**МОСКОВСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ**

**им. М. В. ЛОМОНОСОВА**

**ФАКУЛЬТЕТ ПОЧВОВЕДЕНИЯ**

На правах рукописи

**Абросимова Галина Викторовна**

# ФОРМИРОВАНИЕ МИКРОЭЛЕМЕНТНОГО СОСТАВА И СВОЙСТВ ПОЧВ В УСЛОВИЯХ ГОРОДА ПОД МОДЕЛЬНЫМИ ФИТОЦЕНОЗАМИ (НА ПРИМЕРЕ ЛИЗИМЕТРОВ ПОЧВЕННОГО СТАЦИОНАРА МГУ)

специальность 03.02.08 – «экология»

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени

кандидата биологических наук

Научный руководитель:

доктор биологических наук,

И.О. Плеханова

**Москва 2016**

## СОДЕРЖАНИЕ

**ВЕДЕНИЕ……..….3**
**1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ……..…….…...12**
1.1. Особенности формирования почв в условиях города...…….….12
1.2. Влияние атмосферных осадков на состав и свойства почв и растений..16
1.3. Запас микробного углерода и дыхательная активность почв..……..20
1.4. Состояние растений в условиях города…….....27
1.5. Влияние кислотности и увлажнения почв на подвижность тяжелых металлов и микроэлементов…….33
1.6.Роль гранулометрического состава почв в распределении микроэлементов……...36
1.7. Режим влаги, грунтовые и лизиметрические воды…….……..……..38
1.8. Лизиметрические исследования в почвоведении…….……..41
1.9. Исследование почв лизиметров почвенного стационара МГУ……..…...44
1.9.1. Исследования физических свойств почв лизиметров……...45
1.9.2. Исследования биологической продуктивности почв лизиметров...47
1.9.3. Исследования химических свойств почв лизиметров……...49
**Глава 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ……52**
**Глава 3. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ……...…….56**
3.1. Распределение органического вещества и показателей кислотности по профилю почв под различными видами растительности ……56
3.2. Определение гранулометрического состава по профилю почв лизиметров и его изменение по сравнению с исходным суглинком…..……..……61
3.3. Содержание углерода микробной биомассы и базальное дыхание почв лизиметров……63
3.4. Влияние различных фитоценозов и атмосферных выпадений на элементный состав почв в условиях города…..…….....67
3.5. Влияние атмосферных выпадений и свойств почв лизиметров на элементный состав растений……92
3.6. Прогнозная оценка содержания микроэлементов и ТМ в почвах лизиметров……95
3.7. Прогнозная оценка загрязнения почв лизиметров ТМ с использование аналитической модели…….97
**Заключение…….110**
**Выводы……112**
**Список литературы……...114**
**Приложения……131**

## ВВЕДЕНИЕ

Городские почвы, в отличие от почв фоновых территорий, функционируют в новых условиях водного и температурного режима, присущего урбанизированным экосистемам, а также при повышенном поступлении пыли, состав которой определяется потоками автотранспорта, топливного и промышленного производства, развитого в городе (Аржанова, Елпатьевский, 1990; Герасимова, Строганова, и др., 2003; Плеханова, 2000). Масса пыли, ежесуточно поступающей на поверхность, в 4 – 6 раз превышает фоновый уровень. В составе пыли содержится много карбонатов кальция и магния, поступающих в результате строительной деятельности, что определяет смещение реакции среды в щелочную сторону по сравнению с зональными почвами. Несомненно, потоки загрязняющих веществ, попадающие в почвы городских территорий, оказывают значительное влияние на процессы почвообразования и эволюцию почв. Основными источниками поступления ТМ в атмосферу являются транспорт, промышленные выбросы и ТЭЦ.

Современное экологическое состояние городской среды требует всестороннего изучения почв и почвоподобных образований на урбанизированных территориях, которые могут быть вторичным источником загрязняющих веществ. Особенность почв городских территорий состоит в том, что нельзя с уверенностью определить, что является источником загрязнения, что привнесено с атмосферными выпадениями, а что с загрязненным или перемещенным грунтом. Исключением в данном случае являются почвы лизиметров, поскольку известен состав исходной почвообразующей породы, время закладки опыта, есть возможность проанализировать лизиметрические воды, с целью изучения баланса микроэлементов и тяжелых металлов в почвах разных модельных экосистем в условиях города.

Поступление веществ из атмосферы отражает антропогенное воздействие на окружающую среду и играет значительную роль в развитии и направленности почвообразовательных процессов в условиях города. Химический состав атмосферных осадков дает объективную информацию не только о качестве воздушной среды, но также влияет на химический состав и свойства почв. Известно, что воздушная среда очень подвижна и при изменении влажности, давления или направления ветра может быстро очищаться, а почва аккумулирует загрязняющие вещества, некоторые из которых могут удерживаться в почве десятки и даже сотни лет. Поэтому изучение химического состава атмосферных осадков является актуальной проблемой биогеохимии, экологии и почвоведения.

Формирование химического состава лизиметрических вод, источником которых являются атмосферные осадки, определяется составом растений, скоростью разложения подстилки, типом почв и количеством осадков. Содержание химических элементов в осадках, поступающих на поверхность почвы, в значительной мере является результатом взаимодействия атмосферных осадков с пылевыми частицами и кронами деревьев. В водах, прошедших через лесную подстилку, содержание химических элементов выше, чем в минеральных горизонтах почвы. Кислотность лизиметрических вод зависит в значительной мере от состава и содержания органического вещества, а также соотношения основных катионов и анионов (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Таким образом, изучение состава лизиметрических вод позволяет оценить внутрипрофильную миграцию химических элементов и определить направление процессов современного почвообразования.

В городских почвах отмечается также, повышенное содержание и подвижность ряда микроэлементов и ТМ (Обухов, Лепнева, 1996; Плеханова, 2000; Плеханова, Манагадзе, Васильевская, 2003; Ладонин, Пляскина, 2003), что в свою очередь, вызывает повышение содержания этих элементов в

растениях (Обухов, Попова, 1992; Герасимова, Строганова, и др., 2003; Гавриленко, Сусьян, и др., 2011;).

Растительный покров является важнейшим компонентом не только природного ландшафта, но и городской среды, обеспечивая средообразующую и защитную функцию. Особенно велика роль зеленых насаждений в очистке воздуха городов, при этом состав самих растений изменяется как за счет оседания пыли на листовых пластинках, так и за счет поглощения питательных веществ, микроэлементов и тяжелых металлов (ТМ) из почв. Таким образом, растения становятся индикаторами загрязнения окружающей среды и естественными биологическими фильтрами.

Угнетение и преждевременная гибель насаждений в городах вызваны высокой загазованностью и запыленностью воздушной среды, загрязнением почв ТМ, нефтепродуктами и полициклическими ароматическими соединениями, а также избытком хлоридов, которые применяются в составе антигололедных реагентов (Герасимова, Строганова и др., 2003).

В настоящее время накоплен обширный материал о содержании и распределении химических элементов в почвах, растениях, породах и других объектах окружающей среды. Поведение химических элементов в почвах отличается сложным характером и зависит от многих факторов: свойств элементов и уровней их содержания, химических и физических свойств почв, а также от факторов окружающей среды и их воздействия на почвенно-геохимические процессы. Особенно важно изучение влияния факторов среды на трансформацию и миграцию микроэлементов в почвах в условиях повышенного их поступления с техногенными потоками вследствие современного загрязнения окружающей среды.

Лизиметрические исследования почв успешно применяются для решения многих проблем генетического почвоведения, агрохимии, экологии и биогеоценологии. Лизиметрические методы позволяют изучить вопросы водного баланса, оценки изменения химического состава и физических

свойств почв, а также оценки миграции и трансформации вещества и энергии в различных экосистемах (Лобутев, Герасимова, 1980, Обухов, Попова, 1992, Савельев, Владыченский, 2001; Первова, Егоров, 2012). Дают возможность изучить масштабы миграции химических соединений в зависимости от конкретных почвенно-геохимических, гидрологических и геоботанических условий, исследовать динамику продуктов почвообразования и загрязняющих веществ (Герасимова, Первова, Рыжова, 1987; Аржанова, Елпатьевский, 1990; Шишов, Муромцев, Большаков и др., 2000; Савельев, Владыченский, 2001; Верховец, Чижикова, Владыченский, 2006;).

К недостаткам метода относится нарушение температурного режима, отсутствие горизонтального влаго- и солеобмена, а также горизонтального притока и оттока грунтовых вод. В результате водный режим лизиметров несколько отличается от такового в природных условиях. Однако этот метод позволяет контролировать условия почвообразования, поскольку известны стартовые условия эксперимента: время, свойства исходной почвообразующей породы. Это позволяет изучить не только миграцию и баланс элементов в почвах, а также проследить за такими показателями биосферных и экологических функций почв, как содержание углерода микробной биомассы и скорость микробного продуцирования $CO_2$.

**Цель работы** – изучить состояние почв модельных фитоценозов, развивающихся в условиях города, по химическим, физическим и биологическим показателям, оценить масштабы поступления, накопления и выноса микро- и макроэлементов элементов из почв лизиметров.

**Актуальность работы:**

Изучение особенностей формирования состава и свойств почв в условиях города является актуальной проблемой экологического почвоведения, решение которой необходимо для прогнозной и экологической оценки состояния почв. Свойства городских почв значительно отличаются от природных, о чем свидетельствуют многочисленные исследования (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Аржанова, Елпатьевский;

1990, Обухов, Лепнева, 1996; Строганова, 2009; Водяницкий, Ладонин, Савичев, 2012). Однако при изучении свойств почв часто невозможно достоверно определить в результате каких процессов произошло загрязнение и с какой скоростью оно будет изменяться.

Особенность почв городских территорий состоит в том, что нельзя с уверенностью определить, что является источником загрязнения, что привнесено с атмосферными выпадениями, а что с загрязненным или перемещенным грунтом. Почвы лизиметров являются исключением, поскольку известен состав исходной почвообразующей породы, время закладки опыта, есть возможность проанализировать лизиметрические воды с целью изучения баланса микроэлементов и тяжелых металлов в почвах под разными модельными экосистемами в условиях города.

Формирование микроэлементного состава и свойств почв является геохимически обусловленным. В условиях лизиметров, основные различия связаны с особенностями развития модельных фитоценозов и воздействием атмосферных выпадений, поэтому появляется возможность оценки именно этих факторов, которые являются ведущими для многих рекреационных территорий.

**Предметом исследования** является формирование микроэлементного состава и свойств почв под различными модельными фитоценозами в условиях города на примере лизиметров почвенного стационара МГУ.

**Задачи исследования:**

1. Изучить содержание, запас и распределение органического вещества и показателей кислотности по профилю почв;

2. Изучить изменение гранулометрического состава почв лизиметров под модельными фитоценозами в процессе почвообразования;

3. Определить скорость микробного продуцирования $CO_2$ и содержание микробной биомассы в почвах лизиметров;

4. Изучить закономерности распределения соединений микроэлементов и ТМ по профилю почв лизиметров;

5. Изучить динамику, масштабы и формы поступления ТМ на поверхность почв лизиметров;

6. Определить содержание ТМ в лизиметрических водах и масштабы их выноса с внутрипочвенным стоком;

7. Исследовать влияние растительного покрова на свойства почв лизиметров и масштабы накопления ТМ в растениях;

8. Провести прогнозную оценку содержания ТМ и микроэлементов в почвах лизиметров по балансу их привноса-выноса.

**Научная новизна:**

1. Впервые определены масштабы поступления, накопления и выноса ТМ в почвах под различными модельными фитоценозами, развивающимися в условиях города, что позволяет провести прогнозирование уровней загрязнения почв, оценить возможности миграции, аккумуляции и перехода загрязняющих веществ в сопредельные среды;

2. Получены новые данные о биологическом состоянии почв модельных фитоценозов почвенных лизиметров. Показатели базального дыхания и микробной биомассы почв лизиметров позволяют дать оценку экологическому состоянию почв, развивающихся в условиях города;

3. Впервые показана динамика поступления ТМ, микро- и макроэлементов с атмосферными осадками, поступающими на поверхность почв лизиметров в разные годы и в течение осеннего, зимнего и весеннего сезонов.

4. Установлено, прогнозная оценка загрязнения почв по результатам снеговой съемки дает заниженные данные содержания тяжелых металлов в почвах вследствие большой вариабельности потоков атмосферных выпадений, отсутствия данных о выпадениях ТМ в летний период и отсутствия учета влияния растительности на распределение и накопление элементов.

В соответствии с результатами исследований сформулированы следующие **защищаемые положения:**

1. Значительное накопление микроэлементов и ТМ в поверхностных горизонтах почв под растительными ассоциациями в условиях города определяется атмосферными выпадениями загрязняющих веществ, характером фитоценоза и продолжительностью его существования. Резкое снижение содержания элементов в нижележащих слоях свидетельствует о значительном поступлении их с атмосферными выпадениями и низкой миграционной способности почв.

2. Состав и количество пыли определяют тренды накопления элементов в почвах. Большая часть ТМ поступает в составе твердой части осадков, содержание ТМ в которых значительно превышает их содержание в почвах, что приводит к обогащению почв этими элементами. Содержание ТМ в составе твердой части осадков превышает их количество в исходном суглинке в 100–300 раз для Zn, в 10–60 раз для Pb, 5–40 Ni, в 10–40 раз для Sr.

3. Прогнозная оценка загрязнения почв по результатам снеговой съемки дает заниженные данные по приращению содержания тяжелых металлов в почвах вследствие большой вариабельности потоков атмосферных выпадений, отсутствия данных о выпадениях ТМ в летний период и отсутствия учета влияния растительности на распределение и накопление элементов.

**Практическая значимость:**

Результаты исследований позволяют проследить динамику изменения уровней загрязнения и свойств почв в условиях города при использовании их под различными фитоценозами. Это позволит использовать полученные данные при озеленении городских территорий, определении сроков рекультивации почв и замены поверхностного слоя почв в условиях города, выборе предпочтительных фитоценозов, а также позволяют дать прогнозную

оценку для определения экологического состояния растений и качества почв и их изменения со временем.

**Апробация работы**

Материалы диссертации были представлены на конференциях: XXI Международной конференции «Ломоносов – 2014», Москва; XXII Международной конференции «Ломоносов – 2015», Москва; XXIII Международной конференции «Ломоносов – 2016», Москва; XIX Международной научной конференции «Почва – зеркало ландшафта», Санкт-Петербург, 2016., Геохимия ландшафтов (к 100-летию А.И. Перельмана), Геохимия ландшафтов (к 100-летию А.И. Перельмана), Москва, 2016.

**Публикации**

По материалам диссертации опубликовано 9 работ: 3 статьи в рецензируемых научных журналах, включенных в список ВАК и 5 тезисов докладов на российских и международных научных конференциях.

1. Абросимова Г.В. Особенности формирования почв в условиях города // Ломоносов – 2014: XXI Международная конференции студентов и аспирантов по фундаментальным наукам; секция «Почвоведение». – М.: МАКС Пресс, 2014. С. 62-64.

2. Абросимова Г.В. Влияние химического состава атмосферных осадков на особенности формирования почв в условиях города (на примере лизиметров почвенного стационара МГУ) // Ломоносов – 2015: XXI Международная конференция студентов и аспирантов по фундаментальным наукам; секция «Почвоведение». – М.: МАКС Пресс, 2015. С. 49-50.

3. Абросимова Г.В. Влияние атмосферных выпадений на микроэлементный состав почв модельных экосистем почвенных лизиметров// Ломоносов – 2016: XXI Международная конференция студентов и аспирантов по фундаментальным наукам; секция «Почвоведение». – М.: МАКС Пресс, 2016. С. 47-48.

4. Абросимова Г.В. Влияние химического состава атмосферных осадков на особенности формирования почв в условиях города (на примере лизиметров почвенного стационара МГУ) // Почва – зеркало ландшафта: XIX Международной научной конференций; секция «Почвоведение». – Санкт-Петербург, 2016, С. 54-55.

5. Абросимова Г.В., Плеханова И.О. // Биогеохимические особенности формирования почв в условиях города Москвы, Международная конференция Геохимия ландшафтов (к 100-летию А.И. Перельмана), М.: 2016.

6. «Охрана почв и земель»: коллективная монография // под общ. ред. Яковлева А.С., Макарова О.А., Рыбальского Н.Г. – М.: НИА – Природа, 2015.-556 с.

7.* Плеханова И.О., Абросимова Г.В. Особенности формирования микроэлементного состава и свойств почв модельных фитоценозов почвенных лизиметров //Почвоведение, 2016, № 4, С. 420-433.

8.* Плеханова И.О., Абросимова Г.В. Влияние атмосферных выпадений на микроэлементный состав почв модельных экосистем почвенных лизиметров // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 2016, № 3, С. 47-53.

9.* Плеханова И.О., Абросимова Г.В. Влияние атмосферных выпадений на микроэлементный состав почв и растений модельных экосистем лизиметров // Экология и промышленность России. 2016, № 8, С. 56-63.

## Обзор литературы.

### 1.1. Особенности формирования почв в условиях города.

Формирование почв в условиях города, как и в естественных ландшафтах, происходит под воздействием различных природных сред и факторов почвообразования: климата, материнской или почвообразующей породы, растительности и живого вещества, которые оказывают влияние на превращение и передвижение веществ и соединений в почве, состава атмосферных выпадений, которые в основном определяются техногенной нагрузкой и трансграничным переносом веществ.

Формирование городских почв происходит при совокупном воздействии естественных факторов почвообразования и при ведущей роли антропогенных факторов, которые, воздействуя на почву прямо или косвенно (через изменения основных факторов формирования почв), могут менять естественное направление почвообразования. На территории города наряду с естественными почвами формируются специфические типы почв, прошедшие длительную историю трансформации в условиях поселений (как городских, так и сельских) и ставшие частью культурного слоя, а также искусственно созданные в результате рекультивации почвоподобных тел (Мартыненко и др., 2008; Прокофьева и др., 2008; Строганова и др., 2008).

В настоящее время на нашей планете существует большое разнообразие наземных экосистем, обусловленное разнокачественностью экологических условий (факторов) и сложностью строения и свойств почвенного покрова. Причиной дифференциации почвенного покрова и развития почвенных комбинаций служит многообразие проявлений факторов почвообразования в пространстве. Особый вклад в разнообразие почв вносит деятельность человека, причем эта деятельность приводит как к гомогенизации, так и гетерогенизации почвенного покрова (Добровольский и др., 2003). Одним из молодых направлений в почвоведении является изучение почв городских территорий. В.В. Докучаев одним из первых

обратил внимание на необходимость исследований почвенного покрова города Санкт-Петербурга и других городов России. До недавнего времени усилия почвоведов были направлены на изучении естественных и сельскохозяйственных почв, в то время как почвам города уделялось недостаточно внимания.

Одной из проблем крупных городов является то, что на относительно небольшой площади сосредоточено большое количество различных источников загрязнения. Городские территории испытывают высокую антропогенную нагрузку, в результате которой происходит сильное загрязнение окружающей среды ТМ, в том числе и почв. Основными источниками загрязнения являются промышленные предприятия, транспорт, бытовые отходы, которые способствуют поступлению ТМ. Одним из крупнейших источников ТМ в почвах является автотранспорт и выхлопные газы автомобилей, образованные при сгорании топлива. Помимо этого, поступление металлов в окружающую среду происходит при истирании дорожного покрытия, в результате чего в почву поступают такие элементы как свинец, кадмий, железо, никель, цинк, марганец и другие.

Городские почвы, в отличие от естественноисторических почв, функционируют в новых условиях водного и температурного режима, присущего урбанизированным экосистемам, а также при повышенном поступлении пыли, состав которой определяется потоками автотранспорта и промышленного производства, развитого в городе (Аржанова, Елпатьевский, 1990, ГН 2.1.7.020-94, Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

По данным ИМГРЭ (Методические рекомендации…, 2004) основным источником ТМ в городе по абсолютной массе являются твёрдые отходы, а по относительной нагрузке на окружающую среду - выбросы в атмосферу. Особенностью выбросов, отходов и стоков является полиэлементность состава и дискретность во времени. Наиболее широкий набор металлов характерен для отходов предприятий, перерабатывающих цветные металлы: заводов цветной металлургии, радиотехники, электротехники,

приборостроения, гальванического производства. Не намного меньше комплекс элементов в отходах текстильной, лакокрасочной, резинотехнической промышленности и в бытовых отходах. Мощное рассеивание ТМ на территории города происходит в результате сжигания минерального топлива.

Значительное влияние на изменения химических и физико-химических свойств почв оказывают выбросы токсичных веществ, сосредоточинных на поверхности почвы, где и происходит их постепенное внедрение в среду. Почва служит отличным геохимическим барьером, который способствует резкому снижению распространения элементов. Содержание ТМ в почвах города может изменяться на 2-3 порядка и превышать предельно-допустимые концентрации (ПДК) в 5-100 раз. (Новиков, 1975; Сает, Ревич, янин и др, 1990; Обухов, Кутукова, 1990; Singh, Kumar,2006; Bretzel, Calderisi, 2006).

Так, например, в почвах богатых железом, из-за процессов окклюзии большинство ТМ становятся малоподвижными. Такие элементы как свинец, ртуть, кадмий и некоторые другие ТМ хорошо сорбируются в верхних слоях гумусового горизонта суглинистых почв. Часто накопление ТМ выявляется в верхних 20- сантиметровом слое и превышает их содержание в нижележащих слоях в 2-3 и более раз. Кроме того, возможно распределение ТМ с несколькими максимумами по профилю.

В настоящее время становятся популярными программы по изучению окружающей среды, которые основаны на исследованиях и мониторинге, что необходимо для изучения антропогенного влияния, как на почвенный покров планеты, так и на другие составляющие биосферы. За рубежом эти тенденции более заметны, чем в нашей стране. Наиболее актуальной является проблема устойчивости почв к избыточному поступлению одной из самых распространенных групп загрязняющих веществ – тяжелым металлам, которые способны вызывать многочисленные химические, физические и биологические изменения в почвенной среде и при избыточной концентрации приводят к снижению продуктивности наземных экосистем.

Следует отметить, что в нашей стране, в отличие от зарубежных стран уровень загрязнения почв, вблизи автодорог ниже. Это объясняется тем, что в настоящее время ограничено использование этилированного бензина. Однако, несмотря на это, транспорт является значительным источником ТМ в городской среде, испытывающей высокие транспортные нагрузки.

По данным М.Н.Строгановой (2009) в почвах Москвы содержание ТМ локально превышает предельно допустимые концентрации (ПДК) в 5-10 раз, содержание цинка и свинца, как отмечали Обухов А.И. с соавторами (1990), в почвах города, кроме почв лесопарков, превышало норму в 3-4 раза.

По данным геохимического обследования города Москвы (О состоянии…, 1993) в среднем 40 % почв города очень сильно загрязнены. В основном все они расположены в центральной и восточной частях города. Почти 22% почв, которые относятся в основном к отдаленным участкам на западе, севере, а также на юге города, загрязнены в меньшей степени.

Современное экологическое состояние городской среды требует всестороннего изучения почв на урбанизированных территориях, которые могут быть вторичным источником загрязняющих веществ. Несомненно, потоки загрязняющих веществ, попадающие в почвы городских территорий, оказывают значительное влияние на процессы почвообразования и эволюцию почв. Особенность почв городских территорий состоит в том, что нельзя с уверенностью определить, что является источником загрязнения, что привнесено с атмосферными выпадениями, а что с загрязненным или перемещенным грунтом. ТМ при попадании в почву вступают во все процессы, происходящие в ней. Они способны оказывать отрицательное влияние на химический состав почв, пищевые свойства растительности, качество питьевой воды.

При нормировании качества окружающей среды возможны значительные методические трудности, которые способны проявляться при оценке содержания соединений, имеющих как естественное, так и техногенное происхождение. К ним относятся микроэлементы, фоновые

концентрации которых являются важными при оценке темпов и степени загрязнения почв при экологическом мониторинге. В тоже время для оценки экологического состояния почв города и разработки мероприятий, направленных на улучшение состояния городской среды необходимо не только располагать данными о содержании и распространении в них тяжелых металлов, но и рассматривать их во взаимодействии с другими свойствами почв, такими как биологическая активность, агрохимические показатели, фитотоксичность и другие.

## 1.2. Влияние атмосферных осадков на состав и свойства почв и растений

Основным источником поступления ТМ в почвы, а также на поверхность растений являются атмосферные осадки. Состав и структура которых, в любой точке земной поверхности, определяется их континентальной, региональной, локальной и глобальной составляющими. Совокупность таких составляющих, как метеорологические условия, отвечающие за интенсивность процесса рассеивания (разбавления) загрязняющих веществ в атмосферном воздухе, а также объем выбросов антропогенных источников (автотранспорта и промышленных предприятий) определяют уровень загрязнения атмосферного воздуха.

Известно, что в городских промышленных аэрозолях по сравнению с фоновыми территориями накапливаются Pb, Zn, Sn, W, Cu, Cd и другие элементы. Повышенное содержание ТМ в аэрозолях характерно не только для промышленных зон, но и для всей территории города. По данным А.И. Обухова и О.М. Лепневой (Обухов, Лепнева, 1988) в крупных парках Москвы, удаленных от центра города, содержание свинца в нерастворимом остатке снега составляет 50-100 мг/кг, цинка –320-700 мг/кг, меди – 100-200 мг/кг, кадмия – 1,3-2,4 мг/кг, никеля – 186-725 мг/кг. Содержание ТМ в твердом остатке снега с фоновых территорий значительно меньше.

Поступление веществ из атмосферы отражает антропогенное воздействие на окружающую среду и играет значительную роль в развитии и направленности почвообразовательных процессов в условиях города. Химический состав атмосферных осадков дает объективную информацию не только о качестве воздушной среды, но также определяет химический состав и свойства почв. Известно, что воздушная среда очень подвижна и при изменении влажности, давления или направления ветра может быстро очищаться, а почва аккумулирует загрязняющие вещества, некоторые из которых могут удерживаться в почве десятки и даже сотни лет. Таким образом, изучение химического состава атмосферных осадков является актуальной проблемой биогеохимии, экологии и почвоведения.

Масса пыли, ежесуточно поступающая на поверхность, в 4 – 6 раз превышает фоновый уровень. В составе пыли содержится много карбонатов кальция и магния, поступающих в результате строительной деятельности, что определяет смещение реакции среды в щелочную сторону по сравнению с зональными почвами. Отмечается также повышенное содержание и подвижность ряда микроэлементов в городских почвах (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Обухов, Плеханова, 1991; Плеханова, 2000; Плеханова, Манагадзе, Васильевская, 2003).

Так как в атмосферу города выбрасываются сотни и даже миллионы тонн вредных веществ, зависимость между их содержанием в атмосфере, снеге и почве позволяет использовать эти компоненты для экологической индикации загрязнений урбанизированных территорий. Снежный покров способен задерживать поступающие из атмосферного воздуха твердые и аэрозольные частицы загрязняющих веществ (Зарина, 2009).

Также важно отметить, что в результате антропогенной деятельности в городах происходит изменение природной геохимической обстановки. Концентрация того или иного элемента, а также геохимическая ассоциация элементов - загрязнителей зависит от характера технологических процессов различных производств, используемого сырья, топлива, а также от

соблюдения норм экологической безопасности (Ильин, 1987; Сает, Ревич и др., 1990).

Анализ состава снега и аэрозолей и соотношение макро- и микрокомпонентов обеспечивает полезную информацию относительно дальнего переноса веществ, выброшенных в атмосферу. В целом количественная химическая характеристика снежного покрова и аэрозолей является надежным маркером при оценке загрязнения окружающей среды (Братцев, 1972; Никифоров, 1980; Пчелинцев, 1982; Василенко и др., 1985; Tranteret. al., 1988; Нецветаева и др., 1993; Reimann et. al., 1996; Zukowski, 1993; Артемов, 1999; Walker et. al., 2003; Shparyk, Parpan, 2004).

В начале XX века были получены первые результаты изучения химического состава снега. В феврале 1910 г. для территории Лондона было установлено, что в будний день со снегом на крыши зданий оседает около 422 мг на 1 литр воды взвешенных и растворенных частиц, а в выходной день, когда не работает большинство фабрик и заводов – только 93 мг/л (Нестеров, Зарина, Пискунова, 2009).

Таким образом, изменение качества окружающей среды, обнаружение новых очагов загрязнения, в которых пока не произошло глобальных нарушений химического состава, возможно выявить с помощью годовых динамических наблюдений за состоянием снега на одной и той же территории (Нестеров, Зарина, Пискунова, 2009), так как снег является одним из ведущих факторов, участвующих в накоплении химических веществ, как в фоновых, так и антропогенных ландшафтах (Lisitzn, 2002).

Уровень антропогенного воздействия, значения которого имеют широкий диапазон распространения, оказывает существенное влияние на содержание микроэлементов в снеге. Например, на накопление сульфат-ионов в снеге существенное влияние может оказывать термическое окисление серы, которая содержится в буром угле и древесине, используемых в качестве топлива (Туванжан, Маринов, 1994).

По состоянию и составу снежного покрова можно судить о загрязнении приземных слоев атмосферы, которые в свою очередь зависят от источника загрязнения, его мощности, условий выбросов и метеорологических параметров. Во время снегопада снег способен захватывать весомую часть продуктов техногенеза, накапливать пыль, оседающую в период между снегопадами и откладывать ее на поверхности почвы, а также длительное время удерживать в своем составе различные элементы, несмотря на то, что он не является активным ни в биологическом, ни в химическом отношении. Это связано с тем, что снег обладает высокой сорбционной способностью, а также является косвенным показателем и индикатором атмосферного загрязнения. По геохимическому составу снега можно определить основные и фоновые техногенные элементы, поступающие в геосистемы, такие как тяжелые металлы, сульфаты, нитраты, аммоний и другие, а также получить информацию о пространственном распределении химических элементов и интенсивности влияния источников выбросов за определенный период: период одного снегопада или весь период лежания снега (Воронцова, Нестеров, 1996, Бордон, 1996).

Проведение исследований снежного покрова также зависит от атмосферных осадков, которые не только отражают состояние атмосферного воздуха, но и являются составляющей баланса поверхностных вод, оказывают влияние на почву, растительность, грунтовые и поверхностные воды (Воронцова, Нестеров, 1996, Бордон, 1996).

Как уже упоминалось ранее, в снежном покрове отражается существующее загрязнение атмосферного воздуха. В зависимости от состояния и форм нахождения тяжелых металлов в атмосферных выпадениях они в различной степени взаимодействуют с почвой и участвуют в дальнейших процессах миграции в самой почве и в системе почва-растение.

Сопоставление содержания ТМ в снеге и почве, изучение процесса их миграции позволяет выявить значимость функционирования системы «снег-почва» для экологической оценки техногенных выбросов

металлургических предприятий, разработать методику расчета миграции элементов – тяжелых металлов.

Почва способна регулировать многие процессы, происходящие в окружающей среде. Она находится на пересечении всех путей миграции химических элементов и отражает суммарный эффект их многолетнего воздействия. Геохимические аномалии элементов в почве и снеге могут не совпадать, так как почва реагирует на техногенное воздействие повышением содержания химических элементов лишь при определенных уровнях их поступления в течение необходимого времени. Однако только повышенные концентрации химических элементов в снеге свидетельствуют о потенциальной опасности загрязнения всей геосистемы, о возможном воздействии на живые организмы через дыхательные органы.

### 1.3. Запас микробного углерода и дыхательная активность почв

Микроэлементы и тяжелые металлы претерпевают в почве химические изменения, в результате чего их токсичность находится в очень широких пределах. Наиболее опасными являются подвижные формы тяжелых металлов, так как они в больше степени доступны для живых организмов.

На подвижность элементов в почвах существенное влияние оказывают органическое вещество, концентрация CO2 в почвенном растворе и низкомолекулярные органические кислоты, в частности такие, как муравьиная, лимонная, щавелевая и другие. Повышение концентрации CO2 в почвенном растворе способствует тому, что карбонаты переходят в бикарбонаты, в результате чего увеличивается их растворимость и возрастает миграционная способность микроэлементов. Взаимодействуя с органическим веществом, одни микроэлементы образуют растворимые соединения, другие - закрепляются и становятся недоступными для растений.

Соединения микроэлементов и тяжелых металлов, поступающие с аэротехногенными выбросами на поверхность почвы, в первую очередь

вступают в контакт со слоем лесной подстилкой и аккумулируются в ней вследствие процессов сорбции и комплексообразования с органическим веществом растительных остатков. Влияние лесных подстилок на миграцию химических элементов в почвах лесных биоценозов значительно и неоднозначно. Наиболее часто подстилки рассматривают в качестве биогеохимического барьера, обеспечивающего поглощение многих элементов, в первую очередь проявляющих свойства металлов. Это представление связано с тем, что твердые фазы данного почвенного горизонта обладают высокой удельной поверхностью, на которой активно протекают сорбционные реакции как физической, так физико-химической природы. Органические остатки представлены различными химическими соединениями, в состав которых входят многочисленные функциональные группировки, способные к взаимодействию и прочному связыванию ионов металлов. Однако дальнейшая судьба и миграционная способность образующихся органоминеральных компонентов зависит от химических и физических свойств почвы, в том числе от свойств самих соединений и их составляющих (качественный состав органического вещества, природа металла) и условий окружающей среды (pH, биологическая активность почвы, режим и количество осадков, температура).

Органические остатки растений, животных и микроорганизмов в разной степени подвергаются процессам разложения, что способствует образованию таких составляющих органического вещества почвы, как гумуса и продуктов метаболизма.

В лесных фитоценозах основная часть органического вещества поступает с растительным опадом, что оказывает значительное влияние на процессы почвообразования. Количество и запасы лесной подстилки зависят от состава, возраста, густоты насаждений и колеблются от 10 до 100 т/га. В большинстве случаев опавшая часть растений не успевает разложиться в течение года, в результате чего происходит накопление листьев, хвои и ветвей на поверхности почвы и образование лесной подстилки, которая легко

отделяется от минеральной части почвы. Толщина подстилки может быть различной и составлять от 0,5 до 15 см. Отмечается, что в хвойных лесах она несколько больше, чем в лиственных. Поступление корневых остатков в лесных ценозах значительно меньше, чем наземных. Под травянистой растительностью наблюдается иная ситуация, большую часть растительного опада составляют корневые остатки, поступающие в верхние горизонты почвы. Они способствуют образованию наибольшего запаса гумуса, что связано со значительной массой тонких корней. В метровом слое степной зоны масса корней составляет 8-28 т/га, в зоне пустынь 3-12 т/га, а в луговых ценозах - колеблется от 60 до 80 %.

Лесная подстилка способна поддерживать почвы в рыхлом состоянии, помогает беспрепятственно проникать влаге вглубь почвы и замедляет процессы её испарения. Помимо всего этого подстилка является благоприятной средой для развития микроорганизмов, необходимых для ее минерализации. Содержание в подстилке большого запаса элементов питания обеспечивает существование лесных насаждений в течение достаточно долгого времени.

По информации ряда авторов, в настоящее время на территории России большое количество пахотных земель перестали использовать как земли сельскохозяйственного назначения. Основной массив залежей сохранился лишь в зоне южной тайги, где они занимают около 20% территории. Смена растительного покрова приводит к существенным изменениям в содержании органического вещества, что зависит от степени окультуренности почв и иных факторов (Чалая, 2012; Люри, 2010).

По оценкам экспертов, в почвенном покрове России сосредоточена почти пятая часть мировых запасов почвенного углерода. Естественно, что определение запасов углерода в почвах России и его распределение по территории является чрезвычайно актуальной задачей (Щепащенко, Мухортова, 2013). Поэтому в настоящее время оценка поведения углерода в наземных экосистемах приобретает большое значение. В первую очередь это

касается почвы как основного резервуара углерода, превышающего соответствующие пулы в надземной биомассе в три, а в атмосфере в два - три раза. По последним оценкам, запасы почвенного органического углерода составляют $1,5 \cdot 10^{15}$ кг в слое 0-100 см. Существенное влияние на его запасы в почвах оказывают различные виды нарушений почвенного покрова, а также характер землепользования (Щепащенко, Мухортова, 2013).

Важнейшей составляющей почвенного органического углерода является углерод микробной биомассы, который необходим для получения почвами продукции диоксида углерода. Познания в этой сфере дают возможность проведения экологических исследований и прогнозных оценок, направленных на получение и накопление информации о запасе микробного углерода и дыхательной активности профиля разных почв. Как утверждает ряд авторов, наиболее интересными и познавательными в данном случае являются ненарушенные почвы степных биоценозов, запасы углерода в которых отражают их природный потенциал (Щепащенко, Мухортова, 2013).

Углерод микробной биомассы выступает как индикатор состояния почвенного органического углерода. Например, при зарастании пахотной дерново-подзолистой почвы отмечают значительное увеличение содержания микробного углерода преимущественного в верхнем слое гумусового горизонта (Ананьева и др., 2009).

