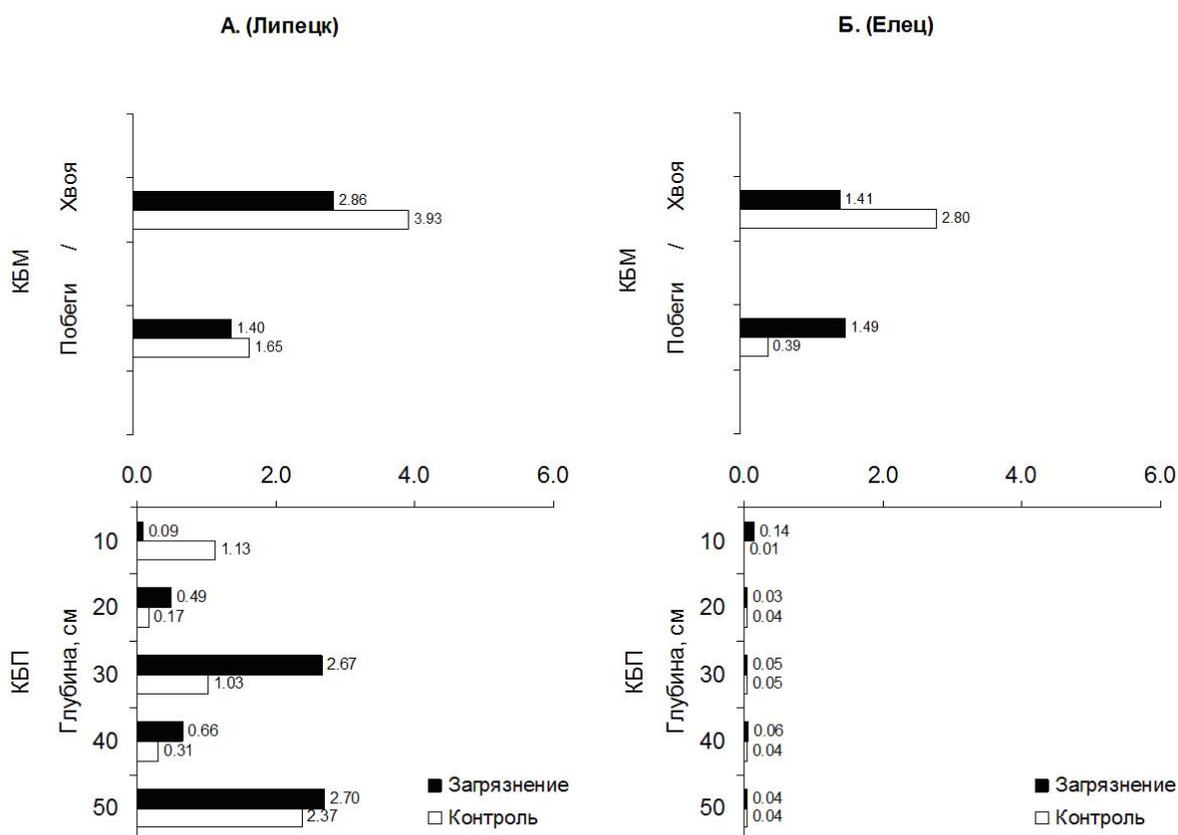


Рис. 42. Коэффициенты биологического поглощения и биологической миграции для кадмия

В контроле (для Липецкого промышленного центра) значения КБП не коррелируют с кислотностью и содержанием гумуса (рис. 43). Тогда как в условиях загрязнения установлена сильная негативная корреляция между значениями коэффициента с кислотностью и содержанием гумуса.

В контроле (для Елецкого промышленного центра) установлена сильная негативная корреляция между значениями КБП с кислотностью и содержанием гумуса (рис. 44). В условиях загрязнения данная зависимость средняя (положительная).

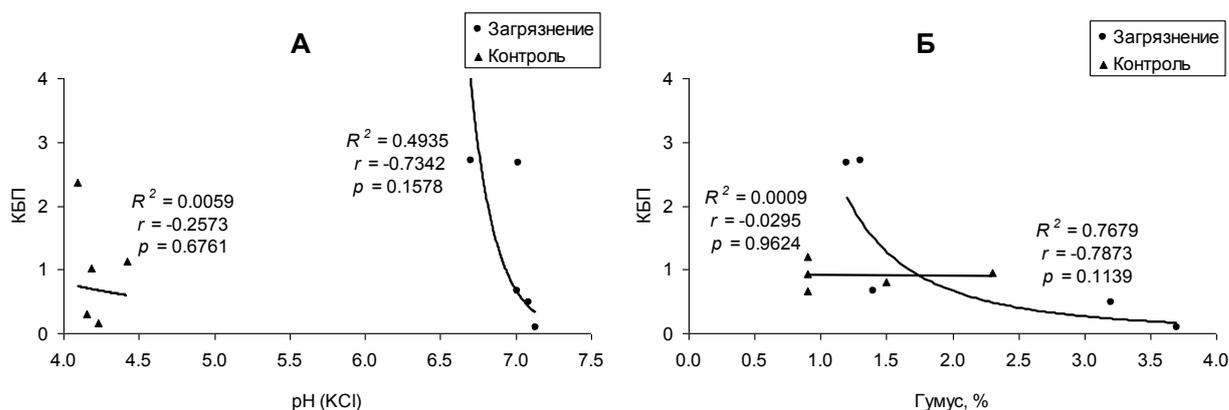


Рис. 43. Зависимость коэффициента биологического поглощения кадмия от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

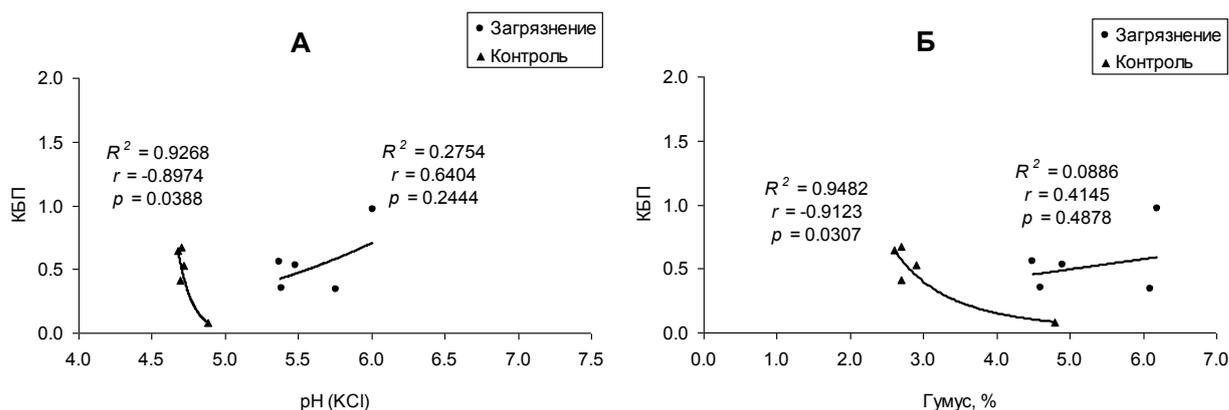


Рис. 44. Зависимость коэффициента биологического поглощения кадмия от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

КБП цинка в условиях загрязнения Липецкого промышленного центра колеблется от 0,37 до 7,58, в контроле изменяется от 0,66 до 1,20 (рис. 45). Значение КБМ для хвои в загрязненных местообитаниях составляет 1,88, в контроле – 15,92, КБМ для побегов, соответственно, в 2,29 и 17,81. КБП цинка в условиях загрязнения Елецкого промышленного центра колеблется от 0,48 до 1,00, в контроле изменяется от 0,04 до 0,08. Значение КБМ для хвои в условиях загрязнения составляет 6,32, в контроле – 7,69, КБМ для побегов, соответственно, в 48,24 и 53,94.

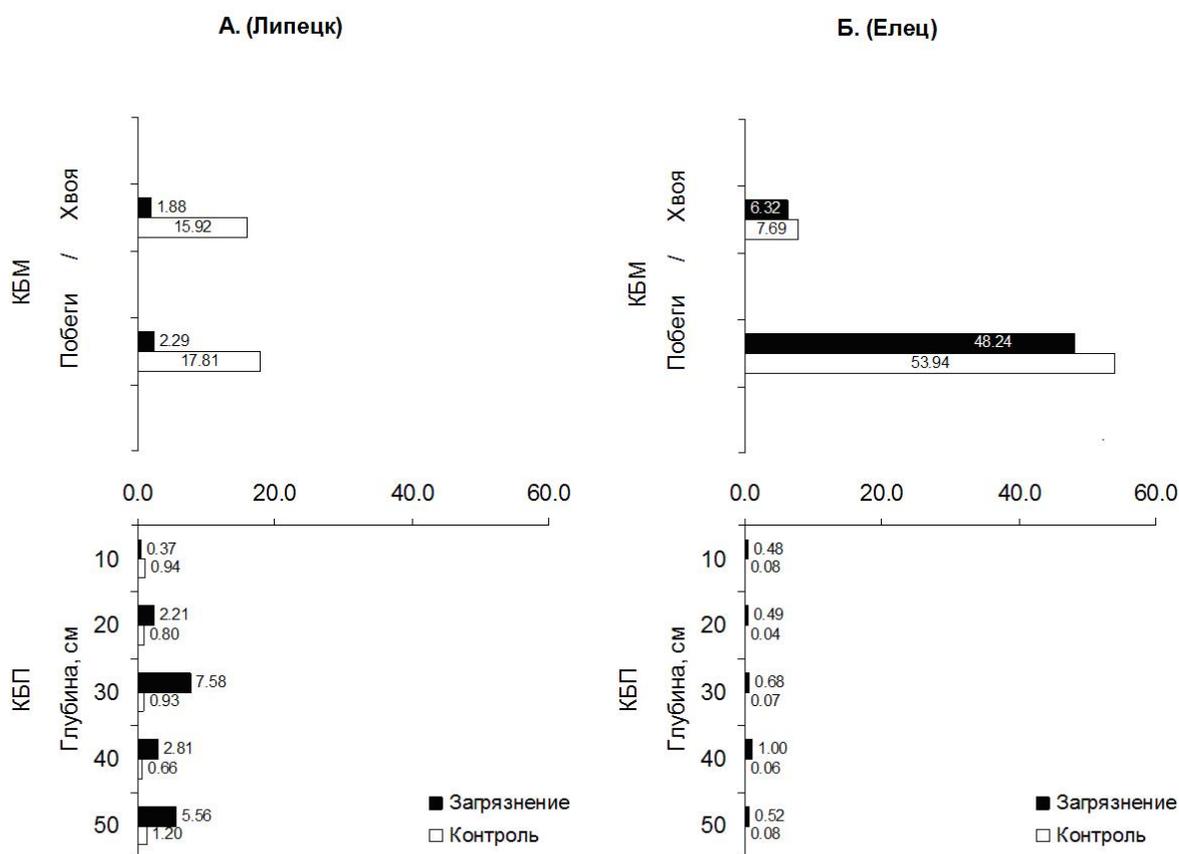


Рис. 45. Коэффициенты биологического поглощения и биологической миграции для цинка

В контроле (для Липецкого промышленного центра) значения КБП не коррелируют с кислотностью и содержанием гумуса (рис. 46). В условиях загрязнения установлена сильная негативная корреляция между значениями

коэффициента и кислотностью, и средняя негативная корреляция между значениями коэффициента и содержанием гумуса.

В контроле (для Елецкого промышленного центра) значения КБП так же не коррелируют с кислотностью и содержанием гумуса (рис. 47). В условиях загрязнения установлена средняя негативная корреляция КБП с кислотностью и содержанием гумуса.

