Министерство образования и науки РФ
Федеральное государственное бюджетное образовательное
учреждение высшего образования
«Брянский государственный университет имени академика
И. Г. Петровского»

На правах рукописи

Брылова Анастасия Андреевна

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА АККУМУЛЯЦИИ ПОЛЛЮТАНТОВ КОМПОНЕНТАМИ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ (НА ПРИМЕРЕ БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ)

03.02.08 – Экология (биология)

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
доктор сельскохозяйственных наук, доцент
Л.Н. Анищенко

Брянск - 2018

Содержание

Стр.

Общая характеристика работы …… 4-9

1 Аналитический обзор литературы……... 10

1.1 Роль лесных экосистем в миграции загрязнителей при радиоактивном загрязнении……. 10-14

1.2 Миграция радионуклидов в системе почва – растение…….. 15-24

1.3 Аккумуляция тяжелых металлов макромицетами…….. 24-27

2 Природные условия района исследований…… 28

2.1 Характеристика лесорастительных условий в Брянской области. 28-33

2.2. Радиоактивное загрязнение территории Брянской области…….. 33-41

3 Материалы, методы, методики исследований…… 42

3.1 Изучение высших древесных растений по лесоводственно-таксационным показателям на пробных площадках……... 43-44

3.2 Оценка уровня радиационного фона…… 45-46

3.3 Определение активности гамма-излучающих радионуклидов в пробах…… 46-48

3.4 Описание определения рекреационной и техногенной нагрузок на лесные экосистемы……. 48-56

3.5 Санитарное и лесопатологическое состояние насаждений…… 56-58

3.6 Исследование содержания металлов на спектроскане МАКС…... 58-60

3.7 Определение стабильности развития Betula pendula по показателям флуктуирующей асимметрии листовых пластинок... 60-63

3.8 Характеристика местообитаний и пробных площадок при отборе проб растительного материала……... 63-71

4 Результаты исследований……. 72

4.1 Роль живого напочвенного покрова лесных экосистем в накоплении и поглощении элементов группы тяжелых металлов….. 72-77

4.2 Накопление радионуклидов в фитомассе лесных экосистем……. 77-93

4. 3 Расчет величины интегрального показателя стабильности развития березы повислой (*Betula pendula*Roth.)……. 93-106
4.4 Оценка удельной активности ^{137}Cs и естественных радионуклидов в листьях березы повислой…….. 106-107
4.5 Роль грибов в миграции радионуклидов в лесных экосистемах… 107-141
4.6 Особенности накопления высшими грибами тяжёлых металлов…… 141-157
Выводы……. 158-159
Практические рекомендации…….. 160
Список используемой литературы……. 161-192
Приложения…….. 193-201

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность темы. Общеизвестным является тот факт, что среди живых организмов, населяющих природные экосистемы суши, способностью к активной биоаккумуляции элементов группы тяжёлых металлов (ТМ) и радионуклидов обладают макромицеты, мохообразные и сосудистые растения, благодаря чему они могут активно вовлекать названные токсиканты в биогеохимические циклы [Глазун, 1998; Щеглов, 2002; Kalac, 2010; Garcia, Alonso, Melgar, 2013]. Величина накопления загрязнителей во многом определяется биологическими особенностями представителей отдельных видов.

Катастрофа на Чернобыльской АЭС привела к радиоактивному загрязнению больших лесных территорий Украины, Беларуси, РФ, в том числе и Брянской области – около 11 тыс. км^2 [Чернобыльская катастрофа …, 1995; Лес. Человек. Чернобыль…,2005; Природные ресурсы и окружающая среда …, 2007]. Спустя 31 год после катастрофы на ЧАЭС, техногенные радионуклиды продолжают активно аккумулироваться в растительном компоненте, о чем свидетельствует радиологический мониторинг в России и других странах СНГ [Краснов, 1996; Цветнова, 1996; Лес. Человек. Чернобыль…,2005; Сковородникова, 2008; Борздыко, 2009; Любимов, 2010; Булохов, 2011].

По накопительной способности ^{137}Cs грибы значительно превосходят все другие компоненты лесного биогеоценоза, являясь абсолютными концентраторами ^{137}Cs в биогеоценозе, а с учетом того, что запасы биомассы мицелия составляют около 200 г/м^2, очевидна значимость роли макромицетов в биохимической миграции этого радионуклида.

Особый интерес к макромицетам, живому напочвенному покрову лесных экосистем – мохообразным в прикладной экологии проявляется потому, что они являются концентраторами ТМ и радионуклидов, и могут быть использованы в качестве биоиндикаторов загрязнения внешней среды [Щеглов, 2000]. Также для разработки рекомендаций по ведению лесного

хозяйства и использованию лесной продукции на радиоактивно загрязненных территориях необходимо изучение динамики накопления и распределения радионуклидов в древостоях. Основным дозообразующим радионуклидом в настоящее время является ^{137}Cs, и его содержание является лимитирующим фактором при сертификации лесной продукции. Несмотря на то, что многие вопросы поведения радионуклидов в лесных экосистемах довольно широко изучены за прошедшие 30 лет после аварии на ЧАЭС, данные разных авторов весьма противоречивы. Отмечается зависимость распределения ^{137}Cs в древостоях от сезона года, лесорастительных условий, возраста и физиологической активности деревьев. В связи с этим изучение миграции ^{137}Cs в лесных фитоценозах весьма актуально. Долгосрочные наблюдения за состоянием окружающей природной среды позволят не только оценить, но и спрогнозировать дальнейшие последствия радиоактивного загрязнения грибной компоненты природных экосистем, разработать научные основы их устойчивого и безопасного использования и охраны в условиях Юго-Западного Нечерноземья РФ.

Федеральная целевая программа «Преодоление последствий радиационных аварий на период до 2020 года» предполагает информированность населения по вопросам безопасного проживания на радиоактивно загрязненных территориях.

Цель и задачи исследования. Цель исследования – провести оценку роли древостоя, компонентов живого напочвенного покрова в миграционных процессах загрязнителей – тяжёлых металлов и радионуклидов – в лесных сообществах на территориях сочетанного радиационно-химического загрязнения (Брянская область, Нечерноземье РФ).

Для достижения этой цели решались следующие задачи:

1. Исследовать накопительные особенности базидиом макромицетов по отношению к тяжелым металлам и радионуклидам на основе коэффициентов накопления и перехода, выявить перспективные биоиндикаторы и их информативные показатели.

2. Проанализировать динамику содержания тяжёлых металлов и радионуклидов в побеговых частях древесных видов в условиях радиационного и химического загрязнения.

3. Провести оценку радионуклидного загрязнения лесных экосистем.

4. Установить возможности биоиндикации радиоэкологического состояния лесных местообитаний.

Научная новизна и теоретическая значимость работы заключается в том, что:

1. Проведен комплексный анализ накопительных возможностей макромицетов в целях биомониторинга с выделением перспективных биоиндикаторов для диагностики общего состояния среды, групп видов, различных по чувствительности к содержанию загрязнителей в лесных экосистемах.

2. Оценено содержание радионуклидов в элементах побегов древостоя лесных сообществ и его динамика.

3. По отношению к элементам группы тяжелых металлов дана оценка накопительным возможностям живого напочвенного покрова и оценена роль мохообразных и опада в миграциях загрязнителей.

4. Выявлены возможности биоиндикации для диагностики общего радиоэкологического состояния местообитаний на основе индекса флуктуирующей асимметрии.

Защищаемые положения.

1. Особенности видового содержания загрязнителей в базидиомах макромицетов в условиях сочетанного радиационно-химического загрязнения.

2. Влияние экологического фактора – радионуклидного загрязнения – на показатели (коэффициенты) флуктуирующей асимметрии берёзы повислой и возможности использования биоиндикации в диагностике радиоэкологического состояния местообитаний.

3. Содержание элементов группы тяжёлых металлов и радионуклидов живого напочвенного покрова и видах древостоя при различной степени техногенной нагрузки.

4. Динамика содержания радионуклидов в побеговых частях основных видов древостоя в условиях сильного радионуклидного загрязнения.

Практическое значение. Результаты исследований валового содержания загрязнителей используются в работах специалистов, отвечающих за качество среды и здоровье населения, в оценке антропогенной нарушенности природных комплексов, а также для целей биоиндикации и биомониторинга. Полученные результаты содержания ^{137}Cs будут использованы при сертификации лесной продукции. Элементы биоиндикационных исследований апробированы в общеобразовательных учебных заведениях г. Брянска и Брянской области.

Личный вклад автора. Диссертация является результатом многолетних исследований. Автор разработала программу и методику экспериментов, провела обработку материала, обобщила анализ, сформулировала полученные выводы и публикацию результатов.

Соответствие содержания диссертации паспорту специальности, по которой она рекомендуется к защите. Проведенные исследования, соответствуют паспорту специальностей научных работников, шифру специальности 03.02.08 – Экология, область исследования – факториальная экология (исследование влияния абиотических факторов на живые организмы в природных и лабораторных условиях с целью установления пределов толерантности и оценки устойчивости организмов к внешним воздействиям); популяционная экология (установление механизмов, лежащих в основе регуляции численности видов и обеспечивающих устойчивость популяции в изменяющихся биотических и абиотических условиях); прикладная экология (исследование влияния антропогенных факторов на экосистемы различных уровней с целью разработки

экологически обоснованных норм воздействия хозяйственной деятельности человека на живую природу).

Связь с научными программами и плановыми научными исследованиями. Работа методом лихеноиндикации проводилась в соответствии с планом НИЛ лаборатории «Мониторинга сред обитания» Брянского государственного университета по программе «Разработка региональных основ мониторинга», на основании областных целевых программ «Охрана окружающей среды, воспроизводство и использование природных ресурсов Брянской области (2012-2015 гг.). Работы поддержаны внутривузовскими грантами БГУ № 48-И-ст (2012 г.), № 6 -И-ст (2013 г.).

Апробация работы. Результаты работы были доложены на 11 международных конференциях: «Экологическая безопасность региона» (Брянск, 2010, 2011, 2012, 2013), «Естественные науки: вопросы биологии, химии, физики» (Новосибирск, 2012), «Ломоносов 2013» (Москва, 2013), «Биология – наука XXI века» (Пущино, 2013), «Проблемы и перспективы развития науки в начале третьего тысячелетия в странах СНГ» (Переяслав-Хмельницкий, апрель 2013, июнь 2013), «Географические проблемы сбалансированного развития староосвоенных регионов» (Брянск, 2013), «Естественные и медицинские науки: актуальные проблемы и перспективы развития» (Киев, 2013); 4 Всероссийских конференциях: «Антропогенная трансформация природных экосистем» (Балашов, 2010), «Мониторинг биоразнообразия экосистем степной и лесостепной зон» (Балашов, 2012), «Экологические проблемы промышленных городов» (Саратов, 2013), «Молодежь и наука на севере» (Сыктывкар, 2013), «Наука, образование, общество глазами молодых», «Содержание элементов группы тяжёлых металлов в различных компонентах лесных экосистем территорий с различной техногенной нагрузкой».

Внедрение результатов исследования в практику. Результаты многолетних исследований используются в практике высших учебных заведений при чтении курсов «Общая экология», «Биоразнообразие»,

«Экологический мониторинг», «Оценка воздействия намечаемой хозяйственной деятельности на среду обитания и здоровье человека», «Экосистемное разнообразие», «Методы оценки биоразнообразия». Показатели содержания элементов группы тяжёлых металлов в компонентах лесных сообществ используются для диагностики качества среды обитания в районе объекта по утилизации химического оружия в Брянской области, общего состояния экосистем мегаполисов.

Публикации. По теме диссертации опубликовано 13 печатных работ, в том числе 3 статьи в рецензируемых научных журналах, рекомендуемых ВАК РФ.

Объем и структура диссертации. Диссертация изложена на 201 странице компьютерного текста и включает общую характеристику работы, 4 главы, выводы, практические рекомендации, библиографический список и приложения. Основной текст диссертации изложен на 160 страницах, приложение – на 9 страницах. Список используемых литературных источников насчитывает 280 наименований, в том числе 38 – на иностранных языках. Текст иллюстрируют 61 таблица и 26 рисунков.

Благодарности. Автор выражает глубокую благодарность сотрудникам экоаналитического отдела РЦЭК и М по Брянской области за помощь в проведении химических исследований образцов на содержание ТМ и ФГБУ «Брянскагрохимрадиологию» за проведение радиологических измерений.

1 АНАЛИТИЧЕСКИЙ ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

1.1 Роль лесных экосистем в миграции загрязнителей при радиоактивном загрязнении

Проблема глобального загрязнения окружающей среды во второй половине XX в. привела к осознанию важности эколого-биосферной роли лесов при различного рода техногенных выпадениях, в том числе и радиоактивных. Об этом впервые (1950—1960) заговорили видные ученые прошедшего столетия (Н.В.Тимофеев-Ресовский, В.М. Клечковский, А.А.Молчанов, Р.М.Алексахин, Ф.А.Тихомиров и др.), что привело к формированию новой научной дисциплины — лесной радиоэкологии. В частности, было показано, что леса характеризуются высокой удерживающей способностью по отношению к аэральным радиоактивным выпадениям и медленным самоочищением надземной части растительного яруса, а продукция лесного хозяйства имеет более высокие уровни загрязнения по сравнению с сельскохозяйственной. Лесные биогеоценозы, и в первую очередь хвойные, относятся к наиболее радиочувствительным компонентам биосферы наряду с млекопитающими. Ярким подтверждением этих выводов стали результаты многолетних (1986—1999) исследований лесных экосистем, проведенных сотрудниками лабораторий в наиболее пострадавших от аварии на Чернобыльской АЭС районах европейской части СНГ (Тульская, Калужская, Брянская области России, 30-километровая чернобыльская зона отчуждения на Украине). Загрязненная территория рассматривалась как единый комплекс экосистем и ландшафтов, связанных общими биогеохимическими потоками элементов, а в сферу объектов исследований вовлекались все компоненты экосистем. Выяснилось, что лесные экосистемы играют важную роль в аккумуляции радионуклидов не только на этапе аэральных выпадений, но и в последующем — в сдерживании вертикальных и горизонтальных потоков элементов за пределы зоны первичного загрязнения.

Первоначально основное количество радиоактивных веществ было задержано в кронах деревьев (от 40 до 90%). Аккумулирующая роль

древесного яруса в этот период определялась коэффициентом задерживания $К_З$ (отношением количества радионуклидов накопленных в растениях к суммарному количеству выпавшей на территорию радиоактивности). Величина коэффициента зависит от вида растения и периода его вегетации, сомкнутости крон, а также ряда климатических факторов (скорости и направления ветра, количества атмосферных осадков и др.) и физико-химической формы и дисперсности радиоактивных выпадений. Однако условно $K_З$ приравнивается к доле горизонтальной проекции крон в общей площади произрастания деревьев. Подтвердились закономерности, отмеченные в работах еще дочернобыльского периода [Акакиев,1960]: хвойные ценозы характеризуются большей задерживающей способностью по сравнению с лиственными насаждениями, в особенности дубравами. Максимальные уровни загрязнения отмечались в органах, экспонированных к внешнему загрязнению, — листьях, мелких ветвях, наружных слоях коры.

В целом же непосредственно после аварии удельная активность растительного яруса определялась только поверхностным загрязнением, а его радионуклидный состав полностью соответствовал содержанию выпавшей радиоактивной смеси. В ближней зоне выпадений он был представлен всем спектром продуктов деления ядерного топлива, на более удаленной территории — в основном долгоживущими изотопами ^{137}Cs.

Сразу после аварии связь радиоактивных частиц с поверхностью растений была очень слабая, и под действием ветра, атмосферных осадков они быстро перемещались под полог леса. Наиболее интенсивно процессы дезактивации радионуклидов в растительном ярусе протекали на территориях, где выпали более крупные радиоактивные частицы (в 5— 10-километровой зоне отчуждения), а также в лиственных ценозах. В хвойных экосистемах эти процессы протекали медленнее, так как продолжительность «жизни» хвои составляет три—четыре года.

Несмотря на то, что, по мнению некоторых исследователей, леса могут быть источником вторичного загрязнения прилегающих территорий, в целом на этом

этапе лесные массивы сыграли очень существенную роль в сдерживании ветрового переноса радиоактивных веществ (Булко, 2003; Алешин, 2006).

Другая преграда для радионуклидов на пути вертикальной миграции из атмосферы — произрастающая под пологом леса травянистая растительность, задерживающая способность которой зависит от проективного покрытия, величины биомассы, строения листьев и т.д.

В напочвенном покрове радионуклиды аккумулируются в максимальной степени мхами и лишайниками и в наименьшей — высшими цветковыми растениями. В отличие от древесного яруса, где период аэрального поступления радиоактивных веществ достаточно короткий (6—11 дней даже в условиях чернобыльской аварии), травяно-кустарничковый полог находится под влиянием этого процесса в течение двух-трех лет из-за вторичного загрязнения травянистых растений с деревьев. Однако биомасса видов напочвенного покрова и площадь их проективного покрытия невелики, поэтому аккумулирующая роль травяно-кустарничкового яруса не столь значима по сравнению с древесными растениями.

Уже через два-три месяца после выпадений основная часть (до 80%) выпавших радиоактивных веществ в лесных экосистемах перемещается под полог леса, хотя процессы самоочищения древесного и травяно-кустарничкового ярусов в загрязненных лесах доминируют и в последующие два-три года. Основную экологическую роль в регулировании миграционных потоков радионуклидов в лесных экосистемах начинает играть почва.

Удерживающая способность подстилки определяется ее мощностью, составом и морфологическим строением. В лиственных лесах с неполнопрофильной и маломощной подстилкой наблюдается наибольшая интенсивность миграции радионуклидов (в частности, ^{137}Cs) в минеральную толщу. В хвойных лесах (в особенности в мертвопокровных ельниках) с полнопрофильными мощными подстилками (до 5—7 см) и в настоящее время удерживается до 80% выпавшего ^{137}Cs. Позитивное влияние на удерживающую способность подстилки оказывает моховой покров: чем он больше

развит, тем выше аккумуляция радионуклидов в подстилке. Таким образом, по удерживающей способности подстилки лесные биогеоценозы можно расположить в следующем порядке: лиственный лес < широколиственно-хвойный лес < хвойный лес с невыраженным моховым покровом < хвойный лес выраженным моховым покровом.

В минеральной толще лесных почв содержание радионуклидов в значительной степени определяется удерживающей способностью подстилки. Динамика поступления радиоактивных веществ в эту часть почвенного профиля зеркально отражает динамику очищения подстилки. Проявляется интересная закономерность: в первые 10 лет после выпадений происходит относительно равномерное изменение по годам содержания радионуклидов в подстилке и минеральных слоях. Затем эти процессы замедляются и стабилизируются, что говорит о достижении определенного равновесия в перераспределении радионуклидов между органогенными и минеральными слоями.

Таким образом, перераспределение радионуклидов в слоях подстилки и минеральной толщи почв в лесных экосистемах характеризуется различной динамикой, протекает с неодинаковой интенсивностью и определяется различными процессами. В лесной подстилке — в основном за счет ежегодного поступления на ее поверхность относительно более чистого растительного опада; в минеральной толще — в результате протекания миграционных процессов.

Среди доминирующих видов травянистых растений условно также можно выделить растения концентраторы и дискриминаторы (не накапливающие радионуклиды). К первым относятся представители семейства папортниковых, в частности орляк обыкновенный (*Pteridium aquilinuni),* и лилейных: ландыш майский (*Convallaria majalis*), ко вторым — некоторые виды семейств зонтичных и лилейных: горичник горный *(Peucedanum orioselinum)* и купена лекарственная *(Polygonatum officinale).* Особое положение в этом ярусе занимают растения-гигрофиты, которые

накапливают в сотни раз больше радионуклидов, чем виды-концентраторы на автоморфных почвах.

Особую радиоэкологическую роль играют грибы. С одной стороны, они – накопители некоторых радионуклидов, с другой – пища для животных и человека. На всех этапах радиоактивного загрязнения лесов при прочих равных условиях в грибах накапливалось ^{137}Cs в 100—1000 раз больше, чем в других компонентах лесного ценоза. В первые годы «рекордсменами» среди них были гриб польский *(Xerocomus badius*), свинушка тонкая (*Paxillus involutus*) и горькушка *(Lactarius rufus).* Их сразу после аварии стали использовать в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения. Однако спустя 15 лет после выпадений из выделенных ранее видов-накопителей только польский гриб в полной мере сохранил свои биоиндикаторные свойства.

В настоящее время в число таких индикаторов может быть включен желчный гриб *(Tylopilus felleus*), однако до сих пор нет достоверных сведений об особенностях аккумуляции радионуклида на начальных этапах после выброса.

В то же время на протяжении всего поставарийного периода в значительно меньшей степени загрязнены опенок *(Armillariella mellea*), лисичка настоящая *(Cantharellus cibar ius)* и рядовка серая *(Tricholoma portentosurri).* Это связано с тем, что они развиваются на относительно чистых субстратах — живой или мертвой древесине (опенок) или листовом растительном опаде (лисичка, рядовка).

Со временем накопление радионуклидов грибами снижается. Однако это снижение достаточно плавное: за прошедший после аварии период оно уменьшилось в 1,5—6 раз в зависимости от видовой принадлежности и типа биогеоценоза.

1.2 Миграция радионуклидов в системе почва – растение

Законом Российской Федерации «Об охране окружающей природной среды» (раздел VIII «Чрезвычайные экологические ситуации») установлено, что «участки территории Российской Федерации, где в результате хозяйственной или иной деятельности происходят устойчивые отрицательные изменения в окружающей природной среде, угрожающие здоровью населения, состоянию естественных экологических систем, генетических фондов растений и животных», объявляются зонами чрезвычайной экологической ситуации [Экологический мониторинг: методы биологического и физико-химического мониторинга…, 2000; Ашихмина, 2008; Техногенные системы и риск, 2010; Любимов, 2011]. В результате аварии на Чернобыльской АЭС многие территории России, Украины, Республики Беларусь оказались зонами чрезвычайной экологической ситуации. На протяжении ряда лет на этих территориях проводятся систематические наблюдения, оценка и прогнозирование состояния окружающей человека природной среды, то есть осуществляется радиомониторинг [Антропогенная радионуклидная аномалия…, 1991; Лес. Человек. Чернобыль…, 1999, 2005; Проблемы лесоведения и лесоводства…, 2005а, 2005б; Краснов, 1995, 1996; Самошкин, 2000, 2005, 2006; Сковородникова, 2008; Сапегин, 2009, 2010, 2011; Любимов, 2011; Борздыко, 2008, 2009, 2011; Булохов, 2011].

В Российской Федерации авария на Чернобыльской АЭС привела к ухудшению экологической обстановки в лесных экосистемах Брянской области на площади 228,5тыс.га. Наиболее загрязнены радионуклидами леса Красногорского, Клинцовского, Злынковского, Новозыбковского районов. Общая площадь лесов с ПЗП от 15 до 40 Ки/ км^2 составила 44,5тыс.га. Всего загрязнено 347,4тыс.га (29%) лесных ресурсов. Однако, уже на 1.01. 1995г. площадь загрязненных лесов уменьшилась до 170,689тыс.га [Мурахтанов, Ахременко, 1994; Ахромеев, 2000]. За счет

распада короткоживущих радионуклидов загрязненность территорий ежегодно уменьшается на 8…20%, МЭД в 4…8 раз [Деревец и др.,1996; Лес.Человек.Чернобыль…,1999; Покаржевский, Успенская, Филимонова, 2003].

Действенным биогеохимическим фактором, регулирующим радиоактивные выпадения и обладающим большой емкостью поглощения радионуклидов, а также способностью прочно включать их в свой биологический круговорот выступают лесные экосистемы [Лес. Человек. Чернобыль..., 1999, 2005]. Целесообразность направленного исследования лесных экосистем, как возможных аккумуляторов радионуклидов, отмечалась еще в 60 гг. XX века в работах А.А. Молчанова (1968), Р.М. Алексахина (1972, 1977), Ф.А. Тихомирова (1972), М.А. Нарышкина (1975). Изучению воздействия ионизирующих излучений на лесные биогеоценозы посвящено большое количество работ [Тихомиров, Алексахин, 1971; Тихомиров, 1972, 1990; Карабань, 1977, 1980; Криволуцкий, 1988; Гродзинский, 1989; Антропогенная радионуклидная аномалия…, 1991; Ипатьев, 1993; Козубов, 1994, 1996; Краснов, 1998; Жуйкова, 1999; Молчанова, 1999; Глазун, 1999; Кальченко, 1989, 2000; Позолотина, 2001б; Лес. Человек, Чернобыль…, 2005; Проблемы лесоведения и лесоводства…, 2005а, 2005б].

К настоящему времени основными загрязнителями окружающей среды являются долгоживущие радионуклиды- ^{137}Cs и ^{134}Cs в соотношении 95:5- 79,3% от суммарной радиоактивности среды, ^{90}Sr- 19,8% и микровкрапления ^{239}Pu и ^{240}Pu- 0,9% [Пивоваров, Михалев,2004].

Первоначально значительная часть радиоизотопов задерживалась в кронах деревьев, потом мигрировала в лесную подстилку и почву, прочно фиксируясь [Алексахин, 1963; Карабань, Мишенков, Пристер и др., 1979; Аненков, Юдинцева, 1991; Тихомиров, 1993]: в березовых насаждениях- в

течение около 1 года, в хвойных- 3…5 лет. По мере гумификации и минерализации подстилки радионуклиды становятся доступными корневым системам [Поляков, 1969; Пристер, 1990; Антропогенная радионуклидная аномалия…, 1991], поступление их в растение с течением времени постепенно усиливается [Марадудин, 1991; Тихомиров, Щеглов, 1993; Лес. Человек. Чернобыль…, 2005]. Интересно отметить, что до 1988года XX века преобладало некорневое загрязнение в экосистемах, а с 1988года XX века - корневое [Гродзинский, 1989; Лес. Человек. Чернобыль…, 2005; Проблемы лесоведения и лесоводства…, 2005а].

Радионуклиды в ходе метаболических процессов накапливаются в форме биокомплексов в органах и тканях растительных организмов [Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества, 1990]. Важно заметить, что их количество в растениях часто выше, чем в окружающей среде. Задерживаются они в форме аэрозолей, растворов, газов. Степень задержки зависит от Метеорологических условий, морфофизиологических особенностей растительных объектов, агрегатного состояния и размеров частиц. Отмечено, что усвоение радионуклидов из почвы не отличается от накопления стабильных изотопов тех же элементов [Гродзинский, 1989; Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества, 1990; Сынзыныс, 1997]. Ионы разных радиоизотопов свободно проникают в ткани корневых волосков с помощью диффузии. Процесс поглощения зависит от химических свойств элемента и степени участия его в метаболических процессах растительных объектов [Соколова, 2000; Митин, 2001; Лес. Человек. Чернобыль…, 2005]. Отмечено, что в 1-е 5…15 лет после радиоактивного загрязнения для растений характерно увеличение содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr, активно включающиеся в процессы метаболизма [Tikhomirov, Shceglov, 1994; Agapkina et.al., 1996].

В XX веке 1986…1990гг. поверхностное загрязнение ^{137}Cs в наибольшей степени связывалось с корой деревьев. После 1990г. XX века основное количество ^{137}Cs переместилось в лесную подстилку (0…2 см

минерального слоя почвы), что объясняет увеличение удельной активности ^{137}Cs у растений, у которых корни находятся в почве до 15 см (Орлов, Краснов, Чепеловский, 1990). Важно заметить, что запас ^{137}Cs в подстилке сосновых насаждений на автоморфных почвах продолжает несколько снижаться, в лиственных насаждениях, на полугидроморфных и гидроморфных почвах, практически стабилизировался [Лес. Человек. Чернобыль…, 1999, 2005]. Аккумуляция цезия-137 происходит в верхнем слое мелкодисперсных (особенно глинистых) и органических веществ, повышающих сорбционные свойства почвы [Бондарь, 1989; Василенко, 1999; Лес. Человек. Чернобыль…, 1999, 2005]. В настоящее время основную часть радионуклидов захватывает корневая система, расположенная на глубине до 15 см и выполняющая основную роль в обеспечении минерального питания леса. Наиболее активно аккумулируется растениями Sr, накапливающийся в последующем в стволах и крупных ветвях деревьев. Метаболизм ^{137}Cs более динамичен, чем ^{90}Sr. При поступлении в растение ^{137}Cs конкурирует с К, в том числе и $^{40}К$ [Поляков, Кочегарова, Мурахтанов, 1998; Пивоваров, Михалев, 2004; Лес. Человек. Чернобыль…, 2005]. Изотоп включается в листья, тем самым в дальнейшем увеличивая удельную активность листового опада. В лесных экосистемах существенная часть ^{137}Cs аккумулируется в фитомассе, а в процентном соотношении это составляет до 50% его содержания в почве. Этим ^{137}Cs отличается от своего аналога $^{40}К$: ^{137}Cs сконцентрирован в верхнем слое почвы, а $^{40}К$ по всей ее толще. ^{137}Cs весь включается в круговорот, $^{40}К$- по мере потребности в нем биоты [Покаржевский, Успенская, Филимонова, 2003]. В целом круговорот радионуклидов представляет многократно повторяющийся циклический процесс, стабилизирующийся через 4…5 лет в лиственных и 10… 12- в хвойных лесах после загрязнения [Мурахтанов, Кочегарова, 1995; Щеглов, Цветнова, Панфилов, 1998; Пивоваров, Михалев, 2004; Проблемы лесоведения и лесоводства…, 2005б]. Многие авторы отмечают, что в

настоящее время установилось некоторое динамическое равновесие между корневым поступлением, ежегодным листовым опадом и процессом вертикальной почвенной миграции разных радионуклидов [Булко, Шабалева, 2005]. Основная часть радионуклидов накапливается в лесной подстилке, в листьях, хвое, мелких ветвях, коре содержание радионуклидов в 10…100, в древесине, стволах, крупных ветвях- в 10 раз ниже. Моховой покров перехватывает до 90% ^{137}Cs [Пивоваров, Михалев, 2004]. Максимальная аккумулирующая способностью характерна хвойным, а чаще всего сосновым лесам. Это объясняется тем, что поверхность хвои круглогодично концентрирует радионуклиды из-за многолетнего не опадения [Гродзинский, 1989; Якушев, 1995; Щеглов, Цветнова, Кучма, 1999].

Радиационное загрязнение недревесной продукции леса ^{137}Cs обусловлено сложными динамическими процессами. Многие авторы показали, что уровень загрязнения зависит от типа леса, плотности загрязнения почвы радионуклидами, химического, механического состава и влажности почвы, микрорельефа местности, климатических условий, физиологических особенностей растений и физико-химических свойств радионуклидов [Щеглов, Цветнова, Кучма, 1999; Щеглов, 1999; Фесенко и др., 2002а, 2002б; Лес. Человек. Чернобыль…, 2005]. Максимальное содержание радиоизотопов обнаружено в подстилке сосняков (75%), минимальное - березняков (50%), ольшанников и дубрав [Белов, Киршин, Лысенко, Пак, 1999]. В сосняках на автоморфных почвах МЭД на поверхности почвы и на высоте 1м в 1,2…1,4 раза выше, чем в лиственных насаждениях на полугидроморфных и гидроморфных почвах, где интенсивность миграции радионуклидов в глубь почвы значительно выше [Лес. Человек. Чернобыль…, 1999]. Уровни загрязнения максимальные наблюдаются на сырых почвах с застойным водным режимом [Вопросы лесной радиоэкологии, 2000]. С увеличением увлажненности условий произрастания усиливается накопление ^{137}Cs [Мартинович, 1989; Ипатьев

и др., 1993; Ирклиенко и др., 1995; Зибцев и др., 1996; Лес. Человек. Чернобыль…, 2005]. Удельная активность радиоизотопов в растениях подвержена сезонным и межгодовым изменениям: в сырой год она выше, чем в сухой [Короткова, 2000]. В течение физиологического покоя перераспределение ^{137}Cs в надземной фитомассе практически не происходит [Лес. Человек. Чернобыль…, 1999]. Удельная активность ^{137}Cs на бедных почвах выше по сравнению с богатыми, что объясняется слабой сорбцией ^{137}Cs их почвенными частицами и более низким соотношением $^{137}Cs^{+}/K^{+}$ в почвенном растворе богатых почв [Вопросы лесной экологии, 2000; Коноплева, 2002; Проблемы лесоведения и лесоводства…, 2005а]. Установлено, что аккумуляция радионуклидов растениями зависит от типа почвы: аллювиально-слоистые > дерново-подзолистые > серые лесные > сероземы > каштановые > черноземы [Мухамедшин, Чилимов, Мишуков, Безуглов, Сныткин, 1995; Вопросы лесной радиоэкологии, 2000; Соколова, 2000].

Гамма-спектрометрические показатели (Кн и Кп) - основные показатели загрязнения растений [Булавик, 1998; Лес. Человек. Чернобыль…, 1999; Короткова, 2000; Вопросы лесной радиоэкологии, 2000; Коноплёва и др., 2002]. Степень усвоения ^{137}Cs колеблется в широких пределах и зависит от вида почв и физиологических особенностей растений [Щеглов, 1999]. Накопление растительными объектами ^{137}Cs прямо пропорционально их потребностям в макроэлементе - аналоге и обратно пропорционально избыточной концентрации последнего в почве [Дрычко, Цветкова, 1990].

В радиоэкологическом мониторинге лесных экосистем широко используют в качестве биоиндикаторов грибы, лишайники [Духарев, Духарева, Минаева, 1984; Лес. Человек. Чернобыль…, 1999; Миронов, 2000; Калаев, 2000]. В работе В.П. Краснова, А.А. Орлова, С.П. Ирклиенко

(1995а, 1995б, 1995в) показана возможность применения многих ягодных видов.

Анализ интенсивности накопления ^{137}Cs показал, что из всех лесных ягодных видов кустарнички сем. Vacciniaceae характеризуются максимальной интенсивностью его аккумуляции [Мухамедшин, 1995; Jacob, Likhtarev, 1996; Kenigsberg, Belli, Tikhomirov et al., 1996]. Исследования показали, что интенсивному накоплению ^{137}Cs у данных растений способствуют питание через придаточные корни, находящиеся неглубоко в подстилке, облигатная микотрофность, вегетативная подвижность, преобладание калия в составе золы [Мухамедшин, Чилимов, Мишуков, Безуглов, Сныткин, 1995; Василенко, 1999; Вопросы лесной радиоэкологии, 2000]. Интересно отметить, что грибной компонент, образующий эктотрофную микоризу облегчает корням восприятие воды и химических веществ (в том числе тяжелых и радиоактивных) из почвы [Rogers, Williams, 1986; Dighton and Terry, 1994].

Существенно различаются по интенсивности накопления ^{137}Cs различные части растения одного вида [Елиашевич, Рубанова, 1993; Краснов, Орлов и др., 1995а, 1995б]. Например, уставновлено, что концентрация ^{137}Cs в 2…3 раза меньше в ягодах, чем в стеблях и листьях. Объяснить данное явление можно неравномерным накоплением К в различных органах растения [Поляков, Кочегарова, Мурахтанов, 1998; Вопросы лесной радиоэкологии, 2000]. Максимальная УА ^{137}Cs в надземной фитомассе отмечена в мае-июне. Например, у Vaccinium vitis-idaea с июня до конца вегетации содержание ^{137}Cs в фитомассе снижалось, а у Vaccinium myrtillus- увеличивалось к концу вегетации за счет оттока питательных веществ из листьев в стебли [Короткова, Орлов, 1999; Короткова, 2000].^{137}Cs преимущественно локализуется в клеточных стенках и ядерной фракции, меньше всего - в хлоропластах, в остальной массе распределен более равномерно [Антропогенная радионуклидная аномалия…, 1991].

Выявлено, что количество радионуклидов в надземных органах растений зависит от концентрации таких веществ в питательном субстрате. Их поступление прямо пропорционально содержанию в почве. С возрастом растения абсолютное количество радионуклидов увеличивается [Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества, 1990; Вопросы лесной радиоэкологии, 2000; Соколова, 2000]. Показана тесная и достоверная связь между ПЗП ^{137}Cs (0…10 см слоя) и УА^{137}Cs в вегетативной фитомассе и в генеративных органах (ягодах) в пределах каждого из эдатопов [Краснов, Орлов, 1996; Лес. Человек. Чернобыль…, 1999].

Особое внимание уделено влиянию условий местообитаний на интенсивность аккумуляции ^{137}Cs в растения [Howard, Johanson et. al., 1996; Wirth et. al., 1996; Ипатьев, Булавик, Дворник, 1997; Краснов, 1998; Орлов, Калиш, 1999; Щеглов, 1999; Короткова, 2000]. Отмечено снижение интенсивности аккумуляции ^{137}Cs в грибах на более богатых и сухих почвах по сравнению с бедными и влажными [Глазун, Самошкин, 2005]. Высокие Кп радионуклидов характерны для песчаных и торфяно-болотистых почв [Wirth et. al., 1996; Краснов, 1998; Орлов, Калиш, 1999]. С изменением химической формулы биодоступность ^{137}Cs в условиях кислой среды увеличивается [Юдинцева, 1981; Ратников и др., 1992; Щеглов, 1999]. При колебании pH от 4,0 до 8,5 накопление ^{137}Cs в горохе изменялось в 2…4 раза [Соколова, 2000]. В автоморфных ландшафтах с 1988г. XX в. наблюдается четкое снижение Кп ^{137}Cs в травянистые растения, а в гидроморфных ландшафтах с 1992 г. XX в. отмечен постепенный рост Кп в растения [Щеглов, Цветнова, Кучма, 1999].

Коэффициент перехода ^{137}Cs в растения зависит от мохового покрова: мох - аккумулятор радионуклидов. Мхи формируют мощную подстилку с высокой и стабильной увлажненностью (pH=около 4), что существенно влияет на подвижность химических элементов в подстилке и верхнем минеральном слое почвы [Алексахин, Бочарова, 1971; Ипатов, Таркова, 1982; Молчанова и др., 1989; Трофимец, Ипатов, 1990; Романов,

Спирин и др., 1993; Якушев, 1995; Фесенко и др., 2002а, 2002б]. Кп в два раза выше, если моховой покров более 60 %, при 50 % - он гораздо ниже [Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества, 1990; Мухамедшин и др., 1995; Короткова, 2000; Вопросы лесной радиоэкологии, 2000].

Многие авторы показывают, что Кп и Кн у растений характеризуются высокой вариабельностью [Коноплева, 2002]. Наибольшее различие в содержании ^{137}Cs наблюдается у растений с корневой системой, расположенной в гумусированном почвенном горизонте, наименьшее - у растений с глубоко залегающей корневой системой [Фесенко и др., 2002а, 2002б]. Однако величины Кп и Кн ^{137}Cs у грибов в 1991…1999гг. XX в. в каждом эдатопе колебались около среднемноголетнего значения [Лес. Человек. Чернобыль…, 1999; Орлов и др., 2000].

Многолетняя динамика интенсивности аккумуляции техногенных радионуклидов из почвы грибами основных видов показала, что в период их квазиравновесия в почвенно-растительном покрове лесов (после 1990г.) величины Кп ^{137}Cs в грибы оставались стабильными [Булавик и др., 1996; Ипатьев и др., 1997; Булавик, 1998].

По степени аккумуляции радионуклидов в грибах на основе гамма-спектрометрического показателя коэффициент перехода (Кп) можно выделить: 1. грибы аккумуляторы (Кп более 50 $м^2/кг*10^{-3}$); 2. сильнонакапливающие грибы (Кп от 20…50 $м^2/кг*10^{-3}$); 3. средненакапливающие грибы (Кп от 10…20 $м^2/кг*10^{-3}$); слабонакапливающие грибы (Кп менее 10 $м^2/кг*10^{-3}$). Рекомендуется сбор при Кп менее 10 $м^2/кг*10^{-3}$[Цветнова О.Б. и др., 2001].

Следовательно, количественное воздействие ионизирующей радиации на растения и интенсивность аккумуляции поступающих в него радионуклидов характеризуют Кп и Кн.

С помощью гамма-спектрометрических показателей интересно проследить отдаленные последствия действия ионизирующей радиации на грибы через 31 и более лет после аварии на ЧАЭС в условиях Юго-Западного Нечерноземья РФ. Такая необходимость возникла из-за того, что несмотря на высокое радиоактивное загрязнение на отдельных территориях Брянской области грибы используются активно населением в качестве пищевого сырья. В этой связи важно обязательно проводить их радиологический контроль и информировать население. Анализ литературных источников указывает на необходимость систематического ведения радиомониторинга за лесными биоценозами, из-за усиления действия ионизирующего излучения, возникающего в результате участившихся аварий на АЭС в разных странах.

1.3 Аккумуляция тяжелых металлов макромицетами

Грибы интенсивно накапливают тяжелые металлы, более того, к некоторым из них имеют специфическое сродство. Они могут аккумулировать Cd, Cu, Zn, Hg и ряд других элементов: так, например, ртути в них может быть в 550 раз больше, чем в субстрате, на котором они произрастают. Виды рода *Leccinum* (обабок), *Macrolepiota* (гриб-зонтик) хорошо поглощают Cd; свинушка тонкая *(Paxillus involutm),* груздь черный *(Lactarius necator) и* дождевик гигантский *(Lycoperclon maximum)* – Cu; виды рода *Agaricus* (шампиньон) и белый гриб *(Boletus edulis)* – Hg. Тяжелые металлы необратимо влияют на биохимический аппарат грибов, а их употребление приводит к тяжелым отравлениям. Это, возможно, послужило одной из причин известного массового отравления съедобными грибами в ряде областей России в 1992–2000 гг.

На большей части территории России концентрация тяжелых металлов в почвах соответствует фоновой, а в большинстве видов грибов близка к нормальной. Однако для некоторых грибов содержание отдельных элементов оказывается граничным или превышающим нормальное: кадмия – в белом и

желчном, меди – в горькушке а цинка – в белом, горькушке и сыроежке. В этом случае концентрация металлов в грибах может возрастать в 2–5 раз. Более высокое содержание тяжелых металлов в грибах связано с наличием в почвах подвижных форм элементов и мало зависит от их валового содержания. Видимо, грибы плохо или совсем не усваивают труднорастворимые формы. Известно, что обменные процессы наиболее интенсивны в шляпках, поэтому и концентрации макро- и микроэлементов там выше, чем в ножках. В молодых плодовых телах их, как правило больше, чем в старых [Соколов,1990; Поддубный А. В., Христофорова Н. К., Ковековдова, 1998].

Меньшая концентрация тяжелых металлов характерна для сапротрофов, большая – для симбиотрофов. Но поскольку селективность отдельных грибов по отношению к металлам неодинакова, для тяжелых металлов достаточно трудно выделить *виды-биоиндикаторы*. Так, Pb максимально поглощается желчным грибом. Zn – белым, горькушкой и сыроежкой, Cu – сыроежкой и горькушкой, Cd – белым. Тем не менее, в первом приближении можно сказать, что лучшими биоиндикаторными свойствами по отношению к тяжелым металлам обладают горькушка *(Lactariii rufus)* и желчный гриб *(Tylopilu felleus).*

Грибы в процессе своего роста способны поглощать из окружающей среды несвойственные для них химические элементы. Так в съедобных грибах в повышенной концентрации обнаружены ртуть, свинец, кадмий, медь и др. [Azema, 1978, 1985; Dumont, 1981; Falandysz, 1997; Lodenius, 1981; Meisch, 1983; Münger, 1982; Seeger, 1978; Stijve, 1974; Wenning, 1977]. Накопление в верхних слоях почвы микроэлементов и их соединений в токсической концентрации отмечается вблизи автомобильных трасс, промышленных объектов, а также в результате технологических аварий, когда в атмосферу происходит выброс токсичных веществ.

Согласно решению объединенной комиссии ФАО/ВОЗ, в международной торговле продуктами питания и продовольственным сырьем

контролируется семь токсичных элементов – медь, цинк, свинец, кадмий, мышьяк, ртуть, железо. В России в соответствии с СанПиН 2.3.2.1078-01-1в грибах контролируется шесть микроэлементов - медь, цинк, свинец, кадмий, мышьяк, ртуть. [Цапалова, Бакайтис, Кутафьева, Поздняковский, 2002]. Допустимые уровни и накопление токсичных элементов в грибах приведены в таблице 1.

Таблица 1 – Допустимые уровни содержания тяжелых металлов в грибах (СанПиН 2.3.2.1078-01-1)

Элементы	Допустимый уровень, мг/кг
Pb	0,5
Cd	0,1
As	0,5
Hg	0,05

Накопление в верхних слоях почвы микроэлементов и их соединений в токсичной концентрации отмечается вблизи автомобильных трасс, промышленных объектов, шахт, а также при технологических авариях, когда в атмосферу происходит выброс сильнодействующих веществ. Если грибы загрязнены тяжелыми металлами из атмосферы и эти металлы располагаются на поверхности грибов, то они могут быть обезврежены путем проведения их механической обработки.

Загрязнение тяжелыми металлами становится более опасным для человека в случае их проникновения в структуру плодового тела. Процесс накопления тяжелых металлов в строме начинается с резорбции металлов из почвы в мицелий, а затем происходит их аккумуляция в плодовом теле. Тяжелые металлы включаются в процесс биосинтеза с образованием несвойственных для гриба соединений, обладающих токсическим воздействием на человека.

Токсичность некоторых тяжелых металлов при проникновении из почвы в структуру гриба может изменяться в значительной степени. Это

происходит из-за цикла химических реакций и образования нового соединения.

Таким образом, грибы могут стать причиной пищевого отравления человека тяжелыми металлами. При этом наибольшую опасность для здоровья представляют тяжелые металлы и их, находящиеся в структуре гриба, а не на его поверхности [Мусселус, Рык, 2002].

2 ПРИРОДНЫЕ УСЛОВИЯ РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1 Характеристика лесорастительных условий в Брянской области

Территория Брянской области характеризуется большим разнообразием лесной растительности, что обусловливает множество работ по лесорастительному районированию.

По лесоклиматическому районированию [Кожевников, Ефимова, 1939] территория Брянской области находится в зоне смешанных хвойно-широколиственных лесов.

Б.В. Гроздов (1950) на территории области выделил три лесорастительных района: Брянский лесорастительный район с двумя подрайонами - Северным и Южным; Новозыбковский, относящийся также к лесной зоне, области смешанных лесов (Полесский округ); лесостепной район.

В.М.Обновленским (1957) установлено 5 лесорастительных районов: северный, западный, центральный, южный, юго-восточный. Такое деление он связал с закономерностями изменения факторов климата, рельефа, почв и насаждений, характеризующих различные местообитания.

Ссылаясь на геоботаническое районирование СССР, Б.В.Гроздов (1966) отмечает, что северная часть Брянской области, примыкающая к Смоленской и Калужской областям, относится к Европейской хвойно-лесной (таежной) области. Остальная большая часть находится в Европейской широколиственной области. На территории области им выделено пять лесорастительных округов: Брянский центральный сельскохозяйственный, Брянский лесной с преобладанием хвойно-широколиственных лесов, Суражско-Новозыбковский западный с грабом, Севско-Комаричский лесостепной, Дубровский северный с елью и можжевельником.

Брянская область по своим лесорастительным условиям представляет собой очень сложный регион Нечерноземного центра, но занимает относительно небольшие размеры. С.Ф.Курнаев (1982) подчеркивает, что территория области неоднородна по своим эдафическим условиям ввиду

большого разнообразия рельефа, почвообразующих и подстилающих пород, и относит ее к Брянскому округу зоны широколиственных лесов, который располагается в западной части Российской Федерации в пределах двух зональных полос - в подзоне смешанных и теневых широколиственных лесов [Курнаев, 1973]. Границы округа совпадают с административными границами Брянской области, за исключением юго-западной части (Чуровичское и Софиевское лесничества Злынковского лесхоза), которая относится к Днепровско-Припятскому округу зоны широколиственных лесов. По принятому в настоящее время лесорастительному районированию [Курнаев, 1982], округ делится на 11 лесорастительных районов.

К подзоне смешанных лесов относятся следующие районы: северо-западный возвышенный холмисто-увалистой моренной равнины правобережья р.Десны (1), пониженный северо-западный район левобережья р.Десны (2), пониженный средней части бассейна р.Ипути (3) и юго-западный пониженный район(4). В первых двух районах преобладают еловые формации на покровных суглинках, подстилаемых отложениями морены, а в третьем - сосняки, формируемые на песчаных водно-ледниковых древне-аллювиальных отложениях.

Радиоактивно загрязненные насаждения Клинцовского лесхоза находятся в юго-западном пониженном районе. Для него характерно преобладание сосновых насаждений, растущих на мощном песчаном покрове водноледниковых и древнеаллювиальных отложений. При уменьшении мощности песчаного покрова простые сосняки уступают место сложным соснякам и ельникам или производным березовым и осиновым древостоям. Основной лесообразующей породой в этом районе является сосна в пределах экотопов сложных сосняков с участием липы. Следует отметить, что в составе древостоев принимает участие граб обыкновенный.

В подзону теневых широколиственных лесов входят юго-западный пониженный район междуречья р.Ипути и р.Снова (5), Брянско-Суражский пониженный (6), пониженный междуречья р.Снова и р.Судости (7),

пониженный междуречья р.Десны и р.Судости (8), пониженный левобережья р. Десны (9), пониженный междуречья р.Болвы и р.Десны (10), возвышенный западной окраины Средне-Русской возвышенности (11).

Юго-западный пониженный район междуречья рек Ипути и Снова имеет песчаный покров из водноледниковых и древнеаллювиальных отложений. Преобладают сосновые и сосново-широколиственные формации с участием в составе граба. Основной лесообразующей породой для района является сосна. В этом районе находятся загрязненные радионуклидами насаждения Новозыбковского лесничества Злынковского лесхоза.

В пониженном районе междуречья рек Болвы и Десны на значительной площади преобладает песчаный древнеаллювиальный покров небольшой мощности, подстилаемый глауконитовыми песками с фосфоритами, частично мергелями. Поэтому здесь господствуют сложные сосняки и сложные ельники. В этом районе подобраны контрольные объекты (Учебно-опытный лесхоз БГИТА).

Возвышенный район западной окраины Средне-Русской возвышенности покрыт мощным плащом лессовидных суглинков с серыми лесными почвами и характеризуется полным господством теневых широколиственных лесов, в составе которых местами участвует ель.

В геологическом отношении округ сложен дислоцированными породами докембрийского кристаллического фундамента и осадочными образованиями девонского, юрского, мелового и четвертичного периодов [Глазов, 1970]. Рельеф территории округа слабо волнистый с общим уклоном с северо-востока и востока на юго-запад.

По имеющимся данным [Ковригин, 1940, Антыков, 1958; Орловский, Остроумов, 1983], под лесами округа наиболее распространены дерново-слабо- и дерново-среднеподзолистые почвы, сформировавшиеся на древнеаллювиальных и флювиогляциальных песчаных и супесчаных отложениях, а также на двух- или даже трехчленных отложениях четвертичной и меловой систем, подстилаемых коренными горными

породами. Механический состав и физико-химические свойства дерново-подзолистых почв значительно варьируют в зависимости от характера и мощности почвообразующих пород. Различиями в плодородии этих почв объясняется и произрастание на них различных лесных формаций - сосновой, елово-широколиственной, широколиственной.

Согласно ландшафтному районированию Брянской области [Шошин, Тарасенко, Самошкин и др.,1994], на территории Злынковского и Клинцовского лесхозов преобладают ландшафты лессовых плато и ополий, районы моренных, водноледниковых суглинистых и супесчано-суглинистых равнин, а также моренно-зандровых и аллювиально-зандровых песчаных и супесчаных равнин, дренированных двумя главнейшими водотоками - рек Ипути и Беседи и их притоками. Основная часть радиоактивно загрязненных земель приурочена к Ипутскому округу Смоленско-Московской возвышенности. В рельефе господствуют аккумулятивные, плоские, местами террасированные, слабо холмистые, слаборасчлененные флювиогляциально-аллювиальные равнины, лежащие на отметках 140-180 м от уровня моря. Общая равнинность территории округа нарушается отдельными неотектоническими структурными элементами: Суражским, Клинцовским и Злынковским поднятиями и Ипутским прогибом. Небольшие превышения водораздельных пространств над местными базисами эрозии, неглубокое подстилание слабоводопроницаемыми моренными отложениями создают на территории округа условия повышенной гидроморфности. Преобладающими почвами Злынковского и Клинцовского лесхозов являются дерново-подзолистые, дерново-подзолистые слабо-глеевые, дерново-подзолистые глеевые, преимущественно средне- и легкосуглинистые, подстилаемые супесями и песками, а также песчаные и супесчаные. По поймам водотоков сформированы аллювиальные луговые, аллювиальные - болотные и лугово-болотные с частой сменой по глубине пород различного состава с преобладанием суглинков и глин.

В климатическом отношении Брянский округ зоны широколиственных лесов расположен на границе между Западно-Европейским и Восточно-Европейским районами Атлантико-Континентальной климатической области [Манцевич, 1950] и входит в климатический район южной части Средне-Русской возвышенности, а его западная часть включена в климатические районы Полесья и северной Украины [Федоров, Баранов, 1949].

