

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева
Сибирского отделения Российской академии наук

На правах рукописи

Мезина Ксения Александровна

**РАДИОАКТИВНОСТЬ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА ПРИМЕРЕ
МОХОВОГО И ЛИШАЙНИКОВОГО ПОКРОВОВ АРКТИЧЕСКОГО И
ЮЖНОГО РЕГИОНОВ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ**

1.6.4 – Минералогия, кристаллография. Геохимия, геохимические методы поисков полезных
ископаемых

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата геолого-минералогических наук

Научный руководитель
к.г.-м.н., М.С. Мельгунов

Новосибирск – 2024

СОДЕРЖАНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	5
ГЛАВА 1. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИЗУЧЕННОСТИ РАДИОАКТИВНОСТИ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ АРКТИЧЕСКОГО И ЮЖНОГО РЕГИОНОВ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ	14
1.1 Радионуклиды (^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs) как изотопы-индикаторы атмосферного переноса вещества	14
1.2 Мхи и лишайники как биоиндикаторы загрязнения атмосферного воздуха	19
1.3 Содержание радионуклидов в лишайниках и мхах Урала и Сибири	23
1.4 Снеговые атмосферные выпадения как один из важнейших источников поступления химических элементов, в том числе радионуклидов, в наземные экосистемы	30
1.5 Оценка меры радиационного воздействия на живые организмы	35
ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ	38
2.1. Описание объектов исследования и их местоположения	38
2.2. Природно-геологические особенности исследуемых районов	39
2.2.1 Алтайский край	39
2.2.2 Новосибирская область (НСО)	41
2.2.3 Ямало-Ненецкий автономный округ	43
ГЛАВА 3. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ	46
3.1. Методики пробоотбора и пробоподготовки	48
3.1.1 Методика пробоотбора и пробоподготовки лишайников и мхов	48
3.1.2 Методика пробоотбора и пробоподготовки атмосферных выпадений (снег)	50
3.1.3 Методика пробоотбора и пробоподготовки подстилающих почв	53
3.2. Методы исследования	55
3.2.1 Гамма-спектрометрический анализ	55
3.2.2 Рентгенофазовый анализ (метод порошковой дифрактометрии)	57
3.2.3 Рентгенофлуоресцентный анализ	57
3.2.4 Метод обратных траекторий движения воздушных масс	58
3.2.5 Оценка уровня радиационного фона	59
ГЛАВА 4. СНЕГОВЫЕ АТМОСФЕРНЫЕ ВЫПАДЕНИЯ КАК ОДИН ИЗ ВАЖНЕЙШИХ ИСТОЧНИКОВ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В НАЗЕМНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ	60

4.1 Содержание радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в интегральных пробах снега Арктического региона Западной Сибири	60
4.1.1 Содержание радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в интегральных пробах снега Арктического региона Западной Сибири за зимний период 2018-2019 гг.	60
4.1.2 Распределение ^{210}Pb и ^7Be по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод Арктического региона Западной Сибири	65
4.1.3 Региональные значения потоков осаждения ^{210}Pb и ^7Be в составе снеговых выпадений в зимний период 2018-2019 гг. на территории Арктического региона Западной Сибири	78
4.2 Содержание радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в интегральных пробах снега южного региона Западной Сибири	79
4.2.1 Содержание радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в интегральных пробах снега южного региона Западной Сибири за зимний период 2020-2021 гг.	79
4.2.2 Распределение ^{210}Pb и ^7Be по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод южного региона Западной Сибири	84
4.2.3 Мониторинг поступления ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в составе снеговых выпадений на территории Новосибирской области и Алтайского края в 2017-2021 гг.	93
4.2.4 Региональные значения потоков осаждения ^{210}Pb и ^7Be в составе снеговых выпадений в зимний период 2016-2021 гг. на территории южного региона Западной Сибири	96
4.3 Сравнение содержаний радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в интегральных пробах снега Арктического и южного регионов Западной Сибири за зимний период 2018-2019 гг.	98
ГЛАВА 5. СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛИШАЙНИКАХ И МХАХ АРКТИЧЕСКОГО И ЮЖНОГО РЕГИОНОВ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ	101
5.1 Оценка влияния процедуры озоления на правильность определения содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах	101
5.2 Сезонная зависимость поступления ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайники и мхи южного региона Западной Сибири	106
5.2.1 Сезонная зависимость поступления ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайники южного региона Западной Сибири	106
5.2.2 Сезонная зависимость поступления ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхи южного региона Западной Сибири	108
5.3 Вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системах «лишайник-лесная подстилка» и «мох-лесная подстилка» Арктического и южного регионов Западной Сибири	109
5.3.1 Вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» Арктического региона Западной Сибири	109
5.3.2 Вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» южного региона Западной Сибири	112

5.3.3 Вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «мох-лесная подстилка» южного региона Западной Сибири	115
5.4 Локальное площадное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках в пределах точек наблюдения Арктического и южного регионов Западной Сибири	117
5.5 Современные уровни содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах Арктического и южного регионов Западной Сибири и их сравнительный анализ	119
5.5.1 Современные уровни содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах Арктического региона Западной Сибири	119
5.5.2 Современные уровни содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах южного региона Западной Сибири	122
5.5.3 Сравнительный анализ современных уровней содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах Арктического и южного регионов Западной Сибири	125
ГЛАВА 6. ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ПОЛЕЙ НА ЛИШАЙНИКИ И МХИ, ПРОИЗРАСТАЮЩИЕ В АРКТИЧЕСКОМ И ЮЖНОМ РЕГИОНАХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ	129
6.1 Источники ионизирующего излучения, воздействующие на живые организмы	129
6.2 Степень воздействия радиоактивности на объекты наземной экосистемы	132
6.3 Характеристика источников при внутреннем и внешнем облучении лишайников и мхов	134
6.3.1 Характеристика источников при внутреннем облучении лишайников и мхов	134
6.3.2 Характеристика источников при внешнем облучении лишайников и мхов	135
6.3.2.1 Характеристика источников при внешнем облучении лишайников и мхов на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края	136
6.3.2.2 Характеристика источников при внешнем облучении лишайников и мхов на территории Надымского, Пуровского и Тазовского районов ЯНАО	139
6.4 Расчет степени воздействия радиоактивности на лишайники и мхи южного и Арктического регионов Западной Сибири	147
6.4.1 Оценка степени воздействия радиоактивности на лишайники	147
6.4.2 Оценка степени воздействия радиоактивности на мхи	149
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	153
СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМОЙ ЛИТЕРАТУРЫ	155
ПРИЛОЖЕНИЯ	191

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность работы. Атмосферный перенос вещества является одним из основных факторов, определяющих формирование и состояние современного геохимического фона поверхности. Естественные и искусственные радионуклиды широко применяются для исследования потоков вещества в окружающей среде, в том числе и в атмосфере. В эколого-геохимических исследованиях для характеристики процессов атмосферного переноса вещества часто используют радиоактивные изотопы-индикаторы такие ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs [Lal et al., 1958; Peters, 1959; El-Daoushy et al., 1982; Wan et al., 1987; Feely et al., 1989; Brost et al., 1991; Baskaran et al., 1993; Papastefanou, Ioannidou, 1996; Ioannidou, Papastefanou, 2006]. Во-первых, это связано с совместным поступлением этих радионуклидов с веществом атмосферных выпадений. Во-вторых, их активности достаточно велики, что позволяет проводить их определение с высокой надежностью, достоверностью и экспрессностью методом полупроводниковой гамма-спектрометрии.

Мхи и лишайники являются общепринятыми биоиндикаторами загрязнения окружающей среды, используемыми как инструмент при изучении процессов атмосферного переноса вещества, в том числе **микроэлементов** [Rühling, Tyler, 1970; Puckett, Finnegan, 1980; Puckett, 1988; Tyler, 1990; Berg, Steinnes, 1997; Riget et al., 2000; Szczepaniak, Biziuk, 2003; Harmens et al., 2010; Bargagli, 2016; Lazo et al., 2019], **радионуклидов естественного** (^{238}U , ^{232}Th , $^{226,228}\text{Ra}$, ^{40}K , ^{210}Po , ^{210}Pb и ^7Be) **и искусственного** (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am) **происхождения** [Нифонтова, Куликов, 1977; Нифонтова, 1997, 2003; Nifontova, 2006; Krmar et al., 2007, 2013; Вардуни и др., 2014; Wattanavatee et al., 2017; Kılıç et al., 2019; Anderson et al., 2022].

Поскольку питание мхов и лишайников преимущественно связано с атмосферным поступлением, то важным этапом работы является изучение радионуклидного состава атмосферных выпадений как одного из основных источников поступления радионуклидов на земную поверхность.

В мировой практике доказано, что более 80% ^7Be и ^{210}Pb , находящихся в нижних слоях атмосферы, осаждаются непосредственно с «мокрыми или влажными» выпадениями (дождь, снег) [Baskaran, 1995]. Если исключить локальное воздействие предприятий ЯТЦ, то современное поступление ^{137}Cs на земную поверхность преимущественно связано с его переносом в составе пылевых и сажистых частиц, поступающих в атмосферу при выветривании ранее загрязненных почв и при сгорании большого количества органического материала во время сильных природных пожаров [Shcherbov, Lazareva, 2010; Shcherbov, 2012; Щербов и др., 2015].

Одним из самых доступных, удобных и надежных способов получения информации о поступлении загрязняющих веществ из атмосферы на подстилающую поверхность является

исследование снежного покрова [Бортникова и др., 2009; Таловская и др., 2014с]. Снежный покров является природным депонентом, накапливающим информацию об атмосферных поступлениях за достаточно большой промежуток времени от первого выпадения поздней осенью до его таяния весной [Veysseyre et al., 2001]. Практически отсутствуют широко известные данные по исследованиям совместного сезонного атмосферного поступления ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs , основанным на изучении интегральных проб снега, накопленных в зимний период на той или иной территории. В этом плане абсолютно неизученным остается такой обширный регион, как Западная Сибирь, расположенный в северной части центральной Евразии. Территория Западной Сибири с юга и севера ограничена 49° и 73° с.ш., с запада на восток – 60° и 90° в.д. Время ежегодного устойчивого снежного покрова для этой территории варьирует от 5-6 месяцев на юге и до 8-9 месяцев на севере в Арктической зоне. Весь накопленный в снеговых выпадениях материал, включая радиоактивные элементы, при таянии весной попадает в наземные экосистемы (мхи, лишайники, лесные подстилки, почвы, донные отложения, торфяники и др.), где может накапливаться в достаточно больших концентрациях.

Учитывая широкое распространение мхов и лишайников в окружающей среде и их вовлечение в трофические цепи живых организмов, включая человека, вопрос об их радиоактивности становится актуальным. Общепринятым этапом при изучении радиоактивности живых организмов является оценка степени воздействия на них ионизирующих излучений, выраженная в расчете мощности поглощенной дозы [Зарипова, 2008; Физические ..., 2017].

Объектом исследования являются сезонные снеговые выпадения, сквозные виды лишайников, мхов, лесные подстилки и подстилающие почвы. **Предметом исследований** – содержание радионуклидов в лишайниках и мхах Арктического и южного регионов Западной Сибири.

Цель работы – установить особенности, выявить условия и закономерности формирования современного уровня радиоактивности мохово-лишайникового покрова Арктического и южного регионов Западной Сибири.

Задачи научного исследования:

1. Оценить современный уровень поступления ^7Be , ^{210}Pb , и ^{137}Cs на земную поверхность из атмосферы в составе снеговых выпадений на территории Арктического и южного регионов Западной Сибири.
2. Установить современные уровни содержаний ^7Be , ^{210}Pb , и ^{137}Cs в сквозных видах лишайников и мхов, характерных для исследуемых территорий. Дать сравнительную характеристику пространственного распределения ^7Be , ^{210}Pb , и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове наземных экосистем Арктического и южного регионов Западной Сибири.

3. Оценить степень воздействия ионизирующих излучений на мхи и лишайники, связанных с окружающими их источниками естественной и искусственной радиоактивности.

Научная новизна

Впервые оценен вклад снеговых выпадений как одного из основных источников поступления радионуклидов в общую радиоактивность мхов и лишайников на территориях Арктического и южного регионов Западной Сибири.

Актуализирована на 2017-2020 гг. база данных по содержаниям ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове наземных экосистем на территориях Арктического и южного регионов Западной Сибири.

Впервые дана сравнительная характеристика пространственного распределения ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове наземных экосистем Арктического и южного регионов Западной Сибири.

Впервые для территории Арктического и южного регионов Западной Сибири проведена оценка степени воздействия ионизирующих излучений на мхи и лишайники в естественных условиях их обитания.

Практическая значимость. Полученные результаты исследований представляют собой основу для проведения в дальнейшем фундаментальных (глобальный и региональный атмосферный перенос вещества) и прикладных (экогеохимической направленности) исследований. Выявление региональных фоновых содержаний радионуклидов в компонентах окружающей среды является первым шагом к обнаружению площадей с их аномальными концентрациями естественной и техногенной природы. Это важно для решения проблем рационального природопользования, особенно в районах проживания коренных народов Сибири. Представлен объемный материал о современных уровнях содержания ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs в лишайниках и мхах, который может служить базовой основой для проведения длительных мониторинговых и прогнозных исследований.

Защищаемые научные результаты

1. Изотопы ^{210}Pb и ^7Be обнаружены во всех выделенных фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговой воды. ^7Be преимущественно связан с растворенным, ^{210}Pb со взвешенным веществом. Индикатором наличия антропогенного воздействия является $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношение во взвешенном веществе снеговых вод, составляющее 0,5-0,7 для условно-фоновых районов и 1,1-1,8 вблизи источников повышенной техногенной нагрузки. Потоки осаждения ^{210}Pb и ^7Be в составе снеговых выпадений коррелируют с количеством осадков за сезон. Содержания ^{137}Cs в сезонных снеговых выпадениях не превышают 1 Бк/м².

2. Для ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs установлены существенно различные особенности накопления в системах «лишайник/мох-лесная подстилка». Различие определяется периодами полураспада

радионуклидов и временными параметрами их поступления на земную поверхность. ^7Be является индикатором вертикальной миграции атмосферного вещества по телу растений. В пределах исследованных территорий установлены современные уровни запасов ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове Западной Сибири. Содержание ^7Be в лишайниках и мхах коррелирует с количеством выпавших осадков.

3. Для исследуемых регионов Западной Сибири суммарная мощность поглощенной дозы составляет 13,5-18,5 мкГр/сут для лишайников и 19,9-25,4 мкГр/сут для мхов. Вклад внутреннего облучения в суммарную поглощенную дозу составляет более 98%. Основным дозообразующим радионуклидом является ^{210}Po , вклад которого в суммарную поглощенную дозу составляет более 79%.

Фактический материал и методы исследования. В основу диссертационной работы положены материалы, полученные при проведении экспедиционных работ на территории Арктического и южного регионов Западной Сибири (Алтайский край, Новосибирская область и Ямало-Ненецкий автономный округ) в период с октября 2017 по октябрь 2022 гг. Всего в работе было изучено 361 проба (из них: снеговых вод – 57, лишайников – 170, мхов – 72, лесной подстилки – 27 и почв – 35) и выполнено свыше 1000 измерений активности радионуклидов гамма-спектрометрическим методом.

Базовым аналитическим методом определения содержания радионуклидов в лишайниках, мхах, атмосферных выпадениях (снег), лесных подстилках и подстилающих почвах являлся гамма-спектрометрический метод (лаборатория геохимии радиоактивных элементов и экогеохимии ИГМ СО РАН, аналитики – К. А. Мезина, к.г.-м.н. М. С. Мельгунов, к.г.-м.н. И. А. Никитин и Н. И. Чернакова). Минеральный состав подстилающей почвы исследован рентгеноструктурным анализом на рентгеновском дифрактометре «ARL X'TRA» (лаборатория геологии кайнозоя, палеоклиматологии и минералогических индикаторов климата ИГМ СО РАН, аналитики – д.г.-м.н. Э. П. Солотчина, Л. В. Мирошниченко). Определение основных пороодообразующих оксидов в подстилающей почве выполнено на спектрометре ARL-9900XP (лаборатории рентгеноспектральных методов ИГМ СО РАН, аналитик к.т.н. Н. Г. Карманова). Все аналитические исследования проведены в аккредитованных лабораториях с применением аттестованных методик и стандартных образцов сравнения. Внутренний контроль качества измерений показал удовлетворительную сходимость результатов.

Достоверность защищаемых научных результатов обеспечена статистически значимым количеством изученных образцов, современной методикой их отбора и пробоподготовки, применением комплекса высокочувствительных аналитических методов исследования, глубиной проработки полученного материала и литературы по теме исследований, а также апробацией результатов исследований на российских и зарубежных конференциях и публикациями в

ведущих международных изданиях (WoS, Scopus).

Апробация работы и публикации. Материалы диссертационной работы опубликованы в 22 работах, в том числе в 6 статьях в рецензируемых научных журналах, входящих в перечень ВАК. Основные результаты работы были представлены и обсуждены в ходе очного участия на международных и всероссийских конференциях, школах-семинарах: XXVIII, XXX Всероссийских молодежных конференциях «Строение литосферы и геодинамика» (Иркутск, 2019, 2023), 7th International conference on radiation in various fields of research (Herceg Novi, Montenegro, 2019), 16th International Symposium on Water-Rock Interaction and 13th International Symposium on Applied Isotope Geochemistry (Томск, 2019), Goldschmidt (Barcelona, Spain, 2019), I молодежной научной конференции-школе, приуроченной к 60-летию юбилею ДВГИ ДВО РАН (Владивосток, 2019), XXXI молодёжной научной школе-конференции, посвящённой памяти член-корреспондента АН СССР К.О. Кратца (Санкт-Петербург, 2020), EGU General Assembly 2021 (Vienna, Austria, 2021), VI Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека» (Томск, 2021), Всероссийской конференции «Современные направления развития геохимии» с участием зарубежных ученых, посвященной 65-летию Института геохимии им. А.П. Виноградова и 105-летию со дня рождения академика Л.В. Таусона (Иркутск, 2022), XIII Международной биогеохимической школе-конференции «Эволюция биосферы, биогеохимические циклы и биогеохимические технологии: связь фундаментальных и прикладных исследований», посвященной 160-летию со дня рождения В. И. Вернадского (Пущино, 2023).

Публикации в журналах, входящих в базу Web of Science (WoS), Scopus:

1. **Mezina, K.** ^7Be , $^{210}\text{Pb}_{\text{atm}}$ and ^{137}Cs in snow deposits in the Arctic part of Western Siberia (Yamal-Nenets autonomous district) / K. Mezina, M. Melgunov, D. Belyanin // *Atmosphere*. – 2020. – Vol. 11. – № 8. – P. 825.
2. Vosel, Y. Accumulation of natural radionuclides (^7Be , ^{210}Pb) and micro-elements in mosses, lichens and cedar and larch needles in the Arctic Western Siberia / Y. Vosel, D. Belyanin, M. Melgunov, S. Vosel, **K. Mezina**, M. Kropacheva, I. Zhurkova, B. Shcherbov // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2020. – P. 1-13.
3. Belyanin, D. Radioisotope ^7Be , ^{210}Pb , ^{137}Cs and ^{40}K in the needles of larch and cedar in the Novy Urengoy region (Arctic part of Western Siberia) / D. Belyanin, Y. Vosel, **K. Mezina**, M. Melgunov, M. Kropacheva, B. Shcherbov, M. Rubanov, I. Zhurkova // *Applied Geochemistry*. – 2020. – P. 104822.
4. Vosel, Y. Distribution of ^{137}Cs in lichens, mosses and pine needles along the transect from the north to the south of Western Siberia / Y. Vosel, D. Belyanin, S. Vosel, M. Melgunov, **K. Mezina**, B. Shcherbov // *Science of The Total Environment*. – 2021. – P. 147874.

5. Леонова, Г. А. Природные радиоизотопы и ^{137}Cs в разрезе Шерстобитовского верхового болота Барабинской лесостепи (Западная Сибирь) / Г. А. Леонова, М. С. Мельгунов, **К. А. Мезина**, А. Е. Мальцев, Ю. И. Прейс // *Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири*. – 2021. – С. 96-109.
6. Leonova, G. A. Natural and manmade (^{137}Cs) radioisotopes in Holocene sequence of the Sherstobitovsky raised bog in the Barabinsk forest-steppe (West Siberia) / G. A. Leonova, M. S. Melgunov, **K. A. Mezina**, Y. I. Preis, A. E. Maltsev, A. S. Shavekin, M. V. Rubanov // *Applied Geochemistry*. – 2022. – Vol. 140. – P. 105258.

Публикации в иных изданиях:

1. **Mezina, K.** ^7Be , ^{210}Pb and ^{137}Cs in atmospheric deposition of Southern and Arctic regions of Western Siberia / K. Mezina, M. Melgunov, D. Belyanin // *RAD Conference Proceeding*. – 2020. – Vol. 4. – P.161-166.
2. Melgunov, M. Radioactive elements in atmospheric precipitations of the Western Siberia / M. Melgunov, **K. Mezina**, B. Sherbov, Y. Vosel, I. Zhurkova, D. Belyanin // *E3S Web of Conferences*. – 2019. – Vol. 98. – P. 10003.
3. Belyanin, D. Sources and accumulation of ^7Be , ^{210}Pb and ^{137}Cs isotopes in the annual needles of larch and cedar in Novy Urengoy region (Arctic part of Western Siberia) / D. Belyanin, Y. Vosel, **K. Mezina**, M. Melgunov, M. Kropacheva, B. Shcherbov, M. Rubanov, I. Zhurkova // *E3S Web of Conferences*. – 2019. – Vol. 98. – P. 12002.

Избранные публикации в трудах конференций и сборниках тезисов:

1. **Мезина, К. А.** Особенности поступления ^7Be и ^{210}Pb в различных ландшафтных зонах юга Западной Сибири / К. А. Мезина, М. С. Мельгунов // *Строение литосферы и геодинамика: Материалы XXVIII Всероссийской молодежной конференции (Иркутск, 8-14 апреля 2019 г.)*. – Иркутск: Институт земной коры СО РАН, 2019. – С. 108-109.
2. **Мезина, К. А.** Сравнительный анализ характера поступления ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs в лишайниках, мхах и хвое Арктической и южной зонах Западной Сибири / К. А. Мезина, М. С. Мельгунов, Ю. С. Восель, Д. К. Белянин // *Материалы двадцать пятой Всероссийской научной конференции студентов-физиков и молодых учёных ВНКФС-25 (Крым, 19-26 апреля 2019 г.)*. – Екатеринбург – Ростов-на-Дону-Крым: издательство АСФ России, 2019. – С. 458.
3. **Mezina, K.** ^7Be , ^{210}Pb and ^{137}Cs in the biogeocenosis components of the Arctic and southern zones of Western Siberia / K. Mezina, Y. Vosel, M. Melgunov, D. Belyanin, B. Shcherbov, I. Zhurkova, M. Rubanov // *RAD 2019 Conference: Book of abstracts seventh international conference on radiation in various fields of research (Montenegro, 10-14 June 2019)*. – Niš, Serbia, RAD Centre, 2019. – P. 83.
4. **Mezina, K.** The concentrations of radioisotopes and trace elements in the annual cedar and larch needles in New Urengoy region (Arctic part of Western Siberia) / K. Mezina, D. Belyanin, Yu. Vosel,

- M. Melgunov, M. Kropacheva, B. Shcherbov, M. Rubanov, I. Zhurkova // Goldschmidt: Book of abstract international conference (Spain, Barcelona, 18-23 August 2019). – 2019.
5. **Мезина, К. А.** ^7Be , ^{210}Pb , ^{137}Cs в атмосферных осадках на юге и севере Западной Сибири / К. А. Мезина, М. С. Мельгунов, Д. К. Белянин // Геология на окраине континента: Материалы I молодежной научной конференции-школы, приуроченной к 60-летию ДВГИ ДВО РАН (Владивосток, 14-19 сентября 2019 г.). – Владивосток: Издательство Дальневосточного федерального университета, 2019. – С. 128-130.
6. **Мезина, К. А.** Исследование радионуклидного состава снежного покрова Арктической части Западной Сибири ядерно-геофизическим методом / К. А. Мезина, М. С. Мельгунов, Д. К. Белянин // Актуальные проблемы геологии, геофизики и геоэкологии: Материалы XXXI молодежной научной школы-конференции, посвящённой памяти член-корреспондента АН СССР К.О. Кратца (Санкт-Петербург, 5-9 октября 2020 г.). – Санкт-Петербург: Своё издательство, 2020. – С. 185-188.
7. **Mezina, K.** Natural and artificial radioactivity of soil of the Arctic part of Western Siberia / K. Mezina, M. Melgunov, D. Belyanin // EGU General Assembly 2021 (19-30 April 2021). – Copernicus Meetings, 2021. – №. EGU21-16193.
8. **Мезина, К. А.** Pb-210 и Po-210 во мхах и лишайниках Западной Сибири / К. А. Мезина, М. С. Мельгунов // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы VI Международной конференции (Томск, 20-24 сентября 2021 г.). – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2021. – Т. 2. – С. 142-146.
9. Мельгунов, М. С. Влияние процедуры озоления на правильность определения удельных активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах / М. С. Мельгунов, **К. А. Мезина** // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы VI Международной конференции (Томск, 20-24 сентября 2021 г.). – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2021. – Т. 2. – С. 147-156.
10. **Мезина, К. А.** Радиоактивные элементы во мхах и лишайниках юга и севера Западной Сибири / К. А. Мезина, М. С. Мельгунов // Современные направления развития геохимии: Материалы Всероссийской конференции (с участием зарубежных ученых), посвященной 65-летию Института геохимии им. А.П. Виноградова и 105-летию со дня рождения академика Л.В. Таусона (Иркутск, 21-25 ноября 2022). – Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2022. – Т. 2. – С.50-52.
11. **Мезина, К. А.** Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник – лесная подстилка» на примере южной части Западной Сибири // К. А. Мезина, М. С. Мельгунов / Строение литосферы и геодинамика: Материалы XXX Всероссийской молодежной конференции (Иркутск, 16-21 мая 2023 г.). – Иркутск: Институт земной коры СО РАН, 2023. – С. 158-161.