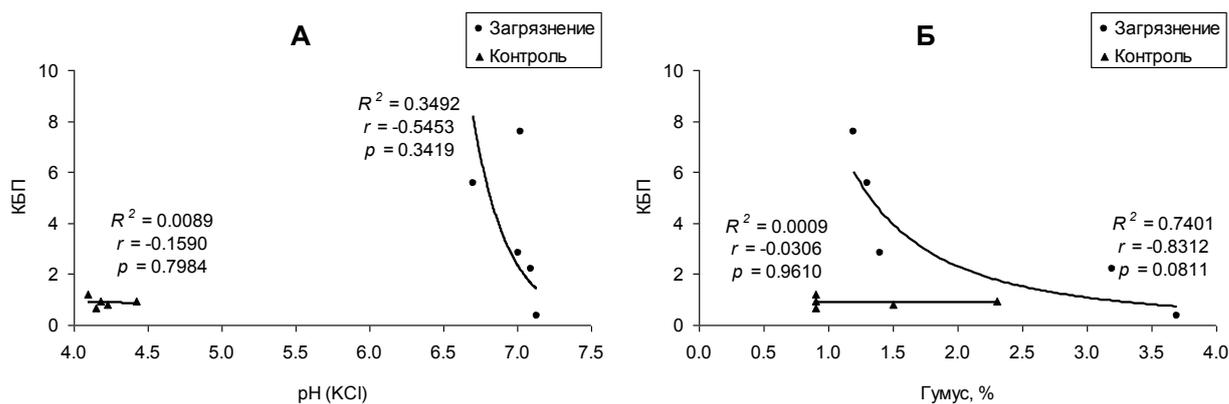


Рис. 46. Зависимость коэффициента биологического поглощения цинка от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

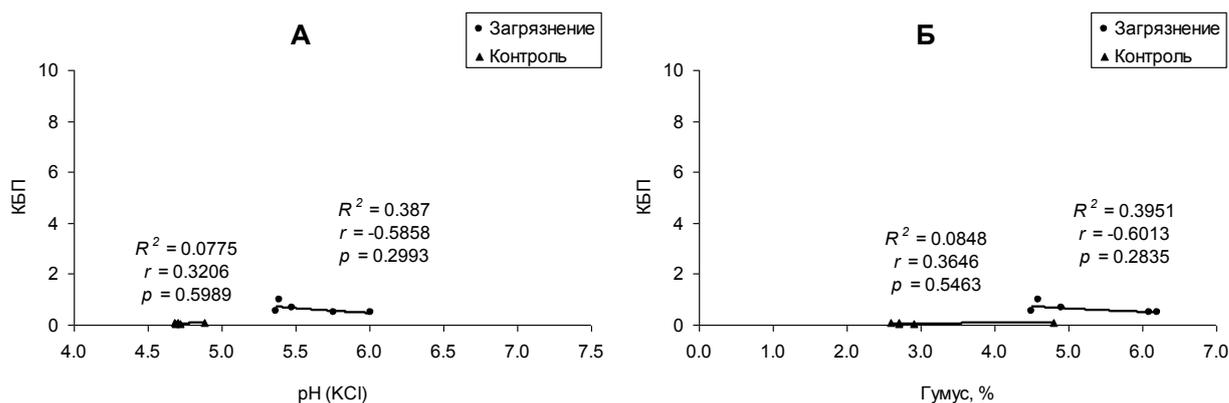


Рис. 47. Зависимость коэффициента биологического поглощения цинка от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

БАК марганца в условиях загрязнения Липецкого промышленного центра варьирует от 0,01 до 0,30, в контроле – от 0,06 до 0,63, значение КБМ

для однолетней хвои в условиях загрязнения составляет 10,08, в контроле – 1,17, для однолетних побегов – 6,29 и 0,73, соответственно (рис. 48). БАК марганца в условиях загрязнения Елецкого промышленного центра варьирует от 0,02 до 0,11, в контроле – от 0,01 до 0,03, значение КБМ для однолетней хвои в условиях загрязнения составляет 10,52, в контроле – 10,85, для однолетних побегов – 5,25 и 6,16, соответственно.

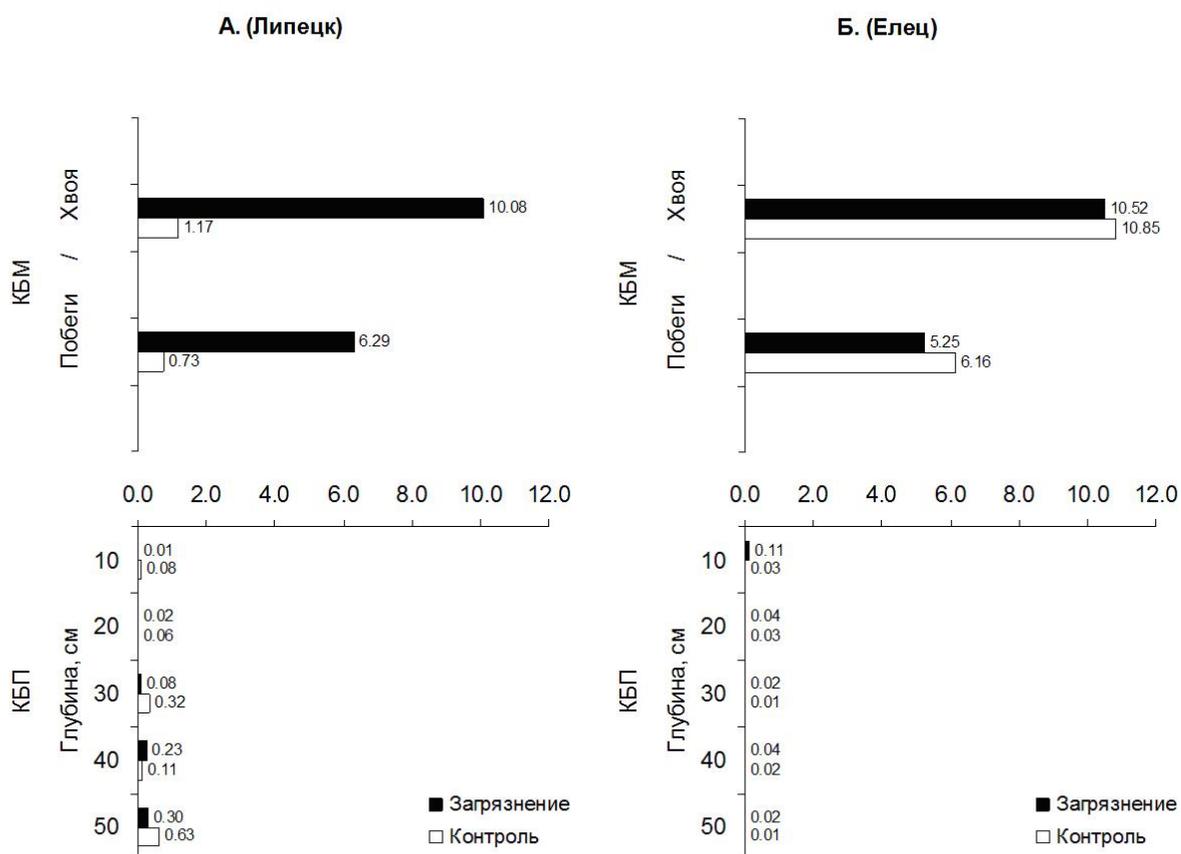


Рис. 48. Коэффициенты биологического поглощения и биологической миграции для марганца

КБП марганца в условиях загрязнения Липецкого промышленного центра тесно отрицательно коррелирует с кислотностью (рис. 49а) и содержанием гумуса (рис. 49б). В контроле данная корреляция средняя (отрицательная).

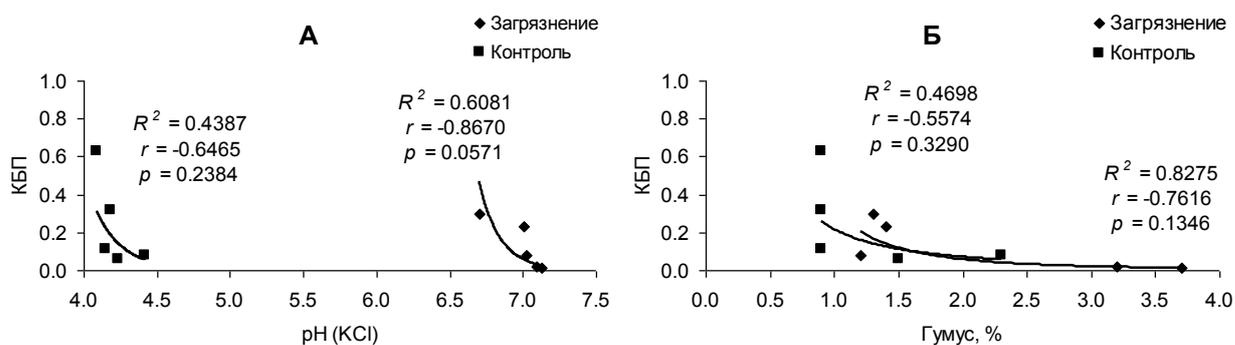


Рис. 49. Зависимость коэффициента биологического поглощения марганца от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

КБП марганца в условиях загрязнения Елецкого промышленного центра сильно коррелирует с кислотностью (рис. 50а) и содержанием гумуса (рис. 50б). В контроле данная корреляция средняя.

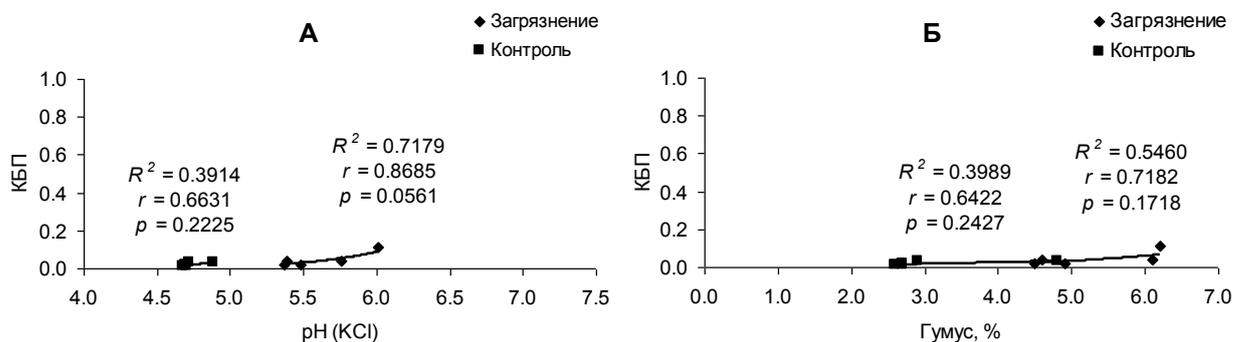


Рис. 50. Зависимость коэффициента биологического поглощения марганца от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

КБП железа в условиях загрязнения Липецкого промышленного центра варьирует от 0,12 до 0,37, в условиях контроля – от 0,04 до 0,09 (рис. 51). Значения КБМ для однолетней хвои в условиях загрязнения составляет 0,51, в контроле – 0,98, для побегов – 0,48 и 0,91, соответственно. КБП железа в условиях загрязнения Елецкого промышленного центра варьирует от 0,07 до 0,12, в условиях контроля – от 0,07 до 0,11 1. Значения КБМ для однолетней

хвои в условиях загрязнения составляет 0,88, в контроле – 0,48, для побегов – 0,64 и 0,36, соответственно.

КБП железа в условиях Липецкого промышленного центра слабо коррелирует с кислотностью почвы и содержанием гумуса (рис.52), за исключением контроля, где установлена средняя корреляционная связь между КБП железа и количеством гумуса.