Климат округа характеризуется как переходный от более влажного климата Беларуси к более континентальному и сухому климату центральной лесостепи с теплым летом и умеренно-холодной зимой [Манцевич, 1950].

Среднегодовая t воздуха колеблется от + 4-5°С на севере, до +5-8°С на юге и +6-7°С на западе региона. Самый теплый месяц - июль, изотерма достигает +17,2-19,2°С, минимальная t наблюдается на юго-западе, а максимальная - у южных и юго-восточных границ области.

Лето – сравнительно теплое, при продолжительности 105-110 дней в среднем, обычно, наступает в 20-х числах мая, средние t за летние месяцы на 1-2°С выше в западных районах области. Количество выпадающих осадков в летний период составляет 225-230 мм.

Средний многолетний срок наступления весны в южных и юго-западных районах округа приходится на 9-13 апреля, а в северных - на 16-20 апреля. Иногда в конце апреля t воздуха достигает +20-25°С, стимулируя быстрое прохождение фаз мейотического цикла, в частности у сосны обыкновенной и ели европейской.

Продолжительность вегетационного периода древесных растений на севере округа с t выше +10 С° составляет 140-145 дней, увеличиваясь на юге до 146 дней, на западе до 150 дней.

Тёплый период на севере составляет 200-235 дней, возрастая с продвижением на юг и запад до 270 дней.

Осадки в пределах округа неравномерны. За год бывает 165-170 дней с осадками. В западной части округа осадков выпадает от 350 до 435 мм в

год, а в восточной - 527-600 мм. Около половины годовой суммы осадков приходится на летний период, причем около 90 мм выпадает в июле в виде ливней.

Брянский округ зоны широколиственных лесов находится на пути движения западных циклонов. Это объясняется преобладанием ветров западного направления.

В целом природные условия Брянского округа зоны широколиственных лесов являются оптимальными для произрастания сосны и ели, что обусловливает их широкое распространение в лесных фитоценозах.

2.2. Радиоактивное загрязнение территории Брянской области

Радиационная обстановка в области обусловлена техногенными, аварийными и естественными источниками ионизирующего излучения. В результате взрыва ядерного реактора четвертого энергоблока ЧАЭС 26 апреля 1986 г. значительная часть территории Брянской области подверглась радиоактивному загрязнению.

Уровень гамма-фона 5 мая 1986 г. составил в Брянском районе 20 мкР/ч, в г.Новозыбкове - 100 мкР/ч, в Клинцах - 250 мкР/ч [Мурахтанов и др., 1994]. При этом в период выпадения радиоактивных осадков главную опасность представлял йод-131 с периодом полураспада 8,04 суток [Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества, 1990]. К 1994 г. основными загрязнителями являлись долгоживущие радионуклиды: цезий-137 с периодом полураспада 30 лет и цезий-134 с периодом полураспада 2,062 года (соотношение 95:5), а также стронций-90 с периодом полураспада 29,12 лет. Причем доля цезия-134 неуклонно снижается: еще в 1990 г. она составляла 14% гамма-спектра [Ушаков, Панфилов, 1991].

По данным Брянского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды [Мурахтанов и др.,1994], площадь радиоактивного загрязнения территории области составила: с плотностью загрязнения 1-5

Ки/км^2 - 57,8%, 5-15 Ки/км^2 - 20,8%, 15-40 Ки/км^2 - 17,7% и свыше 40 Ки/км^2 -3,9%. Общая площадь загрязнения цезием-137 равнялась 11442 км^2.

Согласно Закону Российской Федерации "О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС" от 31.05.91 г., радиоактивно загрязненные территории в зависимости от плотности загрязнения подразделяется на 4 зоны (рис.1): зона отчуждения (с плотностью загрязнения почв цезием-137 свыше 40 Ки/км^2), зона отселения(15,1-40 Ки/км^2), зона проживания с правом на отселение (5,1-15 Ки/км^2), зона проживания с льготным социально-экономическим статусом (1,1 - 5 Ки/км^2).

Основным дозообразующим компонентом на радиационно-загрязнённых территориях после аварии на Чернобыльской АЭС, является ^{137}Cs. Площадь загрязнения стронцием и трансурановыми радионуклидами менее обширна. В юго-западных районах области плотность загрязнения ^{90}Sr составляет 0,7-1,0 Ки/км^2, трансурановыми радионуклидами – не превышает 0,01 Ки/км^2 по ^{239}Pu, 0,015 Ки/км^2 – по ^{238}Pu и по ^{241}Am.

На территории Брянской области радиоактивно-загрязненными оказались 22 административных района. Здесь вели хозяйство 143 колхоза и госхоза, имеющие около 500 тыс. га сельхозугодий. Из хозяйственного оборота полностью выведено 35,1 тыс. га земли, в т.ч. 16 тыс. га – пахотной. Почти 30 % лесов области загрязнены радионуклидами Чернобыльского выброса. Таким образом, общая площадь, загрязнения цезием-137, составляет по области 11442 км^2. Здесь проживает 484,5 тыс. чел. При этом на территории плотностью радиоактивного загрязнения до 5 Ки/км^2 расположено 765 населенных пунктов с населением 239,5 тыс. чел., от 5 до 15 Ки/км – 281 населенный пункт с населением 154,4 тыс. чел., от 15 до 40 Ки/км – 264 населенных пункта с населением 2,3 тыс. чел. [Ахрименко, 1994].

По данным Брянского центра по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, общая площадь радиоактивного загрязнения территорий

области с плотностью загрязнения 1-5 Ки/км составляет 6608 км (57,8 % от общей площади), 5-15 Ки/км^2 - 2363 км^2 (20,6 %), 15-40 Ки/км^2 - 2025 км^2 (17,7 %) и свыше 40 Ки/км^2 - 446 км^2 (3,9 %).

Авария на ЧАЭС привела к радиоактивному загрязнению значительной части лесов Брянской области. По данным на 1.11.92 г., радиоактивно загрязненные леса занимали 228,5 тыс.га (30% гослесфонда). В зоне проживания с льготным социально-экономическим статусом оказалось 159,6 тыс.га (70% от загрязненной площади), в зоне проживания с правом на отселение - 24 тыс.га (11%), в зоне отселения - 42,4 тыс.га (18%) и в зоне отчуждения - 2,5 тыс. га (1%) (Мурахтанов и др., 1994). В 1988 г. на отдельных участках Красногорского лесничества Клинцовского лесхоза плотность загрязнения по радиоцезию составляла 400 Ки/км^2 (1,48x10^7 Бк/м^2) [Ушаков, Панфилов,1991]. Наиболее загрязненные радионуклидами насаждения с плотностью свыше 10 Ки/км^2 находятся в Злынковском и Клинцовском лесхозах.

Плотность загрязнения почвы радионуклидами имеет тенденцию к постоянному снижению в связи с распадом короткоживущих радионуклидов (цезий-134, рутений-106, церий-144), вертикальной и горизонтальной миграции долгоживущих радионуклидов. Однако разные территории области подвергались радиоактивному загрязнению не одинаково: загрязнено более 85 % территории Новозыбковского, Гордеевского, Злынковского, Красногорского, Клинцовского и Стародубского районов, менее 10 % - Суземскго, Унечского, Севского, Мглинского, Выгоничского, Брянского, Жирятинского и Жуковского районов; от 10 до 85 % - 10 районов области. Не отмечено загрязнения в Дубровском, Клетнянском и Почепском районах.

По данным лаборатории радиационного контроля Брянского управления лесами, из 228 тыс.га лесов, подвергшихся радиоактивному загрязнению, 57 тыс.га в 1994 г. перешло в "чистые" лесные территории. Площадь лесов с плотностью радиоактивного загрязнения 1-5 Ки/км^2 уменьшилась до 102,8 тыс.га (на 1.11.1993 г. составляла 159,6 тыс.га).

Напротив, зона с плотностью загрязнения 5-15 Ки/км^2 возросла с 24,4 тыс.га до 40 за счет уменьшения площади лесных земель с плотностью 15-40 Ки/км^2. На 400 га уменьшилась лесная площадь с плотностью загрязнения свыше 40 Ки/км^2 (в 1993 г. - 2,5 тыс.га, в 1994 г. - 2,1 га) [Шошин, Тарасенко, Самошкин и др., 1994].

Таблица 2 – Распределение площади Злынковского и Клинцовского лесхозов Брянской области по плотности радиоактивного загрязнения (на1.11.1992 г., по Шошину, Тарасенко, Самошкину и др.,1994)

Общая пл., га	В т.ч загрязнено, га	Распределение площадей (га) по плотности загрязнения (Ки/км^2)						
		1-1.9	2-4.9	5-9.9	10-14.9	15-40	41-80	свыше 80
Злынковский лесхоз								
49579	49579	193	2980	7528	2715	34394	1769	-
В т.ч. Новозыбковское лесничество								
12609	12609	-	-	-	494	10653	1462	-
Клинцовский лесхоз								
33411	26862	3346	3682	4831	6662	7653	309	379
В т.ч. Красногорское лесничество								
5435	5346	-	199	1690	971	1887	309	379

Правовой основой деятельности предприятий лесного хозяйства на радиоактивно загрязненных территориях является Закон Российской Федерации «О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС», а также разработанные на его основе соответствующие Правила и Руководства (Самошкин, Мурахтанов и др.,1994; Руководство по ведению лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС …, 1997).

В зависимости от плотности радиоактивного загрязнения на территориях лесхозов выделено 4 зоны, для каждой из которых устанавливается определенный режим ведения лесного хозяйства. Так, в зоне от 1 до 5 Ки/км^2 рубки в лесах I и II групп проводятся без ограничений, в соответствии с Основными положениями по рубкам главного пользования в

лесах Российской Федерации (1994). В зоне с плотностью радиактивного загрязнения от 5 до 15 Ки/км^2 главное пользование временно, на период 1992-1995 гг., приостановлено до разработки соответствующих технологий, обеспечивающих безопасные условия труда и получения нормативно чистой продукции. И только в особых случаях в этой зоне допускаются рубки главного пользования в виде постепенных и выборочных со снижением полноты до 0,5. При плотности загрязнения 15-40 Ки/км^2 главное пользование запрещается до разработки безопасных технологий и получения нормально чистой продукции. При плотности загрязнения свыше 40 Ки/км^2 рубки главного пользования не проводятся [Рекомендации по лесопользованию..., 1992; Руководство по ведению лесного хозяйства..., 1997].

Радиационный мониторинг на территории области осуществляется подразделениями ГУ «Брянский центр по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды».

Измерение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД) проводится на 7-и стационарных пунктах метеорологических наблюдений. На метеостанции г. Жуковки и ОН и ГМО п. Мичуринский измерения МЭД проводятся круглосуточно, каждые 3 ч в синоптические сроки. На водомерном посту Ново-Ямское (100-км зона Курской АЭС) – 2 раза в сутки. На остальных метеостанциях (Карачев, Навля, Трубчевск, Унеча, Красная Гора) МЭД измеряется 1 раз в сутки.

На стационарной сети значения МЭД в 2009-2012 гг. были в пределах естественного фона (10–16 мкР/час), на метеостанции Красная Гора (зона загрязнения 5-15 Ки/км^2) – от 17 мкР/час до 22 мкР/час. В результате анализа около 30000 измерений установлено, что в 18% случаев уровни гамма - фона выше 33 мкР/час. Это, как правило, мощности дозы гамма-излучения на целинных участках в населенных пунктах юго-западных районов области и в местах ливневых стоков. Наибольшие уровни гамма-излучения до 130

мкР/час зафиксированы в локальных точках населенных пунктов Красногорского района: Увелье, Заборье и Николаевка. В то же время в восточных районах уровни гамма-фона колеблются в пределах 12 - 25 мкР/час [Государственный…,2013].

По данным Государственного доклада «О состоянии окружающей среды Брянской области в 2012 году» мощность экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД) измерялась ежедневно на метеостанциях Брянской бласти (Жуковка, Навля, Унеча, Трубчевск, Карачев, Красная Гора, Брянск). По данным наблюдений на стационарной сети среднемесячный уровень мощности дозы гамма-излучения составлял от 10 мкР/час до 14 мкР/час, а на метеостанции Красная Гора (зона 5-15 Ku/км) – от 17 мкР/час до 20 мкР/час.

На метеостанции Жуковка и Брянск, которые находятся в 100-километровой зоне Смоленской АЭС и метеостанции Красная Гора (зона радиоактивного загрязнения 5-15 Ku/км^2) ежедневно проводился отбор суточных планшетных проб атмосферных выпадений. На метеостанции Брянск с помощью ВФУ «Тайфун» проводился отбор проб аэрозолей из приземного слоя атмосферы.

Среднемесячная плотность радиоактивных выпадений находилась в пределах: по метеостанции Жуковка 0,6-1,0 Бк/м^2, по метеостанции Красная Гора 0,6-0,9 Бк/м^2, на метеостанции Брянск 0,5-1,1 Бк/км^2. Высоких и экстремально высоких (более 110 Бк/м^2) значений суточных выпадений обнаружено не было.

Среднемесячная концентрация радиоактивных веществ в приземном слое атмосферы находилась в пределах 6,2 х 10^{-5} Бк/м^3 – 11,6 х 10^{-5}Бк/м^3. Высоких и экстремально высоких (более 3700х10^{-5} Бк/м^3) значений концентрации не обнаружено.

Ежемесячно экспедиционной группой проводятся обследования по маршруту № 1, где в 4-х населенных пунктах (Ущерпье и Мартьяновка Клинцовского района; п.г.т. Красная Гора Красногорского района;

Творишино Гордеевского района), пострадавших в результате аварии на ЧАЭС, измеряется мощность экспозиционной дозы гамма-излучения в реперных точках. Динамика мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на территории Брянской области за ряд последних лет представлена в таблице 3.

Таблица 3 – Динамика мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на территории Брянской области в 2001–2012 гг. (мкР/ч) (по данным Государственных докладов «О состоянии окружающей среды Брянской области» в 2007, 2010, 2011, 2012 гг.)

Населенный пункт	Зона, Ки/км^2	max/ min	2001		2006		2010		2011		2012	
			зи-ма	лето	зима	лето	зима	лето	зима	лето	зима	лето
Ущерпье	15–40	max	45	56	38	53	42	48	33	46	33	45
		min	30	40	20	37	28	31	24	30	22	28
Творишино Красная Гора	15–5	max	30	39	29	35	29	34	23	33	26	30
		min	13	15	22	25	12	13	12	13	12	12
Мартьяновка	5–1	max	17	19	13	20	14	18	14	18	14	15
		min	10	13	10	13	11	12	11	12	12	13

Наблюдается незначительная тенденция снижения мощности экспозиционной дозы в точках наблюдения за одиннадцатилетний период. Значения колеблются по времени года и годам. Экспозиционная доза имеет наименьшие значения зимой, что связано с наличием снежного покрова. В 2012 г. измерения показали: Зона 15-40 Ku/м^2: н.п. Ущерпье – максимальные значения составили зимой (при наличии снежного покрова) – 33 мкР/час, летом – 45 мкР/час; минимальные значения зимой – 22 мкР/час, летом - 28 мкР/час. Зона 5-15 Ku/м^2: максимальные значения в н.п. Творишино: зимой –

26 мкР/час, летом – 30 мкР/час; минимальные в п.г.т. Красная Гора: зимой – 12 мкР/час, летом – 12 мкР/час. Зона 1-5 Ku/м^2 : н.п. Мартьяновка – максимальные значения зимой – 14 мкР/час, летом – 15 мкР/час; минимальные значения зимой – 12 мкР/час, летом – 13 мкР/час.

В Брянской области плотность населения, существующего за счет лесозаготовок (включая грибную компоненту), составляет 0,05…0,16 чел/км^2, в то время как в отдельных регионах РФ такая плотность составляет 3 чел/км^2 (Приложение, рисунок 2).

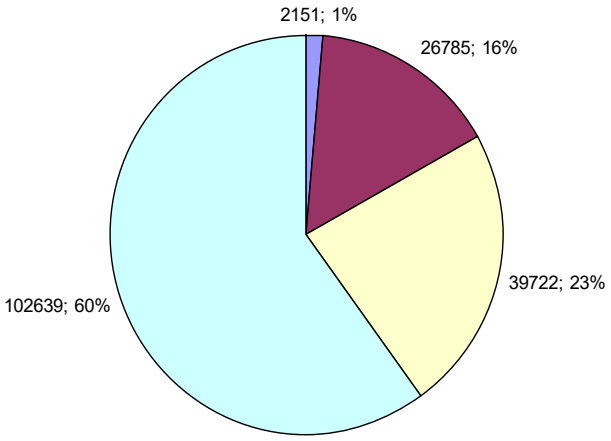
Если рассмотреть Брянский регион в сравнении с другими областями по Центральному Федеральному Округу, то из таблицы 4 видно, что самые большие запасы по недревесным ресурсам составляет грибная компонента. По данным Росприроднадзора (2016г) эти запасы в Брянской области составили 2,6 тыс.т.

Таблица 4 – Запасы грибов и ягод по ЦФО

(тыс.т, по данным Росприроднадзора, 2016 г)

Субъекты РФ	Недревесные ресурсы								
	Клюква	брусника	морошка	малина	Голубика	черника	грибы	Березовый сок	мед
РФ	800	1507,8	226	71,4	509,4	1309,3	2162,7	8755,1	1451,1
ЦФО	7,9	16,4	0,9	1	1,2	23	40,5	380,5	-
Брянская	0,1	0,3	-	-	-	0,7	2,6	9,5	0,4
Калужская	0,05	-	-	-	-	0,5	1,7	23,9	3,3
Курская	-	-	-	-	-	-		0,5	0,6
Орловская	-	-	-	-	-	-	0,1	0,6	0,8
Смоленская	0,3	0,6	-	-	-	0,5	2	29,5	2,2

Однако сбор недревесной продукции в регионе затруднен мозаичными радиоактивными выпадениями на территории Брянской области (рисунок1).



Примечание: 1 – плотность загрязнения свыше 40 Ku/км^2; 2 – плотность загрязнения 15-40 Ku/км^2; 3 – плотность загрязнения 5-15 Ku/км^2; 4 – плотность загрязнения 1-5 Ku/км^2.

Рисунок1 – Диаграмма плотности загрязнения радионуклидами в Брянской области на 2016 г. (по данным Росприроднадзора, 2016 г.)

Около 30% лесной территории загрязнены радионуклидами, что делает необходимым вести постоянный мониторинг и экологический контроль за грибной компонентой, которые активно собираются населением Брянской области.

3 МАТЕРИАЛЫ, МЕТОДЫ, МЕТОДИКИ и ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Основная задача исследований – сравнительное изучение роли компонентов лесных экосистем в миграциях элементов группы тяжелых металлов (ТМ) и радионуклидов в условиях сочетанного техногенно-радиационного загрязнения в Брянском округе зоны широколиственных лесов с целью дальнейшего решения вопросов биоиндикации и биомониторинга, разработке рекомендаций по фиторемедиации.

В соответствии с поставленной задачей в программу исследований были включены следующие вопросы:

1. Изучение содержания радионуклидов в побеговой биомассе древесных видов в условиях сильного радиоактивного загрязнения.

2. Анализ динамики валового содержания ТМ в компонентах живого напочвенного покрова, древесного яруса лесных экосистем.

3. Исследование накопительных возможностей грибов (макромицетов) по отношению к радионуклидам в условиях сочетанного загрязнения.

4. Оценка возможности биоиндикации радиоэкологического состояния местообитаний с использованием коэффициента флуктуирующей асимметрии.

На выбранном участке леса проводилось его экологическое описание на пробной площадке (площадь 100м^2), отбор образцов почвы.

Видовую принадлежность грибов, сосудистых растений и мохообразных определяли по общепринятым определителям [Гарибова, 1990]. Номенклатура сосудистых растений приведена по С.К. Черепанову (1995).

Пробы биомассы мохового покрова, опавшей листвы отбирались вручную без разделения на виды. Биомасса компонентов древесных видов отбиралась минимум у 10 особей: листва, концевые ветки побегов прироста текущего года и прошлого года (на момент исследований), шишек, коры, древесины.

Образцы почвы отбирались с поверхности и с глубины в 12-14 см весной (оттаявшая прогревшаяся почва, первая декада мая) и осенью (первая декада октября) с площадки в 1 $м^2$ в 4-кратной повторности методом конверта, затем готовилась смешанная проба. Образцы отбирались почвенным ножом, стерилизация ножа осуществляли путем погружения его в почву 5-6 раз. Плодовые тела шляпочных грибов срезались ножом, грибница при этом не травмировалась. Плодовые тела и почву подвергали в сушке сначала при комнатной температуре, а затем в сушильном шкафу до полного высыхания. В дальнейшем отобранные образцы подвергались общепринятой камеральной обработке для пробоподготовки к работе на флуоресцентном спектрометре (Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований …, 1981).

3.1 Изучение высших древесных растений по лесоводственно-таксационным показателям на пробных площадках

ППП закладывались согласно ГОСТ 16128-70 и ОСТ 56-69-83 в насаждениях с различным уровнем техногенной и радиационной нагрузки с целью проведения длительных наблюдений по программе экологического мониторинга леса. Характеристика почвы давалась по литературным данным [Антыков,1958; Роде, Смирнов,1972; Атлас почв СССР,1974] и описанию прикопок.

При перечете деревьев измерялись $d_{1,3}$ в двух направлениях с точностью до 0.1 см при помощи мерной вилки и d крон деревьев в направлении С-Ю и З-В при помощи мерной ленты. У 100 деревьев главной породы проводились измерения h, h до начала живой кроны и h до первого сучка(длина бессучковой части ствола) при помощи высотомера ВК-1. Определялась протяженность живой части кроны. По шестибальной шкале производилась оценка состояния каждого дерева [Санитарные правила..., 1992].

Для полевого исследования закладываются пробные площади квадратной формы с удалением от квартальной просеки или дороги не менее чем на 10 метров. Их закладку производят согласно ОСТ 56-69-83 «Площади пробные лесоустроительные. Метод закладки».

Размер учетной площадки зависит от возраста растений древесного яруса: для молодняков - 10х10 м; для средневозрастных и приспевающих – 20х20 м; спелых и перестойных – 30х30 м. Пробные площади ограничивают визирами и по углам устанавливают столбы, выполняют буссольную съемку и «привязывают» к квартальному столбу. Также ее обязательно наносят на планшеты. Время проведения работ – апрель-ноябрь. Перечет деревьев производили по ступеням толщины и категориям санитарного состояния.

По окончании перечета у 25 деревьев основного элемента леса измеряли диаметры на высоте груди (с точностью до 0,1 см) и высоты. Деревья подбирали пропорционально их распределению по ступеням толщины. Для других пород, чье присутствие в составе оказалось больше одной единицы, определяли высоты у 3 - 5 деревьев из центральной ступени толщины.

Тип леса устанавливается по породе - эдификатору и характерному признаку (живому напочвенному покрову, подлеску, рельефу и др.). За основу взята классификация типов леса, разработанная А.С.Тихоновым и применяемая при лесоустройстве Брянской области.

В лесных массивах под обследуемым участком понимают участок леса, характеризующийся однородным почвенно-растительным покровом с однотипной растительностью и близкими уровнями поверхностного загрязнения почвы.

Экспериментальные объекты закладывались с учетом плотности загрязнения и МЭД γ-излучения. Условно предусматривалось три градации МЭД : слабая - до 0.5 мР/ч, средняя - 0.5 - 1.0 и относительно высокая – более 1.

3.2 Оценка уровня радиационного фона

Радиационный фон излучения представляет собой мощность эквивалентной дозы ионизирующего излучения, создаваемая космическим излучением и излучением естественных и искусственных радионуклидов, распределенных в окружающей среде.

Экспозиционная доза – это величина полного заряда ионов одного знака, которые образуются в воздухе при полном торможении электронов и позитронов, освобожденных фотонами в единице массы сухого атмосферного воздуха т при нормальных условиях [Усманов, 2001]. Экспозиционная доза – специфическая величина в дозиметрии и используется только для оценки внешнего рентгеновского или γ-излучения в диапазоне энергий 0,001-3 МэВ. Единица измерения экспозиционной дозы СИ – кулон на килограмм (Кл/кг). Внесистемная единица – рентген (Р).

Оценка уровня радиационного фона была проведена с помощью дозиметра дозиметра-радиометра МКС-01СА1М. МКС-01СА1М – миниатюрный многофункциональный профессиональный дозиметр-радиометр с ежесекундным непрерывным уточнением результата измерения и индикацией текущей статистической погрешности, а также с речевым озвучиванием и голосовой оценкой результатов измерения, предназначенный для: измерения дозы фотонного (гамма - и рентгеновского) излучения (далее –мощности дозы);измерения мощности дозы гамма - и рентгеновского излучения (далее – дозы); измерения плотности потока бета-частиц от загрязненных поверхностей; измерения плотности потока альфа-частиц от загрязненных поверхностей.

В приборе в качестве детектора применен торцевой газоразрядный счетчик. Поток ионизирующего гамма- (бета-, альфа-) излучения преобразуется счетчиком в последовательность электрических сигналов. Эти сигналы формируются по длительности и амплитуде, а затем поступают на схему регистрации и индикации.

Прибор циклически ежесекундно выполняет процесс оценки и уточнения результатов измерений с индикацией на дисплее текущей статистической погрешности (δ) в доверительном интервале 0,95. В неизменном (стационарном) поле ионизирующего излучения показания прибора с течением времени непрерывно усредняются и уточняются. Одновременно с этим уменьшается значение погрешности.

Длительность времени измерения прибора зависит от исследуемой величины мощности дозы (плотности потока бета - и альфа - частиц) и требуемой точности измерения δ.

Показания первых циклов наблюдений полезны для первичной оперативной оценки мощности дозы (плотности потока альфа- или бета-частиц).

Для обеспечения более точного результата наблюдения, съём информации об измеряемых величинах с прибора следует производить при статистической погрешности не более 20%.

При многократных измерениях одной и той же величины перезапуск прибора следует осуществлять кнопкой «MODE» циклически переключая режимы работ до исходного состояния.

Измерения мощности МЭД проводили на почве и на высоте 1 м от земли дозиметром ДРГ - 01Т с точностью до 0.001 мР/ч с округлением средних данных до 0.01 мР/ч, МЭД измерялась по возможности ежегодно на постоянных реперных точках (не менее 5 на каждой ПП) в пятикратной повторности.

3.3 Определение активности гамма-излучающих радионуклидов в пробах

При определении плотности загрязнения (Ки/км^2) использовались данные Госкомгидромета и результаты гамма - спектрометрических анализов образцов почвы. Гамма-спектрометрический метод получил широкое применение в экологии как один из методов радиомониторинга [ГОСТ

20286-76; Экологический мониторинг: методы биологического и физико-химического мониторинга, 2000; Теоретическая и прикладная экология: Словарь-справочник, 2008; Экологическая оценка состояния окружающей среды в процессе хозяйственной деятельности, 2011].

Особый интерес вызывают исследования, связанные с выявлением степени загрязнения радионуклидами дикорастущих лекарственных растений, грибов и их способностью аккумулировать радиоактивные вещества.

Исследования, анализ результатов, статистическая обработка данных проводились в лаборатории «Мониторинг сред обитания», созданной при кафедре географии, экологии и землеустройства.

МЭД (мкР/ч) на ПП измеряли на почве и на высоте 1 м от почвы [Прибор сцинтилляционный…, 1987; Прибор комбинированный…, 1991] дозиметрами СРП-68-01, РКСБ-104.

Удельная активность (УА, Бк/кг) радионуклида ^{137}Cs в образцах устанавливалась с использованием гамма-спектрометрического комплекса «УСК Гамма Плюс» со сцинтилляционным детектором с программным обеспечением «Прогресс 2000» по стандартным методикам [Методика выполнения γ-спектрометрических измерений активности радионуклидов в пробах почвы и растительных материалов, 1994].

Для оценки биодоступности радионуклидов в системе почва-растение использовались коэффициент перехода (Кп) и накопления (Кн). Кп устанавливали как отношение УА фитомассы (Бк/кг) к ПЗП (кБк/м^2), Кн - как отношение УА фитомассы (Бк/кг) к УА почвы в Бк/кг [Цветнова, 1996; Краснов, 1998; Лес.Человек. Чернобыль…1999; Щеглов, 1999, 2001; Короткова, 2000; Экологический мониторинг: методы биологического и физико-химического мониторинга, 2000; Сковородникова, 2008; Борздыко, 2008, 2009, 2011; Любимов, 2010; Сапегин, 2009, 2010, 2011].

Материал точечных почвенных проб (не менее 10) предварительно высушивали в сушильном шкафу при t=+110С°. Затем из материала представительной пробы отбирали пять навесок объемом 1000 см^3 каждая. Объем навески измеряли мерным цилиндром с ценой деления 10 см^3. Навески засыпали в чистые спектрометрические сосуды Маринелли и взвешивали на весах. Спектрометрические сосуды герметично закрывали и маркировали. Промаркированные сосуды устанавливали в блок детектирования. При измерении активности длительность экспозиции выбирали по показаниям погрешности < 10% для линий основных γ-излучающих радионуклидов. Подготовка проб с грибами, мохообразными производилась аналогично почвенным образцам. Пробы с плодовыми телами съедобных *Basidiomycetes* предварительно не высушивались, далее готовились по той же схеме. В эксперименте использовали технологическую обработку грибов: жаренье, варку, сушку. При выполнении исследований учитывали нормы радиационной безопасности, рассматривали предельно допустимые уровни в объектах, собранных из радиоактивно загрязненных районов и контроля [НРБ-76/87; НРБ-96; ОСП-72/87].

3.4 Описание определения рекреационной и техногенной нагрузок на лесные экосистемы

Оценка жизненного состояния лесных насаждений проводится следующим образом. Описание проводили по совокупности морфологических и прочих признаков, определяли жизненность деревьев и кустарников. Для определения жизненности использовали следующие показатели: нормальная, пониженная, низкая, сублетальная, летальная.

Таблица 5 – Оценка жизненного состояния насаждений из древесно-кустарниковой растительности

	Нормальная	Пониженная	Низкая	Сублетальная	Летальная
Состояние кроны	Без усыханий	Без усыханий	+	+	Значительное усыхание
Состояние ветвей	Хорошее	Хорошее	Посредствен ное	Посредствен ное	плохое
Дуплистость деревьев	нет	Первые признаки	+	+	погибшее
Иные повреждения	_	+	+	+	+

Средний балл состояния для каждого вида рассчитывается по формуле

$$K_1 = \sum n_{1-} a / A,$$

где K_1 – коэффициент состояния отдельных видов деревьев; n – балл состояния отдельных деревьев; а – число учтенных видов деревьев каждого балла состояния, А – общее число учтенных деревьев каждого вида; ∑ - сумма.

Коэффициент состояния лесного древостоя в целом (К) определяется как среднее арифметическое средних баллов состояния различных видов деревьев на пробной площади.

$$K=(K_1+K_2+K_3)/ \text{ число видов деревьев}$$

Состояние древостоя лесного сообщества оценивают согласно таблице 6:

Таблица 6 – Коэффициенты оценки состояния древостоя

К	Балл состояния древостоя	Характеристика состояния древостоя
1,5	1	Здоровые
1,6…2,5	2	Ослабленные
2,6…3,5	3	Сильно ослабленные
3,6…4,5	4	Усыхающие
4,6	5	Сухие

При среднем балле 2…2,5 состояние насаждения оценивается как угрожающее, восстановление которого возможно после снижения уровня загрязнения атмосферы и применения комплекса мероприятий по

оздоровлению насаждений. При среднем балле, превышающем 2,5, состояние - критическое, соответствующее началу распада лесных насаждений.

Определение степени перерождения леса под воздействием человека

Установлено, что нагрузка на почву, т. е. вытаптывание, приводит к постепенному исчезновению травянистого покрова, прекращению возобновления леса, его гибели. На карту необходимо нанести участки леса с различной степенью перерождения, обозначив каждую из степеней различным цветом. Для характеристики используются данные таблицы и делается вывод о состоянии леса.

Таблица 7 – Характеристика стадий изменения леса

Стадия	Характеристика
1	Деятельность человека не внесла в лесное сообщество сколько-нибудь значительных изменений
2	С появлением человека возникла редкая цепь тропинок, среди травянистых растений появились светолюбивые виды, начала разрушаться подстилка
3	Тропиночная сеть уже сравнительно гуще, светолюбивые виды уже преобладают в травяном покрове, начинают появляться луговые травы, мощность подстилки уменьшается. На участках, где нет тропинок, возобновление леса ещё удовлетворительное
4	Тропинки густо опутывают лес. В травяном покрове количество лесных видов незначительно. Молодого подроста-до 5…7 лет - практически нет, подстилка встречается лишь у стволов деревьев. В местах поверхностного стока вод образуются борозды размыва.
5	Полное отсутствие подстилки; полное отсутствие подроста. На плотной вытоптанной земле под редкими деревьями отдельные экземпляры сорных и однолетних трав. На наклонных участках хорошо различимы формы линейной эрозии: борозды, овраги. На легких супесчаных почвах, меньше поддающихся уплотнению по сравнению с глинистыми почвами, в результате плоскостной эрозии смывается верхний слой.

Для определения степени рекреационной деградации лесной экосистемы составляли описание участков по схеме: тип леса; тип почвы; сомкнутость лесного полога (в баллах); жизненное состояние подроста и подлеска (развит хорошо, умеренно, развит слабо); соотношение в живом

напочвенном покрове лесных, луговых и сорных видов (%); наличие дернины (мэрии злаков и осок); коэффициент рекреации (отношение площади троп и вытоптанных полян к общей площади); количество взрослых деревьев, имеющих антропогенное повреждение ствола высоте 130 см: наличие кострищ; степень замусоренности (нет мусора, слабая, умеренная сильная); привлекательность (+, -); стадия рекреационной деградации (0.... 5 баллов). или вырубленных деревьев); изменение морфологических признаков хвои или листьев (некрозы, хлорозы, дефолиация - опадение листьев); биомасса хвои или листьев с одногодичного побега (средние данные по 10 измерениям).

Таблица 8 – Характеристика стадий рекреационной деградации лесных экосистем

Стадия дегра-дации	Характеристика состояния лесной экосистемы	Состояние ярусов					Включение нелесных видов
		Древостоя	Подлеска и крупного подроста	Подроста младшего возраста	Травостоя	Мохово-лишаинико вого покрова	
0	Ненарушенные насаждения	Сомкнутость древесного полога	Полная сохранность				нет
I	Слабонарушенные	Полная сохранность	Заметное повреждение		Слабо вытоптан	Разреженный	Не более 10% видового состава
II	Средняя степень нарушения сообщества	Практически полностью сохраняется. Наблюдается выпадение отдельных деревьев	Заметные повреждения		Угнетенное	Полное исчезновение или незначительные пятна	До 50% видового состава
III	Значительно нарушенные насаждения (критическое состояние)	С нарушенной замкнутостью	Единичные уцелевшие экземпляры		Преобладание заносных видов	Полное исчезновение	До 80 % видового состава

IV	Полностью разрушенное лесное сообщество	Низкая полнота древостоя, вплоть до значительного его распада	Нет	Нет	Господство сорных и луговых видов	Нет	Более 90 % видового состава
V	Отсутствие сомкнутой растительности (полный кризис)	Отдельные деревья в угнетенном состоянии	Нет	Нет	В угнетенном состоянии, преобладание сорной растительности	Нет	Более 90 % видового состава

Количественный учет подроста и характеристика его состояния позволяют прогнозировать судьбу данного леса и динамику его изменений (табл. 8).

Таблица 9– Оценка естественного возобновления леса в зависимости от возраста

Оценка возобновления	Преобладающий возраст подроста (число лет)		
	1-5	6-10	11-15
	Число благонадежных всходов (тыс. шт./га)		
Хорошее	Больше 10	Больше 5	Больше 3
Удовлетворительное	10-5	5-3	3-1
Слабое	5-3	3-1	1- 0,5
Плохое	Меньше 1	Меньше 1	Меньше 0,5

Изучение состояния лесной подстилки (проводится один раз в 5 лет).

При изучении подстилки следует учесть, что в различных насаждениях формируется разная подстилка, отличная по составу, мощности, быстроте разложения. В хвойных лесах накапливается мощная подстилка. В еловых лесах о наиболее плотная и более кислая, в сосновых – менее плотная и менее кислая. Обе породы образуют грубогумусную лесную подстилку, неблагоприятную для прорастания семян, роста и развития многих растений. Подстилка в лиственных лесах имеет различную кислотность, но всегда меньше, чем подстилка в хвойных лесах. Лиственные породы в большей степени обогащают лесную подстилку элементами питания и улучшают водно-физические свойства почвы. Примесь в лесах берёзы и осины уменьшает вредное действие хвойной подстилки.

Мощность подстилки (см) может использоваться как экспресс-диагностический признак оценки состояния лесной системы.

Проводили учет посещаемости лесного массива (в период массового сбора грибов и ягод). За определенный промежуток времени подсчитывали число посетителей – отдельно для выходных и будних дней. Сравните полученные результаты с допустимыми рекреационными нагрузками (табл. 10).

Таблица 10 – Допустимые рекреационные нагрузки на различные типы лесных природных комплексов

Тип леса	Нагрузка чел/час на га
Березняк разнотравный	15-20
Березняк щучковый	10- 15
Осинник разнотравный	15-20
Осинник-кисличник	15-20
Осинник-щучковый	10-15
Ельник-кисличник	8-15
Ельник-черничник	8- 10
Ельник щучково-таволговый	5-8
Сосняк-черничник	10 - 14
Сосняк-брусничник	10
Сосняк-зеленомошник	10-15

При описании лесного фитоценоза проводится глазомерная оценка степени сомкнутости крон (полная сомкнутость – 1 балл).

Санитарное состояние леса оценивается по наличию валежника, сваленных деревьев, сухостоя, повреждению листьев и молодых побегов, а также присутствию нехарактерных для растений утолщений (таблица 11).

Таблица 11 – Санитарное состояние леса

Оценка в баллах	Санитарное состояние	Основные показатели
1	Хорошее	Валежник почти разложившийся, покрытый мхом, лишайниками, грибами, отдельные сухие верхушки деревьев; отсутствуют повреждения листвы и побегов

2	Удовлетворительное	Много неразложившегося валежника; отдельные сухие деревья; частичное повреждение листвы (хлороз, высыхание, скручивание), наличие на стволах отдельных нехарактерных утолщений
3	Плохое	Свежесваленные деревья, сухие группы деревьев, повреждение листьев и побегов (высыхание, пятнистость, хлороз), многочисленные нехарактерные для растений утолщения стволов и ветвей

Сосняк-зеленомошник с примесью отдельных кустарников в подлеске с увеличением рекреационной нагрузки изменяется следующим образом:

1 стадия. Лес малонарушенный. Тропиночная сеть нечеткая, ее площадь не превышает 5%. Подрост сосны густой, разновозрастный. Травяно-кустарничковый покров редкий, проективное покрытие его 10 - 20%; проективное покрытие мхов до 90%. В травяно-кустарничковом ярусе преобладают лесные виды.

2 стадия. Тропиночная сеть довольно четкая, ее площадь увеличивается до 10 - 15%. Подрост несколько угнетен, встречаются отмершие сосенки. Покрытие мхов уменьшается до 50 - 60%, а покрытие травянистых растений увеличивается до 40%.

3 стадия. Тропиночная сеть увеличивается и расширяется, составляя 20 - 25% площади. Снижается количество подроста, уменьшается его прирост. Появляются луговые виды.

4 стадия**.** Площадь, лишенная растительности, увеличивается до 50 - 60%. Подрост сосны в неудовлетворительном состоянии, количество его уменьшается. В травянистом покрове преобладают луговые и сорные виды. Проективное покрытие мхов падает до 10 - 30%.

5 стадия. Почти вся площадь равномерно затоптана. Подрост сосны отсутствует. Лесные виды кустарничков и трав полностью выпадают из травостоя. Покрытие мхов менее 5%. Роль сегетальных и рудеральных сорных видов увеличивается.

Ельник-кисличник с увеличением рекреационной нагрузки изменяется следующим образом:

1 стадия. Лес малонарушенный, с еловым подростом, неясно выраженными тропинками, с моховым покровом и преобладанием кислицы среди травянистых растений.

2 стадия. Моховой покров исчезает, сеть тропинок увеличивается. В травянистом покрове появляются отдельные представители луговых растений.

3 стадия. Угнетенный редкий еловый подрост. Покров травяно-кисличный.

4 стадия. Ельник с преобладанием луговых злаков и отдельными представителями сегетальной и рудеральной флоры. Кислица исчезает. Подроста ели нет.

5 стадия. Ельник рудеральный без мохового покрова.

Дубрава при рекреационной нагрузке испытывает следующие преобразования.

1 стадия. Дубрава ненарушенная. Ясно выражены два яруса - дуб и липа (1 ярус), клен (2 ярус). Сомкнутость подлеска до 0,6 (при полной сомкнутости равной единице). В травостое присутствуют только лесные виды. В весенние время обильны эфемероиды.

2 стадия. Дубрава малонарушенная. Чистый дубняк; древостой состоит из одного яруса — дуба; подлесок развит хорошо, сомкнутость 0,7 - 0,9; травостой представлен видами типичного дубравного широкотравья, преобладают корневищные. Стадия характеризуется уменьшением мощности лесной подстилки. В связи с вытаптыванием уменьшается количество эфемероидов. Появляются отдельные дернины луговых злаков. В целом покрытие травянистыми растениями увеличивается.

3 стадия. Дубрава нарушенная, характеризуется увеличением тропиночной сети, дальнейшим уплотнением лесной подстилки. Чистый дубняк; подлесок изрежен (сомкнутость 0,2 - 0,6); роль луговых видов увеличивается, но они не занимают господствующего положения. Доминируют корневищные виды

дубравного широкотравья, хорошо переносящие увеличение освещения. Эфемероиды из травяного покрова исчезают. Появляются растения, стойкие к вытаптыванию.

4 стадия. Дубрава сильно нарушенная. Сокращается число дубов, полностью выпадает дубовый подрост. В отдельных случаях появляются кусты бузины и ивы. Подлесок редкий (сомкнутость крон 0,2). В травянистом покрове начинают преобладать луговые растения, в основном рыхлокустовые злаки. Усиливается роль растений, стойких к вытаптыванию. Появляются сорные растения.

5 стадия. Дубрава рудеральная. Число дубов еще больше сокращается, сомкнутость древостоя низкая (0,5 - 0,1). Вся площадь равномерно вытоптана. Подлесок отсутствует. Из травостоя полностью исчезают эфемероиды дубравного широкотравья. Травяной покров представлен луговыми и рудеральными видами. Вершины дубов начинают усыхать.

3.5 Санитарное и лесопатологическое состояние насаждений

Лесопатологическое обследование проведено путём рекогносцировки территории и детального изучения конкретных участков.

При рекогносцировочном обследовании определяли распределение деревьев по категориям состояния (в %), причины ослабления, распределение по площади сухостойных и усыхающих деревьев: одиночное – 1-2, групповое – 3-10, куртинное – более 10 деревьев (до 0,25 га). Указывали тип ослабления и заселения деревьев, виды вредителей и болезней, подбирали наиболее характерные участки для проведения детальных работ.

При лесопатологическом обследовании использована шкала категорий санитарного состояния деревьев из «Санитарных правил в лесах Российской Федерации», (1997) и «Инструкции по экспедиционному лесопатологическому обследованию лесов, (1983):

I – деревья без признаков ослабления;

II – ослабленные деревья со слабо ажурной кроной, укороченным приростом, усыханием отдельных ветвей первого порядка (не более трёх);

III – сильноослабленные – суховершинные, с редкой, ажурной кроной деревья, с $^1/_3$ усохших ветвей;

IV – усыхающие – деревья с усыханием более $^2/_3$ кроны;

V – сухостой текущего года (свежий) – деревья с признаками поселения стволовых вредителей, желто-зеленой или желтой кроной, усохшие в текущем году;

VI – сухостой прошлых лет (старый) – деревья, усохшие.

Степень распространения в древостое заболеваний установлена по видовым признакам с точностью до 5%.

К неблагополучным, с нарушенной устойчивостью насаждениям относятся участки леса с текущим отпадом (доля заселенных и свежесухостойных деревьев) в два и более раз выше естественного в насаждениях данного возраста, породы и одинаковых условиях произрастания. В наиболее характерных участках проводились детальные работы путем закладки постоянных и временных пробных площадей.

Для характеристики состояния насаждения использованы:

- средневзвешенная категория состояния насаждения (СКС)

$СКС = (1\times N_1 + 2\times N_2 + ... + 6\times N_6)/N_{общее}$,

где: 1-6 номера категорий состояния; N_1-N_6 – количество деревьев соответствующей категории состояния, учтённых на пробной площади.

- текущий отпад, (в %) $ТО = (N_{3зас} + N_{4зас} + N_5)\times 100/N_{общее}$;

- заселённость, (в %) $З = (N_{3зас} + N_{4зас} + N_{5зас})\times 100/N_{общее}$,

где: $N_{3\text{-}5зас}$ – количество заселённых ксилофагами деревьев соответствующей категории; $N_{общее}$ – число учтённых на пробной площади деревьев, шт;

- относительный диаметр отпада, в % по отношению к среднему диаметру насаждения.

Степень распространения и влияния на состояние древостоя патогенных факторов определена по видовым признакам заболеваний,

встречаемости на деревьях, по данным анализа модельных деревьев на гнили, и данным рекогносцировочного обследования.

3.6 Исследование содержания металлов на спектроскане-МАКС

Валовое содержание ТМ проводили с применением рентгенофлуоресцентного метода на приборе Спектроскан Макс (фирма Spektron): хрома, кобальта, никеля, меди, цинка, мышьяка, стронция и свинца, а также оксидов: MgO, $A1_2O_3$, SiO_2, $P2O_5$, K_2O, CaO, TiO_2, MnO, Fe_2O_3 в порошковых пробах почв и донных отложениях (включая железомарганцевые конкреции) методом рентгенофлуоресцентного анализа (РФА) на аппаратах рентгеновских для спектрального анализа Спектроскан Макс.

В зависимости от модификации спектрометра или целей конкретной аналитической задачи, анализ может быть ограничен определением одного или нескольких компонентов. Общая характеристика проб почвы, поступающих на анализ: воздушно-сухой порошок, выход фракции -71 мкм не менее 95%.

Метод основан на измерении интенсивности рентгеновского флуоренсцентрального излучения определяемых элементов при экспонировании порошковых проб почв (образцов для анализа). Флуоресцентное излучение возбуждается первично-излучением рентгеновской трубки (РТ). Массовую долю компонентов определяют с помощью предварительно построенных градуировочных характеристик (ГХ), представляющих собой экспериментальную зависимость массовой доли от аналитического сигнала.
Взаимное влияние элементов и матричные эффекты учитываются нормировкой аналитического сигнала на линиях флуоресценции определяемых элементов на аналитический сигнал, измеренный на длине волны некогерентного рассеяния характеристической линии анода рентгеновской трубки на материале пробы, а также подбором (с помощью программного обеспечения) соответствующего аналитического вида ГХ.

Определение содержания металлов в лесных экосистемах проводили в следующих компонентах: образцах почвы, почвенной подстилке, мохово-лишайниковом покрове, в частях модельных лиственных и хвойных деревьев. Выбор модельных деревьев осуществлялся с учетом описания растительного покрова экспериментальных участков. Затем образцы с выбранных модельных деревьев, близких по параметрам к средним для определенных возрастных категорий, разделяли на структурные части: хвоя текущего года формирования, хвоя прошлых лет формирования, развитая листва лиственных деревьев, ветви крупные (толщиной > 1 см), ветви мелкие (толщиной<1 см), генеративные органы – шишки, почки лиственных деревьев. Отбор проб коры наружной и внутренней, а также древесины осуществляли из выпилов, сделанных на разной высоте ствола - у комля, в середине и вершине (с разрешения работников лесного хозяйства). Все пробы растительного яруса измельчали, затем высушивали при температуре 105^0С и тщательно размалывали до однородной массы.

Смешанные образцы эпигейных и эпифитных мхов собирались осенью в течение 2008-2009 гг., в солнечную, сухую погоду. Высушивались на открытом воздухе в течение 7 дней, затем до воздушно-сухого состояния доводились в термостате при температуре +30ºС. Воздушно-сухие образцы подвергались обработке по «Методике выполнения измерения массовой доли металлов и оксидов металлов в порошкообразных пробах почв методом рентгенофлуоресцентного анализа. М049- П/04». Анализ образцов почвы и мохообразных проводился по «Методике выполнения измерения массовой доли металлов и оксидов металлов в порошкообразных пробах почв методом рентгенофлуоресцентного анализа. М049- П/04». ПДК (предельно допустимые концентрации) и ОДК (ориентировочно-допустимые концентрации) химических веществ в почве определялись по ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.2042-06. На основе концентраций металлов в почвенных образцах и элементах мохового покрова рассчитаны коэффициенты перехода как отношение концентрации элемента в почве к концентрации элемента в

растительной массе, коэффициенты накопления – отношение концентрации элемента в растительной массе (фитомассе) к концентрации элемента в почве.

3.7 Определение стабильности развития Betula pendula по показателям флуктуирующей асимметрии листовых пластинок

Стабильность физиологических процессов обеспечивает нормальное развитие организма. В нормальных условиях организм реагирует на воздействие среды посредством сложной физиологической системы буферных гомеостатических механизмов. Эти механизмы поддерживают оптимальное протекание процессов развития. Под воздействием неблагоприятных условий эти механизмы могут быть нарушены, что приводит к изменению развития.

Главным при морфогенетическом подходе является характеристика стабильности развития, охватывающей процессы, которые снижают фенотипическое разнообразие, происходящее от нарушений в индивидуальном развитии. Снижение эффективности гомеостаза приводит к появлению отклонений от нормального строения различных морфологических признаков, обусловленных нарушениями развития. Последствия этих нарушений, в дополнение к обычно используемой для этой цели частоте существенных морфологических отклонений (фенодевиантов), как явных аномалий, могут быть оценены по величине показателей флуктуирующей асимметрии, как незначительных отклонений от совершенной билатеральной симметрии. Уровень таких морфологических отклонений от нормы оказывается минимальным лишь при определенных условиях, которые могут рассматриваться как оптимальные, и неспецифично возрастает при любых стрессовых воздействиях.

Оценка стабильности развития по каждому признаку сводится к оценке асимметрии. На практике это означает учет различий в значениях признака слева и справа. Для меристического признака величина асимметрии у каждой

особи определяется по различию числа структур слева и справа. Популяционная оценка выражается средней арифметической этой величины. Статистическая значимость различий между выборками определяется по t-критерию Стьюдента.

Для пластического признака величина асимметрии у особи рассчитывается как различие в промерах слева и справа, отнесенное к сумме промеров на двух сторонах. Использование такой относительной величины необходимо для того, чтобы нивелировать зависимость величины асимметрии от величины самого признака. Популяционная оценка выражается средней арифметической этой величины. Статистическая значимость различий между выборками определяется по t-критерию Стьюдента.

Сбор материала желательно проводить после остановки роста листьев (в средней полосе - начиная с июля). Фактически для обработки пригоден любой материал, собранный в течение периода вегетации растений (май – сентябрь), с учетом поправок на сезонные изменения показателя флуктуирующей асимметрии конкретного вида растений.

Каждая выборка должна включала по 200 листьев.

Никакой специальной обработки и подготовки собранного полевого материала не требуется. Материал может быть обработан сразу после сбора, или позднее. Для непродолжительного хранения собранный материал можно хранить в полиэтиленовом пакете на нижней полке холодильника. Для длительного хранения можно зафиксировать материал в 60%-ном растворе этилового спирта или гербаризировать.

Для измерения лист помещают пред собой стороной, обращенной к верхушке побега. С каждого листа снимают показатели по пяти промерам с левой и правой сторон листа (Приложение 1 , рис. 26).

Таким образом на каждой листовой пластинке выполняют по 5 измерений с левой и правой стороны листа.

Следующим действием вычисляют показатель асимметрии для каждого листа: суммируют значения относительных величин асимметрии по каждому признаку и делят на число признаков.

Последним действием вычисляется интегральный показатель стабильности развития – величина среднего относительного различия между сторонами на признак: вычисляют среднюю арифметическую всех величин асимметрии для каждого листа.

Статистическая значимость различий между выборками по величине интегрального показателя стабильности развития (частота ассиметричного проявления на признак, величина среднего относительного различия между сторонами на признак) определяется по t – критерию Стьюдента.

Для оценки степени нарушения стабильности развития удобно использовать пятибалльную оценку (таблица 12). Первый балл шкалы - условная норма. Значения интегрального показателя асимметрии (величина среднего относительного различия на признак), соответствующие первому баллу наблюдаются, обычно, в выборках растений из благоприятных условий произрастания, например, из природных заповедников. Пятый балл - критическое значение, такие значения показателя асимметрии наблюдаются в крайне неблагоприятных условиях, когда растения находятся в сильно угнетенном состоянии.