Как известно, в России существует база данных «Дыхание почв России», с помощью которой, были рассчитаны общее дыхание почв и его основные компоненты (Курганова, 2010). Расчеты проводились на основании средних значений этих показателей для каждого типа почв и соответствующих площадей. Было установлено, что общее, микробное и корневое дыхание в почвах России составляет 5.67, 2.78 и 2.89 Гт С/год, соответственно. Это говорит о том, что около половины общего потока CO2 из почв наземных экосистем России образуется за счет микробного дыхания почв. Также было выявлено, что самая высокая интенсивность микробного

дыхания типична для лугов умеренного пояса (308 г С/м2 /год), сельскохозяйственных угодий и лесов степной зоны, соответственно 364 и 292 г С/м2 /год.

Живая часть почвы, большую часть которой составляют почвенные микроорганизмы, обеспечивает оптимальное функционирование наземной экосистемы и основной поток CO2 суши в атмосферу. В результате жизнедеятельности микроорганизмов образуются такие соединения, как двуокись углерода, метан и разнообразные окислы азота (NxO), среди которых наибольшее значение с экологической точки зрения имеет азот.

По образному выражению Jenkinson микробная биомасса это «ушко от иголки» (Jenkinson, 1976), через которое проходит весь органический материал, поступающий в почву. Считается, что микробная биомасса является наиболее подвижной фракцией органического вещества, более чувствительным показателем изменения окружающей среды и составляет лишь небольшую часть от содержания органического углерода почвы.

Величина микробной биомассы является важным, живым компонентом почв (Полянская, 1995). Она составляет 0,2-5% от общего количества гумуса. (Гришина, 1986, Кирюшин и др., 1993, Ведрова, Мухортова, 2000, Ведрова, Плешина и др., 2002). До настоящего времени устойчивое количественное определение величины микробной биомассы в почве, ее структурные и функциональные особенности во многом остаются неизученными. Как отмечают авторы, (Стольникова, 2010) скорость оборачиваемости микробной биомассы составляет 0.5-2 года, а органического вещества почвы - более 20 лет. В этой связи изменения, происходящие с микробной биомассой, в частности, ее уменьшение, характеризуют поведение органического вещества почв. Поулсон с соавторами (Powlson et al., 1981, 1987) предположили, что по изменениям, происходящим в микробной биомассе, можно предсказать об изменениях, которые произойдут в органическом веществе почвы, например вследствие различных приемов сельскохозяйственного использования.

Микробное сообщество почвы очень сильно реагирует на разнообразные внешние воздействия, в том числе и антропогенные. Отмечают также, что в городских почвах происходит изменение функционирования микробного сообщества, которое, в свою очередь, влияет на его дыхательную активность, структуру и разнообразие.

Также на величину микробной биомассы существенное влияние оказывают климатические и гидротермические условия, физико-химические свойства почв, растительность, внесенные вещества, в том числе и чужеродные, такие как ксенобиотики и другие поллютанты. Изучение влияния этих факторов на микробную биомассу позволяют использовать ее как индикатор качества почвы и продуктивности растений.

Показатель микробной биомассы в существенной степени зависит от глубины залегания почвенного слоя. Все известные методы ее определения подтверждают тот факт, что на глубине 2 м величина Смик на 1-2 порядка меньше, чем в слое 0-5 см (Taylor, 2002). По данным ряда авторов в почвенном 5 см слое естественных экосистем, без растительной подстилки, содержит в 2-3 раза больше Смик (СИД метод), чем в слое - 5-10 см (Ананьева и др., 2008; Стольникова, 2010).

В качестве критерия для оценки почвенного плодородия часто используют такой показатель почв, как базальное дыхание. Оно отражает доступность органического вещества для почвенных микроорганизмов, поскольку весь углерод, теряемый почвой с дыханием, должен проходить через микробный пул (Умер, 2013).

Еще одним из важных показателей качества почвенного органического вещества является доля микробного углерода в органическом углероде почвы. Отношение микробного углерода к органическому углероду почв служит индикатором и показателем доступности органического углерода микроорганизмам. При этом его повышенное значение указывает на закрепление органического вещества в микробной биомассе. В научной литературе имеются сведения о том, что доля Смик в Сорг., может

составлять 1-5 и даже 10-15 % (Сусьян, Ананьева, 2009; Владыченский, 2012).

Различные показатели почв, в том числе и микробные, такие как запас микробного углерода и дыхательная активность почв, давно привлекают внимание экологических исследователей во всем мире (Сусьян, Ананьева, 2009). Эти данные важны и часто используются для проведения экологических наблюдений и прогнозов состояния почв. Однако изучение микробиологических показателей почв на ландшафтном и региональном уровне немногочисленно. Наиболее познавательными являются почвы ненарушенных лесных биоценозов, запасы углерода в которых отражают их природный потенциал (Трофимов и др. 1997). К сожалению, лесные экосистемы, как и естественные, изучены гораздо в меньшей степени. Наиболее обширные данные имеются для агроэкосистем (Сорокин, 1981, Богоев, Гильманов, 1982, Добровольская, 1996, Сорокин, 2003, Ананьева, 2009).

На динамику биологической активности существенное влияние оказывает растительность, но этот фактор практически не изучен. Влияние растительности проявляется, прежде всего, через поступление опада и его изменение в ходе постагрогенеза, так как большинство элементов питания в почве связаны своим происхождением с растительными остатками. Кроме того, именно поступление опада стимулирует рост и активность всех групп микроорганизмов. Именно легкоразлагаемый опад, обогащенный зольными элементами и азотом по сравнению с другими его фракциями, является субстратом для почвенных микроорганизмов. Сочетание повышенного поступления со свежим опадом, азота и зольных элементов с благоприятными свойствами почвы создают оптимальные условия для активности почвенной микробиоты (Телеснина, Ваганов, Климович, Чалая, 2013).

Величину почвенной микробной биомассы можно использовать для определения критических пределов нормального функционирования почв и

их мониторинга для разных регионов и масштабов. Микробная биомасса, ее активность и разнообразие микробного сообщества широко используются в международных мониторинговых программах, а также в качестве индикаторов устойчивости почв к внешним воздействиям. В ряде зарубежных стран углерод микробной биомассы имеет статус стандартного индекса определения качества почвы (Гавриленко, Сусьян, Ананьева, 2011).

Таким образом, деятельность почвенных микроорганизмов непосредственно обусловливает почвенное плодородие, способствует накоплению органического вещества и элементов питания растений. Но как уже упоминалось ранее, главная роль почвенных микроорганизмов состоит в том, что они активно участвуют в биологическом круговороте углерода. Загрязнение почв тяжелыми металлами способствует снижению биологической активности почв и скорости трансформации растительного опада, что приводит к уменьшению содержания водорастворимых органических соединений (Li et al., 2006a, Безуглова и др., 1999; Yang et al., 2006).

## 1.4. Состояние растений в условиях города

Растения, как и почвы, являются незаменимой частью городских ландшафтов и выступают важнейшим звеном биологического круговорота веществ (Прохорова, Матвеев, 1996).

В условиях города растения подвергаются воздействию разного рода факторов, которые могут привести к самым различным морфо-анатомическим и физиолого-биохимическим изменениям. По мнению ряда авторов, эти факторы можно разделить на две группы. Первую группу составляют факторы природного происхождения, мало меняющиеся во времени, такие как климат, почвы, орографические факторы и другие. Ко второй группе относятся сильно варьирующие факторы техногенного происхождения. Качество городских почв является основным и ведущим

фактором первой группы, а загрязнение окружающей среды, в том числе и почвы, относится ко второй группе. Известно, что растения более устойчивы к повышенным концентрациям тяжелых металлов в окружающей среде, нежели к пониженным, хотя сама природа вредного действия избытка металлов на растения еще плохо изучена (Алексеев,1987; Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Угнетение и преждевременная гибель насаждений в городах вызваны избытком хлоридов в почвах, накопленных в результате применения в неограниченном количестве антиобледенителей дорог. При высоких концентрациях в окружающей среде ТМ накапливаются непосредственно в растительных клетках, что способствует блокированию реакций с участием ферментов. Симптомы фитотоксичности проявляются в виде угнетения роста, изменения окраски, хлороза листьев, различных патологий цветков, листьев и стеблей. Косвенное воздействие ТМ проявляется в снижении плодородия почвы за счет перевода питательных веществ в недоступное для растений состояние, что вызывает ухудшение роста и развития растений, снижение продуктивности и качества конечной продукции (Ильин, Степанова,1982). Растения, находясь в неблагоприятных условиях, могут выступать, во-первых, в роли относительно дешевых естественных биологических фильтров тяжелых металлов («накопители») и, во-вторых, в роли индикаторов загрязненности окружающей среды. На накопление металлов в парках существенное влияние оказывает величина паркового массива. На периферии парки загрязнены больше, чем в центре.

Существует мнение о том, что растения города являются лишь декоративным фоном городской архитектуры и зеленое строительство экономически не выгодно. Однако при экологической оценке роли зеленых насаждений в создании оптимальной городской среды, здоровья населения и других «нематериальных ценностей» этот факт легко опровергается. Тщательный анализ условий местообитания (рельеф, почвы, водного и воздушного режимов, освещенности и т.д.), правильный подбор видов

растений с учетом их экологических особенностей, устойчивости и возможности к адаптации в городской среде, могут обеспечить стабильное существование зеленых насаждений в условиях современного города (Неверова, Ягодкина и др., 2010).

Основными источниками поступления ТМ в растения являются почвы и воздух (Парибок и др., 1981; Виноградов, 1985). Поступление ТМ в растения может происходить двумя путями: пассивным (неметаболический) поглощением, если во внешней среде наблюдаются высокие концентрации тяжелых металлов, и активным (метаболический) процессом поглощения ТМ через корни, при содержании металлов в небольших количествах (в пределах фонового уровня) (Godbold, 1991; Costa, Morel, 1993, 1994, Cataldo et al., 1983). Корни растений являются главной преградой на пути поступления тяжелых металлов в растения, в основном таких, как свинец и кадмий (Jordan, 1975; Ковда и др., 1979; Нестерова, 1989 и др.). Начиная с ранних этапов развития, именно корень берет на себя основную функцию по аккумуляции и детоксикации металлов (Hart et al., 1998; Hall, Williams, 2003, Culter, Rains, 1974).

При исследовании воздействия тяжелых металлов на растения важное место занимает изучение процессов их поглощения и передвижения. Растения способны поглощать из окружающей среды практически все химические элементы в больших или меньших количествах. Миграция микроэлементов и ТМ, а также их биологическая аккумуляция во многом зависят от самих растений, корни которых извлекают элементы из нижележащих горизонтов почв и материнских пород и переносят их в верхние горизонты. На биогенную концентрацию микроэлементов значительное влияние оказывают зональные особенности почв (Титов, Талайнова, 2007).

К химическим элементам, выполняющим незаменимую и важную роль для нормальной жизнедеятельности растений относятся такие элементы, как C, H, O, N, P, S, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Mo, B, Na, Si, Co и некоторые

другие (Прохорова, Матвеев, 1996). В соответствии с потребностью растений все элементы почвенного питания делятся на 2 группы (табл. 1).

**Таблица 1.** Жизненно необходимые элементы питания для высших растений (Ронен, 2007)

| Макроэлементы | | Микроэлементы | |
|---|---|---|---|
| Основные | Второстепенные | Жизненно необходимые | Полезные |
| N, P, K | Ca, Mg, S | Fe, Mn, B, Zn, Cu, Mo, Cl, Ni | Na, Si, Co, Se |

В тоже время металлы подразделяют на необходимые для метаболизма растений в незначительных концентрациях (Fe, Cu, Zn, Mn, Mo), которые становятся токсичными, если их содержание превышает определенный уровень, и металлы не участвующие в метаболизме растении (Pb, Cd, Ni, Hg), так как они токсичны даже в очень низких концентрациях (Siedlecka, 1995).

Часто на увеличение содержания химических элементов в растениях влияет не только поглощение их из почвы, но и поступление элементов из воздуха. Захват растениями атмосферных аэрозолей природного и техногенного происхождения колеблется в пределах 40-100 %. Поэтому существенное воздействие на растения может оказывать и поступление тяжелых металлов через листовую пластину посредством газообмена и обменной адсорбции.

Листья деревьев характеризуют главным образом сезонную динамику атмосферного загрязнения среды, аккумулируя большое количество Pb, Cu и Cd. Накапливающиеся на листьях значительные концентрации микроэлементов, могут быть частично вымыты. В ветвях городских деревьев активно накапливаются Pb, Sr, Ba, Cu, Cd, Cr и Ni, а Fe, Zn, Mn и Ti, наоборот, накапливаются незначительно, по сравнению с фоновыми значениями. Ряд авторов отмечает что, в коре деревьев содержатся такие элементы - загрязнители, как Ba, Cu, Sr, Cr, Fe, Ni и Pb. Например, в коре

тополя значение Cr и Ni существенно ниже, чем у других видов растений, это свидетельствует о его существенной газоустойчивости. Кора деревьев является депонирующей поверхностью для атмосферных поллютантов, которая без вреда для растения может накапливать большое количество химических веществ, тем самым временно выводя их из биогеохимического круговорота (Уфимцева, Терехина, 2005; Наквасина и др., 2009; Попова и др., 2013).

Однако известно, что вопрос о соотношении корневого и листового поглощения в городских ландшафтах изучен недостаточно полно. Это обусловлено тем, что если в природных ландшафтах накопление ТМ растениями зависит от свойств системы «почва-растение», то в городских ландшафтах следует рассматривать систему «почва-растение-атмосферный воздух» (Сучков и др.,1999; Мажайский и др., 2003; Новикова, 2005; Никитина, 2011).

Таким образом, состояние растительного покрова, наряду с почвенным, является одним из основных индикаторов экологического состояния городских территорий. Особенно интенсивно это проявляется вблизи источников загрязнений. Основным факторов, определяющим состояние зеленых насаждений, является плодородие почв, которое, в свою очередь, зависит от содержания в них доступных для растений биофильных элементов, в основном таких, как соединений азота, фосфора и калия. Однако данных по содержанию биофильных элементов в городских почвах и, особенно в растениях, в научной литературе недостаточно.

Согласно исследованиям М. Д. Скарлыгина-Уфимцевой (1991), различные древесные породы имеют однотипный биогеохимический спектр интенсивности накопления макроэлементов, необходимых для их питания, который выглядит следующим образом: P, Ca, K, Mg (Уфимцева, Терехина, 2005). Для оценки поступления элементов под влиянием техногенеза необходимо сопоставление элементного состава городских древесных

растений с региональным уровнем накопления элементов деревьями естественных местообитаний.

Так, например, среднее содержание $P_2O_5$ в растениях составляет 1800–4600 кг сухого вещества, $K_2O$ – 11200–45500 мг/кг, Ca – 1800–16700 мг/кг, Mg – 900–6500 мг/кг, N – 12600–43400 мг/кг (Державин и др., 1998; Рассеянные…, 2004; Гордеева, 2006). Вблизи источников загрязнения концентрация N, P и K в хвое сосны и ели увеличивается, а Ca уменьшается (Лукина, Никонов, 1996; 1998). Эти тенденции связаны с замещением Ca протонами, ионами алюминия и тяжелых металлов в почвенном поглощающем комплексе органического горизонта (Рассеянные…, 2004).

Также известно, что концентрации подвижных элементов (N, P, K, Mg) с возрастом листьев (хвои) снижаются, а малоподвижных (Ca, Fe, Mn) – возрастают (Рассеянные …, 2004; Второва, 2004; Кащенко, 2005).

Многочисленные исследования содержания ТМ в растениях в большинстве городов проводились без учёта ландшафтных особенностей, позволяющих выделить и оценить специфику загрязнения городской среды, так как в результате суммарного наложения различного рода воздействий происходит формирование особой геоэкологической среды различных ландшафтов (Попова, 2015).

Большое внимание уделялось как неодинаковой способности одних и тех же ТМ проникать из почвы в надземные органы разных видов растений, так и способности растений противостоять избыточному их потоку. Растения способны противостоять ионам-токсикантам, в том числе и ТМ (Степанова, 1980; Гармаш, 1987; Панин, Касымова, 1998; Lee et al., 2006). Одни авторы считают, что у всех растений существует общая тенденция в поглощении микроэлементов, называя в числе сильно накапливающихся элементов B, Br, Cd, Pb, а слабо потребляемых – Ba, Ti, Sc, Bi, Ga, другие авторы отмечают видовые различия в аккумуляции химических элементов (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Уфимцева, Терехина, 2005; Мотузова, 2009). Так, например, в экспериментах с ячменем, капустой, пшеницей и рожью установлено, что

через листья 20–60% кадмия поступало в растения из атмосферных осадков, содержащих загрязняющий металл (Hovmand et al., 1983).

Среднее содержание ТМ в растениях, произрастающих на незагрязненных территориях, по данным разных авторов показано в таблице 2. Концентрация Cd в листьях и побегах березы городских территорий колеблется от 0,29 до 1,52 мг/кг сухого вещества, Cu – от 2,5 до 8,5 мг/кг, Zn – от 20 до 494 мг/кг, Cr – от 0,2 до 12,4 мг/кг; Mn – 600-1800 мг/кг; Fe – 200-600 мг/кг (Матвеев и др., 1997; Ветчинникова и др., 2005; Кулагин, Шагиева, 2005; Гордеева, 2006; Ветчинникова, 2007; Корельская, 2009; Никитина, 2011). Максимальной аккумулирующей способностью по отношению к ТМ обладает береза (независимо от видовой принадлежности), минимальной – липа. Берёза активно накапливает Zn, Cu, Cd, Pb и Ni , а рябина − Cu, Fe, Cr и Co. В листьях тополей концентрируются преимущественно Zn и Co (табл.2).

Таким образом, на развитие и жизнеспособность растений, а также их устойчивость к загрязнениям в условиях города значительную роль играют качество и состояние почвы, которое, в свою очередь, зависит от активности обитающих в ней живых организмов (Скворцова, 1997). Известно, что при попадании ТМ на поверхность почвы, они не только включаются в почвообразовательный процесс (Хазиев и др. 2000), но и поступают в пищевые цепи и вызывают целый ряд негативных последствий (Smith, 1981; Гиниятуллин, 1996; Коршиков, 1996; Калугин, 2000).

В тоже время на поступление тяжелых металлов в растения существенное влияние оказывают такие свойства и характеристики почвы, как ее тип, химический и механический составы, обменная катионная способность, pH, содержание органического вещества, микрофлора и др. (Ильин, 1991; Sanità di Toppi, Gabbrielli, 1999; Rauser, 1999).

**Таблица 2.** Среднее содержание элементов в растениях незагрязненных территорий

| Авторы | Cr | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. | 0,03 - 0,6 | 0,1 -2,7 | 2-20 | 26-44 | 0,05-04 | 0,05-3 |
| Минеев В.Г. | 0,2-1,0 | 0,4-3,0 | 2-12 | 15-150 | - | 0,1-5 |

## 1.5. Влияние кислотности и увлажнения почв на подвижность тяжелых металлов и микроэлементов

Одним из важнейших факторов внешней среды, оказывающих существенное влияние на химическое состояние органических и минеральных компонентов почв, является гидрологический режим. Переувлажнение - естественное состояние большинства почв гумидных ландшафтов. Оно наблюдается в почвах в разные по продолжительности периоды времени и оказывает воздействие на весь комплекс почвенных свойств и процессов (Плеханова 2003; Водяницкий, Плеханова, 2014).

Избыточное увлажнение почв сопровождается переходом окристаллизованных соединений железа и марганца в аморфные, при этом происходит освобождение ионов ТМ, связанных при соосаждении с оксидами Fe и Mn. Под влиянием микробных редуктаз изменяется валентное состояние железа и марганца, которые переходят в 2-х валентную форму и становятся подвижными, вследствие более высокой растворимости восстановленных соединений этих элементов. Это приводит, с одной стороны, к высвобождению ионов ТМ, входящих в кристаллические решетки оксидов железа и марганца, а с другой, к увеличению количества ионов ТМ, способных к обмену в результате снятия оксидных пленок, блокирующих выход ионов из межпакетных промежутков глинистых минералов (Плеханова, 2003).

В результате избыточного увлажнения в почвах значительно увеличивается доля подвижных соединений ТМ, что увеличивает вероятность миграции их соединений в сопредельные среды и проявления токсичных эффектов (Плеханова, 2004).

Развитие окислительно-восстановительных процессов и изменение кислотности почв, происходящие в результате их высушивания или избыточного увлажнения, способны оказывать существенное влияние на подвижность микроэлементов, вызывать их осаждение или растворение, влиять на аккумуляцию и миграционную способность элементов, их вынос и доступность растениям. Эти процессы также способствуют образованию комплексных соединений различной прочности с органическим веществом, глинистыми минералами и другими почвенными компонентами (Плеханова, 2003).

На закрепление металлов в почвах большое влияние оказывает pH почвенного раствора (Никитина, 2011; Selim, Kingery, 2003). При миграции химических элементов на участках с резким повышением pH формируются щелочные барьеры, на которых происходит накопление преимущественно катионогенных элементов, таких как промышленные металлы (Fe, Mn, Ni, Co, Cu, Zn и др.) и опасные загрязнители природной среды (Pb, Cd, Hg, Co, Be, As и др.) (Летувнинкас, 2005), которые лучше мигрируют в кислой среде.

В тоже время, при кислой реакции почв подвижность, например, Mo уменьшается, а Cu, Zn, Mn, Co, Pb, Cd наоборот, увеличивается. Некоторые микроэлементы (B, I, F) подвижны как в кислой, так и в щелочной среде (табл. 3). Микроэлементы с переменной валентностью в зависимости от окислительно-восстановительных условий почвы могут менять валентность и переходить как из высшей в низшую, так и наоборот. Как уже упоминалось ранее, это может существенно отражаться на миграционной способности элементов.

**Таблица 3.** Подвижность микроэлементов в почвах

| Условия, pH | Микроэлементы | |
|---|---|---|
| | Очень подвижные | Подвижные |
| Окислительные, pH < 3 | Cd, Co, Cu, Ni, Zn | Hg, Mn, Re, V |
| Окислительные при отсутствии богатых железом частиц, pH > 5 | Cd, Zn | Mo, Re, Se, Sr, Te, V |
| Окислительные в присутствии богатых железом частиц, pH > 5 | Нет | Cd, Zn |
| Восстановительные в отсутствие сероводорода, pH > 5 | Нет | Cd, Cu, Fe, Mn, Pb, Sr, Zn |
| Восстановительные присутствии сероводорода, pH > 5 | Нет | Mn, Sr |

* Все остальные микроэлементы средне и слабоподвижны [Smith, Huyck, 1999].

## 1.6. Роль гранулометрического состава почв в распределении микроэлементов

Миграционная способность микроэлементов и ТМ зависит и от гранулометрического состава почв. Гранулометрический состав является одним из важнейших базовых свойств почв. Частицы почв разного размера значительно отличаются друг от друга по своим физико-химическим свойствам, определяющим особенности взаимодействия и закрепления на поверхности частиц ионов тяжелых металлов. Это проявляется в различном распределении ТМ по формам соединений в составе каждой гранулометрической фракции (Шеин, 2009).

Распределение ТМ по гранулометрическим фракциям в разных почвах неодинаково. Считается, что основные свойства, определяющие поведение в почве ТМ, связаны с содержанием и составом ее наиболее тонкодисперсной части (илистой фракции). В то же время ТМ во фракциях более крупного размера могут вызывать вторичное загрязнение территории, так как данная фракция способна перемещаться в несвязанном состоянии под воздействием ветра. В почвах тяжелого гранулометрического состава подвижность

токсикантов снижается. Уплотнение почвы и нарушение окислительно-восстановительных условий вызывает увеличение подвижности загрязняющих веществ (Трофименко, Евгеньев, 2006).

В дерново-подзолистой почве ТМ в основном закрепляются в тонких фракциях, тогда как песчаная фракция практически не участвует в фиксации ТМ в почве. Поглощение уменьшается в ряду: ил>мелкая и средняя пыль>крупная пыль>песок, причем в загрязненной почве содержание ТМ в песчаной фракции в 20-30 раз меньше, чем в иле. В черноземе зерна песка покрыты гумусными пленками, которые полностью не снимаются даже после обработки ультразвуком, кроме того, чернозем в целом обладает более благоприятными для фиксации ТМ свойствами (более высокие содержание гумуса и емкость катионного обмена). Вследствие этого контраста между количеством ТМ, закрепившихся в более крупных и более тонких гранулометрических фракциях в черноземе меньше, чем в дерново-подзолистой почве (отношение содержания ТМ в крупной пыли к содержанию ТМ в иле в загрязненной почве составляет 3-5 для различных ТМ). Общее количество поглощенных ТМ уменьшается в ряду: ил>мелкая и средняя пыль>песок>крупная пыль.? Гранулометрические фракции отличаются друг от друга не только общим количеством ТМ, которое может в них закрепиться, но и прочностью этого взаимодействия. Тонкие гранулометрические фракции прочнее связывают ТМ. Причем в черноземе эта тенденция проявляется в меньшей степени, т.к. из-за наличия гумусных пленок на поверхности песка, доля ТМ, прочно связанных с органическим веществом в песчаной фракции достаточно высока. В целом, дерново-подзолистая почва характеризуется менее специфическим взаимодействием с ТМ, чем чернозем (Пляскина, Ладонин, 2004, Пляскина, 2004).

При загрязнении прочнее всего в почве закрепляются медь и свинец. Фиксация этих элементов происходит главным образом за счет комплексообразования с органическим веществом и в меньшей степени за счет специфической сорбции минеральными компонентами.

Цинк и кадмий связываются в почве слабее. Для этих элементов в меньшей степени характерно взаимодействие с органическим веществом. Они в основном переходят в обменное состояние или физически сорбируются минеральными почвенными компонентами.

Несмотря на то, что количество ТМ во многих случаях велико в илистой части почвы, эта фракция, вследствие своего низкого содержания (1,2% и 7,5% в дерново-подзолистой почве и черноземе выщелоченном соответственно), не делает большого вклада в общее количество ТМ в почве в целом. Крупная пыль наоборот, способствует увеличению содержания ТМ в почве, это связано в основном не столько с высоким содержанием в ней ТМ, сколько с большим (55-65%) содержанием этой фракции в почве (Пляскина, Ладонин, 2004).

В отличие от ила, фракции мелкой и средней пыли в почве содержится больше, а так как эта фракция поглощает достаточно большое количество ТМ, то мелкая и средняя пыль наравне с крупной пылью в большинстве случаев является значительным источником содержания ТМ в почве, а иногда даже и доминирует над фракцией крупной пыли (Пляскина, Ладонин, 2004).

## 1.7. Водный режим, грунтовые и лизиметрические воды

Изучение эволюции почв, особенностей развития различных почв и почвенного покрова, решение прикладных задач почвоведения, связанных с прогнозированием функционирования и развития почв, все это во многом определяется исследованиями состава почвенных растворов и их динамикой. Изучение водных режимов почв является классической проблемой почвоведения, не потерявшей актуальность и в наши дни.

Широко известны работы Высоцкого Г.Н., Роде А.А. (1960), Зайдельмана Ф.Р.(1998), Качинского Н.А., Карпачевского Л.О. (1998), Шишова Л.Л., Муромцева, Н.А. (2000), изучавших водный режим с

различной целью и различными методами, но всегда подчеркивавших, что водный режим является основой для диагностики почв, их классификации и агрофизической оценки.

Почвенный раствор является одной из наиболее динамичных фаз почв, практически никогда не находящихся в равновесном состоянии. Состав жидкой фазы почвы отражает специфику и направленность почвообразовательного процесса, что, несмотря на ее динамичность, является важным показателем (Копцик, Лукина, Смирнова, 2007; Первова, Егоров, 2012).

К жидкой фазе почвы относится пленочная, капиллярная и гравитационная влага. Гравитационная влага способна перемещаться в почве под воздействием силы тяжести, она мало подвержена влиянию твердой фазы почвы и может иметь временный характер, в основном для почв нормального увлажнения. Основными источниками поступления этой влаги являются весеннее снеготаяние, атмосферные осадки или полив почв сельскохозяйственного назначения (Умарова, Иванова, Кирдяшкин, 2006, Торлопова, Робакидзе, Бобкова, 2009).

Также известно, что жидкая фаза почв представляет собой сложную и изменчивую систему, которая различается по составу, доступности растениям и подвижности.

С гравитационной влагой тесно связаны лизиметрические воды, исследования которых представляют большой интерес при изучении миграции веществ по почвенному профилю.

По генетическому составу лизиметрические воды близки с почвенными растворами. Однако существуют и различия, которые связаны с отсутствием некоторого равновесия между лизиметрическими водами и твердой частью почвы, в силу их временного характера, а также с тем, что лизиметрические воды несут на себе отпечаток состава снега, дождя или поливной воды и взаимодействия их с надземными частями растений, опадом и газовой фазой,

отличающейся по составу от почвенного воздуха (Судницын, 1979; Снакин, Присяжная, Рухович, 1997; Трофимов, Караванова, 2009).

На передвижение природных вод в значительной степени оказывают влияние погодные условия. Поскольку в последнее время широко обсуждаются тенденции глобального изменения климата, необходимо знать, что будет происходить при движении природных вод в связи с климатическими флуктуациями. Отмечено, что в жаркие и сухие летние сезоны существует определенный дефицит влаги, который не компенсируется осенними осадками. Если сухие летние периоды будут повторяться, то режим влажности, вероятно, изменится.

Для изучения вертикального переноса свободной гравитационной влаги и растворенных в ней веществ, а также для изучения как отдельных почвенных горизонтов и слоев, так и всего почвенного профиля широко используется лизиметрический метод (Роде,1960). Он позволяет моделировать потоки влаги и водорастворимых в ней веществ, а также определять особенности теплового, водного и пищевого режимов без нарушения естественного сложения почвы и существующих эколого-геохимических связей в системе почва – растения.

Способность почвы накапливать и пропускать влагу имеет важное значение при исследовании процессов миграции веществ. Именно с водой осуществляется передвижение веществ как в растворенном, так и в нерастворенном виде в почвенной толще и вынос за пределы профиля. Изучение состава лизиметрических вод позволяет оценить внутрипрофильную миграцию химических элементов и определить направление процессов современного почвообразования. Водная миграция элементов минерального питания в системе фитоценоз – почва является важным звеном в изучении биогеохимического круговорота веществ в биогеоценозах.

В отличие от почвенных растворов между лизиметрическими водами и твердой частью почвы нет определенного равновесия, так как они имеют

временный характер и связаны с химическим составом жидких и твердых атмосферных осадков, трансформированных растительностью. Например, почвы таежных лесов имеют промывной тип водного режима, для которого характерно ежегодное промачивание всей почвенно-грунтовой толщи до грунтовых вод. Исследования, проведенные на подзолистых почвах, в хвойных экосистемах показали, что формирование химического состава лизиметрических вод, источником которых являются атмосферные осадки, определяется составом растительности, скоростью разложения подстилки, типом почвы и количеством осадков. Почвенные воды отличаются от атмосферных осадков более высокой концентрацией элементов минерального питания. В водах, прошедших через лесную подстилку, содержание химических элементов выше, чем в минеральных горизонтах почвы (Пристова, Забоевой, 2007).

В результате исследований, проведенных Добровольским В.В. (2000) было выявлено, что для образования форм ТМ, вовлекаемых в водную миграцию, исключительно важную роль играют специфические гумусовые вещества. Указанные вещества являются активными комплексообразователями, а металлы склонны к вхождению в комплексы.

## 1.8. Лизиметрические исследования в почвоведении

В настоящее время для изучения почв и экосистем, существует стационарный, или лизиметрический метод исследований. Несмотря на то, что этот метод наименее распространен, он является уникальным, его преимущества заключаются в возможности исследовать не только свойства почвы, фильтрующегося в ней почвенного раствора и жизнедеятельности растений в полевых условиях, но и почвенных процессов в условиях, максимально приближенных к естественным. Более того, этот метод позволяет моделировать результаты антропогенного воздействия на почвенные процессы. Главным достоинством лизиметрического метода является

получение новых экспериментальных данных в условиях, приближенных к реальной почвенно-геохимической обстановке ландшафта. Использование лизиметрического метода весьма актуально и эффективно при разработке двух крупных проблем современного почвоведения: во-первых, при изучении механизмов конкретных почвенных процессов на микро-, мезо- и макроуровнях структурной организации почв, выявлении динамики их свойств, а также диагностике направленности эволюции элементарных почвенных ареалов в реальных экосистемах и, во-вторых, при исследовании специфики и масштаба техногенной эволюции почв. К сожалению, лизиметрический метод имеет и недостатки, к которым относится отсутствие горизонтального притока и оттока грунтовых вод, что не позволяет оценить все составляющие водного баланса изучаемых модельных экосистем (Роде,1960; Рачинский и др., 1981).

Более чем 300 лет ученые занимаются исследованием почв с помощью лизиметрического метода. Впервые опыты с использованием лизиметров были проведены в 1688 г. французским метеорологом Де ля Гиром для выяснения происхождения ключевых и родниковых вод. Исследования с применением лизиметрических установок были направлены на изучение водного баланса почв (Инженерные системы…., 2009).

Английский химик Джон Дальтон впервые применил лизиметрический метод исследования для изучения распределения атмосферных осадков и их влияния на грунтовые воды.

В России первые лизиметрические установки соорудил П.А. Костычев в 1893 году. Они были установлены на хорошо оборудованной Шатиловской опытной станции, которая включала сеть дождемерных пунктов и сельскохозяйственный ботанический сад (http://in-nature.ru/wp-content/uploads/2010/11/stend5.pdf - лизиметрические исследования почв).

В 1903 году Б.М. Вельбелем были разработаны конструкции металлических лизиметров – монолитов, которые позволили провести сравнительное изучение их действий в условиях типичных черноземов Одесской области на Плотнянской сельскохозяйственной опытной станции.

Б.М. Вельбель провел исследование фильтрующей способности почв с ненарушенным строением и насыпных почв.

На опытном поле Тимирязевской сельскохозяйственной академии В.Р. Вильямсом была заложена лизиметрическая площадка, основными задачами которой являлись многолетние исследования по зависимости инфильтрации от механического состава различных типов почв, а также для изучения количества и химического состава фильтрующихся в почве вод.

В 1908 году П.Ф. Бараков применил лизиметрические установки агрохимического типа в исследованиях на опытном поле сельскохозяйственного института Новой Александрии - ныне Пулавы (Польша).

Геммерлинг В.В. (Геммерлинг, 1922) занимался исследованием поступления влаги в лизиметрические воронки из разных горизонтов почвенного профиля.

Проведения водно-балансовых исследований и измерений содержания влаги в почве стали возможны в конце XIX века, благодаря появлению взвешиваемых лизиметров, которые в дальнейшем были названы испарителями. Несмотря на это, основным их назначением по-прежнему остается сбор фильтрата и определения в нем содержания химических веществ. Существуют лизиметры-испарители М.П. Рыкачева, А.П. Ключерева, В.П. Попова и некоторые другие.

Как писал Б. А. Голубев, (1967 г.) лизиметр - это устройство, с помощью которого возможно изучать процесс просачивания воды и растворенных в ней питательных веществ через определенный слой почвы, породы или грунта в условиях их увлажнения естественными атмосферными осадками при наличии различных приспособлений. Это устройство используется для точного определения составляющих водного баланса почв. Полученная с помощью лизиметров информация является уникальной для характеристики водного режима почв и для адаптации математических моделей.

В последнее время широко распространены лизиметры для изучения переноса веществ. Это связано с увеличением загрязнения почв и грунтовых вод. Многие ученые занимались исследованиями возможности выноса тяжелых металлов, пестицидов с инфильтрационными водами.

В настоящее время лизиметрический метод широко применяется не только в почвенных и агрохимических исследованиях, но и в гидрологии, грунтоведении, мелиорации и физиологии растений. Почвы лизиметрических установок являются удобным и информативным объектом физического моделирования многих почвенных процессов, которые в той или иной мере связаны с вертикальным переносом влаги.

Использование лизиметрических установок и проведение многолетних экспериментов до сих пор широко распространено в Тимирязевской академии, на факультете почвоведения МГУ, во ВНИИ кормов им. В.Р. Вильямса на Луговой, в НИИСХ в Немчиновке, в ВИУА, в Северо-западном НИИСХ, в институте проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН и др.

### 1.9. Исследования почв лизиметров почвенного стационара МГУ

В 1965 году на факультете почвоведения МГУ имени М.В. Ломоносова были разработаны ячеистые или, как их еще называют, секционные лизиметры, которые успешно используются и в настоящее время. Установки позволяют исследовать неоднородность гравитационного переноса влаги в почвах, возможность поступления загрязняющих и питательных веществ в грунтовые воды, оценить массоперенос, определить гидрохимические параметры движения веществ в почвах. По своим характеристикам они ближе всего к лизиметрам агрохимического ряда, однако, существует и отличие, которое заключается в том, что в экспериментах с применением секционных лизиметров моделируется поступление на поверхность почвы загрязняющих или питательных веществ

(Винник, Болышев, 1972). Особенности формирования элементов водного режима дерново-подзолистых почв в годовой, сезонной и суточной динамике изучены в работах (Шеин, Умарова, 2002, Смирнов, 2005).