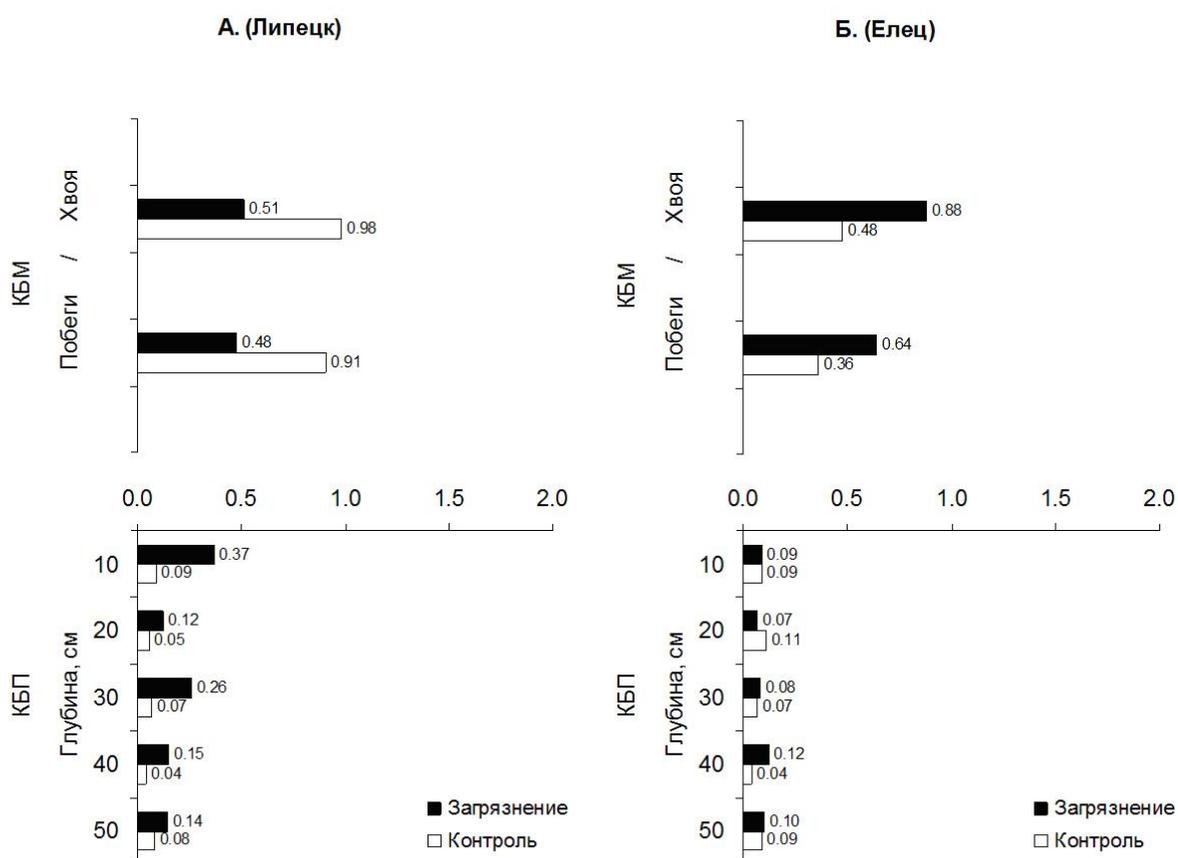


Рис. 51. Коэффициенты биологического поглощения и биологической миграции для железа

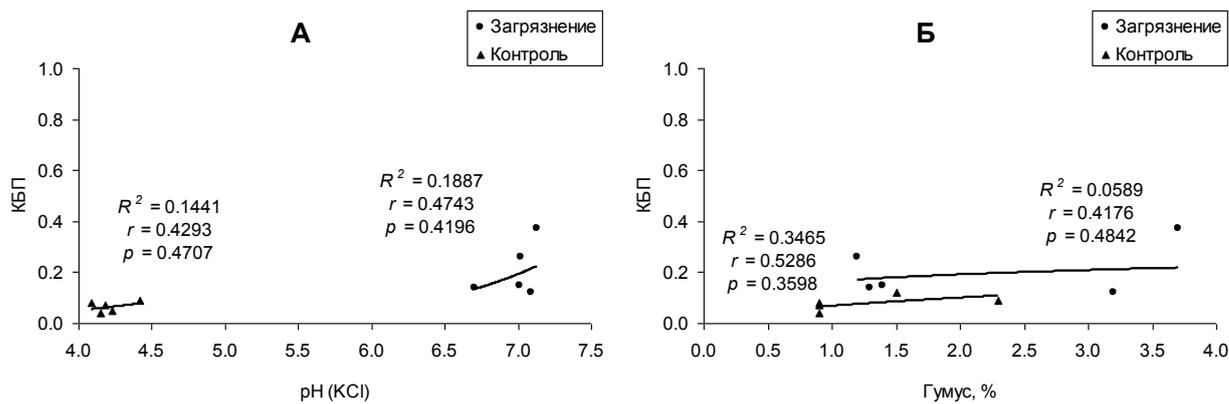


Рис. 52. Зависимость коэффициента биологического поглощения железа от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Липецкий промышленный центр)

Для КБП железа в условиях Елецкого промышленного центра установлена средняя отрицательная связь с кислотностью почвы и количеством гумуса (рис. 53), но в контрольных условиях эти параметры между собой не коррелируют.

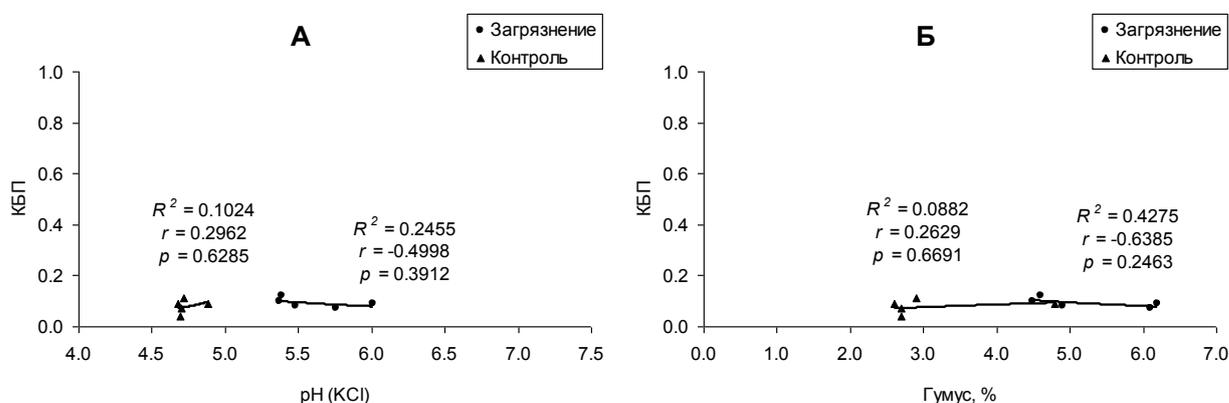


Рис. 53. Зависимость коэффициента биологического поглощения железа от кислотности (А) и количества гумуса (Б) (Елецкий промышленный центр)

## ГЛАВА 5. АДАПТИВНЫЕ РЕАКЦИИ СОСНЫ ОБЫКНОВЕННОЙ В УСЛОВИЯХ ПРОМЫШЛЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛИПЕЦКОЙ

Для диагностики загрязнения окружающей среды и качественного состояния природных объектов могут использоваться устойчивые виды древесных растений (Кулагин, Шагиева, 2005; Тарханов, 2011; Ростунов, Кончина, 2016). Одним из таких видов является сосна обыкновенная. Хвойные древесные растения благодаря многолетней хвое способны накапливать атмосферные поллютанты в течение длительного времени. Кроме того, они характеризуются высокой газопоглощательной способностью (Кулагин, 1974; Гетко, 1989). Общеизвестным «эталон биодиагностики» среди хвойных является сосна обыкновенная.

Липецкая область относится к регионам страны, где значительно превышены допустимые концентрации загрязняющих веществ в атмосфере. В регионе находится крупнейший российский металлургический комбинат, Новолипецкий металлургический комбинат, на долю которого приходится 84,5% всех атмосферных выбросов промышленных предприятий Липецкой области (Доклад..., 2019). Выбросы металлургических комбинатов, содержащих диоксид углерода, твердые частицы (пыль, включая тяжелые металлы) и оксиды азота, постоянно воздействуют на окружающие экосистемы. Тяжелые металлы, содержащиеся в промышленных выбросах, являются наиболее токсичными веществами для живых организмов, включая растения (Foy et al., 1978; Clemens, 2006). Они наносят значительный ущерб растительности, в том числе деревьям, ускоряя деградацию лесных экосистем и в конечном итоге приводят к преждевременной гибели насаждений смерти (Fedorkov, 2007; Chernen'kova et al., 2015).

Ранее проведенные исследования о влиянии НЛМК на древесную растительность достаточно противоречивы (Матвеев, Таранков, 1994; Лютова, 2002; Двуреченский, 2006; Попова, 2007; Большова, 2010), вплоть до указания того, что «вблизи агломерационной фабрики Ново-Липецкого

металлургического комбината сформировалась техногенная пустыня» (Груздев, 2010, с.10). В целом, в данных работах отмечается отрицательное влияние выбросов Новолипецкого металлургического комбината на окружающую среду, в том числе и на древесную растительность. Однако «техногенные пустыни» в окрестностях агломерационной фабрики НЛМК не отмечаются, и можно объяснить некорректным использованием данного термина автором.

Наши исследования показали, что в зоне влияния Новолипецкого металлургического комбината отмечается значительное загрязнение почвы тяжелыми металлами. Суммарный индекс загрязнения верхнего (0-10 см) слоя почвы составляет 214,34, т.е. уровень загрязнения оценивается как «очень высокий». В пределах Елецкого промышленного центра также отмечается значительное загрязнение почвы тяжелыми металлами. Суммарный индекс загрязнения верхнего слоя почвы составляет 165,87, т.е. уровень загрязнения оценивается как «очень высокий». Основной вклад в загрязнение почвы вносят медь, никель, марганец.

Проведенные нами исследования показали, что промышленное загрязнение в пределах Липецкой области не фатально влияет на рост и развитие сосны обыкновенной, наблюдается лишь ухудшение общего жизненного состояния древостоев. В Липецком и Елецком промышленных центрах ОЖС насаждений сосны оценивается как «ослабленное» и за пять лет исследований не изменили свой статус. В пределах Елецкого промышленного центра, насаждения в контроле за пять лет перешли из категории «здоровые» в категорию «ослабленные» из-за загущенности древостоев, и как следствие, за счет слабой очищаемости стволов от мертвых сучьев и усыхания хвои.

Не установлено значительного влияния загрязнения на динамику роста однолетних побегов. Однолетние побеги сосны в условиях Липецкого промышленного центра достаточно интенсивно растут, за вегетационный период они увеличиваются в контроле в среднем на 200,42 мм, в условиях

загрязнения на 100,25 мм. В условиях Елецкого промышленного центра динамика роста побегов сосны выше, что объясняется меньшим объемом выбросов токсикантов в атмосферу. Длина побегов ниже по сравнению с контролем (данные достоверно отличаются за исключением мая).

Так же не отмечено значительного изменения роста однолетней хвои в вегетационной динамике. Средняя длина однолетней хвои в Липецкого промышленного центра за вегетационный период в сравнительных условиях (загрязнение vs контроль) находится в пределах  $1,14 \pm 0,037 - 5,27 \pm 0,093$  :  $1,24 \pm 0,05 - 5,11 \pm 0,084$ . В условиях Елецкого промышленного центра биометрические показатели (длина хвои) возрастает со снижением загрязнения атмосферы.

В пределах Липецкого промышленного центра в течение вегетационного периода масса однолетней хвои в условиях загрязнения меньше по сравнению с контролем. Различия массы и длины хвои в условиях загрязнения Елецкого промышленного центра свидетельствуют о том, что эти биометрические показатели возрастают со снижением загрязнения атмосферы.

Характер сезонной динамики накопления пигментов в пределах Липецкого промышленного центра показал уменьшение содержания общего фонда хлорофиллов и каротиноидов по сравнению с контролем. Наименьшее количество пигментов у сосны содержится в молодой хвое (май), в этот же период возрастает отзывчивость пигментного комплекса на интенсивность техногенной нагрузки проявляющаяся в ослабевании процесса накопления хл. *b* и каротиноидов с увеличением техногенного прессинга в большей степени, чем хлорофилла *a*. Изменение в наименьшую сторону соотношения суммы зеленых пигментов к сумме желтых является сигналом неудовлетворительного состояния растения.

Изучение влияния техногенного загрязнения на накопление пигментов в хвое в Елецком промышленном центре показало общие тенденции, с изученными особями сосны обыкновенной в Липецком промышленном

центре. Объединяющими факторами было накопление пигментного комплекса в течение вегетационного периода, и уменьшение по сравнению с контролем содержания общего фонда хлорофиллов и каротиноидов на пробных участках в условиях загрязнения.