Таблица 12 - Пятибалльная шкала оценки отклонений состояния организма от условной нормы по величине интегрального показателя стабильности развития для березы повислой *(Betula pendula)*

Балл	Величина показателя стабильности развития
I	<0,040
II	0,040 - 0,044
III	0,045 - 0,049
IV	0,050 - 0,054
V	>0,054

Значения показателя асимметрии, соответствующие третьему и четвертому баллам обычно наблюдаются в загрязненных районах.

Данный подход может быть использован для оценки состояния популяций отдельных видов растений, а также качества среды в целом. Так как уровень стабильности развития зависит от условий обитания растения, то соответствующими баллами можно оценивать и состояние окружающей среды.

Экспериментальные данные обрабатывались статистически. Для оценки влияния радиоактивного загрязнения на радиальный прирост и прирост в высоту применялся метод однофакторного дисперсионного анализа [Плохинский, 1980]. Задачей дисперсионного анализа является расчленением суммарного варьирования по определенным параметрам-признакам изучаемого объекта на составные части. После вычисления дисперсии определялся критерий Фишера ($F_{факт}$), его существенное превышение над табличным ($F_{табл}$) устанавливалось с учетом трех доверительных уровней (при P=95%, P=99%, P=99.9%).

3.8 Характеристика местообитаний и пробных площадок при отборе проб растительного материала

Показать накопительные возможности древесных растений по отношению к элементам группы тяжелых металлов (ТМ) лесных экосистем в зоне крупных промышленных объектов стало возможным при исследованиях в лесных биогеоценозах промышленной зоны и окрестностей ЗАО «Мальцовский портландцемент» (Брянская область), который является самым крупным загрязнителем атмосферного воздуха на территории Брянской области [1, с.94]. Пробы побеговой фитомассы отбирались на пробных площадках на расстоянии в 2, 4 и 6 км от промышленной площадки предприятия в сосняках сложных (тип лесорастительных условий – С3) и разнотравных ельниках (тип лесорастительных условий – В3). У видов,

формирующих 1 и 2 ярус, отбирались побеги различных порядков и возраста, листва (хвоя), одревесневшие стебли у основания свежего валёжа.

Сбор материала древесных видов, мохового покрова, растительного опада проходил на стандартных пробных площадках в 100 м^2 в пригородах: лесопарке «Роща Соловьи» (г. Брянск) и Карховском лесу (г. Новозыбков). Оценка жизненного состояния насаждений из древесно-кустарниковой растительности лесопарка «Соловьи» пониженная. Замечены первые признаки дуплистости деревьев и иные повреждения, остальные показатели в норме. Коэффициент состояния лесного древостоя в целом составляет – 0,21. Состояние насаждения оценивается как хорошее. На обследованной площадке лесная экосистема имеет вторую стадию изменения. С появлением человека возникла редкая сеть тропинок, среди травянистых растений появились светолюбивые виды, начала разрушаться подстилка.

Состояние насаждений лесопарка «Соловьи» хорошее, наблюдается вторая стадия рекреационной дигрессии, сомкнутость древостоя — 0,6. В Карховском лесу состояние насаждений удовлетворительное, третья стадия рекреационной дигрессии, сомкнутость древостоя — 0,6. Проективное покрытие зеленых мхов на пробных площадках (ПП) Карховского леса составляет 55 %, мхов на ПП лесопарка — 50 %.

Результаты исследований в пригородном лесу в г. Новозыбкове (Карховский лес) показали, что жизненное состояние насаждений низкое. Состояние деревьев посредственное, наблюдается дуплистость и иные повреждения. Коэффициент состояния лесного древостоя в целом – 0,18. Определение степени перерождения леса под воздействием человека показало третью стадию изменения леса. Тропиночная сеть сравнительно густая, светолюбивые виды преобладают в травяном покрове, начинают появляться луговые травы, мощность подстилки уменьшается. На участках, где нет тропинок, возобновление леса еще удовлетворительное.

Визуальное рекогносцировочное обследование лесонасаждений районов исследований выявило преобладание средневозрастных насаждений

в лесопарке «Роща Соловьи» и Карховской роще. Обследование не выявило внешних причин, вызывающих ослабление и снижение устойчивости лесонасаждений. Санитарно-патологическое состояние лесов на момент обследования в целом удовлетворительное.

В сентябре 2014 г. в сосняках зеленомошниках (III и IV классов возраста) на 2 ПП в зоне с плотностью загрязнения почвы от 15 до 40 Ки/км^2 (Новозыбковское лесничество) отобраны пробы побегов у сосны лесной I категории состояния: древесины (заболонной части), коры, шишек, хвои и побегов текущего и прошлого годов. Всего отобрано 40 образцов. ПП располагались в кв. 202, выд. 16, ПП № 11, A_2, почвы автоморфные, плотность загрязнения почвы ^{137}Cs – 1188,1 кБк/м^2 (32,1 Ки/км^2), кв. 203, в. 29, ПП № 9, A_2, почвы автоморфные, плотность загрязнения почвы ^{137}Cs – 913,9 кБк/м^2 (24,7 Ки/км^2).

В условиях радиационно-химического загрязнения изучалась накопительная способность грибов по отношению к радионуклидам. Дятьковское лесничество – участки елово-широколиственных лесов. Отобранные виды грибов произрастали преимущественно на серых лесных почвах. В ходе исследования на территории Дятьковского участкового лесничества было обнаружено 37 видов грибов. Среди них 32 видов относятся к сапрофитам, 5 – к паразитам.

Для оценки возможности биоиндикации при диагностике радиоэкологического состояния местообитаний исследования проводились в Красногорском районе. Оценка радиационного фона на территории Красногорского района, одного из наиболее загрязненных в Брянской области, проводили на следующих контрольных площадках (КП), описанных в таблице 15. Контрольные площадки находятся на территории с разной плотностью радиоактивного загрязнения.

Таблица 13 – Характеристика контрольных площадок, расположенных на территории Красногорского района Брянской

№ КП	Местоположение	Зона радиоактивного загрязнения	Описание местности
1	д.Барсуки	отчуждения	промышленные объекты отсутствуют, так же как и автомобильные дороги, жилые и иные объекты. Молодой лес.
2	с. Заборье (окраина 1)	отселения	промышленные объекты отсутствуют рядом мало эксплуатируемая автомобильная дорога, жилых и иных объектов нет. Старовозрастной березовый лес.
3	д. Николаевка	отселения	промышленные объекты отсутствуют, так же как и автомобильные дороги, жилые и иные объекты. Молодой лес.
4	д. Перелазы (окраина 1).	с льготным социально-экономическим статусом	промышленные объекты отсутствуют, имеются проселочная мало эксплуатируемая дорога и одноэтажные жилые дома.
5	д. Перелазы (центр)	с льготным социально-экономическим статусом	промышленные объекты отсутствую, имеются одноэтажные жилые дома и проселочная дорога.
6	д. Перелазы (окраина 2)	с льготным социально-экономическим статусом	промышленные объекты отсутствуют, имеются проселочная дорога и смешанный широколиственный лес вокруг.
7	д. Летяхи (окраина 2)	с льготным социально-экономическим статусом	промышленные объекты отсутствуют, имеются одноэтажные жилые дома и проселочная дорога.

№ КП	Местоположение	Зона радиоактивного загрязнения	Описание местности
8	д. Летяхи (окраина 1).	с льготным социально-экономическим статусом	промышленные объекты отсутствуют, имеются одноэтажные жилые дома и проселочная дорога
9	д. Летяхи (центр)	с льготным социально-экономическим статусом	промышленные объекты отсутствуют, имеются одноэтажные жилые дома и проселочная дорога
10	д. Кургановка (окраина 1)	с льготным социально-экономическим статусом	промышленные объекты отсутствуют, имеются одноэтажные жилые дома и проселочная дорога
11	д. Кургановка (центр)	с льготным социально-экономическим статусом	промышленные объекты отсутствуют, имеются одноэтажные жилые дома и проселочная дорога.
12	д. Кургановка (окраина 2)	с льготным социально-экономическим статусом	промышленные объекты отсутствуют, имеется лесной массив и проселочная дорога.

Для оценки уровня радиационного фона на контрольных площадках (КП) нами было произведено измерение мощности эквивалентной дозы дозиметром-радиометром МКС-01СА1М. Результаты представлены в таблице 14.

Как видно из таблицы 14, наибольшая мощность эквивалентной дозы гамма-излучения отмечается в д. Барсуки, с. Заборье и д. Николаевка, которые расположены соответственно в зонах отчуждения и отселения. Согласно нормам радиационной безопасности по критерию мощности экспозиционной дозы, превышающей 120 мкР/ч, обстановка характеризуется радиационным загрязнением. Такая обстановка наблюдается лишь в этих населенных пунктах.

Таблица 14– Мощность эквивалентной дозы на контрольных площадках Красногорского района Брянской области

№ КП	Место измерения	Мощность эквивалентной дозы, мкЗв/ч	Мощность экспозиционной дозы, мкР/ч
1	д.Барсуки	2,40	240
2	с. Заборье (окраина 1)	2,20	220
3	д. Николаевка	1,87	187
4	д. Перелазы (окраина 1)	0,92	92
5	д. Перелазы (центр)	0,90	90
6	д. Перелазы (окраина2)	0,61	61
7	д. Летяхи (окраина 2)	0,77	77
8	д. Летяхи (окраина 1)	0,76	76
9	д. Летяхи (центр)	0,70	70
10	д. Кургановка (окраина 1)	0,40	40
11	д. Кургановка (центр)	0,46	46
12	д. Кургановка (окраина 2)	0,44	44

Аномальная радиационная обстановка (мощность экспозиционной дозы от 60 до 120 мкР/ч) наблюдается на в д. Перелазы и д. Летяхи.

В д. Кургановка радиационная обстановка согласно нормам радиационной безопасности считается нормальной (мощность экспозиционной дозы менее 60 мкР/ч).

Для радиологического изучения грибной биомассы были заложены дополнительные площадки.

Всего заложено 5 ПП. Опытные участки (по 400 м^2) заложены на всех ПП в сосняковых бруснично-черничных и березняковых бруснично-черничных ассоциациях Новозыбковского, Злынковского, Красногорского, Клинцовского и Жуковского районов Брянской области. Закладка и геоботаническое описание ОУ и ПП проводились согласно общепринятым методикам [Сукачев, Зонн, 1961; Булохов, 1996]. На каждой ПП измерена МЭД (в мкР/ч).

ПП№1. Расположена в Красногорском районе (МЭД=110,2±11,02… 108,5±10,85 мкР/ч). В 1-м ярусе преобладает сосна обыкновенная высотой 40 м. Возраст насаждения- 100 лет, полнота- 0,4… 0,5. Сообщество расположено

на почвах- свежих, среднего увлажнения (F- 5,5), кислых (R- 3,3), бедных азотом (N- 3,04). По отношению к свету местообитание- полузатененное с присутствием полутеневых растений, получающих более 10%, но менее 100% от полной освещенности (L- 5,8). Во 2-м ярусе дуб черешчатый в подросте с примесью березы повислой и пушистой. Подлесок состоит из крушины ломкой, рябины обыкновенной. Третий ярус представлен травяно-кустарничковой растительностью. Спектр жизненных форм Раункиера: гемикриптофиты (32 %); фанерофиты, нанофанерофиты, криптофиты составляют по 16%; хамефиты (12%) и хамефиты травянистые (8%). Ксероморфы (33,3%) и мезоморфы (41,7%), мезоксероморфы (8,3%), ксеромезоморфы (12,5%), гигромезоморфы (4,2%).

ПП№2. Расположена в Клинцовском районе (МЭД=93,24±9,32… 87,33±8,73 мкР/ч). Древостой образован березой повислой и пушистой, возраст насаждения- 50 лет, полнота- 0,4…0,5. Сообщество сформировано на свежих, кислых (R-3,44), бедных азотом (N-3,89) почвах, в условиях среднего увлажнения (F- 4,95). По отношению к свету местообитание характеризуется как полузатененное, в котором присутствуют полутеневые растения, получающие более 10%, но менее 100% от полной освещенности (L-5,15). Во 2-м ярусе лещина обыкновенная, клен остролистный, крушина ломкая. Жизненные формы по Раункиера: гемикриптофиты (45%); фанерофиты, криптофиты - по 15%, нанофанерофиты и хамефиты- по 10%, терофиты- 5%. На ПП№2 преобладают мезоморфы (57,9%), ксероморфы (5,3%), геломорфы (5,3%), мезогеломорфы (10,5%), ксеромезоморфы (5,3%), гигромезоморфы (5,3%).

ПП№3. Расположена в Злынковском районе (МЭД=85,1±8,51…80,8± 8,08 мкР/ч). Древостой образован сосной обыкновенной, изредка встречается ель европейская, возраст насаждения- 70 лет, полнота- 0,5…0,6. Экологическая оценка растительного покрова характеризует место как полузатененное (L-5,66), почвы кислые (R-2,12), влажные (F-6,47), очень бедные минеральным азотом (N-2,69). Во 2-м ярусе - береза повислая и

пушистая, рябина обыкновенная, крушина ломкая. Гемикриптофиты - 28,6%, фанерофиты и хамефиты- по 19,1%, нанофанерофиты и геофиты- по 14,3%, хамефиты травянистые (4,8%). В данном сообществе мезоморфы составляют 31,6%, ксероморфы и ксерогеломорфы- по 21,1%, геломорфы, мезогидроморфы- по 5,3%, мезогеломорфы- 10,5%.

ПП№4. Расположена в Новозыбковском районе Брянской области (МЭД=95,72±9,57…97,63±9,76 мкР/ч, контроль). Древостой образован несколькими ярусами: первый ярус формирует сосна обыкновенная, очень редко - ель обыкновенная, возраст насаждения- 50 лет, полнота- 0,5…0,6. Сообщество занимает возвышенные участки р. Десна с дерново-подзолистыми песчаными, сухими (F-3,87), кислыми (R-3,32), с очень бедными азотом почвами (N-2,91). Растительный покров характеризует место как полузатененное (L-5,83). Подлесок развит, из крушины ломкой, встречается подрост березы повислой и пушистой, рябины обыкновенной. Травяно-кустарничковый ярус выражен хорошо. Растительный спектр: гемикриптофиты (44,4%), фанерофиты и криптофиты приходится по 14,8%, нанофанерофиты и хамефиты- по 11,1%, хамефиты травянистые- 3,7%. В спектре экобиоморф преобладают мезофиты, ксерофиты (по 33,3%), ксеромезоморфы - 8,3%, остальные экобиоморфы- по 4,2%. Присутствуют циркумполярные, европейские, европейско-западносибирские элементы флоры.

ПП№5. Расположена в Жуковском районе Брянской области (МЭД=16,5±1,66…15,4±1,54 мкР/ч, контроль). Древостой образован в первом ярусе березой повислой и пушистой, очень редко ель европейская, возраст насаждения- 50 лет, полнота- 0,4…0,5. Сообщество расположено на дерново-глеевых, суглинистых, кислых (R-2,65), умеренно обеспеченных азотом (N-3,84), свежих (F-4,41) почвах. По отношению к свету место можно охарактеризовать как полутеневое (L-5,88). Подлесок редкий, из крушины обыкновенной. В растительном спектре: гемикриптофиты (60,7%), хамефиты и хамефиты травянистые - по 10,7%, фанерофиты- 7,1%, нанофанерофиты и

геофиты – по 3,6%. Среди экобиоморф преобладают мезофиты (51,9%). На долю ксеромезоморф приходится 18,5%, ксероморф и гидромезоморф - по 11,1%, ксерогеломорф и мезоксероморф- по 3,7%.

4 РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

4.1 Роль живого напочвенного покрова лесных экосистем в накоплении и поглощении элементов группы тяжелых металлов

В настоящее время особый интерес представляет вопрос о миграции и накоплении элементов группы тяжелых металлов (ТМ) в различных экосистемах, особенно лесных. Первый поглотитель токсикантов аэротехногенного поступления – древесный ярус лесных сообществ. Распределение и трансформация элементов группы тяжелых металлов имеет свою специфику в других компонентах лесов и в первую очередь в почвах, живом напочвенном покрове, листве и подстилке. Основная масса токсикантов длительное время удерживается в верхних почвенных горизонтах.

В то же время характер их распределения и биологическая доступность неодинаковы, поэтому необходимо выявлять накопительные возможности различных компонентов лесных экосистем по отношению к токсикантам техногенного происхождения.

Изучены особенности распределения 12 элементов группы тяжелых металлов в почвах, листве и живом напочвенном покрове лесных экосистем при различной рекреационной и техногенной нагрузке (радионуклидном загрязнении) в Брянской области. Данные приведены для однотипных сосняков разнотравных на территории рекреационных зон г. Брянска (лесопарк «Роща Соловьи»), г. Новозыбкова (Карховский лес).

Результаты химического анализа почвы, листвы и подстилки отражены в табл. 17.

При анализе образцов почвы для двух лесных экосистем получены следующие данные. Валовая концентрация свинца превышает ОДК (ОДК = 32,0 мг/кг), мышьяка (ОДК = 2,0 мг/кг), цинка (ОДК = 55,0 мг/кг), никеля (ОДК = 20,0 мг/кг) для экосистем городов Брянска и Новозыбкова.

Содержание меди в почве меньше ОДК (ОДК = 33,0 мг/кг), для Карховского леса меньше, чем для лесопарка «Соловьи». Валовая

концентрация марганца превышает ОДК (ОДК = 1500 мг/кг) для проб почвы Карховского леса. Содержание в почвах лесных экосистем ванадия значительно ниже ОДК. Кобальт обнаружен только в почвах лесопарка «Соловьи».

Значительно содержание в почвах лесопарка «Соловьи» и Карховского леса железа, титана. Валовая концентрация стронция одинакова в почвах двух лесных ценозов. Вместе с тем, почвы лесопарка «Соловьи» более обогащены тяжелыми металлами, чем почвы Карховского леса, что связано с генезисом почвообразующих пород.

Коэффициенты накопления, свидетельствующие о степени аккумуляции элементов и их соединений, отражены в приложении 2,табл.54.

Накопительная способность листвы и подстилки выше в сосняках разнотравных Карховского леса. Для Zn накопительная способность выше в лесопарке «Роща Соловьи». Не накапливаются кобальт, ванадий и титан. Хорошо накапливается медь, стронций и никель.

На исследуемых территориях моховой покров (Приложение 2,табл. 55) не столь резко отличается по накоплению тяжелых металлов: мышьяка, хрома и титана. Содержание свинца в видах мохового покрова на исследуемых участках примерно одинаково. Валовое содержание стронция и никеля больше в пробах мохообразных лесопарка «Соловьи», свинца и, особенно, цинка — в Карховском лесу. Концентрация свинца и цинка выше ОДК. В целом повышенное содержание этих элементов в различных видах мхов отмечается в Карховском лесу.

Металлы техногенного происхождения — мышьяк, никель — определены в пробах мхов и зарегистрированы в концентрации, превышающей ОДК. Накопления элементов-загрязнителей различной природы в моховом покрове свидетельствуют, что характер их концентрирования зависит от уровня техногенной нагрузки. Так, в моховом покрове территорий с сильной техногенной нагрузкой в максимальной степени накапливается свинец и цинк. Для биомассы мохового покрова

взаимное влияние показано для таких элементов как железо, марганца и меди.

Несмотря на значительное накопление элементов-загрязнителей в моховом покрове, вклад этого компонента в общее загрязнение лесного ценоза токсикантами невелико. Это связано с небольшими по сравнению с другими растительными ярусами запасами фитомассы мохового покрова в исследуемых экосистемах. Содержание тяжелых металлов в биомассе мохообразных — информативный биоиндикационный показатель.

Накопительная способность мохового покрова (табл. 54) примерно одинакова в лесопарке «Соловьи» и Карховском лесу. В наибольшем количестве в фитомассе мохового покрова накапливаются медь, никель, железо и марганец. Не накапливаются кобальт и ванадий.

Итак, полученные данные позволяют прогнозировать использование отдельных участков напочвенного покрова лесных экосистем для фито-ремедитации почв при возможных значительных загрязнениях отдельными видами токсикантов.

Для установления содержания ТМ в почве, лесной подстилке, моховом покрове и древесном ярусе пробные площади были заложены на расстоянии в 2,4 и 6 км в лесных биогеоценозах окрестностей ЗАО «Мальцовский портлантцемент» (Брянская область), который является крупным загрязнителем атмосферного воздуха на территории Брянской области. Результаты исследования содержания ТМ в почвенном покрове лесных экосистем представлены в приложении 2, таблицах 56-57.

В образцах почвы ни весной, ни осенью не зарегистрировано превышение ОДК по цинку, меди, марганцу, ванадию, мышьяку. Валовое содержание свинца выше ОДК только в образцах верхнего слоя почвы осенью, содержание никеля – в нижнем слое почвы весной. Наибольшая валовая концентрация стронция, меди, железа, ванадия, титана отмечена в нижнем слое почвы весной, цинка, марганца – в верхнем слое почвы осенью. Во всех образцах почвы выявлен кобальт.

В пробах почвы на ПП (расстояние от предприятия) валовая концентрация свинца, мышьяка, цинка, марганца, ванадия не превышает ОДК. Валовое содержание никеля во всех образцах почвы выше ОДК. Наибольшая концентрация стронция определена в верхнем и нижнем слое почвы весной, свинца, цинка, меди – в верхнем слое почвы осенью, железа и хрома – в верхнем слое почвы весной, титана – в нижнем слое почв осенью.

Валовое содержание ТМ в листве отражено в приложении 2,таблице 58.

В образцах опавшей листвы – неперегнившей весной и свежих опавших листьях осенью определены следующие концентрации ТМ. Во всех образцах валовая концентрация цинка, меди превышает ОДК и определен кобальт. Валовое содержание свинца, никеля и марганца ниже ОДК. Для двух лесных экосистем динамика валовых концентраций ТМ сходна. Содержание стронция, свинца, мышьяка, хрома в листве выше в осенних пробах. Содержание цинка, меди, никеля, железа и марганца больше в весенних пробах.

Древесина является наименее загрязнённым компонентом древостоя, в пробах всех ПП не обнаружено превышение ОДК по всем 12 ТМ. Однако, содержание свинца, цинка и меди в древесине мягколиственных видов значительно выше, чем у хвойных: у тополя дрожащего – почти в 3 раза, берёзы повислой – до 2 раз по сравнению с сосной обыкновенной. Валовая концентрация марганца в древесине берёзы повислой, тополя дрожащего превышает содержание этого ТМ в древесине сосны обыкновенной на расстоянии в 2 км от предприятия. В целом исследованные древесные виды по уровню содержания свинца, мышьяка, меди, цинка, железа, марганца, древесины составляют убывающий ряд: осина > берёза> сосна; стронция, кобальта, хрома–- берёза > осина > сосна.

В древесном ярусе, сложенном из деревьев хвойных и лиственных, максимальные уровни накопления отмечаются для цинка и меди, а также марганца и минимальные для никеля и кобальта на ПП (4 км от предприятия). В древесине липы сердцелистной максимальная концентрация

наблюдается для цинка и меди, минимальная – для свинца, средняя – для стронция в образцах на ПП удалённостью в 2 и 4 км. В крупных ветках липы сердцелистной наблюдается повышенное валовое содержание цинка, меди и стронция в пробах площадки 2 км.

Для видов растений относительно однородное распределение характерно для кобальта. На всех ПП и в образцах наибольшая концентрация стронция зарегистрирована в мелких ветках сосны обыкновенной и во внутренней коре липы сердцелистной.

При анализе содержания ТМ в побегах текущего года (прирост) выявлено превышение ОДК валового содержания свинца, цинка, марганца на всех ПП и местах отбора проб у лиственных и хвойных видов. Максимальную концентрацию ТМ имеют молодые, физиологически активные органы (хвоя и побеги текущего года). Наибольшая концентрация свинца (63,55±5,67) отмечена на площадке 2 км для хвои сосны лесной. Относительно содержания всех тяжёлых металлов элементы фитомассы располагаются в следующей последовательности: у хвойных (сосна обыкновенная и ель европейская) – хвоя текущего года > побеги текущего года > хвоя прошлого года; у лиственных – листья > побеги текущего года > кора> сучья> древесина.

По валовому содержанию свинца, цинка, железа, марганца, меди (пробные площадки в 2 и 4 к от предприятия) компоненты сосны обыкновенной составляют убывающий ряд: хвоя текущего года> побеги текущего года> шишки> хвоя прошлого года> побеги прошлого года> кора>древесина; по валовой концентрации стронция, хрома, никеля – хвоя текущего года > шишки > побеги текущего года > хвоя прошлого года > побеги прошлого года > древесина > кора. На пробной площадке в 6 км высоко содержание (но не превышает ОДК) свинца, меди и цинка в шишках и коре сосны обыкновенной и ели европейской. Распределение валовой концентрации всех ТМ в надземной части хвойных видов сходно:

максимальное содержание имеют кора наружная и камбий, минимальное – древесина (все пробные площадки).

Итак, концентрация ТМ в компонентах древостоев зависит от вида и возраста. В целом совокупный анализ содержания и распределения ТМ в древесном ярусе показал, что структурами, характеризующимися максимальным накоплением всех элементов-загрязнителей, являются прирост – ассимилирующие органы текущего года формирование и внутренние слои коры. Минимальное количество всех элементов накапливается в древесине. Современное загрязнение ТМ исследуемых лесных ценозов в большей степени обусловлено аэротехногенным путем.

Результаты проведенных исследований позволяют подбирать компоненты фиторемедиационных мероприятий в условиях сильного техногенного загрязнения. Компоненты живого напочвенного покрова лесных экосистем обладают свойством быстро восстанавливаться при нарушении (или изъятии).

Это обстоятельство позволит ускорить процессы репарации экосистем при стрессовых воздействиях.

4.2 Накопление радионуклидов в фитомассе лесных экосистем

Леса — основной компонент природной среды и стабилизатор глобальных биосферных процессов, играющие исключительно важную функциональную роль в сохранении устойчивости биосферы. Поэтому тематика работы особенно актуальна в направлении изучения устойчивости лесов в условиях хронического радиоактивного загрязнения.

Сбор материала проходил на стандартных пробных площадках в 100 м^2 в Карховском лесу г.Новозыбкова.

Результаты исследований показали, что древесина является наименее загрязнённым компонентом древостоя. Удельная активность ^{137}Cs в древесине мягколиственных пород значительно выше, чем хвойных: у осины – почти в 3 раза, берёзы до 2 раз по сравнению с сосной. Загрязнённость

окоренной древесины осины даже в зоне с плотностью загрязнения почвы 1-5 Ки/км^2 может превышать допустимые уровни (ДУ) содержания ^{137}Cs в древесине, используемой для строительства жилья (370Бк/кг) в соответствии с санитарными правилами СП 2.6.1.759-99. Удельная активность ^{137}Cs в древесине берёзы превышает вышеуказанный ДУ в зонах с плотностью загрязнения почвы свыше 5 Ки/км^2 и в древесине сосны – в зонах свыше 15 Ки/км^2. Однако даже в зоне с плотностью загрязнения 5-15 Ки/км^2 удельная активность древесины сосны в отдельных случаях может превышать ДУ (370 Бк/кг), поэтому заготовка этой древесины в данной зоне загрязнения и использование её для строительства жилья возможно лишь при обязательном радиационном контроле.

В целом исследованные древесные породы по уровню загрязнения ^{137}Cs древесины составляют убывающий ряд: осина > берёза > сосна.

Таким образом, по результатам радиационного контроля установлено, что даже в зонах с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs 1-5 Ки/км^2 содержание радионуклидов в грибах, лесных ягодах, травянистой растительности, хвое и листве деревьев, а также топливной древесине, а у некоторых древесных пород и в древесине для строительства жилья, может выходить за пределы установленных нормативов.

Закономерности радиоактивного загрязнения лесов заключаются в следующем. В данных по накоплению ^{137}Cs основными лесообразующими породами в целом просматриваются следующие тенденции. В большинстве случаев хвойные породы (сосна и ель) отнесены к менее накапливающим, лиственные породы (осина, берёза, дуб) – к более накапливающим. Ольха чёрная на гидроморфных почвах относится к сильно накапливающим, а в более сухих условиях – к слабо накапливающим.

Распределение ^{137}Cs в компонентах древостоев зависит от степени их пролиферации. Максимальную концентрацию ^{137}Cs имеют молодые, физиологически активные органы (хвоя и побеги текущего года), наименьшую – древесина. В последние годы по удельной активности ^{137}Cs

элементы фитомассы располагаются в следующей последовательности: у хвойных – хвоя текущего года > побеги текущего года > хвоя прошлого года > окорённая древесина; у лиственных – листья > побеги текущего года > кора > сучья > древесина.

Распределение ^{137}Cs по почвенному профилю, как показали исследования - неоднородно. Наибольшей накопительной способностью обладает почвенная подстилка, наименьшей глубинные горизонты (В, В1, В2 и т.д) .

Таким образом, по результатам радиационного исследования установлено, что наибольшее количество ^{137}Cs аккумулируют кора, листья и хвоя древесных растений. Наименее загрязнена древесина (Приложение 2,таблица 60).

В полученных данных по накоплению ^{137}Cs основными лесообразующими породами в целом просматриваются следующие тенденции. В большинстве случаев хвойные породы (сосна и ель) отнесены к менее накапливающим, лиственные породы (осина, берёза, дуб) – к более накапливающим.

В Новозыбковском лесничестве в сосняках зеленомошных на 3 ПП в зоне с плотностью загрязнения почвы от 15 до 40 Ки/км^2 отобрано 40 образцов коры, древесины, листьев, концевых побегов для анализа.

Не установлено прямой зависимости удельной радиоактивности всех компонентов древостоев от плотности загрязнения почвы ^{137}Cs (приложение 2, табл. 61). Так, на ПП № 9 при плотности загрязнения 24,7 Ки/км^2 отмечалась более высокая удельная активность древесины, коры и шишек, чем на ПП № 11 при плотности загрязнения 32,1 Ки/км^2. Существенных различий в условиях увлажнения почв на ПП не наблюдается, поэтому обратная зависимость в накоплении ^{137}Cs древесиной, корой и шишками, возможно, связана с возрастными особенностями: средний возраст модельных деревьев на ПП № 11 (72 года) выше, чем на ПП № 9 (60 лет). У

остальных компонентов (хвои и побегов текущего и прошлого годов) наблюдается положительная корреляция их удельной активности с плотностью загрязнения почвы. Так прямая зависимость с плотностью загрязнения почвы отмечена у одно-двухлетних компонентов, формирующихся в последние годы. У консервативных многолетних компонентов (древесины и коры) такой зависимости не наблюдается – большее влияние оказывает возраст.

Отмечена различная динамика удельной активности в зависимости от размеров деревьев. Загрязненность ^{137}Cs коры, побегов текущего года и шишек на обеих ПП закономерно возрастает с увеличением диаметра и высоты деревьев. У других компонентов (древесины, хвои, побегов текущего года) связь между их удельной активностью и размерами деревьев носит более сложный характер. У побегов прошлого года по разным ПП отмечена противоположная динамика. Так, на ПП № 9 (24,7 Ки/км^2) удельная активность этого компонента закономерно возрастает с увеличением диаметра и высоты деревьев, а на ПП № 11 (32,1 Ки/км^2), наоборот, уменьшается.

На ПП № 9 при меньшей плотности загрязнения почвы (24,7 Ки/км^2) по сравнению с другими модельными деревьями кора, побеги, шишки наиболее загрязнены ^{137}Cs у крупных деревьев, древесина и хвоя – у деревьев средних размеров. Наименьшая удельная активность древесины, коры, хвои, побегов зафиксирована у самых мелких деревьев. На ПП № 11 с большей плотностью загрязнения почвы (32,1 Ки/км^2) наибольшая удельная активность коры, хвои и побегов текущего года, шишек наблюдается у самых крупных деревьев, а древесины, хвои и побегов текущего года – у самых мелких деревьев. Наименее загрязнены ^{137}Cs, по сравнению с другими модельными деревьями, древесина и побеги прошлого года у самых крупных деревьев, хвоя и шишки – у деревьев средних размеров, кора и побеги текущего года – у самых мелких деревьев.

Наиболее загрязненными компонентами на всех ПП являются хвоя и побеги текущего года, наименее – древесина. На ПП № 9больше всего загрязнены ^{137}Cs побеги текущего года (в среднем, 20673 Бк/кг, максимально у самых крупных деревьев – 29460 Бк/кг). На ПП № 11 наибольшую удельную активность имеет хвоя текущего года (в среднем 30156,7 Бк/кг, максимально у самых крупных деревьев – 46180 Бк/кг). Загрязненность древесины ^{137}Cs составила на ПП № 9 в среднем 1286 Бк/кг (максимально 1484 Бк/кг у деревьев средних размеров) и на ПП № 11 в среднем 1036,3 Бк/кг (максимально у самых мелких деревьев – 1225 Бк/кг). Наименьшая удельная активность зафиксирована на ПП № 9 у древесины самых мелких деревьев – 1047 Бк/кг, а на ПП № 11 – наоборот, самых крупных – 940 Бк/кг.

Значительно загрязнены ^{137}Cs шишки (на ПП № 9 – в среднем 14115 Бк/кг, максимально у самых крупных деревьев 16120 Бк/кг и на ПП № 11 – в среднем 12215 Бк/кг, максимально у крупных – 13970 Бк/кг).

Меньше загрязнены радионуклидами кора (на ПП № 9 – в среднем 6852,7 Бк/кг, максимально у самых крупных деревьев – 9161 Бк/кг и на ПП № 11 – 5535 Бк/кг, максимально у самых крупных – 6375 Бк/кг), хвоя прошлого года (на ПП № 9 – в среднем 7467,3 Бк/кг, максимально у деревьев средних размеров – 10480 Бк/кг), побеги прошлого года (на ПП № 9 – в среднем 5579,6 Бк/кг, максимально у самых крупных деревьев – 7232 Бк/кг и на ПП № 11 – в среднем 9212,3 Бк/кг, максимально у самых мелких – 11120 Бк/кг).

Следует отметить, что удельная активность ^{137}Cs в компонентах сосны значительно различается у разных деревьев даже в пределах одного участка. Изменчивость данного показателя выше в более молодом насаждении III класса возраста на ПП № 9.

Наибольшей вариабельностью на всех ПП характеризуется удельная активность хвои текущего года (ν = 56,9% на ПП № 9 и ν = 47,2% на ПП № 11); на ПП № 9 побегов текущего года (ν = 44%) и хвои прошлого года (ν = 42,3%), что соответствует очень высокому уровню изменчивости (ν > 40%). Высокий уровень изменчивости (ν = 21…40%) отмечен на всех ПП у побегов

прошлого года (ν = 38,2% на ПП № 9 и ν = 23,7% на ПП № 11), на ПП № 9 у коры (ν = 31,1%) и на ПП № 11 у хвои прошлого года (ν = 29,9%). Наименьшей вариабельностью на всех ПП отличается удельная активность древесины (ν = 17,2% на ПП № 9 и ν = 15,8% на ПП № 11) и шишек (ν = 20,1% на ПП № 9 и ν = 20,3% на ПП № 11), на ПП № 11 так же коры (ν = 14,9% - самое низкое значение по ПП) и побегов текущего года (ν = 16,9%), что соответствует среднему уровню вариабельности (ν = 13…20%). Следует отметить, что мало зависит от возраста вариабельность удельной активности древесины, шишек и хвои текущего года (на обеих ПП отмечаются близкие по значениям ν, %, соответствующие одному уровню изменчивости).

Большинство исследователей характеризуют степень загрязнения растений радионуклидами по средним данным. В то же время степень загрязнения лесной и сельскохозяйственной продукции оценивается по нормативам, установленным для максимально допустимого уровня загрязнения. Поэтому для практического использования важно знать соотношение между максимальными и минимальными уровнями загрязнения различных компонентов древесного яруса сосновых фитоценозов в пределах одного участка. Соответственно уровню изменчивости, наибольшее соотношение между максимальным и минимальным значениями наблюдается у хвои текущего года (в 2,88 раза на ПП № 9 и в 2,44 – на ПП № 11). Наименьшее – у древесины (в 1,42 – на ПП № 9 и в 1,3 – на ПП № 11) и у шишек (в 1,33 раза на ПП № 9 и в 1,34 на ПП № 11). У других компонентов древесного яруса отмечено следующее соотношение между максимальной и минимальной удельной активностью: кора – в 1,84 раза на ПП № 9 и в 1,35 на ПП № 11, хвоя прошлого года – в 2,51 раза на ПП № 9 и в 1,80 на ПП № 11, побеги текущего года – в 2,61 раза на ПП № 9 и в 1,38 – на ПП № 11, побеги прошлого года – в 2,28 раза на ПП № 9 и в 1,63 - на ПП № 11. Следует отметить, что у всех компонентов (за исключением шишек) на ПП № 9 (с меньшей плотностью загрязнения почвы - 24,7 Ки/км^2) и меньшим возрастом древостоя (60 лет) наблюдается более высокий размах варьирования

удельной активности у модельных деревьев, чем у ПП № 11 (32,1 Ки/км^2, возраст древостоя 72 года).

Для оценки динамики перераспределения ^{137}Cs в фитоценозе между компонентами древесного яруса вычислена относительная загрязненность по отношению к удельной активности древесины (табл 15).

Таблица 15 - Относительная загрязненность ^{137}Cs компонентов сосны на ПП в Новозыбковском лесничестве в сентябре 2014 г.

Характеристика модельных деревьев				Удельная активность ^{137}Cs (Бк/кг воздушно-сухого вещества) погрешность при Р = 95%						
№	воз-раст, лет	$Д_{1,3\ м}$, см / Н, м	класс роста (по Краф-ту)/ категория состояния	древесина	кора	хвоя		побеги		шишки
						текущего года	прошлого года	текущего года	прошлого года	
Кв. 202, выд. 16, ПП № 11, $А_2$, почвы автоморфные, плотность загрязнения почвы ^{137}Cs – 1188,1 кБк/м^2 (32,1 Ки/км^2)										
1	75	37,0 / 28,7	I / I	1,00	6,78	49,13	10,63	28,96	7,27	14,86
2	76	24,3 / 25,5	II / I	1,00	5,83	20,03	5,95	23,17	10,26	11,08
3	66	14,5 / 20,1	III / I	1,00	3,86	20,72	8,25	16,05	9,08	___
Среднее по ПП				1,00	5,34	29,10	8,27	22,12	8,89	11,79
Кв. 203, в. 29, ПП № 9, $А_2$, почвы автоморфные, плотность загрязнения почвы ^{137}Cs – 913,9 кБк/м^2 (24,7 Ки/км^2)										
4	64	32,0 / 25,0	I / I	1,00	6,90	11,11	5,83	22,20	5,45	12,15
5	58	21,2 / 22,8	II / I	1,00	4,33	20,90	7,06	14,32	4,27	8,16
6	58	12,0 / 19,1	III / I	1,00	4,75	10,29	4,00	10,80	3,03	____
Среднее по ПП				1,00	5,33	14,65	5,81	16,08	4,34	10,98
Среднее по всем ПП				1,00	5,34	21,88	7,04	19,10	6,62	11,39

В среднем по всем исследованным объектам компоненты древесного яруса сосновых фитоценозов на автоморфных почвах по удельной активности ^{137}Cs располагаются в следующей убывающей последовательности: хвоя текущего года > побеги текущего года > шишки > хвоя прошлого года > побеги прошлого года > кора > древесина. Однако по отдельным ПП этот убывающий ряд выглядит несколько иначе: на ПП № 9 (24,7 Ки/км^2, возраст сосны 60 лет) – побеги текущего года > хвоя текущего года > шишки > хвоя прошлого года > кора > побеги прошлого года > древесина. На ПП № 11 (32,1 Ки/км^2, возраст 72 года) – хвоя текущего года > побеги текущего года > шишки > побеги прошлого года > хвоя прошлого года > кора > древесина. Как видно, во всех выше перечисленных рядах стабильное положение занимают шишки и древесина. Место других компонентов может незначительно меняться в зависимости от условий увлажненности и возраста деревьев. Ученые Института леса НАН РБ (194) элементы фитомассы у хвойных по удельной активности ^{137}Cs располагают в следующей последовательности: хвоя текущего года > побеги текущего года > хвоя прошлогодняя > кора > сучья окоренные > древесина, что согласуется с нашими данными для автоморфных почв.

Соотношение удельной активности ^{137}Cs древесины, коры, хвои текущего и прошлого годов, побегов текущего и прошлого годов, шишек сосны составило в среднем по всем ПП – 1:5,34:21,88:7,04:19,1:6,62:11,39; на ПП № 9 (при меньшей плотности загрязнения почвы – 24,7 Ки/км^2 и меньшем среднем возрасте деревьев – 60 лет) – 1:5,33:14,65:5,81:16,08:4,34:10,98; на ПП № 11 (плотность 32,1 Ки/км^2, возраст сосны 72 года) – 1:5,34:29,1:8,27:22,12:8,89:11,79. В целом относительная загрязненность хвои, побегов и шишек (по сравнению с удельной активностью древесины) на ПП № 11 выше, чем на ПП № 9. Интересно отметить, что относительная загрязненность коры на обеих ПП практически одинаковая. Соотношение удельной активности компонентов значительно варьирует в пределах одного участка у деревьев разных классов

роста по Крафту. Так, на ПП № 9 с возрастанием класса роста закономерно увеличивается относительная загрязненность (к древесине) побегов текущего (с 10,8 раза – у III класса до 22,2 – у I) и прошлого года (с 3,03 раза – у III класса до 5,45 – у I), а также шишек (с 8,16 – у III класса до 12,15 – у I). Самая высокая относительная загрязненность (в 22,2 раза) наблюдается у побегов текущего года древостоев I класса роста, самая низкая – у древесины. На ПП № 11 с возрастанием класса роста закономерно увеличивается относительная загрязненность коры (с 3,86 – у III класса до 6,78 – у I), побегов текущего года (с 16,05 у III класса до 28,96 – у I), шишек (с 11,08 раза – у II класса до 14,86 – у I класса). Самая высокая относительная загрязненность ^{137}Cs по отношению к удельной активности древесины (в 49,13 раза) отмечена у хвои текущего года деревьев I класса роста. В целом на всех ПП по сравнению с другими модельными деревьями наибольшую относительную загрязненность по большинству компонентов имеют деревья I класса роста. По данным Института леса НАН РБ [194], соотношение удельной активности древесины, коры, прошлогодней хвои, побегов, хвои текущего года и сучьев составляет: для сосны в 30-км зоне 1:3,3:4,4:8,4:11,2:2,8 и за пределами 30 км зоны – 1:8,5:3,3:9,4:9,4. Наше распределение в целом более близко к показателям для зоны за пределами 30 км, но гораздо более высокие значения (в 2 раза) отмечены у хвои текущего (в 21,88 раза) и прошлого года (в 7,04 раза), а также у побегов текущего года (в 19,1 раза), более низкие (в 1,6 раза) у коры. Следует отметить, что данные белорусских исследователей заканчиваются 1997 г. Возможно, за этот период произошли изменения в распределении ^{137}Cs между компонентами древесного яруса. Хотя те же авторы отмечают, что к настоящему времени в перераспределении ^{137}Cs по элементам древесного яруса достигнуто квазиравновесное состояние. Подтверждением этому является стабильность рядов относительного распределения ^{137}Cs в 1994…1997 гг. По их мнению, это равновесие, по-видимому, будет сохраняться достаточно долго, хотя в абсолютных величинах содержание ^{137}Cs по элементам фитомассы, конечно,

будет колебаться в силу динамики корневого поступления радионуклида по годам.

Таким образом, наибольшую радиоактивность имеют органы, состоящие из пролиферирующих тканей (меристем). Cs является аналогом калия, который особенно активно накапливается в клетках меристемных тканей, что повышает риск возникновения соматических и генеративных мутаций за счет внутреннего облучения, несмотря на снижение поглощенной дозы от внешнего облучения, т.е. возрастает вероятность проявления кумулятивного эффекта ионизирующей радиации.

Связь удельной активности компонентов древесного яруса с диаметром деревьев приведена в таблице 16.

Таблица 16 – Анализ связи удельной активности компонентов древесного яруса с диаметром деревьев у сосны на ПП в Новозыбковском лесничестве в сентябре 2014 г.

Удельная активность компонента	Коэффициенты корреляции (r) удельной активности компонентов с диаметром деревьев по ПП	
	ПП № 9 (A_2, 24,7 Ки/км^2)	ПП № 11 (A_2, 32,1 Ки/км^2)
Древесина	+ 0,596	- 0,833
Кора	+ 0,992	+ 0,999
Хвоя текущего года	+ 0,139	+ 0,779
Хвоя прошлого года	+ 0,528	+ 0,054
Побеги текущего года	+ 0,995	+ 0,987
Побеги прошлого года	+ 0,937	- 0,993

Примечание: для $r > 0,934$ $t_{факт} > t_{табл}$ при P = 95%
для $r > 0,986$ $t_{факт} > t_{табл}$ при P = 99%.

Корреляционный анализ связи удельной активности ^{137}Cs компонентов древесного яруса сосны с диаметром деревьев в целом подтвердил тенденции, выявленные при рассмотрении абсолютных и относительных показателей. На всех ПП с увеличением диаметра деревьев закономерно возрастает удельная активность коры (r = + 0,992 на ПП № 9 и r = = 0,999 на

ПП № 11, $t_{факт} > t_{табл}$ при Р = 95%) и побегов текущего года (r = + 0,995 на ПП № 9 и r = + 0,987 на ПП № 11, $t_{факт} > t_{табл}$ при Р = 95%). У побегов прошлого года отмечены закономерности с противоположной направленностью: на ПП № 9 – положительная связь (r = + 0,937, $t_{факт} > t_{табл}$ при Р = 95%), на ПП № 11 – отрицательная связь (r = - 0,993, $t_{факт} > t_{табл}$ при Р = 99%). Также отмечена противоположная тенденция связи удельной активности древесины с диаметром деревьев (на ПП № 9 r = + 0,596, на ПП № 11 r = - 0,833, $t_{факт} < t_{табл}$ при Р = 95%). В целом на автоморфных почвах преобладает положительная зависимость компонентов древесного яруса и диаметром деревьев.

Связь удельной активности компонентов древесного яруса сосновых фитоценозов с возрастом деревьев лишь в 2 случаях носит закономерный характер: у коры на ПП № 9 r = + 0,939, $t_{факт} > t_{табл}$ при Р = 95% и у древесины на ПП № 11 r = - 0,995, $t_{факт} > t_{табл}$ при Р = 99%. Лишь у коры и побегов текущего года связь имеет устойчивую направленность и значительную тесноту, хотя только на уровне тенденции у побегов на обеих ПП (r = + 0,837 на ПП № 9 и r = + 0,659 на ПП № 11, $t_{факт} < t_{табл}$ даже при Р = 95%) и у коры на ПП № 11 (r = + 0,797, $t_{факт} < t_{табл}$ при Р = 95%).

У остальных компонентов зафиксирована противоположная направленность связи с возрастом модельных деревьев. В целом на автоморфных почвах связь удельной активности компонентов древесного яруса сосняков с возрастом деревьев носит менее определенный и менее тесный характер, чем связь с диаметром. Подобную зависимость отмечали и исследователи Института леса НАН РБ .

Таблица 17 – Анализ связи удельной активности компонентов древесного яруса с возрастом деревьев у сосны на ПП в Новозыбковском лесничестве в сентябре 2014 г.

Удельная активность компонента	Коэффициенты корреляции (r) удельной активности компонентов с диаметром деревьев по ПП	
	ПП № 9 (A_2, 24,7 Ки/км^2)	ПП № 11 (A_2, 32,1 Ки/км^2)
Древесина	+ 0,160	- 0,995
Кора	+ 0,939	+ 0,797
Хвоя текущего года	- 0,331	+ 0,202
Хвоя прошлого года	+ 0,079	- 0,593
Побеги текущего года	+ 0,837	+ 0,659
Побеги прошлого года	+ 0,672	- 0,694

Примечание: для $r > 0{,}934$ $t_{факт} > t_{табл}$ при $P = 95\%$.

Результаты наших исследований (2014 г.) показали, что в соответствии с санитарными правилами Сп 2.6.1.759-99 [104] при плотности загрязнения почвы ^{137}Cs от 15,1 до 40 Ки/км^2 не допустимо использование древесины сосны для строительства жилья (допустимый уровень содержания ^{137}Cs (ДУ) – 370 Бк/кг), однако возможна вывозка древесины в неокоренном виде (ДУ – 11100 Бк/кг в коре) и использование древесины для изделий из дерева, используемых в производственных целях и вне жилых помещений (ДУ – 3100 Бк/кг), в жилых и общественных помещениях (ДУ – 2200 Бк/кг), а также на дрова (ДУ – 1400 Бк/кг). Заготовка охвоенных побегов сосны для изготовления хвойно-витаминной муки (ДУ содержания ^{137}Cs – 3100 Бк/кг) категорически запрещается.

К сожалению, в санитарных правилах отсутствует специальный норматив для шишек хвойных растений. Даже если исходить из имеющегося наиболее высокого ДУ содержания ^{137}Cs в семенах для выращивания сеянцев древесных и кустарниковых растений (7400 Бк/кг), то сбор шишек в сосняках зоны с плотностью загрязнения от 15,1 до 40 Ки/км^2 не допустим. Согласно расчетам при работе на заготовке второстепенных лесных ресурсов в течение 2000 ч в год накопленная в коже доза не превысит 1 мЗв при удельной активности ^{137}Cs в продукции 3700 Бк/кг. В наших условиях удельная активность ^{137}Cs в шишках на всех ПП превышала 10000 Бк/кг.

Сжигание шишек для отопления помещений или шишкосушилок не допускается. Необходимо разработать специальный норматив для лесосеменного сырья хвойных пород.

В радиоэкологических исследованиях в качестве меры загрязнения растения используется коэффициент перехода (Кп). Учитывая, что удельная активность фитомассы и плотность загрязнения почвы весьма динамичные показатели, Кп позволяют сопоставить скорость накопления радионуклидов в различных условиях и при различных уровнях загрязнения. Зная величину Кп ^{137}Cs в данном растении для конкретной плотности загрязнения почвы, можно определить расчетную величину удельной активности сырья и найти предельно допустимую плотность загрязнения почвы ^{137}Cs, при которой возможна заготовка лесной продукции.

Нами были рассчитаны Кп ^{137}Cs из почвы в компоненты древесного яруса сосняков в августе 2014 г. на автоморфных почвах (A_2) в зоне с плотностью загрязнения почвы от 15,1 до 40 Ки/км^2 на 2 ПП (ПП № 9 – 24,7 Ки/км^2, ПП № 11 – 32,1 Ки/км^2). На ПП № 9 (табл. 18) в сосновом насаждении III класса возраста у большинства компонентов, за исключением хвои текущего года и побегов прошлого года, Кп ^{137}Cs выше, чем на ПП № 11 в насаждении IV класса возраста: больше всего у древесины и коры – в 1,61 раза, шишек – в 1,5, побегов текущего года – в 1,17, хвои прошлого года – в 1,13. Таким образом, более интенсивное накопление радионуклида наблюдается в насаждениях III класса возраста, чем IV класса, особенно древесиной, корой и шишками. Это необходимо учитывать при заготовке данных видов лесной продукции. Однако не исключено, что на ПП № 9, все-таки, более влажные условия местообитания, по-видимому, ближе к A_{2-3}. Следует обратить внимание на высокую вариабельность Кп ^{137}Cs в компоненты древесного яруса у деревьев разных классов роста. В целом наиболее интенсивно накапливают ^{137}Cs хвоя текущего года в насаждении IV класса возраста (ПП № 11) (Кп ^{137}Cs – 25,382) и побеги текущего года в насаждении III класса возраста (ПП № 9) (Кп ^{137}Cs – 22,621), меньше всего –

древесина (на ПП № 9 – 1,407 и на ПП № 11 – 0,872) (таблица 18). В общем наши результаты по древесине близки к средним данным за 1994…1997 гг. Института леса НАН РБ для сосны – на автоморфных почвах Кп^{137}Cs = 0,55, на полугидроморфных – 1,05.

Таблица 18 - Кп ^{137}Cs из почвы в компоненты сосны в сентябре 2015 г.