12. **Мезина, К. А.** ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs в снеговых отложениях южной части Западной Сибири // К. А. Мезина, М. С. Мельгунов / Строеение литосферы и геодинамика: Материалы XXX Всероссийской молодежной конференции (Иркутск, 16-21 мая 2023 г.). – Иркутск: Институт земной коры СО РАН, 2023. – С. 162-165.

13. Мельгунов, М. С. Бериллий-7 как индикатор миграции атмосферного вещества по таллому лишайника *Cladonia Stellaris* // М. С. Мельгунов, **К. А. Мезина**, А. А. Ломова / Эволюция биосферы, биогеохимические циклы и биогеохимические технологии: связь фундаментальных и прикладных исследований: Материалы XIII Международной биогеохимической школы-конференции, посвященной 160-летию со дня рождения В. И. Вернадского (Пущино, 25-28 сентября 2023 г.). – Пущино: Товарищество научных исследований КМК, 2023. – С. 87-90.

Соответствие результатов работы научным специальностям. Результаты работы соответствуют пунктам 13, 14, 16 и 22 паспорта научной специальности 1.6.4. «Минералогия, кристаллография. Геохимия, геохимические методы поисков полезных ископаемых».

Связь работы с научными программами и научно-исследовательскими темами. Диссертационная работа выполнена в рамках государственных заданий проектов НИР «Геохимия благородных, редких и радиоактивных элементов в эндогенных и экзогенных углеродсодержащих рудоформирующих системах» и № 122041400193-7 «Роль углерода в рассеянии и концентрировании благородных, редких и радиоактивных элементов в эндогенных и экзогенных углеродсодержащих системах Сибири». При частичной финансовой поддержке проектов РНФ № 18-77-10039 «Роль атмосферных выпадений в формировании современного геохимического фона ландшафтов арктической зоны Западной Сибири», № 23-27-00307 «Современное состояние геохимического фона природных (Pb-210 , Be-7) и техногенных (Cs-137 , Sr-90 , изотопы Pu) радионуклидов мохово-лишайникового покрова южных регионов Западной Сибири» и гранта РФФИ № 17-05-41076 РГО_а «Оценка вклада многоэлементного состава атмосферных выпадений в геохимический фон ландшафтов юга Западной Сибири на основе корреляции с индикаторными радиоактивными изотопами (Be-7 , Pb-210 , Cs-137)».

Объем и структура работы. Диссертация изложена на 220 страницах и состоит из введения, обзора литературы (1 глава), объектов исследования (2 глава), методов исследования (3 глава), результатов и их обсуждения (главы 4, 5, 6), и заключения. Работа содержит 76 рисунков, 28 таблиц и 3 приложения. Список литературы включает 416 источника, из которых 223 на иностранных языках.

Личный вклад. Все представленные результаты в диссертации являются оригинальными и получены при участии автора или непосредственно им лично. Автор лично участвовал в экспедиционных работах, самостоятельно проводил пробоподготовку исследуемых образцов и определение содержаний радионуклидов во мхах, лишайниках и атмосферных выпадениях (снег)

методом полупроводниковой гамма-спектрометрии. Автором лично проведена статистическая обработка данных и дана интерпретация полученных результатов.

Благодарности. Автор выражает искреннюю признательность и глубокую благодарность научному руководителю к.г.-м.н. Михаилу Сергеевичу Мельгунову за постоянное внимание, методическую помощь и конструктивные замечания на всем протяжении выполнения работы.

Отдельную благодарность автор выражает д.г.-м.н. Г. А. Леоновой за ценные рекомендации и поддержку в процессе подготовки диссертации. Автор искренне благодарит сотрудников лаборатории радиоактивных элементов и экогеохимии ИГМ СО РАН к.г.-м.н. А. Е. Мальцева, к.г.-м.н. Ю. С. Восель, к.г.-м.н. Б. Л. Щербова, к.г.-м.н. М. Ю. Кропачеву за полезные советы и всестороннюю помощь при выполнении работы, а также сотрудников лаборатории геохимии благородных и редких элементов ИГМ СО РАН д.г.-м.н. В. Д. Страховенко, к.г.-м.н. Д. К. Беянина, к.г.-м.н. М. А. Густайтис, к.г.-м.н. Е. В. Лазареву, к.г.-м.н. И. Н. Мягкую и к.г.-м.н. Б. Ю. Сарыг-оолу за содержательные консультации и ценные рекомендации в оформлении диссертации.

Автор выражает признательность коллегам-аналитикам за помощь в выполнении работы: д.г.-м.н. Э. П. Солотчиной, Л. В. Мирошниченко, к.т.н. Н. Г. Кармановой, к.г.-м.н. И. А. Никитину, ведущему инженеру И. В. Макаровой и технику 1 категории Н. И. Чернаковой.

Автор сердечно благодарит своих родных и близких людей за всестороннюю помощь и моральную поддержку.

ГЛАВА 1. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ИЗУЧЕННОСТИ РАДИОАКТИВНОСТИ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ АРКТИЧЕСКОГО И ЮЖНОГО РЕГИОНОВ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

1.1 Радионуклиды (^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs) как изотопы-индикаторы атмосферного переноса вещества

Атмосферный перенос вещества является одним из основных факторов, определяющих формирование и состояние современного геохимического фона поверхности. На этот процесс значительное влияние могут оказывать как природные (вулканическая деятельность, физическое выветривание горных пород, пылевые бури, лесные пожары), так и антропогенные факторы (выбросы промышленных предприятий, открытая разработка месторождений и складирование промышленных отходов, аварии на предприятиях ядерного топливного цикла (ЯТЦ) и др.). Все вышесказанное приводит к трансформации современного геохимического фона поверхности и появлению зон с аномальными концентрациями химических, в том числе и радиоактивных, элементов природного и техногенного характера. Особенно это актуально в связи со всевозрастающим за последние 100 лет антропогенным воздействием на окружающую среду. Переносимые воздушным путем химические элементы поступают на земную поверхность в составе «сухих» пылеаэрозольных, а также «мокрых» (атмосферных осадков в виде дождя и снега) выпадений.

Радионуклиды как естественного, так и искусственного происхождения широко применяются для исследования потоков вещества в окружающей среде, в том числе и в атмосфере. Возможность применения того или иного радионуклида в качестве трассера/индикатора определяется его источником и функцией поступления (изменением его интенсивности со временем), особенностями геохимического цикла и периодом полураспада [Сапожников и др., 2006]. Находят свое применение радионуклиды космогенного происхождения. Соотношение $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ позволяет определить возраст геологических и археологических объектов [Фор, 1989]. ^{10}Be применяют для определения скоростей роста марганцевых конкреций и определения возраста морских отложений, а также определения земного возраста метеоритов и исследования петрогенезиса островных дуг [Фор, 1989]. Изотопы фосфора ^{32}P и ^{33}P используют при исследовании процессов, происходящих в тропосфере, а также для исследования биологического цикла фосфора, например, в поверхностных водах океана [Lal, 1999]. ^{32}Si применяют в качестве трассера в гляциологии, исследованиях океана и при датировании биогенного кремнезема, ледникового льда [Фор, 1989]. Глобальное распределение ^{85}Kr можно использовать для проверки параметров моделей крупномасштабного переноса воздушных масс и их перемешиванию между южными и северными полушариями, а также для

обнаружения ядерных испытаний и взрывов [Сапожников и др., 2006].

Поскольку практически повсюду в окружающей среде встречаются элементы, входящие в радиоактивные ряды ^{238}U , ^{235}U и ^{232}Th , то соотношение радиоактивности членов естественных рядов может служить источником полезной информации. Так, радионуклид ^{222}Rn используют в качестве трассера при изучении процессов коротких временных масштабов, таких как исследования конвективного перемешивания в тропосфере, в частности, в тропических регионах и над континентами в северном полушарии [Сапожников и др., 2006]. ^{234}Th применяют в качестве трассера при исследовании процессов захвата взвесью (от нескольких дней до нескольких недель), а также для оценки вертикального потока органического углерода и ассоциирующихся со взвесью элементов. Соотношение $^{234}\text{Th}/^{238}\text{U}$ используют для определения скорости вертикального переноса взвешенного вещества в поверхностном слое морей и океанов, и как индикатор захвата металлов взвесью. Отношение $^{230}\text{Th}/^{234}\text{U}$ применяют для определения возраста морских биогенных карбонатов и железомарганцевых конкреций, а также для оценки скоростей океанической седиментации [Сапожников и др., 2006].

Применение искусственных радионуклидов в качестве трассеров возможно только в том случае, если известен источник радионуклида и изменение его интенсивности со временем. Например, изменение соотношения $^{137}\text{Cs}/^{134}\text{Cs}$ по мере удаления от источника позволило определить скорости горизонтального перемещения водных масс, содержащих радионуклиды, сбрасываемые по трубопроводам в Ирландское море [Сапожников и др., 2006]. Отношение $^{237}\text{Np}/^{239}\text{Pu}$ можно использовать для идентификации источника радионуклидов конкретного полушария, а соотношение $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ может дать информацию об источнике поступления этих искусственных радионуклидов. ^{129}I можно использовать в качестве трассера для исследования переноса водных масс, в частности, ^{137}Cs и ^{129}I , а также их соотношение используют для исследования взаимодействия атлантических и тихоокеанских вод в Центральной Арктике и для оценки времени переноса атлантических вод в Баренцево и Карское моря [Smith et al., 1998]. Соотношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в морской воде может дать информацию о поведении, путях поступления и происхождении радионуклидов [Сапожников и др., 2006]. Например, соотношение $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ равное 1,45 характерно для дочернобыльских атмосферных выпадений [Buesseler, Livingston, 1997].

В практике мировых исследований широко используются природные (естественные) радионуклиды, такие как ^7Be и ^{210}Pb при изучении различных экзогенных процессов, а также при исследовании процессов, происходящих в атмосфере. Сюда же следует отнести и техногенный (искусственный) ^{137}Cs , получивший широкое территориальное распространение благодаря атмосферному переносу. Связано это, прежде всего, с совместным поступлением этих радионуклидов с веществом атмосферных выпадений, высокими значениями их активностей в

различных объектах окружающей среды и высокой надежностью, достоверностью их определения современными аналитическими методами, такими как полупроводниковая гамма-спектрометрия. Этот метод достаточно прост в реализации и относительно недорогой в эксплуатации, поскольку не предполагает сложных процедур предварительной подготовки проб к анализу и дорогостоящих расходных материалов. Что и подтверждается большим количеством публикаций (литературы), использующих данные о содержаниях ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs в различных объектах окружающей среды, полученных гамма-спектрометрическим методом анализа.

Радиоактивные изотопы ^7Be и ^{210}Pb в значительных количествах поступают на земную поверхность из атмосферы. Источники происхождения этих радионуклидов разные.

По своей природе ^7Be ($T_{1/2}$ (период полураспада) = 53,12 дня) является космогенным изотопом, который образуется в верхних слоях тропосферы и нижних слоях стратосферы (высоты порядка 10-15 км от поверхности Земли) при взаимодействии протонов и нейтронов космического излучения с ядрами изотопов ^{14}N и ^{16}O [Lal et al., 1958]. После образования атомы ^7Be , будучи электрически заряженными, сорбируются аэрозольными и пылевыми частицами и уже в их составе выпадают на земную поверхность. Поскольку аэрозольные частицы содержат большую часть загрязнителей воздуха, перенос последних может быть исследован путем отслеживания пути ^7Be . Скорость образования космогенных изотопов зависит от напряженности геомагнитного поля и интенсивности космического излучения [Gerasopoulos et al., 2003; Cannizzaro et al., 2004; Kulan et al., 2006]. Известно, что наблюдается некоторое уменьшение концентрации ^7Be в воздухе с увеличением широты [Bondietti et al., 1984; Papastefanou, Ioannidou, 1996; Ioannidou et al., 2011]. Сезонные колебания концентраций ^7Be в нижних слоях атмосферы обусловлены периодическим истончением тропопаузы, когда обмен между стратосферой и тропосферой более эффективен, что приводит к увеличению концентрации ^7Be в воздухе [McNeary, Baskaran, 2003; Daish et al., 2005; Gonzalez-Gomez et al., 2006]. Очистка атмосферными осадками, вертикальное перемешивание и горизонтальный атмосферный перенос могут влиять на изменение концентрации ^7Be в приземном слое воздуха [Feely et al., 1989; Gerasopoulos et al., 2001].

Радионуклид ^{210}Pb ($T_{1/2} = 22,3$ года) является дочерним продуктом газообразного ^{222}Rn ($T_{1/2} = 3,82$ сут), образующегося в результате радиоактивного распада радионуклидов ряда ^{238}U (рисунок 1.1) и поступающего в атмосферу с поверхности земли. ^{210}Pb по своей природе является радиогенным изотопом природного происхождения. Концентрация ^{210}Pb в атмосфере напрямую связана со скоростью эманации ^{222}Rn , зависящей от различных факторов, важнейшими из которых являются пористость поверхностного слоя и его состояние (влажность, наличие или отсутствие снежного покрова, глубина промерзания) [Krmar et al., 2014]. Продукты распада радона, включая ^{210}Pb , в момент образования представляют собой электрически заряженные ионы, которые легко захватываются аэрозольными и/или пылевыми частицами. Поэтому их

дальнейшая судьба полностью определяется особенностями поведения аэрозольной и пылевой компонент загрязненности атмосферы.

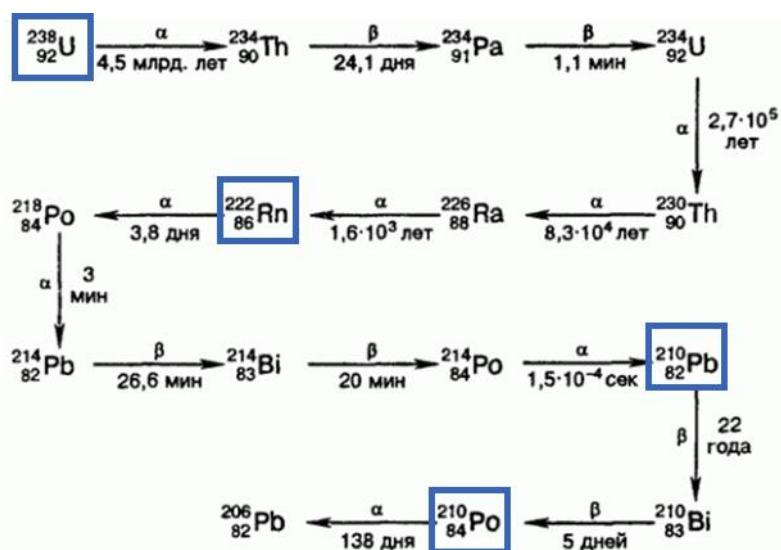


Рисунок 1.1 – Схема радиоактивного распада урана-238 [Кузьменко и др., 1995]

Немаловажным является тот факт, что вследствие распада ^{210}Pb образуется долгоживущий ^{210}Po ($T_{1/2} = 138,4$ дня). Этот изотоп, являющийся альфа-излучателем и токсичным элементом, может накапливаться в живых организмах в значительных количествах и, таким образом, создавать неблагоприятные условия для их существования. Помимо естественного поступления в результате природных процессов значительное количество ^{210}Pb может попадать в атмосферу, а затем и в окружающую среду в результате антропогенной деятельности с летящей золой при сжигании ископаемого топлива, ведения сельскохозяйственных работ, производстве удобрений и др. [Martínez-Aguirre, García-León, 1996; Martinez-Aguirre et al., 1996; Sert et al., 2011; Belivermis et al., 2016]. Изотопы ^{210}Pb и ^{210}Po поступают на земную поверхность с атмосферными осадками и под действием гравитационных сил, накапливаются в различных компонентах биогеоценоза (мхах, лишайниках, растениях, почвах) и в дальнейшем участвуют в процессах миграции по пищевым цепочкам.

Появление ^{137}Cs ($T_{1/2} = 30$ лет) в атмосфере в больших количествах связано с проведением открытых ядерных испытаний, проведенных в 40-х – 60-х годах XX века, и техногенными авариями на предприятиях ЯТЦ. Однако, в настоящее время его количество в атмосфере значительно упало за счет эффектов радиоактивного распада и самоочищения в результате «мокрого» и «сухого» осаждения. В современных условиях основное количество техногенных радионуклидов сконцентрировано на поверхности земли в составе почв, донных отложений и биоте [Dragović et al., 2010; Aleksiyenak et al., 2013; Burger, Lichtscheidl, 2018]. А их активный перенос воздушным путем происходит во многом в составе пылевых и сажистых частиц,

поступающих в атмосферу при выветривании пылевых частиц с поверхности ранее загрязненных почв, либо при сгорании большого количества органического материала во время сильных природных пожаров [Shcherbov, Lazareva, 2010; Shcherbov, 2012; Щербов и др., 2015].

Радионуклиды ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs считаются полезными и эффективными инструментами **для количественной оценки процессов эрозии почв** [Walling, Quine, 1991; Blake et al., 1999; Walling et al., 2003; Mabit et al., 2008; Porto, Walling, 2014], **определения скоростей современного осадконакопления морских и озерных донных осадков** [Wan et al., 1987; Gavshin et al., 1999, 2005; Kober et al., 1999; Sanchez-Cabeza et al., 1999; Lu, Matsumoto, 2005; Miralles et al., 2005; Сапожников и др., 2006; Strakhovenko et al., 2010; Tsabaris et al., 2012; Corcoran et al., 2018; Мальцев и др., 2019; Rusakov, Borisov, 2023], **датирования верхних слоев торфяной залежи** [El-Daoushy et al., 1982; Appleby et al., 1997; Holynska et al., 1998; Le Roux et al., 2005; Сапожников и др., 2006; Bao et al., 2010], **в том числе и верховых болот Сибири** [Гавшин и др., 2003; Прейс и др., 2010; Бобров и др., 2013, 2019; Леонова и др., 2021; Leonova et al., 2022].

Изотопы ^7Be и ^{210}Pb широко используются в качестве трассеров/индикаторов атмосферных процессов переноса вещества, так как могут **дать информацию об обмене воздушных масс между стратосферой и тропосферой, влажных и сухих процессах осаждения, вертикальном и горизонтальном перемещении воздуха в тропосфере** [Сапожников и др., 2006], **атмосферном переносе, вымывании и времени пребывания аэрозолей в атмосфере** [Feely et al., 1989; Turekian, 1989; Rangarajan, Eapen, 1990; Masarik, Beer, 1999; Sarin et al., 1999; Livingston, Povinec, 2000; McNeary, Baskaran, 2003; Gaffney et al., 2004; Lee et al., 2005, 2007; Papastefanou, 2006; Ioannidou, Paatero, 2014], **их можно использовать при исследовании динамики и происхождения воздушных масс** [Baskaran et al., 1993; Baskaran, 2011], **изменения климата** [Brost et al., 1991], **образования облаков** [Hartz et al., 2006], **для выявления источников поступления в атмосферу искусственных радионуклидов** [Бураева и др., 2007], **быстрой оценки возможного атмосферного загрязнения и воздушного обмена в окружающей среде** [Бураева и др., 2020], **оценки коэффициентов турбулентной диффузии и вымывания аэрозольных частиц** [Simon et al., 2009], **при изучении механизмов очищения атмосферного воздуха от аэрозолей** [Дружинин, Киселёв, 2010], **характера и особенностей поступления в составе приповерхностного воздуха** [Feely et al., 1989; Dueñas et al., 1999; Ioannidou, Papastefanou, 2006; Бураева и др., 2007, 2020; Pham et al., 2011; Стасов, 2013; Persson, Holm, 2014], **снеговых и дождевых вод** [Дружинин, Киселев, 2009, 2015; Uğur et al., 2011; Кременчущкий, 2012, 2019; Alonso-Hernández et al., 2014; Мельгунов и др., 2016; Dovhyi et al., 2017; Mietelski et al., 2017; Золотухина, Мельгунов, 2018; Золотухина и др., 2018; Мезина (Золотухина), Мельгунов, 2018; Melgunov et al., 2019; Мезина и др., 2019, 2020; Mezina et al., 2020a, 2020b; Леонова и др., 2021; Kremenchutskii, 2022; Leonova et al., 2022], **процессов вертикального переноса и смешивания**

аэрозолей, скоростей осаждения атмосферных частиц, а также для проверки схем осаждения и удаления аэрозолей в рамках моделей циркуляции [Lal et al., 1958; Peters, 1959; Young, Silker, 1980; Brost et al., 1991; Feichter et al., 1991; Balkanski et al., 1993; Lee, Feichter, 1995; Rehfeld, Heimann, 1995; Rasch et al., 2000; Dueñas et al., 2005], а также в качестве индикаторов-аэрозолей, образующихся в атмосфере на разных высотах [Porstendörfer et al., 1991].

1.2 Мхи и лишайники как биоиндикаторы загрязнения атмосферного воздуха

В настоящее время борьба с загрязнением окружающей среды, в том числе и атмосферного воздуха, является весьма актуальной проблемой. Радиоактивность является одним из важнейших факторов, влияние которого необходимо учитывать при решении многих задач, связанных с проблемами загрязнения окружающей среды. В результате глобальных выпадений радионуклиды могут накапливаться в объектах окружающей среды, даже на условно чистых / фоновых территориях (вдали от различных источников техногенного воздействия). Известно, что существуют растения-индикаторы загрязненности окружающей среды, которые эффективно используются для мониторинга загрязнения атмосферного воздуха [Полякова и др., 2002; Ахмерова, Шахринова, 2018]. К таким растениям относятся мхи и лишайники. Эти растения отличаются эвритопностью (живущие в самых разнообразных местах обитания), определенной степенью толерантности (способностью переносить неблагоприятные влияния окружающей среды), достаточно большой продолжительностью жизни, особенности водного режима (впитывают влагу всей поверхностью тела) способствуют активной аккумуляционной функции этих растений [Нифонтова, 1996]. Еще одним преимуществом использования мхов и лишайников в качестве биоиндикаторов является то, что их отбор настолько быстрый (экспрессный) и простой, что при таком подходе без значительных временных и финансовых затрат можно достичь высокой плотности точек наблюдения и быстро обследовать обширные территории, в отличие от обычного сбора и анализа проб атмосферных осадков, воздуха и «сухих» выпадений.