Значительное загрязнение почвы кадмием и цинком отмечено в зоне воздействия выбросов НЛМК. Наиболее загрязненными являются верхние слои почвы (если сравнивать содержание металлов по абсолютным значениям с контрольным уровнем или фоновым уровнем). При этом эти слои менее загрязнены цинком, чем кадмием. Изменения в распределении кадмия и цинка по профилю почвы коррелируют (умеренно и сильно) с кислотностью и гумусом в почве. Поглощающие корни сосны в зоне загрязнения поглощают кадмий и цинк, при этом цинк поглощается более интенсивно, чем кадмий (в соответствии со значениями КБП). Содержание кадмия в поглощающих корнях слабо коррелирует с кислотностью и количеством гумуса в почве. В отличие от кадмия, содержание цинка в поглощающих корнях сосны (за исключением одного случая) коррелирует с кислотностью и количеством гумуса в почве.

Было установлено, что однолетняя хвоя и побеги активно накапливают цинк. Эта значительная миграция цинка из поглощающих корней в хвою и побеги может быть объяснена следующим образом. Цинк необходим для здорового роста растений. Этот элемент участвует в нескольких ключевых физиологических процессах растений, таких как активация ферментов, изменение активности фитогормонов, в фотосинтезе и метаболизме углеводов (Römheld, Marschner, 1991; Marschner, 1995; Sadeghzadeh, 2013). Исследования, проведенные в других географических районах, показали, что среднее содержание цинка в хвое и побегах сосны обыкновенной в чистых (контрольных) условиях колеблется в пределах 10-40 мг/кг (Dmuchowski, Bytnerowicz, 1995; Rautio, Huttunen, 2003; Yilmaz, Zengin, 2004; Tzvetkova, Hadjiivanova, 2006; Pietrzykowski et al., 2014; Varnagirytė-Kabašinskienė et al., 2014; Kosiorek et al., 2016; Osma et al., 2016). В наших условиях содержание

цинка в однолетней хвое и побегах было сопоставимым. Тем не менее, из-за низкого содержания цинка в почве и вследствие его низкой абсорбции поглощающими корнями, можно предположить, что цинк, поглощенный корнями, мигрирует, прежде всего, в однолетнюю хвою, где он участвует в различных физиологических процессах. Кадмий также мигрирует из поглощающих корней в хвою и побеги, в отличие от цинка, эта миграция незначительна (согласно значениям КБМ).

Анализ отношения КБП и КБМ кадмия и цинка (Cd/Zn) показал, что поглощающие корни адсорбируют цинк больше, чем кадмий. То же самое можно отметить в отношении накопления кадмия и цинка в однолетних побегах. Это говорит о том, что цинк мигрирует из поглощающих корней в побеги более интенсивно, чем кадмий. Но однолетняя хвоя в загрязненных условиях накапливают кадмий несколько больше, чем цинк, тогда как в условиях контроля миграция цинка выше, чем кадмия.

Таким образом можно предположить, что эта особенность абсорбции и миграции кадмия и цинка позволяет сосне обыкновенной интенсивнее накапливать «менее токсичный» и более необходимый для растительного организма цинк, чем кадмий.

Исследования показали, что в условиях загрязнения отмечается значительное загрязнение поверхностных слоев почвы железом и марганцем. Кроме того, несмотря на удаленность от НЛМК, в условиях контроля в верхних слоях почвы также отмечается высокое содержание железа и марганца. По профилю почв марганец распределяется неравномерно, его максимальная концентрация наблюдается в верхних слоях, в то время как железо по глубине распределяется более равномерно. Установлена корреляция между содержанием железа и марганца в почве с кислотностью и количеством гумуса. Содержание железа и марганца в поглощающих корнях сосны слабо или средне коррелирует с почвенными характеристиками (кислотность и содержание гумуса).

Анализируя значения КБП и КБМ, следует отметить, что железо не накапливается в поглощающих корнях, однолетней хвое и побегах. Но при этом в условиях загрязнения железо накапливается более интенсивно в корнях. Марганец в поглощающих корнях в условиях загрязнения накапливается меньше, чем в контроле. Исходя из значений КБП и КБМ можно отметить, что в условиях загрязнения повышается мобильность марганца, а особенности его миграции смещаются в сторону увеличения его содержания в надземной части сосны.

Анализ соотношения КБП и КБМ железа и марганца (Fe/Mn) подтверждает тезис о том, что эти металлы являются антагонистами. Антагонистические отношения этих металлов могут возникать либо во время абсорбции корнями, либо во время миграции от корневой системы к побегам и хвое (Davison, 1982; Lastra et al., 1988; Barrick, Noble, 1993; Moosavi, Ronaghi, 2011). Таким образом, увеличение абсорбции железа поглощающими корнями сосны уменьшает поступление в корневую систему более токсичного для растений марганца, но это не ограничивает миграцию марганца в надземную часть сосны обыкновенной.

На основании проведенных исследований можно сделать вывод, что сосна обыкновенная является достаточно устойчивой древесной породой к действию загрязнения в пределах Липецкой области. Данный факт позволяет прогнозировать успешность выполнения данной древесной породой своих санитарно-защитных функций по отношению к промышленному загрязнению.

Представленная выше информация о целостности функционирования сосны обыкновенной в зонах техногенного загрязнения позволяет рекомендовать ее при лесовосстановлении и создании новых санитарно-защитных насаждений в промышленных центрах Липецкой области.

## ВЫВОДЫ

1. Промышленное загрязнение выбросами металлургического комбината и автомобильного транспорта не фатально влияет на рост и развитие сосны обыкновенной, наблюдается лишь снижение общего жизненного состояния древостоев. В Липецком и Елецком промышленных центрах ОЖС насаждений сосны оценивается как «ослабленное» и за 5 лет исследований не изменили свой статус. В пределах Елецкого промышленного центра насаждения в контроле за 5 лет перешли из категории «здоровые» в категорию «ослабленные» из-за загущенности древостоев, и как следствие, за счет слабой очищаемости стволов от мертвых сучьев и усыхания хвои.

2. В условиях загрязнения отмечается значительное содержание тяжелых металлов в почвах. Суммарный индекс загрязнения верхнего (0-10 см) в пределах Липецкого промышленного центра составляет 214,34 (уровень – «очень высокий»). В пределах Елецкого промышленного центра – 165,87 (уровень – «очень высокий»). Основной вклад в загрязнение почвы вносят медь, никель, марганец, цинк и кадмий.

3. Не установлено значительного влияния загрязнения на динамику роста однолетних побегов. Однолетние побеги сосны в условиях Липецкого промышленного центра достаточно интенсивно растут. В условиях Елецкого промышленного центра динамика роста побегов сосны выше, что объясняется меньшим объемом выбросов токсикантов в атмосферу.

4. Промышленное загрязнение значительно не влияет на рост однолетней хвои сосны в сезонной динамике. В условиях Елецкого промышленного центра длина и масса хвои выше, чем в Липецком промышленном центре.

5. Характер сезонной динамики содержания пигментов в хвое в условиях загрязнения в Липецком и Елецком промышленных центрах показал уменьшение содержания общего фонда хлорофиллов и каротиноидов по сравнению с контролем.

6. Не установлено значительного изменения насыщенности почвы поглощающими корнями сосны обыкновенной в условиях промышленного загрязнения Липецкой области. Различия в содержании поглощающих корней между условиями загрязнения и контролем статистически недостоверны. Во всех случаях максимальная корненасыщенность отмечается на глубине 0-10 см, где сосредоточено от 39,2% до 51,7% массы всех поглощающих корней.

7. Поверхностные слои почвы менее загрязнены цинком, чем кадмием. Марганец по профилю почв распределяется неравномерно (с максимальной концентрацией в верхних слоях), железо по глубине распределяется более равномерно. Установлена корреляционная связь между распределением данных металлов по профилю почвы с кислотностью и гумусом в почве.

8. Поглощающие корни и однолетние побеги сосны адсорбируют цинк больше, чем кадмий, т.е. цинк мигрирует из поглощающих корней в побеги более интенсивно, чем кадмий. Это позволяет сосне обыкновенной интенсивнее накапливать «менее токсичный» и более необходимый для растительного организма цинк, чем кадмий.

9. Увеличение абсорбции железа поглощающими корнями сосны уменьшает поступление в корневую систему более токсичного для растений марганца, но это не ограничивает миграцию марганца в надземную часть сосны обыкновенной. Основываясь на значениях коэффициентов биологического поглощения и миграции, можно отметить, что железо для сосны обыкновенной не является элементом, который активно накапливается. Для марганца это применимо только для поглощающих корней, в условиях загрязнения марганец более подвижен и происходит увеличение накопления марганца в надземной части сосны обыкновенной.

10. Анализ адаптивных реакций сосны обыкновенной на действие техногенных факторов показал, что она является достаточно устойчивой древесной породой к действию загрязнения в пределах крупных промышленных центров Липецкой области. При своевременном проведении необходимых лесоводственных мероприятий можно прогнозировать

устойчивый рост и развитие санитарно-защитных насаждений сосны обыкновенной в условиях промышленного загрязнения в пределах Липецкой области.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеев И.А., Сабиров А.Т., Михеев А.В. Влияние газопылевых выбросов на состояние сосновых биогеоценозов // Влияние атмосферного загрязнения и других антропогенных и природных факторов на дестабилизацию состояния лесов центральной и восточной Европы. – М.: МЛТИ, 1996. – Т.1. – С. 41-43.
2. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. – Л.: Агропромиздат, 1987. – 142 с.
3. Алексеев В.А. Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение / под ред. В.А. Алексеева. – Л.: Наука, 1990. – 197с.
4. Андреева М.В. Оценка состояния окружающей среды в насаждениях в зонах промышленных выбросов с помощью растений-индикаторов: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – СПб, 2007. – 20 с.
5. Аникеев Д.Р., Бабушкина Л.Г., Зуева Г.В. Состояние репродуктивной системы сосны обыкновенной при аэротехногенном загрязнении. – Екатеринбург: УГЛА, 2000. – 81 с.
6. Антипов В.Г. Отношение древесных растений к промышленным газам: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. – Л., 1975. – 42 с.
7. Ахмадуллин Р.Ш. Эколого-биологическая характеристика ивы белой (*Salix alba* L.) в условиях Уфимского промышленного центра: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Оренбург, 2014. – 24с.
8. Байсеитова Н.М., Сартаева Х.М. Накопление тяжелых металлов в растениях в зависимости от уровня загрязнения почв // Молодой ученый. – 2014. – №2. – С.379-382.
9. Бакланов И.А. Накопление, распределение и действие никеля на растения-гипераккумуляторы и исключения из рода *Alyssum*. Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – М., 2011. – 24с.

10. Бебия С.М. Дифференциация деревьев в лесу, их классификация и определение жизненного состояния древостоев // Лесоведение. – 2000. – №4. – С.35-43.
11. Безель В.С., Жуйкова Т.В. Химическое загрязнение среды: вынос химических элементов надземной фитомассой травянистой растительности // Экология. – 2007. – №4. – С. 259-267.
12. Безуглова О.С., Орлов А.С. Биогеохимия: учебное пособие. – Ростов-на-Дону: «Феникс», 2000. – 317 с.
13. Бельчинская Л.И. Биоиндикация промышленных токсикантов древесными растениями. – Воронеж: ВГЛТА, 2009. – 93 с.
14. Битюцкий Н.П. Микроэлементы и растения. – СПб: С.-П. ун-т, 1999. – 232 с.
15. Большова О.Г. Природно-климатические, экономические и экологические особенности малых городов Липецкой области // Природа человека. – Ижевск, 2010. – С. 38-42.
16. Брицке М.Э. Атомно-абсорбционный спектрохимический анализ. – М.: Химия, 1982. – 224 с.
17. Ваганов Е.А., Шашкин А.В. Роль и структура годичных колец хвойных. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2000. – 232 с.
18. Ваганов Е.А., Шиятов С.Г., Мазепа В.С. Дендроклиматические исследования в Урало-Сибирской Субарктике. – Новосибирск: Наука, 1996. – 246 с.
19. Валетова Е.А. Влияние техногенного загрязнения на репродуктивную способность сосны обыкновенной: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Барнаул, 2009. -25 с.
20. Васильев Б.Р. Строение листа древесных растений различных климатических зон. – Л.: Изд-во Ленинградского университета, 1988. – 208 с.
21. Веселкин Д.В. Распределение тонких корней хвойных деревьев по почвенному профилю в условиях загрязнения выбросами медеплавильного производства // Экология. – 2002. – №4. – С.250-253.

22. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. – М.: Изд-во АН СССР, 1957. – 237 с.
23. Водяницкий Ю.Н. Минералогия и геохимия марганца (обзор литературы) // Почвоведение. – 2009. – №10. – С.1256-1265.
24. Войтюк Е.А. Аккумуляция тяжелых металлов в почве и растениях в условиях городской среды: на примере г. Чита: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Улан-Удэ, 2011. – 22 с.
25. Ворсин В.С., Коробова Н.Л. Оценка экоситуации в г. Магнитогорске по биопоказателям лиственницы сибирской и сосны обыкновенной // Теория и технология металлургического производства. – 2013. – №1(13). – С.64-66.
26. Ворсин В.С., Коробова Н.Л. Оценка чувствительности сосны обыкновенной города магнитогорска к действию щелочного аэрозоля в связи с задачами "зеленого" строительства // Экология и научно-технический прогресс. Урбанистика. – 2015. – Т.1. – С. 80-84.
27. Гетко Н.В. Растения в техногенной среде: Структура и функция ассимиляционного аппарата. – Минск: Наука и техника, 1989. – 208 с.
28. Гиниятуллин Р.Х., Баталов А.А., Кулагин А.Ю. Содержание некоторых металлов в листьях и ветвях *Populus balsamifera* L. в условиях промышленного загрязнения // Экология. – 1999. – № 1. – С.26-29.
29. Гиниятуллин Р.Х., Кулагин А.А., Зайцев Г.А., Бактыбаева З.Б. Санитарно-защитные насаждения лиственницы Сукачёва (*Larix sukaczewii* Dyl.) в условиях загрязнения Стерлитамакского промышленного центра: состояние и особенности накопления тяжёлых металлов // Гигиена и санитария. – 2018. – Т.97, №9. – С.819-824.
30. Горышина Т.К. Фотосинтетический аппарат растений и условия среды. – Л.: ЛГУ, 1989. – 202 с.
31. Груздев В.С. Комплексная оценка техногенного воздействия предприятий черной металлургии на окружающую природную среду центра

Европейской России: теория, методология, практика: Автореф. дисс. ... док. геогр. наук. – М, 2010. – 41 с.

32. Дабахов М.В., Дабахова Е.В., Титова В.И. Экотоксикология и проблемы нормирования. – Н. Новгород: ВВАГС, 2005. – 165 с.

33. Двуреченский В.Н. Формирование оптимально организованных региональных экосетей как важнейшая составляющая устойчивого развития региона // Природа Липецкой области и ее охрана. – Липецк, 2006. – Вып. 12. – С.24-38.

34. Дендрохронология и дендроклиматология. – Новосибирск: Наука, 1986. – 201 с.

35. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. – М.: Академия, 2003. – 400 с.

36. Доклад «Состояние и охрана окружающей среды Липецкой области в 2018 году». – Липецк, 2019. – 224 с.

37. Дробный О.Ф., Черчинцев В.Д., Осипов А.А., Коробова Н.Л. Влияние снижения промышленных выбросов щелочного аэрозоля на экологическую ситуацию г. Магнитогорска // Актуальные вопросы науки. – 2014. – №14. – С.82-86.

38. Дрожжин Д.П., Тугыгин Г.С. Состояние ассимиляционного аппарата сосновых насаждений в условиях техногенного загрязнения в Онежском лесхозе // Стационарные лесоэкологические исследования: методы, итоги, перспективы. – Сыктывкар, 2003, – С.52-53.

39. Жиров В.К., Голубева Е.И., Говорова А.Ф., Хаитбаев А.Х. Структурно-функциональные изменения растительности в условиях техногенного загрязнения на Крайнем севере. – М: Наука, 2007. – 184 с.

40. Зайцев Г.Н. Методика биометрических расчётов: Математическая статистика в экспериментальной ботанике. – Москва: Наука, 1973 – 256 с.

41. Зайцев Г.А. Адаптация корневых систем хвойных древесных растений к экстремальным лесорастительным условиям: Автореф. дисс. ... док. биол. наук. – Тольятти, 2008. – 39 с.

42. Зайцев Г.А., Кулагин А.Ю. Сосна обыкновенная и нефтехимическое загрязнение. – М.: Наука, 2006. – 124с.
43. Зайцев Г.А., Кулагин А.Ю. Формирование корневой системы сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) в условиях техногенеза (Уфимский промышленный центр) // Экология. – 2005. – №2. – С.146-149.
44. Зайцев Г.А., Кулагин А.Ю., Багаутдинов Ф.Я. Особенности строения корневых систем *Pinus sylvestris* L. и *Larix sukaczewii* Dyl. в условиях Уфимского промышленного центра // Экология. – 2001. – №4. – С.307-309.
45. Зонова А.В. Оценка состояния культур сосны обыкновенной в зоне действия аэропромвыбросов Нижне-Тагильского металлургического комбината (НТМК) Свердловской области // Интеграция наук. – 2018. – №4(19). – С.459-461.
46. Зубкова В.М., Ягодин Б.А. Изменение агрохимических показателей плодородия почвы и химический состав растений в условиях антропогенной нагрузки. – Ярославль: ЯГСХА, 2001. – 202 с.
47. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. – М.: Недра, 1994. – 304 с.
48. Иванов В.П., Марченко С.И., Глазун И.Н., Нартов Д.И., Иванов Ю.В. Использование показателей развития женской генеративной сферы сосны обыкновенной в экологическом мониторинге // Экология и промышленность России. – 2012. – №8. – С.56-59.
49. Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. – Новосибирск: СО РАН, 2001. – 229 с.
50. Илькун Г.М. Загрязнители атмосферы и растения. – Киев: Наукова думка, 1978. – 246 с.
51. Кабата-Пендиас А. Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, 1989. – 439 с.

52. Казнина Н.М., Батова Ю.В., Лайдинен Г.Ф., Титов А.Ф. Влияние цинка на рост и фотосинтетический аппарат растений пшеницы в условиях оптимума и гипотермии // Труды Карельского научного центра РАН. – 2017. – №12. – С.118-124.
53. Калашник Н.А., Ясовиева С.М., Преснухина Л.П. Аномалии пыльцы хвойных видов деревьев при промышленном загрязнении на Южном Урале // Лесоведение. – 2008. – № 2. – С.33-40.
54. Кашулина Г.М., Салтан Н.В. Химический состав растений в экстремальных условиях локальной зоны комбината «Североникель». – Апатиты, 2008. – 239 с.
55. Клейн Р.М., Клейн Д.Т. Методы исследования растений. – М.: Колос, 1974. – 527 с.
56. Ковалевский А. Л. Биогеохимия растений. – Новосибирск: Наука, 1991. – 294 с.
57. Козаренко А.Е. Свинец в растениях. // Свинец в окружающей среде. – М.: Наука, 1987. – С.71-72.
58. Королев А.Н., Панин М.С. Формы соединений марганца в темно-каштановой почве при моно– и полиэлементном загрязнении тяжелыми металлами. – Омск: АНО ВПО ОмЭИ, 2010. – 192 с.
59. Кречетова Н.В. Роль факторов, влияющих на формирование урожая семян сосны и ели // Лесная генетика, селекция и физиология древесных растений. – М.: Наука, 1989. – С. 192-193.
60. Кулагин А.А. Реализация адаптивного потенциала древесных растений в экстремальных лесорастительных условиях: Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. – Тольятти: ИЭВБ РАН, 2006. – 36 с.
61. Кулагин А.А., Шагиева Ю.А. Древесные растения и биологическая консервация промышленных загрязнителей. – М.: Наука, 2005. – 190с

62. Кулагин А.Ю., Зайцев Г.А. Корневая система *Larix sukaczewii* DuR. в условиях загрязнения Уфимского промышленного центра // Экология. – 2003. – №6. – С.478-480.
63. Кулагин Ю.З. Древесные растения и промышленная среда. – М.: Наука, 1974. – 125 с.
64. Кулагин Ю.З. Индустриальная дендрэкология и прогнозирование. – М.: Наука, 1985 – 118 с.
65. Леванидов Л.Я., Давыдов С.Т. Марганец как микроэлемент в связи с биохимией и свойствами таннидов. – Челябинск.: Челябинское кн. изд-во, 1961. – 188 с.
66. Легощина О.М., Неверова О.А., Быков А.А. Анатомо-морфологические характеристики хвои ели сибирской в условиях влияния выбросов промзоны г.Кемерово // Проблемы озеленения городов Сибири и сопредельных территорий. – Вестник ИрГСХА. – 2011. – № 44. – С.54-61.
67. Лозановская И.Н. Орлов И.Н., Садовникова Л.К. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении: учебное пособие. – М.: Высш. шк., 1998. – 287 с.
68. Лукина Н.В., Никонов В.В. Биогеохимические циклы в лесах севера в условиях аэротехногенного загрязнения. – Апатиты: Изд-во Кольского научного центра РАН, 1996. – Ч.1. – 213 с.
69. Лютова В.В. Значение изучения агроландшафтов Липецкой области как единой системы // Наша общая окружающая среда. – Липецк, 2002. – С. 45-46.
70. Лянгузова И.В., Чертов О.Г. Химический состав растений при атмосферном и почвенном загрязнении // Лесные экосистемы и атмосферное загрязнение. – Л.: Наука, 1990. – С. 75-87.
71. Майдебура И.С. Влияние загрязнения воздушного бассейна города Калининграда на анатомо-морфологические особенности и биохимические показатели древесных растений: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Калининград, 2006. – 22 с.

72. Малахова Е.С. Некоторые физико-химические характеристики растений в условиях техногенного загрязнения // Естественные науки и экология. – Омск: Наука, 2001. – № 6. – С. 213-217.

73. Малаховец П.М. Лесные культуры: учебное пособие. – Архангельск: Северный (Арктический) федеральный университет имени М.В. Ломоносова, 2012. – 223 с.

74. Маркова Г.А. Зависимость роста сосны и ели от степени освещенности // Тр. XI съезда Русского географического общества. – СПб.: Правда севера, 2000. – Т.8 – С.231-233.

75. Матвеев С.М., Таранков В.И. Реакция прироста сосны обыкновенной на многолетние воздействия промвыбросов Новолипецкого металлургического комбината // Тезисы докладов Российской научно-практической конференции «Фундаментальная и методическая подготовка будущего специалиста по экологии и охране природы». – Орел: Орловский государственный педагогический институт, 1994. – С.11.

76. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства (издание 2-е, переработанное и дополненное). – М.: ЦИНАО, 1992. – 63 с.

77. Методы изучения лесных сообществ / Е.Н. Андреева, И.Ю. Баккал, В.В. Горшков и др. – СПб.: НИИХимии СпбГУ, 2002. – 240 с.

78. Милютин Л.И. Взаимоотношения и изменчивость близких видов древесных растений в зонах контакта их ареалов (на примере лиственниц сибирской и даурской): Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. – Красноярск, 1983. – 45 с.

79. Минаев В.Н., Тетюхин С.В., Ковязин В.Ф. Основы лесного хозяйства. Таксация леса: учебное пособие. – СПб.: СПбГЛТА, 2004. – 94 с.

80. Моложавский А.А. Плодоношение хвойных пород в условиях аэротехногенного воздействия // Проблемы лесоведения и лесоводства. – Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2001. – № 53. – С.259-262.

81. Налимова А.А., Попова В.В., Цоглин Л.Н. Влияние меди и цинка на рост *Spirulina plansis* и аккумуляция клетками тяжелых металлов // Физиология растений. – 2005. – Т.52, № 2. – С. 259-265
82. Неверова О.А. Ксерофитизация листьев древесных растений как показатель загрязнения атмосферного воздуха (на примере г. Кемерово) // Лесное хозяйство. – 2002. – № 3. – С. 29-34
83. Некрасова Т.П. Изменчивость числа семян в шишках сосны после опыления // Лесоведение. – 1986. – №1. – С.38-42.
84. Нестерова А.М. Действие тяжелых металлов на корни растений. Поступление свинца, кадмия, цинка в корни, локализация металлов и механизмы устойчивости растений // Биологические науки. – 1989.– №9. – С.72-86.
85. Никитенко М.А. Содержание цинка, меди, марганца и железа в древесных растениях в условиях малого промышленного города (на примере г.Сарапула Удмуртской республики) // «Исследовано в России» электрон. многопредм. науч.журн. – 2007. – С.180-183.
86. Николаевский В.С. Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методами фитоиндикации – М.: МГУЛ, 1999. – 193 с.
87. Никонов В.В., Лукина Н.В., Фронтасьева М.В. Растения. Поглощение элементов растениями северотаежных лесов (природные и техногенные аспекты) // Рассеянные элементы в бореальных лесах. М.: Наука, 2004. – С.167-181.
88. Новицкая Ю. Е. Физиолого-биохимические механизмы адаптации хвойных растений к экстремальным факторам среды // Адаптация древесных растений к экстремальным условиям среды. – Петрозаводск: КФ АН СССР, 1984. – С.42-51.
89. Овечкина Е.С., Шаяхметова Р.И. Влияние антропогенных факторов на содержание пигментов сосны обыкновенной в летне-зимний период на территории Нижневартовского района // Известия Самарского

научного центра Российской академии наук. – 2015. – Т.17. – №6. – С.236-241.