### 1.9.1. Исследования физических свойств почв лизиметров

Изучение физических свойств почв лизиметров привлекало внимание таких ученых, как Н.П. Чижикова , А.Б. Умарова, И.А. Верховец. Было отмечено, что к 2005 году в лизиметрах почвенного стационара МГУ сформировались почвы, которые по классификации 2004 года относятся к отделу слаборазвитых почв, типа пелоземов (почвы под еловыми, смешанными и широколиственными насаждениями) и пелоземов гумусовых (почва под многолетними травами) (Верховец, 2005). В работах Верховец, Чижиковой и Владыченского (2006) отмечены изменения минералогического состава илистой и пылеватых фракций в модельных экосистемах лизиметров, по сравнению с почвообразующей породой. Илистая фракция покровного суглинка характеризуется резким преобладанием смектитовой фазы (75 % в илистой фракции). В процессе почвообразования отмечено снижение содержания смектитовой фазы и увеличение содержания гидрослюд и каолинита в верхней части профиля. Отмечено также изменение минералогического состава пылеватых фракций. Произошло увеличение содержания полевых шпатов в верхних горизонтах почв по сравнению с породой во фракции тонкой и средней пыли, которое авторы связывают с дезинтеграцией зерен более крупных фракций (Верховец, Чижикова и Владыченский, 2006).

При изучении гумусного состояния модельных экосистем почвенных лизиметров было показано, что поступление органического вещества существенно различается в зависимости от ценоза (Савельев, Владыченский, 2001). Например, под лесными насаждениями - основная биомасса сосредоточена на поверхности. Под еловыми и смешанными насаждениями

сформировался горизонт подстилки мощностью 0-3 см, состоящий из опавшей хвои и мха, под широколиственными деревьями мощностью подстилки составляла всего 1 см. Под травянистой растительностью происходит внутрипрофильное поступление остатков, которое способствует формированию дернового горизонта мощностью 5 см.

Умаровой (2008) были исследованы особенности формирования лизиметрического стока в дерново-подзолистых почвах, а также получены данные по температурному режиму и влаге почв. Влага в почве выполняет транспортную функцию перемещения растворенных в ней веществ и взвешенных частиц, в том числе и обеспечивая педогенную дифференциацию почвенного профиля. Поэтому для исследований процессов происходящих в почве используется лизиметрический метод, который на сегодняшний день продолжает оставаться единственным методом количественного определения почвенно-поглощающей (ПП) влаги.

Большое внимание при изучении почв лизиметров было уделено определению физических свойств почв, таких как плотность твердой фазы почв, гранулометрический и микроагрегатный состав, структурный анализ по Н.И. Савинову. Удельная поверхность почв определялась методом десорбции паров воды над насыщенными растворами солей. Также внимание уделялось изучению годовой динамике элементов водного баланса.

Результаты исследования водного и температурного режимов почв, изучение трансформации твердой фазы в полностью контролируемых условиях, на примере лизиметров почвенного стационара МГУ показали, что преимущественные пути миграции влаги являются характерным признаком движения равновесного состояния почв в их эволюции (Умарова, 2008).

В результате многолетних исследований на дерново-подзолистых почвах почвенного стационара МГУ было установлено, что периоды преимущественных потоков влаги в годовом цикле занимают короткие промежутки времени и наблюдаются при поступлении значительных количеств воды на поверхности почвы. Так, например, в весенний период, в

результате снеготаяния, отмечают быстрое выравнивание влажности и температуры почвенного профиля, а в летний период, при выпадении осадков ливневого характера, образование лизиметрического стока. Таким образом, преимущественные пути движения влаги определяют важную экологическую функцию почв в ландшафте (Умарова, 2008; Умарова, Иванова и др., 2006, Верховец, 2005, Чижикова, Верховец, 2006).

### 1.9.2. Исследования биологической продуктивности почв лизиметров

Верхняя часть бескарбонатного покровного суглинка лизиметров под влиянием климатических и биологических факторов претерпела заметные изменения. Под лесными культурами в начале почвообразования элементы опада были слабо переработаны и частично перемешаны с верхней частью негумусированной минеральной массы. С течением времени под древесными посадками выделился самостоятельный горизонт подстилки. Прокраска минеральной массы органическим веществом начала проявляться к середине второго десятилетия наблюдения (Савельев, Владыченский, 2001). К 2001 году в лизиметрах сформировались маломощные почвенные профили. Почвы под еловым и смешанным лесом практически не различаются по морфологическому строению. В их профиле выделяются горизонт подстилки (0-3 см) – состоящие из хвои, и минеральный гумусоаккумулятивный горизонт А (3-6 см) – серый суглинок с остатками слаборазложенного органического вещества. Под широколиственными деревьями профиль почвы разделяется на горизонт подстилки (0-1 см), состоящий из листьев дуба, клена, и минеральный горизонт А (1-5 см) – серый суглинок, переплетенный корнями травянистой растительности развивающейся в нижнем ярусе. Под многолетними травами сформировался дерновый горизонт Ad (0-5 см), серый, густо переплетенный корнями. С глубиной встречаются серые затеки органического вещества по ходам корней на

желтовато-буром фоне суглинка. Под чистым паром и агроценозом почва не разделена на горизонты (Савельев, Владыченский, 2001).

Еще одним из важнейших показателей почвообразования является интенсивность накопления в почвенной толще запасов углерода. Под многолетними травами запасы углерода в слое 0-3 см определяются величиной 1,21 кг/м$^2$, тогда как под чистым паром для того же слоя эта величина меньше в 10 раз – 0,12 кг/м$^2$, а под насаждениями ели – 0,28 кг/м$^2$ (Герасимова, Первова, 1989).

Накопление органического вещества стало результатом почвообразования в молодых почвах лизиметров. В гумусоаккумулятивных горизонтах почв лизиметров произошло увеличение pH по сравнению с исходной породой.

По результатам исследований гранулометрического состава в почвах лизиметров фиксируется уменьшение содержания фракции физической глины. Облегчение гранулометрического состава увеличивается в ряду почв «ель→ель, дуб, клен→дуб, клен→многолетние травы». По-видимому, на фоне нейтральной реакции среды, в лизиметрах происходит лессиваж, интенсивность которого максимальна в почве под многолетними травами по причине наибольшего увлажнения (Савельев, 2001).

Было проведено изучение биологического круговорота на лизиметрах, занятых лесными насаждениями (Золотарев, 2006; Первова, Золотарев, 2012), а также травянистыми (Владыченский, Ульянова, Золотарев, 2000). За время проведения эксперимента к 2006 году произошло уменьшение количества деревьев, произрастающих в лизиметрах. Отмечено значительное уменьшение количества лиственных пород на лизиметрах со смешанными насаждениями, что связано с подавлением их елью. В еловых растительных сообществах за период с 1972 года по 2006 год запасы наземной фитомассы увеличились с 38 до 125 т/га. По мере роста деревьев наиболее значительно увеличилась масса стволов (с 22 до 72 т/га). Количество опада в еловых насаждениях, на тот период времени, находилось в пределах от 4,02 до 10,52

ц/га, наибольшую часть которого, составляла хвоя, что также характерно и для естественных лесов.

Наиболее высокое содержание зольных элементов характерно для хвои, далее идут ветви и наименьшее количество зольных элементов содержится в стволе. Отмечено, что для хвои и ветвей еловых насаждений лизиметров характерна повышенная зольность, чего нельзя сказать о естественные насаждения (Золотарев, 2006).

Вслед за увеличением фитомассы лесных фитоценозов возросло и содержание органического углерода в почвах лизиметров. В гумусоаккумулятивном горизонте наблюдается увеличение pH по сравнению с исходной породой, что объясняется накоплением Ca+ в результате пылевого загрязнения и биологической аккумуляции. В почвах, развивающихся под лесными фитоценозами, значения pH уменьшаются с глубиной.

### 1.9.3. Исследования химических свойств почв лизиметров

Первые итоги наблюдений в открытых лизиметрах почвенного стационара МГУ были опубликованы в 1972 году М.А. Винником и Н.Н. Болышевым. Авторами проводился учет поступающих лизиметрических вод и их анализ. В результате наблюдений было установлено, что на скорость и количество поступающей воды из бункеров лизиметров значительное влияние оказывают влажность суглинка, испаряемость, температура воздуха, скорость фильтрации и растворимость.

Было выявлено, что основная масса воды поступает в период весеннего снеготаяния - в марте, апреле. С наступлением положительных температур и началом вегетации растительности отмечается резкое уменьшение поступающей воды из бункеров, занятых древесной растительностью, в бункерах с травянистой растительностью вода атмосферных осадков задерживается полностью.

Химический анализ лизиметрических вод показал, что концентрация в них различных элементов незначительна. Из всех катионов, определявшихся в лизиметрических водах, обнаружено всего лишь четыре элемента, из которых кальций занимает первое место, далее следуют натрий, марганец и калий. Что касается содержания алюминия, железа, фосфора и азота, то они не были обнаружены в лизиметрических водах из всех бункеров. Таким образом, по составу лизиметрических вод, возможно, оценить внутрипрофильную миграцию химических элементов и определить направление процессов современного почвообразования (Пристова, Забоева 2007).

Изучение формирования микроэлементного состава почв лизиметров впервые проведено в 1995 году (Плеханова, Манагадзе, Васильевская, 2003).

Большое внимание уделялось изучению масштабов поступления, накопления и выноса микроэлементов. Были определены кислоторастворимые соединения ТМ, валовое содержание элементов в почвах и твердых осадках снега.

Результаты анализов показали выраженное накопление микроэлементов в поверхностном слое почв лизиметров и резкое уменьшение их содержания в нижележащих слоях. Это свидетельствует о значительном влиянии антропогенных факторов на формирование микроэлементного состава почв в условиях города.

Что касается физико-химических показателей свойств почв, то было выявлено, что к 1995 году кислотность поверхностного слоя почв лизиметров составила от 6,5 до 7, однако с глубиной значения pH снижаются и приближаются к значениям исходного покровного суглинка.

По содержанию органического углерода под всеми видами растений наблюдается уменьшение значений вниз по профилю почв лизиметров. Иллювиального накопления гумуса не отмечается.

В 2006 году Евдокимовой М.В. было продолжено изучение свойств почв лизиметров и содержание в них микроэлементов и ТМ.

Результаты проведенных исследований показали, что поверхностный слой почв лизиметров и черного пара характеризуется нейтральной и слабокислой реакцией среды (pH=6,3-6,7), однако эти значения несколько отличаются от результатов 1995 года. С глубиной значения pH также снижаются, и на отметке 60-80 см приближаются к pH исходного суглинка.

Под всеми вариантами модельных фитоценозов почвенных лизиметров МГУ отмечено накопление гумуса, распределение которого по профилю почв лизиметров носит ярко выраженный аккумулятивный характер.

Важность понимания проблемы загрязнения почв ТМ определяется тем, что почвы являются природным накопителем ТМ в окружающей среде и основным источником загрязнения сопредельных сред, включая растения. Поэтому, большое внимание уделялось прогнозу загрязнения почв тяжелыми металлами, с помощью аналитической модели, основанной на методах химической кинетики  и математического анализа. Данные по содержанию ТМ в почвах лизиметров позволили обосновать уравнение пространственно-временной динамики концентраций ТМ в почвах лизиметров, основанное на (Евдокимова, 2011).

# Глава 2. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Объектом исследования являлись почвы лизиметров почвенного стационара МГУ. Лизиметрические установки были заложены в 1965 г. с целью изучения особенностей почвообразовательного процесса на покровных суглинках под растительностью, характерной для юга таежной зоны (Винник, Болышев, 1972; Лобутев, Герасимова, 1980).

Открытый лизиметр состоит из 20 отдельных бункеров (площадь каждого из них 9 $м^2$, объем – 13,5 $м^3$). Мощность слоя бескарбонатного покровного суглинка, засыпанного в лизиметры, составила 2 м. В лизиметрах были созданы фрагменты растительных сообществ, типичных для южной тайги. Из 20 лизиметров четыре заняты еловыми насаждениями, четыре – смешанными насаждениями из ели, дуба и клена, четыре широколиственными породами (дуб, клен). В четырех лизиметрах были посеяны многолетние травы (ежа сборная, райграс, тимофеевка, люцерна, клевер). Два лизиметра были заняты культурами, входящими в девятипольный полевой севооборот, и два лизиметра – контрольные, которые поддерживали в состоянии чистого пара (Винник, Болышев, 1972).

На лизиметрах, имитирующих еловый фитоценоз, было высажено по 61 саженцу ели; в смешанных посадках – по 30 саженцев ели, 16 – дуба и 15 – клена. В лизиметры с широколиственными породами были посажены 31 саженец дуба и 30 клена. Количество деревьев со временем изменялось, в 2006 г оно составляло: на лизиметрах с хвойными насаждениями - 188 елей; на лизиметрах со смешанными насаждениями - 104 ели, 24 дуба, 16 кленов; на лизиметрах с широколиственными насаждениями - 83 дуба, 41 клен (Золотарев, 2006). На лизиметрах с древесными породами произрастает небольшое количество деревьев других пород (береза, ива, осина), которые выросли из занесенных семян. После санитарной рубки, проведенной в 2009 г, в лизиметрах с еловыми насаждениями осталось 64 ели, в лизиметрах со смешанным лесом – 45 елей, 7 берез, 2 клена, 1 дуб и 1 осина, в лизиметрах с

широколиственным лесом – 20 кленов, 14 дубов, 3 березы, а также подрост дуба и клена платановидного. В настоящее время лизиметры, входившие в 9-польный севооборот, находятся в состоянии залежи, они заняты травянистой растительностью, среди которой преобладает кострец безостый, бодяк полевой и одуванчик лекарственный. Лизиметры, ранее находившиеся в состоянии чистого пара, в настоящее время частично заняты травянистой растительностью с проективным покрытием от 10 до 30%.

На примере лизиметров почвенного стационара МГУ им. М.В. Ломоносова в разное время были проведены исследования миграции природных вод и основных элементов под различной растительностью (Лобутев, Герасимова, 1980; Герасимова, Первова, Рыжова, 1987; Первова, Егоров, 2012). Изучены показатели биологического круговорота и продуктивности в модельных растительных сообществах почвенных лизиметров (Владыченский, Ульянова, Золотарев, 2000, Золотарев, 2006). Исследовано изменение гранулометрического и минералогического состава илистой и пылеватой фракций (Верховец, Чижикова, Владыченский, 2006, Савельев, 2001, Чижикова, Верховец, Владыченский, 2006).

Летом 2013 года с помощь бура отобрали 50 почвенных проб из шести лизиметров: под паром с глубины 0-10 см, 10-25, 25-40, 40-55, 55-72; под еловым лесом: О1 (L) - 0-3см горизонт лесной подстилки, А 3-10 см – слабогумусированный покровный суглинок; С, - 13-23, 23-30, 30-38, 38-45, 45-52, 52-60, 60-67 см - однородный покровный суглинок. Под смешанным лесом: О1(L) - 0-2 см - опад прошлых лет, преимущественно лиственных пород, сохранивший свою структуру и консистенцию, О2 (Н) - 2-5 см ферментативный горизонт подстилки, основная масса более разложившихся листьев бурых тонов, А – 5-10 см - слабогумусированный покровный суглинок, АС - 10-17 см – неоднородный по окраске, с фрагментами прокрашенного гумусом покровного суглинка, С, 17-28, 28-38, 38-48, 48-61, 61-71 - покровный суглинок. Под широколиственным лесом: О1 (L) 0-1 см – опад прошлых лет, представленный хорошо сохранившимися листьями

дуба и других лиственных пород, О2 (Н) 1-2 – ферментативный горизонт подстилки в отличие от предыдущего горизонта материал в большей степени разложившийся; А – 2-10 см – хорошо прогумусированный горизонт, 10- 20 см - неоднородный по окраске покровный суглинок, 20-33, 33 – 48, 48 - 63 см – однородный покровный суглинок. Под многолетними травами: О1 (L) 0-1см – опад прошлых лет, преимущественно широколиственных и мелколиственных пород, поступающих сюда со смежных участков; А, 1-6 см – неоднородный по окраске, с фрагментами прокрашенного гумусом покровного суглинка, 6-11, 11- 22, 22-35, 35- 40, 40 – 45, 45- 50, 50-60, 60-65 см - однородным покровный суглинок. Залежь: О1(L) 0-2 опад прошлых лет, представленный остатками злаковой растительности, сохранившей свою структуру; А, 2-12 см - неоднородный по окраске, с фрагментами прокрашенного гумусом покровного суглинка; АС, 12-20 и 20-30 см – неоднородный суглинок с вкрапления гумуса; 30-40, 40-53, 53-60, 60-70 см – однородный тяжелый суглинок рыжевато-песочного цвета. Было отобрано 12 проб растений по всем лизиметрам.

Для изучения масштабов поступления ТМ с осадками, в зимний период с 1 декабря 2013 года по 1 марта 2014 года были установлены пластиковые сосуды для сбора атмосферных осадков. Пробы атмосферных выпадений также отбирали с октября 2014 года по апрель 2015 года каждые 2 месяца. Затем осадки фильтровали, взвешивали, измеряли объем талых вод, отдельно анализировали осадки и талые воды. Потоки пыли на поверхность почв рассчитывали исходя из массы твердой фракции снеговых осадков, выпадающих на поверхность почв за зимний период. В предыдущие годы снег отбирали с помощью бура на всю глубину снежного покрова (Плеханова, Манагадзе, Васильевская, 2003). Твердые осадки были сохранены и впервые анализированы описанными ниже методами.

Пробы почв были просушены, растерты и посеяны через сито 1мм. Определены некоторые физико-химические показатели свойств почв лизиметров: общее содержание органического углерода по Тюрину в

модификации Никитина, pH водной и солевой вытяжек потенциометрически (Агрохимические методы…, 1975).

В почвах были определены кислоторастворимые соединения Zn, Cu, Pb, Ni, Fe и Mn в 1 н $HNO_3$ вытяжке. Валовое содержание ТМ в почвах и твердом осадке снега лизиметров, определяли после разложения их царской водкой (HCl + HNO3 в соотношении 3:1) (Обухов, Плеханова, 1991). Растворимую часть снега фильтровали и концентрировали упариванием в 50 раз.

Проводили сухое озоление растений с последующим растворением золы в 1 н $HNO_3$. Количественный химический анализ образцов талой воды, растворенного осадка, золы растений и почвенных вытяжек проводили с определением ТМ на атомно-абсорбционном спектрофотометре AAS-3 и методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой «Agilent ICP-MS 7100a».

Анализ гранулометрического состава почв лизиметров проводили методом лазерной дифракции на дифрактометре «Analysette 22 comfort», который служит для определения распределения частиц по размерам в суспензиях, эмульсиях и порошках. Лазерно-дифрактометрический метод позволяет получить представление об истинных линейных размерах частиц.

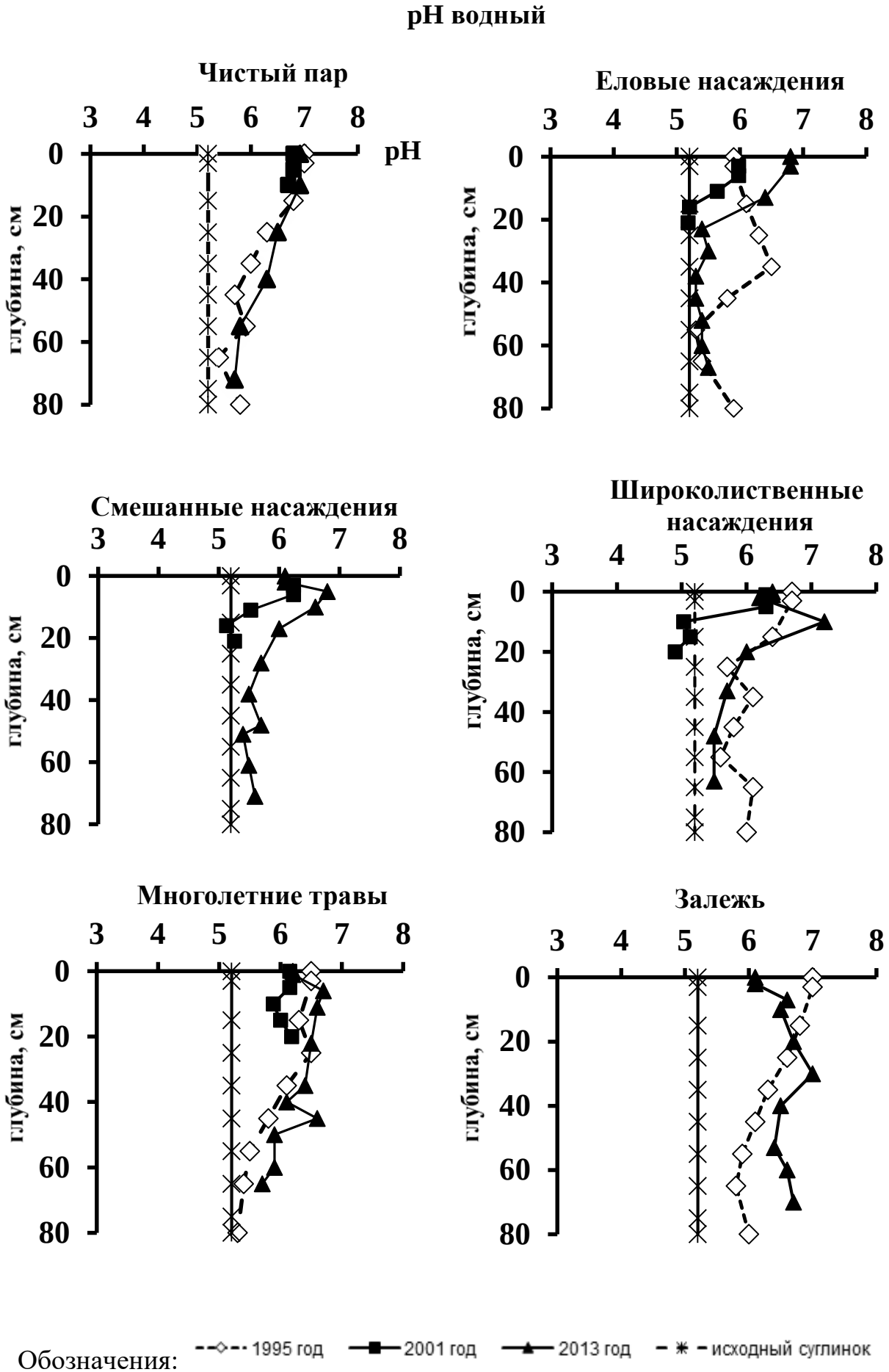
В гумусово-аккумулятивном горизонте почв определяли содержание углерода микробной биомассы и базальное дыхание почв лизиметров методом газовой хроматографии на хроматографе модели 3700 с детектором по теплопроводности (Степанова, Лысак, 2002). Углерод микробной биомассы ($C_{мик}$) рассчитывали по формуле : $C_{мик}$ (мкг С $г^{-1}$ почвы) = мкл $CO_2$ $г^{-1}$ почвы*$ч^{-1}$ )*40,04 + 0,37 [31]. Базальное дыхание почвы (1 г увлажненной до 60% ПВ) определяли по скорости продуцирования $CO_2$ ($22^0$С, 24 ч) и выражали в мкмоль С - $CO_2$ $г^{-1}$ почвы*$ч^{-1}$.

# 3. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

## 3.1. Распределение органического вещества и показателей кислотности по профилю почв под модельными фитоценозами лизиметров

В настоящее время почвы всех лизиметров характеризуются нейтральной и слабокислой реакцией среды, которая постепенно уменьшается и на глубине 40–60 см приближается к pH исходного покровного суглинка (5.2). Для поверхностного слоя почв лизиметров отмечается повышение значений pH на 1 единицу по сравнению с исходным суглинком. Сравнивая данные 2013 г., с полученными в 1995 и 2001 гг. (Плеханова, Манагадзе, Васильевская, 2003, Савельев, 2001, Савельев, Владыченский, 2001), можно отметить, что значения pH изменились незначительно, вероятно, соотношение кислотных и щелочных компонентов в составе почв и атмосферных осадков достигло динамического равновесия. Только в поверхностном слое почв лизиметров под древесной растительностью наблюдается некоторое увеличение значений pH, вероятно за счет большего поступления пыли на поверхность почв с листьями деревьев (рис. 1).

За прошедшие 49 лет под модельными фитоценозами сформировались маломощные почвенные профили - под еловым насаждением горизонт подстилки мощностью 0–3 см, под смешанным насаждением подстилка подразделилась на два подгоризонта: O1(L), 0–2 см – опад прошлых лет и O2(H), 2–5 см – ферментативный горизонт. Под широколиственным насаждением подстилка также подразделяется на два подгоризонта: O1(L) 0–1 см – опад прошлых лет, представленный хорошо сохранившимися листьями дуба и других лиственных пород и O2(H) 1–2 см – ферментативный горизонт. По результатам исследований 2001 г. под смешанным и широколиственным насаждением подстилка была меньшей мощности и не подразделялась на подгоризонты (Савельев, 2001, Савельев, Владыченский, 2001).


pH водный
Чистый пар
Еловые насаждения
Смешанные насаждения
Широколиственные насаждения
Многолетние травы
Залежь
глубина, см
pH
0
20
40
60
80
3
4
5
6
7
8
Обозначения:
1995 год
2001 год
2013 год
исходный суглинок

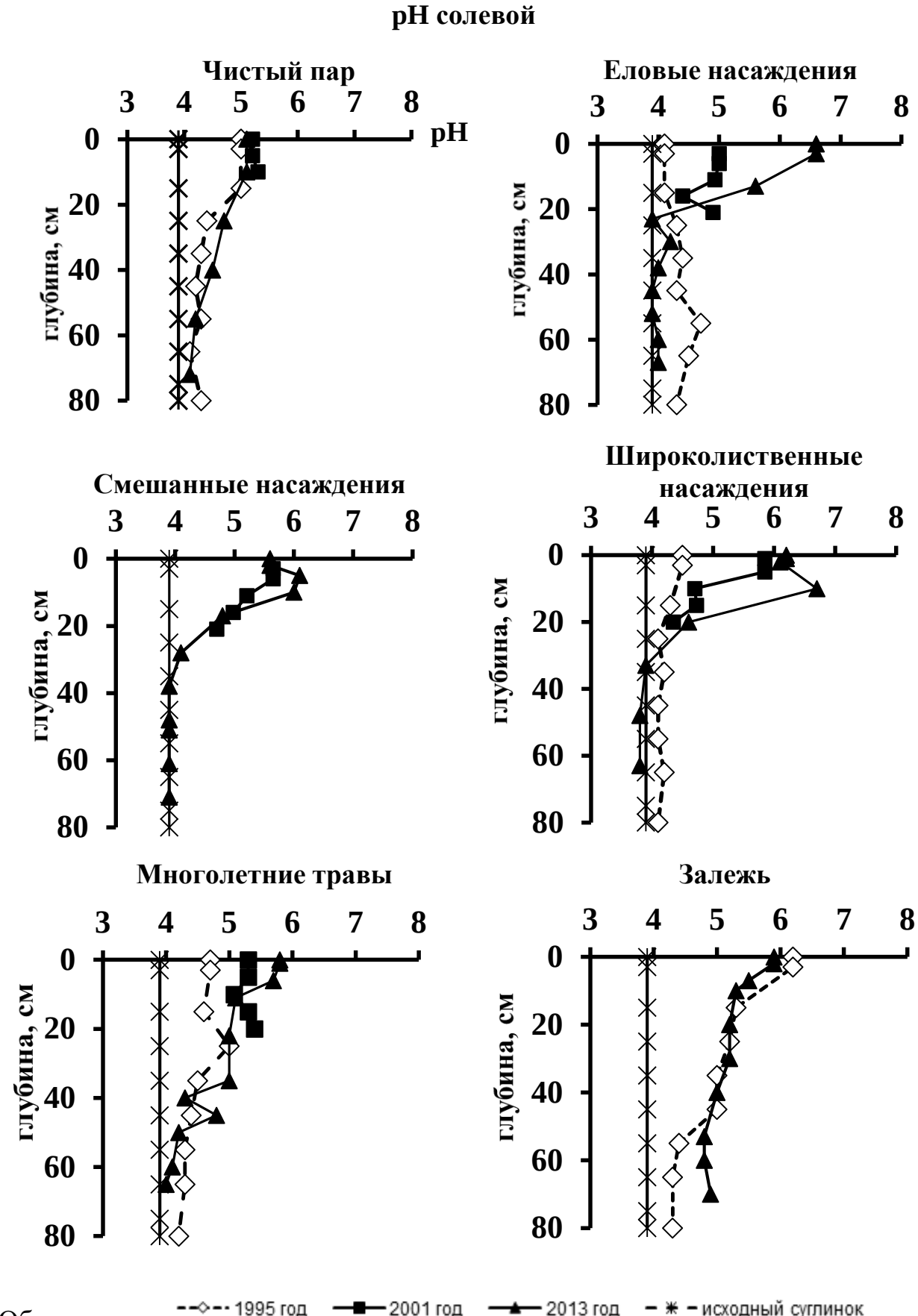



**Рис.1**. Распределение показателей кислотности по профилю почв под различными насаждениями

К настоящему времени горизонт подстилки сформировался и под многолетними травами (0–1 см), и на площадках под залежью (0–2 см). Только контрольные площадки под паром, которые практически лишены растительности, не дифференцированы на горизонты.

В почвах лизиметров под всеми фитоценозами сформировался гумусово-аккумулятивный горизонт. По сравнению с данными 1995 и 2001 г. (Плеханова, Манагадзе, 2003, Савельев, 2001) (рис. 2) в почвах произошло накопление органического углерода и увеличение мощности гумусово-аккумулятивного горизонта. Минимальное содержание углерода отмечено для почв без растений – под чистым паром, а максимальное – характерно для подстилок под широколиственным и еловым насаждениями (потеря при прокаливании 21.8–38.5%). Характер распределения органического вещества и мощность гумусированного горизонта зависят от количества и химического состава поступающего с опадом органического вещества. Наиболее контрастное распределение углерода характерно для почв под еловым насаждением, где ниже горизонта гумусонакопления содержание органического углерода резко уменьшается. Вероятно, это связано с трудностью разложения подстилки и кислотными продуктами ее минерализации. Для почв под смешанным и широколиственным насаждением, а также под залежью (постагрогенный фитоценоз), кроме горизонта гумусонакопления выделяется переходный горизонт АС мощностью 7–10 см с меньшим содержанием органического углерода и неоднородной окраской.

Наибольший запас надземной фитомассы характерен для древесных насаждений. Однако запас гумуса в травянистых фитоценозах близок к запасу под древесными насаждениями. Большое влияние имеет доступность поступающего с почвой органического вещества. Минимальный запас надземной фитомассы и органического вещества наблюдается в лизиметре с чистым паром (рис.3).

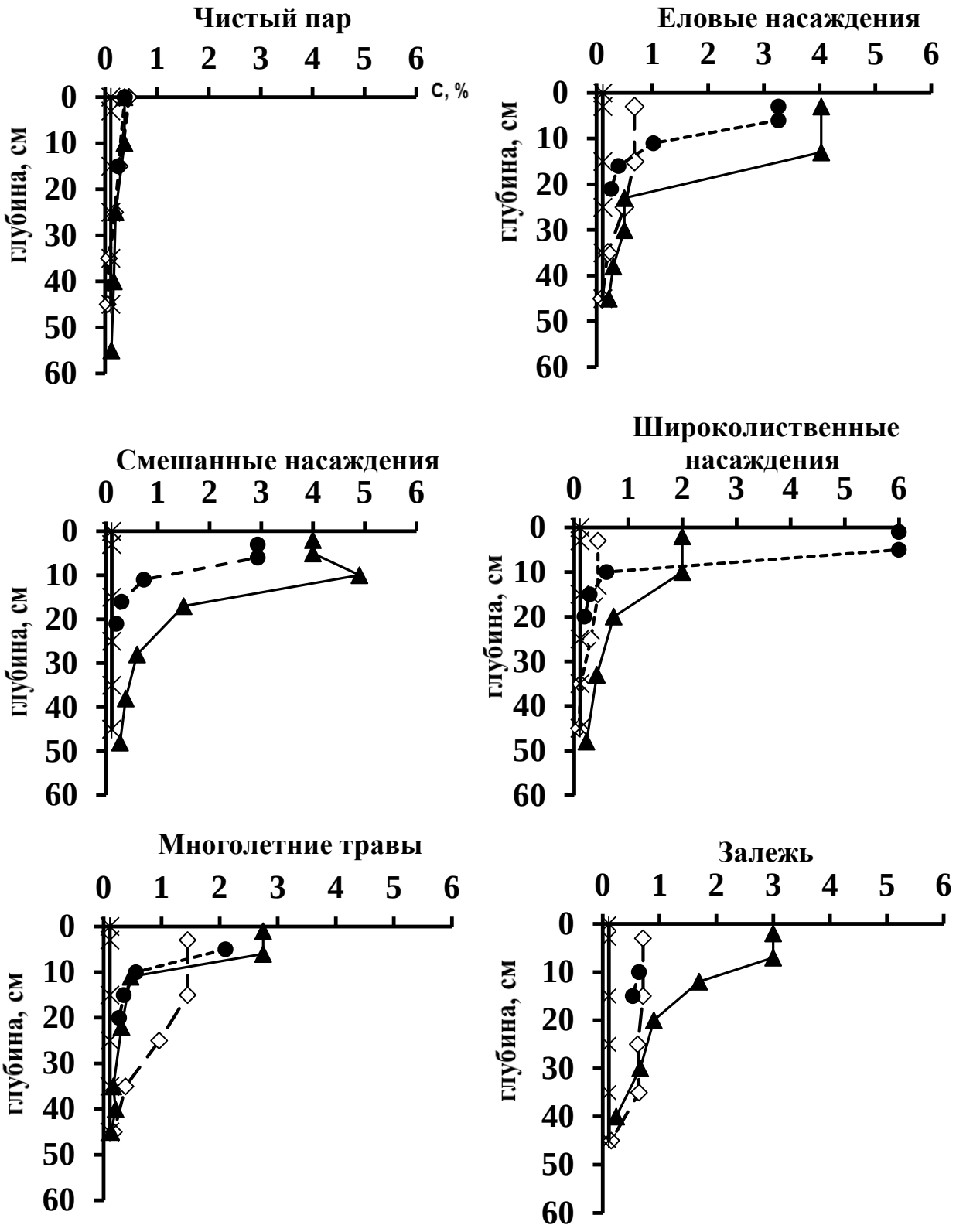



**Рис. 2**. Содержание С орг.,% в почвах лизиметров 1995 год – по данным [Плеханова, Манагадзе, Васильевская, 2003] , 2001 год – по данным [Савельев, 2001]

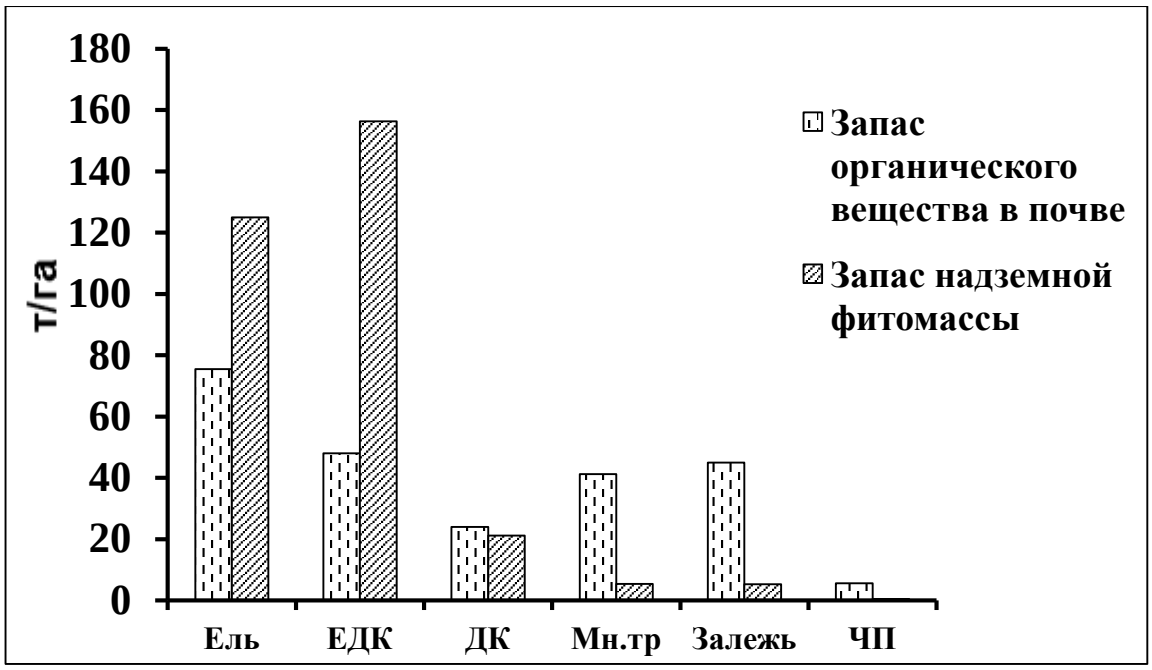



**Рис. 3.** Запас надземной фитомассы и органическое вещество в почвах лизиметров

### 3.2. Определение гранулометрического состава по профилю почв

При определении гранулометрического состава почв лизиметров было отмечено, что в составе физической глины произошло уменьшение содержания фракций грубого ила и мелкой пыли от 3,07 до 7,32 % и от 12,91 до 16,37 %, соответственно. По содержанию средней пыли наблюдается разброс данных, от 8,47 до 10,75 %, что не позволяет сделать определенных выводов, в то время как в почвообразующей породе, которой является покровный суглинок, содержание этой фракции имеет промежуточное значение – 9,78 % (табл. 4).