В конце 1960-х и начале 1970-х годов шведские ученые Rühling и Tyler обнаружили, что мхи являются хорошими накопителями тяжелых металлов, содержащихся в атмосфере [Rühling, Tyler, 1968, 1970, 1971].

Мхи являются представителями высших, или побеговых, растений. В отличие от низших растений (лишайников и водорослей), тело большинства мхов представлено побегом, состоящим из стебля и листьев, только у части мхов оно представлено слоевищем (талломом) [Гарибова и др., 1978]. Известно, что мхи не имеют корневой системы, и, следовательно, вклад других источников, кроме атмосферных выпадений (сухих и мокрых) в большинстве случаев органичен [Гарибова и др., 1978; Kuik, Wolterbeek, 1995; Berg, Steinnes, 1997; Riget et al., 2000; Bargagli et al., 2002; Szczepaniak, Biziuk, 2003; Погова и др., 2011; Bargagli, 2016; Жалов, Амриддинов, 2019;

Zhong et al., 2019]. Субстрат для мхов является, в основном, местом их прикрепления. Мхи могут поселяться на почве любого механического состава (иловатой, глинистой, супесчаной, песчаной и др.) как на субстратах органического происхождения (коре и листьях деревьев, разлагающихся остатках животных, гниющей древесине и др.), так и материнской породе (граниты, гнейсы, известняки и др.) [Гарибова и др., 1978].

Мхи довольно быстро реагируют на изменение концентрации поллютантов в окружающей среде, что позволяет отнести их к растениям-индикаторам техногенного загрязнения. Они широко используются для оценки состояния окружающей среды вокруг промышленных объектов, в том числе геотермальных станций [Loppi, Bonini, 2000; Bargagli et al., 2002]; медеплавильного завода [Temple et al., 1981; Hynninen, 1986]; химического предприятия [Рыжакова и др., 2013], нефтегазодобывающего комплекса [Межибор, Большунова, 2014] и т.д. Также они широко используются при мониторинге выпадения радионуклидов на разном расстоянии от источников загрязнения, например, возле станции переработки ядерного топлива [Sumerling, 1984], уранового рудника [Pettersson et al., 1988], угольных электростанций [Kwapulinski, Sarosiek, 1988; Delfanti et al., 1999; Uğur et al., 2003; Sert et al., 2011; Belivermiş et al., 2016], буроугольного карьера [Tsikritzis, 2005] и для мониторинга ^{137}Cs во многих странах мира после аварии на Чернобыльской АЭС [Steinnes, Njåstad, 1993; Kirchner, Daillant, 2002; Krmar et al., 2007].

Метод биомониторинга на основе исследования мхов обычно используется для мониторинга атмосферных «сухих» и влажных выпадений многих групп загрязняющих веществ, в том числе **радионуклидов** [Godoy et al., 1998; Smirnov et al., 2004; Nifontova, 2006; Krmar et al., 2007, 2013; Belivermiş, Çotuk, 2010; Aleksiaenak et al., 2013; Вардуни и др., 2014; Długosz-Lisiecka, 2017; Wattanavatee et al., 2017; Kılıç et al., 2019] и **микроэлементов** [Little, Martin, 1974; Puckett, Finnegan, 1980; Low et al., 1985; Puckett, 1988; Tyler, 1990; Kuik, Wolterbeek, 1995; Steinnes, 1995; Herpin et al., 1996; Markert et al., 1996a, 1996b; Pott, Turpin, 1996; Berg, Steinnes, 1997; Ceburnis et al., 1997; Olajire, 1998; Sucharová, Suchara, 1998; Grodzińska et al., 1999; Loppi, Bonini, 2000; Riget et al., 2000; Chiarenzelli et al., 2001; Grodzińska, Szarek-Lukaszewska, 2001; Reimann et al., 2001; Bargagli et al., 2002; Schilling, Lehman, 2002; Aceto et al., 2003; Mei et al., 2003; Ötvös et al., 2003; Szczepaniak, Biziuk, 2003; Ermakova et al., 2004; Leblond et al., 2004; Lucaciu et al., 2004; Poikolainen et al., 2004; Smirnov et al., 2004; Zechmeister et al., 2004; Al-Masri et al., 2005; Coşkun et al., 2005; Lee et al., 2005; Королева, 2006; Aničić et al., 2007; Korzecwa et al., 2007; Панкратова и др., 2009; Harmens et al., 2010; Анищенко и др., 2014; Bargagli, 2016; Жалов, Амридинова, 2019; Lazo et al., 2019].

Позже было показано, что не только мхи, но и лишайники можно использовать в качестве биоиндикаторов процессов, связанных с атмосферным переносом загрязняющих веществ, в том числе тяжелых металлов и радионуклидов [Persson, 1970; Nieboer et al., 1972; Нифонтова,

Куликов, 1977, 1984; Addison, Puckett, 1980; Puckett, 1988; Rope, Pearson, 1990; Bargagli, Barghigiani, 1991; Dillman, 1996; Heinrich et al., 1999; Loppi, Bonini, 2000; Riget et al., 2000; Conti, Cecchetti, 2001; Bargagli et al., 2002; Kirchner, Dallant, 2002; Szczepaniak, Biziuk, 2003; Nifontova, 2006; Sert et al., 2011; Bargagli, 2016; Anderson et al., 2022].

Лишайники представляют собой группу низших растений. В них сочетаются два организма с противоположными свойствами: водоросль (зеленая и реже сине-зеленая), которая создает органическое вещество в процессе фотосинтеза, и гриб, который потребляет это вещество. Вегетативным телом лишайника является таллом или слоевище, которое очень разнообразное по форме и окраске [Гарибова и др., 1978]. По внешнему виду талломов лишайники разделяют на: накипные или корковые, листоватые и кустистые. У кустистых лишайников таллом состоит из ветвей или более толстых, часто ветвящихся стволиков. Такой тип лишайников сростается с субстратом только своим гомфом (пучок грибных нитей (гиф)) и растет вертикально либо наискось вверх (напочвенные виды) или, свисая вниз (виды, которые растут на стволах и ветвях деревьев) [Гарибова и др., 1978]. По приуроченности к субстрату лишайники делят на: эпигейные (на почве), эпифитные (на деревьях и кустарниках) и эпилитные (на камнях и скалах). Эпигейные лишайники могут расти как на открытых местах (на опушках, вдоль дорог, на бедных сухих и болотистых лугах, на старых пожарищах), так и в лесах. Напочвенные лишайники пышно разрастаются в тундре и лесотундре, встречаются на скалах в высокогорных районах, а также в сухих степях, полупустынях и т.д. [Гарибова и др., 1978].

Однако, использование лишайников в качестве биоиндикаторов атмосферного переноса не столь широко, как мхов. Связано это, с одной стороны, с более широкой распространенностью покровообразующих видов мха. С другой стороны, морфология мхов позволяет легче различать годовой прирост растения, что делает их более подходящими объектом исследования, если требуется изучение каких-либо временных параметров [Steinnes, 1995].

Морфология лишайников и мхов не меняется в зависимости от сезонов года (долго сохраняют довольно однообразное строение), поэтому они могут накапливать и удерживать осаждаемые из атмосферы загрязняющие вещества в течение всего года [Testa et al., 1999; Boulyga et al., 2003; Szczepaniak, Biziuk, 2003; Wattanavatee et al., 2017]. Их способность к накоплению и в значительной степени удерживанию загрязняющих веществ, в том числе и радионуклидов из воздуха, выше, чем у других сосудистых растений, произрастающих в тех же местах обитания [Aleksiaenak et al., 2013]. Это позволяет оценивать степень загрязнения, делать выводы об особенностях выпадения и регистрировать относительные пространственные и временные модели осаждения загрязняющих веществ по уровням их содержания во мхах и лишайниках [Loppi et al., 2003]. Важной характеристикой не только мхов, но и лишайников является медленная скорость роста и относительно большое соотношение площади поверхности

к биомассе. В силу ряда своих биологических особенностей (отсутствия корневой системы или защитных восковых кутикул) лишайники и мхи получают элементы минерального питания (органические и неорганические вещества), главным образом, из воздуха через атмосферные осадки и сухое осаждение аэрозольных и пылевых частиц, в отличие от сосудистых растений, получающих их из почвы [Гарибова и др., 1978; Nash, Gries, 1995; Nash, 1996; Berg, Steinnes, 1997; Молчанова, Караваева, 2001; Баргальи, 2005; Бязров, 2005; Lehto et al., 2008; Межибор, Большунова, 2014; Большунова, 2015; Bargagli, 2016; Zhong et al., 2019; Anderson et al., 2022].

Во многих регионах мира мхи и лишайники давно и эффективно используются в качестве биоиндикаторов и/или биомониторов для мониторинга загрязнения окружающей среды, в том числе и атмосферы, радионуклидами искусственного происхождения, такими как ^{137}Cs и/или ^{90}Sr [Нижников и др., 1969; Нифонтова, Куликов, 1977, 1984; Молчанова, Боченина, 1980; Sawidis et al., 1990, 1999; Steinnes, Njåstad, 1993; Nifontova, 1995, 2005, 2006; Нифонтова, 1996, 1997, 2003, 2004, 2005; Heinrich et al., 1999; Щербов и др., 2000, 2001, 2015; Al-Masri et al., 2005; Страховенко и др., 2005, 2008, 2016; Ramzaev et al., 2007; Gómez-Guzmán et al., 2011; Михайловская и др., 2015; Щербов и др., 2015; Усачева и др., 2016; Усачева, 2019; Гречкина и др., 2020; Cwanek et al., 2020; Vosel et al., 2021; Мезина, Мельгунов, 2022], $^{239,240}\text{Pu}$ и/или ^{241}Am [Sumerling, 1984; Testa et al., 1999; Boulyga et al., 2003; Страховенко и др., 2005; Щербов и др., 2015; Cwanek et al., 2020], и естественного: ^{238}U , ^{232}Th , $^{226, 228}\text{Ra}$, ^{40}K и ^{137}Cs [Godoy et al., 1998; Kirchner, Daillant, 2002; Dowdall et al., 2005; Tsikritzis, 2005; Popovic et al., 2008; Belivermiş, Çotuk, 2010; Dragović et al., 2010; Вардуни и др., 2014; Щербов и др., 2015; Bagheri et al., 2017; Wattanavatee et al., 2017; Malikova et al., 2019; Zhong et al., 2019; Гречкина и др., 2020], ^{210}Po и ^{210}Pb [Persson, 1970; Thomas et al., 1994; Uğur et al., 2003; Al-Masri et al., 2005; Persson, Holm, 2011, 2014; Sert et al., 2011; Krmar et al., 2014; Belivermiş et al., 2016; Długosz-Lisiecka, 2017; Kılıç et al., 2019; Zhong et al., 2019; Мезина, Мельгунов, 2021]. Мхи и лишайники также часто используются при оценке выпадения из атмосферы на земную поверхность таких радионуклидов, как ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs [Sumerling, 1984; Ellis, Smith, 1987; Godoy et al., 1998; Delfanti et al., 1999; Kirchner, Daillant, 2002; Бязров, 2005; Krmar et al., 2007, 2009, 2013, 2016, 2018; Popovic et al., 2008; Aleksienak et al., 2013; Maiti et al., 2013; Hansson et al., 2014; Persson, Holm, 2014; Bagheri et al., 2017; Wattanavatee et al., 2017; Zhong et al., 2019; Vosel et al., 2020; Мезина, Мельгунов, 2021, 2022, 2023].

Мхи и лишайники являются доминирующими представителями арктических тундр. Лишайники встречаются в различных местах от Арктики до Антарктиды. В тундре, лесотундре и альпийском поясе высокогорий они нередко являются доминирующей формой жизни. С лишайниками связана большая группа животных, поскольку они составляют основу их рациона питания.

1.3 Содержание радионуклидов в лишайниках и мхах Урала и Сибири

Сибирь занимает значительную часть северного полушария Земли. Большая протяженность её территории с севера на юг способствует ярко выраженной широтной зональности в распределении почв и растительности, которая определяется климатом, геологическим строением и рельефом местности. История изучения лишайников юга и севера Западной Сибири насчитывает около 100 лет, однако сборы лишайников носили либо попутный характер в ботанических исследованиях, либо изучали для нужд оленеводства (кормовой ресурс) как компоненты растительности тундры. Активное изучение лишайников на территории Сибири началось в первой половине XX века [Танфильев, 1902; Леманн, 1903; Келлер, 1914; Семёнов, 1921; Андреев, 1933; Андреев и др., 1935; Городков, 1935; Рассадина, 1940]. Во флоре Алтайского края лишайники играют значительную роль, они являются неотъемлемым компонентом наземных экосистем – лесных и степных сообществ, в том числе антропогенно-изменённых. Лишайники входят в рацион питания многих диких животных в разных регионах Сибири, являются первым звеном в пищевой цепочке коренных жителей Крайнего Севера. Поглощенные ими токсичные элементы, в том числе и радионуклиды, проникают в трофические цепи и оказывают значительное влияние на жизнедеятельность организмов. Проблеме токсичных элементов, включая радионуклиды, в системе «лишайник-олень-человек» посвящено большое количество исследований в нашей стране [Нижников и др., 1969; Рамзаев и др., 1970; Моисеев, Рамзаев, 1975; Nifontova, 1995; Михайловская и др., 1995; Нифонтова, 1996; Поляков и др., 1998; Сухоруков и др., 2000; Щербов и др., 2000, 2001; Страховенко и др., 2005; Щербов и др., 2015; Malikova et al., 2019]. Однако эти данные относятся к периоду, близкому ко времени активных ядерных испытаний, лишь некоторые работы связаны с данными о современном уровне активности естественных и искусственных радионуклидов в компонентах биогеоценоза севера и юга Западной Сибири.

В 1995 году Нифонтова М. Г. опубликовала предварительные данные о содержаниях ^{137}Cs и ^{90}Sr в лишайниках и мхах, отобранных на полуострове Ямал (от 67 до 71° с.ш. и от 68 до 72° в.д.). Концентрации ^{90}Sr варьирует от 30 Бк/кг (*Cetraria chrysantha*, *Cetraria laevigata*) до 150 Бк/кг (*Cladonia elongata*) в лишайниках и от 30 Бк/кг (*Sphagnum squarrosum*) до 160 Бк/кг (*Dicranum spadiceum*, *Rhacomitrium lanuginosum*) во мхах. А концентрация ^{137}Cs в лишайниках варьирует от 40 Бк/кг (*Stereocaulon tomentosum*) до 350 Бк/кг (*Cladonia uncialis*) и от 80 Бк/кг (*Polytrichum gracilis*, *Sphagnum wulfianum*) до 410 Бк/кг (*Rhacomitrium lanuginosum*) во мхах [Nifontova, 1995].

Чуть позже Нифонтова М. Г. расширила территорию своих исследований и опубликовала данные по содержанию долгоживущих искусственных радионуклидов в лишайниках

субарктической зоны (от 67 до 72° с.ш. и от 65 до 167° в.д.). В зоне тундры концентрация ^{137}Cs варьирует от 90 до 200 Бк/кг, в лесотундре эти значения колеблются от 170 до 290 Бк/кг. Установлено, что концентрация ^{90}Sr в разных видах лишайника родов *Cladina*, *Cladonia* и *Cetraria* Крайнего Севера варьировалась от 20-30 до 190-200 Бк/кг, а ^{137}Cs от 30-40 до 380-430 Бк/кг [Нифонтова, 1996].

Первые данные о современных уровнях содержаний искусственных радионуклидов в компонентах биогеоценоза на территории севера (Ямало-Ненецкий автономный округ, ЯНАО) и юга (Алтайский край) Западной Сибири были опубликованы в работе [Щербов и др., 2000]. На юге Западной Сибири средняя активность ^{137}Cs на 1994 год в наземных мхах составляла 144 Бк/кг при разбросе от 1 до 541 Бк/кг, а на севере – 197 (74-738) Бк/кг. Максимальные концентрации ^{137}Cs как на севере, так и на юге были зарегистрированы в родственных лесных видах мха (738 и 541 Бк/кг соответственно). В сфагновых мхах активность ^{137}Cs может достигать 300-500 Бк/кг. Среднее содержание ^{137}Cs в лишайниках *Cladina stellaris* на севере более чем в 3 раза выше, чем на юге (120 и 38 Бк/кг соответственно). В лишайниках рода *Cladonia* активность ^{137}Cs варьировала от 15 Бк/кг на юге Западной Сибири до 372 Бк/кг в тундрах Ямала [Сухоруков и др., 2000].

На северных территориях Урала и Сибири (от Полярного Урала до Северо-Восточной Сибири) современные (фоновые) содержания ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове варьировали в тундровой зоне от 70-90 до 260-290 Бк/кг; в зоне лесотундр от 120-130 до 350-400 Бк/кг и в северо- и среднетаежных лесах от 120-140 до 350-400 Бк/кг соответственно [Нифонтова, 2003].

По данным исследования лишайников Пуровского района ЯНАО средняя удельная активность ^{137}Cs была установлена на уровне 155 Бк/кг, что выше, чем в лишайниках Алтайского края (29 Бк/кг) и республики Алтай (24 Бк/кг) [Страховенко и др., 2005].

В 2016 году были опубликованы данные о содержании искусственных радионуклидов (^{90}Sr и ^{137}Cs) в компонентах окружающей среды разных ландшафтных зон Сибири (таблица 1.1). На территории ЯНАО в зоне лесотундры зарегистрированы повышенные концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в лишайниках и мхах. Также высокие концентрации ^{137}Cs зарегистрированы в лишайниках горно-таежной зоны Забайкалья и мхах Алтайского края [Страховенко и др., 2016].

По данным [Усачева и др., 2016; Усачева, 2019] средние плотности загрязнения (запасы) и удельная активность ^{137}Cs уменьшаются от моховых сообществ (представители родов *Dicranum*, *Politrichum* и *Sphagnum*) к лишайниковым (*Cladonia* и *Cetraria*), кустарниковым (доминанты *Bétula nána*, *Lédum*, *Vaccínium*, *Rubus chamaemorus*, *Salix polaris*, *Filipéndula*) и осоковым, что связано с филогенетическими особенностями и ранее отмечалось в накоплении металлов растениями тайги и тундры Восточно-Европейской равнины [Авессаломова, 2006; Тентюков, 2010]. С другой стороны, такое распределение может быть связано с тем, что многие представители мхов и низших растений относятся к калиефильным организмам [Михайловская

и др., 2015], а поведение ^{137}Cs коррелирует с содержанием К как его геохимическим аналогом [Robison et al., 2009]. Среди всех моховых ассоциаций сфагновые характеризуются не только наименьшими средними величинами активности ^{137}Cs , но и запасов (66 Бк/кг и 162 Бк/м²) [Усачева и др., 2016]. Межвидовые особенности накопления этого элемента в лишайниках и мхах фоновых (не подвергшихся загрязнению вследствие аварий) ландшафтов тундры и тайги Западной Сибири наиболее подробно изучены в работах [Щербов и др., 2000; Ефремова и др., 2002; Страховенко и др., 2008; Malikova et al., 2019]. Уровень активности ^{137}Cs в лишайниках и мхах на участках разных ландшафтных зон подтверждает весьма неравномерное его распространение в Сибири. Причиной этого является неравномерное загрязнение территории Сибири радиоактивными осадками при ядерных испытаниях. Особенно это заметно на растительном покрове тундровой и лесотундровой зон, на которые повлияли не только взрывы на Семипалатинском ядерном полигоне, но и на Новоземельском.

Таблица 1.1 – Содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs (Бк/кг) в лишайниках и мхах в различных регионах Сибири [Страховенко и др., 2016]

Ландшафтная зона	п	лишайник		п	мох	
		^{137}Cs	^{90}Sr		^{137}Cs	^{90}Sr
Лесотундра	313	$\frac{155}{7-685}$	$\frac{12}{4-32}$	245	$\frac{86}{0-738}$	$\frac{34}{18-57}$
Тайга	162	$\frac{47}{0-247}$	$\frac{6}{4-12}$	111	$\frac{61}{0-331}$	$\frac{27}{16-42}$
Лесостепь	79	$\frac{33}{0-187}$	н/о	19	$\frac{59}{33-135}$	н/о
Ленточный сосновый бор	164	$\frac{39}{0-212}$	н/о	31	$\frac{98}{2-339}$	н/о
Горно-таежная	116	$\frac{115}{0-402}$	$\frac{11}{4-30}$	51	$\frac{45}{5-272}$	$\frac{32}{25-40}$

Примечание: п – количество проб; в числителе – среднее значение; в знаменателе – разброс значений; н/о – не определялось (нет данных).

По данным [Мезина, Мельгунов, 2022] средние содержания ^{90}Sr в лишайниках и мхах ЯНАО составляют 5,6 (при разбросе 1,4-20) и 9,0 (6,5-12) Бк/кг. Средние значения этих величин для лишайников и мхов Бурлинского ленточного бора Алтайского края составляют 4,3 (1,6-12) и 11 (3,4-36) Бк/кг.

В настоящее время в литературе недостаточно данных о фоновом содержании естественных радионуклидов в лишайниках и мхах различных ландшафтных зон на территории Западной Сибири. По данным [Malikova et al., 2019] содержание естественных радионуклидов в лишайниках зоны лесотундры в целом соответствует фоновым значениям (таблица 1.2). В качестве фоновых значений были взяты данные о содержании естественных радионуклидов и ^{137}Cs в лишайниках и мхах на территории Сибири из работы [Щербов и др., 2015].

Таблица 1.2 – Содержания радионуклидов во мхах и лишайниках различных зон Сибири [Malikova et al., 2019]

Ландшафтные зоны	n	^{238}U (^{226}Ra), мг/кг	^{232}Th , мг/кг	K, %	^{137}Cs , Бк/кг
Лишайники					
Лесотундра Эпигейные	238	$\frac{0,6 \pm 0,6}{0,0-7,6}$	$\frac{0,6 \pm 0,4}{0,0-5,6}$	$\frac{0,3 \pm 0,1}{0,0-10,5}$	$\frac{122 \pm 121}{0-526}$
Тайга Эпигейные	110	$\frac{0,6 \pm 0,5}{0,0-11}$	$\frac{0,8 \pm 0,7}{0,0-8,3}$	$\frac{0,2 \pm 0,1}{0,0-2,2}$	$\frac{84 \pm 81}{0-685}$
Эпифитные	14	$\frac{1,6 \pm 1,7}{0,3-28}$	$\frac{0,7 \pm 0,5}{0,1-1,6}$	$\frac{0,3 \pm 0,1}{0,0-1,8}$	$\frac{48 \pm 66}{2-247}$
Лесостепь Эпигейные	67	$\frac{0,8 \pm 0,5}{0,1-4,9}$	$\frac{0,9 \pm 0,6}{0,1-2,7}$	$\frac{0,1 \pm 0,2}{0,1-0,7}$	$\frac{10 \pm 9}{0-32}$
Эпифитные	72	$\frac{0,9 \pm 0,7}{0,1-5,5}$	$\frac{0,9 \pm 0,8}{0,1-9,4}$	$\frac{0,3 \pm 0,4}{0,1-1,8}$	$\frac{39 \pm 72}{2-247}$
Ленточный сосновый бор Эпигейные	156	$\frac{0,8 \pm 0,8}{0,1-4,9}$	$\frac{0,9 \pm 0,7}{0,1-8}$	$\frac{0,3 \pm 0,1}{0,1-2,2}$	$\frac{43 \pm 58}{0-253}$
Эпифитные	5	$\frac{1,8 \pm 0,8}{0,4-4,9}$	$\frac{0,9 \pm 0,7}{0,0-2,2}$	$\frac{0,3 \pm 0,3}{0,1-1,5}$	$\frac{53 \pm 44}{6-253}$
Горно-таежная Эпигейные	141	$\frac{1,1 \pm 0,4}{0,0-7}$	$\frac{1,3 \pm 1,0}{0,0-13}$	$\frac{0,2 \pm 0,3}{0,0-1,8}$	$\frac{43 \pm 55}{6-402}$
Эпифитные	17	$\frac{2,5 \pm 1,1}{0-17}$	$\frac{2,1 \pm 1,4}{0-5,7}$	$\frac{0,4 \pm 0,2}{0,1-0,7}$	$\frac{81 \pm 48}{10-220}$
Фон		0,66	0,70	0,26	78
Мхи					
Лесотундра	245	$\frac{0,9 \pm 0,8}{0,1-4,3}$	$\frac{0,8 \pm 0,9}{0,1-5}$	$\frac{0,3 \pm 0,2}{0,1-1,2}$	$\frac{86 \pm 71}{0-738}$
Тайга	187	$\frac{0,9 \pm 0,7}{0,1-2,8}$	$\frac{1,4 \pm 1,3}{0,1-5,9}$	$\frac{0,5 \pm 0,4}{0,1-2,4}$	$\frac{61 \pm 71}{0-331}$
Лесостепь	119	$\frac{1,0 \pm 1,0}{0,1-5,3}$	$\frac{1,3 \pm 1,8}{0,1-12,9}$	$\frac{0,5 \pm 0,5}{0,1-2,8}$	$\frac{89 \pm 122}{2-570}$
Ленточный сосновый бор	56	$\frac{1,1 \pm 0,9}{0,1-3,6}$	$\frac{0,9 \pm 0,8}{0,1-2,6}$	$\frac{0,4 \pm 0,4}{0,1-0,8}$	$\frac{98 \pm 88}{33-135}$
Горно-таежная	172	$\frac{1,1 \pm 1,3}{0,1-7,3}$	$\frac{1,8 \pm 1,6}{0,1-12}$	$\frac{0,5 \pm 0,5}{0,1-2,8}$	$\frac{87 \pm 88}{5-628}$
Фон		1,25	1,24	0,43	69

Примечание: в числителе – среднее арифметическое и стандартное отклонение, в знаменателе – диапазоны варьирования, n – количество образцов, Количество участков в ландшафтных зонах: лесотундра – 6, тайга – 5, лесостепь – 4, ленточные боры (степь) – 6, горно-таежный – 6.