90. Овчаренко М.М. Тяжелые металлы в системе почва-растение-удобрение. – М.: «Пролетарский светоч», 1997. – 290 с.

91. Орехова Т.П., Шихова Н.С. Оценка плодоношения и качества семян как один из критериев устойчивости деревянистых растений в урбазкосистемах г. Владивостока // Материалы XI съезда Русского ботанического общества. Ботанические исследования в азиатской России. – Барнаул: Азбука, 2003. – Т.3. – С. 213-214.

92. Орлов А.Я., Кошельков С.П. Почвенная экология сосны. – М.: Наука, 1977. – 323 с.

93. Орлов Д.С. Химия почв. – М: МГУ, 1985. – 376 с.

94. Осколков В.А., Воронин В.И. Репродуктивный процесс сосны обыкновенной в Верхнем Приангарье при техногенном загрязнении. // Лесоведение. – 2003. – № 3. – С28-31.

95. Павлов И.Н. Древесные растения в условиях техногенного загрязнения – Улан-Удэ: БНЦ СО РАН, 2005. – 370с.

96. Панин М.С. Аккумуляция тяжелых металлов растениями Семипалатинского Прииртышья. – Семипалатинск: "Семей", 1999. – 308 с.

97. Полевая геоботаника. Методическое руководство. – Л.: Наука, 1976. – Т.5. – 320 с.

98. Полевой В.В. Саламатова Т.С. Физиология роста и развития растений: учебное пособие. – Л.: ЛГУ, 1991. – 240с.

99. Попова О.В. Биоиндикация загрязнения атмосферы промышленного города (на примере г. Липецка): Автореф. дисс. ... геогр. наук. – Воронеж, 2007. – 21 с.

100. Правдин Л.Ф. Сосна обыкновенная. Изменчивость, внутривидовая систематика и селекция. – М.: Наука, 1964. – 190 с.

101. Прохорова Н.В. Матвеев Н.М., Павловский В.А. Аккумуляция тяжелых металлов дикорастущими и культурными растениями в лесостепном и степном Поволжье. – Самара: Самарский ун-т, 1998. – 131с.
102. Пупышев А.А. Атомно-абсорбционный спектральный анализ. – М.: Техносфера, 2009. – 784 с.
103. Распоряжение от 29.05.2007 г № 1183-Р Об утверждении Перечня фоновых показателей почв г. Липецка. <http://base.garant.ru/33712835> Дата доступа 20.05.2018
104. Рогозин М.В. Селекция сосны обыкновенной для плантационного выращивания. – Пермь: Перм. гос. нац. исслед. ун-т, 2013. – 200 с.
105. Ростунов А.А., Кончина Т.А. Влияние техногенных загрязнений на физиологические показатели листьев древесных растений на примере г. Арзамаса. // Известия Иркутского государственного университета. – 2016. – Т.15, №9. – С. 68-79
106. Румянцева А.В. Состояние сосновых лесов в окрестностях Череповецкого промышленного комплекса: Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – СПб, 2006. – 24 с.
107. Садовникова Л.К. Орлов Д.С., Лозановская И.Н. Экология и охрана окружающей среды при химическом загрязнении. – М.: Высш. шк., 2006. – 334 с.
108. Сейдафаров Р.А. Эколого-биологические особенности липы мелколистной в условиях техногенного загрязнения (на примере Уфимского промышленного центра): Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Уфа: ИБ УНЦ РАН, 2009. – 24 с.
109. Сеннов С.Н. Лесоводство: учебное пособие. – СПб.: СПбЛТА, 2004. – 168 с.
110. Сергейчик С. А. Устойчивость древесных растений в техногенной среде. – Минск: Наука и техника, 1994. – 279 с.
111. Силаева А.М. Структура хлоропластов и факторы среды. – Киев: Наукова думка, 1978. – 203с.

112. Сискевич Ю. И., Никоноренков В. А., Долгих О. В. Почвы Липецкой области. – Липецк: Позитив Л, 2018. – 209 с.
113. Сметанина Е.Э. Сравнительная эколого-биологическая характеристика видов семейства *Pinaceae* в условиях техногенного загрязнения (на примере Уфимского промышленного центра): Автореф. дисс. ... канд. биол. – Уфа: БГУ, 2000. – 16 с.
114. Смирнов И.А. Влияние сернистого газа на водный режим древесных и кустарниковых растений // Газоустойчивость растений. – Новосибирск: Наука, 1980. – 243 с.
115. Собчак Р.О., Григорьев Ю.С. Биоиндикационное значение флуоресценции хлорофилла некоторых древесно-кустарниковых растений в зимний период // Сибирский экологический журнал. – 2007. – Т. 14. – № 1. – С. 53-59.
116. Солнцева М.П., Глазунова К.П. Влияние промышленного и транспортного загрязнения среды на репродукцию семенных растений // Журнал общей биологии. – 2010. – Т.71. – № 2. – С.165-175.
117. Спесивцева В.И. Структурные изменения стебля древесных растений в условиях аэротехногенного загрязнения // Проблемы ботаники на рубеже XX-XXI веков. – СПб, 1998. – Т.1. – С.75-76.
118. Сукачев В.Н. Программа и методика биогеоценологических исследований – М.: Наука, 1966. – 333 с.
119. Сухарева Т.А. Макро– и микроэлементы в хвое ели сибирской (*Picea obovata* Ledeb.) в условиях аэротехногенного загрязнения на Кольском полуострове // Кольский полуостров на пороге третьего тысячелетия: проблемы экологии. – Апатиты: КНЦ РАН, 2003. – С.151-158.
120. Тарабрин В.П. Физиолого-биохимические механизмы взаимодействия загрязнений и растений // Растения и промышленная среда. – Днепропетровск: Наука, 1990. – С. 64-71.

121. Тарханов С.Н. Содержание серы и тяжелых металлов в хвойных насаждениях бассейна Северной Двины при аэротехногенном загрязнении // Лесоведение. – 2011. – № 3. – С.26-33.
122. Тарханов С.Н., Бирюков С.Ю. Влияние атмосферного загрязнения на фотосинтезирующий аппарат *Pinus sylvestris* L. и *Picea obovata* ledeb. × *P. abies* (L.) karst в северной тайге бассейна Северной Двины // Лесной журнал. – 2014. – № 1(337). – С.20-26.
123. Титова М.С. Содержание пигментов как показатель адаптации фотосинтетического аппарата интродуцированных видов рода *Pinus* // Естественные и технические науки. – 2012. – №6. – С. 103-104.
124. Титова Н.М. Реакция пигментной системы сосны обыкновенной на загрязнение окружающей среды // Вестник Красноярского государственного аграрного университета. – 2013. – №10. – С. 122-126.
125. Тихонов А.С. Лесоводство: учебное пособие. – Калуга: «Гриф», 2005. – 400 с.
126. Третьякова И.Н. Носкова Н.Е. Пыльца сосны обыкновенной в условиях экологического стресса // Экология. – 2004. – №1. – С. 26-33.
127. Тужилкина В.В., Ладанова Н.В., Плюснина С.Н. Влияние техногенного загрязнения на фотосинтетический аппарат сосны // Экология. – 1998. – № 2. – С.89-93.
128. Усманов И.Ю., Рахманкулова З.Ф., Кулагин А.Ю. Экологическая физиология растений. – М.: Логос, 2001. – 224 с.
129. Ушаков, А. И. Лесная таксация и лесоустройство: Учебное пособие для студентов. – М.: Изд-во Моск. гос. ун-та леса, 1997. – 192 с.
130. Федорков А.Л. Адаптация хвойных к стрессовым условиям Крайнего Севера. – Екатеринбург: УрО РАН, 1999. – 98 с.
131. Филиппова А.В. Эколого-биологические показатели хвойных в условиях города // Флора и растительность антропогенно-нарушенных территорий. – Кемерово: Кузбассвуиздат, 2005. – Вып. 1. – С.21-27.

132. Фролов А.К. Изменение фотосинтетического аппарата некоторых растений в условиях городской среды // Газоустойчивость растений. – Новосибирск: Наука, 1980. – С.47-51.
133. Цветков В.Ф. Цветков И.В. Лес в условиях аэротехногенного загрязнения. – Архангельск: ОГУП «Соломбальская типография», 2003. – 354 с.
134. Чепик Ф.А. Морфогенез всходов одно– двулетних семян *Pinus sylvestris* L. // Ботанический журнал. – 1977. – Т.62, №1. – С.70-75.
135. Черненко Т.В. Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение. – М.: Наука, 2002. – 191 с.
136. Черных Н.А., Милащенко Н.З., Ладонин В.Ф. Экотоксикологические аспекты загрязнения почв тяжёлыми металлами. – М.: Агроконсалт, 1999. – 176 с.
137. Черчинцев В.Д., Коробова Н.Л., Серова А.А. Характеристика хвойных насаждений промышленного города с развитой черной металлургией // Вестник Магнитогорского государственного технического университета им. Г.И. Носова. – 2012. – № 2(38). – С.82-83.
138. Шелухо В.П. Изменение сосновых биогеоценозов зоны широколиственных лесов при хроническом воздействии веществ щелочного типа: Автореф. дисс. ... док. с.-х. наук. – Брянск: БГИТА, 2003. – 34 с.
139. Шиятов С.Г., Ваганов Е.А., Кирдянов А.В., Круглов В.Б., Мазепа В.С., Наурзбаев М.М., Хантемиров Р.М. Методы дендрохронологии: учебное пособие. – Красноярск: КрасГУ, 2000.– 80 с.
140. Шкарят О.Б. Влияние дымовых газов на формирование репродуктивных органов сосны обыкновенной (на примере одного медеплавильного предприятия Урала): Автореф. дисс. ... канд. биол. наук. – Свердловск: 1974. -27 с.
141. Шубина Н.В., Юрьев Ю.Л. Влияние выбросов металлургического производства на микроэлементный состав хвои сосны // Химия растительного сырья. – 2009. – № 3. – С.173-176.

142. Шубина Н.В., Юрьев Ю.Л., Винокуров М.В. Влияние выбросов металлургического производства на микроэлементный и пигментный состав хвои сосны // Известия высших учебных заведений. Лесной журнал. – 2010. – №5. – С.25-29.
143. Ягодин Б.А., Жуков Ю.П., Кобзаренко В.И. Агрехимия. – М.: Колос, 2002. – 584 с.
144. Ярмишко В.Т. К методике изучения корневых систем древесных растений в условиях промышленного загрязнения // 1-ый Советско-Американский симпозиум по проекту 02.03-21 «Взаимодействие между лесными экосистемами и загрязнителями»: Тез. докл. – Таллинн, 1982. – С.40-41.
145. Ярмишко В.Т. Крона дерева как индикатор его состояния в условиях техногенного загрязнения окружающей среды // Проблемы экологии растительных сообществ Севера. – СПб.: ООО «ВВМ», 2005. – С.28-57.
146. Ярмишко В.Т. Сосна обыкновенная и атмосферное загрязнение на Европейском Севере. – СПб.: Наука, 1997. – 210 с.
147. Яшин И.М., Раскатов В.А., Шишов Л.Л. Водная миграция химических элементов в почвенном покрове. – М.: МСХА, 2003. – 316 с.
148. Addo-Danso S.D., Prescott C.E., Smith A.R. Methods for estimating root biomass and production in forest and woodland ecosystem carbon studies: A review // *Forest Ecology and Management*. – 2016. – V.359(1). – pp.332-351.
149. Adebisi A.P., Adebisi A.O., Ogawa T., Muramoto K. Purification and characterisation of antioxidative peptides from unfractionated rice bran protein hydrolysates // *International Journal of Food Science & Technology*. – 2008. – V.43(1) – pp.35-43.
150. Alloway B.J., Thornton I., Smart G.A., Sherlock J.C., Quinn M.J. Metal availability // *Science of The Total Environment*. – 1988. – V.75(1). – pp.41-69.
151. Ankudey E.G., Woode M.Y. Assessment and characterization of peroxidase activity in locally grown bean varieties from Ghana // *International*

Journal of Science and Research. 4(6). <http://www.ijsrp.org/research-paper-0614.php?rp=P302795>

152. Aschner J.L., Aschner M. Nutritional aspects of manganese homeostasis // *Molecular Aspects of Medicine*. – 2005. – V.26(4-5). – pp.353-362.