Класс роста	Диаметр дерева, см	Кп ^{137}Cs из почвы в компоненты сосны, (Бк/кг)/(кБк/м^2)						
		древесина	кора	хвоя		побеги		шишки
				текущего года	прошлого года	текущего года	прошлого года	
ПП № 11, возраст модельных деревьев сосны 72 г., A_2, почвы автоморфные, плотность загрязнения почвы ^{137}Cs 1188,1 кБк/м^2 (32,1 Ки/км^2)								
I	37,0	0,791	5,366	38,869	8,412	22,911	5,750	14,862
II	24,3	0,795	4,632	15,916	4,724	18,408	8,153	8,804
III	14,5	1,031	3,979	21,362	8,501	16,556	9,360	--
В среднем по ПП		0,872	4,659	25,382	7,212	19,29	7,754	10.281
ПП № 9, возраст модельных деревьев сосны 60 лет, A_2, почвы автоморфные, плотность загрязнения почвы ^{137}Cs – 913,9 кБк/м^2 (24,7 Ки/км^2)								
I	32.0	1,452	10,024	16,129	8,468	32,236	7,913	17,639
II	21,2	1,624	7,034	33,942	11,467	23,252	6,926	13,251
III	12,0	1,146	5,437	11,785	8,170	12,376	3,476	--
В среднем по ПП		1,407	7,498	20,619	8,171	22,621	6,105	15,445
Соотношение Кп ^{137}Cs на ПП № 4 к Кп ^{137}Cs на ПП № 7		1,61	1,61	0,81	1,13	1.17	0,79	1,50

Анализ распределения ^{137}Cs в компонентах древесного яруса сосновых фитоценозов в зоне с плотностью загрязнения от 15,1 до 40 Ки/км^2 выявил зависимость их уровня загрязненности от возраста насаждений. Наиболее интенсивно накапливают ^{137}Cs активнорастущие органы – хвоя и побеги текущего года, причем у них наблюдается положительная корреляция с плотностью загрязнения почвы. Наименьшее содержание ^{137}Cs – в древесине. В целом накопление ^{137}Cs древесиной, корой, шишками в 1,5 раза интенсивнее в насаждениях III по сравнению с насаждениями IV класса. При разработке технологий лесозаготовок и деревообработки необходимо учитывать и неравномерное распределение удельной активности у деревьев различных классов роста в пределах одного участка. В целом у сосны из зоны с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs от 15,1 до 40 Ки/км^2 не допустимо использование древесины для строительства жилья, заготовка шишек, охвоенных побегов для использования хвойно-витаминной муки и для ритуальных целей, но возможны вывозка древесины в неокоренном виде и использование ее для изделий, применяемых в производственных целях, жилых и общественных помещениях, а также на дрова.

4. 3 Расчет величины интегрального показателя стабильности развития березы повислой(*Betulapendula*Roth.)

В настоящее время величина флуктуирующей асимметрии билатеральных морфологических структур листа березы повислой (*Betulapendula*Roth.) широко используется для оценки уровня загрязнения окружающей среды, в частности, химического загрязнения атмосферы [Захаров, 2000]. Флуктуирующая асимметрия представляет собой случайные незначительные отклонения от симметричного состояния билатеральных морфологических структур, обусловленные стохастичностью молекулярных процессов, лежащих в основе экспрессии генов (онтогенетическим шумом). Величина флуктуирующей асимметрии возрастает при действии любых

стрессовых факторов среды, которые приводят к усилению онтогенетического шума, нарушению стабильности морфогенеза листа, и как следствие, увеличению его асимметрии [Захаров и др., 2000; LarryJ., 2005].

Однако, исследований, касающихся возможности использования данного вида исследований для определения уровня радиационного фона не проводилось. Нами было исследована возможность использования данного метода биондикации состояния окружающий среды в условиях радиоактивного загрязнения и отсутствии интенсивного химического воздействия.

Сбор материала и определение исследованных показателей проводили в середине июля (2013г.), когда большинство листьев достигает зрелого состояния.

Расчет величин асимметрии и интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой на контрольных площадках представлен в таблицах – 19-30. Первичные данные по оценке стабильности развития с использованием мерных признаков (промеры листа) представлены в приложении 1.

Таблица 19 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в д. Барсуки (контрольная площадка № 1)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,163	0,037	0,143	0,000	0,086
2	0,070	0,118	0,143	0,000	0,083
3	0,128	0,021	0,000	0,100	0,062
4	0,120	0,073	0,200	0,043	0,109
5	0,244	0,130	0,111	0,143	0,157
6	0,077	0,048	0,111	0,067	0,076
7	0,063	0,038	0,000	0,000	0,025
8	0,021	0,026	0,200	0,120	0,092
9	0,122	0,091	0,143	0,083	0,110
10	0,111	0,059	0,111	0,091	0,093
11	0,143	0,059	0,250	0,429	0,220

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
12	0,059	0,111	0,429	0,125	0,181
13	0,163	0,073	0,273	0,059	0,142
14	0,158	0,070	0,429	0,100	0,189
15	0,171	0,021	0,333	0,176	0,175
16	0,057	0,023	0,333	0,091	0,126
17	0,128	0,021	0,200	0,111	0,115
18	0,091	0,020	0,429	0,167	0,176
19	0,080	0,091	0,143	0,059	0,093
20	0,097	0,091	0,200	0,091	0,120
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X = 0,122±0,011

Таблица 20 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в с. Заборье (окраина 1) (контрольная площадка № 2)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,067	0,034	0,111	0,200	0,103
2	0,143	0,056	0,250	0,067	0,129
3	0,059	0,040	0,111	0,111	0,080
4	0,120	0,073	0,333	0,200	0,182
5	0,037	0,071	0,077	0,032	0,054
6	0,050	0,048	0,091	0,059	0,062
7	0,034	0,038	0,200	0,176	0,112
8	0,042	0,032	0,167	0,120	0,090
9	0,122	0,120	0,273	0,083	0,150
10	0,111	0,037	0,167	0,053	0,092
11	0,020	0,059	0,200	0,077	0,089
12	0,059	0,111	0,333	0,125	0,157
13	0,029	0,034	0,273	0,059	0,099
14	0,064	0,024	0,429	0,182	0,175
15	0,171	0,038	0,333	0,143	0,171
16	0,050	0,042	0,333	0,067	0,123
17	0,128	0,021	0,200	0,111	0,115
18	0,064	0,038	0,429	0,167	0,174
19	0,038	0,091	0,143	0,000	0,068
20	0,036	0,057	0,200	0,167	0,115
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X = 0,117±0,009

Таблица 21 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в д. Николаевка (контрольная площадка № 3)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,040	0,048	0,111	0,083	0,071
2	0,077	0,056	0,111	0,059	0,076
3	0,067	0,040	0,250	0,158	0,129
4	0,048	0,027	0,200	0,083	0,089
5	0,018	0,083	0,077	0,034	0,053
6	0,024	0,022	0,111	0,125	0,071
7	0,026	0,018	0,250	0,059	0,088
8	0,000	0,023	0,167	0,120	0,077
9	0,067	0,064	0,200	0,083	0,103
10	0,018	0,034	0,167	0,053	0,068
11	0,020	0,026	0,200	0,143	0,097
12	0,034	0,027	0,333	0,167	0,140
13	0,059	0,034	0,273	0,059	0,106
14	0,023	0,032	0,429	0,100	0,146
15	0,091	0,038	0,200	0,143	0,118
16	0,050	0,021	0,333	0,000	0,101
17	0,070	0,040	0,200	0,059	0,092
18	0,037	0,042	0,111	0,053	0,061
19	0,053	0,056	0,143	0,077	0,082
20	0,081	0,032	0,333	0,067	0,128
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X = 0,095±0,006

Таблица 22 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в д. Перелазы (окраина 1) (контрольная площадка № 4)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,091	0,087	0,091	0,120	0,097
2	0,111	0,042	0,143	0,100	0,099
3	0,067	0,021	0,333	0,200	0,155
4	0,086	0,056	0,333	0,071	0,137

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
5	0,018	0,037	0,091	0,286	0,108
6	0,050	0,064	0,167	0,143	0,106
7	0,064	0,018	0,200	0,231	0,128
8	0,021	0,064	0,077	0,167	0,082
9	0,020	0,022	0,143	0,154	0,085
10	0,067	0,097	0,143	0,217	0,131
11	0,018	0,024	0,200	0,040	0,071
12	0,071	0,048	0,333	0,059	0,128
13	0,029	0,071	0,077	0,048	0,056
14	0,022	0,027	0,250	0,154	0,113
15	0,043	0,037	0,143	0,077	0,075
16	0,056	0,038	0,333	0,158	0,146
17	0,070	0,043	0,200	0,111	0,106
18	0,037	0,021	0,273	0,143	0,118
19	0,020	0,100	0,091	0,067	0,069
20	0,056	0,032	0,143	0,059	0,072
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X = 0,104±0,006

Таблица 23 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в д. Перелазы (центр) (контрольная площадка № 5)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,049	0,048	0,067	0,071	0,059
2	0,017	0,037	0,200	0,077	0,083
3	0,018	0,020	0,333	0,000	0,093
4	0,067	0,024	0,167	0,071	0,082
5	0,057	0,048	0,125	0,043	0,068
6	0,037	0,067	0,333	0,059	0,124
7	0,020	0,053	0,231	0,158	0,115
8	0,080	0,082	0,333	0,071	0,142
9	0,055	0,022	0,000	0,040	0,029
10	0,048	0,050	0,059	0,077	0,058
11	0,038	0,017	0,143	0,100	0,075
12	0,071	0,042	0,333	0,263	0,177
13	0,097	0,063	0,143	0,083	0,096
14	0,067	0,100	0,067	0,091	0,081

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
15	0,040	0,000	0,333	0,071	0,111
16	0,111	0,067	0,333	0,053	0,141
17	0,111	0,020	0,091	0,238	0,115
18	0,017	0,061	0,273	0,043	0,099
19	0,038	0,030	0,000	0,143	0,053
20	0,034	0,050	0,250	0,048	0,096
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X = 0,095±0,008

Таблица 24 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в д. Перелазы (окраина2) (контрольная площадка № 6)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,064	0,034	0,077	0,059	0,059
2	0,045	0,083	0,091	0,077	0,074
3	0,081	0,087	0,000	0,167	0,084
4	0,086	0,032	0,143	0,182	0,111
5	0,097	0,111	0,273	0,059	0,135
6	0,030	0,040	0,077	0,111	0,065
7	0,021	0,116	0,077	0,048	0,066
8	0,043	0,023	0,000	0,120	0,047
9	0,056	0,064	0,200	0,091	0,103
10	0,042	0,045	0,200	0,077	0,091
11	0,087	0,019	0,000	0,083	0,047
12	0,032	0,057	0,333	0,200	0,156
13	0,034	0,017	0,333	0,158	0,136
14	0,023	0,000	0,250	0,111	0,096
15	0,042	0,050	0,200	0,059	0,088
16	0,056	0,056	0,250	0,048	0,102
17	0,023	0,017	0,333	0,167	0,135
18	0,033	0,055	0,250	0,111	0,112
19	0,020	0,030	0,333	0,125	0,127
20	0,029	0,030	0,200	0,125	0,096
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X = 0,096±0,007

Таблица 25 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в д. Летяхи (окраина 2) (контрольная площадка № 7)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,017	0,032	0,059	0,037	0,036
2	0,034	0,018	0,059	0,111	0,056
3	0,018	0,038	0,111	0,048	0,054
4	0,103	0,067	0,231	0,034	0,109
5	0,034	0,070	0,111	0,040	0,064
6	0,034	0,038	0,077	0,158	0,077
7	0,018	0,036	0,067	0,111	0,058
8	0,038	0,048	0,077	0,034	0,049
9	0,018	0,064	0,429	0,111	0,155
10	0,048	0,091	0,100	0,111	0,087
11	0,102	0,055	0,059	0,037	0,063
12	0,071	0,020	0,143	0,091	0,081
13	0,030	0,032	0,200	0,083	0,086
14	0,034	0,100	0,059	0,130	0,081
15	0,067	0,018	0,091	0,067	0,060
16	0,048	0,042	0,333	0,091	0,128
17	0,020	0,059	0,111	0,158	0,087
18	0,053	0,061	0,200	0,111	0,106
19	0,057	0,034	0,167	0,053	0,078
20	0,063	0,026	0,200	0,100	0,097
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X = 0,081±0,006

Таблица 26 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в д. Летяхи (окраина 1) (контрольная площадка № 8)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,053	0,019	0,091	0,111	0,068
2	0,024	0,022	0,167	0,143	0,089
3	0,024	0,021	0,000	0,067	0,028
4	0,056	0,034	0,111	0,125	0,082

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
5	0,034	0,026	0,333	0,100	0,123
6	0,067	0,021	0,167	0,176	0,108
7	0,122	0,087	0,091	0,100	0,100
8	0,040	0,048	0,143	0,048	0,070
9	0,050	0,020	0,143	0,200	0,103
10	0,020	0,070	0,200	0,125	0,104
11	0,095	0,019	0,333	0,053	0,125
12	0,024	0,038	0,000	0,091	0,038
13	0,022	0,023	0,111	0,143	0,075
14	0,024	0,024	0,200	0,000	0,062
15	0,034	0,023	0,200	0,125	0,096
16	0,063	0,063	0,200	0,111	0,109
17	0,045	0,000	0,250	0,200	0,124
18	0,023	0,020	0,333	0,077	0,113
19	0,040	0,032	0,200	0,200	0,118
20	0,053	0,032	0,200	0,077	0,090
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X = 0,091±0,006

Таблица 27 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в д. Летяхи (центр) (контрольная площадка № 9)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,038	0,038	0,200	0,067	0,086
2	0,070	0,033	0,143	0,111	0,089

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
3	0,034	0,042	0,091	0,091	0,064
4	0,042	0,043	0,091	0,048	0,056
5	0,063	0,087	0,200	0,053	0,101
6	0,050	0,067	0,167	0,059	0,086
7	0,073	0,045	0,143	0,143	0,101
8	0,036	0,045	0,111	0,053	0,061
9	0,043	0,073	0,143	0,059	0,080
10	0,036	0,073	0,167	0,067	0,086
11	0,045	0,036	0,091	0,091	0,066
12	0,070	0,048	0,250	0,053	0,105
13	0,043	0,042	0,200	0,059	0,086
14	0,055	0,061	0,333	0,067	0,129
15	0,038	0,042	0,273	0,167	0,130
16	0,059	0,048	0,125	0,048	0,070
17	0,118	0,049	0,429	0,091	0,172
18	0,091	0,040	0,091	0,111	0,083
19	0,042	0,081	0,111	0,125	0,090
20	0,048	0,081	0,200	0,048	0,094
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X =0,092±0,006

Таблица 28 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в д. Кургановка (окраина 1) (контрольная площадка № 10)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,038	0,018	0,000	0,125	0,045
2	0,073	0,042	0,250	0,200	0,141
3	0,070	0,045	0,250	0,077	0,111

4	0,050	0,038	0,143	0,059	0,073
№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
5	0,026	0,070	0,200	0,176	0,118
6	0,034	0,026	0,231	0,077	0,092
7	0,027	0,032	0,200	0,200	0,115
8	0,059	0,056	0,200	0,067	0,095
9	0,070	0,077	0,111	0,111	0,092
10	0,018	0,040	0,250	0,167	0,119
11	0,038	0,020	0,200	0,053	0,078
12	0,020	0,070	0,143	0,053	0,071
13	0,083	0,045	0,167	0,091	0,097
14	0,087	0,048	0,200	0,167	0,125
15	0,032	0,022	0,200	0,067	0,080
16	0,053	0,053	0,000	0,111	0,054
17	0,020	0,017	0,273	0,200	0,128
18	0,021	0,038	0,250	0,091	0,100
19	0,020	0,086	0,091	0,143	0,085
20	0,026	0,073	0,333	0,125	0,139
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X =0,098±0,006

Таблица 29 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в д. Кургановка (центр) (контрольная площадка № 11)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,064	0,017	0,200	0,053	0,083
2	0,024	0,061	0,077	0,067	0,057
3	0,042	0,021	0,091	0,091	0,061
4	0,067	0,018	0,250	0,000	0,084
5	0,032	0,042	0,000	0,100	0,043
6	0,063	0,043	0,167	0,091	0,091
7	0,056	0,086	0,143	0,059	0,086
8	0,020	0,034	0,429	0,125	0,152
9	0,021	0,040	0,273	0,091	0,106
10	0,037	0,037	0,200	0,231	0,126
11	0,027	0,019	0,250	0,143	0,110
12	0,024	0,073	0,077	0,067	0,060
13	0,020	0,020	0,091	0,077	0,052
14	0,022	0,070	0,250	0,077	0,105
15	0,086	0,024	0,200	0,125	0,109

16	0,070	0,050	0,111	0,100	0,083
№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
17	0,032	0,018	0,077	0,125	0,063
18	0,048	0,061	0,200	0,048	0,089
19	0,038	0,032	0,333	0,077	0,120
20	0,020	0,053	0,200	0,143	0,104
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X = 0,089±0,006

Таблица 30 – Расчета интегрального показателя флуктуирующей асимметрии в выборке листьев березы повислой в д. Кургановка (окраина2) (контрольная площадка № 12)

№	Номер признака				Величина асимметрии листа
	1	2	3	4	
1	0,061	0,000	0,250	0,077	0,097
2	0,048	0,018	0,111	0,111	0,072
3	0,057	0,020	0,167	0,167	0,103
4	0,042	0,045	0,250	0,125	0,116
5	0,086	0,023	0,200	0,059	0,092
6	0,027	0,073	0,077	0,077	0,064
7	0,077	0,027	0,200	0,053	0,089
8	0,061	0,097	0,143	0,000	0,075
9	0,048	0,026	0,231	0,077	0,095
10	0,038	0,018	0,091	0,111	0,065
11	0,024	0,037	0,250	0,125	0,109
12	0,070	0,070	0,111	0,059	0,077
13	0,057	0,040	0,143	0,077	0,079
14	0,059	0,043	0,200	0,125	0,107
15	0,020	0,045	0,111	0,143	0,080
16	0,032	0,091	0,143	0,100	0,092
17	0,059	0,017	0,143	0,048	0,067
18	0,024	0,020	0,111	0,059	0,053
19	0,042	0,091	0,200	0,091	0,106
20	0,026	0,073	0,250	0,125	0,118
Величина асимметрии в выборке, M±m:					X = 0,088±0,004

В таблице 31 представлены величины интегрального показателя стабильности развития для березы повислой на контрольных площадках

Красногорского района и соответствующая балльная оценка состояния среды.

Таблица 31 –Величина интегрального показателя стабильности развития для березы повислой на контрольных площадках Красногорского района

№ КП	Местоположение контрольной площадки	Величина асимметрии листа	Балл
1	д. Барсуки	0,122±0,011	5
2	д. Заборье (окраина 1)	0,117±0,009	5
3	д. Николаевка	0,095±0,006	5
4	д. Перелазы (окраина 1)	0,104±0,006	5
5	д. Перелазы (центр)	0,095±0,008	5
6	д. Перелазы (окраина 2)	0,096±0,007	5
7	д. Летяхи (окраина 2)	0,081±0,006	5
8	д. Летяхи (окраина 1)	0,091±0,006	5
9	д. Летяхи (центр)	0,092±0,006	5
10	д. Кургановка (окраина 1)	0,098±0,006	5
11	д. Кургановка (центр)	0,089±0,006	5
12	д. Кургановка (окраина 2)	0,088±0,004	5

Анализ данных таблицы 31 показывает, что на всех контрольных площадках Красногорского района величина интегрального показателя стабильности развития березы повислой превышает 0,054 и соответствуют 5 баллам, что характеризует состояние окружающей среды в данных местах как критическое.

Наиболее значительное нарушение стабильности развития березы на контрольных площадках, выражавшееся в увеличении флуктуирующей асимметрии листа, было выявлено в населенных пунктах, относящихся к зонам отчуждения и отселения, с высоким уровнем радиационного фона.

Корреляционный анализ между величиной интегрального показателя стабильности развития березы повислой и мощностью эквивалентной дозы показал прямую сильную степень связи между этими факторами ($r = 0.78$), т.е. увеличение уровня радиационного фона приводит к нарушению развития березы повислой и увеличению флуктуирующей асимметрии листьев березы.

Полученный в результате регрессионного анализа данных коэффициент детерминации R^2, равный 0,61, является достаточно высоким для такого рода исследований, и показывает, что на 61 % вариации показателя стабильности развития для березы повислой объясняются влиянием уровня радиационного фона (рис. 2).Связь между признаками достоверна и уравнение регрессии в полной мере отражает ее. Уравнение регрессии значимо, поскольку фактическое значение F-критерия = 15,84 и превышает табличное Fтабл=0,003 при уровне значимости 0,05.

Линейная регрессионная модель процесса имеет следующий вид:

$$y= 0,32812 + 0,0131X_1.$$

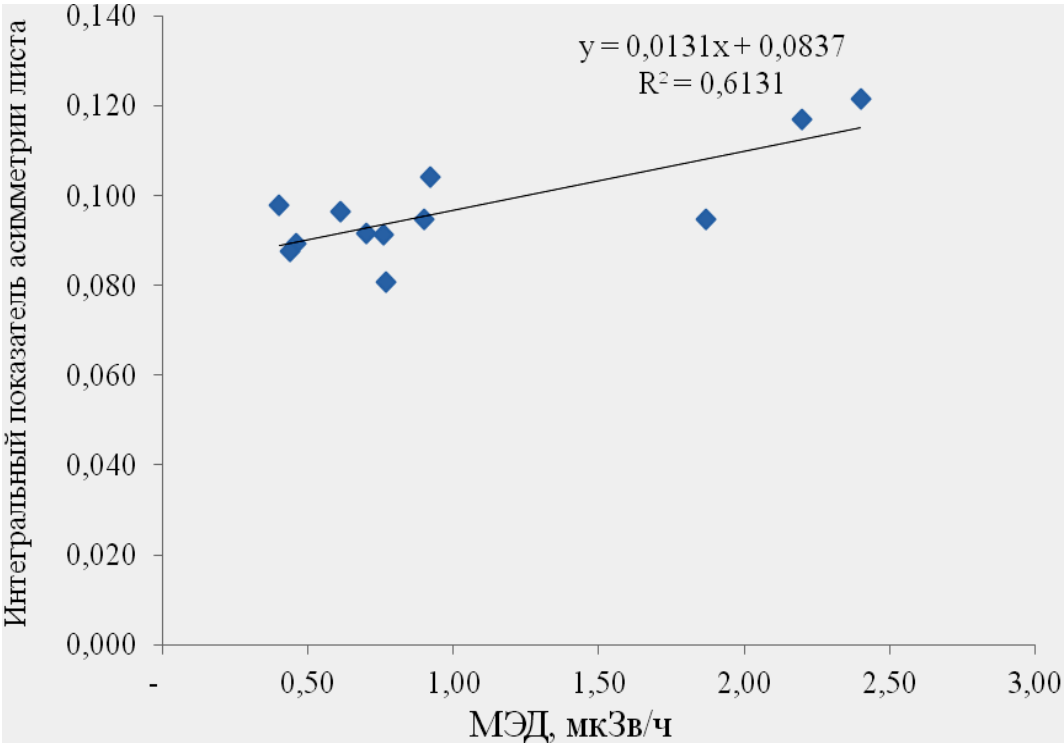


Рисунок 2– Зависимость величины интегрального показателя стабильности развития березы повислой от мощности эквивалентной дозы (МЭД)

Таким образом, использование морфологических (флуктуирующая асимметрия) показателей уровня средового стресса у березы повислой показало критическую оценку качества окружающей среды на всех контрольных площадках наблюдения. Сильная корреляционная связь между

интегральным показателем стабильности развития березы повислой и уровнем радиационного фона свидетельствует о достаточно хорошей информативности данного метода биондикации и позволяет использовать его для оценки состояния среды на радиоактивно загрязненных территориях.

4.4 Оценка удельной активности ^{137}Cs и естественных радионуклидов в листьях березы повислой

Для установления влияния на величину флуктуирующей асимметрии листьев березы такого стрессового фактора, как инкорпорированные радионуклиды, была определена удельная активность ^{137}Cs и естественных радионуклидов в пробах листьев (таблица 32).

Таблица 32 – Удельная активность ^{137}Cs и естественных радионуклидов в пробах листьев березы повислой на контрольных площадках

№	Название точки	Удельная активность радионуклида (УА), Бк/кг			
		^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
1	д. Барсуки	29,5±61,1	10,1±85,4	1,6±98,3	388±838
2	д. Заборье (окраина 1)	80±109	66±148	9±172	1181±533
3	д. Николаевка	41,9±67,8	88±101	10±108	108±875
4	д. Перелазы (окраина 1)	20,5±72,7	49±105	114±134	359,4±101,2
5	д. Перелазы (центр)	67±62,8	68,8±79	9,1±92,2	842±858
6	д. Перелазы (окраина 2)	136±115	157±141	21±167	1969±162,4
7	д. Летяхи (окраина 2)	15,1±68,1	11,4±99,9	10±117	186±945
8	д. Летяхи (окраина 1)	32,6±72,3	23,7±99,7	22±115	566,7±100,4
9	д. Летяхи (центр)	65±77,9	77±112	61±127	76±966
10	д. Кургановка (окраина 1)	62,4±72,7	27,8±95,4	25±111	173±902
11	д. Кургановка (центр)	72,1±82	114±107	64±131	554,4±106,2
12	д. Кургановка (окраина 2)	21,1±86,3	22±126	22±148	335,9±120,1

Как видно из таблицы 43,удельная активность ^{137}Cs и естественных радионуклидов в пробах листьев березы повислой варьирует в достаточно широких пределах, причем наибольшая величина УА ^{137}Cs отмечается в пробе из д. Перелазы (окраина 2), расположенной в зоне невысокого радиоактивного загрязнения и сравнительно низкой мощности эквивалентной дозы.

Проведенный корреляционный анализ между величиной интегрального показателя стабильности развития березы повислой и удельной активностью радионуклидов в листьях показал практически отсутствие связи (r = - 0,18) между этими показателями. Аккумуляция радионуклидов растениями и, следовательно, удельная активность различных частей растений зависит от многих факторов, например, типа почв, влажности почв, климатических факторов, биологического вида и особенностей распределения радионуклидов в растениях, поэтому между накоплением радиоизотопов различными частями растений и плотностью загрязнения территории не всегда прослеживается сильная прямая связь. В то же время уровень радиоактивных гамма-излучений в атмосфере менее зависимый от внешних условий фактор и после распада короткоживущих радионуклидов характеризуется относительной стабилизацией на радиоактивно загрязненных территориях. В связи с этим возможно успешное использование метода биоиндикации радиоэкологического состояния атмосферного воздуха, основанного на определении величины флуктуирующей асимметрии листьев березы повислой, как достаточно информативного признака.

4.5 Роль грибов в миграции радионуклидов в лесных экосистемах

В ходе исследования на территории Дятьковского участкового лесничества было обнаружено 37 видов грибов. Среди них 32 видов относятся к сапрофитам, 5 – к паразитам.

По накопительной способности ^{137}Cs грибы значительно превосходят все другие компоненты лесного биогеоценоза, что отмечалось и другими авторами. В среднем удельная активность грибов более чем в 20 раз больше

максимально загрязненного слоя лесной подстилки [Щеглов, 1999; Шутов, 1998]. Грибы являются абсолютными концентраторами ^{137}Cs в биогеоценозе, а с учетом того, что запасы биомассы мицелия составляют около 200 г/м^2 [Щеглов, 1999], очевидна значимость роли грибов в биохимической миграции этого радионуклида.

Пробы макромицетов и почвы отбирались в 2012 и 2014 гг.

Удельная активность ^{137}Cs и ЕРН в исследуемых видах высших грибов, произрастающих на территории сочетанного радиационно-химического загрязнения в пределах Дятьковского района Брянской области, представлена в таблице 33.

Таблица 33 – Удельная активность ^{137}Cs и ЕРН в исследуемых видах высших грибов (сухая масса) в 2012-2014 гг.

Вид грибов	УА, Бк/кг			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
2012 г.				
Волнушка белая *Lactarius pubescens*	5443±635	128,2±63,1	40,8±45,9	1068±502
Груздь черный *Lactarius necator*	1064±271	62,5±76,4	54,6±77,2	1291±777
Моховик желто-бурый *Suillus variegatu*	5558±666	127,4±77,6	31,4±57,3	1172±619
Сморчок конический *Morchella conica*	4773±705	297±223	214±218	4102±1589
2014 г.				
Груздь черный *Lactarius necator*	2258±413	– *	–	2195±2076
Сыроежки *Russula sp.*	2540±422	126±179	–	746,3±1544
Груздь черный *Lactarius necator*	385±210	–	265±303	2483±2553
Свинушка тонкая Paxillus involutus	5788±730	193±124	–	1056±941
Свинушка тонкая Paxillus involutus	11310±1243	193,8±69,4	–	1360±513
Моховик желто-бурый *Suillus variegatu*	1558±988	21,0±66	773,2±1428	7372±11810
Скрипица *Lactarius vellereus*	231,2±49,5	–	–	893±420
Подосиновик розовеющий *Leccinum roseofractum*	428±137	96±133	34±145	1138±1301
Белый гриб *Boletus edulis*	281,7±85,7	23,2±76	43,0±89,3	932±827

Примечание. * - ниже предела обнаружения прибора

Полученные значения УА ^{137}Cs в пробах грибов варьировали в широких пределах в зависимости от поверхностной активности радионуклида на почве, свойств почвы, погодных условий, биологического вида гриба и распределения грибного мицелия по почвенному профилю. В 2012 г. наибольшей УА ^{137}Cs в плодовых телах характеризуются моховик желто-бурый и волнушка белая – 5558 и 5443 Бк/кг соответственно. Данные виды грибов относятся к группе аккумуляторов и сильно накапливающих радиоцезий грибов. Минимальная удельная активностью ^{137}Cs была отмечена в плодовых телах груздя черного. В 2014 г. максимальной УА ^{137}Cs в плодовых телах характеризуются свинушка тонкая – 11310 Бк/кг (группа грибов-аккумуляторов радиоцезия). Минимальной активностью ^{137}Cs характеризовался белый гриб и скрипица.

Все виды грибов, отобранные в 2012 г., а также пробы свинушки тонкой и грибов рода сыроежки, отобранные в 2014 г., не отвечают требованиям экологической безопасности, так как содержание ^{137}Cs в них превышает допустимые уровни СанПиН 2.3.2. 1078-01 (2500 Бк/кг сух. массы) в 1,02-4,5 раза, поэтому употребление таких грибов в пищу без предварительной обработки недопустимо. В исследуемых пробах грибов велика также удельная активность ^{40}K, особенно интенсивно данный радиоизотоп накапливает моховик желто-бурый, для которого характерна, в том числе, и высокая степень накопления ^{226}Ra и ^{232}Th. Таким образом, даже на территориях, плотность загрязнения которых ^{137}Cs составляет около 1-5 Ku/км^2, уровни содержания радионуклида в плодовых телах макромицетов во многих случаях превышают допустимые уровни, в связи с чем необходим обязательный радиационной контроль дикорастущих грибов.

Варьирование УА ^{137}Cs в почвах на участках произрастания исследуемых видов грибов составляет 6,6 раза. Максимальным содержанием радионуклида характеризуется почва на участке произрастания моховика желто-бурого, сморчка конического и волнушки белой. Содержание ЕРН

находится на уровне кларков исследуемых изотопов в данном регионе. Плотность загрязнения представлена в таблице 34.

Таблица 34 – Плотности загрязнения почвы (ПЗП) ^{137}Cs и ЕРН на участках

отбора исследуемых видов грибов в 2012-2014 гг.

Вид грибов	ПЗП, Бк/м^2			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
2012 г.				
Волнушка белая *Lactarius pubescens*	52912,5	1996,25	1013,75	17912,5
Груздь черный *Lactarius necator*	47300,0	2578,75	766,25	18200,0
Моховик желто-бурый *Suillus variegatu*	84437,5	2820,0	1373,75	22862,5
Сморчок конический *Morchella conica*	53400,0	2945,0	183,75	18575,0
2014 г.				
Груздь черный *Lactarius necator*	40812,5	2285,15	1718,83	24262,5
Сыроежки *Russula sp.*	30987,5	2138,16	1173,15	23225,0
Груздь черный *Lactarius necator*	28375,0	2580,24	1582,34	32362,5
Свинушка тонкая Paxillus involutus	45225,0	2487,87	2073,24	28162,5
Свинушка тонкая Paxillus involutus	34362,5	2662,5	–	–
Моховик желто-бурый *Suillus variegatu*	53612,5	1950,0	4412,5	32000,0
Скрипица *Lactarius vellereus*	12775,0	1938,93	2192,43	33262,5
Подосиновик розовеющий *Leccinum roseofractum*	21550,0	1858,41	1310,73	24775,0
Белый гриб *Boletus edulis*	24625,0	2303,13	1151,96	35712,5

Максимальная плотность загрязнения почвы ^{137}Cs, ^{232}Th, ^{40}K была отмечена на участке произрастания моховика желто-бурого, наименьшей плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs характеризовался участок произрастания скрипицы. Для оценки интенсивности накопления радионуклидов в плодовых телах грибов рассчитывали коэффициент накопления (Кн), в качестве основного параметра, характеризующего миграцию ^{137}Cs в лесной экосистеме, использовали коэффициент перехода

(Кп). Для грибов сапротрофов на подстилке Кн и Кп рассчитывали исходя из удельной активности и плотности загрязнения подстилки ^{137}Cs. Коэффициенты накопления ^{137}Cs и ЕРН в плодовых телах исследуемых видов грибов представлены в таблице 35.

Максимальные коэффициенты накопления ^{137}Cs наблюдается в плодовых телах свинушки тонкой - 16 - 41, минимальные в плодовых телах белого гриба – 1,43, и груздя черного – 1,7-2,81. Высокой интенсивностью аккумуляции ^{137}Cs характеризуются также волнушка белая, сморчок конический и грибы рода *Russula*. Высокие коэффициенты накопления ЕРН наблюдаются в плодовых телах сморчка конического, моховика желто-бурого, волнушки белой и груздя черного.

Таблица 35 – Коэффициенты накопления ^{137}Cs и ЕРН в плодовых телах исследуемых видов высших грибов в 2012-2014 гг.

Вид грибов	Коэффициент накопления			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
2012 г.				
Волнушка белая *Lactarius pubescens*	12,86	8,03	5,03	7,45
Груздь черный *Lactarius necator*	2,81	3,03	8,90	8,87
Моховик желто-бурый *Suillus variegatu*	8,23	5,65	2,86	6,41
Сморчок конический *Morchella conica*	11,17	12,61	145,33	27,6
2014 г.				
Груздь черный *Lactarius necator*	6,92	–	–	11,31
Сыроежки *Russula sp.*	10,25	7,37	–	4,01
Груздь черный *Lactarius necator*	1,7	–	20,93	9,6
Свинушка тонкая Paxillus involutus	16,0	9,7	–	4,69
Свинушка тонкая Paxillus involutus	41,1	9,10	0,73	–
Моховик желто-бурый *Suillus variegatu*	3,63	–	21,9	28,8
Скрипица *Lactarius vellereus*	2,26	–	–	3,36

Вид грибов	Коэффициент накопления			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
2014 г.				
Подосиновик розовеющий *Leccinum roseofractum*	2,48	6,46	3,24	5,74
Белый гриб *Boletus edulis*	1,43	1,26	4,67	3,26

Коэффициенты перехода ^{137}Cs и ЕРН в плодовые тела исследуемых видов грибов представлены в таблице 36.

Таблица 36 – Коэффициенты перехода ^{137}Cs (КП·10^{-3}, м^2/кг) в плодовые тела грибов в 2012-2014 гг.

Вид грибов	Коэффициент перехода, м^2/кг			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
2012 г.				
Волнушка белая *Lactarius pubescens*	102,8	64,2	40,2	59,6
Груздь черный *Lactarius necator*	22,5	24,2	71,3	70,9
Моховик желто-бурый *Suillus variegatu*	65,8	45,2	22,9	51,3
Сморчок конический *Morchella conica*	89,4	100,8	1164,6	220,8
2014 г.				
Груздь черный *Lactarius necator*	55,3	–	–	90,47
Сыроежки *Russula sp.*	82,0	58,9	–	32,13
Груздь черный *Lactarius necator*	13,6	–	167,5	76,73
Свинушка тонкая Paxillus involutus	128,0	77,6	–	37,5
Свинушка тонкая Paxillus involutus	329,14	72,8	–	–
Моховик желто-бурый *Suillus variegatu*	29,1	–	175,23	230,38
Скрипица *Lactarius vellereus*	18,1	–	–	26,8

Вид грибов	Коэффициент перехода, $м^2/кг$			
	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
2014 г.				
Подосиновик розовеющий *Leccinum roseofractum*	19,9	51,7	25,9	45,9
Белый гриб *Boletus edulis*	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
	11,4	10,1	37,3	26,1

Наблюдается достаточно сильное варьирование Кп для ^{137}Cs. Максимальными Кп ^{137}Cs в плодовые тела характеризуются свинушка тонкая (128-329 $м^2/кг \cdot 10^{-3}$), волнушка белая (102,8 $м^2/кг \cdot 10^{-3}$) и сморчок конический (89,4 $м^2/кг \cdot 10^{-3}$). Высокая интенсивность накопления радионуклида характерна также для грибов вида моховик желто-бурый (29,1-65,8 $м^2/кг \cdot 10^{-3}$ и груздь черный (13,6-55,3 $м^2/кг \cdot 10^{-3}$) [Ротарь, 2013; Ротарь, 2015].

Различия в значениях коэффициентов перехода из почвы в грибы обусловлены биологическими особенностями различных родов и семейств, степенью развитости и заглубления мицелия, микоризной приуроченностью к той или иной древесной породе, предрасположенностью к определенным местам обитания, которые характеризуются различной степенью увлажненности, освещенности, разными агрохимическими свойствами почвы.

Было обнаружено, что микоризообразующие грибы характеризуются гораздо более высокими КП цезия-137 из почвы в грибы, чем сапротрофы. У микоризообразователей самые высокие КП были обнаружены у представителей рода *Paxillus,* которые растут как в сухих сосновых лесах на бедных песчаных почвах, так и на переувлажненных заболоченных почвах. Таким образом, в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения можно использовать грибы, наиболее интенсивно накапливающие радионуклиды – свинушку тонкую, волнушка белую, моховик желто-бурый, сморчок конический и грибы рода *Russula.*

По литературным данным при дезактивация грибов путем их очистки, тщательного промывания, вымачивания в течение двух часов в растворе

поваренной соли (концентрация 30 г/л) и трехкратной варки в подсоленной воде в течение 15-20 мин со сливанием отвара. Результаты определения удельной активности грибов до и после дезактивации приведены в таблице 37 [Сковородникова, 2008].

Таблица 37 – Снижение УА ^{137}Cs в различных видах пищевых грибов

Вид грибов	УА ^{137}Cs, Бк/кг	УА ^{137}Cs после дезактивации, Бк/кг	Степень снижения УА, %
Boletus edulis (белый гриб)	7354±795	118,0±22,4	98,4
Leccinum aurantiacum (подосиновик)	654±113	185,8±35,2	71,6
Leccinum scabrum (подберезовик)	2764±402	151,6±28,8	94,5
Suillus luteus (масленок обыкновенный)	3994±420	291,4±36,2	92,7
Lactarius deliciosus (рыжик деликатесный)	1231±155	57,2±15,0	95,4
Lactarius torminosus (волнушка)	3173±358	113,4±19,8	96,4
Russula sp. (сыроежки)	1705±212	97,3±21,6	94,3
Cantharellus cibarius (лисичка настоящая)	9064±949	357,8±53,5	96,1

Дезактивация грибов традиционными методами позволила снизить удельную активность грибов в 3,5-62,3 раза. Содержание ^{137}Cs в грибах после обработки составило от 28,4 до 1,6% от начального. Причем наибольшее снижение активности происходит при дезактивации изначально более сильно загрязненных грибов. Коэффициент корреляции между активностью свежих грибов и грибов после дезактивации составляет 0,6. Наименьшим содержанием ^{137}Cs после дезактивирующих мероприятий характеризовались рыжик деликатесный и сыроежки, наибольшим – лисичка настоящая. Однако, даже несмотря на высокие коэффициенты снижения радионуклидов в грибах при обработке, чрезмерное их употребление может вызвать существенное увеличение дозы внутреннего облучения.

Итак, анализ радиоактивного загрязнения плодовых тел грибов показал, что максимальной удельной активностью ^{137}Cs характеризуются плодовые тела свинушки тонкой, моховика желто-бурого и волнушки белой

– 11310, 5558 и 5443 Бк/кг соответственно. Минимальная удельная активность ^{137}Cs отмечена в белом грибе и скрипице. В исследуемых пробах грибов велика также удельная активность ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th, особенно интенсивно данные радиоизотопы накапливает моховик желто-бурый. Максимальной плотностью загрязнения ^{137}Cs характеризуется почва на участке произрастания моховика желто-бурого, сморчка конического и волнушки белой – 84,4-53,6; 53,4 и 52,9 кБк/м^2 соответственно, однако четко выраженной связи между удельной активностью ^{137}Cs в грибах и почве не выявлено.

Все виды грибов, отобранные в 2012 г., а также пробы свинушки тонкой и грибов рода сыроежки, отобранные в 2014 г., не отвечают требованиям экологической безопасности, так как содержание ^{137}Cs в них превышает допустимые уровни в 1,02-4,5 раз, поэтому употребление таких грибов в пищу без предварительной обработки недопустимо.

Максимальные Кн ^{137}Cs наблюдаются в плодовых телах свинушки тонкой – 16 - 41, минимальные в плодовых телах белого гриба – 1,43 и груздя черного – 1,7-2,81. Высокой интенсивностью аккумуляции ^{137}Cs характеризуются также волнушка белая, сморчок конический и грибы рода *Russula.*

Максимальными Кп ^{137}Cs в плодовые тела характеризуются свинушка тонкая (128-329 м^2/кг·10^{-3}), волнушка белая (102,8 м^2/кг·10^{-3}) и сморчок конический (89,4 м^2/кг·10^{-3}). Данные виды относятся к аккумуляторам радиоактивного загрязнения. Высокая интенсивность накопления радионуклида характерна также для грибов вида моховик желто-бурый (29,1-65,8 м^2/кг·10^{-3} и груздь черный (13,6-55,3 м^2/кг·10^{-3}). Следовательно, в качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения можно использовать грибы, наиболее интенсивно накапливающие радионуклиды – свинушку тонкую, волнушка белую, моховик желто-бурый, сморчок конический и грибы рода *Russula.*

МЭД и УА радионуклидов почвенных образцов в 2015 г. отражен ниже. Гамма-спектрометрический анализ почвенных образцов в 2015 г. показал, что основной фонообразующий долгоживущий радиоизотоп - ^{137}Cs (таблица 38). Линии естественных радионуклидов: ^{226}Ra (семейство ^{238}U); ^{232}Th (семейство ^{232}Th) и ^{40}K также присутствуют в спектрах. В данной работе интерес представляет техногенный радионуклид - ^{137}Cs и природный - ^{40}K. Другие радионуклиды обнаружены в гамма-спектрах в виде следов, поэтому их динамика нами не отслеживалась из-за трудной интерпретации.

В Красногорском районе на ПП№1 в 2015году МЭД (110,2±11,02 мкР/ч) в 6,67 раз, в Злынковском районе на ПП№3 (МЭД =85,1±8,51 мкР/ч) - в 5,16 раза, в Новозыбковском районе на ПП№4 (МЭД =95,72±9,57 мкР/ч) - в 5,80 раза, в Клинцовском районе на ПП№2 (МЭД =93,24±9,32 мкР/ч) - в 5,65 раз превышает контроль - Жуковский район (ПП№5, 16,5±1,66 мкР/ч).

На ПП№1 в Красногорском районе в 2015году УА^{137}Cs в почвенных образцах (5109,12±510,90 Бк/кг) в 66,19 раз превышала контроль (ПП№5, 77,19±7,71 Бк/кг). Зафиксировано, УА^{40}К (148,30±14,83 Бк/кг) в 3,04 раза ниже, чем в контроле (ПП№5, 451,24±45,12 Бк/кг): $t_{факт}>t_{табл}$, P=99%.

Таблица 38- МЭД и УА радионуклидов почвенных образцов 2015 г.

Радионуклиды	Динамика МЭД и УА радионуклидов по годам			
	МЭД		УА	
	Кол-во измерений	мкР/ч	Кол-во образцов	Бк/кг
1	2	3	4	5
Красногорский район, ПП№1				
^{137}Cs	100	110,2 ± 11,02	27	5109,12 ±510,90
^{40}K				148,30 ±14,83
Злынковский район, ПП№3				
^{137}Cs	100	85,1 ± 8,51	27	3953,49 ±395,33
^{40}K				114,76 ±11,47
Новозыбковский район, ПП№4				
^{137}Cs	100	95,72 ± 9,57	27	4478,43 ±447,84

Радионуклиды	Динамика МЭД и УА радионуклидов по годам			
	МЭД		УА	
	Кол-во измерений	мкР/ч	Кол-во образцов	Бк/кг
1	2	3	4	5
^{40}К				320,67 ±32,06
Клинцовский район, ПП№2				
^{137}Cs	100	93,24 ± 9,32	27	4362,40 ±436,24
^{40}К				310,24 ±31,02
Жуковский район, ПП№5, контроль				
^{137}Cs	100	16,5 ± 1,66	27	77,19 ±7,71
^{40}К				451,24 ±45,12

В Злынковском районе на ПП№3 в 2015году УА^{137}Cs почвенных образцов (3953,49±395,33Бк/кг) оказалась в 51,22 раза выше, чем в Жуковском районе, контроле (ПП№5, 16,5±1,66 Бк/кг): $t_{факт}>t_{табл}$, Р=99%. УА ^{40}К в почве на ПП№3 существенно ниже контроля (ПП№5)- в 3,93 раза: $t_{факт}>t_{табл}$, Р=99%.

В Клинцовском районе на ПП№2 в 2015г. УА^{137}Cs в почве (4362,40±436,24Бк/кг) в 56,51 раза выше, чем в контроле (ПП№5, УА=77,19± 7,71 Бк/кг): $t_{факт}>t_{табл}$, Р=99%. УА^{40}К- в 1,45 раза меньше контроля (ПП№5): $t_{факт}>t_{табл}$, Р=99%.

На ПП№4 в Новозыбковском районе в 2015году УА^{137}Cs в почвенных образцах (4478,43 ±447,84 Бк/кг) в 58,02 раза превышала контроль (ПП№5, 77,19±7,71 Бк/кг). Зафиксировано, УА^{40}К (320,67 ±32,06 Бк/кг) в 1,41 раза ниже, чем в контроле (ПП№5, 451,24±45,12 Бк/кг): $t_{факт}>t_{табл}$, Р=99%.

Таким образом, в радиоактивно загрязненных насаждениях (Клинцовский, Новозыбкоский, Красногорский, Злынковский районы) по сравнению с контролем (Жуковский район) МЭД увеличена примерно в 5,16…6,67 раз, УА^{137}Cs превышена в 51,22…66,19 раз; УА^{40}К в 1,41…3,93 раза ниже контроля.

Аккумуляция ^{137}Cs представителями класса Базидиомицеты (Basidiomycetes) в 2015 г. Во всех гамма - спектрах образцов грибов зафиксирован ^{137}Cs. В таблице 39 приведена аккумуляция ^{137}Cs 27 видами грибов. Исследование показывает (таблица 3), что в Красногорском районе, на **ПП№1** (МЭД=110,2±11,02 мкР/ч; ПЗП по ^{137}Cs - 16,03 Ku/км^2) УА^{137}Cs в во всех грибах в 60 и более раз превышает контроль (Жуковский район, ПП№5): $t_{факт}>t_{табл}$, P=99%.

Таблица 39 – Гамма - спектрометрические показатели съедобных грибов (2015г.)