Установлено также снижение содержания фракции крупной пыли в слое 0-40 см по всем лизиметрам. На глубине 40-45 см содержание этой фракции приближается к таковому покровного суглинка, которое составляет 57,28 %. Отмечено увеличение фракции тонкого песка в 2-3 раза в слое 0-40 см по всем лизиметрам по сравнению с исходным суглинком.

**Таблица 4.** Гранулометрический состав почв лизиметров

| № п/п | Глубина, см | Содержание элементарных почвенных частиц (%) | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Физическая глина (мкм) | | | Физический песок (мкм) | |
| | | <0,001 (грубый ил) | 0,001-0,005 (мелкая пыль) | 0,005-0,01 (средняя пыль) | 0,01-0,05 (крупная пыль) | 0,05-0,25 (тонкий песок) |
| Чистый пар | | | | | | |
| 1 | 0-10 | 6, 645 | 14,62 | 9,86 | 57,17 | 11,67 |
| 2 | 10-25 | 7,27 | 16,315 | 9,34 | 54,05 | 12,98 |
| 3 | 25-40 | 6,625 | 13,94 | 8,85 | 56,01 | 14,28 |
| 4 | 40-55 | 7,325 | 15,665 | 10,16 | 57,82 | 9,03 |
| Еловые насаждения | | | | | | |
| 5 | 3-13 | 4,245 | 12,015 | 8,68 | 48,74 | 26,14 |
| 6 | 13-23 | 6,855 | 15,225 | 9,61 | 56,22 | 22,08 |
| 7 | 23-30 | 6,39 | 13,94 | 9,19 | 58,69 | 11,79 |
| 8 | 30-38 | 6,35 | 13,41 | 8,88 | 54,03 | 16,88 |
| 9 | 38-45 | 6,635 | 14,98 | 9,31 | 50,55 | 17,41 |
| Смешанные насаждения | | | | | | |
| 10 | 2-5 | 3,07 | 11,72 | 9,54 | 48,18 | 27,35 |
| 11 | 5-10 | 4,505 | 14,345 | 10,14 | 49,82 | 21,18 |
| 12 | 10-17 | 5,95 | 14,41 | 9,7 | 53,46 | 16,44 |
| 13 | 17-28 | 6,2 | 14,385 | 9,41 | 52,67 | 17,13 |
| 14 | 28-38 | 6,5 | 14,44 | 8,99 | 54,52 | 15,41 |
| 15 | 38-48 | 6,83 | 15,02 | 9,62 | 58,34 | 10,18 |
| Широколиственные насаждения | | | | | | |
| 16 | 2-10 | 3,595 | 12,94 | 10,58 | 50,81 | 22,07 |
| 17 | 10-20 | 6,11 | 14,295 | 8,75 | 51,16 | 15,6 |
| 18 | 20-33 | 6,165 | 13,5 | 8,49 | 48,6 | 21,32 |
| 19 | 33-48 | 6,67 | 14,6 | 8,83 | 50,73 | 18,32 |
| Многолетние травы | | | | | | |
| 20 | 1-6 | 6,01 | 15,82 | 10,75 | 53,33 | 14,1 |
| 21 | 6-11 | 6,23 | 14,19 | 8,83 | 49,87 | 19,45 |
| 22 | 11-22 | 6,23 | 13,54 | 8,52 | 50,85 | 19,825 |
| 23 | 22-35 | 6,67 | 14,01 | 9,13 | 55,95 | 14,185 |
| 24 | 35-40 | 6,01 | 12,91 | 8,47 | 54,14 | 16,635 |
| 25 | 40-45 | 6,65 | 14,34 | 9,43 | 56,76 | 12,83 |
| Залежь | | | | | | |
| 26 | 2-7 | 5,215 | 14,8 | 10,29 | 53,25 | 16,43 |
| 27 | 7-12 | 6,16 | 15,92 | 10,26 | 51,43 | 16,07 |
| 28 | 12-20 | 6,53 | 15,34 | 9,46 | 51,53 | 16,8 |
| 29 | 20-30 | 6,7 | 15,12 | 9,52 | 52,22 | 16,25 |
| 30 | 30-40 | 7,26 | 16,37 | 10,1 | 52,31 | 13,49 |
| Исх.сугл | - | 7,98 | 18,16 | 9,78 | 57,28 | 6,815 |

Таким образом, в поверхностных горизонтах почв лизиметров произошло облегчение гранулометрического состава - увеличение фракции песка и снижение содержания глины и крупной пыли. Вероятно, это связано с процессами выветривания глинистых минералов. Уменьшение содержания мелкой пыли и ила, и увеличения содержания тонкого песка привело к снижению содержания физической глины.

По мнению ряда ученых, это происходит за счет разрушения смектитовой фазы почв – в первую очередь индивидуального смектита, а также за счет перехода смектитов в супердисперсное состояние и увеличения в почве тонкодисперсного кварца. Как известно, илистая фракция покровного суглинка характеризуется резким преобладанием смектитовой фазы (75 %). Все это позволяет предположить то, что процессом, формирующим профиль слаборазвитых почв лизиметров, является лессиваж. (Савельев, 2001, Чижикова, Верховец, Владыченский, 2006).

### 3.3. Содержание углерода микробной биомассы и базальное дыхание почв лизиметров

Содержание углерода микробной биомассы и базальное дыхание (**БД)** в гумусовом горизонте почв модельных фитоценозов показано на рисунке 4. Наибольшее содержание микробной биомассы наблюдается в гумусовом горизонте почв под смешанным насаждением (834 мкг/г почвы), затем следуют почвы под широколиственным и еловым насаждениями. В почвах под многолетними травами и под залежью микробная биомасса в 4 раза меньше, чем под древесными насаждениями и минимальное содержание микробной биомассы наблюдается в почвах под чистым паром (122 мкг/г почвы).

Некоторые авторы считают, что углерод микробной биомассы может быть чувствительным индикатором изменения окружающей среды, который широко используется в экологических и мониторинговых исследованиях

(Hargreaves, Brrookes, Ross, Poulton, 2003, Wang, Markert, Shen, Peng, Ouyang, 2011).

Базальное дыхание часто рассматривают в качестве критерия для оценки почвенного плодородия, так как считается, что оно отражает доступность органического вещества для почвенных микроорганизмов, поскольку весь углерод, теряемый почвой с дыханием, должен проходить через микробный пул (Witter, 1996). В почвах модельных фитоценозов и базальное дыхание, и содержание углерода микробной биомассы под древесной растительностью больше, чем в травянистых фитоценозах. Считается, что величина микробной биомассы более чувствительный показатель изменения окружающей среды, чем, содержание органического вещества в почве, так как быстрее реагирует на все изменения ее состояния (Гавриленко, Сусьян, Ананьева, Макаров, 2011).

Интенсивность биологического круговорота веществ отражается на показателях базального дыхания и микробной биомассы почв лизиметров. Максимальная эмиссия $C–CO_2$, а также максимальная микробная биомасса характерны для смешанных насаждений, затем следуют широколиственные, еловые насаждения, многолетние травы, залежь, а наименьшая скорость БД наблюдается в лизиметре под чистым паром (рис. 4). Показатели скорости продуцирования $CO_2$ и величины микробной биомассы, полученные для почв модельных фитоценозов близки к значениям, полученным другими авторами для естественных лесных, луговых и постагрогенных биоценозов даже несколько больше, чем было показано авторами для почв естественных биоценозов (Аржанова, Елпатьевский, 1990, Гавриленко, Сусьян, Ананьева, Макаров, 2011, Сусьян, Ананьева, Гавриленко, Чернова, Бобровский, 2009). Вероятно, это связано с поступлением дополнительных элементов питания с осадками и атмосферными выпадениями.

Древесные насаждения испытывают явные признаки угнетения, вероятно, вследствие загущения посадок, и их состояние оценивают как не соответствующее даже низкобонитетным лесам (Владыченский, Ульянова,

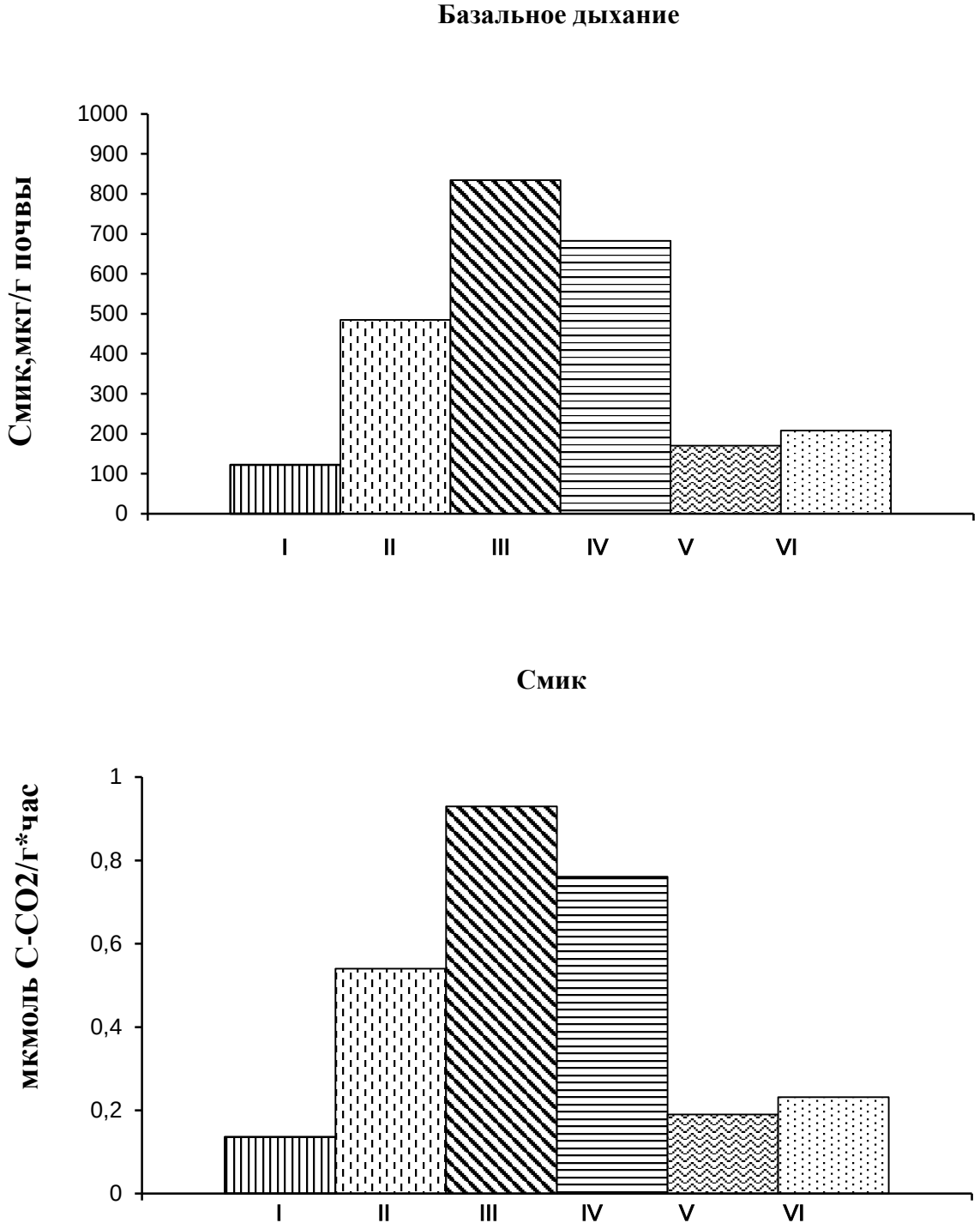



Рис. 4 Базальное дыхание и С мик в почвах лизиметров. I – Чистый пар, II- Еловые насаждения; III- Смешанные насаждения; IV- Широколиственные насаждения; V- Многолетние травы; VI- Залежь.

Золотарев, 2000). Некоторые авторы отмечают, что дыхание городских почв может быть сопоставимо или даже больше, чем для естественных экосистем (Andrews, Carroll, 2001, Wang, Markert, Shen, Peng, Ouyang, 2011), полученные нами данные подтверждают это наблюдение.

Доля микробной биомассы в составе органического углерода почв лизиметров под разными фитоценозами сильно различается: для елового насаждения она минимальна 1.2%, для смешанного 1.9%, а для широколиственного 2.7%, что отражает доступность органического вещества для микроорганизмов. В почвах под многолетними травами и залежью это соотношение равно и 0.9 и 1.1 % соответственно, а в почве под чистым паром 3.3%. Высокая доля микробной биомассы в составе органического углерода почв под чистым паром объясняется тем, что практически весь органический углерода в этой почве микробного происхождения (рис. 5).

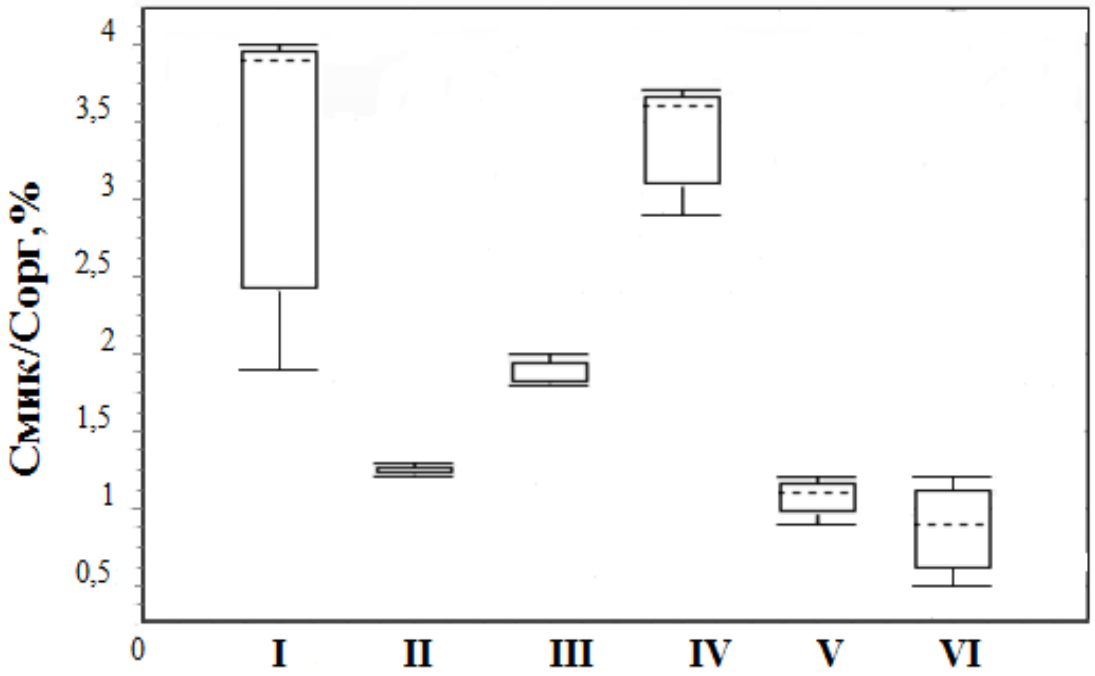



Рис. 5 Доля микробной биомассы в составе органического углерода почв лизиметров

Обозначения: I – Чистый пар, II - Еловые насаждения; III - Смешанные насаждения; IV - Широколиственные насаждения; V - Многолетние травы; VI - Залежь.

### 3.4. Влияние различных фитоценозов и атмосферных выпадений на элементный состав почв в условиях города

Анализ элементного состава почв модельных экосистем показал накопление микроэлементов и ТМ в поверхностном слое почв. Значительная часть микроэлементов и ТМ, поступающих на поверхность почв с техногенными потоками, задерживается в верхних горизонтах, так как химические свойства этих элементов обусловливают их прочное закрепление в почве, особенно в условиях нейтральной и слабокислой реакции среды. Состав и количество удерживаемых элементов зависят от состава и количества атмосферных выпадений, химических свойств элементов, а также от содержания и состава гумуса, кислотно-основных и окислительно-восстановительных условий, сорбционной способности почв, биологического поглощения и гранулометрического состава.

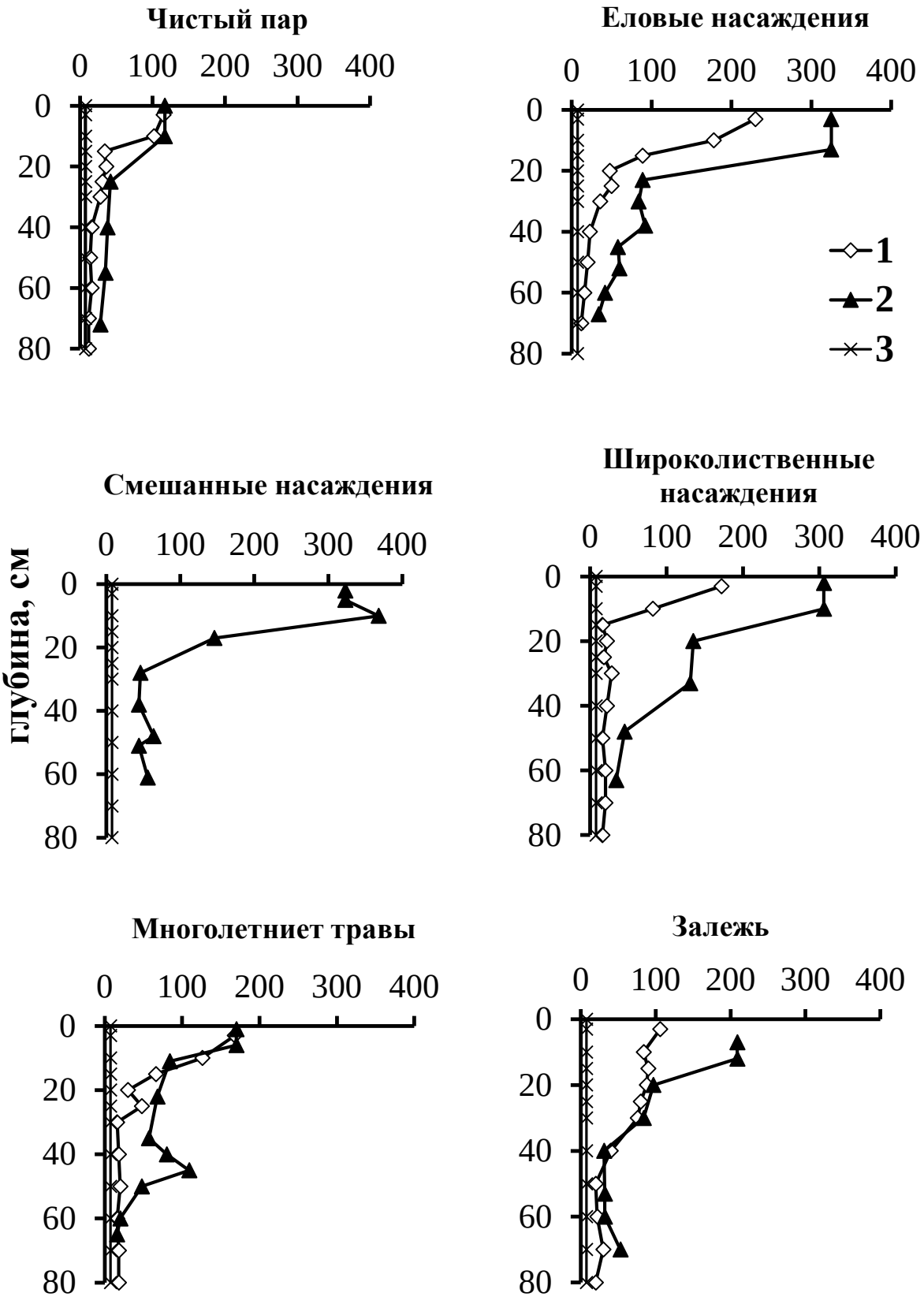
Характер распределения элементов по профилю почв является важным диагностическим показателем направленности почвообразовательных процессов. Изучение содержания кислоторастворимых соединений элементов, которые характеризуют запас подвижных и техногенных форм соединений, показало значительное их накопление в поверхностных горизонтах почв под различными растительными ассоциациями (рис. 6). Максимальное накопление микроэлементов и ТМ отмечается в слое подстилки и на глубине 2–15 см.

Следует отметить, что в почвах всех лизиметров соединения Zn и Mn проникают на большую глубину, чем соединения других элементов, что свидетельствует о более высокой миграционной способности этих элементов. Миграционная способность Cu гораздо ниже, что объясняется, вероятно образованием прочных комплексных соединений этого элемента с органическим веществом. При сравнении полученных данных по годам можно отметить, что в 2013 году в почвах лизиметров произошло увеличение содержания кислоторасторимых соединений Zn, Cu, Ni и Mn (рис. 6).

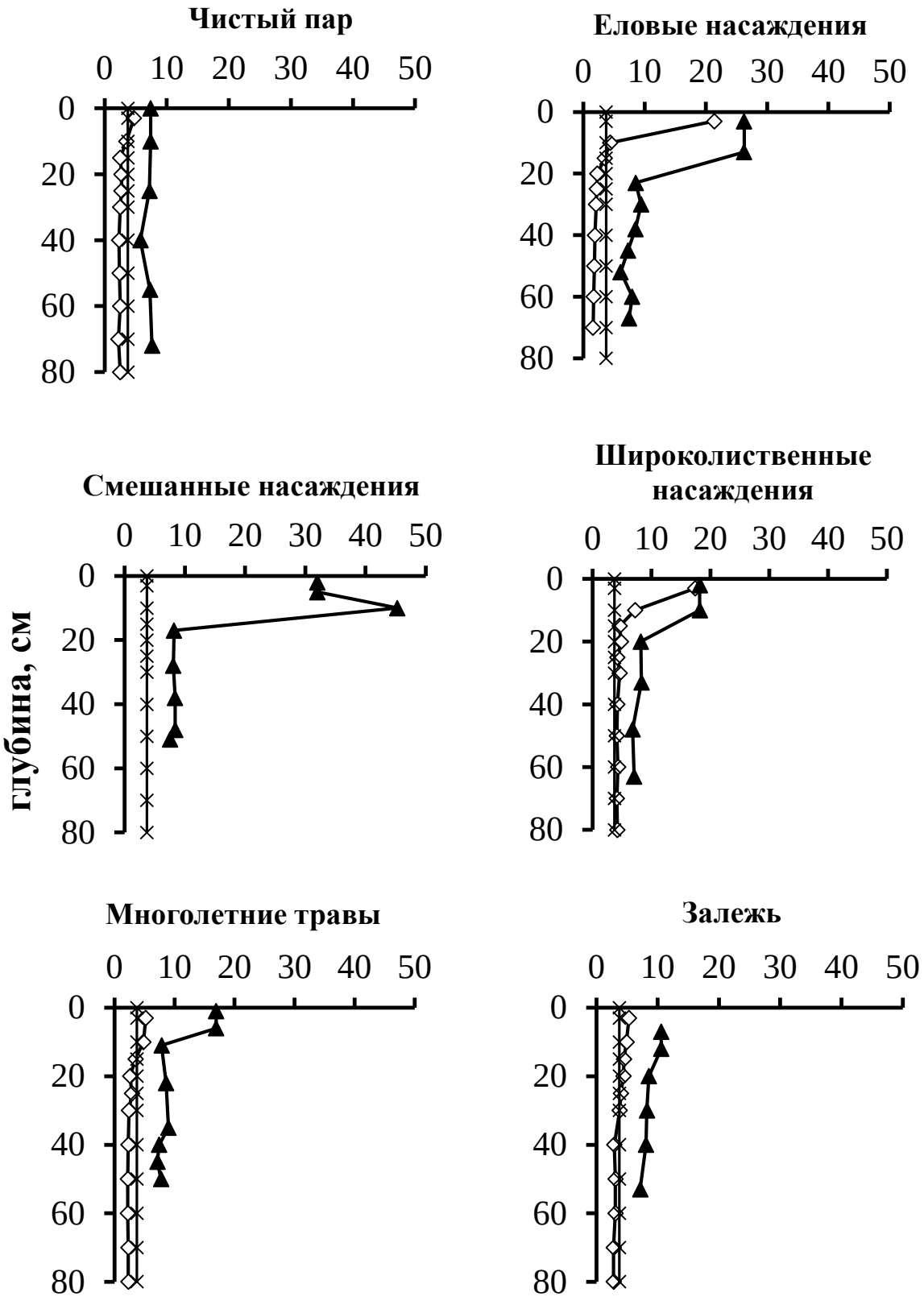
Что касается содержания Pb, то к 2013 году содержание этого элемента по сравнению с 1995 годом уменьшилось по всем лизиметрах. Вероятно, это объясняется тем, что в настоящее время ограничено использование этилированного бензина. По оценкам многих авторов транспорт является основным источником загрязнения почв в городской среде, испытывающей высокие транспортные нагрузки. Поступление ТМ зависит от состава антропогенной пыли, которая приводит к формированию микроэлементного состава почв в условиях города.

Таким образом, накопление микроэлементов и ТМ в поверхностном слое почв лизиметров и резкое уменьшение их содержания в нижележащих слоях свидетельствует о значительном поступлении этих элементов с атмосферными выпадениями. Соединения элементов, поступающие на поверхность почв с атмосферными выпадениями, в первую очередь вступают в контакт со слоем лесной подстилки и аккумулируются в ней вследствие процессов сорбции и комплексообразования с органическим веществом растительных остатков.

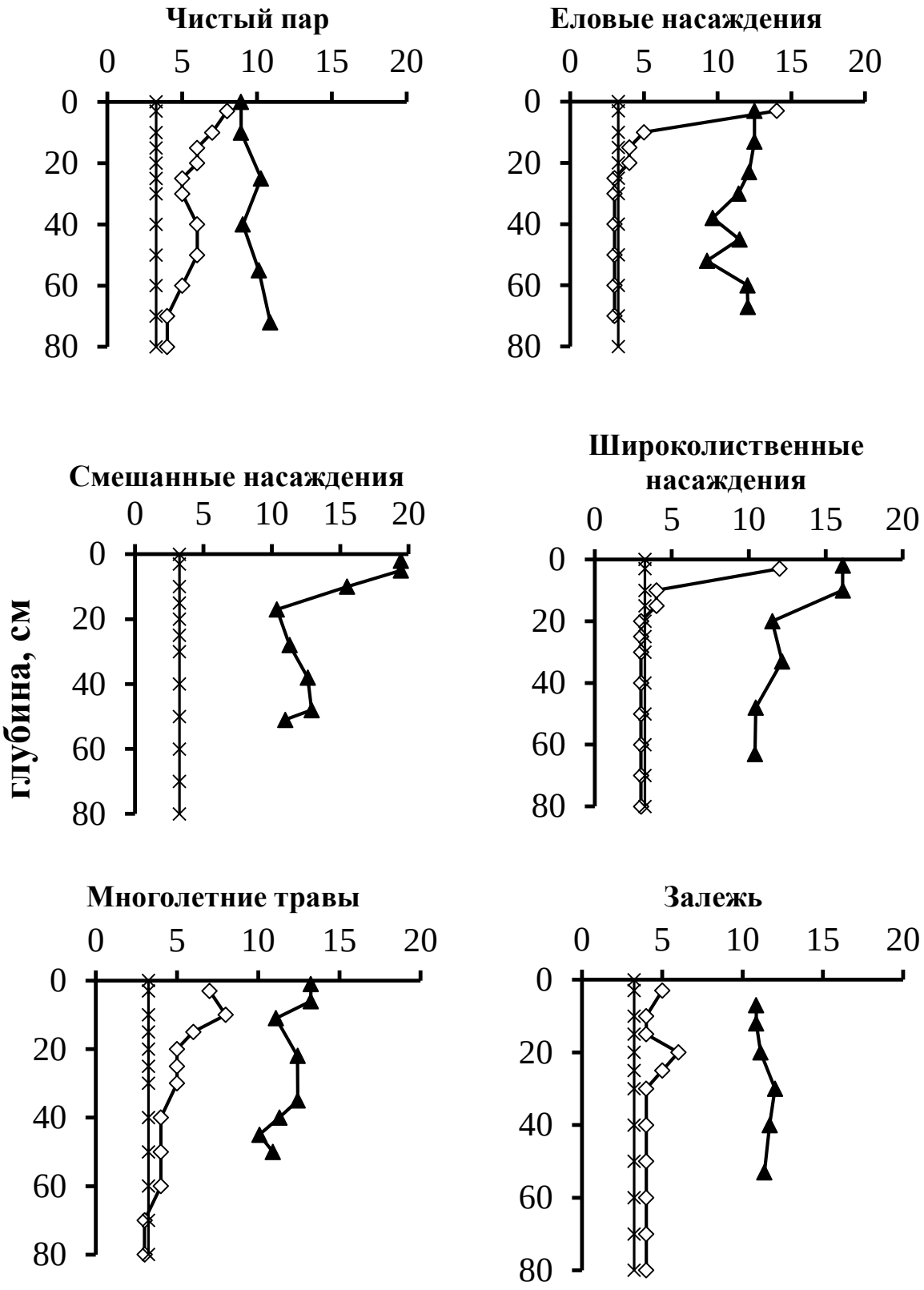
**Zn**


Чистый пар
Еловые насаждения
Смешанные насаждения
Широколиственные насаждения
Многолетниет травы
Залежь
глубина, см
0
100
200
300
400
0
20
40
60
80
1
2
3

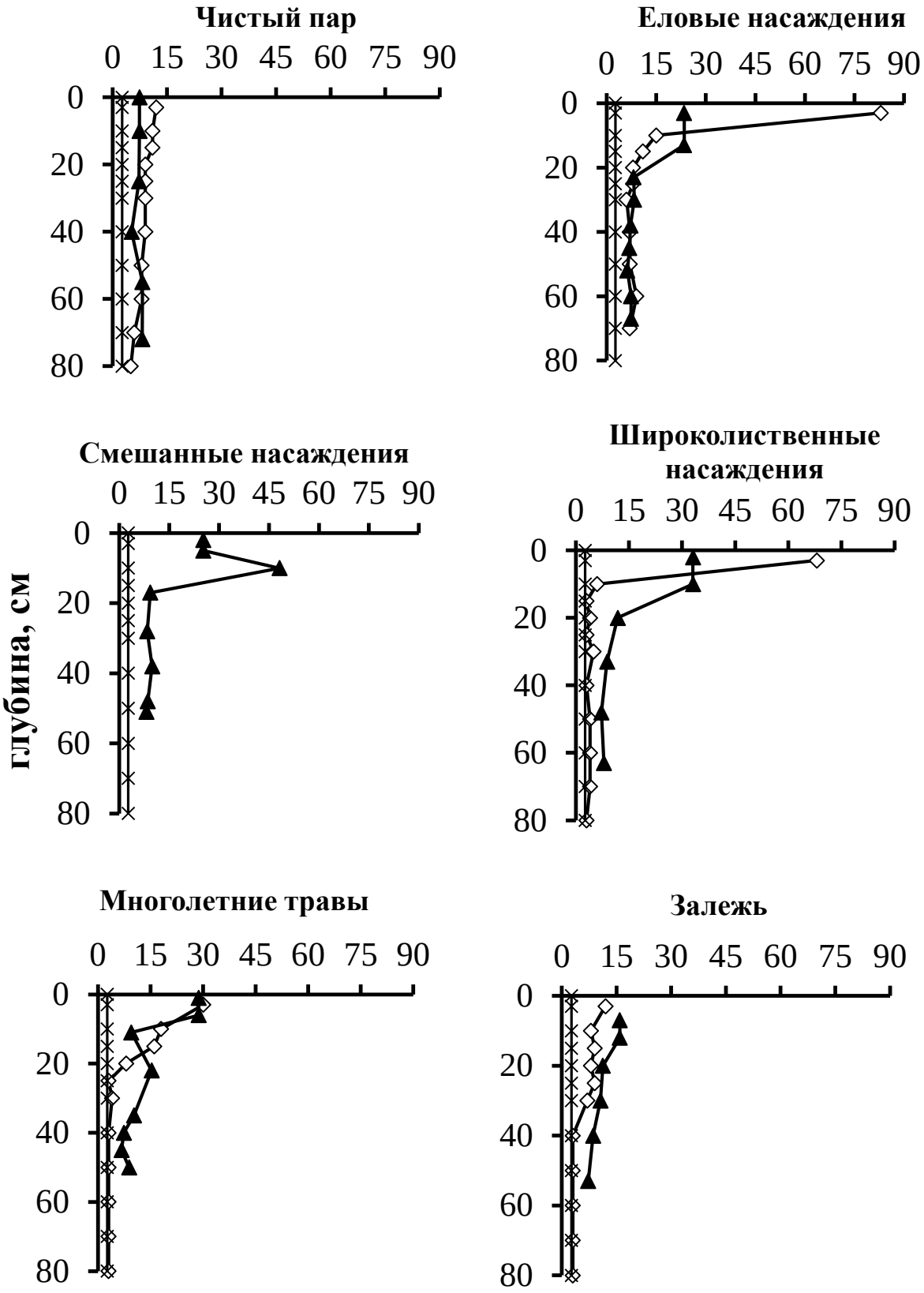
**Cu**


Чистый пар
Еловые насаждения
Смешанные насаждения
Широколиственные насаждения
Многолетние травы
Залежь
глубина, см
0 10 20 30 40 50
0 20 40 60 80

**Ni**


Чистый пар
Еловые насаждения
Смешанные насаждения
Широколиственные насаждения
Многолетние травы
Залежь
глубина, см
0
5
10
15
20
0
20
40
60
80

**Pb**


Чистый пар
Еловые насаждения
Смешанные насаждения
Широколиственные насаждения
Многолетние травы
Залежь
глубина, см
0 15 30 45 60 75 90
0
20
40
60
80

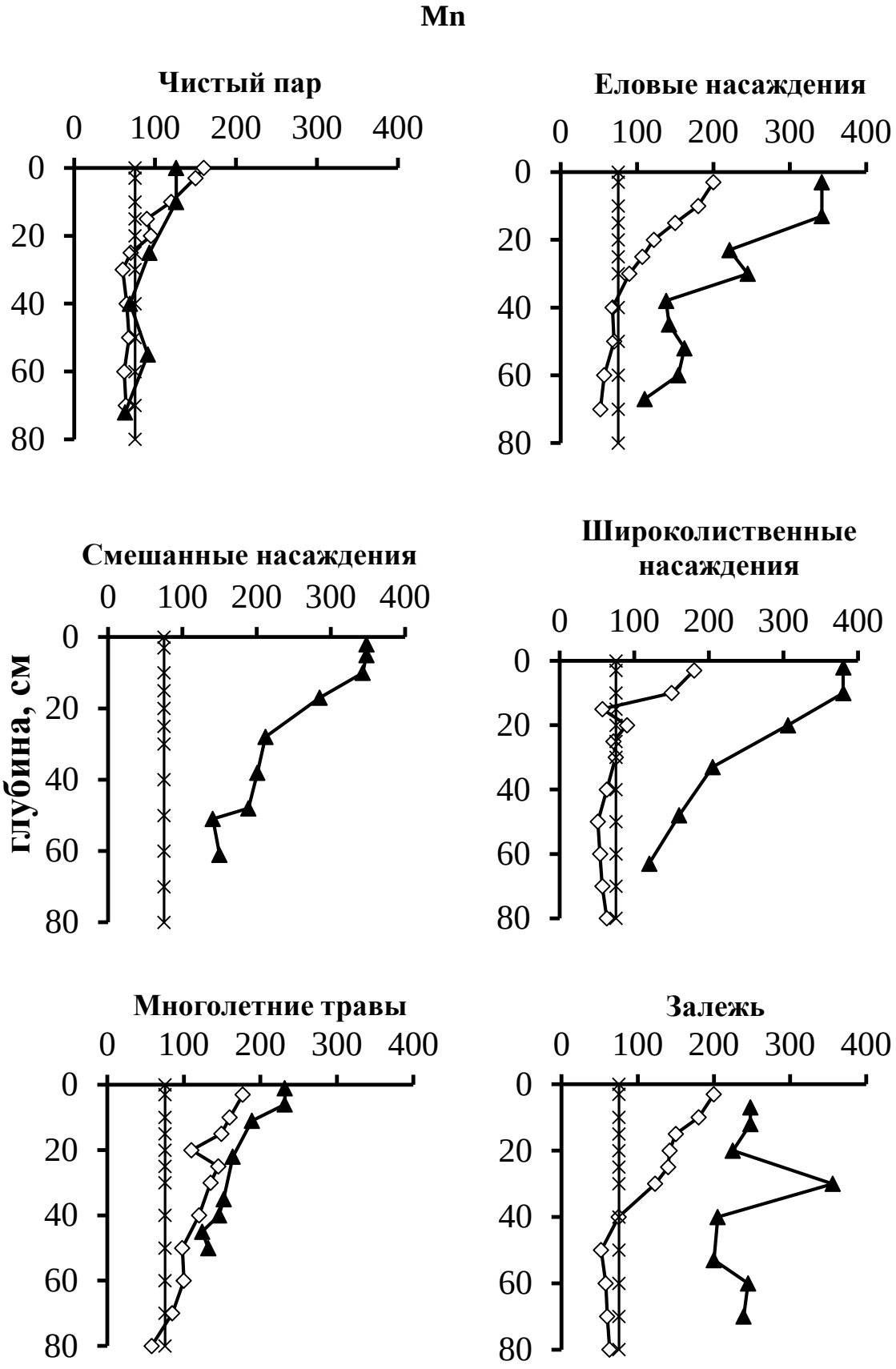


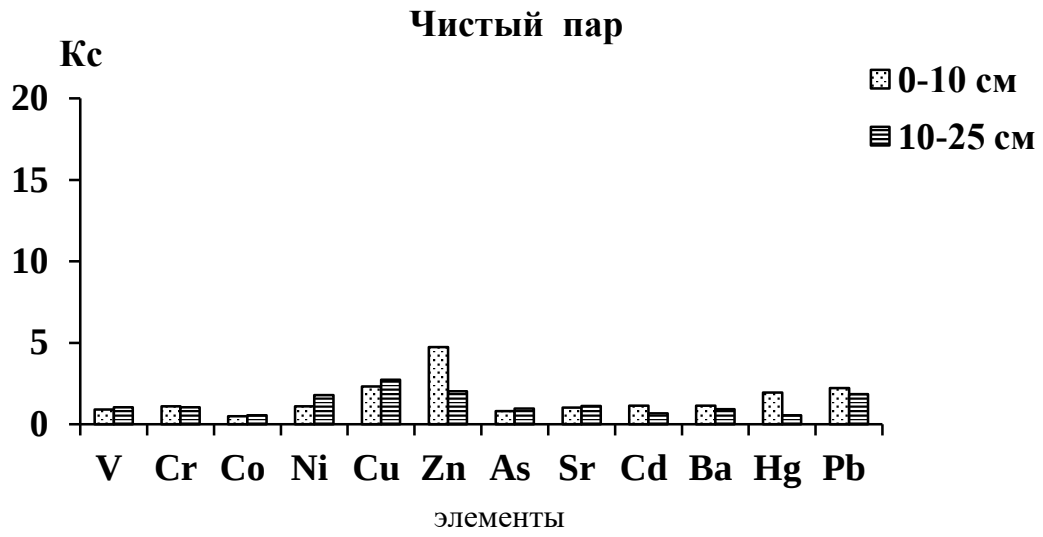

**Рис. 6.** Содержание кислоторастворимых соединений ТМ в почвах лизиметров (мг/кг). [1995 г. - Плеханова, Манагадзе, Васильевская]
Обозначения: 1 - 1995 год, 2 – 2013 год , 3 – исходный суглинок.