153. Ayeni O., Kambizi L., Laubscher C., Fatoki O., Olatunji O. Risk assessment of wetland under aluminium and iron toxicities: A review // *Aquatic Ecosystem Health and Management*. – 2014. – V.17(2). – pp.122-128.

154. Bakker M.R. Fine-root parameters as indicators of sustainability of forest ecosystems // *Forest Ecology and Management*. – 1999. – V.122(1-2). – pp.7-16.

155. Barrick K.A., Noble M.G. The iron and manganese status of seven upper montane tree species in Colorado, USA, following long-term waterlogging // *Journal of Ecology*. – 1993. – V.81(3). – pp.523-531.

156. Brooks R.R. Plants that hyperaccumulate heavy metals: Their role in phytoremediation, microbiology, archaeology mineral exploration and phytomining. – CAB International, Wallingford, UK and New York, 1998. – 380 p.

157. Cakmak I., Welch R.M., Harh J., Norvell W.A., Ozturk L., Kochian L.V., Uptake and retranslocation of leaf-applied cadmium ( $^{109}\text{Cd}$ ) in diploid, tetraploid and hexaploid wheats // *Journal of Experimental Botany*. – 2000. – V.51(343). – pp.221-226.

158. Carnol M., Cudlín P., Ineson P. Impacts of  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  deposition on Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) roots // *Water, Air and Soil Pollution*. – 1999. – V.116(1-2). – pp.111-120.

159. Chernen'kova T.V., Bochkarev Yu.N., Friedrich M., Boettger T. The impact of natural and anthropogenic factors on radial tree growth on the northern Kola Peninsula // *Contemporary Problems of Ecology*. – 2015. – V.7(7). – pp.759-769.

160. Chojnacka K., Chojnacki A., Górecka H., Górecki H. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants // *Science of the Total Environment*. – 2005. – V.337. – pp.175-182.
161. Clemens S. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants // *Biochimie*. – 2006. – V.88(11). – pp.1707-1719.
162. Cornelissen J.H.C., Lavorel S., Garnier E., Díaz S., Buchmann N., Gurvich D.E., Reich P.B., ter Steege H., Morgan H.D., van der Heijden M.G.A., Pausas J.G., Poorter H. A handbook of protocols for standardized and easy measurement of plant functional traits worldwide // *Australian Journal of Botany*. – 2003. – V.51(4). – pp.335-380.
163. Davison W. Transport of iron and manganese in relation to the shapes of their concentration-depth profiles // Sly P.G. (ed.) *Sediment/Freshwater Interaction. Proceedings of the Second International Symposium*. – Springer, Netherlands, 1982. – pp.463-471.
164. Diaconu M., Pavel L.V., Hlihor R.-M., Rosca M., Fertu D.I., Lenz M., Corvini P.X., Gavrilescu M. Characterization of heavy metal toxicity in some plants and microorganisms – A preliminary approach for environmental bioremediation // *New Biotechnology*. – 2020. – V.56. – pp.130-139.
165. Dinelli E., Lombini A. Metal distributions in plants growing on copper mine spoils in Northern Apennines, Italy: the evaluation of seasonal variations // *Applied Geochemistry*. – 1996. – V.11(1-2). – pp.375-385.
166. Dmuchowski W, Bytnerowicz A () Monitoring environmental pollution in Poland by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles // *Environmental Pollution*. – 1995. – V.87(1). – pp.87-104.
167. Domellöf M., Thorsdóttir I., Thorstensen K. Health effects of different dietary iron intakes: a systematic literature review for the 5th Nordic Nutrition Recommendations // *Food & Nutrition Research*. – 2013. – V.57(1). – Art.21667.

168. Dong X, Yang F, Yang S, Yan C. Subcellular distribution and tolerance of cadmium in *Canna indica* L. // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. – 2019. V.185. – Art.109692.
169. Eldhuset T.D., Lange H., de Wit H.A. Fine root biomass, necromass and chemistry during seven years of elevated aluminium concentrations in the soil solution of a middle-aged *Picea abies* stand // *Science of the Total Environment*. – 2006. – V.369, N1-3. – pp.344-356.
170. Farjon A. *A Handbook of the World's Conifers* (vol. 1, vol. 2). – Brill, Leiden, Netherlands, 2010. – 1111 p.
171. Fedorkov A. Effect of heavy metal pollution of forest soil on radial growth of Scots pine // *Forest pathology*. – 2007. – V.37(2). – pp.136-142.
172. *Forest ecology and conservation: a handbook of techniques* / Newton A.C. – NY: Oxford University Press, 2007 – 480 p.
173. *Forest inventory: methodology and applications* // Kangas A., Maltamo M. (eds.) *Managing Forest Ecosystems*. – Netherlands: Springer, 2007. – V.10. – 362 p.
174. Fosmire G.J. Zinc toxicity // *The American Journal of Clinical Nutrition*. – 1990. – V.51(2). – pp.225-227.
175. Foy C.D., Chaney R.L, White M.C. The physiology of metal toxicity in plants // *Annual Review of Plant Physiology*. – 1978. – V.29(1). – pp.511-566.
176. Garner R., Levallois P. Cadmium levels and sources of exposure among Canadian adults // *Health Reports*. – 2016. – V.27(2). – pp.10-18.
177. Goering P.L., Waalkes M.P., Klaassen C.D. Toxicology of cadmium // Goyer R.A., Cherian M.G. (eds) *Toxicology of metals. Handbook of experimental pharmacology*, vol. 115. – Springer, Berlin, Heidelberg, 1995. – pp.189-214.
178. Griffin P.W., Hammond G.P. Analysis of the potential for energy demand and carbon emissions reduction in the iron and steel sector // *Energy Procedia*. – 2019. – V.158. – pp.3915-3922.
179. Harris N.S., Taylor G.J. Remobilization of cadmium in maturing shoots of near isogenic lines of durum wheat that differ in grains cadmium

accumulation // Journal of Experimental Botany. – 2001. – V.52, N360. – pp.1473-1480.

180. Helmisaari H., Makkonen K., Olsson M., Viksna A., Mälkönen E. Fine-root growth, mortality and heavy metal concentrations in limed and fertilized *Pinus silvestris* (L.) stands in the vicinity of a Cu-Ni smelter in SW Finland // Plant and Soil. – 1999. – V.209(2). – pp.193-200.

181. Honda R., Nogawa K. Cadmium, zinc and copper relationships in kidney and liver of humans exposed to environmental cadmium // Archives of Toxicology. – 1987. – V.59. – pp.437-442.

182. Hope B.K. A review of models for estimating terrestrial ecological receptor exposure to chemical contaminants // Chemosphere. – 1995. – V.30(12). – pp.2267-2287.

183. Hou J., Wu Y., Li X., Wei B., Li S., Wang X. Toxic effects of different types of zinc oxide nanoparticles on algae, plants, invertebrates, vertebrates and microorganisms // Chemosphere. – 2018. – V.193. – pp.852-860.

184. Huang D., Gong X., Liu Y., Zeng G., Lai C., Bashir H., Zhou L., Wang D., Xu P., Cheng M., Wan J. Effects of calcium at toxic concentrations of cadmium in plants // Planta. – 2017. – V.245(5). – pp.863-873.

185. Hudnell H.K. Effects from environmental Mn exposures: A review of the evidence from non-occupational exposure studies // Neurotoxicology. – 1999. – V.20(2-3). – pp.379-398.

186. Inaba T., Kobayashi E., Suwazono Y., Uetani M., Oishi M., Nakagawa H. Estimation of cumulative cadmium intake causing Itai-itai disease // Toxicology Letters. – 2005. – V.159(2). – pp.192-201.

187. Järup L., Berglund M., Elinder C.G., Nordberg G., Vahter M. Health effects of cadmium exposure – a review of the literature and a risk estimate // Scandinavian Journal of Work, Environment & Health. – 1998. – V.24(3). – pp.1-51.

188. Jiao Y., Grant C.A., Bailey L.D. Effects of phosphorus and zinc fertilizer on cadmium uptake and distribution in flax and durum wheat // *Journal of the Science of Food and Agriculture*. – 2004. – V.84(8). – pp.777-785.
189. Jorgenson K.D., Lee P.F., Kanavillil N. Ecological relationships of wild rice, *Zizania* spp. 11. Electron microscopy study of iron plaques on the roots of northern wild rice (*Zizania palustris*) // *Botany*. – 2013. – V.91(3). – pp.189-201.
190. Kahle H. Response of roots of trees to heavy metals // *Environmental and Experimental Botany*. – 1993. – V.33, N1. – pp.99-119.
191. Kappler A., Straub K.L. Geomicrobiological cycling of iron // *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*. – 2005. – V.59(1). – pp.85-108.
192. Kazantzis G. Is cadmium a human carcinogen? // *Toxicological & Environmental Chemistry*. – 1989. – V.22(1-4). – pp.159-165.
193. Khan N., Seshadri B., Bolan N., Saint C.P., Kirkham M.B., Chowdhury S., Yamaguchi N., Lee D.Y., Li G., Kunhikrishnan A., Qi F., Karunanithi R., Qiu R., Zhu Y.-G., Syu C.H. Chapter one – Root iron plaque on wetland plants as a dynamic pool of nutrients and contaminants // Sparks D.L. (ed) *Advances in Agronomy*, v.138. – Academic Press, London, 2016 – pp.1-96.
194. Kocourek R., Bystřičan A. Fine root and mycorrhizal biomass in Norway spruce (*Picea abies* /L./ Karsten) forest stands under different pollution stress // *Agriculture Ecosystems & Environment*. – 1990. – V.28(1-4). – pp.235-242.
195. Koleli N., Demir A., Kantar C., Atag G.A., Kusvuran K., Binzet R. Heavy metal accumulation in serpentine flora of Mersin-Findikpinari (Turkey) – role of ethylenediamine tetraacetic acid in facilitating extraction of nickel // Hakeem, K.R., Sabir, M., Öztürk, M., Mermut, A.R. (eds) *Soil remediation and plants: prospects and challenges*. – Academic Press, Oxford, 2015. – pp.629-659.
196. Kosiorek M., Modrzewska B., Wyszowski M. Levels of selected trace elements in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), silver birch (*Betula pendula* L.),

and Norway maple (*Acer platanoides* L.) in an urbanized environment // Environmental Monitoring and Assessment. – 2016. – V.188(10). – Art.598.

197. Kumar P.B.A.N., Dushenkov V., Motto H., Raskin I. Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils // Environmental Science & Technology. – 1995. – V.29(5). – pp.1232-1238.

198. Kumar S., Sharma A. Cadmium toxicity: effects on human reproduction and fertility // Reviews on Environmental Health. – 2019. – V.34(4). – pp.327-338.

199. Lastra O., Chueca A., Lachica M., López Gorgé J. Root uptake and partition of copper, iron, manganese, and zinc in *Pinus radiata* seedlings grown under different copper supplies // Journal of Plant Physiology. – 1988. – V.132(1), – pp.16-22.

200. Li T.Q., Yang X.E., He Z.L., Yang J.Y. Root morphology and Zn<sup>2+</sup> uptake kinetics of the Zn hyperaccumulator of *Sedum alfredii* Hance // Journal of Integrative Plant Biology. – 2005. – V.47. – pp.927-934.