Содержание U и Th выше во мхах, но также соответствует фоновым содержаниям. Зона лесотундры характеризуется наиболее высоким уровнем активности ^{137}Cs и большим разбросом его значений в наземных лишайниках [Malikova et al., 2019].

На участках таежной ландшафтной зоны содержание естественных радионуклидов и ^{137}Cs в наземных лишайниках и мхах, в среднем, соответствует их фоновым содержаниям. Но в эпифитных лишайниках содержание урана по сравнению с фоном повышено [Malikova et al., 2019].

Содержания U, Th в наземных и эпифитных лишайниках лесостепной зоны незначительно превышают фоновые значения. Наземные лишайники характеризуются очень низкой активностью ^{137}Cs по сравнению с эпифитными лишайниками, где средняя активность ^{137}Cs выше (из-за большей изменчивости на отдельных участках она значительно превышает фон).

Такая же картина наблюдается и для мхов [Malikova et al., 2019].

Содержания естественных радионуклидов в наземных лишайниках ленточных сосновых боров несколько превышают фоновые содержания. Уровень активности ^{137}Cs в них ниже фонового. Эпифитные лишайники характеризуются повышенными содержаниями урана. Среднее содержание U и Th во мхах несколько ниже фоновых значений, а активность ^{137}Cs выше фона [Malikova et al., 2019].

На участках горно-таежной ландшафтно-климатической зоны содержания урана и тория в наземных и особенно эпифитных лишайниках повышены по сравнению с фоновыми. Средние уровни активности ^{137}Cs у наземных лишайников ниже фона, а у эпифитных лишайников соответствует фону. Во мхах этой зоны содержание тория и активность ^{137}Cs незначительно превышают фоновые значения [Malikova et al., 2019].

Данные по содержания природных радионуклидов в различных ландшафтных зонах показывают, что накопление U и Th мхами даже более выражено, чем лишайниками. Об этом свидетельствуют и более высокие фоновые значения у мхов по сравнению с лишайниками. Преимущественное накопление радионуклидов в эпифитных лишайниках не всегда очевидно. В наибольшей степени это наблюдается по содержанию U, K и ^{137}Cs , очевидно, за счет их поглощения древесной растительностью [Malikova et al., 2019].

Наличие большого количества ^{137}Cs на севере Западной Сибири связано с ядерными испытаниями на о-ве Новая Земля. Исследования показали, что наибольшее загрязнение этим радионуклидом наблюдается в наиболее близкой к Новой Земле лесотундровой зоне Западной Сибири [Щербов и др., 2000; Malikova et al., 2019]. Для определения насколько далеко на юг распространилось загрязнение от испытательного полигона на Новой Земле в 2021 году было проведено исследование по трансекту с севера на юг Западной Сибири (с $67,5^\circ$ по 55° с.ш.) через всю таежную зону (рисунок 1.2), с использованием общепринятых биоиндикаторов атмосферного поступления таких, как мхи *Hylocomium splendens*, лишайники *Cladonia stellaris* и хвоя *Pinus sibirica* и *Pinus sylvestris* [Vosel et al., 2021].

Измерения показали, что во всех точках отбора проб южнее $59,6^\circ$ с.ш. наблюдается очень резкое снижение удельной активности ^{137}Cs во всех компонентах экосистемы (во мхах и лишайниках примерно в 20 раз, в хвое – в 100 раз) вместо увеличения или плавного снижения (рисунок 1.3). Что объясняется существованием глобальной циркуляции атмосферы, состоящей из трех ячеек циркуляции в Северном полушарии (рисунок 1.4). Примерно на 60° с.ш. находится граница между полярной ячейкой и ячейкой умеренных широт (положение этой границы заметно смещается в ту или иную сторону при прохождении мощных циклонов). На этой границе сталкиваются встречные поверхностные потоки воздуха указанных выше ячеек (загрязненный поток с севера и чистый с юга, т.е. загрязнение присутствует в районе полярной ячейки

циркуляции и практически отсутствует в районе ячейки умеренных широт). Эти потоки порождают в окрестности 60° с.ш. восходящие воздушные потоки, в котором происходит конденсация водяного пара, приводящая к снегопадам, дождям и грозам [Vosel et al., 2021].

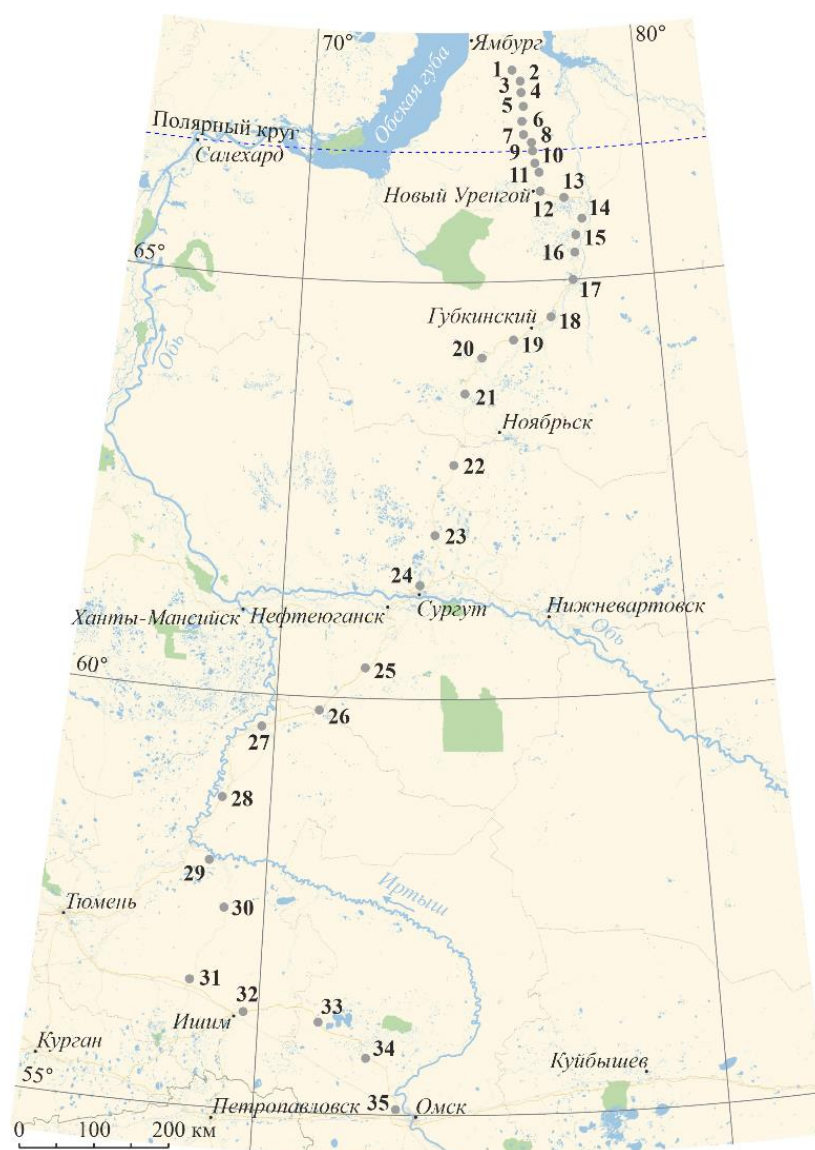


Рисунок 1.2 – Точки пробоотбора на территории Западной Сибири [Vosel et al., 2021]

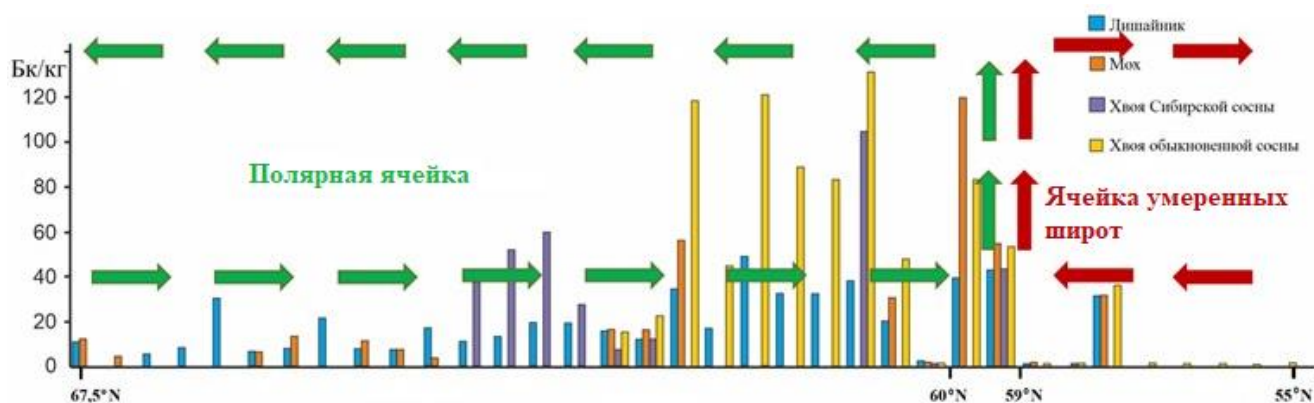


Рисунок 1.3 – Удельная активность ^{137}Cs во мхах, лишайниках и хвое по трансекту с север на юг с границей между полярной ячейкой и ячейкой умеренных широт [Vosel et al., 2021]

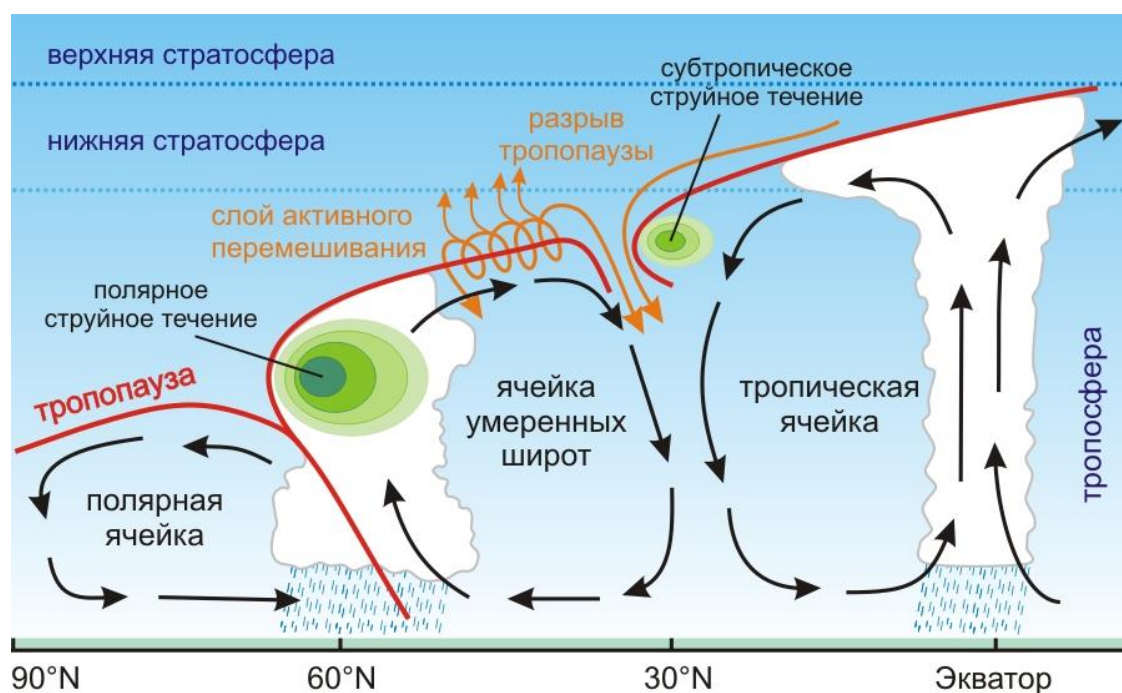


Рисунок 1.4 – Схема глобальной циркуляции атмосферы [Baskaran, 2011; Vosel et al., 2021]

Исследования мхов и лишайников как севера, так и юга Западной Сибири, в основном, направлены на изучение загрязнения региона радионуклидами искусственного происхождения, такими как ^{137}Cs и/или ^{90}Sr [Сухоруков и др., 2000; Щербов и др., 2000; Ефремова и др., 2002; Страховенко и др., 2005, 2008, 2016; Vosel et al., 2021; Мезина, Мельгунов, 2022] и естественными, такими как ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K [Malikova et al., 2019]. Поэтому в работе [Vosel et al., 2020] исследовали содержание естественных радионуклидов (^7Be и ^{210}Pb) во мхах *Hylocomium splendens* и лишайниках *Cladonia stellaris* в районе Нового Уренгоя. На данной территории наблюдаются высокие удельные активности ^{210}Pb во мхах и лишайниках по сравнению с хвоей кедра и лиственницы. Это объясняется низкой скоростью роста мхов и лишайников, а значит и большим количеством пылевых частиц на единицу массы и/или, наоборот, смыванием большей части пылевых частиц, захваченных хвоей деревьев, дождем [Spickova et al., 2010]. Также стоит отметить, что регион характеризуется достаточно близкими содержаниями ^7Be в лишайниках (53-248 Бк/кг) и мхах (57-263 Бк/кг). Значения удельных активностей ^{210}Pb в лишайниках составляют 86-634 Бк/кг и 220-806 Бк/кг во мхах [Vosel et al., 2020].

Поскольку напочвенные лишайники и мхи характеризуются значительными видовыми колебаниями накопительной способности, для целей биоиндикации рекомендуется использовать не отдельные виды, а мохово-лишайниковый покров в целом [Нифонтова, 1997]. Мохово-лишайниковый покров может фиксировать от 50 до 80% радионуклидов, поступающих на земную поверхность с аэральными выпадениями и на продолжительное время задерживать последующие процессы миграции и перераспределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове [Бязров, 2002, 2005; Нифонтова, 2003, 2005].

1.4 Снеговые атмосферные выпадения как один из важнейших источников поступления химических элементов, в том числе радионуклидов, в наземные экосистемы

Одним из путей загрязнения различных объектов (компонентов) окружающей среды является перенос воздушных масс и выпадение атмосферных осадков [Пучков и др., 2020]. Атмосфера является одним из важных объектов хранения и переноса радионуклидов искусственного и космического происхождения, а ее приземный слой является переносчиком радионуклидов земного происхождения. Основными носителями радионуклидов в атмосферном воздухе являются аэрозоли – дисперсные системы, которые состоят из твердых или жидких частиц, находящихся во взвешенном состоянии в газообразной среде. Атмосферные выпадения аэрозолей, в частности атмосферная пыль, как естественного происхождения, так и техногенного, являются главной причиной загрязнения наземных экосистем [Nesterov, Mosin, 2010; Нестеров и др., 2019]. На сегодняшний день, одним из самых доступных, удобных и надежных способов получения информации о поступлении загрязняющих веществ из атмосферы на подстилающую поверхность является исследование снежного покрова [Бортникова и др., 2009; Таловская и др., 2014с]. Снежный покров является природным депонентом, который накапливает информацию об атмосферных поступлениях за достаточно большой промежуток времени от первого выпадения поздней осенью до его таяния весной [Veysseyre et al., 2001]. Его загрязнение происходит в результате двух процессов. Во-первых, захват поллютантов при формировании снежинок в облаках, и их постепенного осаждения от места образования через приземный слой атмосферы в составе снегопадов различной интенсивности – так называемое «мокрое» выпадение. Во-вторых, загрязнение уже упавшего снега после сухого осаждения загрязняющего материала терригенного и техногенного происхождения, поступающего на земную поверхность в составе аэрозолей и пылевых частиц, не связанных со снегом – «сухое» выпадение [Tranter et al., 1986; Loseto et al., 2004; Larose et al., 2010].

Изучение состава снежного покрова может дать информацию не только о пространственном распределении и интегральном поступлении загрязняющих веществ, в том числе естественных и искусственных радионуклидов, на земную поверхность за весь период снегонакопления без разделения вкладов сухой и мокрой компоненты, но и об интенсивности воздействия источников выбросов.

Начиная с середины 90-х годов и по настоящее время, исследованием загрязнения снежного покрова (пылеаэрозольные выпадения, твердый осадок снега) на территории Западной Сибири занимаются ученые из **Томска** [Сарнаев и др., 1995; Язиков, Рихванов 1996; Шатилов, 2001; Язиков и др., 2004, 2013, 2016; Язиков, 2006, 2009; Иванов, 2007; Таловская и др., 2007, 2012, 2013, 2014а, 2014б, 2014с, 2019, 2021; Таловская, 2008, 2022; Филимоненко и др., 2012, 2013;

Filimonenko et al., 2014; Talovskaya et al., 2014a, 2014b; Osipova et al., 2015; Большунова, 2015; Филимоненко, 2015; Шахова, 2018; Будаева и др., 2021; Володина и др., 2021, 2022], **Новосибирска** [Смоляков и др., 1997; Артамонова и др., 2007, Бортникова и др., 2009; Артамонова, 2011, 2012a, 2012b, 2014a, 2014b, 2020; Рапута и др., 2011, 2014, 2015; Ермолов и др., 2014; Юркевич и др., 2014; Artamonova, 2016; Chumbaev, Tanasienko, 2016; Мельгунов и др., 2016; Артамонова, Попов, 2017; Gustaytis et al., 2018; Мезина (Золотухина), Мельгунов, 2018; Melgunov et al., 2019; Мезина и др., 2019, 2020; Mezina et al., 2020a, 2020b; Малов и др., 2020], **Красноярска** [Стримжа и др., 2012; Берсенева, 2016] и **Алтайского края** [Павлов и др., 2009; Андрухова и др., 2011].

Большая часть представленных выше работ посвящена изучению содержаний естественных изотопов уранового и ториевого рядов в твердом осадке снега, а также исследованию химического и вещественного составов снегового покрова на урбанизированных территориях в зонах воздействия разнопрофильных промышленных предприятий. Несколько работ посвящено изучению уровня концентраций радиоактивных элементов (урана, тория) в снежном покрове на фоновых или условно-фоновых территориях.

По данным [Сарнаев и др., 1995] был выявлен более высокий уровень концентрации ^{239}Pu , ^{238}U и ^{235}U в снеговых пробах г. Северска по сравнению с г. Томском. При этом все повышенные концентрации изотопов урана наблюдались вблизи Сибирского химического комбината (СХК), а отношение $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$, равное 0,635, указывает на их явное техногенное происхождение.

В работе [Язиков, Рихванов 1996] исследуемые территории условно разделены на три группы в зависимости от источника вещества в твердом осадке снега и величины торий-уранового отношения в нем: урановая природа – преобладание техногенной составляющей и отношение Th/U = менее 3 (г. Томск), смешанная – смешивание природных и техногенных примесей и Th/U = 2-6 (г. Северск, г. Междуреченск) и ториевая – преобладание природной составляющей и Th/U = больше 6 (г. Стрежевой). В населенных пунктах, где основным видом отопления являются котельные на угле, в снеге были зарегистрированы повышенные концентрации урана (Степановка-1, Аникино). Территория г. Стрежевого, где отсутствуют крупные промышленные предприятия и котельные работают на газе, была принята за региональную фоновую территорию.

Немного позже [Шатилов, 2001; Язиков и др., 2004] показали, что вещественный состав пылеаэрозольных выпадений и содержание радиоактивных элементов в твердом осадке снега отражают геохимическую специфику промышленных производств.

В публикациях [Язиков, 2006, 2009; Язиков и др., 2016] было выделено три области по величине торий-уранового отношения в твердом осадке снега урбанизированных территорий и отметили особые тенденции, связанные преимущественно со спецификой производства, типом

промышленной пыли и их фракционным составом. Для первой выделенной области характерны пониженные значения содержаний радиоактивных элементов (отношение Th/U равно более 5 единиц – ториевая природа), которые были зарегистрированы в фоновых районах Западно-Сибирского региона и районах нефтегазодобычи. Вторая область характеризуется смешанной природой поступления естественных радиоактивных элементов (отношение Th/U изменяется от 2 до 5) за счет производственной и строительной пыли, а также влияния теплоэнергетического комплекса. Для третьей области характерны повышенные концентрации урана (отношение Th/U близко к 1 и ниже), которые были зарегистрированы в районах с редкометалльным (Ульбинский комбинат в Восточном Казахстане) и горнодобывающим (Тейское железорудное месторождение в Хакасии) производствами.

В работе [Таловская, 2008] показано, что на территории г. Томска средние содержания урана в твердом осадке снега составляют 2,8 мг/кг, а тория – 6,7 мг/кг. Также отмечено, что основные ореолы радиоактивных элементов фиксируются на территории Октябрьского района г. Томска. Поступление радиоактивных элементов в атмосферу города связано преимущественно со сжиганием угля (Томская «ГРЭС-2», частный сектор и др.), что подтверждается исследованиями [Арбузов, Ершов, 2007]. Затем в работе [Таловская и др., 2014b] авторы обнаружили повышенные средние концентрации урана в пробах снега из Кожевниковского района (превышение фона в 22 раза), расположенного на юго-западе от Томск-Северской промышленной агломерации и граничащего с Новосибирской областью, Асиновского района (превышение фона в 17 раз) – на северо-востоке от агломерации.