Чтобы сделать обоснованное заключение о направленности процессов почвообразования надо сравнить реальное содержание определяемого вещества в почве (С) и его содержание в аналогичной природной среде на фоновом участке (Сф). Это отношение (Кс) показывает масштабы накопления элементов в почвах:

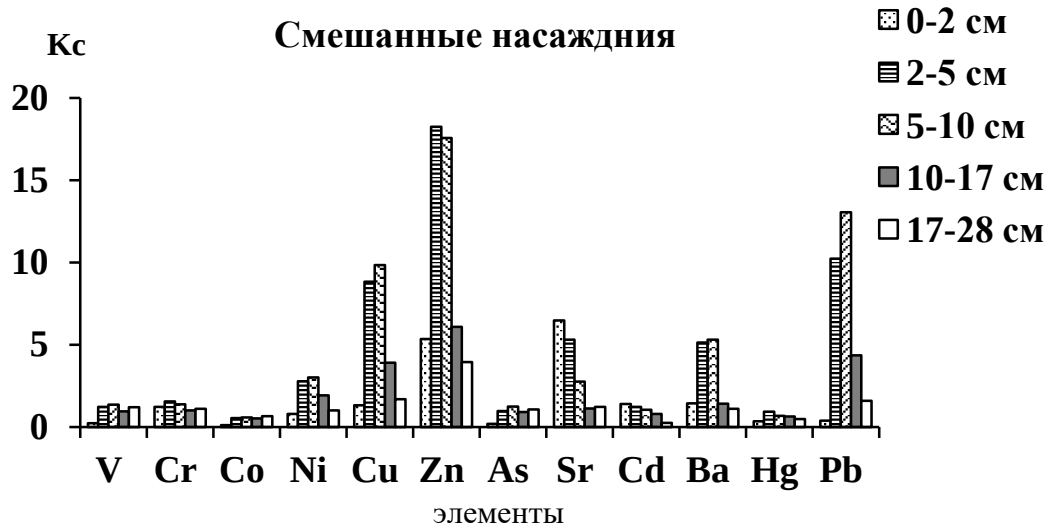
$$Кс = С/Сф, \quad (1)$$

В наших исследованиях фоновым является исходный суглинок, который был засыпан в лизиметры в 1965 г. Коэффициенты концентрации элементов в почвах лизиметров относительно исходного суглинка наглядно показывают тренды их накопления в почвах под различными фитоценозами. Наблюдается значительное загрязнение поверхностного слоя почв цинком. Причем максимальные значения характерны для почв под древесной растительностью, где содержание цинка в 18–20 раз выше, чем в исходном суглинке. Для почв под травянистой растительностью содержание Zn увеличилось в 14–16 раз, а для почв без растений – в 5 раз. Содержание Pb и Cu увеличилось меньше в 2.2 раза для почв под чистым паром и в 6–12 раз для почв под остальными модельными фитоценозами. Наибольшая разница в содержании элементов наблюдается для поверхностного слоя почв (рис.7).

Содержание макроэлементов изменилось в меньшей степени, отмечается только значительное увеличение содержания кальция в поверхностном слое почв, которое очевидно связано с поступлением антропогенной пыли и влиянием растительности. Максимальное накопление соединений кальция отмечено для почв под древесными растительными сообществами, а также в слое подстилки под многолетними травами, где содержание кальция в 4-8 раз выше, чем в исходном покровном суглинке. Это, вероятно, связано с биогенным накоплением кальция в подстилке, а также с большой поверхностью оседания пыли на листьях и хвое древесных насаждений (рис. 8). Минимальное содержание кальция наблюдается для почвенных лизиметров без растений (под чистым паром).


Чистый пар
Кс
20
15
10
5
0
0-10 см
10-25 см
V Cr Co Ni Cu Zn As Sr Cd Ba Hg Pb
элементы

Еловые насаждения
Кс
20
15
10
5
0
0-3 см
3-13 см
13-23 см
V Cr Co Ni Cu Zn As Sr Cd Ba Hg Pb
элементы


Смешанные насаждния
Кс
20
15
10
5
0
0-2 см
2-5 см
5-10 см
10-17 см
17-28 см
V Cr Co Ni Cu Zn As Sr Cd Ba Hg Pb
элементы

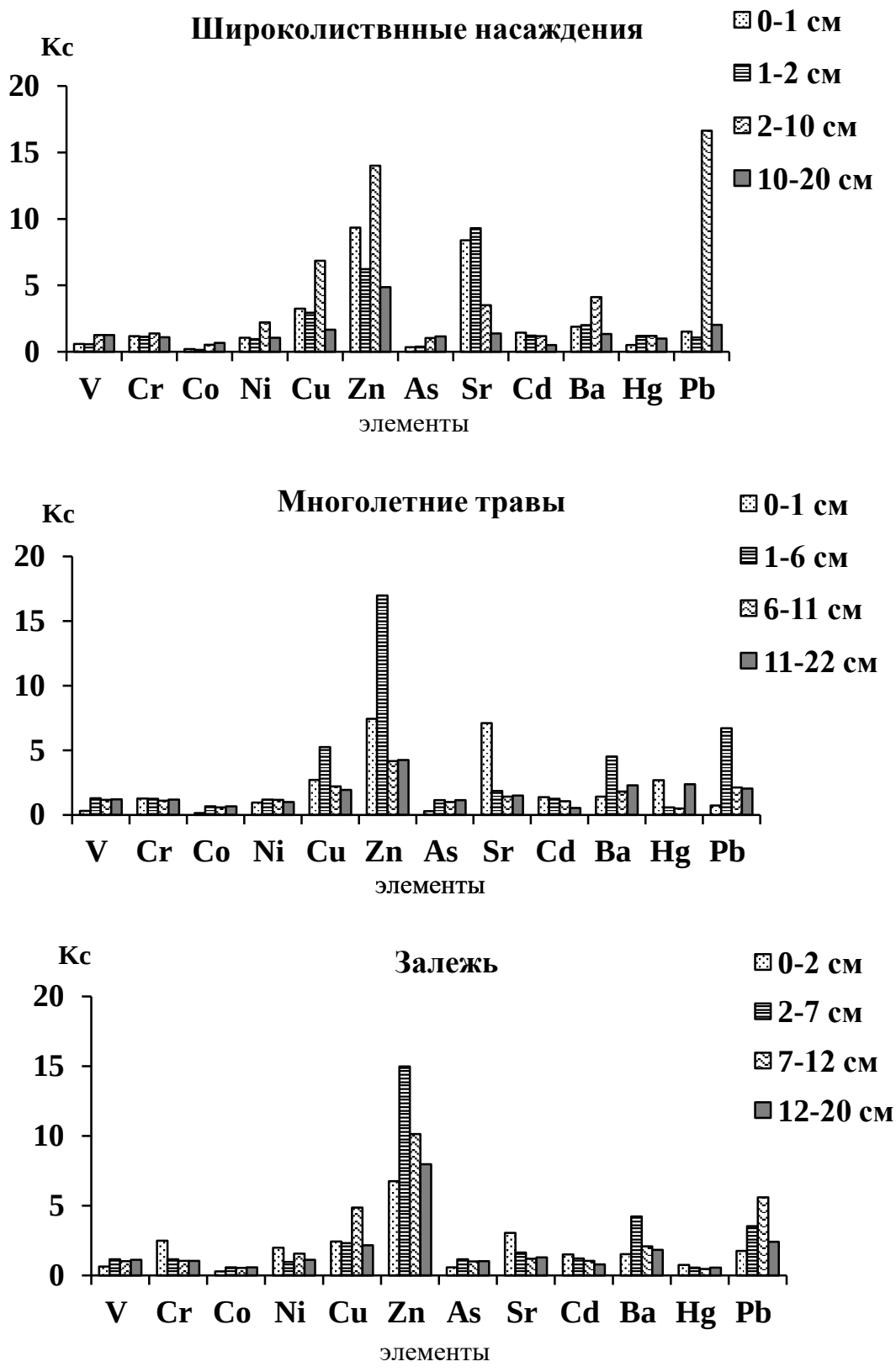
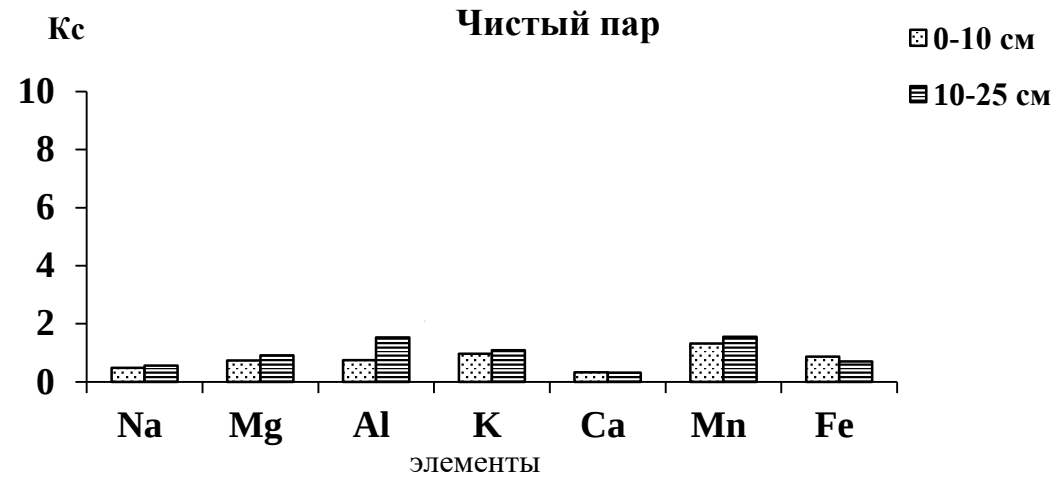
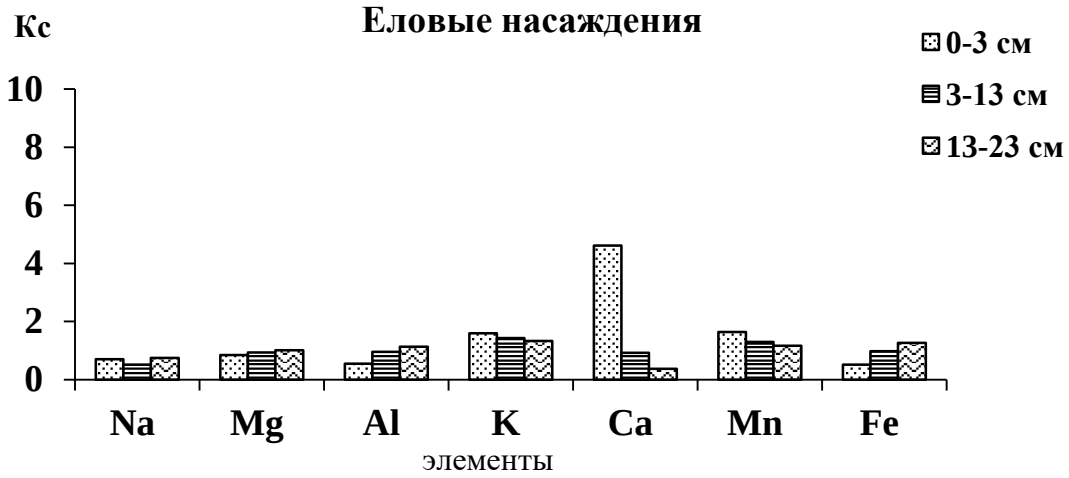
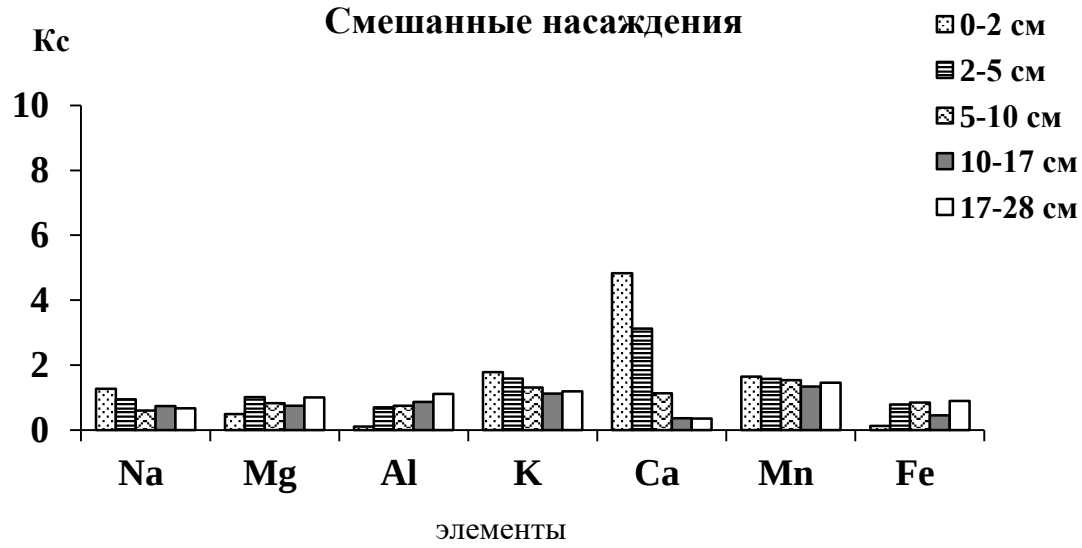



**Рис. 7.** Коэффициент концентрации тяжелых металлов (Кс) в почвах лизиметров относительно исходного суглинка по глубине слоя


Чистый пар
Кс
10
8
6
4
2
0
Na
Mg
Al
K
Ca
Mn
Fe
элементы
0-10 см
10-25 см


Еловые насаждения
Кс
10
8
6
4
2
0
Na
Mg
Al
K
Ca
Mn
Fe
элементы
0-3 см
3-13 см
13-23 см


Смешанные насаждения
Кс
10
8
6
4
2
0
Na
Mg
Al
K
Ca
Mn
Fe
элементы
0-2 см
2-5 см
5-10 см
10-17 см
17-28 см

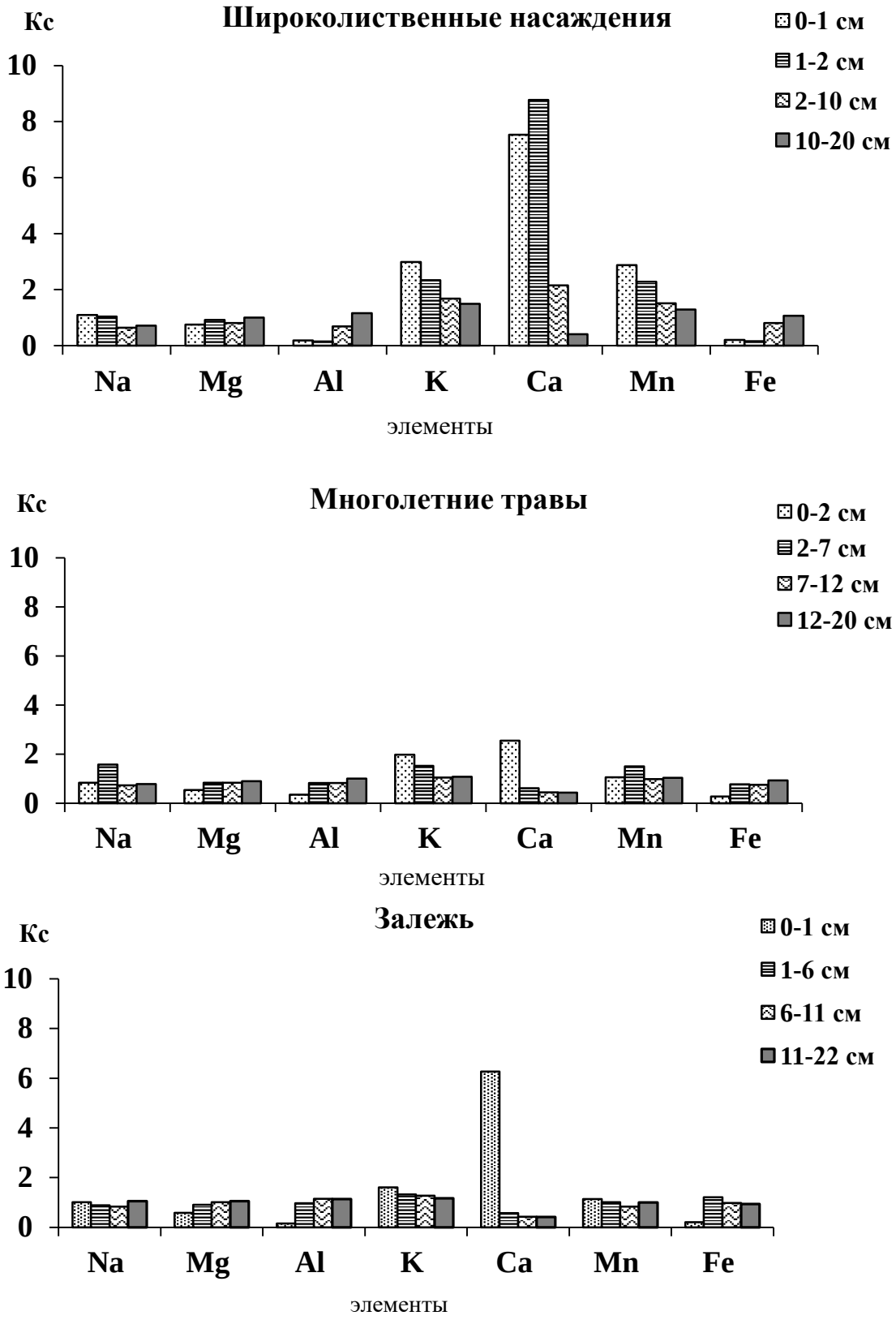



**Рис. 8.** Коэффициент концентрации макроэлементов (мг/кг) в почвах лизиметров относительно исходного суглинка по глубине слоя

Оценка опасности загрязнения почв комплексом элементов по показателю $Z_c$ (показатель Саета) проводится по оценочной шкале, градации которой разработаны на основе изучения состояния здоровья населения, проживающего на территориях с различным уровнем загрязнения почв. Также оценка опасности загрязнения почв проводится с учетом специфики источников загрязнения, классом опасности загрязняющих веществ и характером землепользования (табл.4) (СанПиН 2.1.7.1287-03).

Показатель рассчитывается по следующей формуле:

$$\mathbf{Zc = \sum Кс - (n - 1), (2)}$$

где Кс — коэффициент концентрации, который рассчитывается как отношение содержания элемента в исследуемом объекте С к его фоновому содержанию Сф: Кс = С / Сф, причем Кс > 1; n — число учитываемых аномальных элементов.

Суммарный показатель не всегда является характеристикой вредного воздействия ТМ на окружающую среду, поскольку не учитывает класс опасности химических элементов для живых организмов. Однако этот показатель рекомендован в нормативных документах для оценки уровня загрязнения урбанизованных территорий и широко используется многими исследователями (Временные методические рекомендации по контролю загрязнения почв, 1994).

Согласно полученным значениям Zc (табл. 6) оценку опасности загрязнения почв лизиметров комплексом элементов проводили по оценочной шкале (табл. 5). К опасной категории загрязнения относится поверхностный слой почв под древесной растительностью, такой как смешанные и широколиственные насаждения, с глубиной величина показателя Zc в этих лизиметрах уменьшается и достигает допустимого уровня. В лизиметре с чистым паром наблюдается допустимая категория загрязнения по всей глубине.

**Таблица 5**. Ориентировочная оценочная шкала опасности загрязнения почв по суммарному показателю загрязнения (Методические..,1987)

| Категория загрязнения | Величина $Z_c$ | Изменение показателей здоровья населения в очагах загрязнения |
|---|---|---|
| Допустимая | менее 16 | Наиболее низкий уровень заболеваемости детей и минимальная частота встречаемости функциональных отклонений |
| Умеренно Опасная | 16-32 | Увеличение общей заболеваемости |
| Опасная | 32-128 | Увеличение общей заболеваемости, числа болеющих детей, детей с хроническими заболеваниями, нарушениями функционального состояния сердечно-сосудистой системы |
| Чрезвычайно опасная | более 128 | Увеличение заболеваемости детского населения, нарушение репродуктивной функции женщин (увеличение токсикоза беременности, числа преждевременных родов, мертворождаемости, гипотрофий новорожденных) |

**Таблица 6.** Суммарный показатель загрязнения (Zc) поверхностного слоя почв тяжелыми металлами

| Zc | Глубина, см | Лизиметр | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Чистый пар | Еловое насаждение | Смешанное насаждение | Широколиственное насаждение | Залежь | Многолетние травы |
| | 0-10 | 7,62 | 30,85 | 42,44 | 39,8 | 19,67 | 25,38 |
| | 10-20 | 5,23 | 21,34 | 13,18 | 6,57 | 10,87 | 7,25 |
| | 20-30 | 4,27 | 7,6 | 4,82 | 3,5 | 7,51 | 6,44 |

Известно, что ТМ характеризуются различной степенью токсичности и подразделяются на три класса в соответствие с ГОСТ 17.4.102-83. Очевидно, что при одинаковых значениях коэффициента концентрации (Кс) суммарное загрязнение будет опаснее, если в почве накапливаются самые токсичные элементы первой группы, чем слаботоксичные третьей группы (табл.7).

Согласно существующим классам токсичности в формулу суммарного показателя Саета (Zc) был внесен поправочный коэффициент токсичности *i*-ого элемента (Водяницкий, 2010) (табл.7). Этот показатель основан на

подсчете средних геометрических значений коэффициентов концентрации Кс и рассчитывается по формуле:

$$Zc\ tox=\sum(Кс_i \times Кт_i) - (n - 1), (3)$$

где Кс –коэффициент концентрации элемента, который рассчитывается как отношение содержания элемента в исследуемом объекте С к его фоновому содержанию Сф: Кс = С / Сф, причем Кс > 1; n ─ число учитываемых аномальных элементов, Кті – коэффициент токсичности і-ого элемента.

**Таблица 7.** Классы опасности тяжелых металлов и металлоидов и коэффициенты токсичности Кт

| Класс опасности | Кт | Химические элементы |
|---|---|---|
| 1 | 1,5 | Мышьяк, кадмий, ртуть, селен, свинец, цинк, никель, хром |
| 2 | 1 | Бор, кобальт, молибден, медь, сурьма |
| 3 | 0,5 | Барий, ванадий, вольфрам, марганец, стронций |

Суммарный показатель загрязнения почв с учетом коэффициента токсичности также сравнивали с оценочной шкалой (табл.5), в результате чего было установлено, что поверхностный слой почв под еловым, смешанным и широколиственным насаждениями, а также под многолетними травами относится к опасной категории загрязнения. С глубиной величина показателя Zctox в этих лизиметрах уменьшается и достигает допустимого уровня (табл. 8).

**Таблица 8.** Экологический показатель суммарного загрязнения (Zc tox) поверхностного слоя почв с учетом коэффициентов токсичности тяжелых металлов

| | Глубина, см | Лизиметр | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Чистый Пар | Еловое насаждение | Смешанное насаждение | Широколиственное насаждение | Залежь | Многолетние травы |
| Zctox | 0-10 | 12,3 | 43,2 | 57,95 | 55,8 | 29,3 | 34,6 |
| | 10-20 | 8,4 | 33,0 | 19,7 | 10,7 | 16,9 | 11,4 |
| | 20-30 | 7,5 | 11,5 | 8,2 | 6,3 | 11,9 | 10,2 |

Таким образом, полученные результаты суммарного загрязнения почв по показателю Саета, а также с учетом токсичности почв (Водяницкий, 2010) еще раз подтверждает тот факт, что атмосферные выпадения оказывают большое влияние на содержание ТМ в почве.

Для того чтобы оценить уровни загрязнения почв лизиметров было проведено сравнение валового содержания ТМ в почвах с ориентировочно допустимыми концентрациями (ОДК) химических веществ в почве (табл. 9). По результатам сравнения можно отметить, что содержание цинка в поверхностном слое почв под древесной и травянистой растительностью превышает ОДК ТМ в 1,2 – 1,7 раз, в то время как, в почвах под чистым паром находится в пределах нормы. Это закономерно, так как в лизиметры с растительностью поступает больше пыли за счет ее оседания на листовых пластинках, а также за счет биогенного поглощения и возврата с опадом на поверхность почв.

Содержание свинца практически по всем лизиметрам находится в пределах нормы, только в поверхностном слое почв (2-10 см) под широколиственными насаждениями наблюдается превышение ОДК в 1,1 раз. Что касается меди, никеля и кадмия, содержание этих элементов значительно ниже ОДК характерных для нейтральных суглинистых почв, несмотря на значительное увеличение их содержания относительно исходного суглинка.

**Таблица 9.** Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве (Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. 2006.)

| ОДК ТМ в близких к нейтральным, нейтральным (суглинистым и глинистым), почвам с pH KCl > 5,5 | Zn | Cu | Ni | Pb | Cd |
|---|---|---|---|---|---|
| | 220 | 132 | 80 | 130 | 2,0 |

Таким образом, можно отметить, что несмотря на значительное увеличение содержания ТМ в почвах лизиметров опасного загрязнения

(выше ОДК) пока не произошло. Исключением является содержание цинка в слое 2-15 см, который накапливается наиболее интенсивно. Однако для оценки изменений содержания элементов в почвах и оценки скорости их загрязнения под различными фитоценозами необходимо учитывать коэффициенты концентрации элементов.

Если рассмотреть запас элементов в слое 0–50 см, разница несколько сглаживается, однако явно прослеживается накопление элементов под различными фитоценозами. Элементный состав почв лизиметров формируется в основном под влиянием различных растительных сообществ и атмосферных выпадений, чтобы оценить влияние этих факторов необходимо сравнить запас ТМ в почве без растений (под чистым паром) и почвах лизиметров под различной растительностью. Увеличение запаса элементов в почве под чистым паром по сравнению с исходным суглинком определяется в основном атмосферными выпадениями, в то время как в почвах с модельными фитоценозами большую роль играет биогенное поглощение и возврат элементов в почву с опадом, а также оседание пыли на кронах деревьев и листовой поверхности трав.

**Таблица 10.** Запас кислоторастворимых соединений тяжелых металлов в почвах лизиметров г/м $^2$ (в слое 0–50 см)

| Лизиметр | Mn | Ni | Cu | Zn | Pb | Запас ТМ |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Исходный суглинок | 56.6 | 2.44 | 2.79 | 5.64 | 1.99 | 69.44 |
| Еловые насаждения | 153.8 | 7.95 | 8.46 | 92.55 | 7.67 | 270.42 |
| Смешанные насаждения | 169.02 | 9.15 | 9.78 | 82.58 | 10.11 | 280.63 |
| Широколиственные насаждения | 172.3 | 8.70 | 6.76 | 93.99 | 9.29 | 291.02 |
| Залежь | 159.8 | 7.41 | 5.34 | 49.37 | 6.51 | 228.37 |
| Многолетние травы | 118.4 | 8.72 | 6.7 | 59.16 | 9.11 | 202.10 |
| Чистый пар | 69.00 | 7.20 | 5.12 | 40.80 | 5.16 | 127.29 |

Запас ТМ в слое почв мощностью 50 см под древесными насаждениями увеличился за прошедшие 49 лет в 4 раза, под травянистой растительностью в 3 раза, а под чистым паром в 2 раза (табл. 10). Эти данные отражают участие атмосферных выпадений в формировании микроэлементного состава почв под чистым паром и суммарное участие растительности и атмосферных выпадений для почв под модельными фитоценозами, так как масштабы накопления элементов в почвах различны.

О составе атмосферных выпадений судили по данным анализа снега. Годовая сумма осадков за 2013 год составляла 891 мм. За период с 1 декабря по 1 марта количество осадков находилось в пределах 150-159 мм (по данным meteoinfo.ru/climate).

Количество поступивших на поверхность почв металлов складывалось из их содержания в растворимой части (талых водах снега) и находящихся в нерастворимой части (твердом осадке). Соотношение между содержанием элементов в растворимой части и нерастворимой для разных элементов различно и, вероятно, будет оказывать влияние на их трансформацию и миграцию в почвах. Большая часть микроэлементов и ТМ поступает на поверхность почв в форме труднорастворимых соединений и задерживается в верхних горизонтах, несмотря на то, что масса пыли составляет 0,05-0,07 % от массы снега. В составе твердой части осадков содержание ТМ значительно превышает их количество в почвах и тем более в исходном суглинке, что приводит к обогащению почв этими элементами.

Также следует отметить, что состав и количество нерастворимого осадка в составе атмосферных выпадений сильно изменяется по годам, а также в течение года. Зимой 2013/2014 гг. содержание Zn, Cu и Ni в нерастворимой части снега превысило содержание этих элементов в 1995 г. в 1.5 раза. Содержание Pb в нерастворимой части снега в 1995 г. было в 4 раза выше по сравнению с предыдущими годами и в 2 раза выше, чем зимой 2013/2014 года (табл. 11). Содержание ТМ в осадках за осенний и зимний периоды 2014/2015 гг. сильно различается, увеличиваясь от осени к весне.

Максимальные концентрации были отмечены в феврале - марте 2015 года (табл. 11). В этот период содержание Zn и Cu достигло максимального значения и превысило результаты 2013/2014 гг. в 1,3 и 2,4 раза, соответственно. Несмотря на это, потоки пыли за этот период были минимальными и составили 0,7 г/м$^2$. Потоки пыли в 1980 и 1984 гг. были значительно больше, чем за зимний период в 1995 г., 2013/2014 гг. и 2014/2015 гг. Уменьшение потоков пыли, вероятно, связано с закрытием и выводом многих промышленных предприятий за черту города, а многократное увеличение численности автомобильного транспорта вызвало повышение концентраций ТМ в составе атмосферных выпадений.

Максимальные содержания таких макроэлементов, как Ca и Na в составе пыли наблюдаются в феврале - марте 2015 года, что в 8,7 и 4 раза выше значений 2013/2014 гг., соответственно. Что касается K, то максимальное значение наблюдается в 1979/1980 гг. Известно, что в последние годы вместо соединений Na, которые приводят к засолению почв, стали использовать $CaCl_2$, однако по полученным данным максимальное поступление Na на поверхность почв в составе твердой части атмосферных выпадений наблюдается в 2014/2015 гг. (табл. 11).

Большое влияние на формирование почвенного профиля имеет водный режим лизиметров. Изучение составляющих водного режима проведено рядом исследователей (Лобутев, Герасимова, 1980, Первова, Егоров, 2012). Вынос элементов учитывали по составу и объему лизиметрических вод, пошедших через двухметровую толщу почв. Величина выноса воды из лизиметров обусловлена, с одной стороны, количеством годовых осадков, с другой, степенью иссушения почвенно-грунтовой толщи в результате расхода влаги при испарении и транспирации растительностью.

**Таблица 11.** Содержание микро-, макроэлементов и тяжелых металлов в снеге и потоки пыли за зимний период, в числителе - растворимая часть, мг/л, в знаменателе – нерастворимая часть, мг/кг

| Годы | Ca | K | Na | Mg | Al | Fe | Mn | Zn | Cu | Cr | Pb | Ni | Sr | Потоки пыли, г/м$^2$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **1979/1980 гг.*** | 7360 | 6990 | 6375 | 1865,3 | 6377,5 | 19170 | 222.8 | 1683.5 | 141.4 | 38.8 | 123.6 | 42.2 | 87,7 | 35,6 |
| **1983/1984 гг.*** | 8580 | 1653,8 | 1117,8 | 2381 | 9042,5 | 20792 | 369.8 | 1540 | 87.62 | 55.9 | 165.25 | 86.95 | 102,8 | 18.1 |
| **1994/1995 гг.** | - | - | - | - | - | 0,053/ 30272 | 0,013/ 405 | 0,25/ 2989 | 0,009/ 253,4 | 0,001/ 281,6 | 0,05/ 633,6 | 0,003/ 334,5 | - | 5,7 |
| **2013/2014 гг.** | 5,8/ 11508,62 | 1,33/ 2288,8 | 7,32/ 2034,5 | 0,44/ 3112,1 | 0,05/ 7002,6 | 0,13/ 21155 | 0,23/ 365 | 0,065/ 4326,7 | 0,009/ 314,05 | 0,015/ 241,8 | 0,0041/ 262,8 | 0,051/ 492,15 | 0,021/ 39,04 | 6,6 |
| **1.10-30.11.2014** | 13,24/ 26289,9 | 6,8/ 3123,7 | 2,14/ 1659,7 | 1,7/ 6131,3 | 0,003/ 7552,9 | 0,063/ 4976,4 | 0,001/ 589,3 | 0,077/ 1942,6 | 0,0114/ 157,7 | 0,0003 4/35,8 | 0,0002/ 34,7 | 0,0039/ 49,24 | 0,045/ 68,6 | 2,3 |
| **1.12.2014 - 31.01.2015** | 2,28/ 20194,2 | 0,83/ 1348,6 | 2,3/ 1815,2 | 0,24/ 6180,2 | 0,002/ 8523,7 | 0,054/ 23152, 3 | 0,003/ 507 | 0,099/ 3658,5 | 0,0046/ 403,56 | 0,0003 4/55,76 | 0,0001 5/135,3 | 0,0013/ 59,58 | 0,0084/ 74,8 | 1,9 |
| **1.02-31.03.2015** | 5,34/ 121823,7 | 1,4/ 6645,6 | 5,35/ 8123,7 | 0,4/ 19754 | 0,008/ 25511, 6 | 0,024/ 76127, 5 | 0,018/ 1417,5 | 0,110/ 9907,7 | 0,0071/ 858,6 | 0,0005 5/212 | 0,0002 8/582,5 | 0,0022/ 168,78 | 0,017/ 302,2 | 0,7 |

* – нерастворимая часть снега, мг/кг

Наибольший вынос воды наблюдается в лизиметрах под чистым паром, меньше под травянистой растительностью, еще меньше под широколиственным насаждением, минимальный сток отмечен под смешанным и еловым насаждениями (Лобутев, Герасимова, 1980, Первова, Егоров, 2012). Лизиметрические и талые воды имеют нейтральную и слабокислую реакцию среды. На pH лизиметрических вод заметное влияние оказывают атмосферные осадки, растительность, но вероятно, решающее значение имеют свойства почвообразующей породы.