201. Liss B., Blaschke H., Schütt P. Vergleichende Feinwurzeluntersuchungen an gesunden und erkrankten Altfichten auf zwei Standorten in Bayern. Ein Beitrag zur Waldsterbensforschung // European Journal of Forest Pathology. – 1984. – V.14, N2. – pp.90-102.

202. Lytle C., Smith B., Mckinnon C. Manganese accumulation along Utah roadways: a possible indication of motor vehicle exhaust pollution // Science of the Total Environment. – 1995. – V.162(2-3). – pp.105-109.

203. Márquez-García B., Horemans N., Cuypers A., Guisez Y., Córdoba F. Antioxidants in *Erica andevalensis*: A comparative study between wild plants and cadmium-exposed plants under controlled conditions // Plant Physiology and Biochemistry. – 2011. – V.49(1). – pp.110-115.

204. Marschner H. Mineral nutrition of higher plants, 2nd ed. – Academic Press, London, 1995. – 889 p.

205. Mathematics for Ecology and Environmental Sciences / Eds. Y.Takeuchi, Y.Iwasa, K.Sato. – Springer, 2007. – 188 p.

206. Methods of Dendrochronology. Application in Environmental Science / E.R. Cook, L. A. Kairiukstis. – Dordrecht: Kluwer Publ, 1990. – 394 p.
207. Mhatre G.N. Bioindicators and biomonitoring of heavy metals // Journal of Environmental Biology. – 1991. – V.12. – pp.201-209.
208. Mohsin A.U., Ahmad A.U.H., Farooq M., Ullah S. Influence of zinc application through seed treatment and foliar spray on growth, productivity and grain quality of hybrid maize // Journal of Animal and Plant Sciences. – 2014. – V.24. – pp.1494-1503.
209. Moosavi A.A., Ronaghi A. Influence of foliar and soil applications of iron and manganese on soybean dry matter yield and iron-manganese relationship in a Calcareous soil // Australian Journal of Crop Science. – 2011. – V.5(12). – pp.1550-1556.
210. Mulder E.G., Gerretsen F.C. Soil manganese in relation to plant growth // Advances in Agronomy. – 1952. – V.4. – pp.221-277.
211. Nocito F.F., Lancilli C., Giacomini B., Sacchi G.A. Sulfur metabolism and cadmium stress in higher plants // Plant Stress. – 2007. – V.1(2). – pp.142-156.
212. Nriagu J.O., Pacyna J.M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals // Nature. – 1988. – V.333(6169). – pp.134-139.
213. Osma E., Elveren M., Karakoyun G. Heavy metal accumulation affects growth of Scots pine by causing oxidative damage // Air Quality, Atmosphere & Health. – 2016. – V.10(1). – pp.85-92.
214. Pansu M., Gautheyrou J. Handbook of soil analysis: mineralogical, organic and inorganic methods. – Springer, Berlin. 2006. – 974 p.
215. Pelly I.Z. Atomic absorption spectrometry // Alfassi Z.B. (ed) Instrumental multi-element chemical analysis. – Springer, Dordrecht, 1998. – pp.251-301.
216. Persson H., Majdi H. Effects of acid deposition on tree roots in Swedish forest stands // Water, Air and Soil Pollution. – 1995. – V.85, N.3. – pp.1287-1292.

217. Pietrzykowski M., Socha J., van Doorn N.S. Linking heavy metal bioavailability (Cd, Cu, Zn and Pb) in Scots pine needles to soil properties in reclaimed mine areas // *Science of The Total Environment*. – 2014. – V.470-471. – pp.501-510.
218. *Plants for environmental studies* / Eds. Wang W., Gorsuch J.W. and Hughes J.S. – NY: CRC Press, 1997. – 563 p.
219. Porea T.J., Belmont J.W., Mahoney Jr D.H. Zinc-induced anemia and neutropenia in an adolescent // *The Journal of Pediatrics*. – 2000. – V.136(5). – pp.688-690.
220. Przybysz A., Sæbø A., Hanslin H.M., Gawroński S.W. Accumulation of particulate matter and trace elements on vegetation as affected by pollution level, rainfall and the passage of time // *Science of The Total Environment*. – 2014. – V.481. – pp.360-369.
221. Qadir S., Qureshi M., Javed S., Abdin M. Genotypic variation in phytoremediation potential of *Brassica juncea* cultivars exposed to Cd stress // *Plant Science*. – 2004. – V.167(5). – pp.1171-1181.
222. Rautio P., Huttunen S. Total vs. internal element concentrations in Scots pine needles along a sulphur and metal pollution gradient // *Environmental Pollution*. – 2003. – V.122(2). – pp.273-289.
223. Röllin H.B., Nogueira C.M.C.A. Manganese: environmental pollution and health effects // Nriagu J. (ed.) *Encyclopedia of Environmental Health*, 2nd Edition. – Elsevier, Netherlands, 2019. – pp.229-242.
224. Römheld V., Marschner H. Function of micronutrients in plants // Mortvedt J.J., Cox F.R., Shuman L.M., Welch R.M. (eds.) *Micronutrients in agriculture*. SSSA Book Series, vol. 4, 2nd. – Madison, USA, 1991. – pp 297-328.
225. Rosário de Oliveira M., van Noordwijk M., Gaze S.R., Brouwer G., Bona S., Mosca G., Hairiah K. Auger sampling, ingrowth cores and pinboard methods // Smit AL, Bengough AG et al. (eds) *Root Methods*. – Springer, Berlin, Heidelberg, 2000. – pp. 175-210.

226. Ross S.M. Introduction to probability and statistics for engineers and scientists (Fourth Edition). – Elsevier Academic Press, San Diego, California. 2009. – 681 p.

227. Rout G.R., Das P. () Effect of metal toxicity on plant growth and metabolism: I. Zinc // Lichtfouse E., Navarrete M., Debaeke P., Véronique S., Alberola C. (eds) Sustainable Agriculture. – Springer, Dordrecht, 2009. – pp 873-884.

228. Saaltink R.M., Dekker S.C., Eppinga M.B., Griffioen J., Wassen M.J. Plant-specific effects of iron-toxicity in wetlands // Plant and Soil. – 2017. – V.416(1-2). – pp.83-96.

229. Sadeghzadeh B. A review of zinc nutrition and plant breeding // Journal of soil science and plant nutrition. – 2013. – V.13(4). – pp.905-927.

230. Safty A.E., Mahgoub K.E., Helal S., Maksoud N.A. Zinc toxicity among galvanization workers in the iron and steel industry // Annals of the New York Academy of Sciences. – 2008. – V.1140(1). – pp.256-262.

231. Samsuri A.W., Tariq F.S., Karam D.S., Aris A.Z, Jamilu G. The effects of rice husk ashes and inorganic fertilizers application rates on the phytoremediation of gold mine tailings by vetiver grass // Applied Geochemistry. – 2019. – V.108. – Art.104366.

232. Sanità di Toppi L., Gabbrielli R. Response to cadmium in higher plants // Environmental and Experimental Botany. – 1999. – V.41(2). – pp.105-130.

233. Sargazi M., Shenkin A., Roberts N.B. Zinc induced damage to kidney proximal tubular cells: Studies on chemical speciation leading to a mechanism of damage // Journal of Trace Elements in Medicine and Biology. – 2013. – V.27(3). – pp.242-248.

234. Satarug S., Garrett S.H., Sens M.A., Sens D.A. Cadmium, environmental exposure, and health outcomes. environmental health perspectives // Environmental Health Perspectives. – 2010. – V.118(2). – pp.182-190.

235. Schino A.D. Environmental impact of steel industry // Hussain C. (eds) Handbook of environmental materials management. – Springer, Cham, 2018. – pp.1-21.
236. Schützendübel A., Schwanz P., Teichmann T., Gross K., Langenfeld-Heuser R., Godbold D.L., Polle A. Cadmium-Induced changes in antioxidative systems, hydrogen peroxide content, and differentiation in Scots pine roots // Plant Physiology. – 2001. – V.127(3). – pp.887-898.
237. Shah K., Dubey R.S. A18 kDa cadmium inducible protein Complex: its isolation and characterisation from rice (*Oryza sativa* L.) seedlings // Journal of Plant Physiology. – 1998. – V.152(4-5). – pp.448-454.
238. Spieker H. Liming, nitrogen and phosphorous fertilization and the annual volume increment of Norway spruce stand on long-term permanent plots in Southwestern Germany // Fertilizer research. – 1991. – V.27. – pp.87-93.
239. Taylor G.J., Crowder A.A. Use of the DCB technique for extraction of hydrous iron oxides from roots of wetland plants // American Journal of Botany. – 1983. – Vol. 70, Iss. 8. – pp.1254-1257.
240. Teeyakasem W., Nishijo M., Honda R., Satarug S., Swaddiwudhipong W., Ruangyuttikarn W. Monitoring of cadmium toxicity in a Thai population with high-level environmental exposure // Toxicology Letters. – 2007. – V.169(3). – pp.185-195.
241. Tome F.V., Rodriguez M.P.B., Lozano J.C. Soil-to-plant transfer factors for natural radionuclides and stable elements in a Mediterranean area // Journal of Environmental Radioactivity. – 2003. – V.65(2). – pp.161-175 (2003).
242. Top steel-producing companies 2019. The World Steel Association. Steel statistics. <https://www.worldsteel.org/steel-by-topic/statistics/top-producers.html> Дата доступа: 10 июня 2020.
243. Tzvetkova N., Hadjiivanova C. Chemical composition and biochemical changes in needles of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands at different stages of decline in Bulgaria // Trees. – 2006. – V.20(4). – pp.405-409.

244. Varnagirytė-Kabašinskienė I., Armolaitis K., Stupak I., Kukkola M., Wójcik J., Mikšys V. Some metals in aboveground biomass of Scots pine in Lithuania // *Biomass and Bioenergy*. – 2014. – V.66. – pp.434-441.
245. Vassilev A., Nikolova A., Koleva L., Lidon F. Effects of excess Zn on growth and photosynthetic performance of young bean plants // *Journal of Phytology*. – 2011. – V.3(6). – pp.58-62.
246. Verma S., Dubey R.S. Effect of cadmium on soluble sugars and enzymes of their metabolism in rice // *Biologia plantarum*. – 2001. – V.44(1). – pp.117-124.
247. Vircikova E., Macala J. Air-pollutant emissions and imissions from metallurgical industry // Gallios GP, Matis KA (eds) *Mineral Processing and the Environment*. NATO ASI Series (Series 2: Environment), vol 43. – Springer, Dordrecht, 1998. – pp.85-110.
248. Welch R.M., Hart J.J., Norvell W.A., Sullivan L.A., Kochian L.V. Effects of nutrient solution zinc activity on net uptake, translocation and roots export of cadmium and zinc by separated sections of intact durum wheat (*Triticum turgidum* L. var durum) seedling roots // *Plant and Soil*. – 1999. – V.208. – pp.243-250.
249. Wenzel W.W., Lombi E., Adriano D.C. Root and rhizosphere processes in metal hyperaccumulation and phytoremediation technology // *Heavy metal stress in plants: From biomolecules to ecosystems*. – Springer, 2007. – pp.314-344.
250. Wogan G.N., Hecht S.S., Felton J.S., Conney A.H., Loeb L.A. Environmental and chemical carcinogenesis // *Seminars in Cancer Biology*. – 2004. – V.14(6). – pp.473-486.
251. Xu X., Xia J., Gao Y., Zheng W. Additional focus on particulate matter wash-off events from leaves is required: A review of studies of urban plants used to reduce airborne particulate matter pollution // *Urban Forestry & Urban Greening*. – 2020. – V.48. – Art.: 126559.

252. Yang X.E., Long X.X., Ye H.B., He Z.L., Calvert D.V., Stoffella P.J. Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn-hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance) // Plant and Soil. – 2004. – V.259(1/2). – pp.181-189.

253. Yilmaz S., Zengin M. Monitoring environmental pollution in Erzurum by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles // Environment International. – 2004. – V.29(8). – pp.1041-1047.

254. Zu Y.Q., Li Y., Chen J.J., Chen H.Y., Qin L., Schwartz C. Hyperaccumulation of Pb, Zn and Cd in herbaceous grown on lead-zinc mining area in Yunnan, China // Environment International. – 2005. – V.31(5). – pp.755-762.