В [Будаева и др., 2021] рассмотрен характер распределения содержаний урана и тория в твердом осадке снега на территории г. Юрга. Содержание урана в твердом осадке снега варьирует от 5,8 до 11,4 мг/кг, а тория от 11,7 до 26,9 мг/кг. Ореолы высоких содержаний этих элементов приурочены к району расположения ТЭЦ, находящегося в промышленной зоне, и к частному сектору с печным отоплением. В тоже время в работе [Таловская и др., 2021] представлены исследования уровня антропогенного загрязнения радиоактивными элементами (уран и торий) в зоне воздействия разных теплоэлектростанций (ТЭС) юга Западной Сибири (Омск, Томск, Северск, Кемерово и Юрга) по результатам изучения состава снегового покрова как планшета-накопителя аэрозольных выпадений. Для всех изучаемых проб характерна техногенная радиогеохимическая специализация и отмечается преимущественно смешанная природа поступления радиоактивных элементов. В пробах твердого осадка снега из зоны воздействия ТЭС, использующие кузнецкие угли (Томск, Северск, Кемерово, Юрга) выявлены наиболее высокие концентрации урана и тория в сравнении с результатами исследования проб их районов расположения ТЭС, где сжигаются экибастузские угли (Омск). Близкие уровни накопления радиоактивных элементов, а также величины Th/U отношения в пробах и золе уноса указывают

на источники поступления этих элементов как сжигание угля. В пробах выявлены частицы, содержащие уран в форме оксидов и фосфатов. На примере одной из изученных ГРЭС выявлено, что уран и трансурановые элементы в пробах находятся в молекулярно-рассеянной форме, а изотопы ^{235}U и ^{238}U в основном связаны с оксидами железа и марганца, труднорастворимыми соединениями.

Что касается г. Новосибирска и его окрестностей, то по данным [Артамоновой, 2012b] впервые выявлено, что в аэрозолях района Новосибирского завода химических концентратов (НЗХК) уран имеет техногенное происхождение и обогащен изотопом ^{235}U (в среднем соотношение $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ составляет 107,78). Соотношение $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ в районе Новосибирского оловокомбината (ОК) в среднем составляет 134,94, что также несколько меньше природных соотношений. Смещение изотопного соотношения $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ и высокие валовые содержания U, Th в аэрозолях служат геохимическими индикаторами выбросов НЗХК (источника существенного техногенного аэрозольного загрязнения).

В [Артамоновой, 2020] было показано, что на фоновом участке (район пос. Плановый – 12 км к юго-западу от города) среднее содержание тория и урана составило 7,0 и 2,43 г/т, что близко к кларковому содержанию (Th – 7,8 г/т и U – 2,0 г/т) в почвах. Среднее отношение Th/U в фоновых аэрозолях составило 2,86, что говорит о преимущественно природном происхождении аэрозолей. Больше всего Th – 12,3 г/т и U – 5,0 г/т наблюдается в окрестностях НЗХК. В целом, в аэрозолях на территории г. Новосибирска наблюдались низкие значения Th/U отношения (близкие к 2,5), а главными источниками радиоактивных элементов (тория и урана) являются выбросы ТЭЦ.

В работе [Володина и др., 2021] осуществляла оценку содержаний радиоактивных элементов в пробах твердой и жидкой фаз снегового покрова, отобранных в окрестностях цементных заводов на территории Кемеровской (завод 1) и Новосибирской (завод 2) областей. Содержания урана и тория выше в твердой фазе снегового покрова по сравнению с жидкой, за исключением содержаний U в пробах из района расположения цементного завода 2. Коэффициенты концентрации показали, что содержания U в пробах снегового покрова больше, чем содержания Th. Наибольшие содержания U и Th выявлены в пробах из окрестностей цементного завода 1, отобранных в жилой части рассматриваемой территории. Наибольшие уровни концентрации U и Th найдены в пробах из зоны влияния цементного завода 2.

Помимо естественных радионуклидов в снеговых выпадениях могут также присутствовать радиоизотопы атмосферного происхождения такие, как ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs . В мировой практике доказано, что более 80% ^7Be и ^{210}Pb , находящихся в нижних слоях атмосферы, осаждаются непосредственно с «мокрыми или влажными» выпадениями (дождь, снег) [Baskaran, 1995].

Существует большое количество исследований, связанных с изучением процессов, регулирующих поведение ^7Be , ^{210}Pb в воздушной среде и их вымывании из атмосферы в составе дождевых осадков. Вместе с тем, в литературе встречается очень мало исследований, содержащих сведения о ^7Be , ^{210}Pb в свежес выпавшем снегу [Dibb, 1990; Dibb, Jaffrezo, 1993; Gaffney et al., 1994; Сапожников и др., 2006; Дружинин, Киселев, 2009, 2015]. Такие исследования актуальны только для регионов, где характерен длительный (более нескольких месяцев) период устойчивых отрицательных температур с установлением постоянного снежного покрова. Так, удельная активность ^7Be и ^{210}Pb в свежес выпавшем снегу на двух участках Гренландии варьировалась от 401 до 1037 мБк/кг и от 41 до 109 мБк/кг (Dye 3); от 44 до 1275 мБк/кг и от 1,9 до 111 мБк/кг (Summit) соответственно [Dibb, 1990; Dibb, Jaffrezo, 1993]. Значения средней удельной активности ^7Be и ^{210}Pb в свежес выпавшем снегу на территории округа Сокорро в штате Нью Мексико составили 366 и 42 мБк/л [Gaffney et al., 1994]. По данным [Сапожников и др., 2006] средняя удельная активность ^7Be в снегу составляет примерно 0,2 Бк/л талой воды и 0,7 Бк/л в дождевой воде. Активность ^7Be в снеге в г. Архангельске варьировалась от 0,007 (февраль) до 0,357 (ноябрь) Бк/кг в зависимости от интенсивности выпадения осадков [Дружинин, Киселев, 2009]. Позже эти авторы [Дружинин, Киселев, 2015] опубликовали данные о вариации активности ^7Be в атмосферных осадках (дождь и снег) от 0,03 до 12,9 Бк/л и 0,007 до 2,51 мБк/м³ в приземном воздухе.

Практически отсутствуют широко известные данные по исследованиям совместного сезонного атмосферного поступления ^7Be и ^{210}Pb , основанным на изучении интегральных проб снега, накопленных в зимний период на той или иной территории. В этом плане абсолютно неизученным остается такой обширный регион как Западная Сибирь, расположенный в северной части центральной Евразии. Территория Западной Сибири с юга и севера ограничена 49° и 73° с.ш., с запада на восток – 60° и 90° в.д. Время ежегодного устойчивого снегового покрова для этой территории варьирует от 5-6 месяцев на юге и до 8-9 месяцев на севере в Арктической зоне [Mezina et al., 2020b].

В 2016 году впервые была проведена оценка характера распределения плотностей выпадения ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs в составе снеговых выпадений, выпавших на территории различных ландшафтных (лесостепная, горно-таежная и предгорная) зон юга Западной Сибири [Мельгунов и др., 2016]. Для Алтайского региона наблюдается тенденция снижения величины плотности выпадения ^{210}Pb при движении от лесостепной к предгорной и далее к горно-таежной ландшафтной зоны. Более низкие значения плотности выпадения ^{210}Pb в лесостепной зоне отмечаются в северо-восточной части Новосибирской области. Характер распределения величины плотности выпадения ^7Be несколько иной. Наибольшие ее значения соответствуют

лесостепной и предгорной зонам, а самые низкие – горно-таежной ландшафтной зоне республики Алтай [Мельгунов и др., 2016].

Чуть позже в работе [Melgunov et al., 2019] были представлены данные о содержании и плотности выпадения ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs в составе дождевых и снеговых осадков, выпавших на территории ряда районов юга Западной Сибири. Средние удельные активности ^{210}Pb и ^7Be в дождевых водах, собранных в весенне-осенний период 2017 года, с учетом вклада всех фракций взвешенного вещества составляют 242 и 2434 мБк/л, соответственно. Эти же показатели для снеговых вод, полученных при таянии образцов снега, характеризующих единичные снегопады и отобранные в зимние периоды 2017 года, составляют 506 и 1611 мБк/л. Отношение $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ в дождевых водах более чем в три раза выше, чем в снеговых: 10,1 против 3,2 соответственно. Изучение интегрального снегопада, накопленного за пять месяцев зимы 2016-2017 гг., показало, что максимальные значения плотностей выпадения ^7Be и ^{210}Pb зафиксированы в предгорной зоне Алтайского края (п. Колывань) – 618 и 171 Бк/м², соответственно. Минимальные значения (104 и 27 Бк/м²) зарегистрированы в высокогорной зоне на Семинском перевале в республике Алтай. Для горно-таежной зоны плотности выпадения ^7Be и ^{210}Pb составляют 164 и 50 Бк/м², для лесостепной варьируют в пределах 237-340 и 73-93 Бк/м² соответственно. Плотность выпадения ^{137}Cs на два-три порядка меньше, чем для ^7Be и ^{210}Pb , и не превышает 1 Бк/м² во всех изученных точках.

Как правило, ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs находятся в дождевых и снеговых водах в составе взвешенного вещества, представляющего собой сложную смесь частиц терригенного материала различной природы и размера. Его основу составляют пылевые частицы почвы, мелкозернистого песка, органических растительных остатков размерностью $10\text{-}10^3$ мкм, тонкодисперсные глинистые и аэрозольные частицы размерностью $10^{-1}\text{-}10^2$ мкм, наноразмерные аэрозольные частицы, коллоиды [Papastefanou, 2006; Ioannidou, Paatero, 2014].

Весь накопленный в снеговых выпадениях материал, включая загрязняющие вещества такие как тяжелые металлы, радиоактивные элементы и радионуклиды, при таянии весной попадает в наземные экосистемы (мхи, лишайники, лесные подстилки, почвы, донные отложения, торфяники и др.), где может накапливаться в достаточно больших концентрациях.

1.5 Оценка меры радиационного воздействия на живые организмы

Каждый живой организм на планете, включая человека, подвергается воздействию как естественных, так и искусственных источников ионизирующего излучения. Под ионизирующим излучением (ИИ) понимается любое излучение, взаимодействие которого со средой приводит к образованию электрических зарядов разных знаков. Видимый свет и ультрафиолетовое излучение в понятие «ионизирующее излучение» не входят [Зарипова, 2008].

Основную часть облучения население Земли получает от естественных источников ионизирующего излучения. Большинство из них таковы, что избежать облучения от них совершенно невозможно. На протяжении всей истории существования Земли разные виды излучения падают на поверхность Земли из космоса и поступают от радиоактивных веществ, находящихся в горных породах, почвах, воздухе и воде.

Ионизирующие излучения, как известно, не имеют цвет, вкус, запах или какие-либо другие свойства, которые позволили бы человеку регистрировать их. По этой причине выявление и измерение излучения осуществляют путем количественной регистрации физических и химических эффектов, возникающих при взаимодействии ионизирующих излучений с веществом, а также биологических реакций облученных организмов [Галютдинова, Дружинская, 2016].

Общим свойством ионизирующих излучений является их способность ионизировать атомы, входящие в состав различных компонент окружающей среды, включая человека. Они обладают проникающей способностью, способны поглощаться и рассеиваться, а также оказывают биологическое действие. В биологических объектах повреждённые ионизирующим излучением молекулы и образовавшиеся ионы вступают в сложные реакции с органическими тканями, что приводит к появлению специфических радиационных эффектов, которые могут прямо или косвенно проявляться на разных уровнях биологической организации от субклеточных структур до популяций и экосистем [Сазыкина и др., 2022].

Основной величиной для оценки степени воздействия ионизирующего излучения на организм является поглощённая доза. Поглощённая доза – отношение средней энергии, переданной ионизирующим излучением веществу в элементарном объеме, к массе вещества в этом объеме, и выражается в единицах грея (Гр). В биологическом отношении важно не просто знать дозу ионизирующего излучения, но и время, за которое она была получена. Поглощённая доза, полученная в единицу времени, называется мощностью поглощенной дозы (нГр/ч, мкГр/сут, мГр/год) [Зарипова, 2008; Физические..., 2017].

Применительно к человеку с учетом коэффициента качества излучений и разной радиочувствительности отдельных органов для оценки биологических эффектов используют понятие эффективной дозы. Единицей измерения эффективной дозы является «зиверт» (Зв) [Радиоэкологическая ..., 2015].

В отличие от человека, для которого оцениваются, как правило, эффективные дозы за год, для биоты производится оценка поглощенных доз за более короткие промежутки (сутки или часы). В отдельных случаях для оценки доз внутреннего облучения от α -излучателей производят оценку эквивалентной дозы в тканях или во всем организме [Радиоэкологическая ..., 2015].

Оценка доз облучения человека и живых организмов может быть произведена как непосредственно на основе экспериментальных данных, так и выполнена расчётным путём. Как

правило, мощность поглощенной дозы рассчитывается на основе измеренных или рассчитанных концентраций активности радионуклидов в живых организмах и в окружающей среде (почве, воде или отложениях) с использованием коэффициентов преобразования дозы для конкретных радионуклидов, полученных для эталонных организмов в зависимости от среды обитания, размера мишени и пути воздействия [Карпенко, 2020].

Мощности дозы облучения организмов биоты зависят от удельной активности и распределения радионуклидов в компонентах экосистем, размеров и особенностей поведения организмов, типа и энергии ионизирующего излучения.

При оценке величины радиационно-экологического воздействия учитываются следующие пути облучения организмов: внешнее облучение от объектов окружающей среды, внутреннее облучение от радионуклидов, накопленных организмами биоты. В соответствии с принципом необходимости учета множественных путей радиационного воздействия рассматривается каждый из этих путей, и оценивается его роль в формировании дозы облучения объектов биоты [Практические ..., 2015].

ГЛАВА 2. ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1 Описание объектов исследования и их местоположения

Исследования проводили на территории Арктического и южного регионов Западной Сибири в период с 2017 по 2022 гг. Исследуемые территории Арктического региона находятся в Пуровском, Тазовском и Надымском районах ЯНАО, а южной части в Новосибирской области и Алтайском крае (рисунок 2.1). Точки отбора проб расположены преимущественно в сосновых лесах, но в разных ландшафтных условиях. На территории ЯНАО – это лесотундра и северная тайга. На территории Новосибирской области и Алтайского края – лесостепь, в том числе Бурлинский ленточный бор Алтайского края, который полностью расположен на дюнном рельефе в пределах левобережной лесостепи [Хрусталева, 2008].



Рисунок 2.1 – Территории проведения исследований в Арктическом и южном регионах Западной Сибири

В качестве объектов исследования выбраны сквозные компоненты наземных экосистем:

1. зеленые гилокомиевые мхи *Hylocomium splendens* (рисунок 2.2a);
2. эпигейные кустистые лишайники *Cladonia stellaris* (рисунок 2.2б);
3. сезонные снеговые выпадения – как важнейший источник поступления химических элементов, в том числе и радионуклидов, на поверхность рассматриваемых экосистем;
4. лесная подстилка, подстилающие почвы – как основной источник внешнего гамма-излучения.

Всего вовлечено в исследование 170 образцов лишайников, 72 образца мха, 57 образцов снеговых выпадений, 27 образцов лесных подстилок и 35 образцов подстилающих почв.

Идентификация лишайников проведена традиционными лихенологическими методиками, изложенными в Определителе лишайников СССР, выпуск 2 [Окснер, 1974]. При определении использовались также определители [Определитель ..., 1971, 1975, 1977, 1978; Определитель ..., 1996, 1998, 2003, 2004] и другие определители и ключи.



а)

б)

Рисунок 2.2 – Сквозные компоненты биогеоценоза: а) мох *Hylocomium splendens*; б) лишайник *Cladonia stellaris*

2.2. Природно-геологические особенности исследуемых районов

2.2.1 Алтайский край

Географическое положение. Алтайский край расположен на юго-востоке Западной Сибири (в пределах 51-54° с.ш. и 78-86° в.д.). На юге и востоке граничит с Восточно-Казахстанской и Павлодарской областями республики Казахстан, на юго-востоке с республикой Алтай, а на севере и северо-востоке с Новосибирской и Кемеровской областями.

Рельеф. Алтайский край расположен в зоне соединения Западно-Сибирской равнины и Алтае-Саянской горной области. В равнинной части края в направлении с запада на восток расположены Кулундинская равнина (сложена нижнечетвертичными отложениями, перекрытыми новейшими отложениями покровной толщи, состоящей из песков, супесей, реже – суглинков), Приобское плато (сложено песчано-глинистыми отложениями, перекрытыми лессовидными суглинками), широкая долина Оби и Бийско-Чумышская возвышенность, ограниченные предгорными цокольными равнинами – Предсалаирской на востоке и Предалтайской на юге [Бондарев, 1995; Бурлакова, Пудовкина, 1995].

Геологическое строение. Большая часть территории Алтайского края принадлежит южной окраине молодой Западно-Сибирской платформы. Вдоль северо-восточной и юго-восточной границ выделяются фрагменты складчатых систем западной части Алтае-Саянской складчатой области. С юга и юго-востока заходят структуры Алтайской складчатой системы: антиклинории каледонской зоны Горного Алтая сложены вулканогенными, кремнисто-терригенными и

флишоидно-терригенными толщами среднего кембрия – нижнего ордовика. Они перекрыты карбонатно-терригенными и кремнисто-сланцевыми отложениями ордовика и силура (основание зоны предположительно докембрийское). Наложенные впадины и грабены (Коргонский и др.) выполнены вулканогенными и обломочными породами (молассами) девона. Отложения прорваны девонскими и позднепалеозойскими гранитоидами. В герцинской зоне Рудного Алтая широко распространены вулканиты, туфы, туфогенно-терригенные образования и гранитоиды девонско-каменноугольного краевого вулканоплутонического пояса. Вдоль северо-восточной границы края протягивается герцинское складчатое сооружение Салаирского кряжа, образованное осадочными и вулканогенными сериями от верхнего протерозоя до начала карбона. На севере края в излучине Оби (к северо-востоку от г. Камень-на-Оби) – фрагмент позднегерцинской Томь-Колыванской складчатой зоны (вулканогенные и терригенные, отчасти угленосные, толщи от девона до перми). В основании Бийско-Барнаульской впадины Западно-Сибирской платформы (плиты) выделяется древний Барнаульский массив, который огибают палеозойские складчатые структуры. Осадочный чехол небольшой мощности сложен неогеновыми песчано-глинистыми гипсоносными отложениями и неоген-четвертичными озёрными и аллювиальными песками и глинами [Козырева, Рыгалова, 2013].

Климат. Предгорная и приобская части края имеют умеренный климат, переходный к резко континентальному, формирующемуся в результате частой смены воздушных масс, поступающих из Атлантики, Арктики, Восточной Сибири и Средней Азии. Среднегодовая температура – положительная. Средние максимальные температуры июля +26...+28 °С, экстремальные достигают +40...+41 °С. Средние минимальные температуры января -20...-24 °С, абсолютный зимний минимум -50...-55 °С. Безморозный период продолжается около 120 дней. Наиболее сухой и жаркой является западная равнинная часть края. К востоку и юго-востоку происходит увеличение осадков от 230 мм до 600-700 мм в год. Среднегодовая температура повышается к юго-западу края. Благодаря наличию горного барьера на юго-востоке края господствующий западно-восточный перенос воздушных масс приобретает юго-западное направление. В летние месяцы преобладают северные ветры [Официальный сайт Алтайского края].

Почва. Сложность и неоднородность почвенного покрова края обусловлена его географическим положением в различных природных зонах (почвы горной области и равнинной области). Почвы равнины представлены каштановыми, серыми лесными, различными подтипами черноземов, лугово-черноземными и луговыми, дерново-подзолистыми типами. Почвы горных территорий представлены горно-луговыми, горно-лесными различного типа, горными черноземами, солонцами и солончаками [Занин, 1958].

Растительность. На территории края представлены следующие типы растительности: леса, степи, луга, болота, тундры, кустарниковая, береговая, водная, горная и скальная. Флора Алтайского края насчитывает 2186 видов высших сосудистых растений, в том числе 1886 аборигенных и 300 адвентивных, около 400 видов мхов, лишайников около – 700 видов [Козырева, Рыгалова, 2013].

Животный мир. На территории края обитает около 90 видов млекопитающих (рысь, косуля, волк и др.), зарегистрировано более 270 видов птиц (лебедь-кликун, тетерев, серый гусь и др.), в водоемах обитает 33 вида рыб (стерлядь, щука, окунь, судак и др.) [Козырева, Рыгалова, 2013].

2.2.2 Новосибирская область (НСО)

Географическое положение. Большая часть НСО расположена на юго-востоке Западно-Сибирской равнины, а крайняя восточная часть находится в пределах гор Южной Сибири. На севере граничит с Томской областью, на юго-западе – с Казахстаном, на западе – с Омской областью, на юге – с Алтайским краем, на востоке – с Кемеровской областью.

Рельеф. Рельеф НСО преимущественно равнинный. В западной части области центральное место занимает Барабинская низменность с высотами 90-150 м. На севере низменность постепенно сменяется Васюганской возвышенной равниной, а на юге сливается с Кулундинской низменной равниной (высота изменяется от 90 до 150 м). На востоке области расположено Приобское плато, поверхность которого разделена долиной реки Обь на левобережную и правобережную части. Рельеф крайней восточной части области представлен низкими горами Салаирского кряжа (с высотами до 500 м), с юга к Салаиру примыкает Присалаирская равнина, на север от него располагается северо-западная часть кузнецкой котловины [Кравцов, Донукалова, 1999].

Геологическое строение. Большая часть территории области находится на юго-востоке Западно-Сибирской платформы, состоящей из складчатого фундамента и осадочного чехла. На древнюю поверхность фундамент выходит в окрестностях Новосибирска и вскрывается в речных долинах правобережья Оби. Он выполнен смятыми в складки известняками, глинистыми сланцами, песчаниками, также встречаются магматические породы. В западной части НСО осадочный чехол выполнен породами юрского, мелового, палеогенового, неогенового и четвертичного периодов. В восточной части области чехол состоит в основном из пород четвертичного периода, реже – неогенового. Преобладают рыхлые песчаные и глинистые породы и их уплотненные варианты (алевролиты и аргиллиты). Отмечается чередование морских отложений мелового периода и континентальных отложений верхнего палеогенового, неогенового и четвертичного периодов. Территория Салаирского кряжа выполнена нижнепалеозойскими (кембрий, ордовик и силур) известняками, песчаниками, кварцитами, аргиллитами и вулканическими породами.

С севера и запада складчатые структуры Салаирского кряжа ограничены Горловским и Кузнецкими тектоническими прогибами. В основном представлены отложениями девона, карбона и перми, и состоят из песчаников, аргиллитов и алевролитов. Также огромные площади поверхности НСО выполнены суглинками и глинами [Сакс, 1978; Кравцов, Донукалова, 1999].

Климат. Климат НСО обусловлен ее географическим положением внутри материка Евразии с соответствующим циркуляционным и радиационным режимом. Климат области континентальный, с резкими контрастами. Продолжительность безморозного периода в разные годы колеблется от 90 до 135 дней. Годовая сумма осадков в области изменяется от 225 мм (на юго-западе) до 450-500 мм (на северо-востоке). Характерны также неравномерно выраженные сезоны года: суровая и продолжительная зима, короткое и жаркое лето, краткие и переходные весна и осень. Среднегодовая температура воздуха – отрицательная. Самый холодный месяц – январь (средняя температура = - 19,5 °С), а самый теплый – июль (средняя температура = + 18,0 °С) [Сакс, 1978]. Зима начинается в конце октября-начале ноября и продолжается 150-160 дней. Зимой в области выпадает до 30% годового количества осадков. Мощность снежного покрова варьируется от 45 до 50 см на севере и от 25 до 30 см на юге [Сакс, 1978].

Почвы. НСО расположена в лесной, лесостепной и степной зонах. На севере области сформированы подзолистые и дерново-подзолистые почвы под хвойными и хвойно-лиственными лесами. Под лугово-степной и степной травянистой растительностью формируются черноземы. В северных районах лесостепи формируются выщелоченные черноземы, в южной и северной лесостепи образуются обыкновенные черноземы. На территории региона широко распространены болотные почвы, на западе большая часть региона занята солончаками и солонцами. Серые лесные почвы (переходный тип почв между дерново-подзолистыми и черноземами) формируются в подтаежной лиственно-лесной и лесостепных зонах. Также в области широко распространены луговые, лугово-черноземные, черноземно-луговые и аллювиальные почвы. Проявляются общие закономерности почв с запада на восток и с севера на юг [Сакс, 1978; Кравцов, Донукалова, 1999].