Экспериментальное изучение миграционных форм металлов показало, что их содержание в лизиметрических водах невелико и не превышает такового в водах природных ландшафтов (Обухов, Попова, 1992). Лизиметрические исследования широко используют для изучения состава и свойств мигрирующих в почвах растворов. Эти данные в условиях города смогли бы дать информацию о потоках загрязняющих веществ, об интенсивности и скорости их миграции в грунтовые воды, об опасности загрязнения грунтовых вод, если она существует.

Следует отметить, что содержание ТМ в лизиметрических водах (табл. 12) значительно меньше, чем в растворимой части снеговых осадков. Таким образом, при существующем уровне загрязнения почв не происходит опасного загрязнения почвенно-грунтовых вод ТМ вследствие их низкой растворимости в почвенном растворе и прочной фиксации элементов в почвенном поглощающем комплексе. С другой стороны, это свидетельствует о том, что практически все микроэлементы и ТМ, выпадающие на поверхность почв в составе атмосферных осадков, прочно удерживаются в почвах.

Исключением является стронций, геохимические свойства которого близки к свойствам кальция. Стронций – довольно распространенный элемент в почвах, он легко мобилизуется и его содержание в лизиметрических водах довольно высокое. Несмотря на значительное поступление соединений этого элемента с осадками отмечается высокий

вынос его с лизиметрическими водами во время весеннего снеготаяния (табл.12).

**Таблица 12.** Содержание тяжелых металлов в лизиметрических водах

| Лизиметр | Zn | Cu | Cr | Pb | Ni | Fe | Mn | Sr | Pн |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Лизиметрические воды, мг/л** | | | | | | | | | |
| Чистый пар | 0,023 | 0,004 | 0,015 | 0,0009 | 0,0094 | 0,73 | 0,002 | 0,06 | 7,3 |
| Еловое насаждение | 0,021 | 0,004 | 0,011 | 0,0007 | 0,0460 | 2,13 | 0,0114 | 0,44 | 7,6 |
| Смешанное насаждение | 0,086 | 0,006 | 0,022 | 0,0008 | 0,0321 | 9,11 | 0,0349 | 0,37 | 7,4 |
| Широколист-венное насаждение | 0,078 | 0,0036 | 0,014 | 0,00075 | 0,098 | 3,55 | 0,0302 | 0,6 | 7,8 |
| Залежь | 0,019 | 0,003 | 0,012 | 0,0006 | 0,0234 | 1,21 | 0,0019 | 0,16 | 7,8 |
| Многолетние травы | 0,042 | 0,006 | 0,013 | 0,00075 | 0,0679 | 1,91 | 0,0096 | 0,37 | 7,8 |

Анализ выноса лизиметрических вод по сезонам показал, что максимальный сток наблюдается весной (Умарова, 2008; Первова, 2011). В это время перехват влаги растениями минимальный, а также минимальны испарение и транспирация. Это определяет различия в результатах прогноза загрязнения почв ТМ по балансу их привноса за зимний период и выноса с весенним стоком, по сравнению со среднегодовым приращением содержания металлов.

Для щелочных и щелочноземельных элементов характерна более высокая растворимость, чем для ТМ, что и определяет их более высокий вынос с лизиметрическими водами (рис. 9). Большая часть макроэлементов поступает на поверхность почв в составе растворимой части осадков, за исключением железа и алюминия, максимальное содержание этих элементов наблюдается в пыли. Наибольшее поступление в составе жидкой части осадков характерно для натрия, кальция и калия (рис. 9). Часть этих элементов удерживается в почве, а выносится с лизиметрическими водами максимально кальций, затем магний, натрий и калий. В последние годы отмечено повышение содержания кальция и магния в лизиметрических

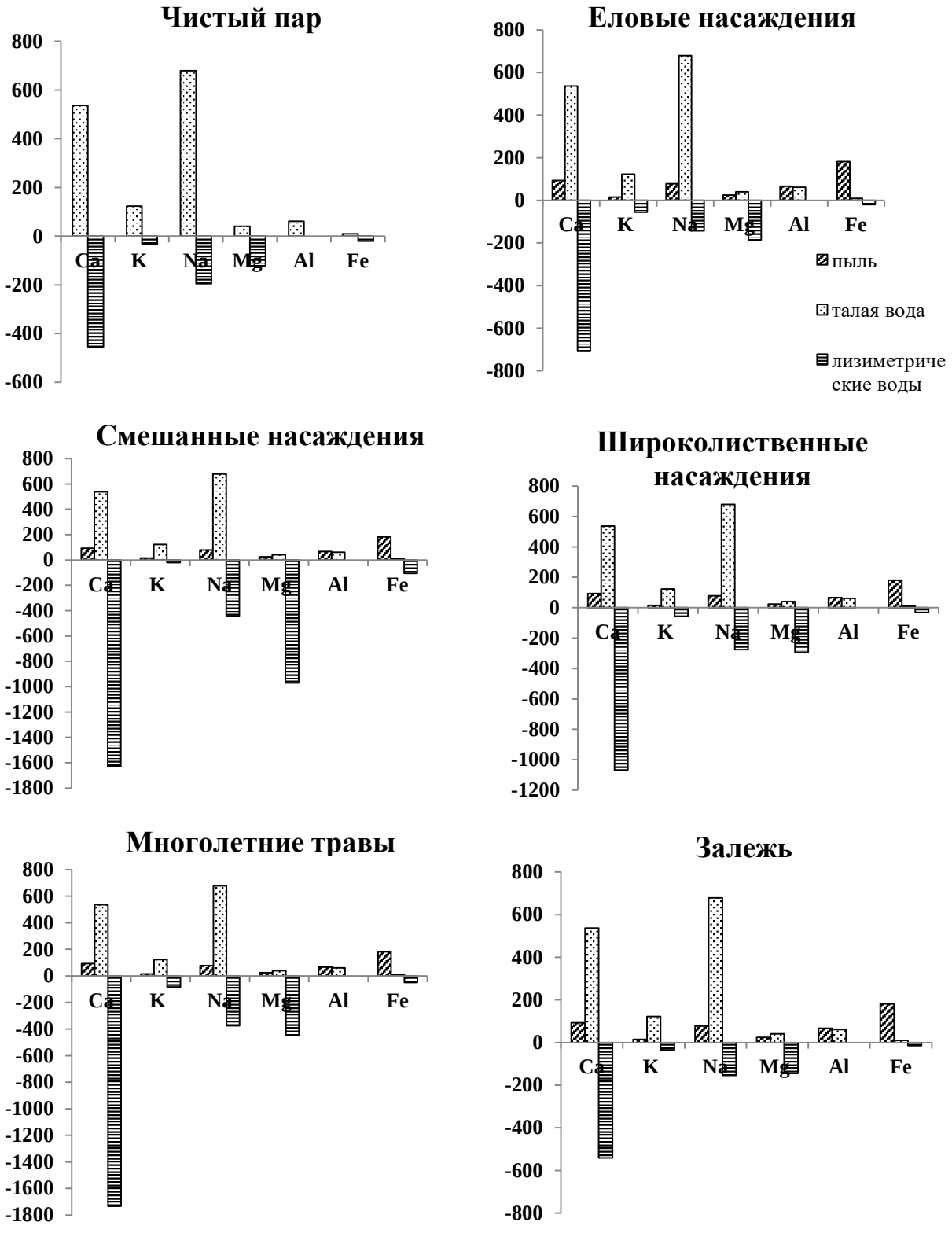



**Рис. 9.** Привнос и вынос макроэлементов (мг/м$^2$) в лизиметрах:
Обозначение: ▥ - пыль; ⁘ - талая вода; ▦ лизиметрические воды.

водах, что, вероятно, связано с загрязнением и внесением $CaCl_2$ в составе противогололедных реагентов в зимнее время.

Если сравнить данные по содержанию макроэлементов (рис.9) можно отметить, что кальций и калий задерживаются в почве, в результате биогенного накопления и поступления значительного количества почвенных частиц в составе пыли. Что касается натрия, то, несмотря на его значительное поступление в составе осадков, он вымывается в течение всего сезона и накапливается только в поверхностном слое почв.

Для получения более полной информации о накоплении ТМ, микро- и макроэлементов в почвах лизиметров были рассчитаны коэффициенты концентрации в поступающей из атмосферы пыли относительно исходного суглинка (рис. 10). Содержание элементов в пыли атмосферных выпадений превышает их содержание в исходном суглинке в 100-300 раз для цинка, в 10-70 раз для свинца, 5-40 раз для никеля, в 10-40 раз для стронция, для Ca в 3-55 раз, Na в 5-30 раз, Mg - 1,5-10 раз, K в 3-10 раз. Таким образом, состав пыли, поступающей с атмосферными осадками, определяет тренды накопления элементов в почвах.

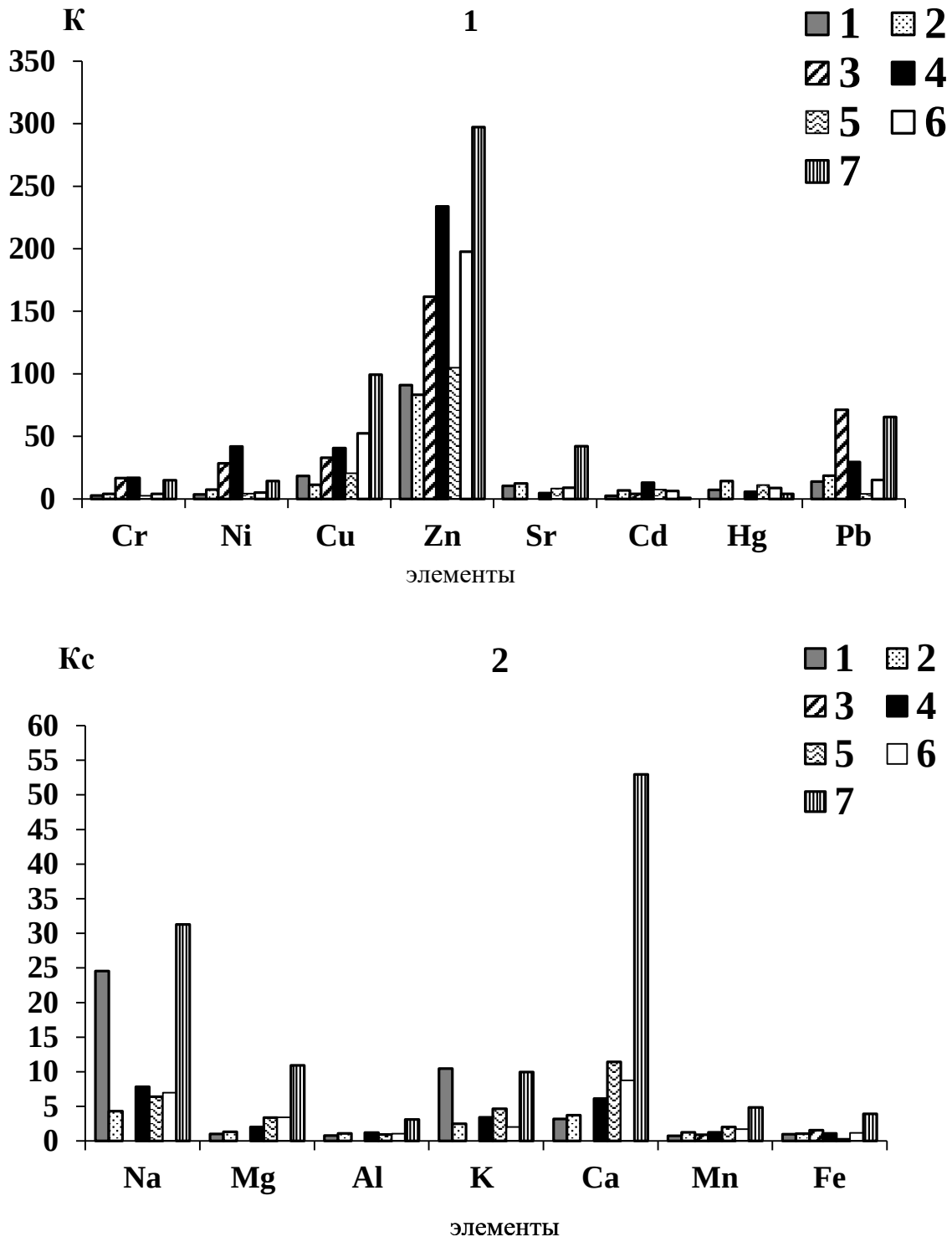



**Рис.10.** Коэффициенты концентрации (Кс) тяжелых металлов (1) и макроэлементов (2) в снеговой пыли, относительно исходного суглинка. Обозначения: **1** – 1980 г., **2** – 1984 г., **3** - 1995 г. по [Плеханова, ], **4** - 2013/2014 гг., **5** – 1.10-30.11.2014 г., **6** - 1.12.2014 – 31.01.2015 гг., **7**– 1.02.- 31.03.2015 г.

## 3.5. Влияние атмосферных выпадений и свойств почв лизиметров на элементный состав растений

На накопление ТМ растениями огромное влияние оказывает обеспечение почвы питательными элементами. За годы наблюдений в лизиметрах произошло обогащение верхних слоев почвы питательными элементами за счет естественных процессов накопления биогенных элементов, а также за счет техногенных факторов и атмосферных выпадений, в результате чего меняется количество микро- и макроэлементов поступающих в растения (Золотарев, 2006).

Накопление элементов в растениях обусловлено поглощением их корневой системой из почвы, осаждением пыли и аэрозолей на поверхность растений из атмосферы, а также биологическими особенностями самих растений. Важную роль в защите растений от избытка, поступающих из почвы загрязняющих веществ, выполняет корневая система (Ильин, Сысо, 2001, Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Задерживая избыточные ионы, корни способствуют сохранению в наземных органах благоприятных концентраций химических элементов. Однако разные растения обладают неодинаковыми защитными способностями. В результате проведенных исследований было выявлено, что концентрация цинка в листьях древесных растений, произрастающих в условиях лизиметров, колеблется от 17,03 мг/кг в листьях клена до 54,96 мг/кг в листьях березы. Как известно, береза обладает выраженной способностью к аккумуляции ТМ, а также накоплению самых токсичных элементов (Ветчинникова, Кузнецова, Титов, 2013). При сравнении полученных данных 2013 г. с литературными (табл. 13) выявлено, что содержание меди и свинца в листьях растений не превышает средних концентраций.

По содержанию макроэлементов в листьях клена, березы, рябины и хвое ели в наибольших количествах накапливаются кальций, калий и магний, в то время как в травянистой растительности максимальное содержание

наблюдается для калия, далее следует накопление кальция и натрия (табл. 13).

Работы многих исследователей показали, что между элементным составом почв и растений существует определенная связь, однако она часто нарушается из-за избирательной способности элементов к накоплению. Отмечается, что, одни элементы поглощаются растениями более интенсивно, другие менее (Ильин, Сысо, 2001). Способность растений к поглощению элементов из почв оценивают по коэффициенту биологического поглощения (КБП), который равен отношению содержания элемента в растении к его содержанию в корнеобитаемом слое почвы. Например, КБП свинца изменяется в пределах от 0,02 до 0,08, а кадмия от 0,11 до 0,3. Кроме того, хром и медь поглощаются менее активно, чем никель и свинец. В тоже время при определении КБП макроэлементов было установлено, что все они активно поглощаются растениями (табл. 13).

В многочисленных исследованиях приводятся разные значения нормальных концентраций микроэлементов в растениях. Это связано с разнообразием геохимического фона почв, их различным минералогическим и гранулометрическим составом, а также биологическими особенностями растений и их отдельных частей. Сравнение полученных результатов с литературными данными показало, что содержание ТМ в растениях достигло верхней границы нормального содержания, а для никеля и цинка даже превысило ее. Таким образом, в растениях модельных фитоценозов отмечается повышенное содержание ТМ, однако защитные способности растений еще ограничивают поступление избыточного потока ТМ в растение.

Также древесные насаждения и многолетние травы лизиметров имеют повышенную зольность по сравнению с естественными насаждениями, особенно повышенное содержание кальция, это может быть связано с тем, что лизиметрический эксперимент проводится в черте города, где имеет место привнос кальция и других зольных элементов с пылью и осадками как в почву, так и на поверхность растений (Золотарев, 2006).

**Таблица 13.** Содержание элементов в растениях лизиметров и коэффициенты биологического поглощения (КБП) тяжелых металлов растениями (в числителе для макроэлементов г/кг, для микроэлементов и ТМ - мг/кг, в знаменателе – КБП)

| Лизиметр | Образец | Na | Mg | K | Ca | Mn | Fe | Cr | Ni | Cu | Zn | Cd | Pb |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Еловое насаждение | Хвоя ели | 0,03<br>0,2 | 0,28<br>0,2 | 2,55<br>3,2 | 3,53<br>1,5 | 0,14<br>0,4 | 0,17<br>0,01 | 2,046<br>0,13 | 4,31<br>0,28 | 2,59<br>0,1 | 36,5<br>0,27 | 0,07<br>0,15 | 0,93<br>0,05 |
| Смешанное насаждение | Хвоя ели | 0,103<br>0,47 | 0,09<br>0,17 | 0,46<br>0,5 | 1,04<br>0,33 | 0,06<br>0,15 | 0,07<br>0,004 | 1,35<br>11,59 | 3,07<br>0,15 | 0,83<br>0,03 | 38,8<br>0,28 | 0,04<br>0,18 | 0,93<br>0,03 |
| | Листья дуба | 0,02<br>0,09 | 0,087<br>0,05 | 1,35<br>1,48 | 0,33<br>0,11 | 0,045<br>0,11 | 0,03<br>0,002 | 0,77<br>6,61 | 1,74<br>0,09 | 0,43<br>0,01 | 18,1<br>0,13 | 0,023<br>0,1 | 0,95<br>0,03 |
| | Листья клена | 0,08<br>0,36 | 0,24<br>0,15 | 2,15<br>2,35 | 3,01<br>0,96 | 0,084<br>0,20 | 0,09<br>0,005 | 0,57<br>4,89 | 1,59<br>0,08 | 0,89<br>0,03 | 17,03<br>0,12 | 0,036<br>0,16 | 0,54<br>0,01 |
| | Листья березы | 0,11<br>0,5 | 0,25<br>0,15 | 0,72<br>0,79 | 1,01<br>0,32 | 0,07<br>0,17 | 0,04<br>0,002 | 0,62<br>5,32 | 1,75<br>0,09 | 0,66<br>0,02 | 54,96<br>0,4 | 0,044<br>0,2 | 0,72<br>0,02 |
| | Листья рябины | 0,11<br>0,5 | 0,296<br>0,18 | 1,27<br>1,39 | 1,88<br>0,60 | 0,043<br>0,10 | 0,097<br>0,006 | 0,97<br>8,33 | 2,43<br>0,12 | 0,98<br>0,03 | 23,4<br>0,17 | 0,03<br>0,14 | 1,13<br>0,03 |
| Широколиственное насаждение | Листья дуба | 0,03<br>0,13 | 0,16<br>0,1 | 0,97<br>0,72 | 0,85<br>0,08 | 0,081<br>0,16 | 0,06<br>0,002 | 1,77<br>0,11 | 4,96<br>0,36 | 1,27<br>0,055 | 42,44<br>0,34 | 0,082<br>0,3 | 2,68<br>0,076 |
| | Листья клена | 0,11<br>0,5 | 0,465<br>0,3 | 2,59<br>1,9 | 2,21<br>0,2 | 0,25<br>0,5 | 0,11<br>0,005 | 0,92<br>0,06 | 3,26<br>0,24 | 2,20<br>0,096 | 23,77<br>0,189 | 0,043<br>0,136 | 1,08<br>0,031 |
| Многолетние травы | Разнотравье | 0,13<br>0,55 | 0,196<br>0,13 | 2,08<br>2,2 | 0,73<br>0,13 | 0,009<br>0,032 | 0,07<br>0,003 | 1,69<br>0,11 | 3,54<br>0,27 | 1,12<br>0,04 | 35,95<br>0,20 | 0,04<br>0,13 | 1,60<br>0,60 |
| Залежь | Разнотравье | 0,12<br>0,47 | 0,07<br>0,05 | 0,99<br>1,1 | 0,31<br>0,13 | 0,011<br>0,033 | 0,03<br>0,001 | 1,25<br>0,06 | 2,15<br>0,13 | 0,47<br>0,02 | 21,11<br>0,11 | 0,03<br>0,12 | 0,93<br>0,03 |

*Примечание*: среднее содержание элементов в растениях по данным (Кабата-Пендиас А., Пендиас Х., 1989) для Cr - 0,03-0,6; Ni - 0,1-2,7; Cu - 2-20; Zn - 26-44;Cd - 0,05-0,4; Pb - 0,05-3. По данным (Минеев ,1990) для Cr - 0,2-1,0; Ni – 0,4-3,0; Cu - 2-12; Zn - 15-150; Pb - 0,1 - 5.

### 3.6. Прогнозная оценка содержания микроэлементов и ТМ в почвах лизиметров по балансу их привноса-выноса

Проблема прогнозирования состояния окружающей среды и уровней загрязнения почв, является достаточно сложной, так как невозможно расчетным путем учесть в полной мере весь обширный комплекс действующих факторов. Поэтому в этих исследованиях часто применяется эмпирический метод, однако проверка правильности таких прогностических оценок представляется затруднительной. В таких случаях прогнозы строятся на расчете баланса привноса – выноса элементов за зимний период времени (табл. 14), т.к. снег является хорошим экраном для газопылевых выпадений и удобным объектом для исследования. Разница между поступлением и выносом элементов показывает масштабы их накопления в почвах.

**Таблица 14.** Баланс привноса-выноса тяжелых металлов (мг/м$^2$) 2013/2014г. в числителе – привнос растворимая часть снега + нерастворимая часть, в знаменателе – вынос с лизиметрическими водами

| Лизиметр | **Cr** | **Mn** | **Fe** | **Ni** | **Cu** | **Zn** | **Pb** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Чистый пар | 1,4+1,6 / 0,41 | 21,8+2,4 / 0,06 | 12,05+139,6 / 20,12 | 4,8+3,24 / 0,26 | 0,82+2,07 / 0,11 | 6,1+28,6 / 0,64 | 0,38+1,73 / 0,02 |
| Еловые насаждения | 1,4+1,6 / 0,06 | 21,8+2,4 / 0,063 | 12,05+139,6 / 11,8 | 4,8+3,24 / 0,25 | 0,82+2,07 / 0,02 | 6,1+28,6 / 0,11 | 0,38+1,73 / 0,004 |
| Смешанные насаждения | 1,4+1,6 / 0,12 | 21,8+2,4 / 1,94 | 12,05+139,6 / 50,6 | 4,8+3,24 / 1,79 | 0,82+2,07 / 0,034 | 6,1+28,6 / 0,48 | 0,38+1,73 / 0,005 |
| Широколист в-енные насаждения | 1,4+1,6 / 0,092 | 21,8+2,4 / 0,20 | 12,05+139,6 / 23,7 | 4,8+3,24 / 0,65 | 0,82+2,07 / 0,024 | 6,1+28,6 / 0,52 | 0,38+1,73 / 0,005 |
| Залежь | 1,4+1,6 / 0,14 | 21,8+2,4 / 0,02 | 12,05+139,6 / 14,8 | 4,8+3,24 / 0,3 | 0,82+2,07 / 0,04 | 6,1+28,6 / 0,23 | 0,38+1,73 / 0,01 |
| Многолет-ние травы | 1,4+1,6 / 0,16 | 21,8+2,4 / 0,12 | 12,05+139,6 / 23,3 | 4,8+3,24 / 0,83 | 0,82+2,07 / 0,07 | 6,1+28,6 / 0,51 | 0,38+1,73 / 0,01 |

Прогнозирование проводится с допущением того, что потоки загрязняющих веществ являются равномерными в течение года. Это допущение, конечно, не совсем правомерно, так как количество осадков,

ритмы движения автотранспорта и работы предприятий меняются в течение года. Чтобы проверить правильность такого подхода нужно иметь сведения о содержании ТМ в почве до поступления в нее загрязняющих веществ, что, как правило, недостижимо, особенно в городских условиях, где часто происходит перемещение грунтов, планировка территории, подсыпка и раскапывание почв.

Уникальным объектом, в этом отношении, являются почвы лизиметров, которые позволили выявить реальное загрязнение почв за 49 лет, посчитать ежегодное среднее приращение содержания ТМ и сравнить его с данными, полученными при расчете поступления ТМ с атмосферными выпадениями и их выноса с лизиметрическими водами. Сравнение показало, что прогнозные оценки значительно отличаются от реальных результатов (табл. 15).

**Таблица 15.** Приращение содержания металлов (мг/кг) в год (в числителе – по результатам сравнительного анализа почв и исходного суглинка, в знаменателе – по балансу их привноса – выноса за зимний период)

| Лизиметр | Глубина, см | Zn | Cu | Ni | Pb | Cr |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | | мг/кг | | | | |
| Чистый пар | 0-10 | 1,41<br>0,9 | 0,21<br>0,07 | 0,025<br>0,2 | 0,22<br>0,06 | 0,03<br>0,07 |
| Еловые насаждения | 3-13 | 6,68<br>0,92 | 1,01<br>0,08 | 0,096<br>0,21 | 0,65<br>0,06 | 0,05<br>0,08 |
| Широколиственные насаждения | 2-10 | 4,91<br>1,14 | 0,92<br>0,096 | 0,29<br>0,25 | 2,84<br>0,07 | 0,11<br>0,097 |
| Смешанные насаждения | 2-10 | 6,39<br>1,14 | 1,31<br>0,095 | 0,45<br>0,21 | 1,93<br>0,07 | 0,13<br>0,096 |
| Залежь | 2-12 | 4,4<br>0,92 | 0,41<br>0,076 | 0,065<br>0,21 | 0,65<br>0,056 | 0,03<br>0,08 |
| Многолетние травы | 1-11 | 3,62<br>0,91 | 0,43<br>0,075 | 0,043<br>0,19 | 0,62<br>0,056 | 0,05<br>0,08 |

Следует отметить, что ежегодное приращение - содержания элементов в почвах лизиметров невелико вследствие небольшого количества пыли и выноса элементов с внутрипочвенным стоком. Несмотря на это, в нерастворимой части атмосферных выпадений наблюдаются высокие

концентрации элементов. Однако полученные результаты среднегодового приращения содержания ТМ в почвах лизиметров по балансу их привноса-выноса показывают заниженные значения. Вполне вероятно это объясняется тем, что единичные результаты снеговой съемки дают недостоверную прогнозную оценку содержания тяжелых металлов в почвах вследствие большой вариабельности потоков атмосферных выпадений, отсутствия данных о выпадениях ТМ в летний период, а также отсутствия данных о влиянии растительности на распределение и накопление элементов.

Таким образом, для получения достоверных результатов прогнозной оценки среднегодового приращения содержания ТМ в почвах по балансу привноса-выноса необходимо проводить наблюдения в течение всего года, так как потоки пыли в летний период времени увеличиваются, а также увеличивается интенсивность движения автотранспорта, который является основным источником загрязнения почв.

### 3.7. Прогнозная оценка загрязнения почв лизиметров тяжелыми металлами с использованием аналитической модели

Для получения прогнозной оценки загрязнения почв ТМ существуют три основных метода: экспериментальная оценка, статистические методы, основанные на регрессионных моделях, и аналитические методы. В условиях недостатка фактической информации наиболее распространенными являются методы экспертной оценки. Более объективными являются статистические методы, но они требуют обширного фактического материала, который чаще всего отсутствует. В этих условиях более перспективными являются аналитические методы, основанные на законах природы и требующие сравнительно мало фактического материала. Метод экспертной оценки предполагает использование всего допустимого материала. Этот материал чаще всего ограничен сведениями об интенсивности выпадений из воздуха. Опираясь на законы сохранения и сведения о закономерностях поведения

тяжелых металлов в почвах, для которых характерно накопление в почвенном профиле, преимущественно в поверхностных горизонтах, темп накопления металла в почве приравнивают темпу его поступления из воздуха (Евдокимова, 2011).

Авторами (Евдокимовой и др., 2011) была предложена аналитическая модель (3) в основе которой лежит возможность получения прогнозной оценки содержания ТМ в почвах. При построении модели полагали, что атмосферная пыль, содержащая соединения тяжелых металлов, выпадает на поверхность почвы равномерно и подвергается под действием агентов окружающей среды постепенному растворению, а растворенные соединения передвигаются вниз по профилю почвы путем диффундирования в почвенном растворе в направлении, параллельном направлению силы тяжести. В процессе этого движения они вступают в реакции с компонентами почвы, в результате которых концентрация тяжелых металлов в почве растет со временем. При описании концентрации *i*-того металла в почве предполагали, что концентрация металла мала и о том, что скорость поглощения *i*-того металла из раствора твердой фазой почвы К*п*i пропорциональна концентрации С*п*i. На основании изложенного, авторами было выведено уравнение:

$$c_{п_i} = c_{0_i} e^{-a_в y} e^{K_{п_i} t}, \quad \textbf{(3)}$$

где *y* – глубина отбора образцов; *t* – время; $C_{0i}$ – концентрация металла при t = 0 и y = 0, то есть концентрация металла в исходном суглинке на момент закладки лизиметров; $a_в = \sqrt{\frac{K_в}{\rho_в D}}$ ; D*i*- скорость диффузии *i*-того металла в почвенном растворе; $k_в$ – скорость изъятия *i*-того металла из почвенного раствора в результате его поглощения твердой фазой почвы; $\rho_B$ – плотность почвенного раствор[illegible]

$$K_{п_i} = \frac{1}{t} \ln\left(\frac{c_{п_i}}{c_{0_i}}\right) \quad \textbf{(4)}$$

На основании данных полученных в 1995 (Плеханова, 1995) и 2006 году (Евдокимова, 2011), то есть через 30 и 41 год, соответственно, с момента закладки опыта, были рассчитаны аргументы уравнения (3) для 5 вариантов опыта - 1995 года и для 3 вариантов 2006 года.

**Таблица 16.** Аргументы модели профиля концентрации ТМ для 1995 года (кислоторастворимые соединения).

| Вариант | Показатель | Zn | Cu | Ni | Pb | Mn |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Исходный суглинок | Coi, кг/кг | 0,000007 | 0,0000031 | 0,000003 | 0,000003 | 0,000077 |
| Еловое насаждение | Корень | -8,14344 | -15,9149 | -11,0310 | -18,31179 | -3,01376 |
| Широколиственное насаждение | | -13,1223 | -10,18072 | -10,9598 | -24,73338 | -4,31478 |
| Многолетние травы | | -5,81105 | -3,41802 | -4,17754 | -9,1398 | -1,54915 |
| Залежь | | -2,85033 | -1,70602 | -1,5054 | -4,29777 | -2,6234 |
| Чистый пар | | -1,4916 | -0,72761 | -2,127 | -1,4354 | -0,6212 |
| Среднее | | -6,28374 | -6,389454 | -5,96014 | -11,58628 | -6,06114 |
| Еловое насаждение | Kпi | 0,093301 | 0,013872 | 0,032694 | 0,110674 | 0,024379 |
| Широколиственное насаждение | | 0,106719 | 0,0575027 | 0,046209 | 0,10403 | 0,028305 |
| Многолетние травы | | 0,108967 | 0,2416319 | 0,040132 | 0,076753 | 0,027745 |
| Залежь | | 0,090584 | 0,017877 | 0,017028 | 0,04621 | 0,031817 |
| Чистый пар | | 0,093301 | 0,013872 | 0,032694 | 0,04621 | 0,024379 |
| Среднее | | 0,121634 | 0,06895 | 0,03375 | 0,076775 | 0,027325 |

**Таблица 17.** Аргументы модели профиля концентрации ТМ для 2006 года (кислоторастворимые соединения).

| Вариант | Показатель | Cu | Ni | Mn |
|---|---|---|---|---|
| Исходный суглинок | Coi, кг/кг | 0,0000031 | 0,000003 | 0,000077 |
| Еловое насаждение | Корень | -10,76707 | -3,54728 | -2,20864 |
| Широколиственное насаждение | | 0,73009 | -1,99869 | -2,30272 |
| Многолетние травы | | -1,30843 | -0,53388 | -1,22166 |
| Среднее | | -3,78180 | -2,02662 | -1,91101 |
| Еловое насаждение | Kпi | 0,02001 | 0,02367 | 0,02644 |
| Широколиственное насаждение | | 0,02066 | 0,01110 | -0,00286 |
| Многолетние травы | | 0,01466 | 0,02406 | 0,02450 |
| Среднее | | 0,01844 | 0,01961 | 0,01602 |

*Примечание: в 2006 году не проводили определение содержание кислоторастворимых соединений цинка и свинца в почвах лизиметров.*

Найденные значения аргументов модели (табл. 16, 17) для 1995 и 2006 гг. позволили провести ее проверку на экспериментальных данных 1995 и 2006 гг. (табл. 18, 19) по определению содержания кислоторастворимых

форм соединений тяжелых металлов на разных глубинах в почве лизиметров с различными фитоценозами и в лизиметре с чистым паром, а также на экспериментальных данных 2013 года с использованием коэффициентов, полученных для 1995 и 2006 гг. (табл. 20, 21).

Абсолютные величины средней относительной ошибки расчета (табл.20, 21) содержания Cu, Ni, Mn для 2013 году с использованием коэффициентов 1995 и 2006 гг., практически совпадают. В некоторых случаях значения средней относительной ошибки достигают высоких значений. Причиной этого является высокая изменчивость показателя содержания тяжелых металлов в почве и связанной с этим ошибки, вызванной точечной методикой отбора проб для определения, которая диктовалась ограничениями отбора проб в лизиметрах.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что профильная концентрация различных форм соединений ТМ поддается математическому описанию в рамках химической кинетики с точностью, сопоставимой с точностью их экспериментального определения, что может быть использовано в целях прогнозирования концентрации ТМ и оценки состояния почв в будущем.

Также аналитическая модель (3) при наличии параметров для 1995 года (табл. 16.) позволяет прогнозировать профильное содержание тяжелых металлов для любого промежутка времени (t). Проверку обоснованности прогноза провели по аналитическим данным 2013/2014 гг. при t=49 лет (рис. 11).

Показателем сходимости результатов прогноза и экспериментального определения служит относительная ошибка расчета по слоям (табл. 19, 20), которая представляет собой отношение разности между измеренной и расчетной величинами к измеренной, стандартная ошибка оценки (σ) и коэффициент линейной корреляции ($R^2$) (Приложение 1).