Вид растения	УА, Бк/кг	Плотность загрязнения почвы, кБк/м^2 (Ku/км^2)	Кн	Кп, $\frac{м^2}{кг*10^{-3}}$
1	2	3	4	5
Красногорский район, ПП№1, МЭД=110,2±11,02 мкР/ч				
Дождевик съедобный (Lycoperdon perlatum)	24060,19 ±2406,01	593,20 (16,03)	4,70	40,56±0,41
Белый гриб (Boletus edulis)	19243,41±1924,34	593,20 (16,03)	3,76	32,44±0,32
Польский гриб (Boletus badius)	18579,02±1857,90	593,20 (16,03)	3,63	31,32±0,31
Подберезовик (Leccinum scabrum)	15850,3±1585,03	593,20 (16,03)	3,10	26,71±0,26
Белый гриб березовый (Boletus betulicola)	14444,42±1444,44	593,20 (16,03)	2,82	24,35±0,24
Подосиновик желто-бурый (Leccinum versipelle)	8429,37±842,93	593,20 (16,03)	1,64	14,21±0,14
Моховик зеленый (Xerocomus subtomentoses)	7018,45±701,84	593,20 (16,03)	1,37	11,83±0,12
Масленок желто-бурый (Suillus variegates)	6788,2±678,82	593,20 (16,03)	1,32	11,44±0,11
Масленок обыкновенный (Suillus luteus)	6495,54±649,55	593,20 (16,03)	1,27	10,95±0,10
Масленок зернистый (Suillus granutatus)	6319,60±631,9	593,20 (16,03)	1,23	10,65±0,11
Горькушка (Lactarius rufus)	6165,45±616,54	593,20 (16,03)	1,20	10,39±0,10
Груздь настоящий (Lactarius resimus)	5642,04±564,20	593,20 (16,03)	1,10	9.51±0,09
Колпак кольчатый (Rozites caperata)	4060,19±405,01	593,20 (16,03)	0,79	6,84±0,06
Козляк (Suillus bovines)	3916,67±391,66	593,20 (16,03)	0,76	6,60±0,07
Волнушка белая (Lactarius pubescens)	2768,5±276,85	593,20 (16,03)	0,54	4,66±0,47
Ежовик желтый (Hydnum repandum)	2656,2±265,62	593,20 (16,03)	0,51	4,47±0,04
Волнушка розовая (Lactarius torminosus)	2457,6±245,76	593,20 (16,03)	0,48	4,14±0,04
Рядовка майская (Calocybe gambosa)	2224,5±222,45	593,20 (16,03)	0,43	3,75±0,03
Рыжик еловый (Lactarius detorrimus)	2186,3±218,63	593,20 (16,03)	0,42	3,68±0,03
Лисичка обыкновенная (Cantarellus cibarius)	1725,45±172,54	593,20 (16,03)	0,33	2,90±0,02
Зонтик пестрый (Macrolepiota procera)	1638,21±163,82	593,20 (16,03)	0,32	2,76±0,02
Сыроежка зеленая (Russula aeruginea)	1597,73±159,77	593,20 (16,03)	0,31	2,69±0,02

Вид растения	УА, Бк/кг	Плотность загрязнения почвы, кБк/м2 (Ku/км2)	Кн	Кп, м2 кг*10-3
1	2	3	4	5
Сыроежка цельная (Russula integra)	1521,3±152,13	593,20 (16,03)	0,29	2,56±0,02
Сыроежка пищевая (Russula vesca)	1347,6±134,76	593,20 (16,03)	0,26	2,27±0,02
Рядовка чешуйчатая (Trieholoma imbricatum)	1275,38±127,53	593,20 (16,03)	0,24	2,15±0,01
Опенок летний (Kuehneromyces mutabilis)	877,94±87,79	593,20 (16,03)	0,17	1,48±0,01
Опенок осенний (Armillaria mellea)	219,48±21,95	593,20 (16,03)	0,04	0,36±0,003
Новозыбковский район, ПП№4, МЭД=95,72±9,57 мкР/ч				
Дождевик съедобный (Lycoperdon perlatum)	20898,74±2089,87	515,38(13,92)	4,66	40,55±0,40
Белый гриб (Boletus edulis)	16714,87±1671,48	515,38(13,92)	3,73	32,43±0,31
Польский гриб (Boletus badius)	16137,78±1613,77	515,38(13,92)	3,60	31,31±0,30
Подберезовик (Leccinum scabrum)	13767,61±1376,76	515,38(13,92)	3,07	26,71±0,26
Белый гриб березовый (Boletus betulicola)	12546,46±1254,64	515,38(13,92)	2,80	24,34±0,24
Подосиновик желто-бурый (Leccinum versipelle)	7321,77±732,17	515,38(13,92)	1,63	14,20±0,14
Моховик зеленый (Xerocomus subtomentoses)	6096,24±609,62	515,38(13,92)	1,36	11,83±0,11
Масленок желто-бурый (Suillus variegates)	5896,25±589,62	515,38(13,92)	1,31	11,44±0,11
Масленок обыкновенный (Suillus luteus)	5642,04±564,20	515,38(13,92)	1,25	10,94±0,10
Масленок зернистый (Suillus granutatus)	5489,22±548,92	515,38(13,92)	1,22	10,65±0,10
Горькушка (Lactarius rufus)	5355,32±535,53	515,38(13,92)	1,19	10,39±0,10
Груздь настоящий (Lactarius resimus)	4900,69±490,06	515,38(13,92)	1,09	9,51±0,09
Колпак кольчатый (Rozites caperata)	3526,69±352,66	515,38(13,92)	0,78	6,84±0,06
Козляк (Suillus bovines)	3402,03±340,20	515,38(13,92)	0,75	6,60±0,06
Волнушка белая (Lactarius pubescens)	2404,72±240,47	515,38(13,92)	0,53	4,66±0,04
Ежовик желтый (Hydnum repandum)	2304,57±230,45	515,38(13,92)	0,51	4,47±0,04
Волнушка розовая (Lactarius torminosus)	2134,67±213,46	515,38(13,92)	0,47	4,14±0,04
Рядовка майская (Calocybe gambosa)	1932,20±193,22	515,38(13,92)	0,43	3,74±0,03
Рыжик еловый (Lactarius detorrimus)	1899,02±189,90	515,38(13,92)	0,42	3,68±0,03
Лисичка обыкновенная (Cantarellus cibarius)	1498,73±149,87	515,38(13,92)	0,33	2,90±0,02
Зонтик пестрый (Macrolepiota procera)	1422,95±142,29	515,38(13,92)	0,31	2,76±0,02
Сыроежка зеленая (Russula aeruginea)	1387,79±138,77	515,38(13,92)	0,30	2,69±0,02
Сыроежка цельная (Russula integra)	1321,40±132,14	515,38(13,92)	0,29	2,56±0,02
Сыроежка пищевая (Russula vesca)	1170,52±117,05	515,38(13,92)	0,26	2,27±0,01
Рядовка чешуйчатая (Trieholoma imbricatum)	1107,79±110,77	515,38(13,92)	0,24	2,14±0,01
Опенок летний (Kuehneromyces mutabilis)	762,58±76,25	515,38(13,92)	0,17	1,47±0,01
Опенок осенний (Armillaria mellea)	190,64±19,06	515,38(13,92)	0,04	0,36±0,003
Злынковский район, ПП№3, МЭД=85,1±8,51 мкР/ч				

Вид растения	УА, Бк/кг	Плотность загрязнения почвы, кБк/м2 (Ku/км2)	Кн	Кп, м2 кг*10-3
1	2	3	4	5
Дождевик съедобный (Lycoperdon perlatum)	18580,06±1858,01	458,20(12,38)	4,69	40,55±0,39
Белый гриб (Boletus edulis)	14860,38±1486,03	458,20(12,38)	3,75	32,43±,032
Польский гриб (Boletus badius)	14347,32±1434,73	458,20(12,38)	3,62	31,31±0,29
Подберезовик (Leccinum scabrum)	12240,11±1224,01	458,20(12,38)	3,09	26,71±0,24
Белый гриб березовый (Boletus betulicola)	11154,45±1115,45	458,20(12,38)	2,82	24,34±0,21
Подосиновик желто-бурый (Leccinum versipelle)	6509,43±650,94	458,20(12,38)	1,64	14,20±0,12
Моховик зеленый (Xerocomus subtomentoses)	5419,87±541,98	458,20(12,38)	1,37	11,83±0,10
Масленок желто-бурый (Suillus variegates)	5242,06±524,21	458,20(12,38)	1,32	11,44±0,10
Масленок обыкновенный (Suillus luteus)	5016,06±501,60	458,20(12,38)	1,26	10,94±0,09
Масленок зернистый (Suillus granutatus)	4880,19±488,02	458,20(12,38)	1,23	10,65±0,09
Горькушка (Lactarius rufus)	4761,16±476,12	458,20(12,38)	1,20	10,39±0,09
Груздь настоящий (Lactarius resimus)	4356,96±435,69	458,20(12,38)	1,10	9,51±0,08
Колпак кольчатый (Rozites caperata)	3135,41±313,54	458,20(12,38)	0,79	6,84±0,06
Козляк (Suillus bovines)	3024,57±302,45	458,20(12,38)	0,76	6,60±0,05
Волнушка белая (Lactarius pubescens)	2137,92±213,79	458,20(12,38)	0,54	4,66±0,03
Ежовик желтый (Hydnum repandum)	2048,88±204,88	458,20(12,38)	0,51	4,47±0,03
Волнушка розовая (Lactarius torminosus)	1897,83±189,78	458,20(12,38)	0,48	4,14±0,02
Рядовка майская (Calocybe gambosa)	1717,83±171,78	458,20(12,38)	0,43	3,74±0,02
Рыжик еловый (Lactarius detorrimus)	1688,33±168,83	458,20(12,38)	0,42	3,68±0,02
Лисичка обыкновенная (Cantarellus cibarius)	1332,44±133,24	458,20(12,38)	0,33	2,90±0,01
Зонтик пестрый (Macrolepiota procera)	1265,07±126,50	458,20(12,38)	0,31	2,76±0,01
Сыроежка зеленая (Russula aeruginea)	1233,81±123,38	458,20(12,38)	0,31	2,69±0,01
Сыроежка цельная (Russula integra)	1174,79±117,47	458,20(12,38)	0,29	2,56±0,01
Сыроежка пищевая (Russula vesca)	1040,66±104,07	458,20(12,38)	0,26	2,27±0,01
Рядовка чешуйчатая (Trieholoma imbricatum)	984,88±98,48	458,20(12,38)	0,24	2,14±0,01
Опенок летний (Kuehneromyces mutabilis)	677,97±67,79	458,20(12,38)	0,17	1,48±0,009
Опенок осенний (Armillaria mellea)	169,48±16,94	458,20(12,38)	0,04	0,36±0,003
Клинцовский район, ПП№2, МЭД=93,24±9,32 мкР/ч				
Дождевик съедобный (Lycoperdon perlatum)	20357,28±2035,72	502,02 (13,56)	4,65	40,55±0,38
Белый гриб (Boletus edulis)	16281,81±1628,18	502,02 (13,56)	3,72	32,43±0,32
Польский гриб (Boletus badius)	15719,67±1571,96	502,02 (13,56)	3,59	31,31±0,30
Подберезовик (Leccinum scabrum)	13410,91±1341,09	502,02 (13,56)	3,06	26,71±0,26
Белый гриб березовый (Boletus betulicola)	12221,39±1222,13	502,02 (13,56)	2,80	24,34±0,03
Подосиновик желто-бурый (Leccinum versipelle)	7132,07±713,20	502,02 (13,56)	1,62	14,20±0,13

Вид растения	УА, Бк/кг	Плотность загрязнения почвы, кБк/м2 (Ku/км2)	Кн	Кп, м2 кг*10-3
1	2	3	4	5
Моховик зеленый (Xerocomus subtomentoses)	5938,29±593,82	502,02 (13,56)	1,36	11,83±0,11
Масленок желто-бурый (Suillus variegates)	5743,48±574,34	502,02 (13,56)	1,30	11,44±0,10
Масленок обыкновенный (Suillus luteus)	5495,86±549,58	502,02 (13,56)	1,24	10,94±0,10
Масленок зернистый (Suillus granutatus)	5347,00±534,70	502,02 (13,56)	1,22	10,65±0,10
Горькушка (Lactarius rufus)	5216,57±521,65	502,02 (13,56)	1,19	10,39±0,09
Груздь настоящий (Lactarius resimus)	4773,71±477,37	502,02 (13,56)	1,09	9,51±0,09
Колпак кольчатый (Rozites caperata)	3435,31±343,53	502,02 (13,56)	0,78	6,84±0,06
Козляк (Suillus bovines)	3313,88±331,38	502,02 (13,56)	0,75	6,60±0,05
Волнушка белая (Lactarius pubescens)	2342,42±234,24	502,02 (13,56)	0,53	4,66±0,04
Ежовик желтый (Hydnum repandum)	2244,86±224,48	502,02 (13,56)	0,51	4,47±0,03
Волнушка розовая (Lactarius torminosus)	2079,37±207,93	502,02 (13,56)	0,47	4,14±0,03
Рядовка майская (Calocybe gambosa)	1882,14±188,21	502,02 (13,56)	0,43	3,74±0,02
Рыжик еловый (Lactarius detorrimus)	1849,82±184,98	502,02 (13,56)	0,42	3,68±0,02
Лисичка обыкновенная (Cantarellus cibarius)	1459,9±145,99	502,02 (13,56)	0,33	2,90±0,02
Зонтик пестрый (Macrolepiota procera)	1386,08±138,60	502,02 (13,56)	0,31	2,76±0,02
Сыроежка зеленая (Russula aeruginea)	1351,83±135,18	502,02 (13,56)	0,30	2,69±0,01
Сыроежка цельная (Russula integra)	1287,16±128,71	502,02 (13,56)	0,29	2,56±0,01
Сыроежка пищевая (Russula vesca)	1140,20±114,02	502,02 (13,56)	0,26	2,27±0,01
Рядовка чешуйчатая (Trieholoma imbricatum)	1079,09±107,90	502,02 (13,56)	0,24	2,14±0,01
Опенок летний (Kuehneromyces mutabilis)	742,82±74,28	502,02 (13,56)	0,16	1,47±0,009
Опенок осенний (Armillaria mellea)	185,70±18,57	502,02 (13,56)	0,04	0,35±0,002
Жуковский район, ПП№5 (контроль), МЭД=16,5±1,66 мкР/ч				
Дождевик съедобный (Lycoperdon perlatum)	360,24±3,60	11,89 (0,32)	4,66	30,45±0,3
Белый гриб (Boletus edulis)	288,12±2,88	11,89 (0,32)	3,73	24,35±0,2
Польский гриб (Boletus badius)	278,17±2,78	11,89 (0,32)	3,60	23,51±0,2
Подберезовик (Leccinum scabrum)	237,32±2,37	11,89 (0,32)	3,07	20,06±0,2
Белый гриб березовый (Boletus betulicola)	216,27±2,16	11,89 (0,32)	2,80	18,28±0,1
Подосиновик желто-бурый (Leccinum versipelle)	126,21±1,26	11,89 (0,32)	1,63	10,66±0,09
Моховик зеленый (Xerocomus subtomentoses)	105,08±1,05	11,89 (0,32)	1,36	8,88±0,08
Масленок желто-бурый (Suillus variegates)	101,63±1,01	11,89 (0,32)	1,31	8,59±0,08
Масленок обыкновенный (Suillus luteus)	97,25±0,97	11,89 (0,32)	1,25	8,22±0,08
Масленок зернистый (Suillus granutatus)	94,62±0,94	11,89 (0,32)	1,22	7,99±0,07
Горькушка (Lactarius rufus)	92,31±0,92	11,89 (0,32)	1,19	7,80±0,07

Вид растения	УА, Бк/кг	Плотность загрязнения почвы, кБк/м2 (Ku/км2)	Кн	Кп, м2 кг*10-3
1	2	3	4	5
Груздь настоящий (Lactarius resimus)	84,47±0,84	11,89 (0,32)	1,09	7,14±0,07
Колпак кольчатый (Rozites caperata)	60,79±0,60	11,89 (0,32)	0,78	5,13±0,05
Козляк (Suillus bovines)	58,64±0,58	11,89 (0,32)	0,75	4,95±0,04
Волнушка белая (Lactarius pubescens)	41,45±0,41	11,89 (0,32)	0,53	3,50±0,03
Ежовик желтый (Hydnum repandum)	39,72±0,39	11,89 (0,32)	0,51	3,35±0,03
Волнушка розовая (Lactarius torminosus)	36,79±0,36	11,89 (0,32)	0,47	3,11±0,03
Рядовка майская (Calocybe gambosa)	33,30±0,33	11,89 (0,32)	0,43	2,81±0,02
Рыжик еловый (Lactarius detorrimus)	32,73±0,32	11,89 (0,32)	0,42	2,76±0,02
Лисичка обыкновенная (Cantarellus cibarius)	25,83±0,25	11,89 (0,32)	0,33	2,18±0,02
Зонтик пестрый (Macrolepiota procera)	24,52±0,24	11,89 (0,32)	0,31	2,07±0,02
Сыроежка зеленая (Russula aeruginea)	23,92±0,23	11,89 (0,32)	0,30	2,02±0,01
Сыроежка цельная (Russula integra)	22,77±0,22	11,89 (0,32)	0,29	1,92±0,01
Сыроежка пищевая (Russula vesca)	20,17±0,20	11,89 (0,32)	0,26	1,70±0,01
Рядовка чешуйчатая (Trieholoma imbricatum)	19,09±0,19	11,89 (0,32)	0,24	1,61±0,01
Опенок летний (Kuehneromyces mutabilis)	13,14±0,13	11,89 (0,32)	0,17	1,11±0,01
Опенок осенний (Armillaria mellea)	3,28±0,03	11,89 (0,32)	0,04	0,27±0,001

Примечание: ДУ СанПиН 2.3.2.1078-01 для грибов составляет 500Бк/кг.

Максимальная УА^{137}Cs отмечалась у дождевика съедобного (24060,19±2406,01 Бк/кг), а минимальная - у опенка осеннего (219,48±21,94 Бк/кг). В контроле наблюдалась такая же тенденция. Выявлен фиторяд величины УА^{137}Cs по мере уменьшения: дождевик съедобный > белый гриб > польский гриб > подберезовик > белый гриб березовый > подосиновик желто-бурый > моховик зеленый > масленок желто-бурый > масленок обыкновенный > масленок зернистый > горькушка > груздь настоящий > колпак кольчатый > козляк > волнушка белая > ежовик желтый > волнушка розовая > рядовка майская > рыжик еловый > лисичка обыкновенная > зонтик пестрый > сыроежка зеленая > сыроежка цельная > сыроежка пищевая > рядовка чешуйчатая > опенок летний > опенок осенний. В Жуковском районе (контроль, ПП№5) выявлен аналогичный фиторяд. Кп ^{137}Cs минимальный отмечен у опенка осеннего, максимальный у дождевика съедобного. Фиторяд Кп^{137}Cs и Кн^{137}Cs следующий: дождевик съедобный >

белый гриб > польский гриб > подберезовик > белый гриб березовый > подосиновик желто-бурый > моховик зеленый > масленок желто-бурый > масленок обыкновенный > масленок зернистый > горькушка > груздь настоящий > колпак кольчатый > козляк > волнушка белая > ежовик желтый > волнушка розовая > рядовка майская > рыжик еловый > лисичка обыкновенная > зонтик пестрый > сыроежка зеленая > сыроежка цельная > сыроежка пищевая > рядовка чешуйчатая > опенок летний > опенок осенний. Все различия в миктооряду по Кп, Кн, УА, говорят о видовой специфичности грибов к накоплению радионуклидов. Кн ^{137}Cs в 0,99 и более раза превышает контроль, а Кп^{137}Cs в 1,3 и более раза.

В Злынковском районе на **ПП№3** (МЭД=85,1±8,51 мкР/ч; ПЗП по ^{137}Cs - 12,38 Ku/км^2) УА ^{137}Cs грибов в 51,67 и более раза превышает контроль (Жуковский район, ПП№5): $t_{факт}>t_{табл}$, P=99%.

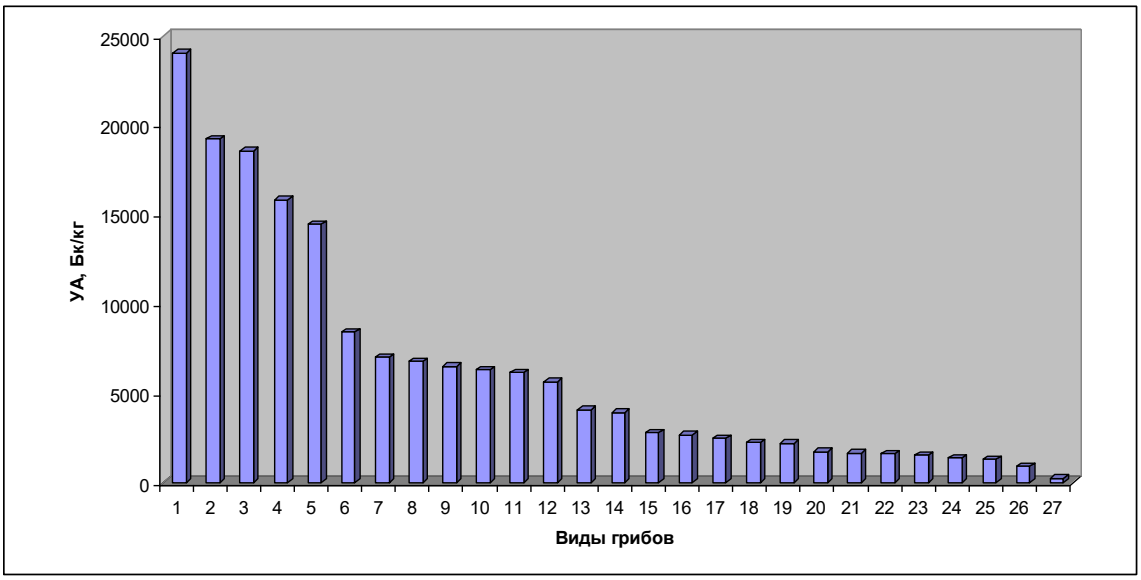
Самая высокая УА^{137}Cs отмечалась у дождевика съедобного (18580,06 Бк/кг), а минимальная- у опенка осеннего (169,48 Бк/кг). Важно отметить, что в контроле (Жуковский район) наблюдалась такая же тенденция. На ПП№3 выявлен фиторяд величины УА, Кп Кн ^{137}Cs по мере уменьшения: дождевик съедобный > белый гриб > польский гриб > подберезовик > белый гриб березовый > подосиновик желто-бурый > моховик зеленый > масленок желто-бурый > масленок обыкновенный > масленок зернистый > горькушка > груздь настоящий > колпак кольчатый > козляк > волнушка белая > ежовик желтый > волнушка розовая > рядовка майская > рыжик еловый > лисичка обыкновенная > зонтик пестрый > сыроежка зеленая > сыроежка цельная > сыроежка пищевая > рядовка чешуйчатая > опенок летний > опенок осенний. В контроле (ПП№5) выявлен аналогичный фиторяд, однако видна видовая специфичность накопления у грибов. Кн ^{137}Cs и Кп^{137}Cs на ПП№3 не всегда превышал контроль, что вероятно, говорит о влиянии разных абиотических факторов на эти параметры, а не только о видовой специфичности.

В Клинцовском районе на **ПП№2** (МЭД=93,24±9,32 мкР/ч; ПЗП по ^{137}Cs -13,56 Ku/км^2) УА ^{137}Cs грибов в 56,51 раза выше контроля (ПП№5): $t_{факт}>t_{табл}$, P=99%. Как на ПП№2, так и на ПП№5 (Жуковский район, контроль), максимальная УА^{137}Cs отмечена у дождевика съедобного (20357,28 и 360,24 Бк/кг соответственно), а минимальная у Иван-чая узколистного (185,70 и 3,28 Бк/кг соответственно). На ПП№2 и в контроле (ПП№5) выявлен микоторяд величин УА, Кп и Кн ^{137}Cs по мере уменьшения: дождевик съедобный > белый гриб > польский гриб > подберезовик > белый гриб березовый > подосиновик желто-бурый > моховик зеленый > масленок желто-бурый > масленок обыкновенный > масленок зернистый > горькушка > груздь настоящий > колпак кольчатый > козляк > волнушка белая > ежовик желтый > волнушка розовая > рядовка майская > рыжик еловый > лисичка обыкновенная > зонтик пестрый > сыроежка зеленая > сыроежка цельная > сыроежка пищевая > рядовка чешуйчатая > опенок летний > опенок осенний. Кн ^{137}Cs и Кп^{137}Cs на ПП№3 не всегда превышал контроль, что вероятно, говорит о влиянии разных абиотических факторов на эти параметры, а не только о видовой специфичности.

В Новозыбковском районе на **ПП№4** (МЭД=95,72±9,57 мкР/ч; ПЗП по ^{137}Cs - 13,92 Ku/км^2) УА ^{137}Cs грибов в 58,01 и более раза превышает контроль (Жуковский район, ПП№5): $t_{факт}>t_{табл}$, P=99%. Самая высокая УА^{137}Cs отмечалась так же у дождевика съедобного (20898,74 Бк/кг), а минимальная- у опенка осеннего (190,64 Бк/кг). На ПП№4 выявлен такой же микоторяд по гамма-спектрометрическим показателям: УА, Кп, Кн ^{137}Cs, что и на ПП№1,2,3 и в контроле №5.

В исследованных образцах грибов зафиксировано значительное превышение современных ДУ СанПиН 2.3.2.1078-01 по ^{137}Cs, кроме опенка осеннего: на ПП№1- в 1,75 до 48,12; ПП№2- в 1,48 до 40,71; ПП№3- в 1,35 до 37,16 раз, на ПП№4 – в 1,52…41,79 раза. В контроле (Жуковский район) образцы грибов соответствовали ДУ СанПиН 2.3.2.1078-01 по ^{137}Cs.

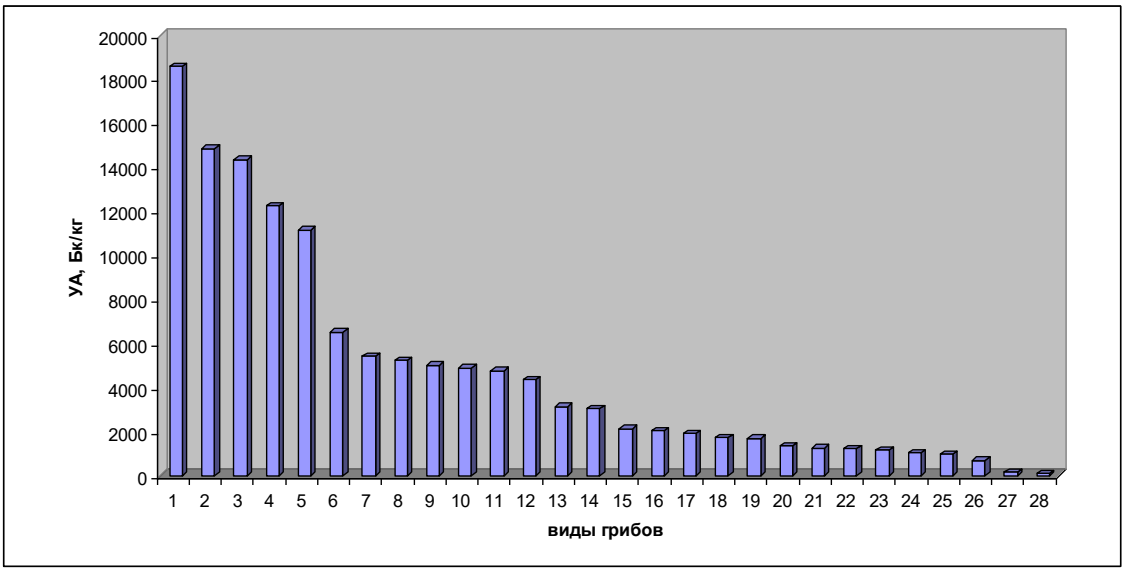
Графический анализ УА^{137}Cs образцов грибов представлен на рисунках 2 (ПП№1), 3(ПП№2), 4(ПП№3), 5 (ПП№4) – пробные площади с высокой плотностью загрязнения и на рисунках 6(ПП№5) - контроль.



Примечание: 1- дождевик съедобный; 2 – белый гриб; 3 – польский гриб; 4- подберезовик; 5 – белый гриб березовый; 6 – подосиновик желто-бурый; 7 – моховик зеленый; 8-масленок желто-бурый; 9 - масленок обыкновенный; 10- масленок зернистый; 11- горькушка; 12 – груздь настоящий; 13 – колпак кольчатый; 14 – козляк; 15- волнушка белая; 16 – ежовик желтый; 17 – волнушка розовая; 18 – рядовка майская; 19 – рыжик еловый; 20 – лисичка обыкновенная; 21 – зонтик пестрый; 22 – сыроежка зеленая; 23 – сыроежка цельная; 24- сыроежка пищевая; 25 – рядовка чешуйчатая; 26 – опенок летний; 27 – опенок осенний

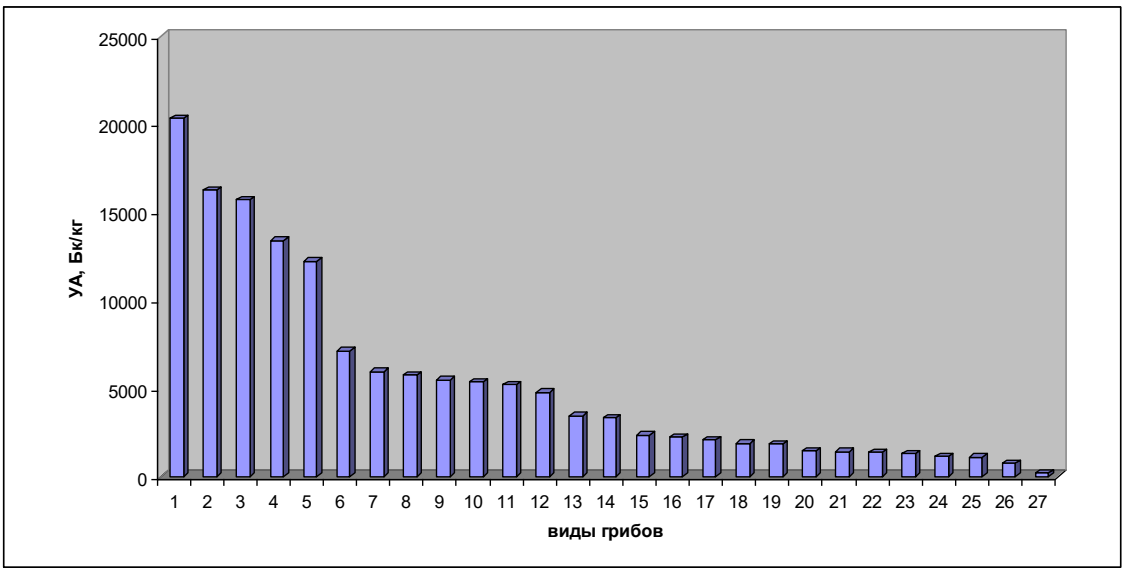
Рисунок 3 – Удельная активность ^{137}Cs в грибах на ПП№1 (2015г.)

Дождевик съедобный, белый гриб, польский гриб, подберезовик, белый гриб березовый выявлены как сильнонакапливающие грибы. В тоже время как подосиновик желто-бурый, моховик зеленый, масленок желто-бурый, масленок обыкновенный, масленок зернистый, горькушку можно отнести к средненакапливающим. Остальные 16 видов можно соотнести к категории слабонакапливающие радионуклиды и можно осуществлять их сбор при условии обязательного дозиметрического контроля.



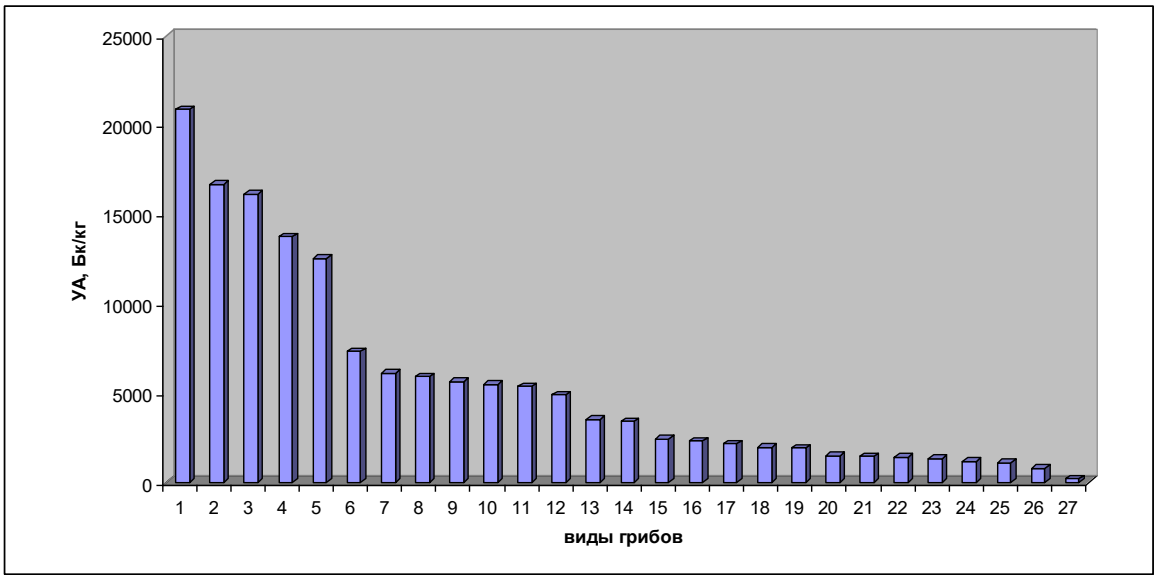
Примечание: 1- дождевик съедобный; 2 – белый гриб; 3 – польский гриб; 4- подберезовик; 5 – белый гриб березовый; 6 – подосиновик желто-бурый; 7 – моховик зеленый; 8-масленок желто-бурый; 9 - масленок обыкновенный; 10- масленок зернистый; 11- горькушка; 12 – груздь настоящий; 13 – колпак кольчатый; 14 – козляк; 15- волнушка белая; 16 – ежовик желтый; 17 – волнушка розовая; 18 – рядовка майская; 19 – рыжик еловый; 20 – лисичка обыкновенная; 21 – зонтик пестрый; 22 – сыроежка зеленая; 23 – сыроежка цельная; 24- сыроежка пищевая; 25 – рядовка чешуйчатая; 26 – опенок летний; 27 – опенок осенний

Рисунок 4 – Удельная активность ^{137}Cs в грибах на ПП№3 (2015г.)



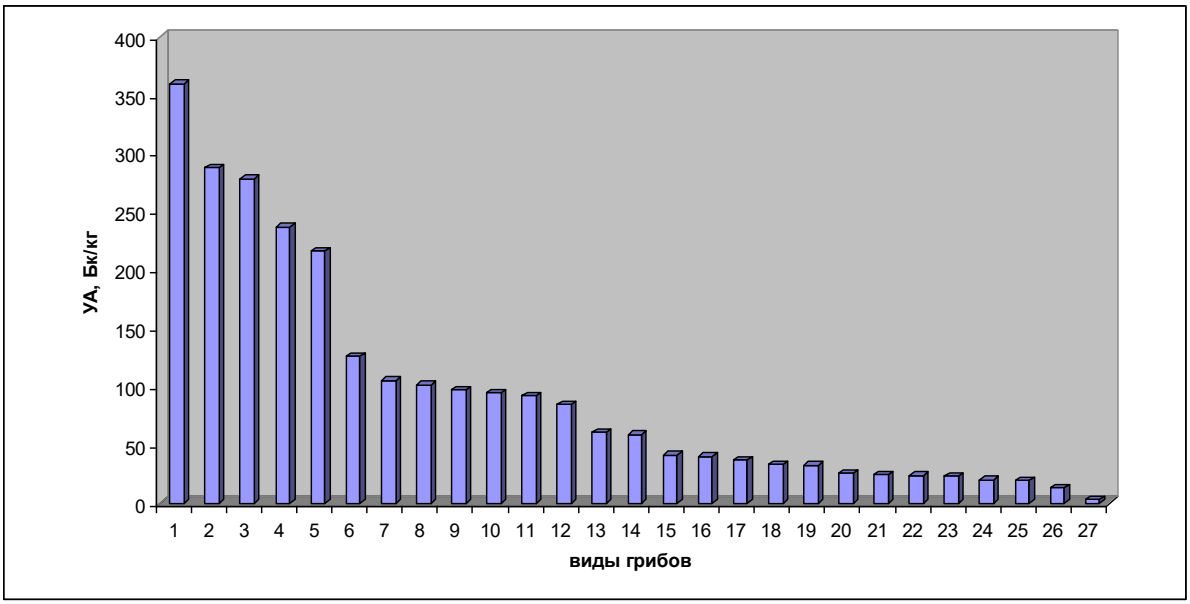
Примечание: 1- дождевик съедобный; 2 – белый гриб; 3 – польский гриб; 4- подберезовик; 5 – белый гриб березовый; 6 – подосиновик желто-бурый; 7 – моховик зеленый; 8-масленок желто-бурый; 9 - масленок обыкновенный; 10- масленок зернистый; 11- горькушка; 12 – груздь настоящий; 13 – колпак кольчатый; 14 – козляк; 15- волнушка белая; 16 – ежовик желтый; 17 – волнушка розовая; 18 – рядовка майская; 19 – рыжик еловый; 20 – лисичка обыкновенная; 21 – зонтик пестрый; 22 – сыроежка зеленая; 23 – сыроежка цельная; 24- сыроежка пищевая; 25 – рядовка чешуйчатая; 26 – опенок летний; 27 – опенок осенний

Рисунок 5– Удельная активность ^{137}Cs в грибах на ПП№2 (2015г.)



Примечание: 1- дождевик съедобный; 2 – белый гриб; 3 – польский гриб; 4- подберезовик; 5 – белый гриб березовый; 6 – подосиновик желто-бурый; 7 – моховик зеленый; 8-масленок желто-бурый; 9 - масленок обыкновенный; 10- масленок зернистый; 11- горькушка; 12 – груздь настоящий; 13 – колпак кольчатый; 14 – козляк; 15- волнушка белая; 16 – ежовик желтый; 17 – волнушка розовая; 18 – рядовка майская; 19 – рыжик еловый; 20 – лисичка обыкновенная; 21 – зонтик пестрый; 22 – сыроежка зеленая; 23 – сыроежка цельная; 24- сыроежка пищевая; 25 – рядовка чешуйчатая; 26 – опенок летний; 27 – опенок осенний

Рисунок 6– Удельная активность ^{137}Cs в грибах на ПП№4 (2015г.)



Примечание: 1- дождевик съедобный; 2 – белый гриб; 3 – польский гриб; 4- подберезовик; 5 – белый гриб березовый; 6 – подосиновик желто-бурый; 7 – моховик зеленый; 8-масленок желто-бурый; 9 - масленок обыкновенный; 10- масленок зернистый; 11- горькушка; 12 – груздь настоящий; 13 – колпак кольчатый; 14 – козляк; 15- волнушка белая; 16 – ежовик желтый; 17 – волнушка розовая; 18 – рядовка майская; 19 – рыжик еловый; 20 – лисичка обыкновенная; 21 – зонтик пестрый; 22 – сыроежка зеленая; 23 – сыроежка цельная; 24- сыроежка пищевая; 25 – рядовка чешуйчатая; 26 – опенок летний; 27 – опенок осенний

Рисунок 7– Удельная активность ^{137}Cs в грибах на ПП№5 (контроль, 2015г.)

Анализ результатов исследования в 2015 г. показал, что максимальная УА^{137}Cs отмечена у дождевика съедобного, минимальная- у опенка осеннего. Однако УА^{137}Cs выше контроля: в 51,67…60,00 раз. С повышением МЭД растет УА^{137}Cs, Кп и Кн^{137}Cs. Самые высокие Кп и Кн ^{137}Cs отмечены у дождевика съедобного, белого гриба, польского гриба, подберезовика, белого гриба березового и их можно отнести к сильнонакапливающим грибам. Минимально накапливают лисичка обыкновенная, зонтик пестрый, сыроежка зеленая, сыроежка цельная, сыроежка пищевая, рядовка чешуйчатая, опенок летний, опенок осенний и их можно рекомендовать к сбору, но при условии обязательного дозиметрического контроля. Видовую специфичность грибов аккумулировать радионуклиды и влияние разных абиотических факторов на накопление грибами радиоизотопов характеризует динамика гамма-спектрометрических показателей.

МЭД и УА радионуклидов почвенных образцов в 2016 г. отражена ниже. Результаты исследований почвенных образцов в 2016 гг. показали (таблица 40), что основной фонообразующий долгоживущий радиоизотоп тот же, что и в 2015 году - ^{137}Cs.

В 2016г. в Красногорском районе на ПП№1 МЭД (108,5±10,85 мкР/ч) в 7,1 раза превышает контроль (ПП№5, 15,4±1,54мкР/ч), в Злынковском районе на ПП№3 (МЭД=80,8±8,08 мкР/ч) - в 5,25 раза, в Клинцовском районе на ПП№2 (МЭД=87,33±8,73 мкР/ч - в 5,67 раза, в Новозыбковском районе на ПП№4 (МЭД=97,63±9,76 мкР/ч - в 6,33 раза выше, чем в контроле (Жуковский район, ПП№5, 15,4±1,54 мкР/ч).

Таблица 40- МЭД и УА радионуклидов почвенных образцов 2016 г.

Радионуклиды	Динамика МЭД и УА радионуклидов по годам			
	МЭД		УА	
	Кол-во измерений	мкР/ч	Кол-во образцов	Бк/кг
1	2	3	4	5
Красногорский район, ПП№1				
^{137}Cs	100	108,5±10,85	27	5030,30±503,03
^{40}К				157,25±15,72

Радионуклиды	Динамика МЭД и УА радионуклидов по годам			
	МЭД		УА	
	Кол-во измерений	мкР/ч	Кол-во образцов	Бк/кг
1	2	3	4	5
Злынковский район, ПП№3				
^{137}Cs	100	80,8±8,08	27	4247,25±424,73
^{40}K				106,37±10,63
Новозыбковский район, ПП№4				
^{137}Cs	100	97,63±9,76	27	5949,32±594,93
^{40}K				275,83±27,58
Клинцовский район, ПП№2				
^{137}Cs	100	87,33±8,73	27	5321,66±532,17
^{40}K				234,26±23,42
Жуковский район, ПП№5, контроль				
^{137}Cs	100	15,4±1,54	27	65,12±6,51
^{40}K				361,18±36,11

В Красногорском районе на ПП№1 в 2016г. УА^{137}Cs в почвенных образцах (5030,30±503,03 Бк/кг) в 77,24 раза превышала контроль (Жуковский район, ПП№5, 65,12±6,51 Бк/кг). Следует подчеркнуть, УА^{40}К (157,25±15,72 Бк/кг) в 2,29 раза ниже, чем в контроле (ПП№4, 361,18±36,11 Бк/кг): $t_{факт}>t_{табл}$, Р=99%.

В Злынковском районе на ПП№3 в 2016г. УА^{137}Cs почвенных образцов (4247,25±424,73Бк/кг) оказалась в 65,22 раза выше, чем в контроле (ПП№5, 65,12±6,51Бк/кг): $t_{факт}>t_{табл}$, Р=99%. УА ^{40}К в почве на ПП№3 существенно ниже контроля (ПП№5)- в 3,39 раза: $t_{факт}>t_{табл}$, Р=99%.

В Клинцовском районе на ПП№2 в 2016г. УА^{137}Cs в почве (5321,66±532,17Бк/кг) в 81,72 раза выше, чем в контроле (ПП№5, УА=65,12± 6,51Бк/кг): $t_{факт}>t_{табл}$, Р=99%. УА^{40}К- в 1,54 раза меньше контроля (ПП№5): $t_{факт}>t_{табл}$, Р=99%.

В Новозыбковском районе на ПП№4 в 2016г. УА^{137}Cs в почве (5949,32±594,93 Бк/кг) в 91,35 раза выше, чем в контроле (ПП№5, УА=65,12±

6,51Бк/кг): $t_{факт}>t_{табл}$, P=99%. УА^{40}К- в 1,31 раза меньше контроля (ПП№5): $t_{факт}>t_{табл}$, P=99%.

Таким образом, в насаждениях с высокой плотностью радиоактивного загрязнения по сравнению с контролем МЭД увеличена примерно в 5,25…7,1 раза, УА^{137}Cs превышена в 65,22…91,35 раз; УА^{40}К в 1,31…3,39 раз ниже контроля.

Аккумуляция ^{137}Cs представителями класса Базидиомицеты (Basidiomycetes) в 2016 г. Накопление ^{137}Cs съедобными грибами приведено в таблице 5. Исследование показывает (таблица 41), что в Красногорском районе на ПП№1 (МЭД=108,5±10,85 мкР/ч; ПЗП по ^{137}Cs -15,78 Ku/км^2) УА^{137}Cs в грибах в 65,38…70,41 раза превышает контроль (Жуковский район, ПП№5): $t_{факт}>t_{табл}$, P=99%.

Таблица 41- Гамма - спектрометрические показатели съедобных грибов (2016г.)

Вид растения	УА, Бк/кг	Плотность загрязнения почвы, кБк/м^2 (Ku/км^2)	Кн	Кп, м^2 кг*10-3
1	2	3	4	5
Красногорский район, ПП№1, МЭД=108,5±10,85 мкР/ч				
Дождевик съедобный (Lycoperdon perlatum)	23673,03±2367,30	584,08 (15,78)	4,70	40,53±0,38
Белый гриб (Boletus edulis)	18930,55±1893,05	584,08 (15,78)	3,76	32,41±0,30
Польский гриб (Boletus badius)	18276,41±1827,64	584,08 (15,78)	3,63	31,29±0,29
Подберезовик (Leccinum scabrum)	15589,79±1558,97	584,08 (15,78)	3,09	26,69±0,24
Белый гриб березовый (Boletus betulicola)	14205,59±1420,55	584,08 (15,78)	2,82	24,32±0,22
Подосиновик желто-бурый (Leccinum versipelle)	8283,33±828,33	584,08 (15,78)	1,64	14,18±0,14
Моховик зеленый (Xerocomus subtomentoses)	6894,18±689,41	584,08 (15,78)	1,37	11,80±0,11
Масленок желто-бурый (Suillus variegates)	6667,48±666,74	584,08 (15,78)	1,32	11,41±0,10
Масленок обыкновенный (Suillus luteus)	6379,33±637,93	584,08 (15,78)	1,26	10,92±0,10
Масленок зернистый (Suillus granutatus)	6206,11±620,61	584,08 (15,78)	1,23	10,62±0,09
Горькушка (Lactarius rufus)	6054,34±605,43	584,08 (15,78)	1,20	10,36±0,09
Груздь настоящий (Lactarius resimus)	5539,00±553,90	584,08 (15,78)	1,10	9,48±0,08
Колпак кольчатый (Rozites caperata)	3981,55±398,15	584,08 (15,78)	0,79	6,81±0,05

Вид растения	УА, Бк/кг	Плотность загрязнения почвы, кБк/м^2 (Ku/км^2)	Кн	Кп, м^2 кг*10-3
1	2	3	4	5
Козляк (Suillus bovines)	3840,25±384,02	584,08 (15,78)	0,76	6,57±0,05
Волнушка белая (Lactarius pubescens)	2709,79±270,97	584,08 (15,78)	0,53	4,63±0,04
Ежовик желтый (Hydnum repandum)	2596,27±259,62	584,08 (15,78)	0,51	4,44±0,04
Волнушка розовая (Lactarius torminosus)	2403,68±240,36	584,08 (15,78)	0,47	4,11±0,03
Продолжение таблицы 41				
Рядовка майская (Calocybe gambosa)	2174,18±217,41	584,08 (15,78)	0,43	3,72±0,03
Рыжик еловый (Lactarius detorrimus)	2136,57±213,65	584,08 (15,78)	0,42	3,65±0,02
Лисичка обыкновенная (Cantarellus cibarius)	1682,83±168,28	584,08 (15,78)	033	2,88±0,01
Зонтик пестрый (Macrolepiota procera)	1596,94±159,69	584,08 (15,78)	0,31	2,73±0,01
Сыроежка зеленая (Russula aeruginea)	1557,08±155,70	584,08 (15,78)	0,30	2,66±0,01
Сыроежка цельная (Russula integra)	1481,83±148,18	584,08 (15,78)	0,29	2,53±0,01
Сыроежка пищевая (Russula vesca)	1310,81±131,08	584,08 (15,78)	0,26	2,24±0,01
Рядовка чешуйчатая (Trieholoma imbricatum)	1239,70±123,97	584,08 (15,78)	0,24	2,12±0,01
Опенок летний (Kuehneromyces mutabilis)	848,39±84,83	584,08 (15,78)	0,16	1,45±0,01
Опенок осенний (Armillaria mellea)	200,09±20,09	584,08 (15,78)	0,03	0,34±0,003
Новозыбковский район, ПП№4, МЭД=97,63±9,76 мкР/ч				
Дождевик съедобный (Lycoperdon perlatum)	21294,36±2129,43	525,65 (14,20)	3,57	40,51±0,40
Белый гриб (Boletus edulis)	17027,01±1702,70	525,65 (14,20)	2,86	32,39±0,32
Польский гриб (Boletus badius)	16438,40±1643,84	525,65 (14,20)	2,76	31,27±0,31
Подберезовик (Leccinum scabrum)	14020,93±1420,09	525,65 (14,20)	2,35	26,67±0,26
Белый гриб березовый (Boletus betulicola)	12775,42±1277,54	525,65 (14,20)	2,14	24,30±0,24
Подосиновик желто-бурый (Leccinum versipelle)	7446,47±744,64	525,65 (14,20)	1,25	14,16±0,14
Моховик зеленый (Xerocomus subtomentoses)	6196,49±619,64	525,65 (14,20)	1,04	11,79±0,11
Масленок желто-бурый (Suillus variegates)	5992,50±599,25	525,65 (14,20)	1,01	11,40±0,11
Масленок обыкновенный (Suillus luteus)	5733,22±573,32	525,65 (14,20)	0,96	10,90±0,10
Масленок зернистый (Suillus granutatus)	5577,35±557,73	525,65 (14,20)	0,93	10,61±0,10
Горькушка (Lactarius rufus)	5440,78±544,07	525,65 (14,20)	0,91	10,35±0,10
Груздь настоящий (Lactarius resimus)	4977,08±497,70	525,65 (14,20)	0,83	9,47±0,09
Колпак кольчатый (Rozites caperata)	3575,66±357,56	525,65 (14,20)	0,60	6,80±0,06
Козляк (Suillus bovines)	3448,51±344,85	525,65 (14,20)	0,57	6,56±0,65

Вид растения	УА, Бк/кг	Плотность загрязнения почвы, кБк/м^2 (Ku/км2)	Кн	Кп, м^2 кг*10-3
1	2	3	4	5
Волнушка белая (Lactarius pubescens)	2431,31±243,13	525,65 (14,20)	0,40	4,62±0,04
Ежовик желтый (Hydnum repandum)	2329,16±232,91	525,65 (14,20)	0,39	4,43±0,03
Волнушка розовая (Lactarius torminosus)	2155,87±215,58	525,65 (14,20)	0,36	4,10±0,03
Рядовка майская (Calocybe gambosa)	1949,36±194,93	525,65 (14,20)	0,32	3,70±0,03
Рыжик еловый (Lactarius detorrimus)	1915,52±191,55	525,65 (14,20)	0,32	3,64±0,02
Лисичка обыкновенная (Cantarellus cibarius)	1507,23±150,72	525,65 (14,20)	0,25	2,86±0,02
Продолжение таблицы 41				
Зонтик пестрый (Macrolepiota procera)	1429,95±142,99	525,65 (14,20)	0,24	2,72±0,02
Сыроежка зеленая (Russula aeruginea)	1394,08±139,40	525,65 (14,20)	0,23	2,65±0,01
Сыроежка цельная (Russula integra)	1326,37±132,63	525,65 (14,20)	0,22	2,52±0,01
Сыроежка пищевая (Russula vesca)	1172,48±117,24	525,65 (14,20)	0,19	2,23±0,01
Рядовка чешуйчатая (Trieholoma imbricatum)	1108,50±110,85	525,65 (14,20)	0,18	2,10±0,01
Опенок летний (Kuehneromyces mutabilis)	756,40±75,64	525,65 (14,20)	0,12	1,43±0,009
Опенок осенний (Armillaria mellea)	173,04±17,30	525,65 (14,20)	0,02	0,32±0,002
Злынковский район, ПП№3, МЭД=80,8±8,08 мкР/ч				
Дождевик съедобный (Lycoperdon perlatum)	17641,23±1764,12	434,94 (11,75)	4,15	40,56±0,40
Белый гриб (Boletus edulis)	14109,51±1410,95	434,94 (11,75)	3,32	32,44±0,32
Польский гриб (Boletus badius)	13622,37±1362,23	434,94 (11,75)	3,20	31,32±0,31
Подберезовик (Leccinum scabrum)	11621,64±1162,16	434,94 (11,75)	2,73	26,72±0,26
Белый гриб березовый (Boletus betulicola)	10590,83±1059,08	434,94 (11,75)	2,49	24,35±0,24
Подосиновик желто-бурый (Leccinum versipelle)	6180,51±618,05	434,94 (11,75)	1,45	14,21±0,14
Моховик зеленый (Xerocomus subtomentoses)	5146,01±514,60	434,94 (11,75)	1,21	11,83±0,11
Масленок желто-бурый (Suillus variegates)	4977,19±497,71	434,94 (11,75)	1,17	11,44±0,11
Масленок обыкновенный (Suillus luteus)	4762,61±476,26	434,94 (11,75)	1,12	10,95±0,10
Масленок зернистый (Suillus granutatus)	4633,60±463,36	434,94 (11,75)	1,09	10,65±0,10
Горькушка (Lactarius rufus)	4520,58±452,05	434,94 (11,75)	1,06	10,39±0,10
Груздь настоящий (Lactarius resimus)	4136,81±413,68	434,94 (11,75)	0,97	9,51±0,08
Колпак кольчатый (Rozites caperata)	2976,98±297,69	434,94 (11,75)	0,70	6,84±0,05
Козляк (Suillus bovines)	2871,75±287,17	434,94 (11,75)	0,67	6,60±0,05

Вид растения	УА, Бк/кг	Плотность загрязнения почвы, кБк/м^2 (Ku/км2)	Кн	Кп, м^2 кг*10-3
1	2	3	4	5
Волнушка белая (Lactarius pubescens)	2029,89±202,98	434,94 (11,75)	0,47	4,66±0,03
Ежовик желтый (Hydnum repandum)	1945,35±194,53	434,94 (11,75)	0,45	4,47±0,03
Волнушка розовая (Lactarius torminosus)	1801,94±180,19	434,94 (11,75)	0,42	4,14±0,03
Рядовка майская (Calocybe gambosa)	1631,03±163,10	434,94 (11,75)	0,38	3,75±0,03
Рыжик еловый (Lactarius detorrimus)	1603,02±160,30	434,94 (11,75)	0,37	3,68±0,03
Лисичка обыкновенная (Cantarellus cibarius)	1265,12±126,51	434,94 (11,75)	0,29	2,90±0,02
Зонтик пестрый (Macrolepiota procera)	1201,15±120,11	434,94 (11,75)	0,28	2,76±0,02
Сыроежка зеленая (Russula aeruginea)	1171,47±117,14	434,94 (11,75)	0,27	2,69±0,02
Сыроежка цельная (Russula integra)	1115,43±111,54	434,94 (11,75)	0,26	2,56±0,01
Сыроежка пищевая (Russula vesca)	988,07±98,80	434,94 (11,75)	0,23	2,27±0,01
				Продолжение таблицы 41
Рядовка чешуйчатая Trieholoma imbricatum)	935,12±93,51	434,94 (11,75)	0,22	2,15±0,01
Опенок летний (Kuehneromyces mutabilis)	643,71±64,37	434,94 (11,75)	0,15	1,48±0,009
Опенок осенний (Armillaria mellea)	160,92±16,09	434,94 (11,75)	0,03	0,36±0,002
Клинцовский район, ПП№2, МЭД=87,334±8,73 мкР/ч				
Дождевик съедобный (Lycoperdon perlatum)	19047,80±1904,78	544,53 (14,71)	3,57	34,98±034
Белый гриб (Boletus edulis)	15230,65±1523,06	544,53 (14,71)	2,86	27,97±0,27
Польский гриб (Boletus badius)	14704,14±1470,41	544,53 (14,71)	2,76	27,01±0,27
Подберезовик (Leccinum scabrum)	12541,72±1254,17	544,53 (14,71)	2,35	23,03±0,23
Белый гриб березовый (Boletus betulicola)	11427,60±1142,76	544,53 (14,71)	2,14	20,98±0,20
Подосиновик желто-бурый (Leccinum versipelle)	6660,868±666,08	544,53 (14,71)	1,25	12,23±0,12
Моховик зеленый (Xerocomus subtomentoses)	5542,75±554,27	544,53 (14,71)	1,04	10,18±0,10
Масленок желто-бурый (Suillus variegates)	5360,29±536,02	544,53 (14,71)	1,01	9,84±0,09
Масленок обыкновенный (Suillus luteus)	5128,36±512,83	544,53 (14,71)	0,96	9,41±0,09
Масленок зернистый (Suillus granutatus)	4988,94±498,89	544,53 (14,71)	0,93	9,16±0,08
Горькушка (Lactarius rufus)	4866,78±486,67	544,53 (14,71)	0,91	8,93±0,07
Груздь настоящий (Lactarius resimus)	4451,99±445,19	544,53 (14,71)	0,83	8,17±0,07
Колпак кольчатый (Rozites caperata)	3198,43±319,84	544,53 (14,71)	0,60	5,87±0,04
Козляк (Suillus bovines)	3084,69±308,46	544,53 (14,71)	0,57	5,66±0,04
Волнушка белая (Lactarius pubescens)	2174,80±217,48	544,53 (14,71)	0,40	3,99±0,03

Вид растения	УА, Бк/кг	Плотность загрязнения почвы, кБк/м^2 (Ku/км2)	Кн	Кп, м^2 кг*10-3
1	2	3	4	5
Ежовик желтый (Hydnum repandum)	2083,43±208,34	544,53 (14,71)	0,39	3,82±0,03
Волнушка розовая (Lactarius torminosus)	1928,43±192,84	544,53 (14,71)	0,36	3,54±0,02
Рядовка майская (Calocybe gambosa)	1743,70±174,37	544,53 (14,71)	0,32	3,20±0,02
Рыжик еловый (Lactarius detorrimus)	1713,43±171,34	544,53 (14,71)	0,32	3,14±0,01
Лисичка обыкновенная (Cantarellus cibarius)	1348,22±134,82	544,53 (14,71)	0,25	2,47±0,01
Зонтик пестрый (Macrolepiota procera)	1279,09±127,90	544,53 (14,71)	0,24	2,34±0,01
Сыроежка зеленая (Russula aeruginea)	1247,01±124,70	544,53 (14,71)	0,23	2,29±0,01
Сыроежка цельная (Russula integra)	1186,44±118,64	544,53 (14,71)	0,22	2,17±0,01
Сыроежка пищевая (Russula vesca)	1048,79±104,87	544,53 (14,71)	0,19	1,92±0,009
Рядовка чешуйчатая (Trieholoma imbricatum)	991,55±99,15	544,53 (14,71)	0,18	1,82±0,09
Опенок летний (Kuehneromyces mutabilis)	676,59±67,65	544,53 (14,71)	0,12	1,24±0,08
Опенок осенний (Armillaria mellea)	154,79±15,47	544,53 (14,71)	0,02	0,28±0,001
Жуковский район, ПП№5 (контроль), МЭД=15,4±1,54 мкР/ч				
Продолжение таблицы 41				
Дождевик съедобный (Lycoperdon perlatum)	336,23±33,62	11,04 (0,29)	5,16	30,45±0,30
Белый гриб (Boletus edulis)	268,91±26,89	11,04 (0,29)	4,12	24,35±0,24
Польский гриб (Boletus badius)	259,63±25,96	11,04 (0,29)	3,98	23,51±0,23
Подберезовик (Leccinum scabrum)	221,50±22,15	11,04 (0,29)	3,40	20,06±0,20
Белый гриб березовый (Boletus betulicola)	201,85±20,18	11,04 (0,29)	3,09	18,28±0,18
Подосиновик желто-бурый (Leccinum versipelle)	117,79±11,77	11,04 (0,29)	1,80	10,67±0,10
Моховик зеленый (Xerocomus subtomentoses)	98,07±9,80	11,04 (0,29)	1,50	8,88±0,08
Масленок желто-бурый (Suillus variegates)	94,86±9,48	11,04 (0,29)	1,45	8,59±0,07
Масленок обыкновенный (Suillus luteus)	90,77±9,07	11,04 (0,29)	1,39	8,22±0,07
Масленок зернистый (Suillus granutatus)	88,31±8,83	11,04 (0,29)	1,35	7,99±0,06
Горькушка (Lactarius rufus)	86,15±8,61	11,04 (0,29)	1,32	7,80±0,06
Груздь настоящий (Lactarius resimus)	78,84±7,88	11,04 (0,29)	1,21	7,14±0,05
Колпак кольчатый (Rozites caperata)	56,73±5,67	11,04 (0,29)	0,87	5,13±0,05
Козляк (Suillus bovines)	54,73±5,47	11,04 (0,29)	0,84	4,95±0,04
Волнушка белая (Lactarius pubescens)	38,68±3,86	11,04 (0,29)	0,59	3,50±0,03

Вид растения	УА, Бк/кг	Плотность загрязнения почвы, кБк/м^2 (Ku/км2)	Кн	Кп, м^2 кг*10-3
1	2	3	4	5
Ежовик желтый (Hydnum repandum)	37,07±3,70	11,04 (0,29)	0,56	3,35±0,03
Волнушка розовая (Lactarius torminosus)	34,34±3,43	11,04 (0,29)	0,52	3,11±0,02
Рядовка майская (Calocybe gambosa)	31,08±3,10	11,04 (0,29)	0,47	2,81±0,02
Рыжик еловый (Lactarius detorrimus)	30,55±3,05	11,04 (0,29)	0,46	2,76±0,01
Лисичка обыкновенная (Cantarellus cibarius)	24,11±2,41	11,04 (0,29)	0,37	2,18±0,01
Зонтик пестрый (Macrolepiota procera)	22,89±2,28	11,04 (0,29)	0,35	2,07±0,01
Сыроежка зеленая (Russula aeruginea)	22,32±2,23	11,04 (0,29)	0,34	2,02±0,01
Сыроежка цельная (Russula integra)	21,25±2,12	11,04 (0,29)	0,32	1,92±0,009
Сыроежка пищевая (Russula vesca)	18,83±1,88	11,04 (0,29)	0,28	1,70±0,009
Рядовка чешуйчатая (Trieholoma imbricatum)	17,82±1,78	11,04 (0,29)	0,27	1,61±0,008
Опенок летний (Kuehneromyces mutabilis)	12,26±1,22	11,04 (0,29)	0,18	1,11±0,007
Опенок осенний (Armillaria mellea)	3,06±0,30	11,04 (0,29)	0,04	0,27±0,002

Примечание: ДУ СанПиН 2.3.2.1078-01 для грибов составляет 500 Бк/кг.