Растительность. Растительность области представлена темнохвойными, светлохвойными и лиственными лесами равнины, предгорными и горными лесами Салаирского кряжа, разнообразными болотами и лугами, степями и полями культурных растений. Многочисленны травянистые (семейства крестоцветных, бобовых, осоковых, злаковых, кустарниковые и др.) и древесные (лиственница сибирская, осина, сосна обыкновенная, пихта сибирская, кедр сибирский, береза пушистая, береза повислая и др.) растения, а также разнообразны виды грибов, водорослей, лишайников и мхов [Кравцов, Донукалова, 1999].

Животный мир. Животный мир области многочислен и разнообразен. Самую многочисленную группу составляют насекомые. Из позвоночных встречаются 32 вида рыб, земноводных и пресмыкающихся – 11, птиц – около 300, млекопитающих – 75 видов. Распространены парнокопытные (северный олень, лось, косуля), хищные (волк, лиса, бурый медведь, соболь и др.), грызуны (белка, мыши, сурок и др.), зайцеобразные (заяц-беляк, заяц-русак), насекомоядные (ушастый ёж, землеройки, крот) и рукокрылые (летучие мыши) [Кравцов, Донукалова, 1999].

2.2.3 Ямало-Ненецкий автономный округ

Географическое положение. ЯНАО расположен на севере Западно-Сибирской равнины и частично на восточных склонах Полярного Урала. Регион граничит на востоке с Красноярским краем, на юге с Ханты-Мансийским автономным округом – Югрой, на западе с Архангельской областью (Ненецкий автономный округ) и республикой Коми, а на севере омывается водами Карского моря. Около 50% территории автономного округа находится за Северным полярным кругом.

Рельеф. Рельеф округа представлен двумя частями: горной и равнинной. Основная часть равнинной территории округа характеризуется незначительными абсолютными отметками с небольшим понижением в центральной части, где расположены крупные долины рек Надыма, Пура и Таза. Эти плоские заболоченные участки (понижения) соответствуют Надымской, Пуровской и Тазовской низменностям [Ларин, 2004]. С востока к долине реки Таз примыкает западная часть Нижнеенисейской возвышенности. На водоразделе рек Таз и Пур расположена Пур-Тазовская возвышенность. Возвышенное междуречье Надыма и Пура занимает Ненецкая возвышенность. На севере полуостровов Ямал, Явай, Гыданский сформировались Ямальская и Северо-Гыданская низменности. Широкая долина нижней Оби соответствует Нижне-Обской низменности. Западная часть междуречья рек Мессояха и Русская относится к Хетской возвышенности. Среднетазовская возвышенность заходит на территорию округа своей юго-западной частью. Южная и юго-западная граница проходит по возвышенности Сибирские Увалы. На северном склоне Верхнетазовской возвышенности находятся истоки реки Таз и его притоков.

Геологическое строение. Горная часть округа представлена Полярным Уралом. Земная кора этого региона сложена протерозойскими метаморфическими породами и палеозойскими образованиями магматического, осадочного и метаморфического происхождения. Равнинная часть округа входит в состав Западно-Сибирской плиты. Основание плиты сложено палеозойскими породами магматического, осадочного и метаморфического происхождения. Фундамент перекрыт осадочными породами мезозойского и кайнозойского возраста. Наиболее древние горные породы ЯНАО относятся к протерозою [Чистякова, 2017].

Климат. Климат ЯНАО резко континентальный, в котором можно выделить три климатические зоны: арктическую, субарктическую и зону северной полосы Западно-Сибирской низменности [География ..., 2001]. Округ отличают суровая, продолжительная зима и короткое прохладное лето. Зима может длиться до 8 месяцев, температура воздуха может опускаться до - 60 °С. Наиболее теплый месяц на юге Ямала – июль, на севере – конец июля, август, в это время температура может подняться до + 30 °С на всей территории. Самый холодный месяц – январь, причем самые низкие температуры наблюдаются на юго-востоке округа с удалением от моря. Годовое количество осадков на Ямале составляет от 300 до 450 мм. Число дней в году со снежным покровом на Ямале составляет 230-250. Устойчивый снежный покров образуется в середине октября. Высота снежного покрова изменяется в течение зимы от 14-20 см (октябрь-ноябрь) до 45-50 см (в марте-апреле) [География ..., 2001].

Почвы. Территория ЯНАО располагается в трех природных зонах: тундре, лесотундре и северной тайге. В зоне тундры и лесотундры распространены почвы: арктотундровые, тундрово-глеевые, тундровые элювиально-глеевые, почвы пятен и трещин, тундровые иллювиально-гумусовые, тундрово-болотные, болотные мерзлотные, остаточно-торфяные. Почвы характеризуются наличием грубого торфа, малым содержанием гумуса (не более 2-4%). Почвообразующими породами в северной тайге являются моренные, водно-ледниковые и озерные отложения. На приречных участках – песчаные и супесчаные почвообразующие породы, где формируются подзолистые почвы. Почвенный покров Полярного Урала изучен пока недостаточно. В наиболее возвышенных частях широко распространены гольцовые ландшафты со щебнистыми осыпями и развалами каменных глыб. В понижениях формируются горные щебнистые и горные арктические почвы. На склонах гор распространены тундровые грубогумусовые, горные луговые, горные подзолистые и бурые грубогумусовые [Бакулин, Козин, 1996].

Растительность. В зоне тундры преобладают мхи, лишайники, многолетние травы, низкорослые и стелящиеся кустарники. В арктических тундрах развиты мхи, лишайники, травы, разнотравье (лютик северный, хвощ полевой, незабудка арктическая и др.). Для субарктических тундр характерно постоянное участие кустарников – карликовой березы (ерника), ивы (филиколистной, мохнатой и сизой), также растут таежные виды (багульник болотный, иван-чай и др.). Для моховых и мохово-лишайниковых тундр характерен плотный почвенный покров, образованный зелеными и сфагновыми мхами и лишайниками. В кустарниковых тундрах главное участие принимают кустарники – багульник, голубика, брусника, клюква и др. В лесотундре редколесья образованы лиственницей сибирской, в примеси к ней встречается ель сибирская и береза пушистая. Зеленые мхи составляют 60% площади, лишайники представлены кустистыми формами. Тайга характеризуется основными древесными породами такими, как лиственница

сибирская, сосна обыкновенная, ель сибирская, кедр сибирский. В качестве примеси встречаются ель, кедр, береза, а также могут встречаться черника, голубика, брусника, травянистый покров [География ..., 2001].

Животный мир. В округе 60 видов млекопитающих, 244 видов птиц, 2 вида рептилий, 6 видов амфибий, 36 видов рыб, 1 вид круглоротых. На территории Арктического побережья округа проживают нерпа и морской заяц. На пляжах и в прибрежных льдах встречаются моржи, из китовидных водится белуха. На островах и побережье Карского моря живет белый медведь. Видовой состав животных тундры представлен грызунами (лемминги и полевки), хищными зверями (песец, лисица, росомаха, горностай, ласка, тундровые волки). Самым главным животным округа считается олень. Животный мир тайги представлен бурым медведем, соболем, лисицей, грызунами, зайцами-беяками, лосями, северными дикими оленями и др. [География ..., 2001].

ГЛАВА 3. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

С 2017 по 2022 гг. проводились исследования на территории Арктического и южного регионов Западной Сибири. Во время экспедиционных работ в Арктическом регионе Западной Сибири (2018-2020 гг.) проводился отбор проб лишайников, мхов, интегральных проб снега, лесной подстилки и подстилающей почвы на территории Надымского, Пуровского и Тазовского районов ЯНАО (63°39' – 67°32' с.ш., 73°55' – 79°33' в.д.) (рисунок 3.1).

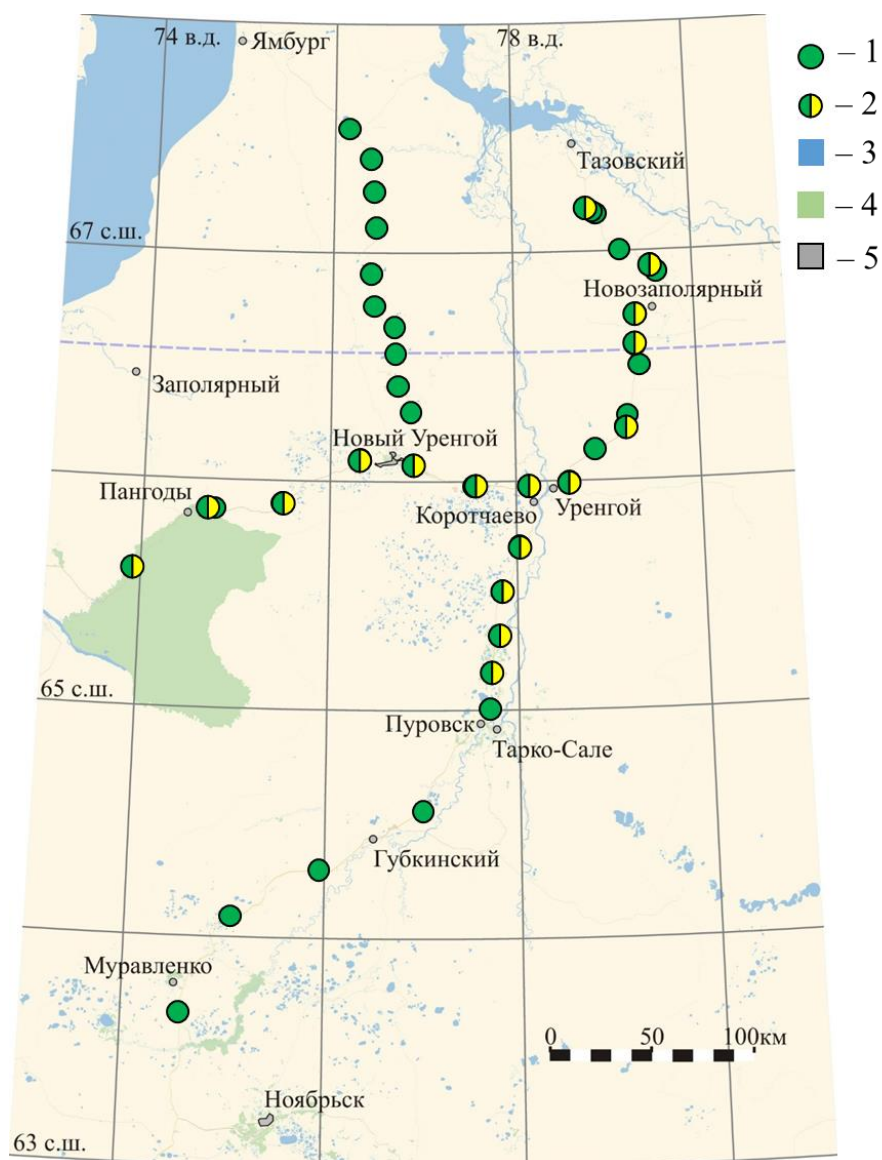


Рисунок 3.1 – Территории проведения исследований в Арктическом регионе Западной Сибири (1 – точки отбора лишайника, мха, подстилающей почвы, включая слой лесной подстилки; 2 – точки сопряженного отбора проб лишайника, мха, подстилающей почвы и интегральных проб снега; 3 – залив, реки, озера и моря; 4 – лес; 5 – территории города)

Наблюдение и отбор проб на территории ЯНАО осуществлялись вдоль автотрасс по двум условным направлениям: г. Надым – п. Уренгой (широтное направление), п. Ямбург – г. Новый Уренгой, п. Тазовский – п. Уренгой – г. Тарко-Сале – г. Муравленко (меридиональное направление).

Для лесотундровой зоны характерно присутствие разреженного леса, представленного в основном лиственницей, сибирским кедром и сосной. На поверхности почвы, как правило, присутствуют лишайники, мхи, слабо развитый травяной покров, низкорослые кустарники (карликовая березка, брусника, можжевельник, голубика и др.).

Экспедиционные работы в южном регионе Западной Сибири проводились с 2017 по 2022 гг. на территории Алтайского края и НСО ($53^{\circ}33' - 55^{\circ}43'$ с.ш., $80^{\circ}19' - 84^{\circ}59'$ в.д.). Пробы лишайников, мхов, лесной подстилки и подстилающей почвы отбирались в Бурлинском ленточном бору Алтайского края. Основную часть территории Бурлинского ленточного бора занимают сосновые и березово-сосновые леса. На поверхности почвы встречаются шиповник, рябина, брусника, ирис, гвоздика и около 70% площади всего бора занимает мохово-лишайниковый покров.

Отбор интегральных проб снега проводился в Первомайском и Тальменском районах Алтайского края, а также в Искитимском, Новосибирском, Ордынском и Тогучинском районах НСО. Отбор интегральных проб снега осуществлялся вдоль автотрасс г. Новосибирск – р.п. Колывань (северное направление), г. Новосибирск – п. Сибирский (южное направление), г. Новосибирск – р.п. Ордынское (юго-западное направление) и г. Новосибирск – с. Журавлево (восточное направление) (рисунок 3.2).

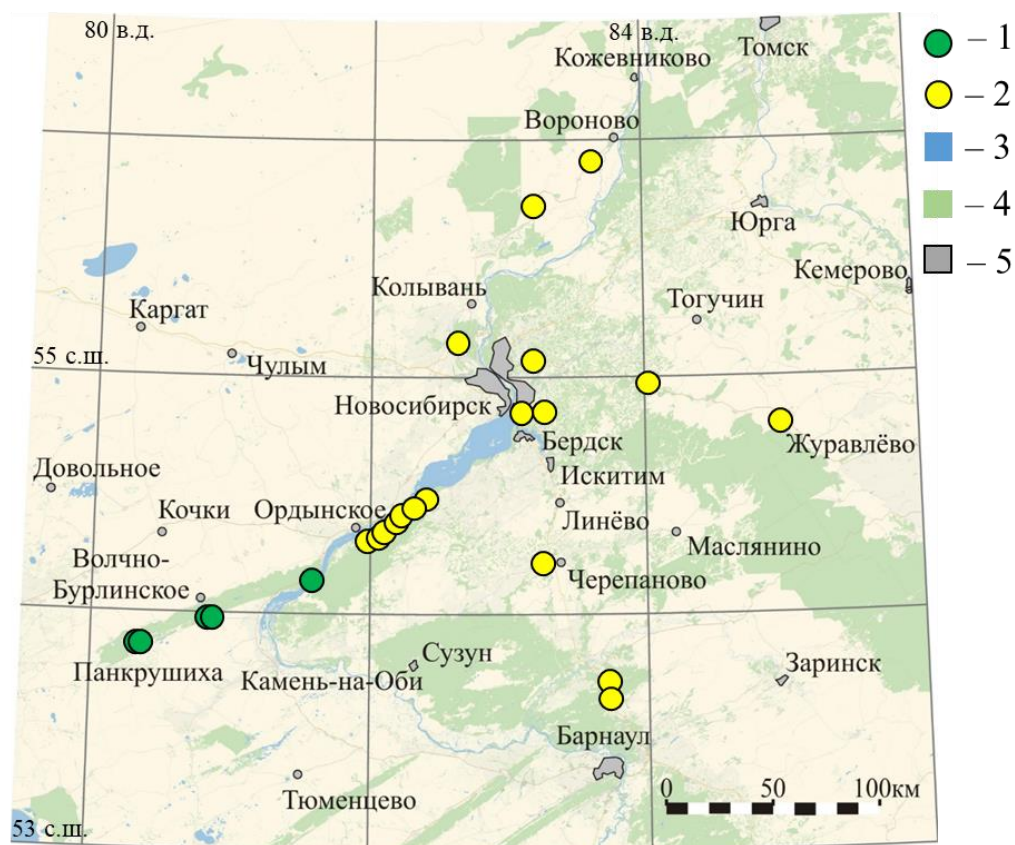


Рисунок 3.2 – Территории проведения исследований в южном регионе Западной Сибири (1 – точки отбора проб лишайника, мха, подстилающей почвы, включая слой лесной подстилки; 2 – точки отбора интегральных проб снега; 3 – залив, реки, озера и моря; 4 – лес; 5 – территории города)

3.1 Методики пробоотбора и пробоподготовки

3.1.1 Методика пробоотбора и пробоподготовки лишайников и мхов

Отбор проб лишайника и мха был проведен на территории ЯНАО и Бурлинского ленточного бора Алтайского края. Пробы лишайника вида *Cladonia stellaris* на территории ЯНАО были отобраны повсеместно, за исключением нескольких точек отбора. Покрытые мхом участки, пригодные для его отбора, были выявлены в половине точек наблюдения. Во многих случаях отбор не производился из-за тесного срастания покрова мха с другими видами и/или его перекрытием кустарниковой растительностью. Из покровов мха были отобраны пробы вида *Hylocomium splendens*. Данные виды лишайника и мха можно рассматривать как «сквозные» на исследуемых территориях.

При площадном исследовании мохово-лишайникового покрова существенное значение имеет учет мозаичного выпадения различных элементов из атмосферы, в том числе радионуклидов искусственного и естественного происхождения [Щербов и др., 2015]. В зависимости от решаемой задачи методы опробования мхов и лишайников были разными. Для того, чтобы показать усредненные значения концентраций ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах и для устранения эффекта локальной неоднородности распределения радионуклидов по площади в каждой точке наблюдения отбирали по 4-12 проб мха и лишайника небольшого размера ($0,1 \times 0,1 \text{ м}^2$) в пределах квадрата $50 \times 50 \text{ м}^2$. Отобранные образцы объединялись и в дальнейшем обрабатывались как единая проба. Для выявления и характеристики локальной площадной неоднородности распределения радионуклидов в нескольких точках наблюдения были отобраны образцы методом «конверта». Он заключался в том, что на каждом из выбранных участков отбиралось 4-6 образцов повышенного размера ($0,3 \times 0,4 \text{ м}^2$). Каждый образец в дальнейшем обрабатывался как индивидуальная проба и для него получали данные о содержаниях ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs . Для получения значений концентраций этих радионуклидов в точках наблюдения проводилось усреднение полученных результатов по отобранным образцам.

При отборе образцов лишайника и мха для проведения дальнейших аналитических работ учитывался ряд факторов:

1. Точки пробоотбора располагались вдоль автомобильных трасс на расстоянии не менее 300 м от шоссе и в 100-200 м от дорог. Привязка точек выполнялась с помощью GPS-навигатора Etrex GARMIN с погрешностью 5-10 м.

2. Образцы отбирались на всю мощность таллома лишайника и тела мха вплоть до лесной подстилки с фиксацией площади отбора (от $0,1 \times 0,1 \text{ м}^2$ до $0,3 \times 0,4 \text{ м}^2$) для оценки запасов (Бк/м^2) ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs . Лишайники отбирали во влажном состоянии. При необходимости лишайники смачивали дистиллированной водой для предотвращения их разрушения во время

транспортировки. В 2020–2022 гг. использовался еще один способ отбора образцов лишайника и мха. В точках наблюдения отбирались образцы лишайника на всю глубину покрова с разделением на две части – верхнюю светлую (3–7 см) и нижнюю темную (3–9 см) (рисунок 3.3а). В случае мха разделение проводилось на три части: верхнюю зеленую, срединную светло-коричневую и нижнюю коричневую части (рисунок 3.3б).

3. Выбор точек опробования проводился с учетом характера древостоя: разреженный лес, опушки или открытые места.

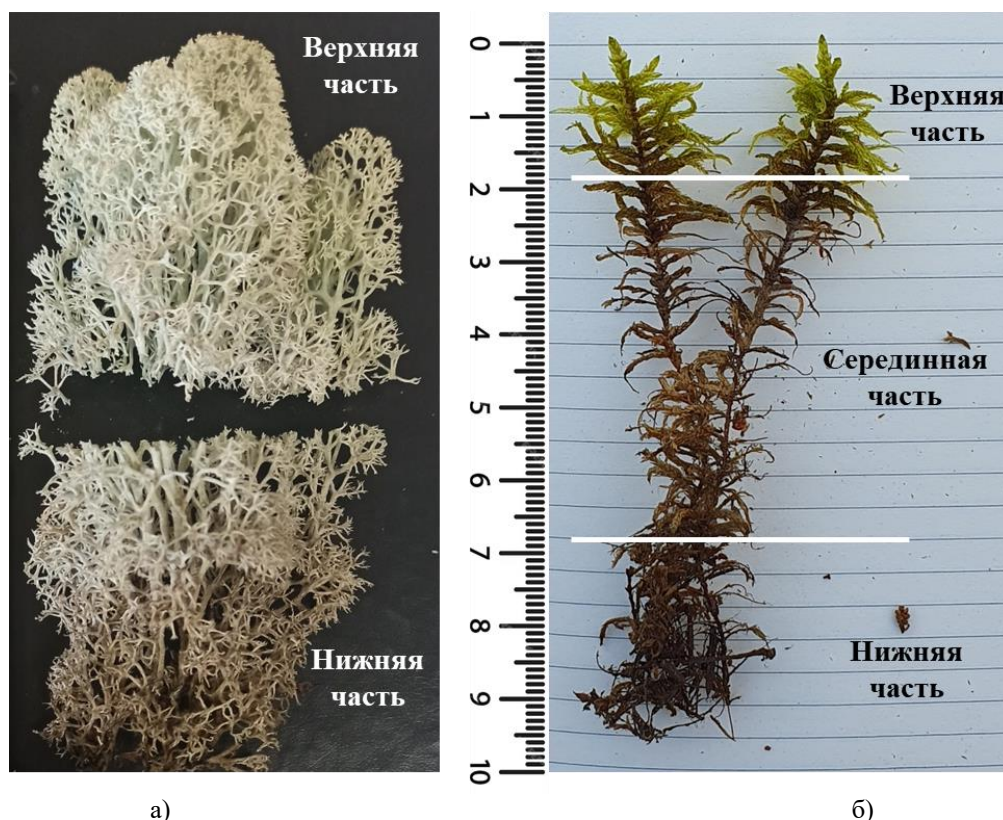


Рисунок 3.3 – Пробоотбор лишайника и мха

При отборе мха и лишайника использовались одноразовые нитриловые перчатки. Пробы отбирались в герметичные полиэтиленовые пакеты и в лаборатории очищались от сторонних растительных объектов – листьев, травы, хвои, частиц коры, мхов и лишайников других видов (рисунок 3.4). Отобранные образцы 5–7 суток сушились в лабораторных условиях при комнатной температуре ($T = 20\text{--}22\text{ }^{\circ}\text{C}$), а затем доводились до воздушно-сухого состояния при $T = 105\text{ }^{\circ}\text{C}$ в сушильном шкафу в течение 8–10 часов. После сушки образцы подвергались сухому озолению в кварцевых чашах в муфельной печи путем ступенчатого нагрева до $T = 450\text{ }^{\circ}\text{C}$ в течение 7,5 ч согласно методике [Карякин, Грибовская, 1979]: $200\text{ }^{\circ}\text{C}$ (30 минут) $\rightarrow 250\text{ }^{\circ}\text{C}$ (30 минут) $\rightarrow 300\text{ }^{\circ}\text{C}$ (30 минут) $\rightarrow 350\text{ }^{\circ}\text{C}$ (30 минут) $\rightarrow 400\text{ }^{\circ}\text{C}$ (30 минут) $\rightarrow 450\text{ }^{\circ}\text{C}$ (5 часов). По истечению указанного выше времени озоленные пробы переносились из муфельной печи в эксикатор, охлаждались до комнатной температуры, а затем взвешивались. Озоление проб проводилось для уменьшения объема анализируемого образца и концентрирования элементов в них.

Для пересчета активности радионуклидов в образцах на массу исходного сухого веса, пробы взвешивались до и после озоления.