В результате построения модели были получены значения коэффициентов линейной корреляции ($R^2$), которые находятся в промежутке

Таблица 18. Относительная ошибка (модуль) расчета содержания кислоторастворимых соединений тяжелых металлов по модели (3) и по данным 1995 года

| Глубина | Zn | Cu | Ni | Pb | Mn |
|---|---|---|---|---|---|
| Еловое насаждение | | | | | |
| 0-3 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 3-10 | 0,01 | 2,02 | 1,01 | 2,19 | 0,02 |
| 10-15 | 0,14 | 0,25 | 0,16 | 0,21 | 0,01 |
| 15-20 | 0,41 | 0,37 | 0,33 | 0,34 | 0,04 |
| 20-25 | 0,10 | 0,71 | 0,49 | 0,73 | 0,02 |
| 25-30 | 0,17 | 0,87 | 0,70 | 0,86 | 0,05 |
| 30-50 | 0,00 | 0,94 | 0,83 | 0,95 | 0,05 |
| 50-80 | 0,75 | 1,00 | 0,98 | 1,00 | 0,42 |
| Среднее | 0,20 | 0,77 | 0,56 | 0,78 | 0,08 |
| Широколиственное насаждение | | | | | |
| 0-3 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 3-10 | 0,41 | 0,78 | 1,16 | 4,40 | 0,05 |
| 10-15 | 1,89 | 0,37 | 0,00 | 0,91 | 0,18 |
| 15-20 | 0,09 | 0,21 | 0,23 | 0,58 | 0,05 |
| 20-25 | 0,31 | 0,46 | 0,55 | 0,84 | 0,04 |
| 25-30 | 0,77 | 0,70 | 0,74 | 0,97 | 0,18 |
| 30-50 | 0,85 | 0,80 | 0,85 | 0,99 | 0,22 |
| 50-80 | 0,99 | 0,98 | 0,98 | 1,00 | 0,61 |
| Среднее | 0,66 | 0,54 | 0,56 | 1,21 | 0,17 |
| Многолетние травы | | | | | |
| 0-3 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 3-10 | 0,08 | 0,11 | 0,26 | 0,27 | 0,06 |
| 10-15 | 0,18 | 0,05 | 0,06 | 0,25 | 0,02 |
| 15-20 | 0,17 | 0,10 | 0,11 | 0,05 | 0,05 |
| 20-25 | 0,92 | 0,01 | 0,13 | 0,61 | 0,10 |
| 25-30 | 0,10 | 0,15 | 0,30 | 0,24 | 0,11 |
| 30-50 | 1,01 | 0,26 | 0,43 | 0,36 | 0,07 |
| 50-80 | 0,50 | 0,63 | 0,69 | 0,90 | 0,18 |
| Среднее | 0,37 | 0,16 | 0,25 | 0,33 | 0,07 |
| Залежь | | | | | |
| 0-3 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 |
| 3-10 | 0,16 | 0,03 | 0,19 | 0,32 | 0,03 |
| 10-15 | 0,11 | 0,01 | 0,08 | 0,13 | 0,03 |
| 15-20 | 0,21 | 0,07 | 0,34 | 0,21 | 0,05 |
| 20-25 | 0,25 | 0,06 | 0,26 | 0,44 | 0,15 |
| 25-30 | 0,32 | 0,09 | 0,14 | 0,41 | 0,16 |
| 30-50 | 0,13 | 0,10 | 0,20 | 0,10 | 0,21 |
| 50-80 | 0,27 | 0,27 | 0,41 | 0,53 | 0,04 |
| Среднее | 0,18 | 0,08 | 0,20 | 0,27 | 0,08 |
| Чистый пар | | | | | |
| 0-3 | 0,37 | 0,27 | 0,20 | 0,00 | 0,10 |
| 3-10 | 0,35 | 0,12 | 0,07 | 0,04 | 0,02 |
| 10-15 | 0,21 | 0,09 | 0,08 | 0,05 | 0,01 |
| 15-20 | 0,39 | 0,20 | 0,03 | 0,08 | 0,01 |
| 20-25 | 1,84 | 0,27 | 0,05 | 0,00 | 0,03 |
| 25-30 | 0,65 | 0,22 | 0,06 | 0,07 | 0,01 |
| 30-50 | 3,59 | 0,22 | 0,15 | 0,13 | 0,11 |
| 50-80 | 1,73 | 0,05 | 0,31 | 0,27 | 0,17 |
| Среднее | 1,14 | 0,18 | 0,12 | 0,08 | 0,06 |

Таблица 19. Относительная ошибка (модуль) расчета содержания кислоторастворимых соединений тяжелыхметаллов по модели (3) и по данным 2006 года*

| Глубина | Cu | Ni | Mn |
|---|---|---|---|
| Еловое насаждение | | | |
| 0-3 | 0,92 | 0,52 | 0,34 |
| 3-10 | 0,23 | 0,29 | 0,30 |
| 10-15 | 0,56 | 0,29 | 0,28 |
| 15-20 | 0,75 | 0,43 | 0,26 |
| 20-25 | 0,82 | 0,43 | 0,23 |
| 25-30 | 0,89 | 0,45 | 0,32 |
| 30-50 | 0,94 | 0,51 | 0,37 |
| 50-80 | 0,99 | 0,79 | 0,58 |
| Среднее | 0,76 | 0,46 | 0,33 |
| Широколиственное насаждение | | | |
| 0-3 | 0,91 | 0,63 | 0,74 |
| 3-10 | 0,19 | 0,43 | 0,54 |
| 10-15 | 0,53 | 0,34 | 0,18 |
| 15-20 | 0,65 | 0,29 | 0,14 |
| 20-25 | 0,74 | 0,19 | 0,09 |
| 25-30 | 0,85 | 0,22 | 0,16 |
| 30-50 | 1,09 | 0,19 | 0,21 |
| 50-80 | 1,60 | 0,08 | 0,42 |
| Среднее | 0,82 | 0,30 | 0,31 |
| Многолетние травы | | | |
| 0-3 | 0,45 | 0,28 | 0,26 |
| 3-10 | 0,34 | 0,16 | 0,26 |
| 10-15 | 0,17 | 0,07 | 0,25 |
| 15-20 | 0,12 | 0,06 | 0,25 |
| 20-25 | 0,16 | 0,04 | 0,17 |
| 25-30 | 0,05 | 0,04 | 0,12 |
| 30-50 | 0,05 | 0,05 | 0,11 |
| 50-80 | 0,39 | 0,05 | 0,23 |
| Среднее | 0,22 | 0,09 | 0,21 |

*- данные 2006 года (Евдокимова, 2011)

Таблица 20. Относительная ошибка (модуль) расчета содержания кислоторастворимых соединений тяжелых металлов по модели (3) и по данным 2013 года с использованием коэффициентов для 1995 года

| Глубина | Zn | Cu | Ni | Pb | Mn |
|---|---|---|---|---|---|
| Еловое насаждение | | | | | |
| 0-3 | 5,46 | 1,77 | 1,97 | 27,97 | 0,07 |
| 3-10 | 19,44 | 4,28 | 1,20 | 47,02 | 0,51 |
| 10-15 | 14,48 | 0,57 | 0,08 | 12,11 | 0,11 |
| 15-20 | 10,12 | 0,22 | 0,27 | 5,06 | 0,69 |
| 20-25 | 12,88 | 0,59 | 0,64 | 1,54 | 0,41 |
| 25-30 | 9,56 | 0,78 | 0,75 | 0,11 | 0,06 |
| 30-50 | 10,87 | 0,92 | 0,89 | 0,62 | 0,04 |
| 50-80 | 4,62 | 1,00 | 0,99 | 0,99 | 0,26 |
| Среднее | 10,93 | 1,26 | 0,85 | 11,93 | 0,27 |
| Широколиственное насаждение | | | | | |
| 0-3 | 7,58 | 0,40 | 0,62 | 3,49 | 0,29 |
| 3-10 | 13,59 | 0,17 | 0,71 | 9,32 | 0,51 |
| 10-15 | 11,00 | 0,16 | 0,14 | 2,38 | 0,57 |
| 15-20 | 9,70 | 0,32 | 0,08 | 2,20 | 0,56 |
| 20-25 | 4,70 | 0,31 | 0,18 | 1,82 | 0,51 |
| 25-30 | 2,13 | 0,40 | 0,25 | 0,95 | 0,64 |
| 30-50 | 4,32 | 0,53 | 0,44 | 0,06 | 0,43 |
| Среднее | 7,57 | 0,33 | 0,34 | 2,89 | 0,50 |
| Многолетние травы | | | | | |
| 3-10 | 1,88 | 1,10 | 0,29 | 6,06 | 0,97 |
| 10-15 | 1,61 | 1,29 | 0,16 | 2,51 | 0,98 |
| 15-25 | 0,28 | 0,18 | 0,74 | 0,60 | 0,99 |
| 25-50 | 0,43 | 0,64 | 0,90 | 0,96 | 0,99 |
| 50-80 | 0,95 | 0,95 | 0,99 | 1,00 | 1,00 |
| Среднее | 1,03 | 0,83 | 0,61 | 2,23 | 0,98 |
| Залежь | | | | | |
| 10-15 | 1,13 | 0,41 | 0,45 | 0,18 | 0,14 |
| 15-20 | 2,98 | 0,33 | 0,50 | 0,35 | 0,10 |
| 20-25 | 2,99 | 0,36 | 0,57 | 0,15 | 0,39 |
| 25-30 | 8,37 | 0,40 | 0,59 | 0,15 | 0,07 |
| 30-50 | 6,87 | 0,37 | 0,61 | 0,10 | 0,17 |
| 50-80 | | | | | |
| Среднее | 4,47 | 0,37 | 0,55 | 0,19 | 0,17 |
| Чистый пар | | | | | |
| 0-3 | 4,53 | 0,19 | 0,56 | 2,73 | 0,98 |
| 3-15 | 11,89 | 0,24 | 0,05 | 2,20 | 1,49 |
| 15-25 | 12,22 | 0,08 | 0,08 | 3,14 | 2,25 |
| 25-30 | 11,36 | 0,33 | 0,22 | 1,28 | 1,32 |
| 30-50 | 10,47 | 0,44 | 0,53 | 0,73 | 1,96 |
| Среднее | 10,09 | 0,26 | 0,29 | 2,02 | 1,60 |

Таблица 21. Относительная ошибка (модуль) расчета содержания кислоторастворимых соединений тяжелых металлов по модели (3) и по данным 2013 года с использованием коэффициентов для 2006 года

| Глубина | Cu | Ni | Mn |
|---|---|---|---|
| Еловое насаждение | | | |
| 0-3 | 0,69 | 0,23 | 0,18 |
| 3-10 | 0,30 | 0,29 | 0,19 |
| 10-15 | 0,70 | 0,41 | 0,08 |
| 15-20 | 0,81 | 0,42 | 0,46 |
| 20-25 | 0,87 | 0,59 | 0,27 |
| 25-30 | 0,91 | 0,57 | 0,00 |
| 30-50 | 0,96 | 0,73 | 0,06 |
| 50-80 | 0,99 | 0,87 | 0,15 |
| Среднее | 0,78 | 0,51 | 0,17 |
| Широколиственное насаждение | | | |
| 0-3 | 0,62 | 0,26 | 0,10 |
| 3-10 | 0,22 | 0,13 | 0,30 |
| 10-15 | 0,35 | 0,26 | 0,38 |
| 15-20 | 0,42 | 0,28 | 0,40 |
| 20-25 | 0,34 | 0,22 | 0,37 |
| 25-30 | 0,36 | 0,15 | 0,52 |
| 30-50 | 0,45 | 0,24 | 0,34 |
| Среднее | 0,39 | 0,22 | 0,35 |
| Многолетние травы | | | |
| 3-10 | 0,52 | 0,70 | 0,99 |
| 10-15 | 0,12 | 0,63 | 0,99 |
| 15-25 | 0,19 | 0,72 | 1,00 |
| 25-50 | 0,57 | 0,73 | 1,00 |
| 50-80 | 0,74 | 0,82 | 1,00 |
| Среднее | 0,43 | 0,72 | 1,00 |

от 0,5 и выше (Приложение 1). Как известно коэффициент корреляции - это показатель, оценивающий тесноту линейной связи между признаками и может принимать значения от -1 до +1. Знак "-" означает, что связь обратная, "+" - прямая, чем ближе коэффициент корреляции $R^2$ к 1, тем теснее линейная связь. При величине коэффициента корреляции менее 0,3 связь оценивается как слабая, от 0,31 до 0,5 - умеренная, от 0,51 до 0,7 - значительная, от 0,71 до 0,9 - тесная, 0,91 и выше - очень тесная. Для практических целей рекомендуется использовать значительные, тесные и очень тесные связи (Дворецкий, 1961). Таким образом, коэффициенты линейной корреляции ($R^2$) подтверждают хорошую предсказательную способность модели. Также было установлено, что показатели уравнения характеризуются относительно невысокими значениями стандартной ошибки коэффициентов.

Вероятность ошибочного суждения (P) для Mn по всем лизиметрам достигает 1. Для Zn, Cu, Ni и Pb в большинстве случаев значения $P < 0,0001$, то есть вероятность безошибочного суждения составляет 99,9% уровня вероятности и в этом случае возможность ошибки составляет всего лишь 1:1000. Это еще раз подтверждает тот факт, что предложенная модель для прогнозной оценки содержания ТМ в почвах отвечает требованиям надежности результатов эксперимента.

Это подтверждает и статистический метод оценки качества регрессионной модели. Были получены результаты анализа остатков (разности между расчетными величинами и измеренными) с использованием различных критериев, например, значение критерия Колмогорова-Смирнова. Классический критерий Колмогорова-Смирнова предназначен для проверки простых гипотез о принадлежности анализируемой выборки некоторому полностью известному закону распределения. По результатам проверки нормальности распределения дисперсии и/или независимых остатков была установлена нормальность испытания, иными словами тест Колмогорова-Смирнова пройден для всех элементов в 5 вариантах лизиметров. Остатки

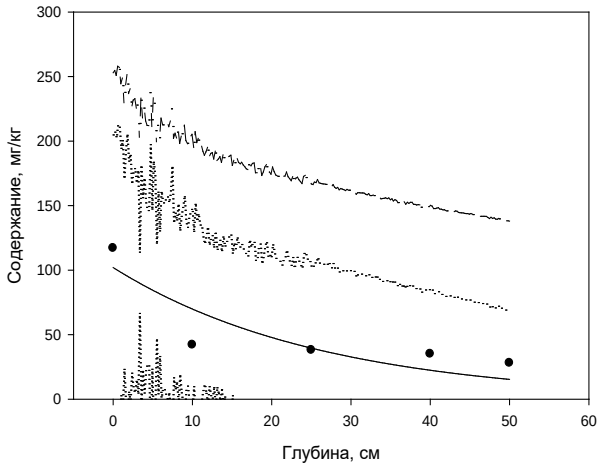
получены независимыми, нормально распределенными случайными величинами с нулевым средним значением и в полученных значениях отсутствуют тренду.

Таким образом, полученные результаты свидетельствуют о возможности использования аналитических моделей для прогнозирования.

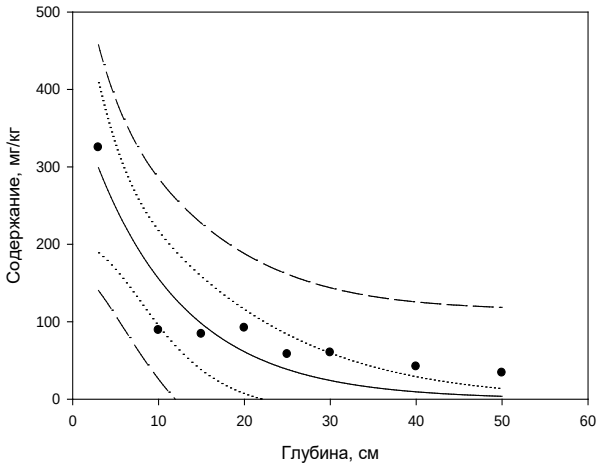
Как уже упоминалось в работе М.В. Евдокимовой (2011), преимуществами полученной аналитической модели являются: а) возможность прогнозирования послойного содержания тяжелых металлов по годам; б) возможность прогнозирования запасов металлов по требуемому слою по годам (при наличии данных по плотности почв); в) возможность послойного прогнозирования превышения предельно (ориентировочно) допустимых концентраций тяжелых металлов в почве. Одним из важнейших ограничений применения аналитической модели является предположение об однородности почвенного профиля, справедливое в случае почв лизиметров, но не всегда справедливо в отношении природных почв. Учет закономерностей профильного изменения свойств почв – главное направление совершенствования аналитической модели. Другим направлением ее совершенствования является уточнение значений параметров уравнения (3) путем исключения ошибок в результате экспериментального определения содержания ТМ по слоям почв в лизиметрах.

# Zn

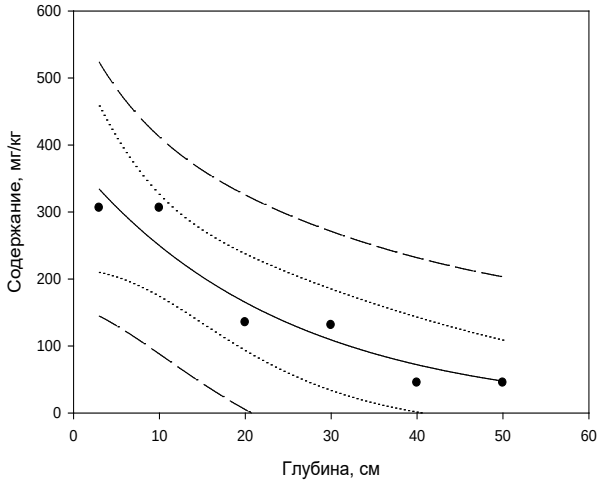
I



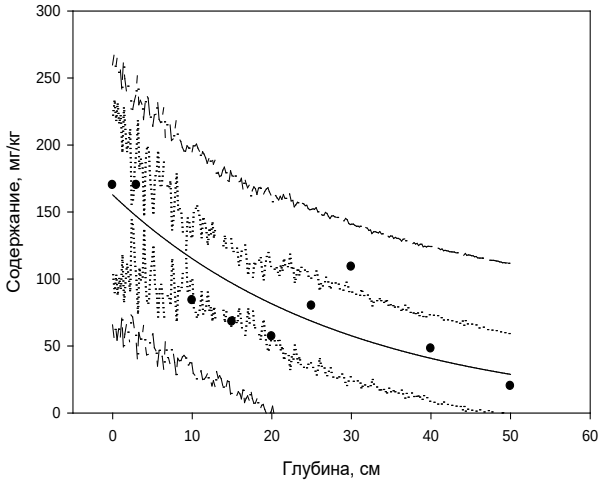

II



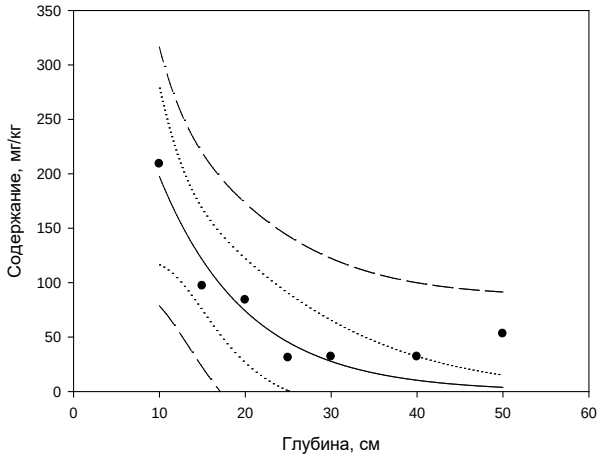

III




IV

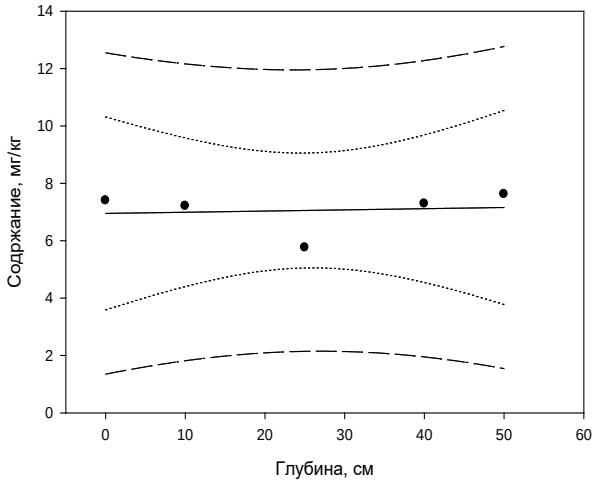



V

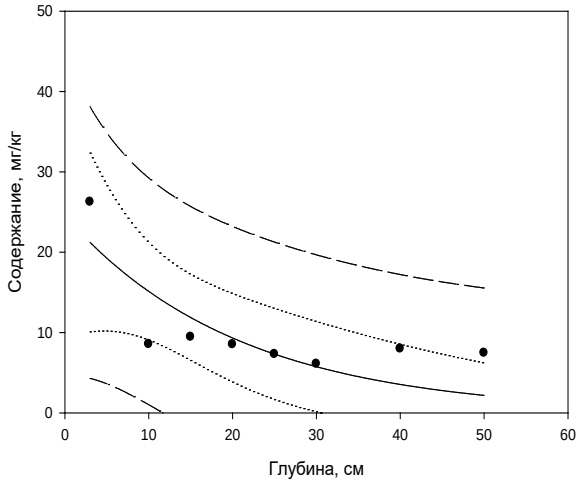


# Cu

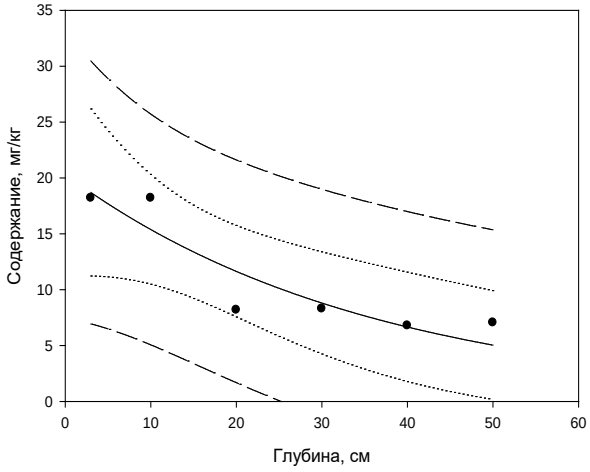
I



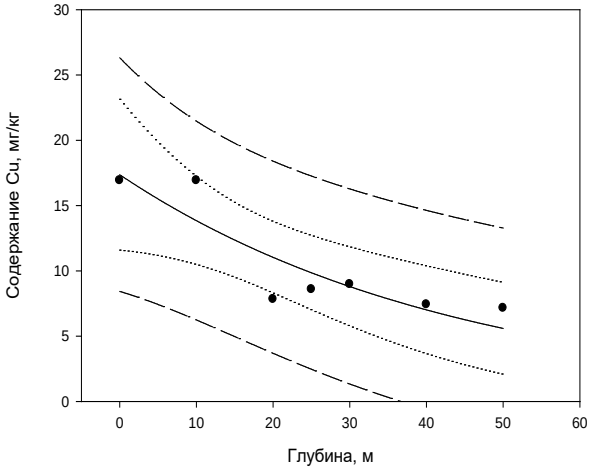

II



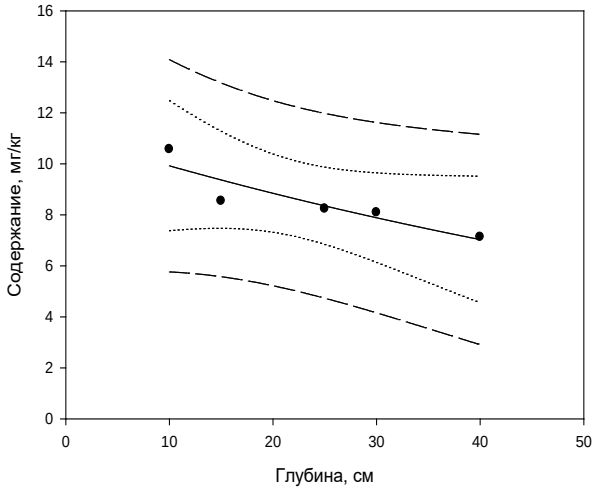

III




IV

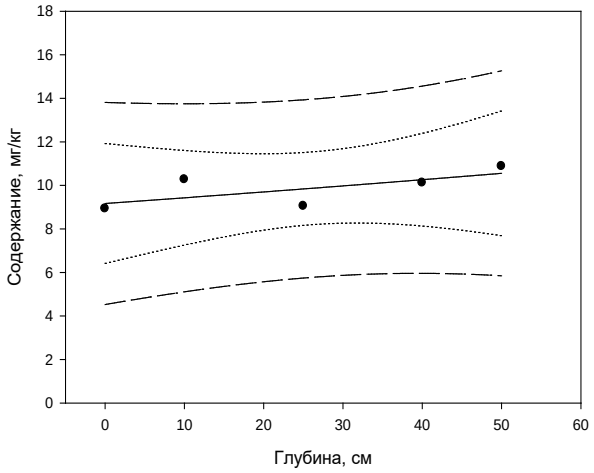



V

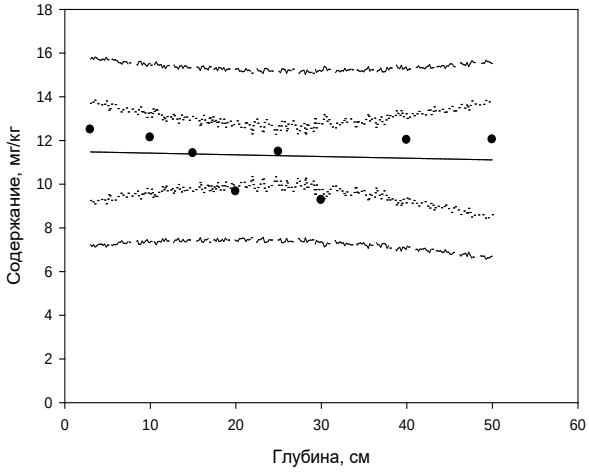


# Ni

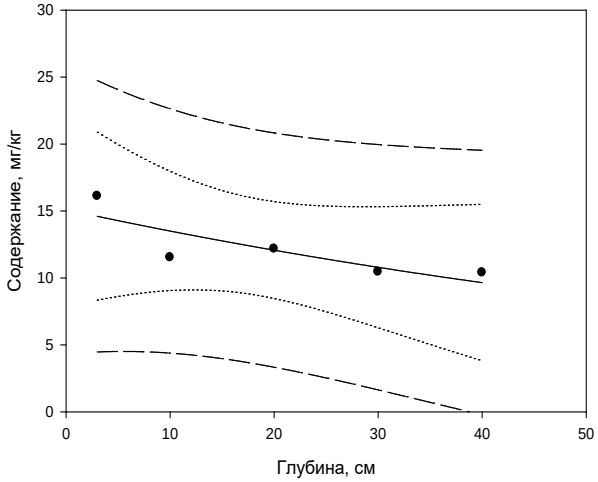
I



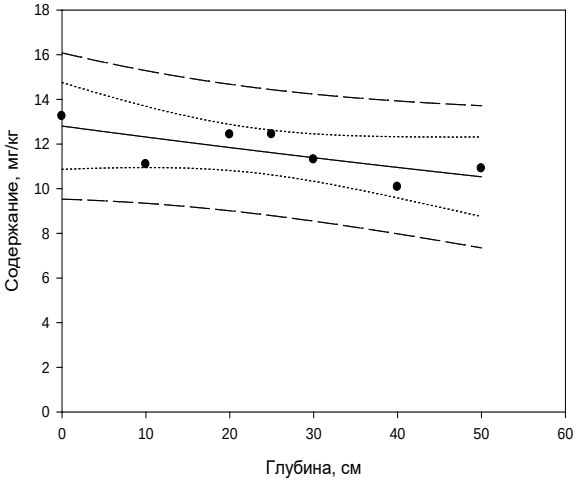

II



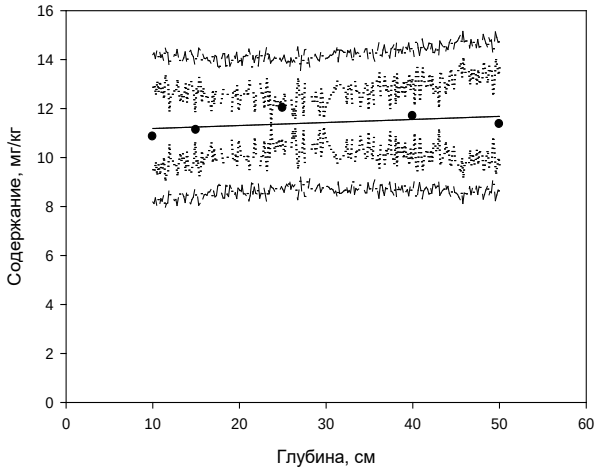

III




IV

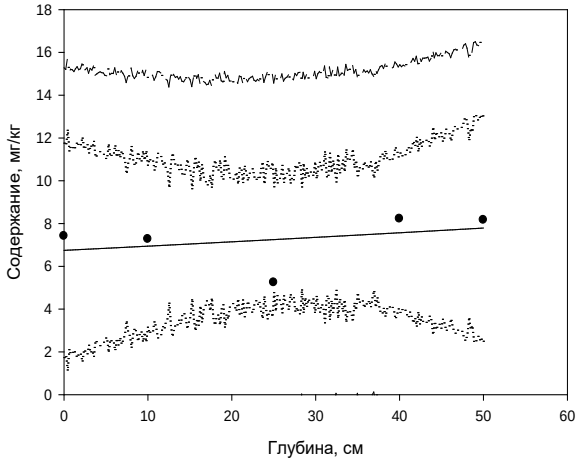



V

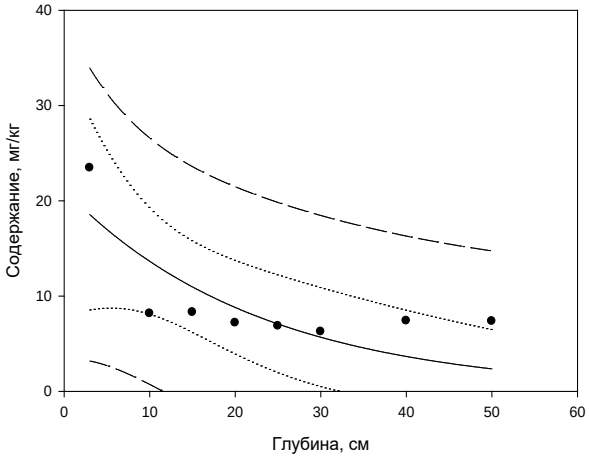


# Pb

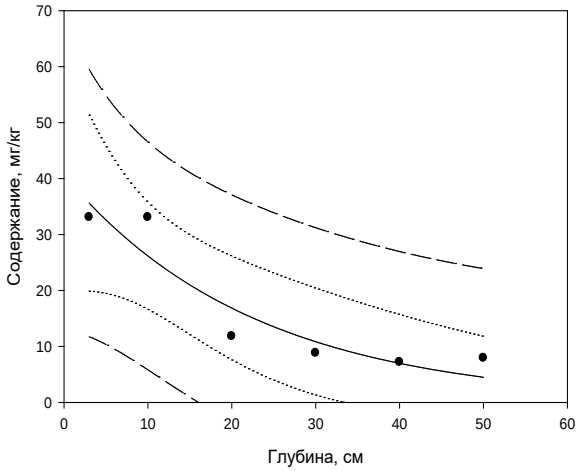
I



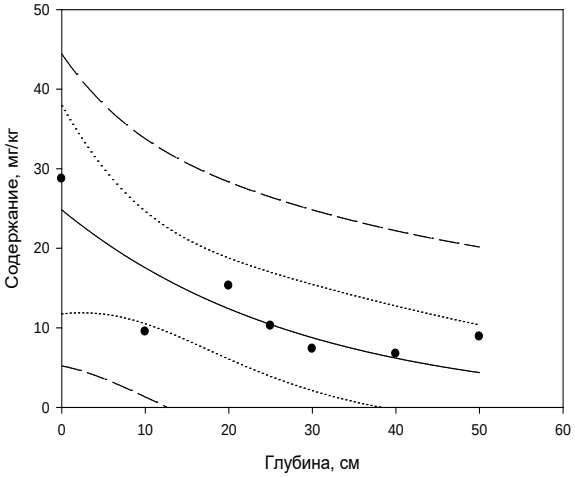

II



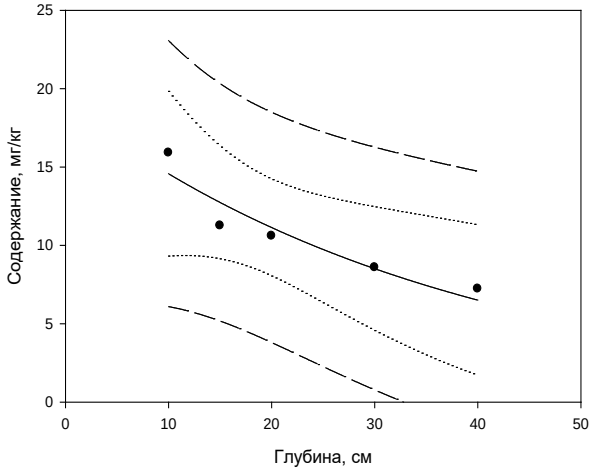

III




IV




V



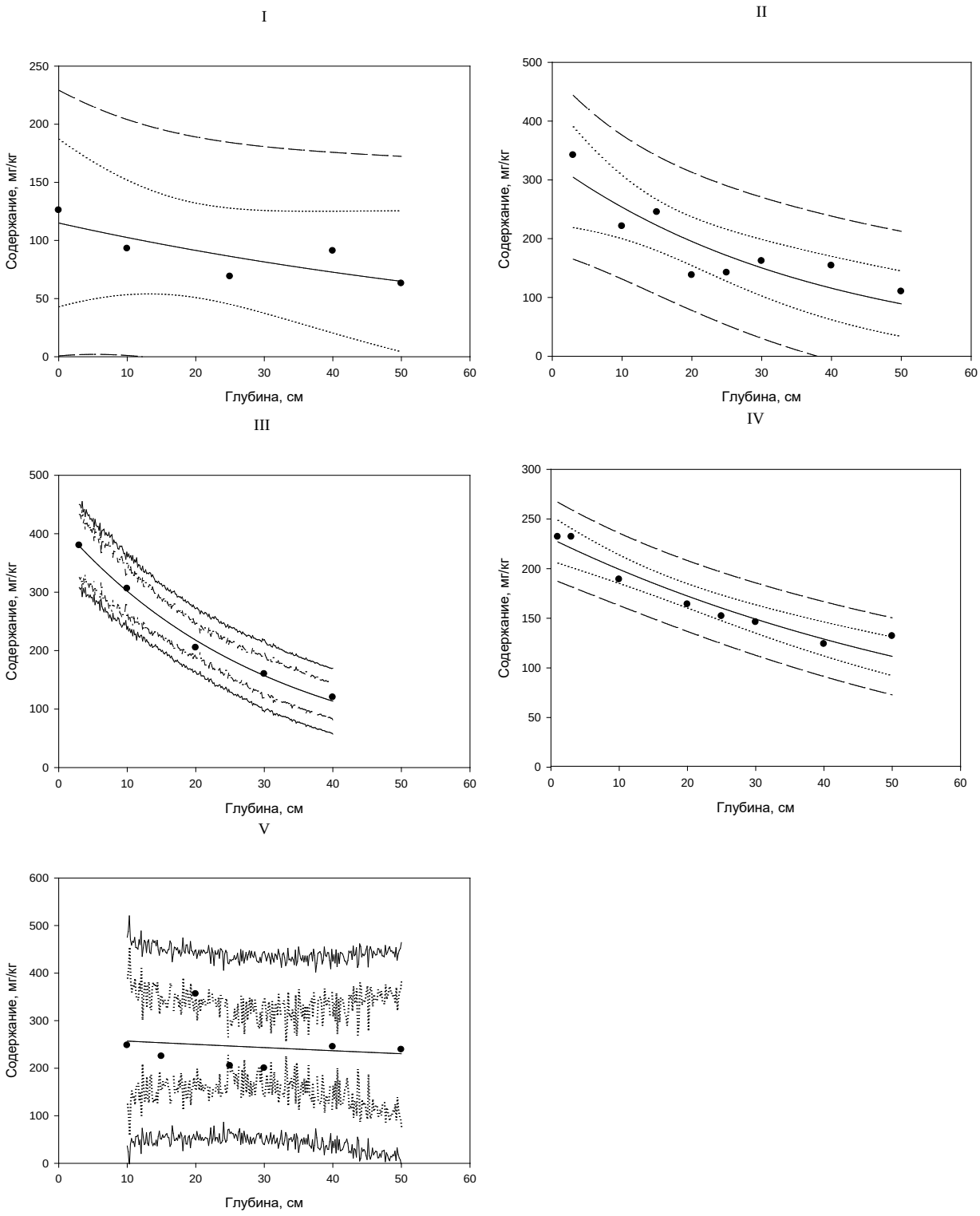



**Рис. 11**. Прогнозирование содержания ТМ в почве лизиметров под различными видами растительности (точки – опыт, линии – модель (3) и доверительные интервалы для средних ---(Confidence band) и для прогнозных величин (Prediction band) при P = 95%. Обозначение: А – Zn, Б – Cu, В – Ni, Г – Pb, Д – Mn. I – Чистый пар, II – Еловое насаждение, III – Широколиственное насаждение, IV – Многолетние травы, V – Залежь.

# ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе работы было установлено, что за прошедшие 49 лет в почвах лизиметров под модельными фитоценозами произошло образование маломощного почвенного профиля, а также формирование горизонта подстилки в лизиметрах с древесными и травянистыми насаждениями. Контрольные площадки под паром не дифференцированы на горизонты.

В почвах лизиметров наблюдается накопление органического углерода и увеличение мощности гумусово-аккумулятивного горизонта.

Определение гранулометрического состава почв лизиметров показало, что содержание физической глины уменьшается с поверхности почв, а содержание физического песка увеличивается, что, вероятно связано с процессами выветривания глинистых минералов.

Было установлено, что в поверхностном слое почв лизиметров произошло повышение значений pH примерно на одну единицу по сравнению с исходным суглинком.

Скорости продуцирования CO2 и величины микробной биомассы, полученные для почв модельных фитоценозов, близки к значениям для естественных лесных, луговых и постагрогенных биоценозов.

Доля микробной биомассы в составе органического углерода почв лизиметров под древесными насаждениями увеличивается в ряду: ель, смешанные насаждения, широколиственные насаждения. Максимальная величина наблюдается в почвах под чистым паром, что объясняется тем, что практически весь органический углерода в этой почве микробного происхождения.

Основное внимание в настоящих исследованиях было посвящено изучению содержания ТМ в почвах лизиметров. Показана взаимосвязь между почвой лизиметров, атмосферными выпадениями и лизиметрическими водами, и их влияние на растения, произрастающие в условиях лизиметров.

Установлено, что максимальное содержание ТМ наблюдается в поверхностном слое почв. Накопление микроэлементов и ТМ в

поверхностном слое почв лизиметров и резкое уменьшение их содержания в нижележащих слоях свидетельствует о значительном поступлении этих элементов с атмосферными выпадениями. Большая часть микроэлементов и ТМ поступает на поверхность почв в форме труднорастворимых соединений. В составе твердой части осадков содержание ТМ значительно превышает их количество в почвах и тем более в исходном суглинке, что приводит к обогащению почв этими элементами.