Максимальная УА^{137}Cs отмечалась у дождевика съедобного (23673,303±2367,33 Бк/кг), а минимальная – опенка осеннего (200,09±20,01 Бк/кг). В контроле (Жуковский район) наблюдалась такая же тенденция. Выявлен микоторяд величины УА^{137}Cs по мере уменьшения: дождевик съедобный > белый гриб > польский гриб > подберезовик > белый гриб березовый > подосиновик желто-бурый > моховик зеленый > масленок желто-бурый > масленок обыкновенный > масленок зернистый > горькушка > груздь настоящий > колпак кольчатый > козляк > волнушка белая > ежовик желтый > волнушка розовая > рядовка майская > рыжик еловый > лисичка обыкновенная > зонтик пестрый > сыроежка зеленая > сыроежка цельная > сыроежка пищевая > рядовка чешуйчатая > опенок летний > опенок осенний. В Жуковском районе контроле (ПП№5) выявлен аналогичный микоторяд. Кп ^{137}Cs минимальный отмечен у опенка осеннего, максимальный у дождевика съедобного. Микоторяд Кп^{137}Cs и Кн^{137}Cs следующий: дождевик съедобный

> белый гриб > польский гриб > подберезовик > белый гриб березовый > подосиновик желто-бурый > моховик зеленый > масленок желто-бурый > масленок обыкновенный > масленок зернистый > горькушка > груздь настоящий > колпак кольчатый > козляк > волнушка белая > ежовик желтый > волнушка розовая > рядовка майская > рыжик еловый > лисичка обыкновенная > зонтик пестрый > сыроежка зеленая > сыроежка цельная > сыроежка пищевая > рядовка чешуйчатая > опенок летний > опенок осенний. Незначительные вариации в приведенном микоторяду свидетельствуют о видовой специфичности грибов к накоплению радионуклидов. Коэффициент накопления ^{137}Cs в 1,32 и более раза превышает контроль или не отличается от него. Коэффициент перехода ^{137}Cs в 1,8 и более раза выше контроля.

В Злынковском районе на **ПП№3** (МЭД=80,8±8,08 мкР/ч; ПЗП по ^{137}Cs=11,75 Ku/км^2) УА ^{137}Cs растительного сырья в 52,46 и более раз превышает контроль (ПП№5): $t_{факт}>t_{табл}$, P=99%.

Самая высокая УА^{137}Cs отмечалась у дождевика съедобного (17641,23 Бк/кг), а минимальная- у опенка осеннего (160,92 Бк/кг). Интересно отметить, что контроле наблюдалась такая же тенденция. На ПП№3 выявлен микоторяд величины УА^{137}Cs по мере уменьшения: дождевик съедобный > белый гриб > польский гриб > подберезовик > белый гриб березовый > подосиновик желто-бурый > моховик зеленый > масленок желто-бурый > масленок обыкновенный > масленок зернистый > горькушка > груздь настоящий > колпак кольчатый > козляк > волнушка белая > ежовик желтый > волнушка розовая > рядовка майская > рыжик еловый > лисичка обыкновенная > зонтик пестрый > сыроежка зеленая > сыроежка цельная > сыроежка пищевая > рядовка чешуйчатая > опенок летний > опенок осенний. В контроле (Жуковский район, ПП№5) выявлен аналогичный микоторяд. В Злынковском районе на ПП№3 Кп^{137}Cs и Кн^{137}Cs незначительно отличаются от тенденции ПП№1 (Красногорский район), что может свидетельствовать о квазиравновесном состоянии радионуклидов в грибной компоненте. Кн ^{137}Cs

и Кп^{137}Cs на ПП№3 не всегда превышал контроль, что возможно, свидетельствует о влиянии абиотических факторов на эти параметры, а не только о видовой специфичности.

В Клинцовском районе на **ПП№2** (МЭД=87,33±8,73 мкР/ч; ПЗП по ^{137}Cs - 14,20 Ku/км^2) УА ^{137}Cs грибов в 50,58…56,65 раз выше контроля (ПП№5): $t_{факт}>t_{табл}$, P=99%. На ПП№2 максимальная УА^{137}Cs отмечена у дождевика съедобного (19047,80 и 336,23 Бк/кг соответственно), а минимальная у опенка осеннего (154,79 и 3,06 Бк/кг соответственно).

На ПП№2 выявлен микоторяд величины УА^{137}Cs по мере уменьшения: дождевик съедобный > белый гриб > польский гриб > подберезовик > белый гриб березовый > подосиновик желто-бурый > моховик зеленый > масленок желто-бурый > масленок обыкновенный > масленок зернистый > горькушка > груздь настоящий > колпак кольчатый > козляк > волнушка белая > ежовик желтый > волнушка розовая > рядовка майская > рыжик еловый > лисичка обыкновенная > зонтик пестрый > сыроежка зеленая > сыроежка цельная > сыроежка пищевая > рядовка чешуйчатая > опенок летний > опенок осенний. Микоторяд Кп^{137}Cs и Кн^{137}Cs на ПП№2 повторяет тенденцию УА^{137}Cs. Коэффициенты накопления и перехода ^{137}Cs в грибы на ПП№2 не всегда превышал контроль, что вероятно, свидетельствует о влиянии разных абиотических факторов на эти параметры и о видовой специфичности аккумуляции радиоизотопов грибами.

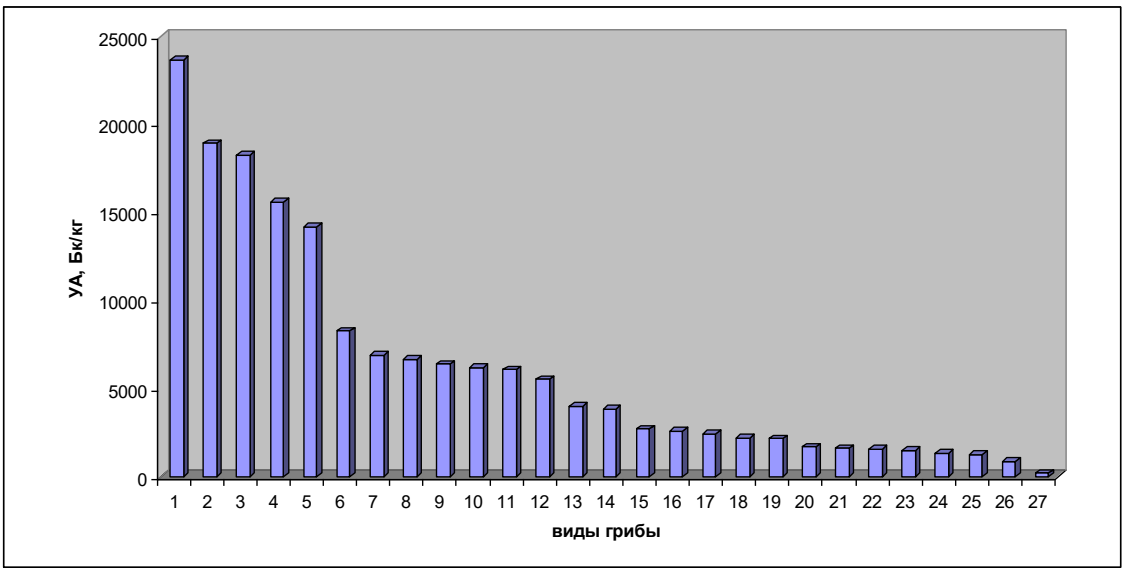
В Новозыбковском районе на **ПП№4** (МЭД=97,63±9,76 мкР/ч; ПЗП по ^{137}Cs - 14,20 Ku/км^2) УА ^{137}Cs грибов в 56,54…63,33 раз выше контроля (ПП№5): $t_{факт}>t_{табл}$, P=99%. На ПП№4 максимальная УА^{137}Cs отмечена у дождевика съедобного (21294,36 и 336,23 Бк/кг соответственно), а минимальная у опенка осеннего (173,04 и 3,06 Бк/кг соответственно).

На ПП№4 выявлен микоторяд гамма-спектрометрических величин УА, Кп и Кн^{137}Cs в грибах по мере уменьшения: дождевик съедобный > белый гриб > польский гриб > подберезовик > белый гриб березовый > подосиновик

желто-бурый > моховик зеленый > масленок желто-бурый > масленок обыкновенный > масленок зернистый > горькушка > груздь настоящий > колпак кольчатый > козляк > волнушка белая > ежовик желтый > волнушка розовая > рядовка майская > рыжик еловый > лисичка обыкновенная > зонтик пестрый > сыроежка зеленая > сыроежка цельная > сыроежка пищевая > рядовка чешуйчатая > опенок летний > опенок осенний. Важно отметить, что коэффициенты накопления и перехода ^{137}Cs в грибы на ПП№4 не всегда превышал контроль, что вероятно, объясняется влиянием разных абиотических факторов на эти параметры и о видовой специфичностью аккумуляции радиоизотопов грибами.

Графический анализ удельной активности ^{137}Cs в грибах, собранных на ПП№1, ПП№2, ПП№3, ПП№4, ПП№5 представлен на рисунках 7, 8, 9, 10, 11. Интересно отметить, что максимальные показатели удельной активности отмечены на пробных площадях, где плотность загрязнения по ^{137}Cs высокая (15,78…11,76 Ku/км^2), а минимальные – с плотностью загрязнения 0,30 Ku/км^2.

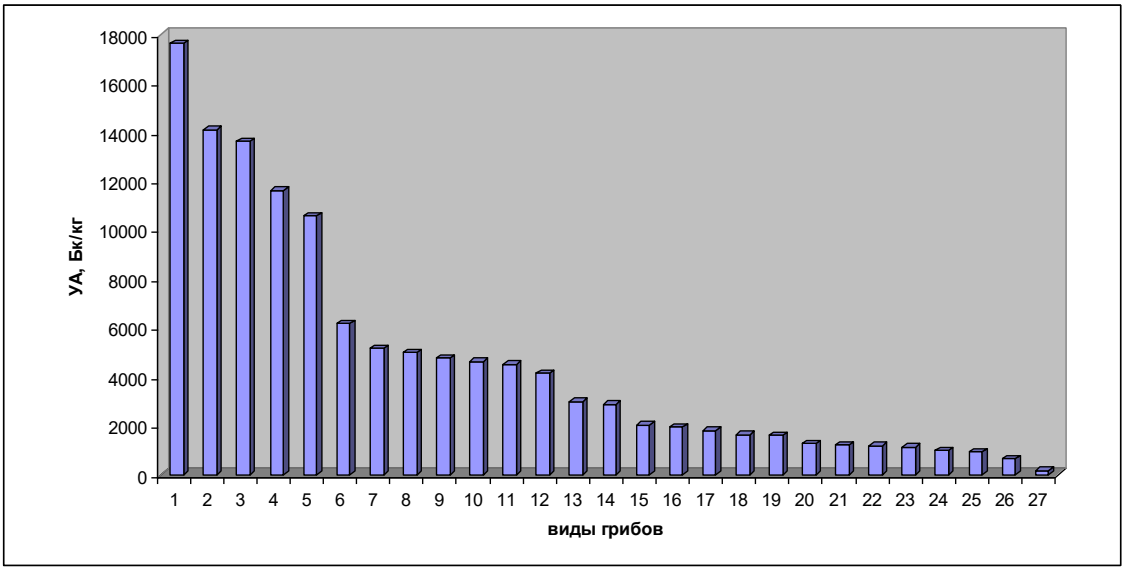
Можно выделить сильные накопители с УА^{137}Cs от 23673,03 до 10590,83 Бк/кг, средненакапливающие грибы с УА^{137}Cs от 8283,33 до 4520,58 Бк/кг, слабонакапливающие грибы с УА^{137}Cs от 3981,55 до 160,92 Бк/кг.



Примечание: 1- дождевик съедобный; 2 – белый гриб; 3 – польский гриб; 4- подберезовик; 5 – белый гриб березовый; 6 – подосиновик желто-бурый; 7 – моховик зеленый; 8-масленок желто-

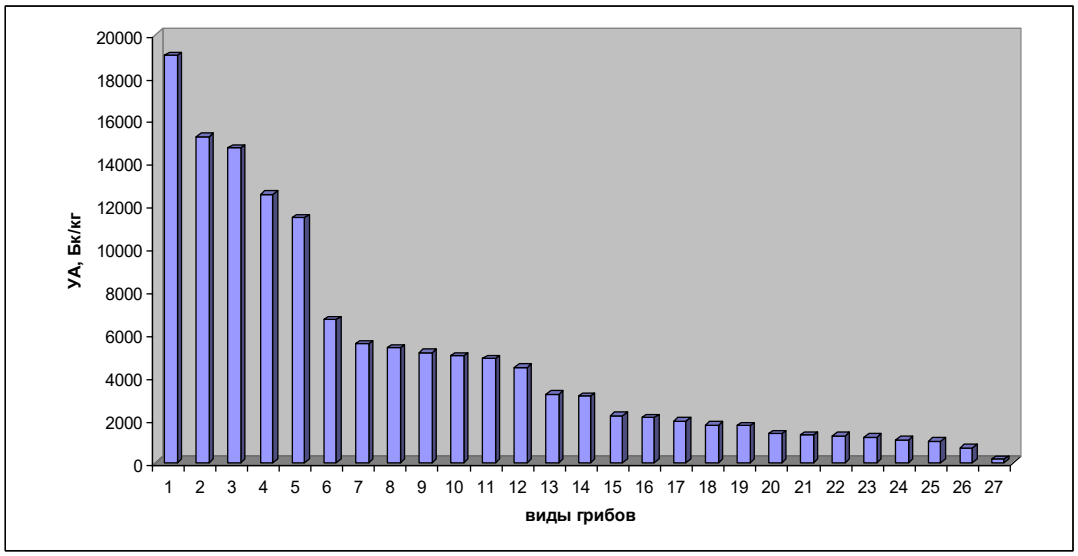
бурый; 9 - масленок обыкновенный; 10- масленок зернистый; 11- горькушка; 12 – груздь настоящий; 13 – колпак кольчатый; 14 – козляк; 15- волнушка белая; 16 – ежовик желтый; 17 – волнушка розовая; 18 – рядовка майская; 19 – рыжик еловый; 20 – лисичка обыкновенная; 21 – зонтик пестрый; 22 – сыроежка зеленая; 23 – сыроежка цельная; 24- сыроежка пищевая; 25 – рядовка чешуйчатая; 26 – опенок летний; 27 – опенок осенний

Рисунок 8 – Удельная активность ^{137}Cs в грибах на ПП№1 (2016г.)



Примечание: 1- дождевик съедобный; 2 – белый гриб; 3 – польский гриб; 4- подберезовик; 5 – белый гриб березовый; 6 – подосиновик желто-бурый; 7 – моховик зеленый; 8-масленок желто-бурый; 9 - масленок обыкновенный; 10- масленок зернистый; 11- горькушка; 12 – груздь настоящий; 13 – колпак кольчатый; 14 – козляк; 15- волнушка белая; 16 – ежовик желтый; 17 – волнушка розовая; 18 – рядовка майская; 19 – рыжик еловый; 20 – лисичка обыкновенная; 21 – зонтик пестрый; 22 – сыроежка зеленая; 23 – сыроежка цельная; 24- сыроежка пищевая; 25 – рядовка чешуйчатая; 26 – опенок летний; 27 – опенок осенний

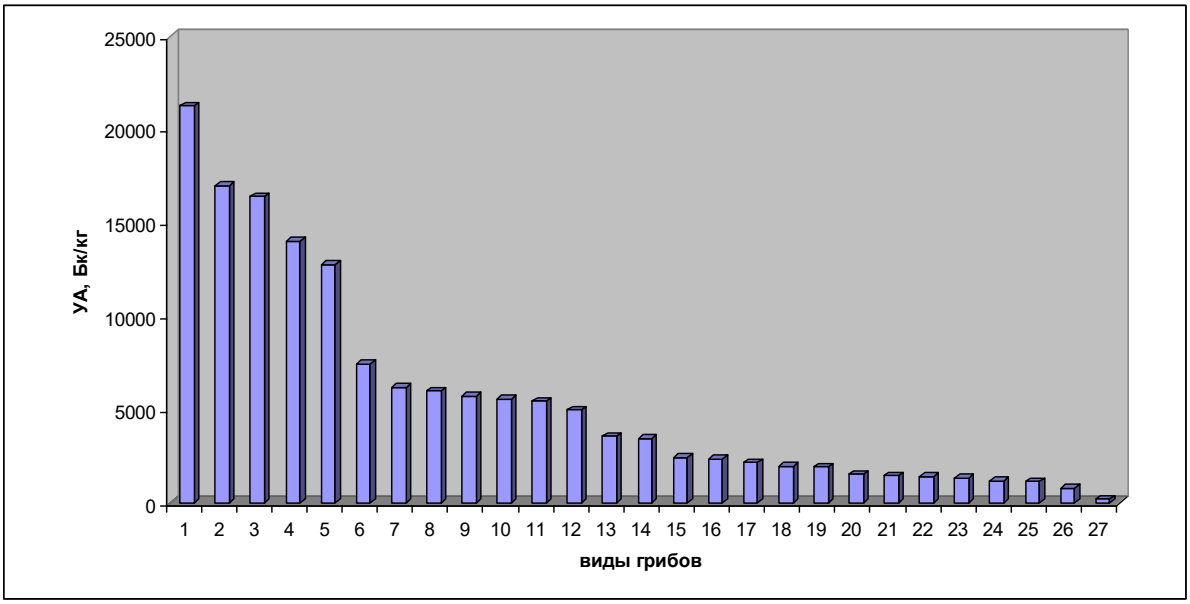
Рисунок 9 – Удельная активность ^{137}Cs в грибах на ПП№3 (2016г.)



Примечание: 1- дождевик съедобный; 2 – белый гриб; 3 – польский гриб; 4- подберезовик; 5 – белый гриб березовый; 6 – подосиновик желто-бурый; 7 – моховик зеленый; 8-масленок желто-бурый; 9 - масленок обыкновенный; 10- масленок зернистый; 11- горькушка; 12 – груздь настоящий; 13 – колпак кольчатый; 14 – козляк; 15- волнушка белая; 16 – ежовик желтый; 17 – волнушка розовая; 18 – рядовка майская; 19 – рыжик еловый; 20 – лисичка обыкновенная; 21 –

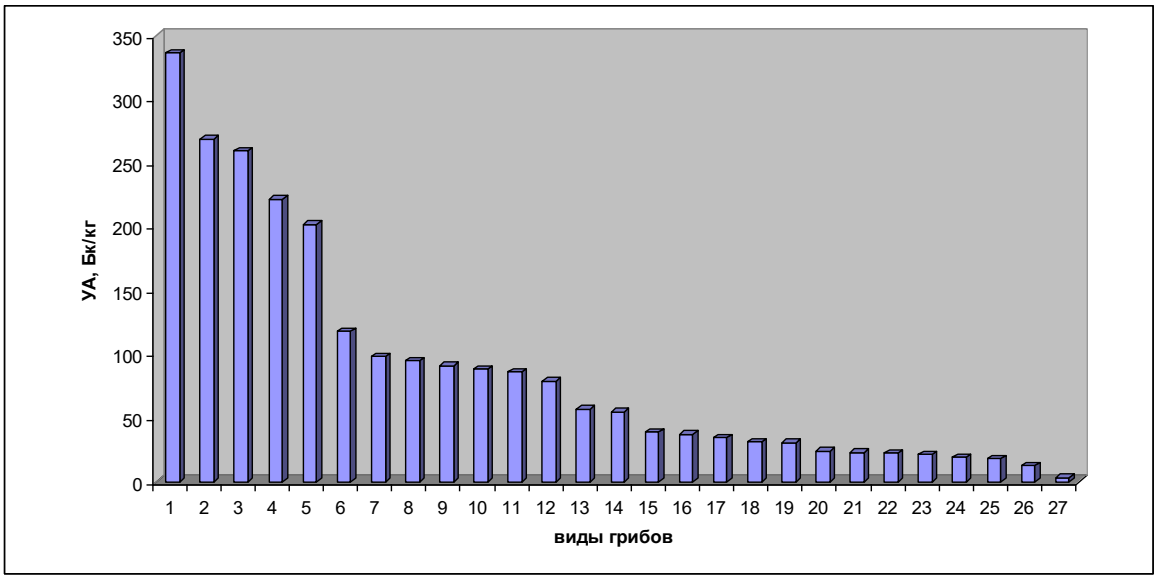
зонтик пестрый; 22 – сыроежка зеленая; 23 – сыроежка цельная; 24- сыроежка пищевая; 25 – рядовка чешуйчатая; 26 – опенок летний; 27 – опенок осенний

Рисунок 10– Удельная активность ^{137}Cs в грибах на ПП№2 (2016г.)



Примечание: 1- дождевик съедобный; 2 – белый гриб; 3 – польский гриб; 4- подберезовик; 5 – белый гриб березовый; 6 – подосиновик желто-бурый; 7 – моховик зеленый; 8-масленок желто-бурый; 9 - масленок обыкновенный; 10- масленок зернистый; 11- горькушка; 12 – груздь настоящий; 13 – колпак кольчатый; 14 – козляк; 15- волнушка белая; 16 – ежовик желтый; 17 – волнушка розовая; 18 – рядовка майская; 19 – рыжик еловый; 20 – лисичка обыкновенная; 21 – зонтик пестрый; 22 – сыроежка зеленая; 23 – сыроежка цельная; 24- сыроежка пищевая; 25 – рядовка чешуйчатая; 26 – опенок летний; 27 – опенок осенний

Рисунок 11 – Удельная активность ^{137}Cs в грибах на ПП№5 (контроль, 2016г.)



Примечание: 1- дождевик съедобный; 2 – белый гриб; 3 – польский гриб; 4- подберезовик; 5 – белый гриб березовый; 6 – подосиновик желто-бурый; 7 – моховик зеленый; 8-масленок желто-бурый; 9 - масленок обыкновенный; 10- масленок зернистый; 11- горькушка; 12 – груздь настоящий; 13 – колпак кольчатый; 14 – козляк; 15- волнушка белая; 16 – ежовик желтый; 17 – волнушка розовая; 18 – рядовка майская; 19 – рыжик еловый; 20 – лисичка обыкновенная; 21 – зонтик пестрый; 22 – сыроежка зеленая; 23 – сыроежка цельная; 24- сыроежка пищевая; 25 – рядовка чешуйчатая; 26 – опенок летний; 27 – опенок осенний

Рисунок 12– Удельная активность ^{137}Cs в грибах на ПП№5 (контроль, 2016г.)

В исследованных образцах грибов зафиксировано значительное превышение современных ДУ СанПиН 2.3.2.1078-01 по ^{137}Cs, кроме опенка осеннего: на ПП№1- в 1,69 до 47,34, ПП№2- в 1,35 до 38,00 , ПП№3- в 1,28 до 35,28, ПП№4 – в 1,51…42,58 раза.

Исследования в 2016 г. показали, что на ПП№1,2,3,4 максимальная удельная активность^{137}Cs отмечена в грибах: дождевик съедобный, белый гриб, польский гриб, подберезовик, белый гриб березовый, а минимальная- только у опенка осеннего. Однако УА^{137}Cs выше контроля: в 50,58…70,41 раза. Самые высокие Кп и Кн ^{137}Cs отмечены у дождевика съедобного, белого гриба, польского гриба, подберезовика, белого гриба березового, а минимальная- только у опенка осеннего. Вероятно, выявленные особенности свидетельствует о видовой специфичности и влиянии разных абиотических факторов на гамма-спектрометрические показатели грибов. С повышением мощности экспозиционной дозы увеличивается удельная активность^{137}Cs, коэффициенты перехода и накопления ^{137}Cs в *Basidiomycetes*.

4.6 Особенности накопления высшими грибами тяжелых металлов

Значения концентраций ТМ в исследуемых видах грибов и почве, а также коэффициенты биологического поглощения (коэффициенты накопления) тяжелых металлов, рассчитанные как отношение концентраций элементов в плодовых телах к их концентрации в почве, представлены в таблицах 42-52.

Таблица 42 – Параметры накопления тяжелых металлов в плодовых телах рядовки майской

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Sr	131,1	72,15	1,82
Pb	31,75	52,1	0,61
As	11,05	13,15	0,84
Zn	114,85	119,65	0,96

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Cu	34,2	29,6	1,16
Ni	19,85	25,05	0,79
Co	0,1	0,2	0,5
Fe	2848,1	7107,75	0,4
Mn	99,85	176,15	0,57
Cr	41,7	45,45	0,92
V	0	33	-
Ti	0	1745,65	-

Наиболее интенсивно в плодовых телах рядовки майской накапливается стронций и медь, т.к. их коэффициенты биологического поглощения больше единицы. Минимальная валовая концентрация отмечена для кобальта. Содержание свинец, никеля, мышьяка и цинка в почве выше ПДК и ОДК (32, 20, 2 и 55 мг/кг соответственно), концентрация Pb и As в плодовых телах грибов превышает допустимые санитарно-гигиенические нормативы СанПиН 2.3.2.1078-01 в 63,5 и 22,1 раза соответственно.

Таблица 43 - Параметры накопления тяжелых металлов в плодовых телах подгруздка чёрного

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Sr	131,4	103,8	1,27
Pb	38,95	25,3	1,54
As	9,25	9,8	0,94
Zn	106,95	102	1,05
Cu	35,75	34,15	1,05
Ni	17	19,75	0,86
Co	0,2	0,1	2
Fe	2343,45	22243,35	0,11
Mn	113,7	400,3	0,28
Cr	41,75	71,7	0,58
V	0	46	-
Ti	0	2717,05	-

Гриб подгруздок чёрный накапливает кобальт, свинец, стронций, цинк и медь, т.к. их коэффициенты биологического поглощения больше единицы.

Содержание свинца в грибах выше допустимых уровней по СанПиН 2.3.2.1078-01 (0,5 мг/кг), концентрация мышьяка и меди в почве выше ПДК в 19,6 и 1,03 раза соответственно. Концентрация Zn в 1,9 раза превышает ОДК.

Таблица 44 – Параметры накопления тяжелых металлов в плодовых телах свинушки тонкой

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Sr	55,8	131,1	0,43
Pb	18,95	31,75	0,6
As	1,95	11,05	0,18
Zn	43,15	114,85	0,38
Cu	26,1	34,2	0,76
Ni	14,55	19,85	0,73
Co	0,2	0,1	2
Fe	1461,15	19480,15	0,075
Mn	73,35	399,85	0,18
Cr	31,85	81,7	0,39
V	0	45	-
Ti	0	2783,6	-

Гриб свинушка тонкая достаточно интенсивно накапливает кобальт т.к. КБП = 2. Содержание мышьяка, цинка, меди в почве превышает ПДК и ОДК соответственно в 5,5; 2,1 и 1,04 раза, а концентрация свинца и мышьяка в плодовых телах превышает допустимые уровни по СанПиН 2.3.2.1078-01 (0,5 мг/кг) в 37,9 и 3,9 раза.

Гриб белый (таблица 45) накапливает стронций и хром, т.к. их КБП равны соответственно 1,67 и 1. Содержание свинца и мышьяка в плодовых телах выше нормативов СанПиН 2.3.2.1078-01 в 73,1 и 20,3 раза соответственно. Содержание в почве свинца, мышьяка, цинка, меди и никеля выше ПДК (32, 2, 55, 33 и 20 мг/кг соответственно).

Таблица 45 – Параметры накопления тяжелых металлов в плодовых телах белого гриба

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Sr	129,7	77,65	1,67
Pb	36,55	53	0,69
As	10,15	11,7	0,87
Zn	106,6	117,2	0,91
Cu	33,3	37,7	0,88
Ni	18,5	20,5	0,9
Co	0,2	0,8	0,25
Fe	2254,2	7304,6	0,31
Mn	115,8	213,65	0,54
Cr	43,9	44	1
V	0	26,6	-
Ti	0	1545,4	-

Таблица 46 – Параметры накопления тяжелых металлов в плодовых телах моховика зеленого

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Sr	116,7	77,1	1,5
Pb	18,15	28,85	0,6
As	8,15	1,025	7,9
Zn	121,2	27,95	4,3
Cu	42,1	26,9	1,6
Ni	17,2	22,75	0,8
Co	2,8	1,3	2,2
Fe	4358,05	8130,55	0,5
Mn	261,5	195,75	1,3
Cr	42,65	58,85	0,7
V	0	25,6	-
Ti	0	2378,45	-

Гриб моховик зеленый активно аккумулирует такие тяжелые металлы как мышьяк, цинк, кобальт, медь, стронций и марганец. Содержание свинца и

мышьяка в плодовых телах выше нормативов СанПиН 2.3.2.1078-01 в 37 и 16,3 раза соответственно. Содержание в почве никеля выше ПДК (20 мг/кг).

Гриб белый достаточно интенсивно накапливает цинк, медь, марганец, стронций, никель, железо и свинец. Концентрация ТМ в почве не превышает значений ПДК и ОДК. Содержание в плодовых телах грибов свинца и мышьяка выше нормативов СанПиН 2.3.2.1078-01 (0,5 мг/кг для обоих металлов) в 57,5 и 3,8 раза соответственно.

Таблица 47 – Параметры накопления тяжелых металлов в плодовых телах белого гриба

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Sr	118,15	69,35	1,7
Pb	28,75	27,05	1,06
As	1,9	1,95	0,97
Zn	81,3	21,0	3,9
Cu	43,4	22,3	1,9
Ni	19,7	17,25	1,1
Co	0,35	2,9	0,1
Fe	5914,65	5356	1,1
Mn	334,9	179,2	1,9
Cr	48	59,05	0,8
V	0,5	5,55	0,1
Ti	198,2	1695,15	0,1

Гриб сыроежка зеленая накапливает цинк, медь, стронций и мышьяк. Содержание никеля в почве превышает ОДК (20 мг/кг). Концентрация свинца и мышьяка в плодовых телах выше допустимых уровней в 48 и 3,8 раза соответственно.

Таблица 48 – Параметры накопления тяжелых металлов в плодовых телах сыроежки зеленой

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Sr	134,7	104,6	1,3
Pb	24	25,8	0,9
Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
As	1,9	1,9	1,0
Zn	153,45	40,15	3,8
Cu	40,4	20,25	2,0
Ni	18,1	25,7	0,7
Co	3,1	3,4	0,9
Fe	3957,3	14781,15	0,3
Mn	173,35	641	0,3
Cr	50,6	87,95	0,6
V	-	57,95	-
Ti	20,8	3794,15	0,005

Таблица 49 – Параметры накопления тяжелых металлов в плодовых телах свинушки тонкой

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Sr	121,7	104,35	1,2
Pb	27	22,05	1,2
As	1,8	1,8	1,0
Zn	70,9	38,8	1,8
Cu	39,55	24	1,6
Ni	16,7	25,85	0,6
Co	2,4	5,35	0,4
Fe	3953	14495,35	0,3
Mn	177,95	544,95	0,3
Cr	52,6	65,8	0,8
V	0,9	46,15	0,02
Ti	78,4	3890,2	0,02

Гриб свинушка тонкая накапливает цинк, медь, стронций, свинец и мышьяк. Содержание Pb и As в грибах выше нормативов СанПиН 2.3.2.1078-01 в 54 и 3,6 раза. Содержание никеля в почве превышает ОДК (20 мг/кг).

Таблица 50 – Параметры накопления тяжелых металлов в плодовых телах сыроежки Майра

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Sr	125,35	70,65	1,8
Pb	22,45	21,65	1,04
As	1,7	1,9	0,9
Zn	58,3	17,3	3,4
Cu	40,3	21,3	1,9
Ni	25,03	18,9	1,3
Co	0	3,45	-
Fe	100128,4	4655,5	21,5
Mn	9825,95	140,4	70,0
Cr	62,6	54,5	1,1
V	0	23,3	-
Ti	0	1819,25	-

Сыроежка Майра особенно активно накапливает Mn и Fe – КБП равны соответственно 70 и 21,5, а также интенсивно аккумулирует Zn, Cu, Sr, Ni, Cr и Pb. Содержание ТМ в почве не превышает ПДК и ОДК. Содержание свинца и мышьяка в грибах выше нормативов СанПиН 2.3.2.1078-01 в 44,9 и 3,4 раза.

Таблица 51 – Параметры накопления тяжелых металлов в плодовых телах подберезовика обыкновенного

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Sr	308,8	71,8	4,3
Pb	15,1	33,45	0,5
As	1,7	1,9	0,9
Zn	28,3	31,55	0,9
Cu	45,45	24,3	1,9
Ni	18,95	18,7	1,01
Co	0,5	2,6	0,2
Fe	60675,25	7640,7	7,9
Mn	5979,25	302,2	19,8
Cr	39,65	57,1	0,7
V	0	21,25	-
Ti	0	2328,5	-

Подберезовик обыкновенный накапливает марганец, железо, стронций, медь и никель. Содержание свинца в почве превышает ПДК (32 мг/кг). Содержание свинца и мышьяка в грибах выше нормативов СанПиН 2.3.2.1078-01 в 30,2 и 3,4 раза соответственно.

Таблица 52 – Параметры накопления тяжелых металлов в плодовых телах дубовика крапчатого

Компонент	Концентрация тяжелых металлов в грибе, мг/кг	Концентрация тяжелых металлов в почве, мг/кг	КБП тяжелых металлов
Sr	132,75	101,65	1,3
Pb	10,3	27,55	0,4
As	1,8	1,8	1,0
Zn	45,25	40,35	1,1
Cu	46,45	25,3	1,8
Ni	22,7	25	0,9
Co	0	6,5	-
Fe	290295	14169,8	20,5
Mn	28969,98	623	46,5
Cr	15,9	55,95	0,3
V	0	44,55	-
Ti	0	3917,6	-

Дубовик крапчатый особенно активно накапливает марганца и железа – КБП равны соответственно 46,5 и 20,5, а также аккумулирует медь, стронций, цинк и мышьяк. Содержание никеля в почве превышает ОДК (20 мг/кг). Содержание свинца и мышьяка в плодовых телах грибов выше предельно допустимых уровней по СанПиН 2.3.2.1078-01 в 20,6 и 3,6 раза соответственно [Ротарь,2014].

На рисунках 13-22 представлены концентрации отдельных элементов группы тяжелых металлов в плодовых телах грибов.

Как видно из рис. 13 максимальная концентрация свинца наблюдается в плодовых телах подгруздка черного, белого гриба и рядовки майской. Во всех грибах содержание свинца превышает допустимые санитарно-гигиенические нормативы (0,5 мг/кг). В зависимости от видовой принадлежности гриба превышение составляет от 10,3 до 77,9 раза.

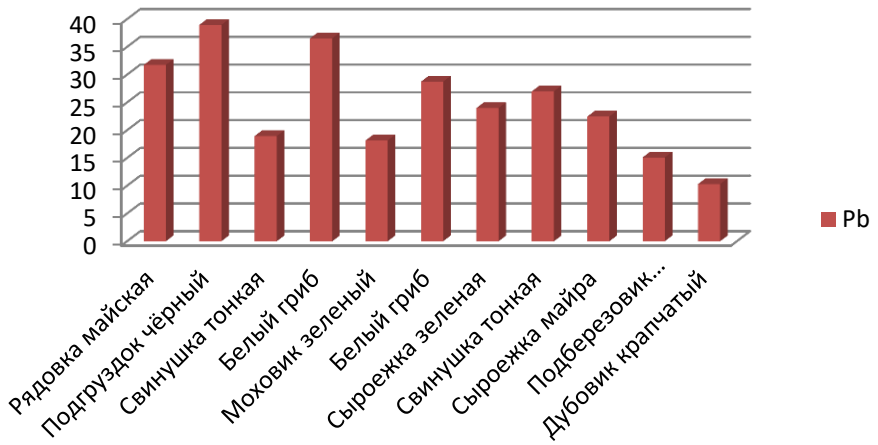


Рисунок 13 – Концентрация свинца в плодовых телах грибов мг/кг

Наибольшие концентрации мышьяка (рис. 6) наблюдается в плодовых телах рядовки майской, белого гриба (проба 1), подгруздка черного и моховика зеленого. Во всех грибах содержание As превышает допустимые санитарно-гигиенические нормативы (0,5 мг/кг). В зависимости от видовой принадлежности гриба превышение составляет от 3,4 до 22,1 раза.

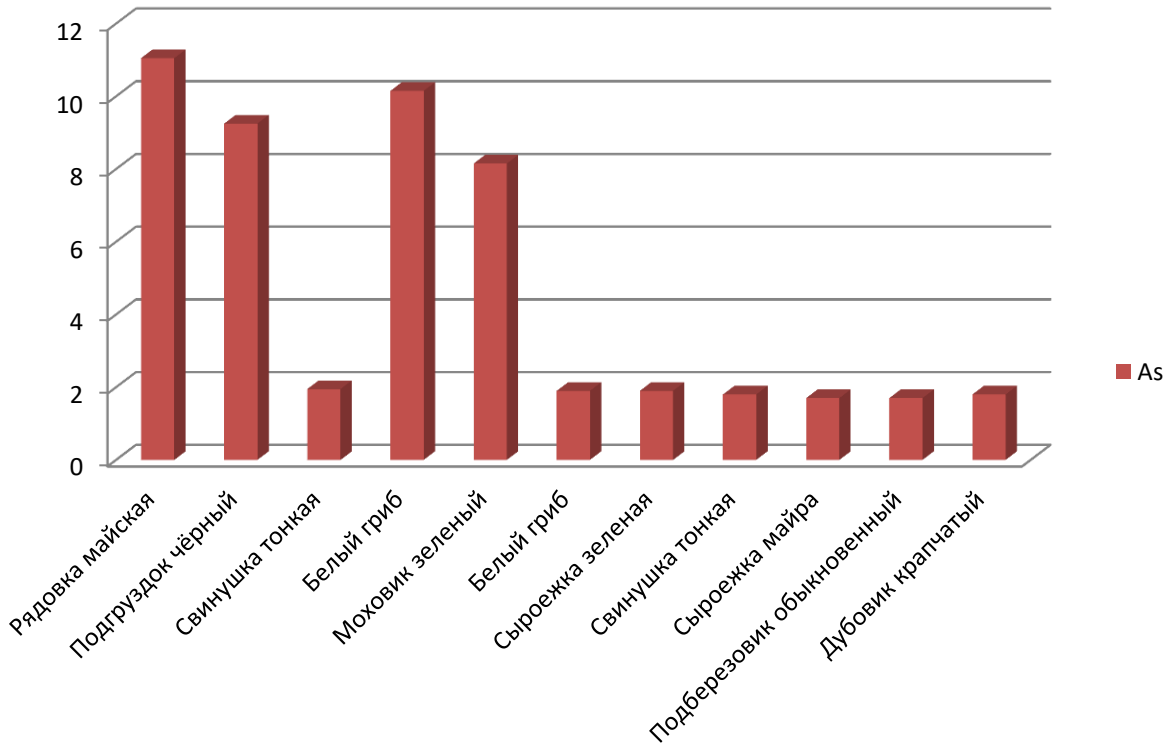


Рисунок 14 – Концентрация мышьяка в плодовых телах грибов мг/кг

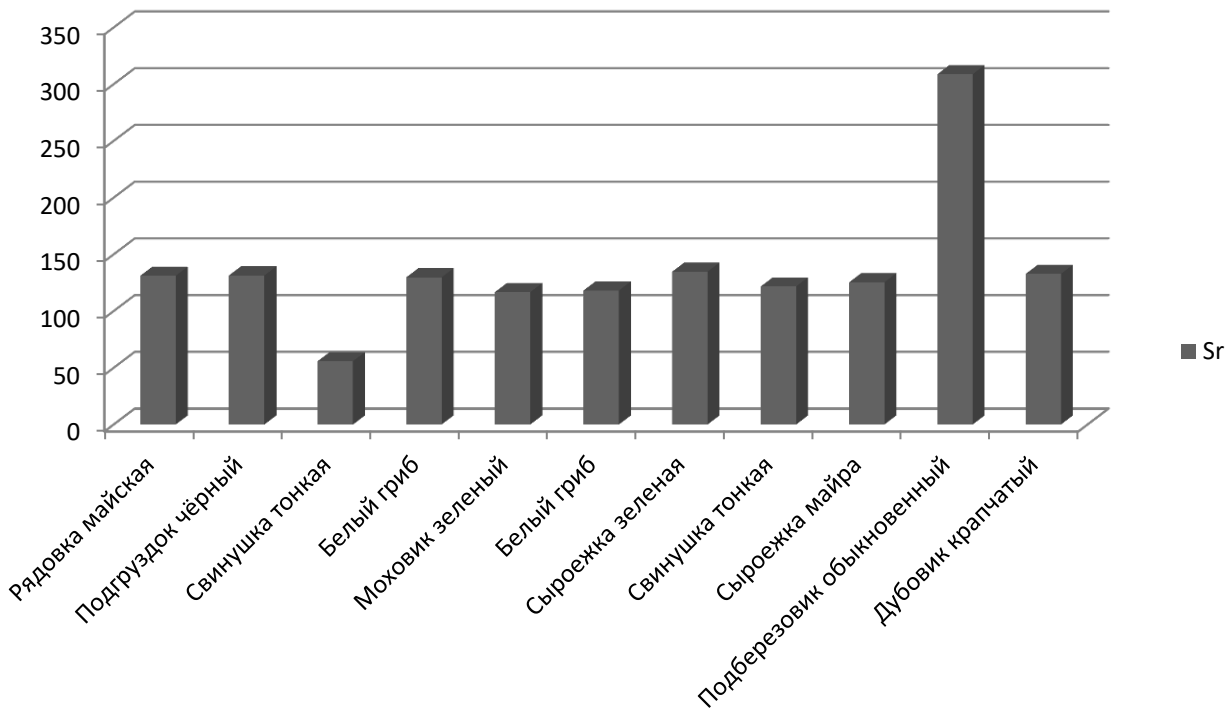


Рисунок 15 – Концентрация стронция в плодовых телах грибов мг/кг

Максимальным содержанием стронция в плодовых телах характеризуется подберезовик обыкновенный, минимальным – свинушка тонкая.

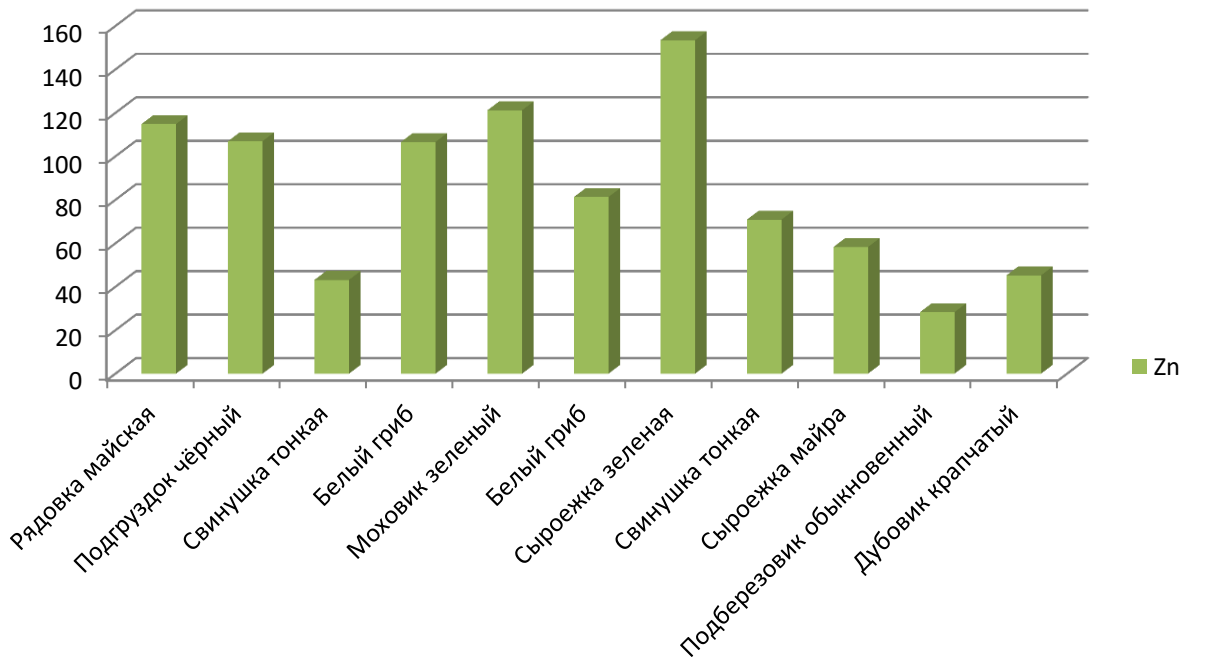


Рисунок 16 – Концентрация цинка в плодовых телах грибов мг/кг

Максимальное содержание Zn отмечается в плодовых телах сыроежки зеленой, моховика зеленого, рядовки зеленой, подгрузка черного и белого гриба. Варьирование концентрации цинка в плодовых телах различных видов грибов составляет 5,42 раза.

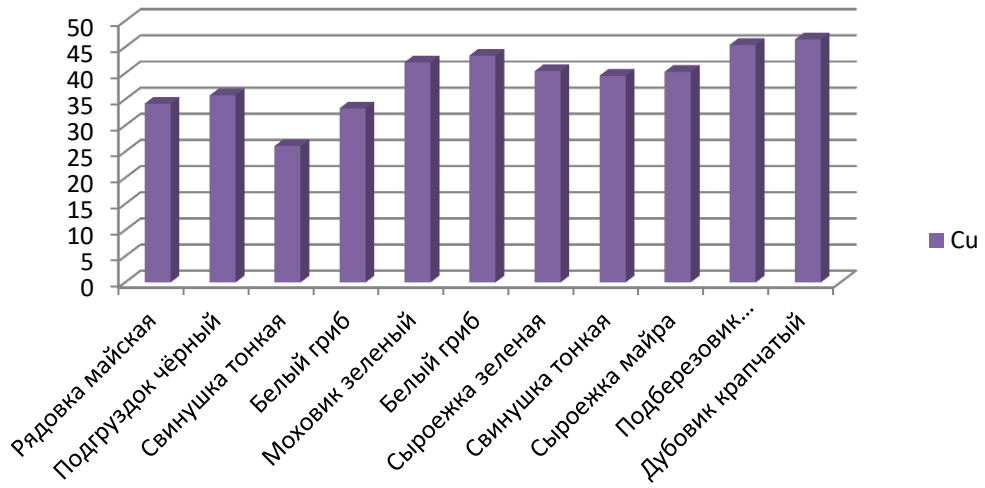


Рисунок 17 – Концентрация меди в плодовых телах грибов мг/кг

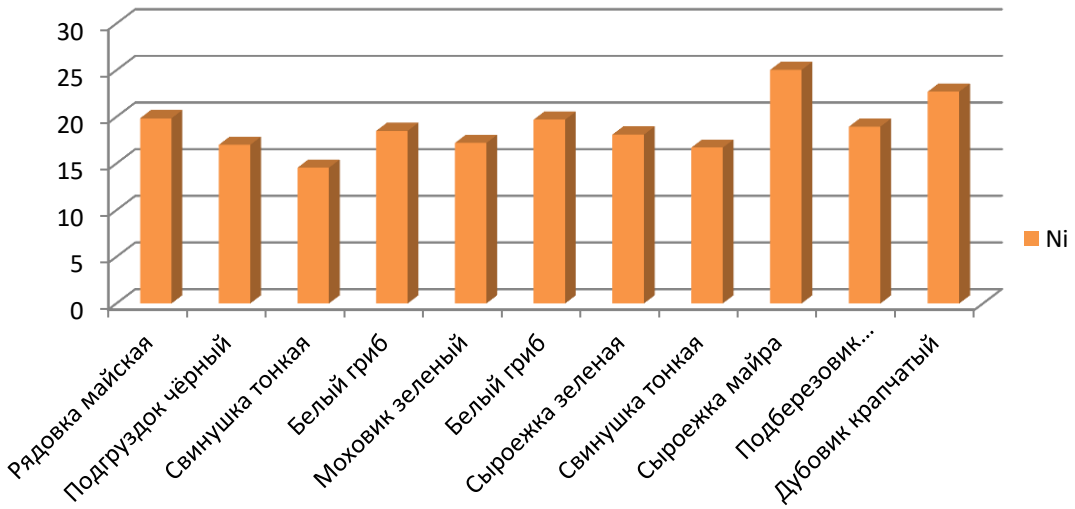


Рисунок 18 – Концентрация никеля в плодовых телах грибов мг/кг

Высокое содержание Cu и Ni отмечается в плодовых телах сыроежки Майра, подберезовика обыкновенного, дубовика крапчатого, белого гриба, рядовки майской и моховика зеленого. Наименьшая концентрация этих элементов отмечена в свинушке тонкой.