Рисунок 3.4 – Пробоподготовка лишайника

3.1.3 Методика пробоотбора и пробоподготовки атмосферных выпадений (снег)

Отбор проб снега производился один раз в год в конце зимнего сезона до начала интенсивного снеготаяния (в период максимального накопления влагозапаса в снеге). На территории южного региона Западной Сибири (НСО, Алтайский край) он происходил в марте, на территории Арктического региона Западной Сибири (ЯНАО) – в апреле. Для отбора проб снега выбирались участки поверхности, расположенные под открытым небом в пределах площадок, закрытых от сильных ветров. Для исключения влияния автомобильных дорог точки пробоотбора удалялись от них на расстояние не менее 200 м. Пробы отбирались снегоотборником на всю мощность снежного покрова с фиксированием площади отбора, за исключением 5-ти сантиметрового слоя над почвой (рисунок 3.5а) во избежание загрязнения проб почвенными частицами. Проба снега на каждой точке пробоотбора состояла из нескольких снежных кернов. Количество кернов снега в пробе определялось исходя из условия получения общего объема талой воды в одной пробе не менее 10 л. Пробоотбор проводился с учетом методических рекомендаций, приводимых [Методические ..., 1982; Василенко и др., 1985] и согласно руководству по контролю загрязнения атмосферы [Руководство ..., 1991]. Привязка точек выполнялась с помощью GPS-навигатора Garmin GPSmap 60CS и Garmin Montana 610t с

погрешностью 5-10 м. Отобранные образцы снега упаковывались в пластиковые контейнеры объемом 32 л (рисунок 3.5б) и доставлялись в лабораторию.

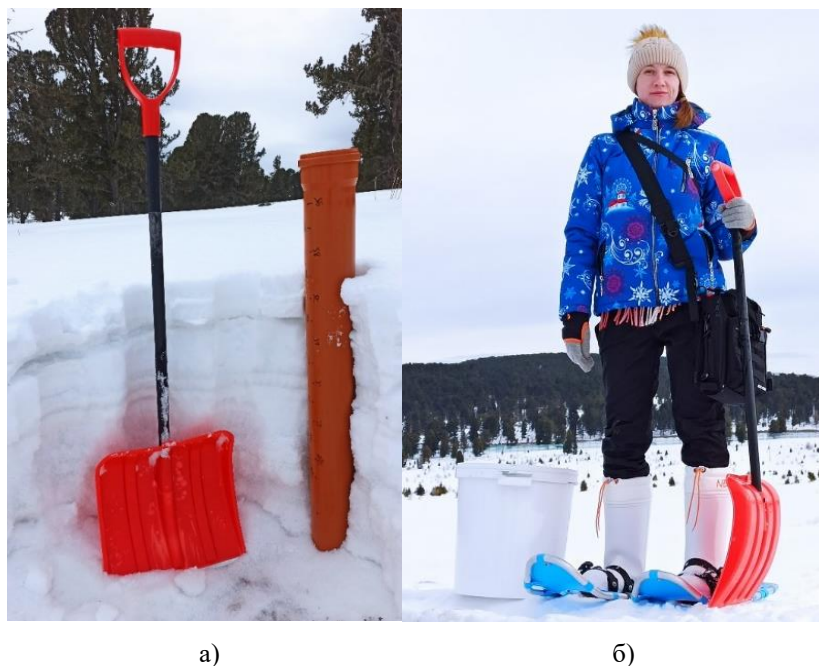


Рисунок 3.5 – Отбор интегральных проб снега

Пробоподготовка образцов снега состояла из нескольких последовательных этапов:

1. В лабораторных условиях при комнатной (20-22 °С) температуре проводилось таяние снеговых проб в закрытых пластиковых контейнерах. В полученной снеговой воде проводились измерения рН и Еh при помощи рН-анализатора «Анион 4151». Показания прибора устанавливались в течение 5-10 минут.
2. После оттаивания в течение 1-2 часов и выпадения в осадок крупной фракции взвешенного вещества снеговых вод проводилась декантация пробы.
3. Далее для отделения твердых фракций декантированная часть пробы последовательно фильтровалась (рисунок 3.6) с использованием системы вакуумной фильтрации Corning и мембранного насоса KNF серии Lab через обеззоленный бумажный фильтр «синяя лента» (средний размер пор 3 мкм) и ацетат целлюлозный мембранный фильтр 0,45 мкм. Это позволило выделить две компоненты взвешенного вещества, представляющие собой пылевые частицы различных размеров:
 1. крупнозернистая фракция – взвешенное вещество размерностью > 3 мкм, оставшееся после декантации и осевшее при фильтровании снеговой воды через фильтр «синяя лента» (рисунок 3.7а);
 2. фракция взвешенного вещества размерностью 0,45-3 мкм, осевшего при последовательном фильтровании через мембранный фильтр 0,45 мкм (рисунок 3.7б).



Рисунок 3.6 – Процесс фильтрования снеговой воды



а) Взвешенное вещество > 3 мкм



б) Взвешенное вещество от 3 до 0,45 мкм

Рисунок 3.7 – Взвешенное вещество, осевшее на фильтр «синяя лента» и мембранный фильтр 0,45 мкм

4. Полученный после фильтрования раствор подкислялся до $\text{pH} = 1$ добавлением концентрированной HNO_3 химически чистой (ХЧ). Раствор содержал вещество размерностью менее 0,45 мкм, представленное наноразмерными пылевыми, аэрозольными частицами, коллоидами и растворенной компонентой. Весь объем раствора упаривался до выделения сухого остатка при умеренной температуре, не доводя до кипения (рисунок 3.8).

5. В выделенном сухом остатке и фильтрах в дальнейшем проводилось определение гамма-излучающих радионуклидов.

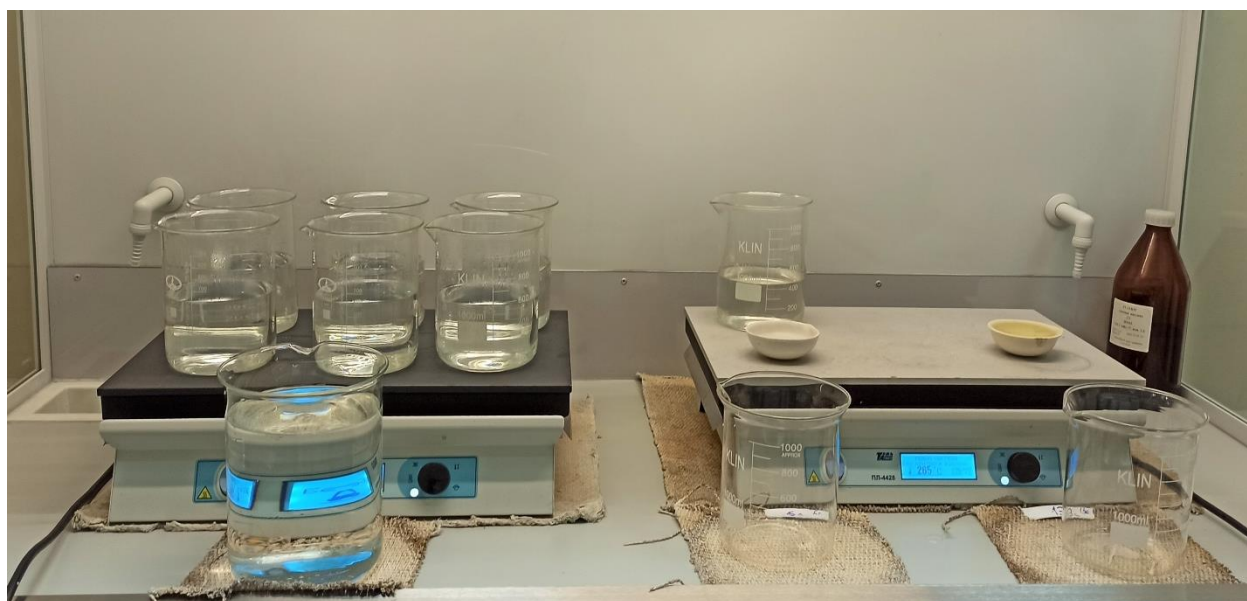


Рисунок 3.8 – Упаривание пробы снеговой воды

При изучении элементного состава водных проб важным этапом является подкисление образцов сразу после отбора. Подкисление проводят для минимизации потерь за счет сорбции исследуемых элементов на стенках лабораторной посуды. Как правило, во многих работах, связанных с изучением элементного и радионуклидного состава «мокрых» выпадений, подкисление проводится либо на стадии до начала накопления [Caillet et al., 2001; Alonso-Hernández et al., 2014; Taylor et al., 2016], либо сразу после отбора проб [Renfro et al., 2013]. Такой подход исключает возможность выделения вклада крупнозернистой пылевой компоненты взвешенного вещества в общее содержание химических элементов. Проведенные нами предварительные исследования показали, что подкисление до $\text{pH} = 1$ сразу после таяния снега, приводит к тому, что до 90% ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs , содержащихся в крупнозернистых фракциях взвешенного вещества, переходит в раствор. Для изучения вклада фракций взвешенного и растворенного вещества снеговых вод в общее содержание исследуемых радионуклидов мы несколько изменили общепринятый подход. Для уменьшения влияния эффекта сорбции радионуклидов на стенках лабораторной посуды время проведения этапов 1-3 было снижено до минимально возможного. После окончания процедуры фильтрования вся использованная лабораторная посуда тщательно обмывалась кислым раствором ($\text{pH} = 1$, дистиллированная вода и HNO_3 в соотношении 1000:1). Полученный смыв добавлялся к раствору, подлежащему выпариванию.

3.1.4 Методика пробоотбора и пробоподготовки подстилающих почв

Для выявления степени внешнего воздействия радиоактивных излучений на исследуемые объекты был отобран верхний горизонт подстилающих почв на глубину до 30 см. Это позволило

в дальнейшем оценить величину γ -поля, создаваемого почвенными покровами, на которых произрастают мхи и лишайники.

На рисунке 3.9 представлен типичный почвенный профиль, состоящий из четырёх горизонтов (A_0 -B-BC-C), на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края.

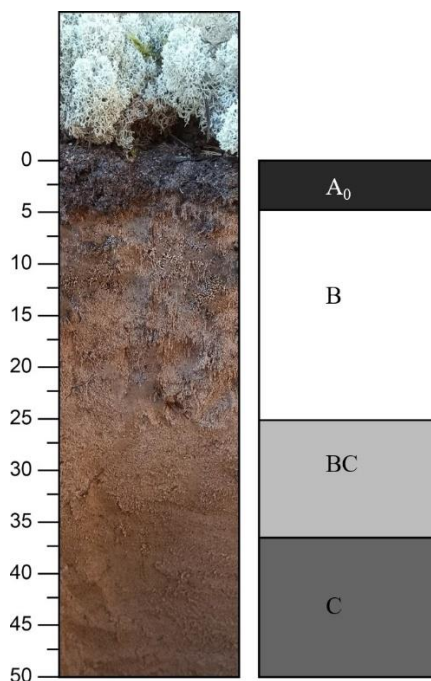


Рисунок 3.9 – Почвенный профиль на территории Алтайского края

Горизонт A_0 – лесная подстилка (0-5/5 см). Органогенный горизонт от темно-серого до черного цвета, состоящий из хвои, шишек, веток, мхов и лишайников разной степени разложения (от свежего до полностью разложившегося).

Горизонт B – органоминеральный горизонт (5-25/20 см) от светло-бурого до серого цвета, содержащий значительно количество минеральных частиц и полуразложившихся остатков (корней).

Горизонт BC – переходный горизонт (25-37,5/12,5 см) светло-бурого цвета, встречается незначительное количество корней.

Горизонт C – материнская (почвообразующая) порода бурого цвета (37,5-50/12,5 см).

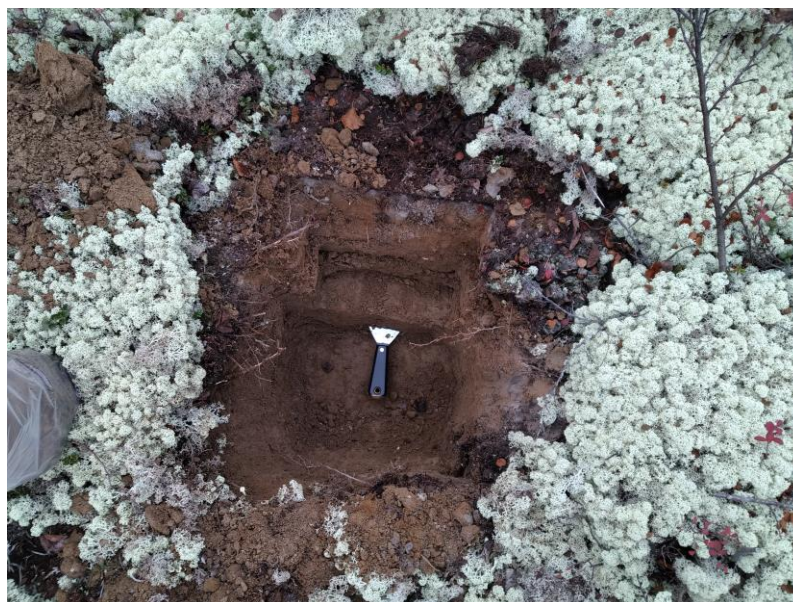
Пробы почв отбирали двумя способами (рисунок 3.10а, б):

- первый способ заключался в послойном опробовании почвенного разреза на всю его глубину (по 5 см) до постылающих пород путем последовательного задавливания стального кольца (диаметр 82 мм и объем извлеченного материала почвы составлял 264 см^3);

- при второй способе образцы отбирали с приращением по глубине по 3-5 см с помощью шпателя.



а)



б)

Рисунок 3.10 – Отбор проб подстилающих почв

Все образцы почвы упаковывались в полиэтиленовые пакеты и были высушены в лабораторных условиях при комнатной температуре, далее – до воздушно-сухого состояния при 105°C в сушильном шкафу.

3.2 Методы исследования

3.2.1 Гамма-спектрометрический анализ

Гамма-спектрометрический метод с использованием полупроводниковых детекторов является одним из основных при определении естественных и искусственных гамма-излучающих радионуклидов в различных объектах окружающей среды. Часто необходимость работы с малыми навесками исследуемых образцов приводит к существенному снижению

чувствительности метода. Использование колодезной геометрии измерения, при которой исследуемый образец размещается внутри рабочего объема детектора, позволяет повысить эффективность регистрации системы более чем на порядок. Для определения концентраций радионуклидов в исследуемых образцах применялись различные модификации гамма-спектрометрического метода.

Определение активностей ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs в образцах мха, лишайника, лесной подстилки и снега (взвешенное вещество осевшее на фильтры «синяя лента»; мембранный фильтр 0,45 мкм; сухой остаток) проводилось методом прямой, высокоразрешающей, полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием следующего аналитического оборудования: колодезного HPGe детектора GWL-220-15 (ORTEC) с сверх-низкофоновым неразъемным лабораторным вертикальным криостатом CFG-SV-XLB (активный объем 220 см³; диаметр колодца 15,5 мм; глубина колодца – 40 мм; разрешение лучше 1,4 кэВ на энергии 122 кэВ; и 2,3 кэВ на энергии 1,33 МэВ), комплекта спектрометрического оборудования (фирмы ORTEC, США), включая АЦП (ASPEC-927), спектрометрического усилителя (627), блока высоковольтного питания (660), блока низковольтного питания (4001A) и программного комплекса «GammaVision».

Благодаря большому рабочему объему и наличию колодца внутри активной области, позволяющему проводить измерения в геометрии приближенной к 4π, детектор характеризуется высокой эффективностью регистрации гамма-квантов в широком энергетическом диапазоне от 30 до 2000 кэВ.

Измерения и обработка спектров, расчет площадей аналитических фотопиков проводились средствами программы GammaVision. При этом расчет активностей гамма-излучающих радионуклидов производился согласно методике, изложенной в работах [Мельгунов и др., 2003; Gavshin et al., 2005]. Методика учитывает влияние ряда мешающих факторов: геометрии измерения, непостоянство плотности анализируемого образца, наложения мешающих пиков и эффекта каскадного суммирования аналитических гамма-линий. Для определения радионуклидов были использованы следующие аналитические гамма линии: ^{210}Pb – 46,5 кэВ; ^7Be – 477,6 кэВ и ^{137}Cs – 661,7 кэВ. При размещении пробы массой от 0,3 до 10,0 грамм внутри колодца эффективность регистрации гамма-квантов с энергией 46,5 кэВ (^{210}Pb) достигает величины 50-60%, для линии 477,6 кэВ (^7Be) – 15-20% и 661,7 кэВ (^{137}Cs) – 7-8%. Нижний предел обнаружения указанных радионуклидов составляет 0,02 Бк. Длительность времени измерения единичного образца варьировалась от 3 до 48 часов. Длительность времени измерения выбиралась таким образом, чтобы статистическая погрешность определения площадей аналитических фотопиков 46,5 и 477,6 кэВ не превышала 5 %.

Правильность метода оценивалась по результатам измерения стандартных образцов горных пород (БИЛ-1, БИЛ-2, ЗУК-1, SDO-1, СГ-1А, СГ-3, СГ-2, ДВГ, ДВТ, ДВР) [Govindaraju, 1994] и

эталонного образца МАГАТЭ IAEA-135.

Определение содержаний ^{238}U , ^{232}Th , K и искусственного ^{137}Cs в образцах подстиляющей почвы, включая слой лесной подстилки, проводилось методом сцинтилляционной гамма-спектрометрии на спектрометре СУ-05П1 согласно методике, изложенной в работе [Бобров, Гофман, 1971]. Основой установки служит монокристалл-детектор из NaI (Tl) с размерами кристалла 150×100 мм и колодцем 150×65 мм, сопряженный с фотоэлектронным умножителем (ФЭУ-52). Разрешение по ^{137}Cs составляет 7-9%. ФЭУ-52 обладает низким собственным радиоактивным фоном (колба выполнена из стекла С-49-1).

Пределы обнаружения $\text{U(Ra)} = 0,2$ г/т (3 Бк/кг), $\text{Th} = 0,2$ г/т (1 Бк/кг), $\text{K} = 0,03\%$ (9 Бк/кг). Среднеквадратическая ошибка единичного измерения при условиях содержаний указанных элементов на уровне 10 пределов обнаружения составляет величину не хуже 5%. Точность и воспроизводимость анализов контролировались многократным измерением эталонных образцов СА-1, СИ-1 и БИЛ-1.

3.2.2 Рентгенофазовый анализ (метод порошковой дифрактометрии)

Минеральный состав подстиляющего субстрата изучался методом рентгеновской порошковой дифрактометрии (XRD анализ) [Рентгенография ..., 1983]. Анализ проводился в лаборатории геологии кайнозоя, палеоклиматологии и минералогических индикаторов климата ИГМ СО РАН (аналитики д.г.-м.н. Э. П. Солотчина, Л. В. Мирошниченко). Съемка образцов проводилась на дифрактометре ARL X'TRA (излучение $\text{CuK}\alpha$). Образцы сканировались в интервале от 2° до 65° (2θ) с шагом $0,05^\circ$, время сканирования в точке 4 сек. Идентификация минералов проводилась по эталонным данным Международной порошковой дифракционной базы PDF-4.

3.2.3 Рентгенофлуоресцентный анализ

Определение основных породообразующих оксидов в подстиляющем субстрате проводилось количественным рентгенофлуоресцентным анализом в лаборатории рентгеноспектральных методов анализа ИГМ СО РАН (аналитик к.т.н. Н. Г. Карманова). Анализ выполнялся из плавленных таблеток: анализируемая проба сушилась при 105°C в течение 1,5 часов, затем прокаливалась при 960°C в течение 2,5 часов и смешивалась с флюсом (66,67 % тетрабората лития; 32,83 % метабората лития и 0,5 % лития бромистого) в соотношении 1:9 (общий вес смеси составлял 5 г.). Полученная смесь плавилась в платиновых тиглях в индукционной печи Lifumat-2,0-Ох. Измерения выполнялись на рентгенофлуоресцентном спектрометре ARL-9900XP (Thermo Fisher Scientific Ltd). Для построения градуировочных зависимостей и контроля правильности анализа использовались государственные стандартные

образцы состава горных пород (МУ-1, МУ-3, МУ-4, СА-1, СЧТ-1, СЧТ-2, СДО-1, СДУ-1, СГ-1А, СГ-2, СГ-3, СГД-1, СГД-2, СГХ-1, СГХ-5, СГХМ-2, СГХМ-3, СИ-1, СИ-2, СНС-1, СНС-2, СОП-1, СТ-1) и искусственные смеси на основе MgO, SiO₂, Al₂O₃, TiO₂, CaO, CaSO₄, Cr₂O₃, Fe₂O₃. Определяемые компоненты: Na₂O, MgO, Al₂O₃, SiO₂, P₂O₅, SO₃, K₂O, CaO, V₂O₅, TiO₂, Cr₂O₃, MnO, Fe₂O₃, NiO, BaO и LOI – потери при прокаливании. В таблице 3.1 приведены диапазоны определяемых концентраций и погрешность анализа. Погрешность определения не превышала таковую для второй категории точности по ОСТ 41-08-205-99 [Карманова, Карманов, 2011].

Таблица 3.1 – Диапазоны концентраций и погрешность определения рентгенофлуоресцентного анализа

Компонент	Диапазон определяемых содержаний, %	Относительное стандартное отклонение*, %
Na ₂ O	0,05 – 15	28 – 3,5
MgO	0,05 – 45	30 – 1,7
Al ₂ O ₃	0,01 – 100	30 – 1,1
SiO ₂	0,01 – 100	30 – 0,7
P ₂ O ₅	0,01 – 2	21 – 4,3
K ₂ O	0,01 – 10	30 – 3,5
CaO	0,01 – 100	30 – 1,2
TiO ₂	0,01 – 100	27 – 0,8
MnO	0,01 – 2	24 – 3,4
Fe ₂ O ₃	0,01 – 100	30 – 0,7
BaO	0,005 – 0,5	30 – 16
SO ₃	0,04 – 60	21 – 1
V ₂ O ₅	0,01 – 0,15	25 – 16
Cr ₂ O ₃	0,01 – 50	14 – 2,5
NiO	0,01 – 0,3	23 – 5
LOI	0,2 – 50	11 – 1,4

Примечание: * – для нижней и верхней границ определяемых содержаний.

3.2.4 Метод обратных траекторий движения воздушных масс

Для идентификации удаленных источников поступления различных загрязнителей, влияющих на уровни атмосферных выпадений, использовался метод обратных траекторий движения воздушных масс с применением модели HYSPLIT (Hybrid Single Particle Lagrangian Integrated Trajectory Model – гибридная лагранжевая модель интегрированной траектории одиночной частицы) [Rolph et al., 2017].

Траектория движения воздушного потока представляет собой набор точек в пространстве, каждая из которых определяется координатами положения лагранжевой частицы в определенный момент времени. По способу отсчета времени вдоль траектории различают прямые и обратные траектории движения воздуха. Прямая траектория показывает путь, который проходит воздушная частица по мере ее отдаления от точки «старта» траектории. При определении обратной траектории использовался отрицательный шаг по времени, т. е. траектория характеризует путь, который прошла воздушная частица до ее прихода в пункт

мониторинга. Метеорологические данные, используемые для расчета траекторий, представляют собой данные GDAS (Global Data Assimilation System) ($1^\circ \times 1^\circ$) и загружались с веб-сервера лаборатории воздушных ресурсов (Air Resources Laboratory) NOAA (<https://www.ready.noaa.gov/archives.php>).

Траектории продолжительностью 120 ч (5 сут) запускались каждые 6 ч на высоте 500 м над уровнем земли с 09.10.2018 по 19.04.2019. Всего получили 770 дневных траекторий, которые были сгруппированы в пять кластеров с помощью встроенного в модель инструмента кластеризации.

3.2.5 Оценка уровня радиационного фона

Для измерения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД) в точках сопряженного отбора лишайников, мхов, лесной подстилки и подстилающих почв использовался дозиметр-радиометр Атомтех МКС-АТ6130. Измерения МЭД проводились непосредственно на поверхности лишайника или мха (рисунок 3.11а) и согласно ГОСТу 26307-84 на уровне 1 м от поверхности почвы (рисунок 3.11б). Количество измерений в одной точке составляло не менее 5, по которым вычислялось среднее значение, и проводилась оценка погрешности измерения.