Также было установлено, что при существующем уровне загрязнения почв не происходит опасного загрязнения почвенно-грунтовых вод ТМ вследствие их низкой растворимости в почвенном растворе и прочной фиксации элементов в почвенном поглощающем комплексе. Содержание ТМ в лизиметрических водах значительно меньше, чем в растворимой части снеговых осадков, что свидетельствует о прочной фиксации ТМ в почвах. Максимальный вынос наблюдается для макроэлементов, таких как кальций, затем магний, натрий и калий. В последние годы отмечено повышение содержания кальция и магния в лизиметрических водах, что, вероятно, связано с загрязнением и внесением $CaCl_2$ в составе противогололедных реагентов в зимнее время.

Показано, что прогнозная оценка содержания тяжелых металлов в почвах по данным анализа снега дает ошибочные (сильно заниженные) результаты вследствие большой вариабельности потоков атмосферных выпадений, отсутствия данных о выпадениях ТМ в летний период и отсутствия учета влияния растительности на распределение и накопление элементов.

С помощью аналитической модели получена пространственно-временная динамика концентрации ТМ в почвах лизиметров при поверхностном загрязнении. Показано, что профильная концентрация соединений ТМ поддается математическому описанию в рамках химической кинетики с точностью, сопоставимой с точностью их экспериментального

определения, что может быть использовано в целях прогнозирования концентрации ТМ и оценки состояния почв в будущем.

## Выводы:

1. Почвообразование на бескарбонатном покровном суглинке за 49 лет под различными модельными фитоценозами привело: к уменьшению кислотности почв на 1 единицу pH по сравнению с исходным суглинком; формированию маломощных гумусовых горизонтов. В почвах под древесной растительностью сформировался горизонт подстилки под елью мощностью 0–3 см, под смешанными и широколиственными насаждениями подстилка разделилась на два подгоризонта. Под многолетними травами горизонт подстилки составил 0-1 см и под залежью 0-2 см. Наибольший запас надземной фитомассы характерен для древесных насаждений. Запас гумуса в почвах в большей степени зависит от доступности органического вещества и в травянистых фитоценозах он близок к запасу под древесными насаждениями.

2. Для поверхностных горизонтов почв отмечено облегчение гранулометрического состава: увеличение фракции песка и снижение содержания фракций грубого ила, крупной и мелкой пыли.

3. Скорость микробного продуцирования $CO_2$ и содержание микробной биомассы максимальны под смешанными насаждениями, затем следуют широколиственные, еловый насаждения, многолетние травы, залежь, а минимальные показатели характерны для почв под чистым паром. Доля С мик в составе органического углерода почв составила для широколиственного насаждения 2.7, смешанного насаждения 1.9, елового насаждения 1.2, залежи 0,9, многолетних трав 1,1, чистого пара 3.3%.

4. Максимальное накопление тяжелых металлов отмечается в подстилке и на глубине 2–15 см. Содержание Zn под древесной растительностью в 18–20 раз больше, чем в исходном суглинке, под

травянистой растительностью – в 14–16 раз, а для почв без растений – в 5 раз. Разница в масштабах накопления тяжелых металлов в почвах под модельными фитоценозами и в почвах без растений определяется биогенным накоплением и привносом за счет оседания пыли.

5. Большая часть ТМ поступает в составе твердой части осадков, содержание ТМ в которых значительно превышает их содержание в почвах, что приводит к обогащению почв этими элементами. Содержание элементов в пыли превышает их количество в исходном суглинке в 100–300 раз для цинка, в 10–70 раз для свинца, 5–40 никеля, в 10–40 раз для стронция. Состав и количество пыли определяют тренды накопления элементов в почвах.

6. Содержание ТМ в лизиметрических водах значительно меньше, чем в растворимой части снеговых осадков, что свидетельствует о прочной фиксации ТМ в почвах. Максимальный вынос наблюдается для макроэлементов, таких как кальций, затем магний, натрий и калий.

7. Содержание ТМ в растениях достигло верхней границы фонового содержания, а для никеля и цинка даже превысило ее. Однако защитные способности растений еще ограничивают поступление избыточного потока ТМ в растение.

8. Прогнозная оценка загрязнения почв по результатам снеговой съемки дает заниженные данные содержания тяжелых металлов в почвах вследствие большой вариабельности потоков атмосферных выпадений, отсутствия данных о выпадениях ТМ в летний период и отсутствия учета влияния растительности на распределение и накопление элементов.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ


1. Агрохимические методы исследования почв / под ред. Соколова А.В. М., 1975. 436 с.
2. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю.В. Алексеев.- Л.: Агропромиздат, 1987.- 142с.
3. Ананьева Н.Д., Полянская Л.М., Сусьян Е.А., Васенкина И.В., Вирт С., Звягинцев Д.Г. Сравнительная оценка микробной биомассы почв, определяемой методами прямого микроскопирования и субстрат-индуцированного дыхания // Микробиология. 2008, том 77. № 3. С. 404-412.
4. Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Рыжова И.М., Бочарникова Е.О., Стольникова Е.В. Углерод микробной биомассы и микробное продуцирование двуокиси углерода дерново-подзолистыми почвами постагрогенных биогеоценозов и коренных ельников южной тайги (Костромская область) // Почвоведение. 2009. № 9. С. 1108-1116.
5. Аржанова В.С., Елпатьевский П.В. Геохимия ландшафтов и техногенез. М.: Наука, 1990. 196 с.
6. Артемов А.В., Выговская Е.Ю., Жукова О.Е. Сравнительный анализ антропогенного загрязнения снежного покрова и гидросферы урбанизированных ландшафтов // Экология и промышленность. 1999. № 4. С. 32-35.
7. Бирюкова М.В., Рыжова И.М., Гунина А.А., Богатырев Л.Г., Погожева Е.А. Оценка уровня стабилизации органического вещества в условиях почвенных лизиметров // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 2014. № 2. С. 9-15.
8. Богоев В.М., Гильманов Т.Г. Численность и биомасса микроорганизмов в почвах некоторых зональных экосистем // Биологические науки. 1982. № 7. С. 80-83.
9. Бордон С.В. Формирование геохиических аномалий в снежном покрове урбанизированных территорий// Літасфера. 1996. № 5. С. 172-177.

10. Братцев, А.П. Организация массовых наблюдений за загрязнением территории в зимнее время / А.П. Братцев //Охрана природы в Коми АССР. Сыктывкар: Коми филиал АН СССР. 1972. С. 81-84.

11. Булыгин Н.Е., Калугин Ю.Г. Фенологические особенности некоторых видов Larix Mill. В Санкт-Петербурге // Растительные ресурсы. 2000. Вып. 3. С. 39-47.

12. Василевич М.И. Формирование химического состава снежного покрова в таежной зоне Европейского северо-востока России. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М.: 2009. 23 с.

13. Василенко, В.Н. Мониторинг загрязнения снежного покрова. / В.Н. Василенко, И.М. Назаров, Ш.Д. Фридман / Л.: Гидрометеоиздат, 1985. 182 с.

14. Ведрова Э.Ф., Шугалей Л.С., Стаканов В.Д. Баланс углерода в естественных и нарушенных южнотаёжных лесах Северной Сибири // География и природные ресурсы. 2002. №4. С. 92 - 99.

15. Ведрова Э.Ф. Динамика легкоминерализуемой фракции органического вещества под лесными культурами / Э.Ф. Ведрова, Л.В. Мухортова // Современные проблемы почвоведения в Сибири: Мат-лы Междун. научн. конф. Томск, Изд-во ТГУ, 2000. С. 296-299.

16. Ведрова Э.Ф., Плешиков Ф.И., Каплунов В.Я. Структура органического вещества северотаежных экосистем Средней Сибири // Лесоведение. 2002. № 6. С. 3-12.

17. Верховец И.А. Почвообразование на покровном суглинке под различными ценозами (лесными, луговыми и сельскохозяйственными). Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. М.: 2005. 26 с.

18. Верховец И.А., Чижикова Н.П., Владыченский А.С. Минералогический состав пылеватых фракций и его изменение под влиянием

разных ценозов в модельных лизиметрах // Почвоведение. 2006. №5. С. 591-602.

19. Ветчинникова Л.В., Кузнецова Т.Ю., Титов А.Ф. Особенности накопления тяжелых металлов в листьях древесных растений на урбанизированных территориях в условиях севера // Труды Карельского научного центра РАН. 2013. № 3. С. 68-73.

20. Винник М.А., Болышев Н.Н. Первые итоги наблюдений в открытом лизиметре // Почвоведение. 1972, №4, С. 114-121.

21. Виноградов А.П. Основные закономерности в распределении микроэлементов между растениями и окружающей средой // Микроэлементы в жизни растений и животных. М.: Наука, 1985. С. 7–20.

22. Владыченский А.С., Телеснина В.М., Чалая Т.А. Влияние поступления растительного опада на биологическую активность почв южной тайги. Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, № 1. 2012. С. 3- 10

23. Владыченский А.С., Ульянова Т.Ю., Золотарев Г.В. Некоторые показатели биологического круговорота в модельных растительных сообществах почвенных лизиметров // Вестник Московского университета. Серия17. Почвоведение, 2000. №3. С. 20-27.

24. Водяницкий Ю.Н. Формулы оценки суммарного загрязнения почв тяжелыми металлами и металлоидами //Почвоведение. 2010. № 10. С. 1276-1280.

25. Водяницкий Ю.Н., Ладонин Д.В., Савичев А.Т. /Загрязнение почв тяжелыми металлами М., 2012. 314 с.

26. Водяницкий Ю.Н., Плеханова И.О. Биогеохимия тяжелых металлов в загрязненных переувлажненных почвах (аналитический обзор) // Почвоведение. 2014. № 3. С. 273-282.

27. Воронцова А.В. Геохимия снегового покрова в условиях городской среды / А.В. Воронцова, Е.М. Нестеров // Известия Российского

государственного педагогического университета им. А. И. Герцена. Серия Естественные и точные науки. - СПб. 2012. № 147. С. 125-132.

28. Временные методические рекомендации по контролю загрязнения почв, 1994.

29. Гавриленко Е.Г., Сусьян Е.А., Ананьева Н.Д., Макаров О.А. Пространственное варьирование содержания углерода микробной биомассы и микробного дыхания почв южного Подмосковья // Почвоведение. 2011. № 10. С.1231-1244.

30. Геммерлинг В.В. О водном режиме подзолистых почв на основании данных лизиметрических исследований. // Тр. моек, опытн. с-х станции, 1922.

31. Герасимова Л.В., Первова Н.Е., Рыжова И.М. Миграция элементов в модельных биогеоценозах с различной растительностью на ранних стадиях почвообразования // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 1987. № 1. С.24-28

32. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В, Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.

33. Гиниятуллин Р.Х. Накопление металлов древесными растениями в условиях промышленного загрязнения // Дендроэкология: техногенез и вопросы лесовосстановления. Уфа: Гилем, 1996. С. 58-64.

34. ГН 2.1.7.020-94 «Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) тяжелых металлов и мышьяка в почвах».

35. ГН 2.1.7.2041-06 «Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве».

36. Голов В.И., Тимофеева Я.О. Возможности самоочищения почв от избытка тяжелых металлов с помощью железо-марганцевых конкреций. // Вестник ТГЭУ. 2005. №. 3. С. 100-112.

37. Голубев Б.А. Лизиметрические методы исследования в почвоведении и агрохимии. М.: Наука, 1967. 110 с.

38. Гришина Л.А. Гумусообразование и гумусное состояние почв / Л.А. Гришина. Изд-во Моск. ун-та. - 1986. 244 с.

39. Дабахов М.В., Дабахова Е. В., Титова В.И. Экотоксикология и проблемы нормирования // Нижегородская государственная с/х академия. Изд-во ВВАГС, Нижний Новгород: 2005. 165 с.

40. Дворецкий Л.М. Практическое пособие по вариационной статистике / М.Л.Дворецкий. – Йошкар-Ола: Поволжский ЛТИ, 1961.–99 с.

41. Добровольский В. В. Основы биогеохимии. ─ М.: 2003. 395 с.

42. Добровольский В.В. Роль гуминовых кислот в формировании миграционных массопотоков тяжелых металлов // Почвоведение. 2004. №1. С. 32-39

43. Добровольская Т.Г., Лысак Л.В., Звягинцев Д.Г. Почвы и микробное разнообразие // Почвоведение. 1996. № 6. С. 699-704.

44. Евдокимова М.В., Макрокинетические основы экологического нормирования качества почв, загрязненных тяжелыми металлами. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М.: 2011. 24 с.

45. Елпатьевский П.В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных геосистемах. – М.: Наука, 1993. 253 с.

46. Елпатьевский П.В. Химический состав снеговых вод и его изменение техногенными факторами // Геохимия зоны гипергенеза и техногенная деятельность человека. − Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1979. С. 48-56.

47. Зарина Л.М. Геоэкологические особенности распределения тяжелых металлов в снежном покрове Санкт-Петербургского региона. Автореферат диссертации канд. геогр. наук. СПб, 2009. 18 с.

48. Золотарев Г. В. Некоторые параметры биологического круговорота в модельных экосистемах почвенных лизиметров. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М.: 2006. 27 с.

49. Иващенко К.В., Ананьева Н.Д., Васенев В.И., Кудеяров В.Н., Валентини Р. Биомасса и дыхательная активность почвенных микроорганизмов в антропогенно-измененных экосистемах (Московская область) // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1077-1088.

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

51. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение / В.Б. Ильин.- Новосибирск: Наука, 1991.151с.

52. Ильин В.Б., Степанова М.Д. Относительные показатели загрязнения в системе почва - растение // Почвоведение. 1979. №11. С. 61-67.

53. Ильин В.В. Тяжелые металлы в почвах Западной Сибири // Почвоведение. 1987. №11. С.87-94

54. Инженерные системы, № 3 (61) 2009 г. http://www.es-ufa.ru

55. Кабата-Пендиас, Пендиас. Микроэлементы в почвах растений. М.: Мир, 1989. 439 с.

56. Кадеяров В. Н., Курганова И.Н. Дыхание почв России: анализ базы данных, многолетний мониторинг, общие оценки // Почвоведение. 2005. № 9. С. 1112-1121.

57. Кирюшин В.И. Концепция оптимизации режима органического вещества почв в агроландшафтах. / В.И. Кирюшин, Н.Ф. Ганжара, И.С. Кауричев, Д.С. Орлов, А.А. Титлянова, А.Д. Фокин // М.: Изд-во МСХА, 1993. 99 с.

58. Ковда В.А., Золотарева Б.И., Скрипниченко И.И. О биологической реакции растений на тяжелые металлы в среде // Докл. АН СССР. 1979. Вып. 247. № 3. С. 766–768.

59. Кожевникова Н.К., Болдескул А.Г., Шамов В.В., Гарцман Б.И., Губарева Т.С. Особенности формирования химического состава природных вод в горных лесных бассейнах // Чтения памяти В.Я. Леванидова. Выпуск № 6. 2014.

60. Копцик Г.Н., Лукина Н.В., Смирнова И.Е. Влияние атмосферного промышленного загрязнения на состояние почвенных растворов подзолов // Почвоведение. 2007. № 2. С. 223-234.

61. Корельская Т.А., Попова Л. Ф., Тяжелые металлы в почвенно-растительном покрове селитебного ландшафта города Архангельска // Арктика и Север. 2012. № 7. С. 1-17.

62. Корчагина К.В. Оценка загрязнения городских почв тяжелыми металлами с учетом профильного распределения их объемных концентраций. Диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М.: 2014. 145 с.

63. Коршиков И.И. Адаптация растений к условиям техногенно-загрязненной среды. Киев: Наукова думка, 1996. 239 с.

64. Ладонин Д. В., Пляскина О.В. Фракционный состав соединений меди, цинка, свинца и кадмия в некоторых типах почв при полиэлементном загрязнении // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 2003. №1, С. 8-16.

65. Ларина Г.Е., Обухов А.И., Загрязнение тяжелых металлами почв газонов Ленинского района города Москвы // Почвоведение. 1996. № 11. С. 1404-1408.

66. Лепнева О.М., Обухов А.И., Тяжелые металлы в почвах и растениях территории Московского государственного университета // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 1897. №1. С. 36-42.

67. Лизиметрические исследования почв. I Всероссийская конференция. Тезисы докладов. М. МГУ им. М.В. Ломоносова 1998. 263 с.

68. Лобутев А.П., Герасимова Л.В. Сток из лизиметров с различной растительностью (1970-1976) // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 1980. № 1. С. 20-29.

69. Малинина М.С., Даис Махер Али, Болышева Т.Н. Влияние растений и микробной активности на содержание металлов в почвенных

растворах дерново-подзолистой почвы в условиях модельного эксперимента // Почвоведение. 2011. № 3. С. 336-345.

70. Мартыненко И.А., Прокофьева Т.В., Строганова М.Н. Состав и строение почвенного покрова лесных, лесопарковых и парковых территорий г. Москвы // Лесные экосистемы и урбанизация. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 69-90.

71. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории городов химическими элементами. - М: ИМГРЭ, 1982. 112с.

72. Методические рекомендации по определению степени загрязнения городских почв и грунтов и проведению инвентаризации территорий, требующих рекультивации. - М.: ИМГРЭ, 2004. 48 с.

73. Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов металлами по их содержанию в снежном покрове. М.: 1990.

74. Неверова О.А., Ягодкина Е.А. Устойчивость древесных растений в условиях городской среды. Материалы V международной научно-практической конференции урбоэкосистемы: проблемы и перспективы развития. Ишим, 2010. С. 102-103.

75. Нестеров Е.М., Зарина Л.М., Пискунова М.А. Мониторинг поведения тяжелых металлов в снежном и почвенном покровах центральной части Санкт-Петербурга // Вестник № 1 Московского государственного областного университета. Серия «Естественные науки», 2009. С. 27-34.

76. Нестерова А.Н. Действие тяжелых металлов на корни растений: Поступление свинца, кадмия и цинка в корни, локализация металлов и механизмы устойчивости растений / А.Н. Нестерова // Биологические науки. 1989. № 9. С. 72-86.

77. Нецветаева О.Н. Химический состав снежного покрова в заповедниках Прибайкалья // География и природные ресурсы. 1993. № 1. С. 66-71.

78. Никитина М.В. Эколого-химическая оценка загрязнения тяжелыми металлами основных урболандшафтов Архангельска. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата химических наук. Архангельск: 2011. 22 с.

79. Никифоров М.В. Исследование распространения радиоактивных элементов методом самолетных снегосъемок // Метеорология и гидрология. 1980. № 1. С. 40-45.

80. Новиков Ю.В. Загрязнение - враг живого. - М.: Моск. рабочий, 1975. 43 с.

81. Обухов А.И., Кутукова Ю.Д. Состояние почв детских садов (на примере Ленинского района Москвы) // Экологические исследования в Москве и Московской области. – М.: Изд-во МГУ, 1990. С. 212-241.

82. Обухов А.И., Лепнева О.М. Биогеохимия тяжелых металлов в городской среде // Почвоведение.1996. № 5. С. 65-73.

83. Обухов А.И., Лепнева О.М. Поступление загрязняющих веществ в снежный покров и почвы городских газонов // Вестник Московского университета. Серия.17. Почвоведение, 1988. №3. С. 36-43.

84. Обухов А.И., Плеханова И.О. Атомно-абсорбционный анализ в почвенно-биологических исследованиях. М.: Изд-во МГУ, 1991. 184с.

85. Обухов А.И., Плеханова И.О., Кутукова Ю.Д., Афонина Е.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях г. Москвы // Материалы научно-практической конференции «Экологические исследования в Москве и Московской области». М. 1990. С. 148-161.

86. Обухов А.И., Попова А.А. Баланс тяжелых металлов в агроценозах дерново-подзолистых почв и проблемы мониторинга // Почвоведение. 1992. № 3. С.31-39.

87. Парибок Т.А., Леина Г.Д., Сазыкина Н.А., Топорский В.Н., Николаева Т.И., Дьякова Т.Б. Накопление свинца в городских растениях // Ботан. журн. 1981. Т. 66, № 11. С. 1646–1654.

88. Первова Н.Е., Егоров Ю.В. Изучение миграции природных вод на модельных лизиметрах // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 2012. № 1. С.24-28.

89. Первова Н.Е., Золотарев Г.В. О некоторых итогах исследований на модельных лизиметрах почвенного стационара МГУ // Всероссийский журнал научных публикаций «Наука о земле», 2012. № 4(14). С. 12-15.

90. Плеханова И.О. Содержание тяжелых металлов в почвах парков г. Москвы // Почвоведение. 2000. № 6. С. 754-759.

91. Плеханова И.О., Манагадзе Н. Г., Васильевская В.Д. Формирование микроэлементного состава почв в лизиметрах стационара факультета почвоведения московского университета // Почвоведение. 2003. №4. С.409-417.

92. Пляскина О.В. К вопросу о прочности связи некоторых тяжёлых металлов с почвенными компонентами в гранулометрических фракциях разных типов почв Доклады 3-й Международной конференции «Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде». Семипалатинск, 2004, том 1, С. 440-447.

93. Пляскина О.В. Особенности загрязнения ТМ городских почв юго-восточного административного округа г. Москвы. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М.: 2007. 24 с.

94. Пляскина О.В., Ладонин Д.В. Особенности распределения по формам соединений Cu, Zn, Cd, Pb в гранулометрических фракциях некоторых типов техногенно загрязненных почв. - Международная научная конференция «Современные проблемы загрязнения почв». М.: МГУ, 2004.

95. Пляскина О.В., Ладонин Д.В. Соединения тяжёлых металлов в гранулометрических фракциях некоторых типов почв. Вестник Московского университета. Серия 17. № 4. 2005.

96. Полянская Л.М., Гейдебрехт В. В., Степанов А. Л., Звягинцев Д. Г. Распределение численности и биомассы микроорганизмов по профилям зональных типов почв // Почвоведение. 1996. № 3. С. 322-328.

97. Полянская Л.М., Головченко А.В., Звягинцев Д.Г. Микробная биомасса в почвах//Доклады АН РАН. 1995в. Т.344. № 6. С.846-848

98. Попова Л. Ф. Комплексная эколого-химическая и нормирование качества почвенно-растительного покрова городских экосистем. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук Петрозаводск: 2015. 35 с.

99. Попова О.В., Федорова А.И. Индикация дальности и интенсивности влияния Новолипецкого металлургического комбината на прилегающую территорию (по реакциям клена платанолистного) // Вестник ВГУ. Серия: Химия. Фармация. 2005. № 1. с. 135-142.

100. Пристова Т.А., Забоева И.В. Химический состав атмосферных осадков и лизиметрических вод подзола иллювиально-железистого подхвойно-лиственными насаждениями (Республика Коми) // Почвоведение. 2007. № 12. С. 1472-1481

101. Прохорова Н.В., Матвеев Н.М. Тяжелые металлы почвах и растениях в условиях техногенеза // Вестник СамГУ. 1996. С. 125 - 147.

102. Пузаченко Ю.Г., Козлов Д.Н., Сиунова Е. В., Санковский А.Г. Оценка запасов органического вещества в почвах мира. http//www.naukaran/.ru.

103. Пчелинцев, В.П. Пространственная изменчивость загрязнения воздушного бассейна г. Сыктывкара по дынным о химическом составе снега / В.П. Пчелинцев // Влияние деятельности человека на природную среду Коми АССР. — Сыктывкар, 1982. С. 103-114.

104. Роде А.А. Водный режим почв богарной зоны Узбекистана. Труды Почвенного института им. В. В. Докучаева. - М.: 1947, т. 25. С. 94-130.

105. Руш Е. А. Экологический мониторинг: методы многомерного статистического анализа оценки и контроля качества объектов окружающей

среды Приангарья / Е. А. Руш, А.Ю. Давыденко // Инженерная экология. 2006. № 3. С. 3- 25.

106. Савельев Д. В. Почвообразование в модельных экосистемах почвенных лизиметров. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М.: 2001. 24 с.

107. Савельев Д. В., Владыченский А.С. Гумусное состояние почв модельных экосистем почвенных лизиметров // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 2001. № 1. С. 3-7.

108. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. М: Недра, 1990. 335 с.

109. Скарлыгина-Уфимцева М.Д. Системно-иерархический анализ микроэлементного состава фитобиоты ландшафтов / Скарлыгина-Уфимцева М.Д.// Тр. Биогеохим. лаб. АН СССР. Т. 22: Проблемы геохимической экологии. − М., 1991. − С. 120–134.

110. Смирнов А.П. Всероссийская научная конференция «Лизиметрические исследования в агрохимии, почвоведении и мелиорации» // Агрохимия. 2005. № 5. С. 90-92.

111. Снакин В.В., Присяжная А.А., Рухович О.В. Состав жидкой фазы почв. М.,1997. 325 с.

112. Сорокин Н.Д. Микрофлора таежных почв Средней Сибири. Новосибирск: Наука. Сиб. Отд-ние,1981. 141 с.

113. Степанов А.Л., Лысак Л.В. Методы газовой хроматографии в почвенной микробиологии: Учебно-метод. пособие / М.: МАКС Пресс. 2002. 86 с.

114. Судницын И. И. Движение почвенной влаги и водопотребление растений. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1979.

115. Суслов В.М., Максимович Н.Г., Иванов В.Н. Воздействие на окружающую среду кратковременных выбросов большой мощности // Учебное пособие. Пермь: 2005.

116. Сусьян Е. А., Ананьева Н. Д., Гавриленко Е. Г., Чернова О. В., Бобровский М. В. Углерод микробной биомассы в профиле лесных почв южной тайги // Почвоведение. 2009. № 10. С. 1233-1240.

117. Телеснина В.М., Ваганов И.Е., Климович Е.Ю., Чалая Т.А., Некоторые особенности биологического круговорота в постагрогенных экосистемах южной тайги и их влияние на химические свойства и биологическую активность почв // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 2013. № 2. С. 43-51.

118. Титов А.Ф., Талайнова В.В. и др. Устойчивость растений к тяжелым металлам /А.Ф. Титов, В.В. Таланова, Н.М. Казнина, Г.Ф. Лайдинен // Институт биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 172 с.

119. Торлопова Н.В., Робакидзе Е.А., Бобкова К.С. Химический состав почв и почвенных вод коренных лесов Средней тайги. Функциональная роль лесных почв в круговороте веществ в биосфере // Продуктивность и устойчивость лесных почв: Материалы III Международ. конф. 2009 г. С. 179-182.

120. Трофименко Ю.В. Экология. Транспортное сооружение и окружающая среда: учебное пособие для студ. высш. учеб. заведений / Ю.В. Трофименко, Г.И. Евгеньев: под ред. Ю.В. Трофименко. – М.: Издательский центр «Академия», 2006. 400 с.

121. Трофимов С. Я., Караванова Е. И. «Жидкая фаза почв». М.: 2009.

122. Трофимов С.Я., Седов С.Н. Функционирование почв в биогеоценозах: подходы к описанию и анализу // Почвоведение. 1997. № 6. С. 770-778.

123. Трофимова А.А. Исследования содержания и динамики ТМ в системе «Снег-Почва» / А. А. Трофимова, В. Ф. Торосян // Современное состояние и проблемы естественных наук: сборник трудов Всероссийской научно-практической конференции молодых ученых, аспирантов и студентов, г. Юрга. Томск : Изд-во ТПУ, 2014. С. 195-198.

124. Умарова А.Б. Преимущественные потоки влаги в почвах: закономерности формирования и значение в функционировании почв. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. М.: 2008. 54 с.

125. Умарова А.Б., Иванова Т.В., Кирдяшкин П.И. Гравитационный поток влаги и его роль в эволюции почв: прямые лизиметрические исследования // Вестник ОГУ, № 6/июнь 2006. Т. 2. С. 102-109.

126. Умарова А.Б., Шеин Е.В., Архангельская Т.А. Особенности формирования элементов водного режима дерново-подзолистых почв в годовой, сезонной и суточной динамике // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение, 2002. № 3. С. 22-30.

127. Умер М.И. Пространственная дифференциация микробиологических показателей и процессов корневого поглощения на агрегатном уровне почв. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М.: 2013. 23 с.

128. Уфимцева М.Д., Терехина Н.В. Фитоиндикация экологического состояния урбоэкосистем. СПб.: Наука, 2005. - 339 с.

129. Фасхутдинов М.Г. Формирование и динамика геохимических полей тяжелых металлов в условиях крупного промышленного центра. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата географических наук. Ярославль: 2004. 24 с.

130. Хазиев Ф.Х., Багаутдинов Ф.Я., Сахабутдинова А.З. Экотоксиканты в почвах Башкортостана. Уфа: Гилем, 2000. 62 с.

131. Чалая Т.А. Запасы углерода в почвах и растительности постагрогенных ландшафтов южной тайги. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М.: 2012. 24 с.

132. Чижикова Н.П., Верховец И.А., Владыченский А.С. Поведение компонентов илистых фракций в модельных экосистемах почвенных лизиметров // Почвоведение. 2006. № 9. С. 1088-1097.

133. Чимитдоржиева Э.О., Давыдова Т.В., Цыбенов Ю.Б. С-биомассы целинных черноземов и каштановых почв Забайкалья // Современные проблемы науки и образования. 2013. №6. 16 с.

134. Шеин Е.В. Гранулометрический состав почв: проблемы методов исследования, интерпретации результатов и классификаций // Почвоведение. 2009. № 3. С. 309-317.

135. Шишов Л.Л., Муромцев Н.А., Большаков В.А., Орлова Л.П. М., 2000. 230 с.

136. Щепащенко Д.Г., Мухортова Л.В., и др. Запасы органического углерода в почвах России // Почвоведение. 2013. № 2. С. 123-132.

137. Anderson J.P.I., Domsh K.H.A. Phisiological method for the quantive measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem. 1978. V. 10. №3. P. 215-221.

138. Andrews S.S., Carroll C.R. Designing a soil quality assesment tool for sustainable agroecosystem management // Ecological Applications. 2001.V. 11. P.1573-1585.

139. Cataldo C.A., Garland T.R.,Wildung R.E. Cadmium uptake kinetics in intact soybean plants // Plant Physiol. 1983. V. 73. P. 844–848.

140. Costa G., Morel J.L. Cadmium uptake by Lupinus albus (L.): cadmium excretion, a possible mechanism of cadmium tolerance // J. Plant Nutr. 1993. V. 16. P. 1921–1929.

141. Costa G., Morel J.L. Efficiency of H+ -ATPase activity cadmium uptake by four cultivars lettuce // J. Plant Nutr. 1994. V. 17. P. 627–637.

142. Culter J.M., Rains D.W. Characterization of cadmium uptake by plant tissue // Plant Physiol. 1974. V. 54, № 1. P. 67–71.

143. Godbold D.L. Cadmium uptake in Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) seedlings // Tree Physiol. 1991. № 9. P. 349–357.

144. Hall J.L., Williams L.E. Transition metal transporters in plants // J. Exp. Bot. 2003. V. 54, N 393. P. 22601–2613.

145. Hargreaves P.R., Brrookes P.S., Ross G.J.S., Poulton P.R. Evaluating soil microbial biomass carbon as an indicator of long-term environmental change // Soil Biol. Biochem. 2003. V. 35. P. 401-407.

146. Hart J.J., Welch R.M., Norvell W.A., Sullivan L.A., Kochian L.V. Characterization of cadmium binding, uptake and translocation in intact seedlings of bread and durum wheat cultivars // Plant Physiol. 1998 V. 116. P. 1413–1420.

147. Hovmand M.F., Tjell J.C., Mosbaek H. Plant uptake of airborne cadmium // Environ. Pollut. Ser. A. 1983. V. 30. P. 27–32.

148. Khillare P.S., Balahandran S., Meena B.R. Spatial and temporal variation of heavy metals in atmospheric aerosol of Delfi. Environ. Monit. Asses., 90 (1-3), 2004, p. 1-21.

149. Lisitzn, A.P. Sea-ice and iceberg sedimentation in the World Ocean. Recent and Past / A.P. Lisitzn. Berlin: Springer-Verlag, 2002. - 563 p.

150. Nogueira et al., 2006.

151. Powlson DS, Jenkinson DS (1981) A comparison of the organic matter, adenosine triphosphate, and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils. J Agric Sci 97:713-721

152. Powlson D.S., Jenkinson D.S. The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. Gamma irradiation, autoclaving, air-drying and fumigation // Soil Biol. Biochem. 1976. V. 8. P. 179–188

153. Rauser W.E. Structure and function of metal chelators produced by plants // Cell Biochem. Biophys. 1999. V. 31. P. 19–48.

154. Reimann, C. Regional variation of snow pack chemistry in the vicinity of Nikel and Zapoljarnij, Russia, northern Finland and Norway / C. Reimann [et al.] // The Science of the Total Environment. - 1996. - Vol. 182. - P. 147-158.

155. Sanita di Toppi L., Gabbrielli R. Response to cadmium in higher plants. Environ. Exp. Bot.1999; 41:105–130.

156. Shaneen N., Munir H Shah, Jaffar M. A study of airborn selected metals and particlesize distributionin relation to climatic variablesand their source identification/ Water, Air and Soil Pollut., 164, 2005, p. 275-294.

157. Shparyk, Parpan, 2004. Shparyk YS, Parpan VI (2004) Heavy metal pollution and forest health in the Ukrainian Carpathians. Environ Pollut 130:55–63.

158. Siedlecka,1995, Siedlecka A., Baszynski T. Inhibition of electron flow around photosystem I in chloroplasts of Cd-treated maize plants is due to Cd-induced iron deficiency // Physiol. Plant. 1993. V. 87. P. 199–202.

159. Singh S., Kumar M. Heavy metal load of soil, water, and vegetables in periurban Delhi // Environ. Monit. And Assess. – 2006. – V. 120. - № 1-3. P. 79-91.

160. Tranter, M. The impact of a single black snowfall on stream water chemistry in the Scottish Highlands / M. Tranter [et al.] // Nature. - 1988. - Vol. 332. P. 826- 829.

161. Walker, T.R. Anthropogenic metal enrichment of snow and soil in north-eastern European Russia / T.R. Walker [et al.] // Environmental Pollution. - 2003. — Vol.121. P. 11-21.

162. Wang M., Markert B., Shen W., Peng C., Ouyang Z. Microbiol biomass carbon and enzyme activities of urban soils in Beijing // Environm. Sci. Pollut. Res. 2011. V. 18. №6. P. 958-967.

163. Witter E. Soil C balance in a long-term field experiment in relation to the size of the microbial biomass // Soil Biol. Biochem. -1996. - 23, №3. P. 33-37.

**Приложение 1**

| № п/п | Показатели | Zn | Cu | Ni | Pb | Mn |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Чистый пар | | | | | | |
| 1 | $R^2$ | 0,7548 | 0,0127 | 0,4610 | 0,1181 | 0,6545 |
| 2 | Q | 25,6985 | 1,0408 | 0,8682 | 1,6040 | 20,6280 |
| 3 | P | 1 | <0,0001 | <0,0001 | 1 | <0,0001 |
| 4 | Тест Колмогорова-Смирнова | 0,4500 | 0,3357 | 0,9844 | 0,2759 | 0,9945 |
| Еловое насаждение | | | | | | |
| 5 | $R^2$ | 0,8407 | 0,5931 | 0,0095 | 0,5517 | 0,7746 |
| 6 | Q | 44,4856 | 4,9555 | 1,4092 | 4,5391 | 42,7683 |
| 7 | P | <0,0001 | <0,0001 | 1 | <0,0001 | <0,0001 |
| 8 | Тест Колмогорова-Смирнова | 0,0461 | 0,7160 | 0,5872 | 0,8147 | 0,6250 |
| Широколиственные насаждения | | | | | | |
| 9 | $R^2$ | 0,9141 | 0,8394 | 0,6889 | 0,8789 | 0,9949 |
| 10 | Q | 44,9389 | 2,8557 | 1,8507 | 5,6458 | 10,7968 |
| 11 | P | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | 1 |
| 12 | Тест Колмогорова-Смирнова | 0,6485+ | 0,8228+ | 0,9793+ | 0,9806+ | 0,4796+ |
| Многолетние травы | | | | | | |
| 13 | $R^2$ | 0,7261 | 0,7920 | 0,5002 | 0,6905 | 0,9320 |
| 14 | Q | 31,3496 | 2,4591 | 0,9500 | 5,2643 | 13,0538 |
| 15 | P | 1 | <0,0001 | <0,0001 | <0,0001 | 1 |
| 16 | Тест Колмогорова-Смирнова | 0,9597+ | 0,6904+ | 0,6904+ | 0,8070+ | 0,7004+ |
| Залежь | | | | | | |
| 17 | $R^2$ | 0,8414 | 0,8171 | 0,2079 | 0,8909 | 0,0316 |
| 18 | Q | 31,2424 | 0,7649 | 0,5804 | 1.5489 | 62,9905 |
| 19 | P | <0,0001 | <0,0001 | 1 | <0,0001 | 1 |
| 20 | Тест Колмогорова-Смирнова | 0,5416+ | 0,9475+ | 0,9391+ | 0,9997+ | 0,5158+ |

$R^2$ – Коэффициент линейной корреляции, Q – стандартная ошибка оценки, P – вероятность ошибочного суждения (по коэффициентам стандартной ошибки), Df – число (количество) степеней свободы, SS – сумма квадратов отклонения, MS – дисперсия, F – критерий расчет (Определение статистической значимости критерия), P - уровень статистической значимости (по дисперсионному анализу).