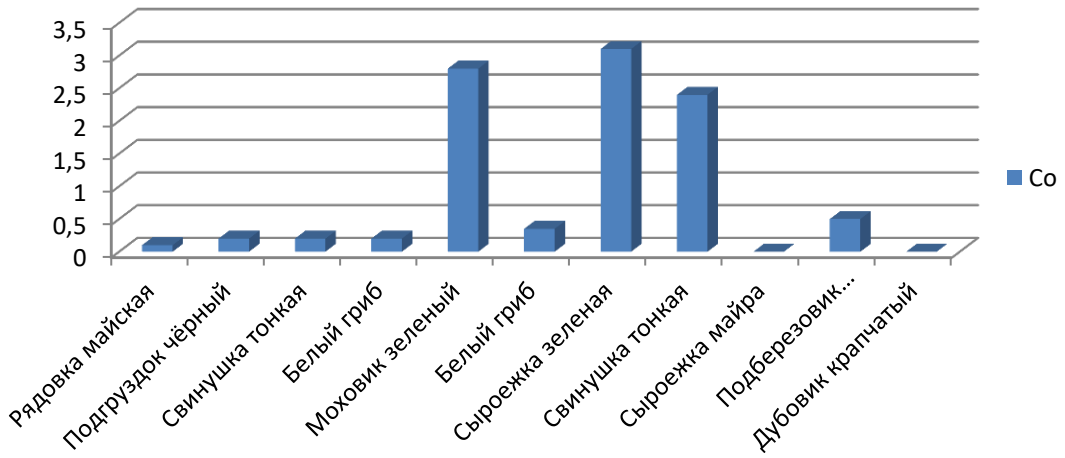


Рисунок 19 – Концентрация кобальта в плодовых телах грибов мг/кг

Очень высокая концентрация кобальта, по сравнению со всеми остальными видами грибов, наблюдается в плодовых телах сыроежки зеленой, моховика зеленого и свинушки тонкой.

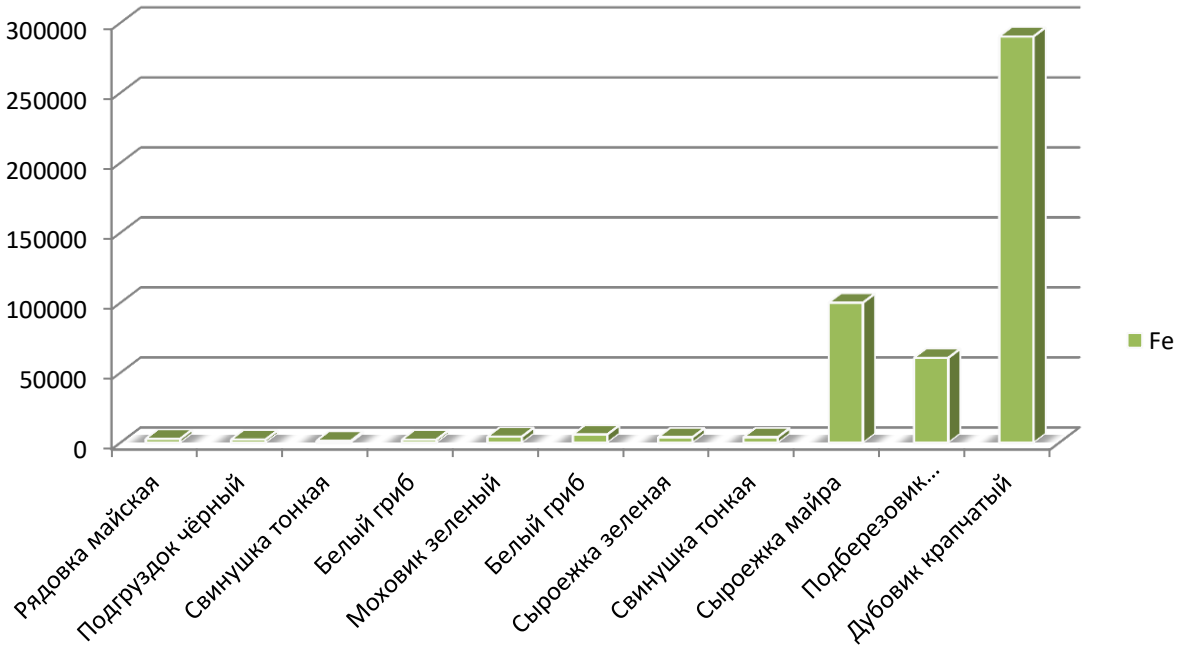


Рисунок 20 – Концентрация железа в плодовых телах грибов мг/кг

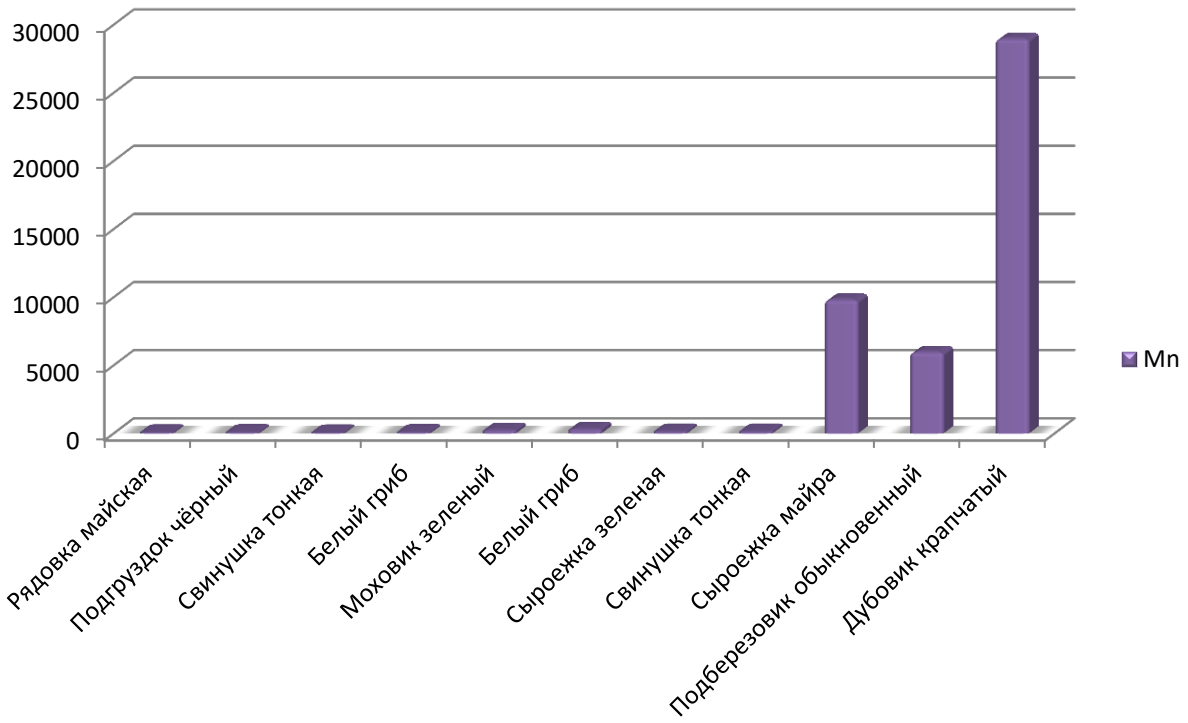


Рисунок 21 – Концентрация марганца в плодовых телах грибов мг/кг

Концентрация железа и марганца в плодовых телах дубовика крапчатого, сыроежки Майра и подберезовика обыкновенного в десятки и даже сотни раз превышает содержание этих металлов в остальных видах исследуемых грибов.

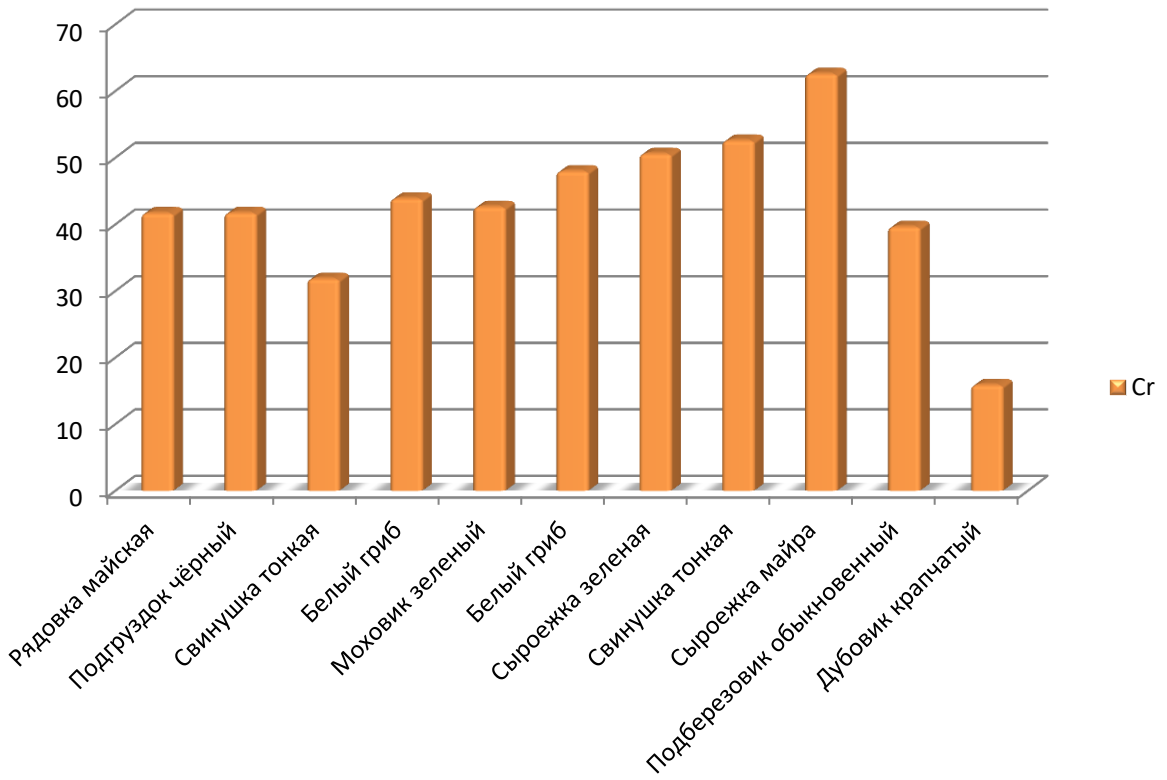


Рисунок 22 – Концентрация хрома в плодовых телах грибов мг/кг

Наибольшая концентрация хрома отмечена в плодовых телах сыроежки Майра, свинушки тонкой, сыроежки зеленой и белого гриба.

Таким образом, анализ валового содержания элементов группы ТМ в плодовых телах макромицетов показывает, что наибольшие концентрации ТМ наблюдались в плодовых телах сыроежки Майра, дубовика крапчатого и подберезовика обыкновенного.

Наибольшие концентрации свинца и мышьяка наблюдается в плодовых телах рядовки майской, белого гриба, подгруздка черного и моховика зеленого.

Максимальное содержание Zn отмечается в плодовых телах сыроежки зеленой, моховика зеленого, рядовки зеленой, подгруздка черного и белого гриба.

Высокое содержание Cu и Ni отмечается в плодовых телах сыроежки Майра, подберезовика обыкновенного, дубовика крапчатого, белого гриба, рядовки майской и моховика зеленого.

Очень высокая концентрация кобальта, по сравнению со всеми остальными видами грибов, наблюдается в плодовых телах сыроежки зеленой, моховика зеленого и свинушки тонкой.

Наибольшая концентрация хрома отмечена в плодовых телах сыроежки Майра, свинушки тонкой, сыроежки зеленой и белого гриба.

Рекордсменами по накоплению железа и марганца в плодовых телах и интенсивности включения в биогенную миграцию являются дубовик крапчатый, сыроежка Майра и подберезовик обыкновенный, где концентрация этих металлов в десятки и даже сотни раз превышает их содержание в остальных видах исследуемых грибов, а КБП варьирует от 7,9 до 70.

Наименьшие концентрации большинства тяжелых металлов, за исключением Co и Cu, зарегистрированы в плодовых телах свинушки тонкой.

Коэффициенты накопления отдельных элементов группы ТМ в плодовых телах исследуемых видов грибов представлены на рисунке 23-15.

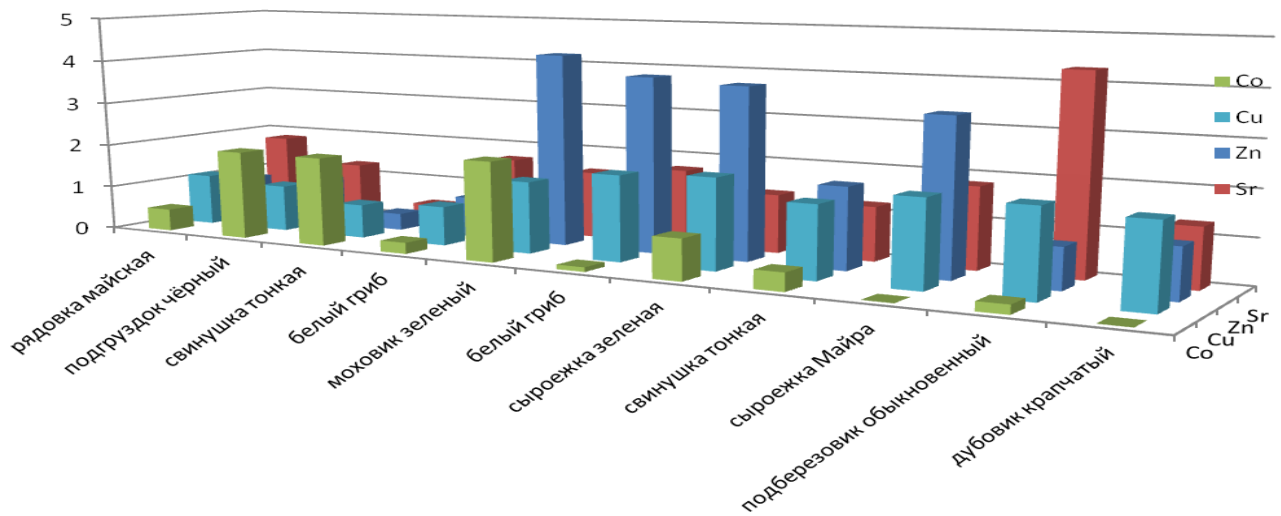


Рисунок 23 – Коэффициенты накопления Co, Cu, Zn и Sr в плодовых телах исследуемых видов грибов

К грибам накопителям Co, Cu, Zn и Sr относится моховик зеленый. Данный вид грибов можно использовать в качестве биоиндикаторов загрязнения среды этими металлами. Cu, Zn и Sr накапливают белый гриб,

сыроежка зеленая, свинушка тонкая, сыроежка Майра, подберезовик обыкновенный, дубовик крапчатый и подгруздок черный. Рядовка майская является накопителем Cu (КБП = 1,16).

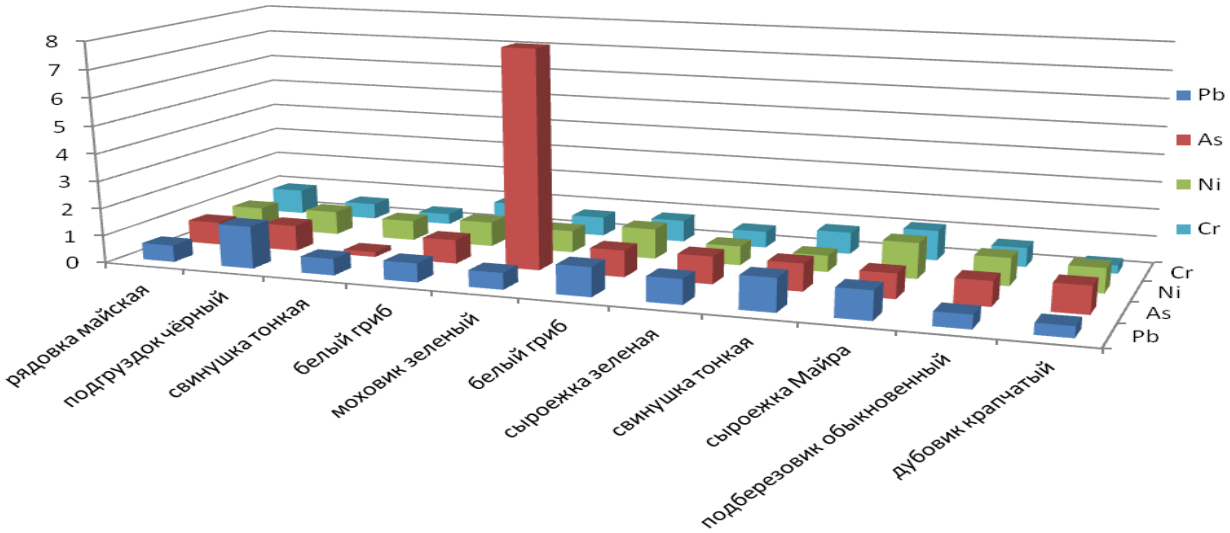


Рисунок 24 – Коэффициенты накопления Pb, As, Ni и Cr в плодовых телах исследуемых видов грибов

В целом Pb, As, Ni и Cr накапливаются в грибах с несколько меньшей интенсивностью, чем Co, Cu, Zn и Sr, за некоторым исключением. Активно вовлекается в биологический круговорот мышьяк моховиком зеленым (КБП = 7,9). Свинец накапливается в плодовых телах подгруздка черного, свинушки тонкой, белого грибы и сыроежки Майра. Никель накапливается в плодовых телах сыроежки Майра, белого гриба и подберезовика обыкновенного, хром – в сыроежке Майра.

Очень интенсивное накопление железа и марганца (рисунок 20-21) отмечено в плодовых телах сыроежки Майра, дубовика крапчатого и подберезовика обыкновенного, КБП Fe для этих видов грибов составляет соответственно 21,5; 20,5 и 7,9, КБП Mn – 70; 46,5 и 19,8.

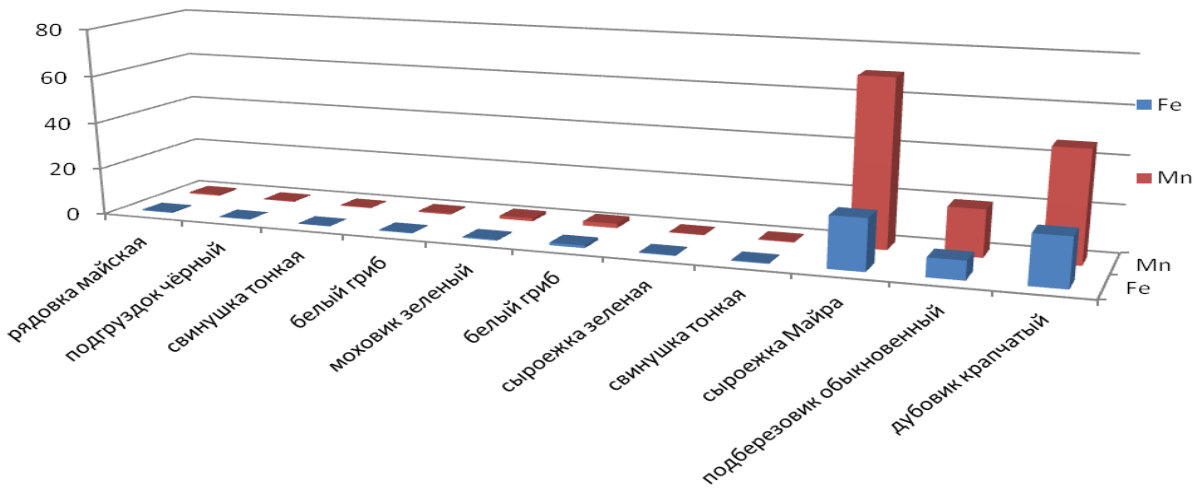


Рисунок 25 – Коэффициенты накопления Fe и Mn в плодовых телах исследуемых видов грибов

На основании проведенных исследований грибы можно разбить на три группы по интенсивности накопления ТМ: первую группу составляют грибы, наиболее интенсивно накапливающие тяжелые металлы – сыроежка Майра, подберезовик обыкновенный и дубовик крапчатый; вторую – грибы для которых характерна средняя интенсивность накопления ТМ – моховик зеленый, белый гриб и сыроежка зеленая; в третью группу включены грибы, для которых характерна невысокая степень накопления отдельных элементов группы ТМ – свинушка тонкая, подгруздок черный и рядовка майская.

ВЫВОДЫ

1 Установлено, что в условиях радиоактивно-химического загрязнения максимальной удельной активностью ^{137}Cs характеризуются плодовые тела свинушки тонкой, моховика желто-бурого и волнушки белой. Минимальная удельная активность ^{137}Cs отмечена в белом грибе. В исследуемых пробах грибов велика также удельная активность ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th (базидиомы моховика желто-бурого). Выявлено отсутствие чётко выраженной связи между удельной активностью ^{137}Cs в базидиомах макромицетов.

2 Рассчитано, что максимальные Кн ^{137}Cs наблюдаются в плодовых телах свинушки тонкой, минимальные в плодовых телах белого гриба и груздя черного. Высокой интенсивностью аккумуляции ^{137}Cs характеризуются также волнушка белая, сморчок конический и грибы рода *Russula*. Максимальными Кп ^{137}Cs характеризуются свинушка тонкая, волнушка белая и сморчок конический (виды-аккумуляторы).

3 Установлено максимальное содержание Pb наблюдается в плодовых телах подгруздка черного, белого гриба и рядовки майской, As – рядовки майской, белого гриба, подгруздка черного и моховика зеленого, Zn – сыроежки зеленой, моховика зеленого, рядовки зеленой, подгруздка черного и белого гриба, Cu и Ni – сыроежки Майра, подберезовика обыкновенного, дубовика крапчатого, белого гриба, рядовки майской и моховика зеленого. Биоиндикатор ТМ – Co, Cu, Zn и Sr – моховик зеленый.

4 Выяснено, что в моховом покрове территорий с сильной техногенной нагрузкой в максимальной степени накапливается Pb и Zn, в средней – Cu, Ni, Fe и Mn; показано взаимное влияние для таких элементов как Fe, Mn и Cu.

5 Показано, что в условиях техногенной нагрузки содержание свинца, цинка и меди в древесине мягколиственных видов значительно выше, чем у хвойных: древесные виды по уровню содержания Pb, As, Cu, Zn, Fe, Mn составляют ряд ряд: осина > берёза> сосна; Sr, Co, Cr–- берёза > осина > сосна.

6 Исследовано, что валовая ТМ в компонентах древостоев зависит от вида и возраста, относительно содержания всех ТМ элементы фитомассы располагаются в последовательности: у хвойных (сосна обыкновенная и ель европейская) – хвоя текущего года > побеги текущего года > хвоя прошлого года; у лиственных – листья > побеги текущего года > кора> сучья> древесина.

7 При высокой плотности радионуклидного загрязнения выяснено, что нет прямой зависимости удельной радиоактивности всех компонентов древостоев от плотности загрязнения почвы ^{137}Cs: возможно обратная зависимость в накоплении ^{137}Cs древесиной, корой и шишками, возможно, связана с возрастными особенностями. Определено, что у хвои и побегов текущего и прошлого годов наблюдается положительная корреляция их удельной активности с плотностью загрязнения почвы. Компоненты древесного яруса сосновых фитоценозов по удельной активности ^{137}Cs располагаются в последовательности: хвоя текущего года > побеги текущего года > шишки > хвоя прошлого года > побеги прошлого года > кора > древесина.

8 Выяснено, что наибольшее соотношение между максимальным и минимальным значениями концентрации радионуклидов наблюдается у хвои текущего года, наименьшее – у древесины и у шишек. более интенсивное накопление ^{137}Cs наблюдается в насаждениях III класса возраста, чем IV класса, особенно древесиной, корой и шишками.

9 Проведенный корреляционный анализ между величиной интегрального показателя стабильности развития березы повислой и удельной активностью радионуклидов в листьях показал практически отсутствие связи (r = - 0,18) между этими показателями.

Практические рекомендации

1 В качестве биоиндикаторов радиоактивного загрязнения рекомендовано использовать макромицеты: свинушку тонкую, волнушка белую, моховик желто-бурый, сморчок конический и грибы рода *Russula,* тяжёлыми металлами – моховик зелёный, сыроежка зеленая, свинушка тонкая, сыроежка Майра, подберезовик обыкновенный, дубовик крапчатый и подгруздок черный

2 Рассчитано, что интенсивно накапливают Fe и Mn сыроежка Майра, дубовик крапчатый и подберезовик обыкновенный. По интенсивности накопления ТМ выделено 3 группы: первую группу составляют грибы, наиболее интенсивно накапливающие тяжелые металлы – сыроежка Майра, подберезовик обыкновенный и дубовик крапчатый; вторую – грибы для которых характерна средняя интенсивность накопления ТМ – моховик зеленый, белый гриб и сыроежка зеленая; в третью группу включены грибы, для которых характерна невысокая степень накопления отдельных элементов группы ТМ – свинушка тонкая, подгруздок черный и рядовка майская.

3 Результаты проведенных исследований позволяют подбирать компоненты фиторемедиационных мероприятий в условиях сильного техногенного загрязнения.

4 В целом исследованные древесные виды по уровню загрязнения ^{137}Cs древесины составляют убывающий ряд: осина > берёза > сосна. Наибольшее количество ^{137}Cs аккумулируют кора, листья и хвоя древесных растений. Таким образом, эти данные рекомендовано учитывать при лесозаготовительных работах.

Список использованных источников

1.Абатуров, А. В. Особенности пространственного распределения радиационного поражения сосняков вблизи ЧАЭС / А. В. Абатуров // Биологич. и радиоэкологич. Аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной станции : тез. докл. 1-й Междунар. конф. – Зеленый мыс : Ротапринт. – 1990. – С. 17.

2.Абатуров А.В., Гольцова Н.И. Рост сосны по диаметру после радиоактивного облучения (район аварии Чернобыльской АЭС)//Соврем. проб. экол. анатомии растений: Матер. II Всесоюз. совещ. по экол. анатомии растений. –Владивосток, 1990. –С. 3-4.

3. Агапкина Г.И., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Радионуклид - органические соединения в почвенных растворах // Тез.докл.I Всесоюз. радиобиол. съезда.-Москва ; Пущино, 1989. - Т.2.-С.403-404.

4.Аккумуляция ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{238, 239, 240}$Pu растительностью в зависимости от уровня содержания их в почвах / Якушев Б.И., Мартинович В.С., Будкевич Т.А., Ермакова О.О., Кабашникова Г.И., Казей А.П., Кузьмич О.Т. / Тез.докл.I Всесоюз. радиобиол. съезда.-Москва ; Пущино, 1989. - Т.2.-С. 558-559.

5. Алексахин Р.М. История лесной радиоэкологии, её достижения и некоторые нерешенные задачи//Труды ИПГ, вып. 38.Проблемы лесной радиоэкологии.-М.: Гидрометеоиздат, 1979.. -С. 6 - 26.

6. Алексахин Р.М. Радиоэкологические уроки Чернобыля // Радиобиология. - 1993.- Т.33, вып. 1 - С. 3 - 14.

7. Алексахин Р.М., Болтнева Л.И., Назаров И.М. К характеристике гамма - поля радиоактивных выпадений в лесу // Лесоведение.-1972.- № 2.- С. 35 - 43.

8. Алексахин Р.М., Бочарова М.А. Достижения и задачи исследований миграции искусственных радионуклидов в лесных биогеоценозах//Лесоведение.-1971.-№4.-С.59-70.

9. Алексахин Р.М., Нарышкин М.А. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах.- М.: Наука, 1977.- 144 с.

10. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю.В. Алексеев. – Л.: Агропромиздат. Лен.отд., 1987. – 142 с.

11. Алешин, И. В. Изменчивость репродуктивных и ростовых процессов ели европейской в различных зонах хронического радиоактивного загрязнения ЧАЭС Брянского округа зоны широколиственных лесов : автореф. дисс. ... канд. с.-х. наук (06.03.01) / И. В. Алешин. – Брянск, 2006. – 26 с.

12.Анищенко Л.Н. Особенности аккумуляции тяжелых металлов растениями и лишайниками в условиях сочетанной антропогенной нагрузки / Л.Н. Анищенко, В.Н. Шапурко, Е.А. Сафранкова // Фундаментальные исследования. – 2014. – № 9 (часть 7). – С. 1527-1531.

13.Антыков А.Я. Почвы Брянской области и условия их образования. – Брян. рабочий, 1958. –163 с.

14.Анненков, Б.Н. Основы сельскохозяйственной радиологии /Б.Н. Аннен-ков, Е.В. Юдинцева. -М: Агропромиздат, 1991.- 287 с.

15.Антропогенная радионуклидная аномалия и растения /Под ред. Д.М. Гродзинского. - Киев: Лібидь, 1991. - 160 с.

16.Артемьева В.В. Роль экологических факторов в формировании радиоре-зистентности растений /В.В. Артемьева, В.Н. Савин //Радиобиология: Информ. бюлл.- 1987. - №33 - С. 49 - 50.

17.Артемов В.А., Козубов Т.М.,Остапенко Е.К. Репродуктивные процессы //Радиационное воздействие на хвойные леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС.- Коми науч. центр УрО АН СССР, 1990.-С. 90-126.

18.Атлас биологического разнообразия лесов европейской части России и сопредельных территорий /Под ред. Алябина И.О., Артюхова В.В., Виноградова В.Г. и др. -М.: ПАЦМС, 1996.- 144 с.

19. Атлас спектров гамма-излучений радиоактивных изотопов / Под ред. Б.А. Акимова, К.Я. Громова, В.А. Морозова.- Ташкент: «Узбекистан», 1973.- 13 с.

20. Аугустайтис А.А., Барткявичус Э.Л. Сезонный рост сосновых молодняков при различном уровне атмосферного загрязнения // Пробл. лесоведение и лесн.экологии: Тез.докл. (20-23 сент. 1990г., Минск) / Ин-т эксперим.ботаники им.В.Ф.Купревича АН БССР.-М.,1990.-Ч.2.-С.534-536.

21.Ахмеров А.М. О динамике прироста сосны обыкновенной в вегетационный период //Лесн. журн.-1967.-№3.-С.55-59.

22.Ахромеев Л.М. Природа и природные ресурсы Брянской области / Л.М. Ахромеев, Ю.Г. Данилов. – Брянск.: 2001. – 202 с.

23.Ашихмина Т. Я. Организация экологического мониторинга окружающей природной среды в районе объекта уничтожения химического оружия в кировской области / Т.Я. Ашихмина, Г.Я. Кантор, Е.В. Дабах // Мониторинг природных экосистем: всероссийская научно-практическая конференция. Сборник статей.- Пенза: РИО ПГСХА, 2008.- 209 с.

24. Багинский В.Ф. Этапы развития лесной науки в Беларуси за 75 лет// Лесной науке в Беларуси – 75 лет: Юбилейный сборник научных трудов Института леса Национальной АН Беларуси. Вып. 47. –Гомель: ИЛ НАН Б, 1997. –С. 8-37.

25. Батыгин Н.Ф. Использование ионизирующей радиации при управлении жизнедеятельностью растений:Автореф. дис. …д-ра биол. Наук.- Л.,1968.-36 с.

26. Белов, А.Д. Радиобиология /А.Д. Белов, В.А. Киршин, Н.П. Лысенко, В.В. Пак и др.- М.: Колос, 1999.- 384 с.

27.Бережная В.В. Анатомическая характеристика радиационного тератогенеза у ели в условиях хронического облучения // Тез.докл.I Всесоюз. радиобиол. съезда.-Москва ; Пущино, 1989. - Т.2.-С. 267-268.

28. Биоразнообразие Брянской области: состояние, охрана и восстановление: учебно-методическое пособие /Авторы-составители: В.Б.

Любимов, Л.Н. Анищенко, Е.В. Борздыко, Н.А. Сковородникова, Н.В. Маркелова.- Брянск: Наяда, 2008.- 235 с.

29.Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование: учеб. пособие для студ. Высш. учебн. заведений /О.П. Мелехова, Е.И. Егорова, Т.И. Евсеева и др.; под ред. О.П. Мелеховой и Е. И. Егоровой.- М.: Издательский центр «Академия», 2007.- 288 с.

30.Богданов П.Л. Дендрология.-М.,1974.-240 с.

31.Бондарь П.Ф.,Иванов Ю.А.,Авдеев В.Г. Относительная оценка доступности радионуклидов, поступивших в почву в неизвестной физико-химической форме // Тез.докл. I Всесоюз.радиобиол. съезда.-Москва ; Пущино, 1989. - Т.5.-С.1176-1177.

32.Бондарь П.Ф.,Иванов Ю.А., Зайка В.В. Оценка параметров вертикальной миграции в почве радионуклидов выпадений аварийного выброса ЧАЭС // Тез.докл. I Всесоюз.радиобиол. съезда.-Москва ; Пущино, 1989. - Т.5.-С.1177-1178.

33.Борздыко Е.В. Распределение ^{137}Cs в фитомассе Vaccinium myrtillus из Юго-западного Нечерноземья РФ /Е.В. Борздыко, Е.О. Бушуева //Сборник статей IV Международной научно-практической конференции естественно-географического факультета (Россия, г.Брянск, 20-21 октября 2011г.).- Брянск:»РИО БГУ», 2011.- 314 с.

34.Борздыко Е.В. Гамма-спектрометрический анализ некоторых растительных образцов города Новозыбкова /Е.В. Борздыко, Н.В. Маркелова //Экологическая безопасность региона: Материалы Международной научно-практической конференции (Россия, г. Брянск, 29-30 октября 2009 г.). – Брянск: Изд-во «Курсив», 2009.- 412 с.

35.Борздыко Е.В. Видовая специфичность аккумуляции техногенных радионуклидов лекарственными растениями в лесах Брянской и Калужской областей /Е.В. Борздыко //Экологическая безопасность региона: Сборник статей Международной научно-практической конференции естественно-

географического факультета (Брянск, 22-24 октября 2008 г.). – Брянск: РИО БГУ, 2008.- 238 с.

36.Борздыко Е.В. Влияние мохового покрова на накопление ^{137}Cs листьями Vaccinium vitis-idaea //Современные проблемы историко-правового, филологического, психолого-педагогического и естественно-научного краеведения: материалы международной научно-методической конференции, г. Новозыбков, Брянская обл., 23-24 апреля 2010. /Ред. Кол.: В.Н. Пустовойтов, С.Н. Стародубец, А.В. Шлома.- Брянск: РИО БГУ, 2010.- С. 193-195.

37.Бреславец Л.П. Растение и лучи Рентгена.-М.:Изд-во АН СССР, 1946.-194 с.

38.Булавик И.М. , Переволоцкий А.Н. Миграция радионуклидов в лесных экосистемах // Лес и Чернобыль : Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС (1986-1994).-Ин-т леса АН Беларуси.-Минск,1994.- С.7-42.

39.Булавик И.М., Переволоцкий А.Н. Динамика и прогноз дозовых показателей в лесных экосистемах//Лесная наука на рубеже XXI века: Сборник научных трудов Института леса Национальной АН Беларуси. Вып.46. –Гомель: ИЛ НАН Б, 1997. –С. 398-401.

40.Булавик И.М., Переволоцкий А.Н., Гайдуль А.З. Особенности накопления ^{137}Cs сосновыми насаждениями//Лесная наука на рубеже XXI века: Сборник научных трудов Института леса Национальной АН Беларуси. Вып.46. –Гомель: ИЛ НАН Б, 1997. –С. 408-412.

41.Булавик, И.М. Обоснование лесопользования в условиях радиоактивного загрязнения Белорусского Полесья: автореф. дисс…д. с.-х. н. /И.М. Була-вик.- Гомель, 1998.- 39 с.

42.Булавик, И.М. Накопление радионуклидов в пищевой продукции леса / И.М. Булавик, А.Н. Переволоцкий, В.М. Сурта //Пятая междунар. науч.-техн. конф. Чернобыль-95. «Итоги 10 лет по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС /Сб. тез.- Зеленый Мыс, 1996.- С.256.

43.Булко, Н.И. Распределение ^{137}Cs между ярусами мелиорированного сос-нового фитоценоза на гидроморфных почвах /Н.И. Булко, М.А. Шабалева //Проблемы лесоведения и лесоводства: Сб. научн. тр. ИЛ НАН Беларуси.- Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2005.- Вып. 64.- С.197-215.

44.Булохов А.Д. Введение в систематику водорослей и грибов: учебное пособие / А.Д. Булохов. – Брянск: Изд-во БГПУ, 1999. – 296 с.

45.Булохов, А.Д. Эколого-флористическая классификация лесов Южного Нечерноземья России /А.Д. Булохов, А.И. Соломещ. - Брянск: Изд - во БГУ, 2003. - С. 3 - 65.

46.Булохов А.Д. Накопление ^{137}Cs Basidiomycetes в условиях юго-западных районов Брянской области /А.Д. Булохов, Е.В. Борздыко, Н.Н. Панасенко, Н.А. Сковородникова, Ю.А. Семенищенко, А.В. Харин //Российско-Белорусско-Украинское пограничье: 25-летие экологических и социально-педагогических проблем в постчернобыльский период: Сборник материалов международной научно-практической конференции. г. Новозыбков, Брянская обл., 26 - 27 апреля 2011 г. /Ред. кол.: В.Н. Пустовойтов, С.Н. Стародубец, А.В. Шлома, Е.Н. Шубабко.- Брянск: Изд. БГУ, 2011.- 484 с.

47. Булко, Н. И. Накопление 137Cs в компонентах фитомассы основного древесного яруса сосновых насаждений при наличии подлесочного яруса определенного видового состава // Проблемы лесоведения и лесоводства // Сб. науч. тр. – Вып. 56. – Гомель, 2003. – С. 8–23.

48.Василенко, И.Я. Радиоактивный Cs – 137 //Природа.- 1999.- № 3.- С. 70.

49.Васильев И.М. Действие ионизирующих излучений на растения: Радиофизиологические исследования/АН СССР. Ин-т биолог. физики.-М. : Изд-во АН СССР ,1962.-224 с.

50.Вересин М.М. ,Ефимов Ю.П.,Арефьев Ю.Ф. Справочник по лесному селекционному семеноводству . -М. :Агропромиздат ,1985.-245 с.

51.Вертикальная миграция радиоцезия в дерново-подзолистых почвах легкого механического состава / Пристер Б.С., Гахов В.Ф. Цапко Ю.Л., Семенютин А.М. // Тез.докл. I Всесоюз.радиобиол. съезда.-Москва ; Пущино, 1989. - Т.4.-С. 976-978.

52.Влияние ионизирующей радиации на семена основных лесообразующих пород/Евстратов Н.П.,Иванов В.П.,Глазун И.Н., Кистерный Г.А. // Пробл. экол. мониторинга.-Брянск, 1991.-Ч. 2.- С. 10-13.

53.Влияние опада древесных растений и условий его разложения на миграцию радионуклидов в почвах / Молчанова И.В., Чеботина М.И., Караваева Е.Н., Куликова Н.В. // Проблемы лесной радиоэкологии. - М. : Гидрометеоиздат, 1979. - С.114-123.

54.Влияние острого гамма-облучения на репродуктивные органы сосны обыкновенной. / Ф. А. Тихомиров, И. С. Федотов, Р. Т. Карабань, Б. С. Пристер // Лесоведение.— 1978.—№ 4.— С. 75—83.

55.Влияние последствий аварии ЧАЭС на сезонный рост основных лесообразователей / Евстратов Н.П., Иванов В.П., Глазун И.Н., Кистерный Г.А. // Вторая Всесоюз. науч.-техн. конф. “Охрана лесн. экосистем и рацион. использ. лесн. ресурсов”: Тез. докл. / МЛТИ.-М., 1991.-Ч. 3.- С. 82-83.

56.Влияние радиоактивного загрязнения на состояние лесных экосистем / Ипатьев В.А.,Булавик И.М., Дворник А.М., Ковалевич А.И., Марченко Я.И., Голубева Т.В., Сидор А.И., Жученко Т.А., Степанчик В.В., Тарасенко В.П.// Лес и Чернобыль : Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС (1986-1994).-Ин-т леса АН Беларуси.-Минск,1994.-С.43-88.

57.Вопросы лесной радиоэкологии. - М.: МГУЛ, 2000. - 302 с.

58.Воробьев, Г.Т. Почвы Брянской области /Г.Т. Воробьев. - Брянск.: «Грани», 1993. - С. 160.

59.Воробьев, Г.Т. Радиоактивное загрязнение почв Брянской области / Г.Т. Воробьев, Д.Е. Гучанов, З.Н. Маркина, А.А. Новиков. – Брянск.: «Грани», 1994.–150 с.

60.Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества: Справ. изд. /В.А. Баженов, Л.А. Булдаков, И.Я. Василенко и др. Под ред. В.А. Фи-лова и др. - Л.: Химия, 1990. - 464 с.

61.Генетические последствия аварии на Чернобыльской АЭС / Гончаренко Г.Г.,Силин А.Е.,Падусов В.Е.,Хотылева Л.В. // Лес иЧернобыль :Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС (1986-1994).-Ин-т леса Беларуси.-Минск,1994.-С.89-112.

62. Глазун И.Н. Изменчивость посевных качеств семян сосны обыкновенной в радиоактивно загрязненных лесах Брянской области // Вопр. лесоведения и лесоводства. - Брянск, 1995.-Вып. 3.- С. 4-5.

63.Глазун И.Н., Евстратов Н.П. Сезонный рост молодняков ели европейской в условиях радиоактивного загрязнения//Вклад ученых и специалистов в национальную экономику: Материалы науч. -практ. конф. БГИТА. -Брянск, 1997.-Т.1. -С. 55-57.

64.Голод Д.С., Мартинович В.С. Научные основы выделения и организации природоохранных объектов в зонах повышенного радиоактивного загрязнения // Тез.докл. I Всесоюз.радиобиол. съезда.- Москва; Пущино, 1989. - Т.2.-С. 430-431.

65.Гончаренко Г.Г., Кривко В.Г., Потенко В.В. Способ определения уровня мутаций при радионуклидном загрязнении.//Авторское свидетельство на изобретение №1784139: -М.: Госкомизобретений СССР, 1992.

66.Гончаренко Г.Г., Падутов В.Е. Развитие лесной генетики в Беларуси//Лесной науке в Беларуси – 75 лет: Юбилейный сборник научных трудов Института леса Национальной АН Беларуси. Вып. 47. –Гомель: ИЛ НАН Б, 1997. –С. 122-129.

67.Гончарук Е.И. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве. М.: Изд-во «Медицина», 1986. 320 с.

68. Гортинский Г.Б. Опыт анализа погодичной динамики продуктивности еловых древостоев в биогеоценозах южной тайги //

Экспериментальное изучение биогеоценозов тайги. – Л.: Наука, 1969. –С. 33-49.

69.ГОСТ 13056. 6-75.Семена деревьев и кустарников. Методы определения всхожести. -М.: Изд-во стандартов,1975.- 37 с.

70.ГОСТ 14161- 86. Семена хвойных древесных пород. Посевные качества. -М.: Изд-во стандартов, 1986 .- 8 с.

71.ГОСТ 20286-76. Радиоактивное загрязнение и дезактивация. Термины и определения.

72. ГОСТ 17.4.3.01-83 Почвы. Общие требования к отбору проб/ [Электронный ресурс] / Справ.-правовая система «КонсультантПлюс». URL: http:// www.consultant.ru.

73.Гродзинский Д.М. Радиобиология растений. – Киев: Наукова думка,1989.-282 с.

74.Гроздов Б.В. Леса Брянской области //Леса СССР. В 5-ти т. Т.2. Подзона южной тайги и смешанных лесов.-М.:Наука,1966.-С.257-276.

75. Глазун, И. Н. Изменчивость хвойных растений в радиоактивно загрязненных насаждениях Брянского округа зоны широколиственных лесов: Автореф. дисс. … канд. с.-х. наук. – Брянск: БГИТА, 1998. – 18 с.

76. Дворник А.М. Лесная радиология в Беларуси //Лесной науке в Беларуси – 75 лет: Юбилейный сборник научных трудов Института леса Национальной АН Беларуси. Вып. 47. –Гомель: ИЛ НАН Б, 1997. –С. 186-196.

77.Действие гамма-излучения на вегетативные и репродуктивные органы сосны Pinus sylvestris / И. С. Федотов, Ф. А. Тихомиров, Р. Т. Карабань, Б. С. Пристер.-М.: Гидрометиздат, 1979.- Тр. Ин-та прикладной геофизики, вып. 38.-С. 53-67.

78.Действие ионизирующей радиации на биогеоцено з/ Криволуцкий Д.А.,Тихомиров Ф.А.,Федоров Е.А. и др. – М. :Наука ,1988. – 240 с.

79.Действие острого гамма-облучения на лесной биогеоценоз / Р. Т. Карабань, Н. Н. Мишенков, Б. С. Пристер, Р. М. Алексахии, Ф. А. Тихомиров,

Е. А. Федоров, Г. Н. Романов.-М.: Гидрометиздат, 1979.- Труды ИПГ, вып. 38-С. 27-52.

80.Дементьев Д.В. Оценка интенсивности накопления техногенных радионуклидов некоторыми видами грибов и кустарников в лесных экосистемах центральной части Красноярского края: Автореф. дис. … канд. биол. наук. Красноярск, 2007. 22 с.

81.Делоне Н. Л. Чувствительность разных фаз митоза и мейоза к ионизирующим излученням // Итоги науки. Биологические науки. Ионизируюшие излучения и наследственность. Вып. 3.—М, 1960.—С. 155—175.

82.Деревец, В.В. Радиационное состояние окружающей среды в зоне отчуж-дения ЧАЭС /В.В. Деревец, Ю.П. Иванов, С.В. Казаков, А.К. Сухоруч-кин //Чернобыль-94: Докл. IV Междунар. науч.-техн. конф. "Итоги 8 лет работ по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС". - Чернобыль, 1996. - Т. 1. - С. 478 - 484.

83.Диагнозы и ключи возрастных состояний лесных растений. Деревья и кустарники: методические разработки для студентов биологических специальностей / Чистякова А.А., Заугольнова Л .Б. Полтинкина И.В. и др.Под редакцией Смирновой О.В.- М.:МГПИ,1989.-102 с.

84.Добровольский, В.В. География почв с основами почвоведения /В.В. Добровольский.- М.: Владос, 2001. - 380 с.

85.Дозное поле гамма-источника в лесном биогеоценозе и облучение леса в радиоэкологическом эксперименте / Пристер Б.С., Шейн Г.П., Карабань Р.Т., Тихомиров Ф.А.// Лесоведение -1977. -№2. -С. 72-80.

86.Дородницын А.А. Математические модели экосистем. Экологические и демографические последствия ядерной войны. - М. : Наука, 1986. - 176 с.

87.Дрычко, В.Ф. Сорбционная модель поступления радионуклидов в дре-весные растения /В.Ф. Дрычко, В.В. Цветкова //Почвоведение.- 1990.- №10.- С. 35 - 40.

88.Дубинин Н. П. Проблемы радиационной генетики. -М.: Госатомиздат, 1961.- 464 с.

89.Дубинин Н.П., Пашин Ю.В. Мутагенез и окружающая среда. -М.: Наука, 1978. - 128 с.

90.Дубинин Н.П., Щербаков В.К., Дубинина Л.Г.,Кеслер Г.Н. Цитологический анализ естественного мутационного процесса//Цитология.- 1965.-Т.7,№1.-С.72-78.

91.Духарев В.А., Духарева А.В., Минаева И.М. Хвойные как тест-система на мутагенность окружающей среды //Доклады АН СССР, 1984. - Т.274.- №5. - С.1201-1206.

92.Духарев В.А., Правдин Л.Ф. Естественный мутационный процес в популяциях сосны обыкновенной//Лесоведение.-1983.-№4.-С. 10-14.

93.Дьяков В.Л., Сидоров В.П., Чернов С.А. Изучение факторов, снижающих выживаемость культур сосны в зоне отчуждения ЧАЭС // Основы организации и ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения. -Тез. докл. Всесоюзн. научн. - практич. конф. - Гомель, 1990.- С. 33.

94.Евстратов Н.П., Глазун И.Н., Шлапакова С.Н. Влияние ионизирующих излучений на рост сосны обыкновенной, ели европейской и дуба черешчатого//Вклад ученых и специалистов в национальную экономику: Материалы науч. -практ. конф. БГИТА. -Брянск, 1997.-Т.1. -С. 49-48.

95.Евстратов Н.П., Лигачев И.Н., Глазун И.Н. Рекомендации по ведению лесного хозяйства и использованию продукции леса в радиационно-загрязненных зонах Брянской области.-Брянск, 1993.-10 с.

96.Евстратов Н.П.,Иванов В.П. Элементы радиоэкологического мониторинга в лесных биогеоценозах // Пробл. экол. мониторинга.-Брянск, 1991.-Ч. 3: Итоги и доп. материалы.- С. 60-62.

97.Егоров Ю.А., Рябов И.Н., Тихомиров Ф.А. Экологические концепции охраны окружающей среды от радиоактивного загрязнения // Тез.докл. I Всесоюз.радиобиол. съезда.-Москва ; Пущино, 1989. - Т.2.-С.439-440.

98.Елиашевич, Н.В. Накопление радионуклидов лекарственными растения-ми по типам их местообитаний /Н.В. Елиашевич, Р.В. Рубанова //Радио-биологич. съезд, г. Киев, 20…25 сент. 1993г.: тез докл.- Пущино, 1993.- С. 338.

99.Зайцев Г.Н. Математическая статистика в экспериментальной ботанике. - М. Наука,1984. - 424с.

100.Зайцев Г.Н. Методика биометрических расчетов. Математическая статистика в экспериментальной ботанике.-М.:Наука,1973.-256с.

101.Закон Российской Федерации «О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС» от.31.05.91 г., № 105.

102.Закономерности распределения радиоактивных продуктов деления глобальных выпадений в лесах севера Европейской части СССР / Нарышкин М.А., Алексахин Р.М., Молчанов А.А., Вакулов А.Д., Мишенков Н.Н. // Лесоведение. -1975.-№4, -С. 104-107.

103.Зибцев, С.В. Типологические особенности распределения радионуклидов в лесных экосистемах зоны отчуждения /С.В. Зибцев, В.Н. Худолий, Н.П. Давыдов и др. //Чернобыль-96. Итоги 10 лет работы по ликвидации последствий аварии на ЧАЭС: тез. докл. V Междунар. науч.-практ. конф.- Зеленый Мыс, 1996.- С. 268.

104. Инсарова // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Л., 1983. - Т.6. - С. 101-113.

105.Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атомная энергия, 1986.—Т. 61.—Вып. 5.—С. 301—320.

106.Ипатов, В.С. Микроклимат моховых и лишайниковых синузий в сосняке зеленомошно-лишайниковом /В.С. Ипатов, Т.Н. Таркова //Экология.-1982.-№4.- С. 27 - 32.

107.Ипатьев, В. А. Радиоактивное загрязнение продукции лесного хозяйства в Беларуси. Экспресс-информация /В.А. Ипатьев, И.М. Булавик, А.М. Дворник.- М.: ВНИИЦлесресурс, 1997.- Вып.5.- С. 1 - 15.

108.Ипатьев, В.А. Лес и Чернобыль /В.А. Ипатьев, И.М. Булавик, Н.И. Булко и др. //Проблемы лесоведения и лесоводства: сб. науч. тр. ИЛ НАНБ.-Вып. 37.- Ч.1.- Гомель, 1993.- С. 34 - 43.

109.Ипатьев, В.А. Лес и Чернобыль /В.А. Ипатьев, И.М. Булавик, В.Ф. Багинский и др.-Минск: МНПП «Стенер», 1994.- 235 с.

110.Ипатьев, В. А. Радиоактивное загрязнение продукции лесного хозяйства в Беларуси. Экспресс-информация /В.А. Ипатьев, И.М. Булавик, А.М. Дворник.- М.: ВНИИЦлесресурс, 1999.- Вып.5.- С. 1 - 15.

111.Исследования репродуктивной сферы сосны обыкновенной в районе аварии на Чернобыльской АЭС / Козубов Г. М., Банникова В. П., Таскаев А.И., Артемова В.А., Остапенко Е.К., Сытник К.М. — Киев, 1988.- 78 с.

112.Казанцев И.В., Матвеева Т.Б., Молчатский С.Л. Содержание тяжёлых металлов в почвенном покрове пригородных лесов города Самары // Карельский научный журнал. 2015. № 4 (13). С. 83–86.

113.Кальченко В.А., Рубанович А.В., Федотов И.С., Архипов Н.П. Генетические эффекты индуцированные Чернобыльской аварей, в половых клетках сосны обыкновенной (Pinus sylvestris L.)//Генетика.-1993.-Т. 29,№7.-С.1205-1212.

114.Кальченко В.А., Спирин Д.А. Генетические эффекты в популяциях сосны обыкновенной , произрастающих в условиях хронического облучения малыми дозами//Радиобиология.-1989.-Т. 25, №6.-С. 1059-1064.

115.Карабань Р.Т., Тихомиров Ф.А. Радиобиологическое действие 90 Sr и 137 Cs на сеянцы сосны , ели и лиственницы// Лесоведение.-1968.-№2.-С.91-94.

116.Карманова И.В. Математические методы изучения роста и продуктивности растений.-М. :Наука ,1976.-221 с.

117.Карабань, Р.Т. Поражение древесного яруса при остром гамма-облуче-нии в разные фенофазы /Р.Т. Карабань, Н.Н. Мишенков, Д.А. Спирин и др. //ДАН СССР. - 1980. - Т. 252. - № 3. - С. 776 - 778.

118.Кистерный Г.А. Репродуктивная способность сосны обыкновенной(Pinus sylvestris L.) в условиях Брянского округа зоны широколиственных лесов при радиоактивном загрязнении : Автореф. дис.…канд. с .-х.наук.-Брянск, 1995.-21с.

119.Ковригин С.А. Почвы Брянского лесного массива//Тр. Брянского лесн. института. –1940. –Т.2-3. –С. 17-43.

120.Коггл Дж. Биологические эффекты радиации / - Пер. с англ. Палевиной И.И., Миловидовой Г.И.[Под. ред. Деденкова А.Н.] М. : Энергоатомиздат, 1986.- 184 с.

121.Козлов В.А., Козубов Г.М., Ларин В.Б. Динамика прироста древесины по радиусу ствола //Радиационное воздействие на хвойные леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС.-Коми науч. центр УрО АН СССР, 1990.-С.54-62.

122.Козубов, Г.М. Радиобиологические исследования лесных древесных растений в районе аварии на Чернобыльской АЭС /Г.М. Козубов //Воздействие радиоактивного загрязнения на наземные экосистемы в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (1986-1996 гг.): Тр. Коми науч. центра УрО РАН. - № 145. - Сыктывкар, 1996. - Т. 2. - С. 4 - 18.

123.Козубов Г.М., Давыдчук В.В., Абатуров Ю.Д. Структура радиационного поражения сосновых лесов в зоне ЧАЭС // Биологические и радиоэкологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной станции: Тез. докл. 1 Междунар. конф. - М., 1990. - С. 15.

124.Козубов Г.М., Таскаев А.И. Хвойные леса в районе Чернобыльской АЭС // Биологические и радиологические аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной станции : Тез. докл. I междунар. конф. -М.,1990.-С.14.

125.Козубов Г.М., Кузиванова С.В. Особенности воздействия ионизирующей радиации на морфогенез вегетативных побегов хвойных // Радиационное воздействие на хвойные леса в районе аварии на Чернобыльской АЭС.-Коми науч. центр УрО АН СССР, 1990.-С.30-53.

126.Козубов, Г. М. Радиобиологические и радиоэкологические исследования древесных растений / Г. М. Козубов, А. И. Таскаев. – СПб. : Наука. СПб отд., 1994. – 255 с.

127.Коноплева, И.В. Метод оценки биологической доступности ^{137}Cs в лесных почвах /И.В. Коноплева, Р. Авила, А.А. Булгаков, К. Йохансон, А.В. Коноплев, В.Е. Попов //Радиационная биология. Радиоэкология.- 2002.-Т.42.- №2.- С. 204 - 210.

128.Коноплёв А.В., Бобовникова Ц.И., Виргиненко Е.П., Попов В.Е., Сиверина А.А., Шкуратова И.Г. Формы нахождения долгоживущих радионуклидов в природных средах зоны аварии Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) // Тез.докл. I Всесоюз.радиобиол. съезда.-Москва ; Пущино, 1989. -Т.2.-С.458-459.

129.Концепция ведения лесного хозяйства в условиях радиационного загрязнения / Писаренко А.И., Сидоров В.П., Тихомиров Ф.А., Панфилов А.В., Ушаков Б.А. // Биол. и радиоэкол. аспекты последствий аварии на Чернобыльской атомной станции : Тез. докл. 1 междунар. конф.-М.,1990.-С.41.

130.Копылова Л.В. Накопление тяжелых металлов в древесных растениях на урбанизированных территориях Восточного Забайкалья: Автореф. дис. … канд. биол. наук. Улан-Удэ, 2012. 24 с.

131.Королева Ю.В., Стёганцев В. В., Вахранёва О.П., Чибисова Н.В. Аккумуляция тяжелых металлов лесными грибами в Калининградской

области // Вестник Балтийского государственного университета имени И. Канта. 2014. Вып. 1. С. 78-85.

132.Корочкин Л.И., Серов О.Л., Пудовкин А.И. и др. Генетика изоферментов. – М.: Наука, 1977. –278 с.

133.Короткова, Е.З. Накопление ^{137}Cs фитомассой ягодных растений при раз-личной плотности радиоактивного загрязнения почвы /Е.З. Короткова, А.А. Орлов //Лесоводство и агролесомелиорация. Здоровье леса.- Вып. 95. - Харьков: РВП «Оригинал», 1999.- С. 16 - 23.

134.Короткова, О.З. Накопичення ^{137}Cs основними ягідними рослинами лісів українського Полісся: автореф. дисс….к. с.-х. н. /О.З. Короткова.- Житомир, 2000.- С. 9 - 10.

135.Кочан И.Г. Радионуклиды глобальных выпадений в роли индикаторов неоднородности почвенного покрова как среды миграции элементов в системе почва-растение // Тез.докл. I Всесоюз.радиобиол. съезда.-Москва ; Пущино, 1989. - Т.2.-С.461-462.

136.Краснов, В.П. Особенности накопления цезия-137 лекарственными рас-тениями Vacciniaceae S.F. Gray и Ericaceae Juss. в украинском Полесье /В.П. Краснов, А.А. Орлов, С.П. Ирклиенко и др. //Укр. ботан. журн.- 1995а.- Т. 52.- №4.- С. 472 - 478.

137.Краснов, В.П. Перспективы использования ягодных ресурсов Украинс-кого Полесья после аварии на Чернобыльской АЭС /В.П. Краснов, А.А. Орлов //Труды Первой Всероссийской конф. по ботаническому ресурсо-ведению.- СПб, 1996. - С. 47 – 48.

138.Краснов, В.П. Радиоэкологическая обстановка в лесах Житомирской области по данным загрязнения лесных ягод цезием- 137 /В.П. Краснов, А.А. Орлов, С.П. Ирклиенко //Тез. Всеукр. науч.-краевед. конф.- Новог-рад - Волынский, 1995б.- С. 208 - 209.

139.Краснов, В.П. Радиоэкология лесов Полесья Украины /В.П. Краснов.- Житомир: Волынь, 1998.- 112 с.

140.Краснов, В.П. Рекомендации по ведению лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения /В.П. Краснов, А.А. Орлов, С.П. Ирклиенко и др.- Киев: Аграрна навука, 1995в.- 62 с.

141.Криволуцкий, Д.А. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз /Д.А. Криволуцкий, Ф.А. Тихомиров, Е.А. Федоров и др. - М.: Наука, 1988. - 240 с.

142.Кудряшов, Ю.Б. Основные принципы в радиологии /Ю.Б. Кудряшов //Радиационная биология. Радиоэкология.- 2001.- Т.40.- №5. - С. 531-547.

143.Кузин, А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли /А. М. Кузин.- М.: Наука, 1991.- 117 с.

144.Куликов, Н.В. Радиоэкология почвенно-растительного покрова /Н.В. Куликов, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева. - Свердловск: УрО АН СССР, 1990. - 172 с.

145.Кузин А. М. О различии ведущих молекулярных механизмов при действии гамма-радиации на организм в больших и малых дозах // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1980.- № 6. -С. 883—890.

146.Кузин А. М. Об использовании ионизирующих излучений в сельском хозяйстве // Сб. докл. представителей СССР на 1 Междунар. конф. по мир. использ. атом. энергии.- Женева, 1955.- Отд. вып. -С. 1—25.

147.Кузин А. М. Особенности механизма действия атомной радиации на биоту в малых, благоприятных для нее дозах: Препр. Пущино, 1989.- 23 с.

148.Кузин А. М. Стимулирующее действие ионизирующего излучения на биологические процессы. -М.: Атомиздат, 1977.- 133 с.

149.Кузин А. М. Структурно-метаболическая теория в радиобиологии. - М.: Наука, 1986.- 284 с.

150.Кузин А. М., Сунь-Чи, Саенко Г. И. О функциональной радио-чувствительности хлоропластов. // Биофизика.— 1958.— Т. 3.— Вып. 3.— С. 325— 331.

151.Кузин А.М. Природный радиоактивный фон и его значение для биосферы Земли.-М.:Наука,1991.-117с.

152.Кузин А.М., Вагабова М.Э., Примак-Миролюбов В.Н. Особенности действия малых доз гамма-радиации//Радиобиология. -1984. -Т.24. -Вып. 3. - С. 415-416.

153.Курбатова А.И. Воздействие тяжёлых металлов на лесные биогеоценозы в окрестностях предприятий цветной металлургии // Вестник РУДН. Экология и безопасность жизнедеятельности. 2006. № 1 (13). С. 146-149.

154.Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Черно-быльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации /В.А. Ипатьев, В.Ф. Багинский, И.М. Булавик, А.М. Дворник, В.Е. Волчков, Г.Г. Гончаренко и др. Под ред. В.А. Ипатьева. - Гомель: Ин-т леса НАН Бе-ларуси, 1999. - 396 с.

155.Лес. Человек. Чернобыль. Основы радиоэкологического лесоводства /В.А. Ипатьев, Н.И. Булко, В.Ф. Багинский, И.М., В.Г. Барышевский, Е.Ф. Конопля, Н.В. Максименко и др. Под общ. ред. В.А. Ипатьева. - Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2005. - 535 с.

156. Лесовозобновление на радиоактивно загрязненных территориях /Шошин В.И., Тарасенко В.П., Самошкин Е.Н., Нигманов С.У., Мащенко Т.В. - Брянск, 1994. - 37 с.

157.Мамаев С.А. О закономерностях внутривидовой изменчивости древесных растений//Теоретические основы внутривидовой изменчивости и структура популяции хвойных пород:Тр.ИЭРиЖ.-Вып.90.-Свердловск,1973.-С.3-12.

158.Мамаев С.А. Формы внутривидовой изменчивости древесных растений.-М.:Наука,1972.-283 с.

159.Мамедов Т. Г. Влияние интенсивности роста растений на их радиочувствительность // Радиобиология.— 1962.— Т. 2.— Вып. 2.— С. 497—504.

160.Мамихин С.В. Роль макромицетов как накопителей ^{137}Cs в лесных экосистемах // Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. Т.52. № 5. С. 546-552.

161.Манцевич Д.И. Климат Брянской области.-Брянск,1950.-39 с.

162. Марадудин, И.И. Лесное хозяйство в условиях радиоактивного загряз-нения. Обзорн. информ. /И.И. Марадудин.- М.: ВНИИЦ лесресурс Гос-комлеса СССР, 1991. - 40 с.

163.Мартинович, Б.С. Динамика поступления радионуклидов в древесные растения лесных фитоценозов в условиях радиоактивного загрязнения почв /Б.С. Мартинович, Т.А. Будкевич, О.О. Ермакова, Г.И. Кабашнико-ва, А.П. Казей, О.Т. Кузьмич //Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда. – Москва; Пущино, 1989. - Т.2. - С. 478 - 479.

164.Маркина З.Н. Радиационно-экологический мониторинг агросистем Брянской области // Науч. основы работ по реабилитации Брянской области. - М. : ЦНИИатоминформ, 1993. -С.3-5.

165.Мартинович Б.С., Будкевич Т.А., Ермакова О.О., Кабашникова Г.И., Казей А.П., Кузьмич О.Т. Динамика поступления радионуклидов в древесные растения лесных фитоценозов в условиях радиоактивного загрязнения почв // Тез.докл. I Всесоюз.радиобиол. съезда.-Москва ; Пущино, 1989. - Т.2.-С.478-479.

166.Методика выполнения γ-спектрометрических измерений активности радионуклидов в пробах почвы и растительных материалов. Утверждена и введена в действие приказом Рослесхоза №192 от5.09.94.- М.,1994.-345 с.

167.Методика измерения активности радионуклидов в счетных образцах на сцинтилляционном гамма-спектрометре с использованием программного обеспечения «Прогресс», 1996.

168.Методика выполнения измерений массовой доли металлов и оксидов металлов в порошкообразных пробах почв методом рентгенофлуоресцентного анализа. М 049-П/04. С-Пб.: ООО НПО «Спектрон», 2004. 20 с.

169. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами / под ред. Н.Г. Зырина, С.Г. Малахова. М.: Изд-во «Гидрометеоиздат», 1981. 109 с.

170.Моделирование радиоактивных выпадений на сосновые насаждения / Тихомиров Ф.А., Юланов В.П., Карабань Р.Т., Теплякова И.Г. // Лесоведение.- 1971. -№1. -С. 36-60.

171.Моисеенко И.Ф., Савельев В.В.,Пискунов В.С. Поступление радионуклидов в древесину и прирост насаждений в связи с радиационным загрязнением //Тез. докл. I Всесоюз. радиобиол. съезда 21-27 августа 1989 г., Москва; Пущино. –1989. –Т.2. –С. 484-485.

172.Молчанов, А.А. Некоторые закономерности распределения продуктов деления, оседающих в составе глобальных выпадений в лесной расти-тельности /А.А. Молчанов, Е.А. Федоров, Р.М. Алексахин и др. //Лесо-ведение.- 1968.-№6.-С. 13 - 20.

173.Молчанова, И.В. Радиоэкологические исследования в России /И.В. Молчанова, В.Н. Позолотина //Экология - 1999. - № 2. - С 99 - 104.

174.Мониторинг параметров миграции Чернобыльских радионуклидов в естественных экосистемах на территории СССР / Ветров В.А., Андрианова Г.А., Касимовский А.А., Толоконникова А.В. // Тез.докл. I Всесоюз.радиобиол. съезда.-Москва ; Пущино, 1989. - Т.2.-С.421-422.

175.Мурахтанов Е.С., Ахременко С.А. и др.Радиационно - экологическая обстановка Брянской области.-Брянск ,1994.-72 с.

176.Мурахтанов Е.С. Особенности лесного хозяйства и лесоустройства в объектах, загрязненных радионуклидами.-Брянск,1991.-94с.

177.Мурахтанов Е.С.,Самошкин Е.Н. Особенности радиационного поражения клеток биологических объектов.-Брянск ,1993.-61 с.

178.Мурахтанов, Е.С. Радиационно экологическая обстановка Брянской области /Е.С. Мурахтанов, С.А. Ахременко и др. – Брянск, 1994. - 72с.

179.Мухамедшин, К.Д. Лесное хозяйство в условиях радиации /К.Д. Муха-медшин, А.И. Чилимов, Н.П. Мишуков, В.К. Безуглов, Г.В. Сныткин. - М.: ВНИИЦ лесресурс, 1995.- 56 с.

180.Нарышкин, М.А. Закономерности распределения радиоактивных про-дуктов деления глобальных выпадений в лесах севера Европейской части СССР /М.А. Нарышкин, Р.М. Алексахин, А.А. Молчанов и др. //Лесоведение, 1975. -№4. - С. 104 - 106.

181.НРБ-96. Нормы радиационной безопасности.

182.НРБ-76/87. Нормы радиационной безопасности.

183.Орлов, А.А. Накопление радионуклидов недревесными продуктами леса /А.А Орлов, В.П. Краснов, А.Н. Чепеловский //Основы организации и ведения лесного хозяйства в условиях радиоактивного загрязнения.- Тез. докл. Всесоюзн. науч.-практ. конф.- Гомель, 1990.- С.23.

184.Орлов, А.А. Накопление радионуклидов растениями нижних ярусов лесной растительности /А.А Орлов, А.Б. Калиш //Основы лесной радиоэко-логии /Под ред. Н.Н. Калетника.- Киев: Госкомлесхоз Украины, 1999.- С.101 - 125.

185.Орлов, А.А. Закономерности накопления ^{137}Cs дикорастущими грибами и ягодами в Полесье Украины /А.А. Орлов, С.П. Ирклиенко, В.П. Краснов и др. //Гигиена населенных мест.- Киев, 2000.- Вып. 36.- Ч. I.- С.431 - 445.

186.ОСП-72/87. Основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений. М.: Энергоиздат.- 1988.-60 с.

187.Отмахов В. И., Петрова Е. В., Пушкарева Т. Н. и др. Атомно-эмиссионная методика анализа грибов на содержание тяжелых металлов и использование ее для целей экомониторинга // Известия Томского политехнического университета. 2004. Т. 307, № 6. С. 44—48.

188.Отнюкова Т. Н., Жижаев А. М., Кутафьева Н. П. et al. Макромицеты как биоиндикаторы загрязнения окружающей среды

территории г. Красноярска и его окрестностей // Вестник КрасГАУ. 2012. № 11. С. 101-112.

189.ПДК и ОДК химических веществ в почве (ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.2042-06).

190.Пивоваров, Ю.П. Радиационная экология /Ю.П. Пивоваров, В.П. Ми-халев. - М.: Изд. центр «Академия», 2004.- 240 с.

191.Поддубный А. В., Христофорова Н. К., Ковековдова Л. Т. Макромицеты как индикаторы загрязнения среды тяжелыми металлами // Микология и фитопатология. 1998. Т. 32. Вып. 6. С. 47-51.

192.Покаржевский, А.Д. Глобальный фон радиоактивного загрязнения в на-земных экосистемах спустя 13 лет после Чернобыльской аварии /А.Д. Покаржевский, Е.Ю. Успенская, Ж.В. Филимонова //Экология.- 2003.- №2. - С. 83 - 89.

193. Позолотина В. Н. Отдаленные последствия действия радиации на растения : Дис. … д-ра биол. наук: 03.00.16. Екатеринбург, 2001. 401 с.

194.Поляков, Ю.А. Роль физико-географических условий среды в явлениях миграции радионуклидов (β-излучателей) в почвах /Ю.А Поляков, Л.Н. Калишина, Л.Ф. Вазарова //Радиоактивные изотопы в почвах и расте-ниях. - Л.: Колос, 1969. -С. 43 - 48.

195.Поляков, В.И. Человек и окружающая среда /В.И. Поляков, Н.Л. Коче-гарова, Е.С. Мурахтанов. - Брянск, 1998. -236 с.

196. Поддубный А. В., Христофорова Н. К., Ковековдова Л. Т. Макромицеты как индикаторы загрязнения среды тяжелыми металлами // Микология и фитопатология. 1998. Т. 32, вып. 6. С. 47-51.

197.Природное районирование и типы сельскохозяйственных земель Брянской области. – Брянск: Приок.кн.изд-во, 1975. – 610 с.

198.Природные ресурсы и окружающая среда Брянской области / Под ред. Н.Г. Рыбальского, Е.Д. Самотесова, А.Г. Митюкова. – М.: НИА: Природа, 2007. – 1144 с.

199. Прибор сцинтилляционный геологоразведочный СРП-68-01: руководство по эксплуатации.- Днепропетровск, 1987.- 12 с.

200.Прибор комбинированный для измерения ионизирующих излучений РКСБ- 104: руководство по эксплуатации.- Минск, 1991.- 63 с.

201.Пристер, Б.С. Миграция радионуклидов и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС /Б.С. Пристер, Н.О. Омельяненко, Л.В. Перепелятников //Почвоведение.- 1990. - № 10. - С. 51 - 59.

202.Проблемы лесоведения и лесоводства (Институту леса НАН Беларуси- 75 лет) //Сб. науч. тр. ИЛ НАН Беларуси.- Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2005а.- Вып. 63.- 535с.

203.Проблемы лесоведения и лесоводства //Сб. науч. тр. ИЛ НАН Беларуси.- Гомель: ИЛ НАН Беларуси, 2005б.- Вып. 64.- 569с.

204.Пузаченко Ю.Г. Математические методы в экологических и географических исследованиях/Ю.Г. Пузаченко.- Москва: Академия, 2004.- 408 с.

205.Раменский Л.Г. Введение в комплексное почвенно-ботаническое исследование земель. М.: Сельхозгиз, 1938. – 615 с.

206.Ратников, А.Н. Эффективность комплекса агромелиоративных меропри-ятий в снижении накопления ^{137}Cs в продукции растениеводства в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (на территории России) /А.Н. Ратников, Р.М. Алексахин, Т.Л. Жигарева, Н.И. Санжарова, Г.И. Попова //Агрохи-мия.- 1992.- №9.- С.112 - 116.

207. Руководство по ведению лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС (на период 1997-2000 гг.) / Сост.: И. И. Марадудин, А. В. Панфилов, Т. В. Русина, В. А. Шубин [и др.]. – М., 1997. – 61 с. (Утверждено приказом Федеральной службы лесного хозяйства России от 31.03.97 № 40).

208.Самошкин, Е.Н. Гамма-спектрометрический анализ почвы и фитомассы брусники и черники в радиоактивно загрязненных лесных насаждениях /Е.Н. Самошкин, Е.В. Борздыко, Глазун И.Н. //Материалы междунар. науч.-практич. конф. «Чернобыль- 20 лет спустя. Социально-

экономические проблемы и перспективы развития пострадавших территорий»- Брянск, 2005.- С. 108-111.

209.Самошкин, Е.Н. О радиоактивном загрязнении брусники обыкновенной в лесах Калужской и Брянской областей /Е.Н. Самошкин, Е.В. Борздыко // Лесной журнал.-№2.-2006.-С. 35-39.

210.СанПиН 2.3.2.1078-01. 2.3.2. Продовольственное сырье и пищевые продукты. Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов. Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы», утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 06.11.2001) (Зарегистрировано в Минюсте РФ 22.03.2002 № 3326) // [Электронный ресурс] / Справ.-правовая система «КонсультантПлюс». URL: http:// www.consultant.ru.

211.Сапегин Л.М. Радиоактивное загрязнение хозяйственно ценных видов растений рудеральных экосистем Добрушского района Гомельской области, приграничного с Брянской областью России /Л.М Сапегин, Н.М. Дайнеко, С.Ф. Тимофеев //Современные проблемы историко-правового, филологического, психолого-педагогического и естественнонаучного краеведения: Материалы международной научно-практической конференции. г. Новозыбков, Брянская обл., 22-23 апреля 2010 г. /Ред. кол.: В.Н. Пустовойтов, С.Н. Стародубец, А.В. Шлома.- Брянск: РИО БГУ, 2010.- 357 с.

212.Сапегин Л.М. Радиоактивное загрязнение ^{90}Sr лекарственных растений Чечерского и Наровлянского районов Гомельской области Беларуси /Л.М Сапегин, Н.М. Дайнеко, С.Ф. Тимофеев //Актуальные проблемы науки и образования: Труды и материалы XII международной научно-методической конференции. г. Новозыбков, Брянская обл., 23-24 апреля 2009 г. /Ред. кол.: В.Н. Пустовойтов, С.Н. Стародубец, А.В. Шлома.- Брянск: РИО БГУ, 2009.- 356 с.

213.Сапегин Л.М. Радиоактивное загрязнение ^{137}Cs лекарственных и других хозяйственно полезных видов растений Рогачевского района Гомельской области, приграничной с Брянской областью России /Л.М

Сапегин, Н.М. Дайнеко, С.Ф. Тимофеев //Российско-Белорусско-Украинское пограничье: 25-летие экологических и социально-педагогических проблем в постчернобыльский период: Сборник материалов международной научно-практической конференции. г. Новозыбков, Брянская обл., 26-27 апреля 2011 г. /Ред. кол.: В.Н. Пустовойтов, С.Н. Стародубец, А.В. Шлома, Е.Н. Шубабко.- Брянск: Изд. БГУ, 2011.- 484 с.

214.Сковородникова Н.А. Аккумуляция ^{137}Cs некоторыми видами высших грибов /Н.А. Сковородникова, Д.Н. Сковородников //Экологическая безопасность региона: Сборник статей Международной научно-практической конференции естественно-географического факультета (Брянск, 22-24 октября 2008 г.). – Брянск: РИО БГУ, 2008.- 238 с.

215.Скок А. В. Воздействие хронического ионизирующего излучения на митотическую активность и хромо-сомные аберрации сосны обыкновенной в южном Нечерноземье РФ / А. В. Скок, И. Н. Глазун, Е. Н. Самошкин // Лесной вестник. 2011. №3. С. 58–62.

216.Скок А. В. Особенности митотической активности клеток сосны обыкновенной под воздействием хрониче-ского ионизирующего облучения / А. В. Скок, И. Н. Глазун // Лесотехнический журнал. 2012. №4(8). С. 171–174.

217.Соколова, И.В. Цезий-137 в черноземных почвах и лекарственном сырье: автореф. дисс…к. б. н. /И.В. Соколова- Орел, 2000.-18 с.

218.Теоретическая и прикладная экология: Словарь-справочник. /Авторы составители: Л.Н. Анищенко, Е.В. Борздыко, В.Б. Любимов.- Брянск, 2008.- 184 с.

219.Техногенные системы и экологический риск. Терминологический словарь. /Авторы-составители: Маркелова Н.В., Борздыко Е.В.- Брянск:РИО БГУ, 2010.- 88 с.

220.Тихомиров, Ф.А. Лес и лесное хозяйство в зоне радиоактивного загрязнения от аварии на ЧАЭС /Ф.А. Тихомиров, А.И. Щеглов //Проблемы смягчения последствий Чернобыльской катастрофы. Материалы между-нар. семинара. - Брянск, 1993. - С. 315 - 318.

221.Тихомиров, Ф.А. Миграция радионуклидов в лесах и действие ионизи-рующих излучений на лесные насаждения /Ф.А. Тихомиров, Р.М. Алек-сахин, Е.А. Федоров //Peaceful uses of atomic energy. - Vienna: IAEA, 1972. - Vol. 11. - P. 675 - 684.

222.Тихомиров, Ф.А. Радиационное повреждение леса в зоне ЧАЭС /Ф.А. Тихомиров, В.П. Сидоров //Биол. и радиоэкол. последствия аварии на Чернобыльской атомной станции: тез. докл. 1 междунар. конф. - М., 1990.- С. 18 - 20.

223.Тихомиров, Ф.А. Распределение и миграция радионуклидов в лесах при радиоактивных выпадениях //Экологические последствия аварии на Юж-ном Урале /Ф.А. Тихомиров. - М.: Наука, 1993. - С. 21 - 39.

224.Тихомиров, Ф. А. Радиоэкологические последствия кыштымской и чернобыльской радиационных аварий в лесных экосистемах / Ф. А. Тихомиров, А. И. Щеглов // Экология регионов атомных станций. – Вып. 1. – М., 1994. – С. 71–88.

225.Трофимец, В.И. Средообразующая роль лишайникового и мохового покрова в сухих сосняках /В.И. Трофимец, В.С. Ипатов //Ботан. журн.- 1990.- Т. 75.- №8. - С. 1102 - 1109.

226.Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: миграция и биологическое действие на популяции и биоценозы /Р.М. Алексахин, Н.П. Архи-пов, Р.М. Бархударов и др.- М.: Наука, 1990.- 368 с.

227.Фесенко С.В. Анализ факторов, определяющих биологическую доступ-ность ^{137}Cs в почвах лесных экосистем /С.В. Фесенко, Н.И. Санжарова, С.И. Спиридонов, Н.В. Сухова, Р. Авила, Д. Клейн //Радиационная био-логия. Радиоэкология.- 2002а. - Т. 42.- № 4. - С. 448 - 456.

228.Фесенко, С.В. Сравнительная оценка биологической доступности ^{137}Cs в почвах лесных экосистем различного типа /С.В. Фесенко, Н.И. Санжа-рова, С.И. Спиридонов, Н.В. Сухова, Р. Авила, Д. Клейн //Радиационная биология. Радиоэкология.- 2002б. - Т. 42.- № 4. - С. 440 - 447.

229.Цветнова О.Б. Аккумуляция ^{137}Cs высшими грибами и их роль в биохимической миграции нуклида в лесных экосистемах /О.Б.Цветнова, А.И. Щеглов//Вестник МГУ. Сер.17, почвоведение.1996.№4.- С.59-69.

230.Цветнова О.Б. Накопление радионуклидов и тяжелых металлов грибным комплексом лесных экосистем /О.Б.Цветнова, Н.Е. Шатрова, А.И. Щеглов//Науч. труд. ин-та ядерных исследований.- Киев, 2001.-№3 (5).- С.171-176.

231.Цветнова О.Б., Щеглов А.И., Кучма Н. Многолетняя динамика накопления 137Cs и 90Sr высшими грибами // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. 2004. № 3. С. 43–48.

232.Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред / Ред. : Ю. А. Израэль, С. М. Вакуловский, В. А. Ветров, В. Н. Петров, Ф. Я. Ровинский, Е. Д. Стукин. – Л. : Гидрометеоиздат, 1990. – 296 с.

233. Чернобыльская катастрофа. Историография событий, социально-экономические, геохимические и медико-биологические последствия / Гл. ред. В. Г. Барьяхтар. – Киев : Наукова думка, 1995. – 558 с.

234.Щеглов, А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних. исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС /А.И. Щеглов.- М.: Наука, 1999.- 268 с.

235.Щеглов, А.И. Распределение и запасы ^{137}Cs в компонентах лесных эко-систем украинского Полесья /А.И. Щеглов, О.Б. Цветнова, Н.Д. Кучма //Проблеми екологіі лісів і лісокористування на Поліссі Украіни.- Жито-мир: Волинь, 1999.-Вып. 6.- С. 12 - 25.

236.Щеглов, А.И. Пространственная неоднородность накопления радионуклидов и взаимосвязь между их содержанием в компонентах лесного фитоценоза /А.И. Щеглов, О.Б. Цветнова, А.В. Панфилов //Лесное хозяйст-во.- 1998.- №.5.- С. 34 - 36.

237.Щеглов А.И., Цветнова О.Б. Грибы биоиндикаторы техногенного загрязнения // Природа. 2002. №11. С. 39-47.

238.Щеглов А.И., Цветнова О.Б., Касацкий А. Динамика загрязнения Cs-137 различных компонентов лесных экосистем Брянского Полесья // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. 2014. № 3. С. 17–22.

239.Экологический мониторинг: методы биологического и физико-химического мониторинга. Часть IV: учебное пособие /Под ред. проф. Д.Б. Гелашвили.- Н.Новгород: Из-во ННГУ, 2000.- 427 с.

240.Экологическая оценка состояния окружающей среды в процессе хозяйственной деятельности: учебно-методическое пособие / Авторы составители: Л.Н. Анищенко, Е.В. Борздыко, Ю.Г. Поцепай, Н.В. Маркелова.- Брянск: РИО БГУ, 2011.- 198 с.

241. Юдинцева, Е.В. Свойства почв и накопление ^{137}Cs в урожае растений / Е.В. Юдинцева, Л.И. Павленко, А.Г. Зюлюкова //Агрохимия.- 1981.-№8.- С.86 - 93.

242.Якушев, Б.И. Радиоэкологическая обстановка в природно-растительных комплексах Беларуси в связи с аварией на Чернобыльской АЭС /Б.И. Якушев, Б.С. Мартинович, И.Ф. Моисеенко и др. //Радиоактивное загряз-нение растительности Беларуси.-Минск: Навука і тэхніка,1995.-С. 13-35.

243.Agapkina, G. Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural enviromments /G. Agapkina, R. Alexakhin, A. Arkhipov et al. //Experimental collaboration project №5. Final report. Belli M. and Tikhomirov F. Eds. EUR-16531 EN.- Luxemburg, 1996.- 147p.

244.Azema R.C. La pollution des champignons par les metaux lourds // Bull. Trim. Soc. Mycol. Fr. 1985. V.101. №1. Pp. 7-16.

245.Barcan V. Sh., Kovnatsky E. F., Smetannikova M. S. Berries and Edible Mushrooms in an Area Affected by Smelter Emissions // Water, Air, & Soil Pollution.1998. Vol. 103. P. 173—195.

246.Barcelo J., Poschenrieder C. Plant water relations as affected by heavy metal stress // J. Plant Nutr. 1990. V. 13. P. 1-37.

247.Barnett C.L., Beresford N.A., Self P.L., Howard B.J. et al. Radiocaesium activity concentrations in the fruit-bodies of macrofungi in Great Britain and an assessment of dietary intake habits. // Sci. Total Environ. 1999. № 231. Pp. 67-83.

248.Bondareva L. G. The Study of Accumulation Fe(III) to Elodea canadensis by Analytical Methods: Ion Chromatography, Ion-measurement and Spectrophotometry / L. G. Bondareva, O.P. Kalyakina // Journal of Siberian Federal University. Chemistry. 2008. – N 1 (3). P. 269-276.

249.Boyle R.W. Geochemistry of nickel // In: Effects of nickel in the Canadian environment, Ottawa. National Research Council of Canada, 1981. Publication №. NRCC 18568. P. 31-44.

250.Cocchi L., Vescovi L., Petrini L. E. et al. Heavy metals in edible mushrooms in Italy// Food Chemistry. 2006. № 98. P. 277—284.

251.Dighton, J. Uptake and immobilization of caesium in UK grassland and forest soils by fungi, following the Chernobyl accident /J. Dighton, G.M. Terry //Fungi and environmental change /Eds. J. C. Frankland, N. Magan and G.M. Gadd –Cambridge: Cambridge University Press, 1994.- P. 184 - 200.

252. Garcia M. A., Alonso J., Melgar M. J. Bioconcentration of chromium in edible mushrooms: Influence of environmental and genetic factors // Food and Chemical Toxicology. 2013. № 58. P. 249-254.

253.Ernst W.H.O.,Verkleij J.A.C., Schat H. Metal tolerance in plants // Acta Bot. Neerl. 1992. V. 41. P. 229-249.

254.Falandysz J., Chwir A. The concentrations and bioconcentration factors of mercury in mushrooms from the Mierzeja Wislana sand-bar, northen Poland // Sci. Total. Environ. 1997. Pp. 221-228.

255.Garcia M. A., Alonso J., Melgar M. J. Bioconcentration of chromium in edible mushrooms: Influence of environmental and genetic factors // Food and Chemical Toxicology. 2013. № 58. P. 249-254.

256 Howard, B.J. Transfer of radionuclides by terristrial food products from semi-natural ecosystems to humans /B.J. Howard, K. Johanson et. al. //Second report of the VAMP Terrestrial Working Group: Austria.- 1996.- P. 49 - 72.

257.Isildak O., Turkekul I., Elmastas M. et al. Analysis of heavy metals in some wild-grown edible mushrooms from the middle black sea region, Turkey //Food Chemistry. 2004. № 86. P. 547—552.

258.Jacob, P. Pathway analisis and dose distributions /P. Jacob, I. Likhtarev.-Final Report of JSP-5.-Luxembourg, 1996.- 147p.

259.Johanson K.J., Nikolova I., Taylor A.F.S. et al. Uptake of elements by fungi in the Forsmark area // Technical Report TR-04-26 Swedish University of Agricultural Science. Stokholm, 2004. 87 p.

260.Kalac P. Trace element contents in European species of wild growing edible mushrooms: A review for the period 2000-2009 // Food Chemistry. 2010. № 122. Pp. 2-15.

261.Kenigsberg, J. Exposures from consumption of forest produce /J. Kenigsberg, M. Belli, F. Tikhomirov et al. //The radiological consequences of the Chernobyl accident.- Proc/ of the 1-st Intern. conf. (Minsk, Belarus, 18-22 March, 1996). - Luxembourg, 1996.- P. 271-281.

262. Lodenius M. et al. Lead, cadmium and mercury contens of Fungi in Mikkeli S.E. Finland // Ann. Bot. Fennici. 1981. Pp. 183-186.

263.Meisch H.U., Schmitt J.A. Characterization Studies on Cadmium-mycophosphatin from the mushroom Agaricus macrosporus // Environ. Health Perspect. 1986. Pp. 29-32.

264.Mendil Durali, Uluözlü Özgür Doğan, Tüzen M. et al. Trace metal levels in mushroom samples from Ordu, Turkey // Food Chemistry. 2005. № 91. P. 463-467.

265.Münger K., Lerch K., Tschierpe H.J. Metal accumulation in Agaricus bisporus: influence of Cd and Cu on growth and tyrosinase activity // Experientia. 1982. V. 38. №9. Pp. 1039-1041.

266.Olsen R.A., Jones E., Bakken L.R. Soil fungi and fate of radiocaesium in the soil ecosystem – a discussion of possible mechanisms involved in radiocaesium accumulation of fungi, and the role of Fungi as a Cs_sink in the soil // Transfer of Radionuclides in Natural and Semi_Natural Environments / Eds G. Desmet, P. Nassimbeni and M. Belli. Barking (UK): Elsevier Applied Science, 1990. P. 657-663.

267.Ouzouni Paraskevi K., Petridis D., Koller W.-D. et al. Nutritional value and metal content of wild edible mushrooms collected from West Macedonia and Epirus, Greece // Food Chemistry. 2009. № 115. P. 1575-1580.

268.Radiocaesium activity concentrations in the fruit-bodies of macrofungi in Great Britain and an assessment of dietary intake habits / Barnett C.L., Beresford N.A., Self P.L., Howard B.J. et al. // Sci. Total Environ. 1999. №231. P. 67-83.

269.Rudawska M., Leski T. Macro- and microelement contents in fruiting bodies of wild mushrooms from the Notecka forest in west-central Poland // Food Chemistry. 2005. № 92. Pp. 499-506.

270.Sarikurkcu C., Copur M., Yildiz D. et al. Metal concentration of wild edible mushrooms in Soguksu National Park in Turkey // Food Chemistry. 2011. № 128.P. 731—734.

271.Scmitt, U. Xylem structure in pine trees crown near the Chernobyl nuclear power
plant/Ukraine / U. Scmitt, C. Grunwald, D. Eckstein // IAWA Journal. – 2000. – Vol. 21. – № 4. – P.379–387.

272.Snodgras W. Distribution and behaviour of nickel in the aquatic environment // Nickel in the environment. Nriagu J.O. ed. New York, Chichester, Brisbane, Toronto. John Wiley and Sons, 1980. P. 203-274.

273.Steiner M., Linkov I., Yoshida S. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems // Environ. Radioactiv. 2002. Vol. 58. P. 217–241.

274.Tikhomirov, F.A. Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones /F.A. Tikhomirov, A.I. Shcheglov //Sci. Total. Environ, 1994.- V. 157.- P. 45-57.

275.Tsukada H. Transfer of radiocaesium and stable caesium from substrata to mushrooms in a pine forest in Rokkasho-Mura, Aomori, Japan / Hirofumi Tsukada, Hisashi Shibata, Hideo Sugiyama // J. Environ. Radioactivity. 1998. Vol. 39. №2. P. 149-160.

276.Tulik, M. Cambial story of scots pine trees (*Pinus sylvestris)* prior and after Chernobyl accident as encoded in the xylem / M. Tulik // Environm. Exptriment. Botany. – 2001. – Vol. 46. – № 1. – P. 1–10.

277.Vinichuk M., Taylor A.F.S., Rosun K. Accumulation of potassium, rubidium and caesium (133Cs and 137Cs) in various fractions of soil and fungi in a Swedishforest // Sci. Total Environ. 2010. Vol. 408. Issue 12. P. 2543-2548.

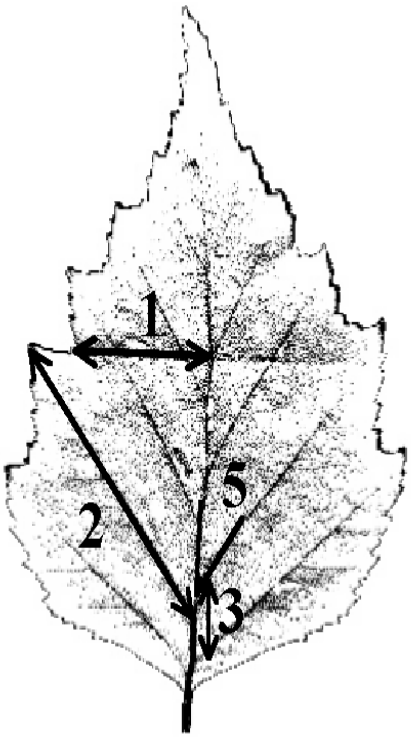
278.Wastewater treatability potential of some aquatic macrophytes: removal of heavy metal / U. N. Rai, Sinha Sarita, R. D. Tripathi, P. Chandra // Ecological engineering. 1995. № 5. P. 5-12.

279.Wirth, E. Uptake of radionuclides by understorey vegetation and mushrooms /E. Wirth, L. Kammerer, W. Ruhm et al. //Final report of ECP-9/-Behaviour of radionuclides in natural and semi-natural environments /Eds. M. Belli and F. Tikhomirov.- Luxembourg, 1996.- P. 69-73

280.Yoshida S. Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests / S. Yoshida, Y. Muramatsu // Sci. Total Environ. 1994. №157. P. 197-205.

ПРИЛОЖЕНИЕ

Приложение 1



1 - 5 - промеры листа:

1 - ширина половинки листа (измерение проводили посередине листовой пластинки);
2 - длина второй от основания листа жилки второго порядка;
3 - расстояние между основаниями первой и второй жилок второго порядка;
4 - расстояние между концами этих жилок;
5 - угол между главной жилкой и второй от основания листа жилкой второго порядка.

Рисунок 26 - Схема морфологических признаков для оценки стабильности развития березы повислой (*Betula pendula)*

Приложение 2

Таблица 53 – Валовое содержание элементов (M±m, мг/кг)группы тяжёлых металлов в почве, листве и подстилке лесных экосистем

Элемент	Почва		Листва и подстилка	
	г. Брянск	г. Новозыбков	г. Брянск	г. Новозыбков
Sr	97,4±0,93	96,9±1,12	92,1±1,11	133,55±1,36
Pb	78,65±0,43	59,6±0,31	60,65±0,37	11,25±0,22
As	21,4±0,23	15,85±0,16	17,9±0,17	9,25±0,13
Zn	79,95±1,03	117,25±1,17	437,45±2,15	101,5±1,20
Cu	31,25±0,45	22,8±0,31	49,7±0,47	42,15±0,43
Ni	38,95±0,42	30,15±0,41	35,7±0,57	19,0±0,30
Co	6,45±0,10	0	0	5,3±
Fe	1838,15±23,18	31595,65±27,88	7022,15±17,19	2232,5±15,10
Mn	945,5±13,46	2874,0±13,11	127,0±1,98	130,4±2,09
Cr	69,6±0,72	66,45±0,48	50,7±0,35	46,8±0,36
V	76,4±0,63	49,25±0,57	22,85±0,36	35,0±0,54
Ti	4942,6±25,71	3756,5±19,04	1,65	0

Таблица 54 – Коэффициенты накопления элементов группы тяжелых металлов в лесных экосистемах

Элемент	г. Брянск		г. Новозыбков	
	Листва, подстилка/почва	Мхи/почва	Листва, подстилка/почва	Мхи/почва
Sr	0,95	1,09	1,38	0,87
Pb	0,77	0,42	0,19	0,63
As	0,84	0,53	0,58	0,77
Zn	5,47	0,82	0,87	0,81
Cu	1,60	1,54	1,85	1,77
Ni	1,09	1,22	0,63	1,28
Co	0	0	0	0

Элемент	г. Брянск		г. Новозыбков	
	Листва, подстилка/почва	Мхи/почва	Листва, подстилка/почва	Мхи/почва
Fe	0,37	1,06	0,07	0,58
Mn	0,13	1,47	0,05	0,43
Cr	0,73	1,04	0,7	1,03
V	0,30	0	0,07	0
Ti	0,0003	3,55	0	5,64

Таблица 55 – Валовое содержание элементов (M±m, мг/кг) группы тяжёлых металлов в моховом покрове лесных экосистем

Элемент	Концентрация элементов в моховом покрове (M±m, мг/кг)	
	г. Брянск	г. Новозыбков
Sr	105,70±0,92	83,94±0,849
Pb	33,41±1,660	37,71±2,379
As	11,42±0,286	12,16±0,419
Zn	65,33±0,003	94,72±0,167
Cu	47,97±0,257	40,40±0,652
Ni	47,33±0,297	38,65±0,77
Co	0	0
Fe	19835,15±27,973	18407,65±18,677
Mn	1385,95±3,031	1842,40±2,887
Cr	72,16±0,015	68,21±0,826
V	0	0
Ti	270,02±20,557	278,36±11,408

Таблица 56 – Валовое содержание элементов (M±m, мг/кг) группы тяжёлых металлов в почве (расстояние 2 км)

ТМ	Номера проб			
	1	2	3	4
Sr	77,1±4,3	69,3±4,3	70,65±7,5	71,8±
Pb	28,9±2,3	27,1±2,2	21,65±2,4	33,4±3,4
As	1,02	1,95	1,9	1,9
Zn	27,95±2,2	21,0±1,6	17,3±1,1	31,6±3,2
Cu	26,9±2,4	22,3±2,4	21,7±2,1	24,3±2,9
Ni	22,75±1,9	17,3±1,6	18,9±1,3	18,7±1,6
Co	1,3	2,9	3,45	2,6
Fe	8130,5±102,6	5356,0±119,7	4655,5±184,3	7640,7±94,6
Mn	195,7±9,4	179,2±918	140,4±10,2	302,2±11,4
Cr	58,8±4,3	59,1±4,9	54,5±4,9	57,1±4,3
V	25,6±2,8	5,55	23,3±2,3	21,25±2,1
Ti	2378,45±89,7	1695,2±110,7	1819,3±90,6	2328,5±108,2

Таблица 57 – Валовое содержание элементов (M±m, мг/кг) группы тяжёлых металлов в почве (расстояние 4 км)

ТМ	Номера проб			
	1	2	3	4
Sr	104,6±8,6	104,35±9,6	101,65±7,9	102,75±9,6
Pb	25,8±2,6	22,05±2,0	27,55±2,5	23,0±2,1
As	1,9	1,8	1,8	1,9
Zn	40,15±3,5	38,8±3,1	43,6±4,3	34,9±2,9
Cu	20,4±2,0	24,0±2,1	25,3±2,5	21,1±1,6
Ni	25,7±2,9	25,85±2,6	25,0±2,5	23,95±2,6

ТМ	Номера проб			
	1	2	3	4
Co	3,4	5,3±4,0	6,5	3,5
Fe	14781,15±97,9	14495,35±112,4	14169,8±132,3	13166,9±147
Mn	641,0±14,8	544,95±13,1	623,0±15,7	480,9±12,6
Cr	87,95±7,4	65,8±5,7	55,95±3,8	71,1±5,9
V	57,95±4,6	46,1±3,7	44,5±4,1	54,1±4,7
Ti	3794,2±110,8	3890,2±120,1	3917,6±185,4	4043,6±179,5

Номера проб: 1 – нижний слой почвы, весна; 2 – верхний слой почвы, весна; 3 – нижний слой почвы, осень; 4 –верхний слой почвы, осень.

Таблица 58 – Валовое содержание элементов (M±m, мг/кг) группы тяжёлых металлов в листве и подстилке

ТМ	Номера проб			
	1	2	3	4
Sr	116,7±11,5	118,15±9,9	134,7±11,8	121,7±10,6
Pb	18,15±1,3	24,75±2,6	28,4±27	27,0±2,1
As	1,5	1,3	1,9	1,8
Zn	121,2±10,42	81,3±7,5	153,45±12,8	70,9±5,7
Cu	42,1±3,8	43,4±3,6	40,4±3,7	39,55±2,9
Ni	17,2±2,0	19,7±1,5	18,1±2,0	16,7±0,9
Co	2,8	0,35	3,1	2,4
Fe	4358,05±189,4	5914,65±199,5	3957,3±201,3	3953,0±189,6
Mn	261,5±11,9	334,9±15,7	173,35±9,7	177,95±10,3
Cr	42,65±3,5	50,3±4,1	58,6±4,6	52,6±4,8
V	0	0	0	0
Ti	0	0	0	0

Номера проб: 1 – листва и подстилка, ПП 2км, весной; 2 – листва и подстилка, ПП 4 км, весной; 3– листва и подстилка, ПП 2км, осенью; 4 – листва и подстилка, ПП 4 км, осенью.

Таблица 59 – Валовое содержание элементов (M±m, мг/кг) группы тяжёлых металлов в моховом покрове лесных экосистем

Элемент	Концентрация элементов в моховом покрове (M± m, мг/кг)		
	ПП первой группы*	ПП второй группы	ПП третьей группы
Sr	105,70±8,9	83,94±7,8	34,94±4,21
Pb	33,41±3,6	37,1±2,38	19,40±1,97
As	11,42±0,6	12,16±1,10	1,81±0,81
Zn	65,33±6,3	94,72±8,1	39,35±4,21
Cu	47,97±3,9	40,40±3,6	29,37±1,80
Ni	47,33±3,7	38,65±3,7	13,48±1,24
Co	0	0	0
Fe	19835,15±207,9	18407,65±188,6	9107,65±97,25
Mn	1385,95±139,3	1242,40±295,8	895,55±85,36
Cr	72,16±6,5	68,21±5,8	44,37±3,47
V	0	0	0
Ti	270,02±20,7	278,36±191,4	98,15±8,54

Примечание *. ПП первой группы – 2 км, второй группы ПП -4 км, третьей группы- 6 км.

Таблица 60 – Содержание ^{137}Cs в побегах, древесине, коре, хвое, листьях хвойных и лиственных видов деревьев

№ п/п	Название исследуемых образцов	Содержание ^{137}Cs в исследуемых образцах, Бк/кг
1	Хвоя ели обыкновенной	26,6±22
2	Побеги ели обыкновенной	20,0±10
3	Древесина ели обыкновенной	0±9,8
4	Кора ели обыкновенной	200,0±12
5	Хвоя сосны обыкновенной	14,7±12,7
6	Побеги сосны обыкновенной	2,7±15,4
7	Древесина сосны обыкновенной	1,1±2,3
8	Кора сосны обыкновенной	950±133
9	Листья клёна остролистного	38,5±30,1
10	Побеги клёна остролистного	27,1±67,1
11	Древесина клёна остролистного	15,2±15,4
12	Кора клёна остролистного	45,7±10,1
13	Листья дуба черешчатого	70,5±9,2
14	Побеги дуба черешчатого	63,6±25,4
15	Древесина дуба черешчатого	22,6±28,3
16	Кора дуба черешчатого	120,1±4,5
17	Листья рябины обыкновенной	47,5±10,1
18	Побеги рябины обыкновенной	43,1±30,8
19	Древесина рябины обыкновенной	40,0±15,5
20	Кора рябины обыкновенной	54,2±2,5

Таблица 61 - Удельная загрязненность ^{137}Cs в компонентах сосны на ПП в Новозыбковском лесничестве в сентябре 2014 г.

Характеристика модельных деревьев				Удельная активность ^{137}Cs (Бк/кг воздушно-сухого вещества) погрешность при Р = 95%						
№	возраст, лет	$Д_{1,3}$, см / Н, м	класс роста (по Крафту)/ категория состояния	древесина	кора	хвоя		побеги		шишки
						текущего года	прошлого года	текущего года	прошлого года	
Кв. 202, выд. 16, ПП № 11, A_2, почвы автоморфные, плотность загрязнения почвы ^{137}Cs – 1188,1 кБк/м^2 (32,1 Ки/км^2)										
1	75	37,0 / 28,7	I / I	940 / 117	6375 / 961	46180 / 5942	9994 / 1820	27220 / 3574	6831 / 696	13970 / 2268
2	76	24,3 / 25,5	II / I	944 / 159	5503 / 826	18910 / 2858	5613 / 876	21870 / 3609	9686 / 1377	10460 / 1223
3	66	14,5 / 20,1	III / I	1225 / 173	4727 / 743	25380 / 3283	10100 / 1392	19670 / 2385	11120 / 1555	____
Среднее по ПП			M ±m	1036,3±94,3	5535,0±476,0	30156,7±8226,5	8569,0±1478,3	22920,0±2241,8	9212,3±1260,6	12215±1755,0
			δ	163,4	824,5	14248,7	2560,6	3883,0	2183,4	2481,9
			ν	15,8	14,9	47,2	29,9	16,9	23,7	20,3
Соотношение между максимальным и минимальным значением				1,30	1,35	2,44	1,80	1,38	1,63	1,34
Кв. 203, в. 29, ПП № 9, A_2, почвы автоморфные, плотность загрязнения почвы ^{137}Cs – 913,9 кБк/м^2 (24,7 Ки/км^2)										

Характеристика модельных деревьев				Удельная активность ^{137}Cs (Бк/кг воздушно-сухого вещества) погрешность при Р = 95%						
№	возраст, лет	$Д_{1,3}$, см / Н, м	класс роста (по Крафту)/ категория состояния	древесина	кора	хвоя		побеги		шишки
						текущего года	прошлого года	текущего года	прошлого года	
4	64	32,0 / 25,0	I / I	1327 / 240	9161 / 1552	14740 / 1945	7739 / 1524	29460 / 5439	7232 / 1232	16120 / 2135
5	58	21,2 / 22,8	II / I	1484 / 228	6428 / 1108	31020 / 4197	10480 / 1511	21250 / 3310	6330 / 1040	12110 / 1439
6	58	12,0 / 19,1	III / I	1047 / 234	4969 / 800	10770 / 1548	4183 / 859	11310 / 1792	3177 / 491	_____
Среднее по ПП			M ±m	1286,0±127,8	6852,7±1228,6	18843,3±6195,3	7467,3±1822,9	20673,3±5247,4	5579,6±1229,2	14115,0±2005,0
			δ	221,4	2128,0	10730,5	3157,3	9088,7	2129,1	2835,5
			ν	17,2	31,1	56,9	42,3	44,0	38,2	20,1
Соотношение между максимальным и минимальным значением				1,42	1,84	2,88	2,51	2,61	2,28	1,33