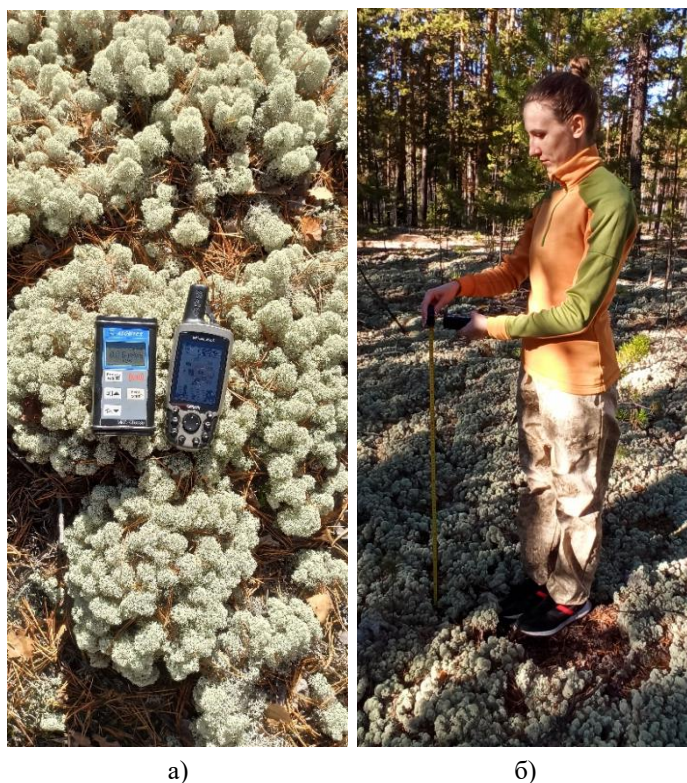


Рисунок 3.11 – Измерение мощности экспозиционной дозы гамма-излучения на поверхности лишайника (а) и на высоте 1 м от земной поверхности (б)

ГЛАВА 4. СНЕГОВЫЕ АТМОСФЕРНЫЕ ВЫПАДЕНИЯ КАК ОДИН ИЗ ВАЖНЕЙШИХ ИСТОЧНИКОВ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В НАЗЕМНЫЕ ЭКОСИСТЕМЫ

4.1 Содержание радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в интегральных пробах снега Арктического региона Западной Сибири

4.1.1 Содержание радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в интегральных пробах снега Арктического региона Западной Сибири за зимний период 2018-2019 гг.

В апреле 2019 года были отобраны интегральные пробы снега в Надымском, Пуровском и Тазовском районах ЯНАО. Общая площадь исследуемой территории составила 50 400 км². Всего было отобрано 17 интегральных проб снега, точки отбора представлены на рисунке 4.1. Более подробное описание точек отбора проб представлено в таблице А.1 Приложения А. Величина водородного показателя (pH) снеговой воды варьирует от 4,78 до 6,62. При $5 < \text{pH} < 7$ атмосферные воды условно относятся к природно-нейтральным [Обзор ..., 2017]. Значения окислительно-восстановительного потенциала (Eh) были положительными и варьировали в пределах от +193 до +243 мВ.

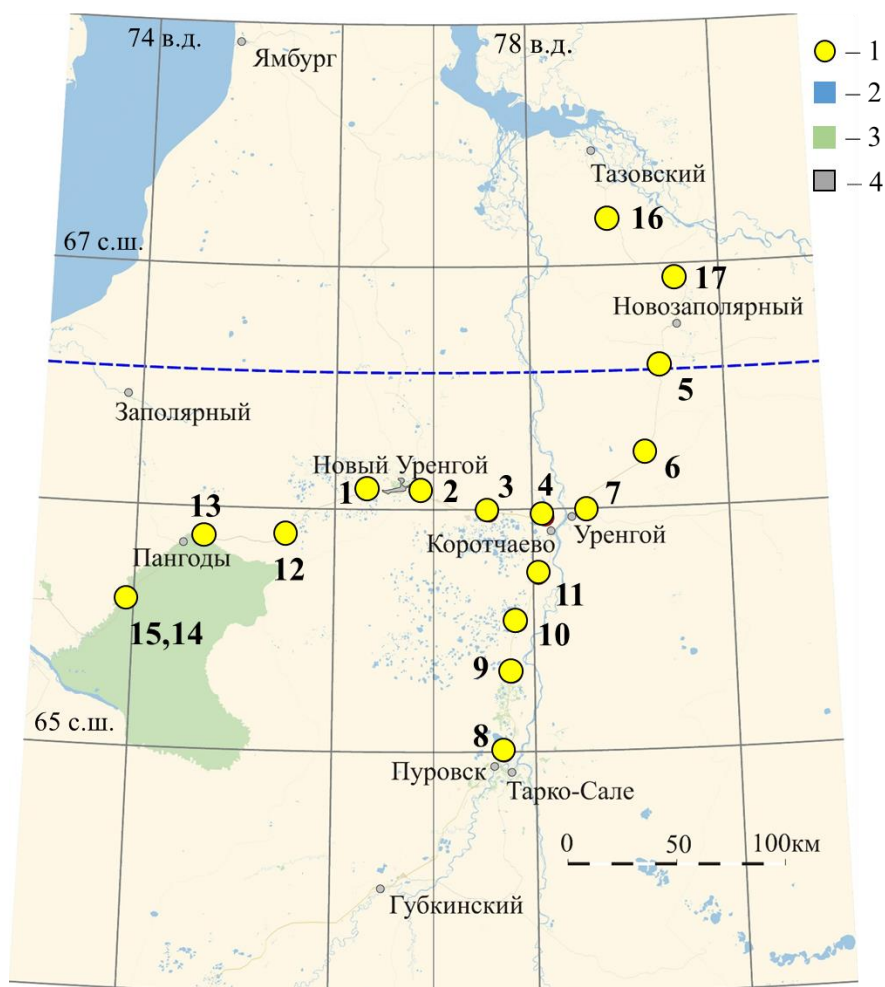


Рисунок 4.1 – Карта-схема проведения исследований на территории Арктической части Западной Сибири в 2019 году (1 – точки отбора интегральных проб снега; 2 – залив, реки, озера и моря; 3 – лес; 4 – территории города)

Результаты определения величин удельных активностей и потоков осаждения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в исследованных образцах снега, отобранных в 2019 году на территории Арктического региона Западной Сибири представлены в таблице 4.1. Полученные результаты соответствуют суммарному атмосферному поступлению радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) за шестимесячный зимний период устойчивого снегонакопления. Удельные активности фракций взвешенного и растворенного вещества даны в пересчете на единицу объема снеговой воды, полученной в результате таяния исходных снеговых проб. Поток осаждения радионуклидов в каждой точке рассчитан, исходя из известных данных о площади пробоотбора и количестве снеговой воды, полученной при таянии снега. Все данные приведены в пересчете на момент отбора проб снега.

Таблица 4.1 – Потоки осаждения и удельные активности исследуемых радионуклидов в отобранных образцах снега на территории ЯНАО в 2019 году [Mezina et al., 2020]

№ образца	Фракция*	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	Соотношение ⁷ Be/ ²¹⁰ Pb
		Поток осаждения, Бк/(м²×сезон)			Удельная активность, мБк/л**			
1	1	15	28	0,02	65	119	0,07	1,8
	2	3,2	6,3	0,03	13	26	0,14	2,0
	3	5,2	23	0,11	22	96	0,46	4,4
	Сумма	23,4	57,3	0,16	100,0	241,0	0,67	2,4
2	1	32	61	0,06	115	216	0,23	1,9
	2	3,9	8,8	0,01	14	31	0,05	2,2
	3	3,1	28	0,06	11	100	0,22	9,1
	Сумма	39,0	97,8	0,13	140,0	347,0	0,50	2,5
3	1	13	21	0,24	61	97	1,1	1,6
	2	2,7	3,8	0,01	12	18	0,05	1,5
	3	1,3	13	0,14	5,8	58	0,65	10,0
	Сумма	17,0	37,8	0,39	78,8	173,0	1,80	2,2
4	1	44	91	0,18	109	226	0,44	2,1
	2	3,5	8,7	<0,01	8,8	22	<0,01	2,5
	3	3,0	19	0,17	7,4	47	0,42	6,4
	Сумма	50,5	118,7	0,35	125,2	295,0	0,86	2,4
5	1	19	9,6	0,05	70	36	0,21	0,5
	2	1,7	2,8	0,07	6,4	11	0,25	1,7
	3	3,6	27	0,23	14	101	0,89	7,2
	Сумма	24,3	39,4	0,35	90,4	148,0	1,35	1,6
6	1	9,2	3,1	0,02	48	16	0,11	0,3
	2	2,1	1,3	0,01	11	7,1	0,04	0,6
	3	8,3	41	0,04	43	217	0,19	5,0
	Сумма	19,6	45,4	0,07	102,0	240,1	0,34	2,3
7	1	16	11	0,04	58	40	0,13	0,7
	2	2,5	2,7	0,04	9,0	10	0,15	1,1
	3	6,9	45	0,26	25	164	0,94	6,6
	Сумма	25,4	58,7	0,34	92,0	214,0	1,22	2,3
8	1	17	27	0,05	93	150	0,26	1,6
	2	3,1	5,5	<0,01	17	30	0,03	1,8
	3	3,8	17	0,06	21	96	0,33	4,6
	Сумма	23,9	49,5	0,11	131,0	276,0	0,62	2,1
9	1	17	7,9	0,06	77	35	0,25	0,5
	2	3,6	1,8	0,06	16	8,0	0,25	0,5
	3	6,9	49	0,19	31	218	0,85	7,0

№ образца	Фракция*	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	Соотношение ⁷ Be/ ²¹⁰ Pb
		Поток осаднения, Бк/(м²×сезон)			Удельная активность, мБк/л**			
	Сумма	27,5	58,7	0,31	124,0	261,0	1,35	2,1
10	1	12	7,2	0,06	44	27	0,22	0,6
	2	2,2	1,3	0,07	8,5	4,9	0,25	0,6
	3	6,0	49	<0,01	23	187	<0,01	8,1
	Сумма	20,2	57,5	0,13	75,5	218,9	0,47	2,9
11	1	8,9	4,8	0,04	37	20	0,19	0,5
	2	1,8	1,5	0,05	7,7	6,3	0,20	0,8
	3	6,2	49	0,04	26	205	0,18	7,9
	Сумма	16,9	55,3	0,13	70,7	231,3	0,57	3,3
12	1	26	5,8	<0,01	68	15	<0,01	0,2
	2	4,7	1,3	0,04	13	3,4	0,11	0,3
	3	15	65	0,01	39	173	0,03	4,4
	Сумма	45,7	72,1	0,05	120,0	191,4	0,14	1,6
13	1	10	21	0,07	59	123	0,42	2,1
	2	3,0	4,0	0,03	18	24	0,15	1,3
	3	8,0	36	0,09	47	211	0,55	4,5
	Сумма	21,0	61,0	0,19	124,0	358,0	1,12	2,9
14	1	6,8	7,6	0,11	44	49	0,70	1,1
	2	1,3	1,1	0,02	8,3	7,0	0,10	0,8
	3	3,9	38	0,09	25	242	0,56	9,6
	Сумма	12,0	46,7	0,22	77,3	298,0	1,36	3,9
15	1	16	9,1	0,08	63	37	0,32	0,6
	2	2,1	1,0	0,07	8,5	4,0	0,29	0,5
	3	10	63	<0,01	40	252	<0,01	6,3
	Сумма	28,1	73,1	0,15	111,5	293,0	0,61	2,6
16	1	6,6	3,1	0,05	55	26	0,40	0,5
	2	1,4	1,2	<0,01	11	9,8	<0,01	0,9
	3	4,5	23	<0,01	38	194	<0,01	5,1
	Сумма	12,5	27,4	0,05	104,0	229,8	0,40	2,2
17	1	12	4,6	0,03	57	21	0,14	0,4
	2	4,2	3,8	0,23	19	18	1,1	0,9
	3	6,8	35	0,10	31	163	0,46	5,3
	Сумма	23,0	43,4	0,36	107,0	202,0	1,70	1,9

Примечание: *1 – крупнозернистая фракция – взвешенное вещество размерностью > 3 мкм, оставшееся после декантации и осевшее при фильтровании снеговой воды через фильтр «синяя лента»; 2 – фракция взвешенного вещества размерностью 0,45-3 мкм, осевшего при последовательном фильтровании через мембранный фильтр 0,45 мкм; 3 – мелкодисперсная фракция растворенного вещества размерностью < 0,45 мкм, полученная в виде сухого остатка при выпаривании отфильтрованного раствора; ** – снеговая вода.

Полученные результаты показывают, что исследуемые изотопы обнаружены во всех выделенных фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговых вод: от крупных пылевых частиц до наноразмерных аэрозольных частиц, коллоидов и растворенной компоненты [Mezina et al., 2020].

На момент отбора проб средние удельные активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в снеговой воде составляют 104,3 (при разбросе от 70,7 до 140,0); 248,1 (148,0-358,0) и 0,89 (0,14-1,80) мБк/л соответственно. Что соответствует интегральному поступлению ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в зимний период 2018-2019 гг. в составе «мокрых» и «сухих» выпадений, с учетом вклада всех выделенных

фракциях взвешенного и растворенного вещества, для изученной территории в среднем (Бк/(м²×сезон)): 25,3 (12,0-50,5); 58,8 (27,4-118,7) и 0,21 (0,05-0,39) соответственно. Отношение активности ⁷Be/²¹⁰Pb варьирует от 1,6 до 3,9 со средним значением 2,4.

Поток осаждения ¹³⁷Cs мал и не превышает 0,40 Бк/(м²×сезон) во всех изученных точках пробоотбора, что свидетельствует о незначительных современных поступлениях этого радионуклида из атмосферы. Следует отметить, что уровни концентраций ¹³⁷Cs в исследованных образцах близки к пределу обнаружения используемого аналитического метода. Соответственно, погрешность их определения часто превышает 30%, что делает невозможным совместную статистическую интерпретацию данных по ¹³⁷Cs и результатов, полученных для ²¹⁰Pb и ⁷Be [Mezina et al., 2020].

Учитывая короткий период полураспада ⁷Be и большую продолжительность периода накопления снежного покрова (~ 186 сут) фактическое значение реального суммарного потока ⁷Be зимой будет существенно выше значений, приведенных в таблице 4.1. В этом случае должны быть сделаны необходимые поправки на радиоактивный распад и накопление снежного покрова в течение зимнего периода. По данным [Aba et al., 2016] поправочный коэффициент (1/K_s), применяемый в период накопления можно определить следующим образом:

$$K_s = \frac{T_{1/2}}{\ln(2) \times t_s} \left[1 - e^{-\frac{\ln(2) \times t_s}{T_{1/2}}} \right], \quad (4.1)$$

где T_{1/2} – период полураспада ⁷Be и t_s – время накопления [Mezina et al., 2020].

Используя поправочный коэффициент (1/K_s) и предполагая равномерное поступление ⁷Be из атмосферы, значение суммарного потока ⁷Be зимой можно оценить на уровне 156,3 (72,4-314,0) Бк/(м²×сезон). Следует отметить, что эти величины носят оценочный характер и не учитывают ряд факторов, влияющих на точное значение суммарного потока: продолжительность, интенсивность и распределение во времени отдельных снегопадов, возможные существенные различия в концентрациях ⁷Be в снегу каждого события и другие. В дальнейшей при интерпретации полученных результатов будут использоваться величины активностей ⁷Be, определенные на момент отбора проб [Mezina et al., 2020].

На рисунке 4.2 представлены зависимости удельных активностей и потоков осаждения ²¹⁰Pb и ⁷Be от рассчитанного количества выпавших осадков в точках отбора. На графиках наблюдается очень слабая корреляция между величинами удельных активностей обоих изотопов и количеством выпавших осадков (коэффициент корреляции (r) равен 0,21 и -0,13). В тоже время для потоков осаждения ²¹⁰Pb и ⁷Be наблюдается тесная корреляционная связь с количеством осадков, при r = 0,88 и 0,75 соответственно. Столь сильные положительные корреляции объясняются тем, что вымывание с осадками является одним из важнейших механизмов

удаления данных изотопов из атмосферы. Известно, что более 80% ^{210}Pb и ^7Be , находящихся в нижних слоях атмосферы, осаждаются непосредственно с «мокрыми» выпадениями (дождь, снег) [Baskaran, 1995; Mezina et al., 2020].

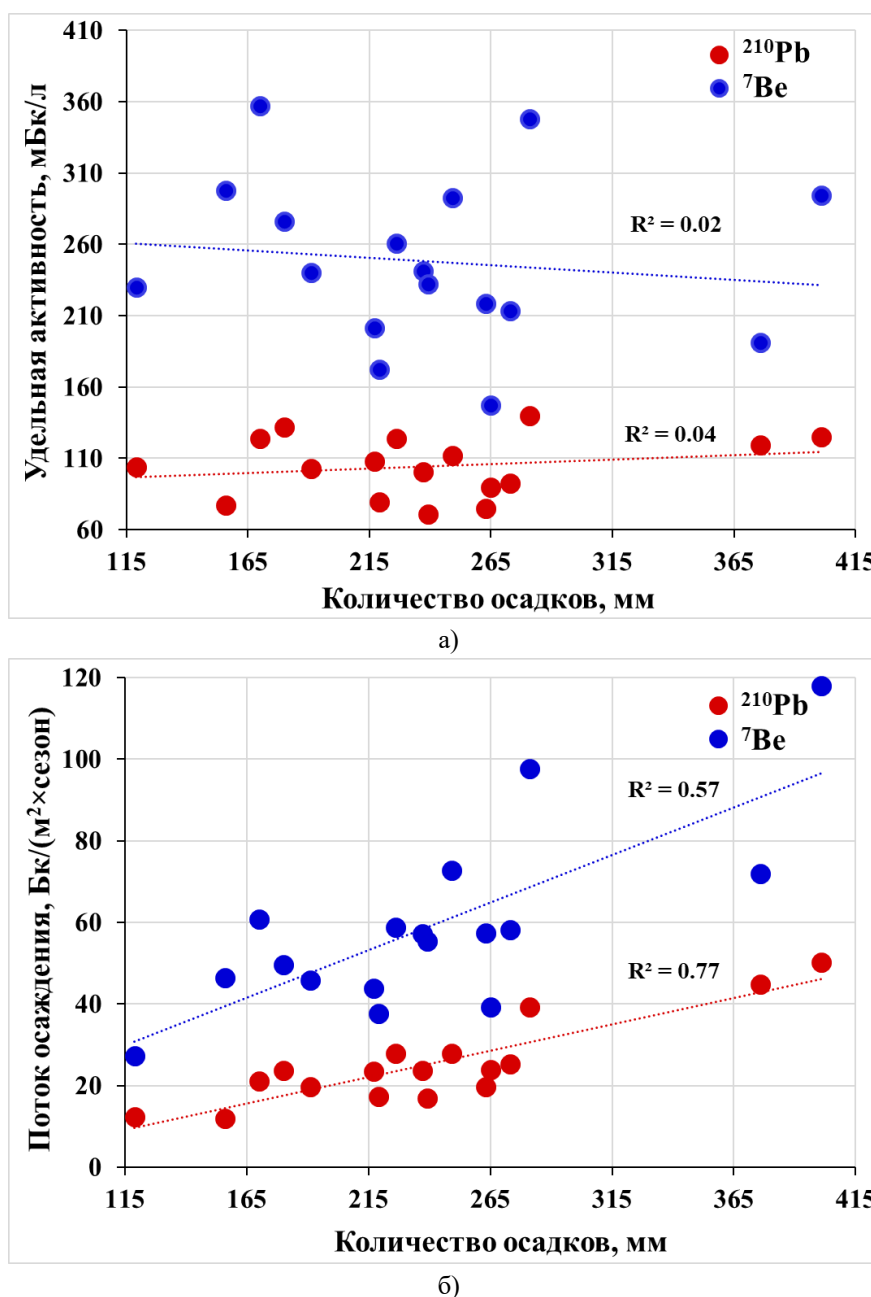
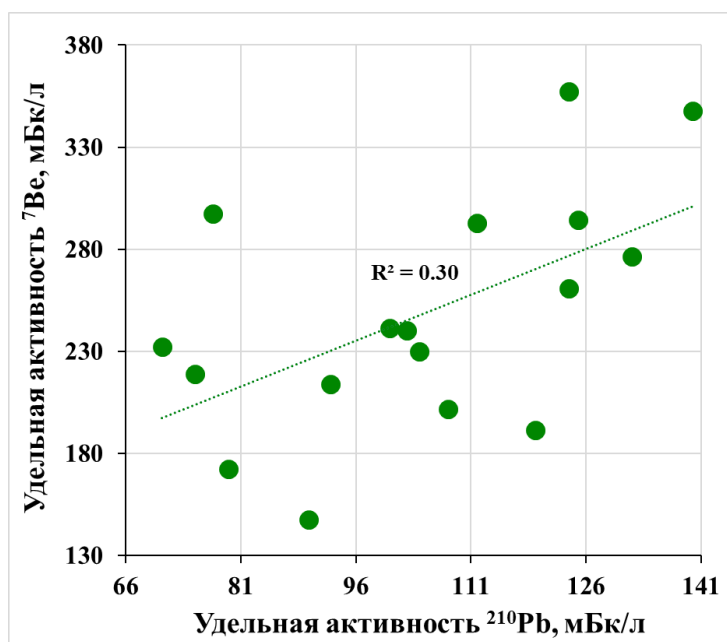


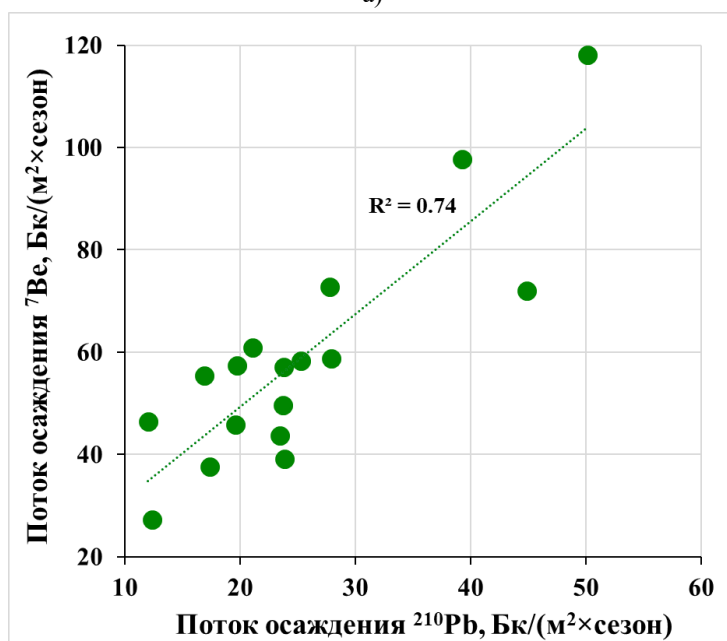
Рисунок 4.2 – Зависимость удельных активностей (а) и потоков осаджения (б) ^{210}Pb и ^7Be от рассчитанного количества выпавших осадков в точках отбора Арктического региона Западной Сибири [Mezina et al., 2020]

Изучение характера совместного выпадения ^{210}Pb и ^7Be (рисунок 4.3) показывает заметную (среднюю) корреляционную связь ($r = 0,55$) между величинами их удельных активностей. В тоже время наблюдается сильная корреляция между потоками осаджения ^{210}Pb и ^7Be ($r = 0,86$). Это говорит о том, что осаджение обоих радионуклидов, в основном, регулируется одними и теми же процессами (высота и тип облаков, интенсивность и продолжительность снегопада, вертикальное перемешивание воздушных масс над точкой пробоотбора) [Baskaran et al., 1993;

McNeary, Baskaran, 2003; Rastogi, Sarin, 2008; Mezina et al., 2020].



а)



б)

Рисунок 4.3 – Зависимость удельных активностей (а) и потоков осаднения (б) ^7Be от ^{210}Pb в интегральных снеговых пробах на момент отбора [Mezina et al., 2020]

4.1.2 Распределение ^{210}Pb и ^7Be по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод Арктического региона Западной Сибири

Изучен характер распределения радионуклидов (^{210}Pb и ^7Be) по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод. Результаты определения величин удельных активностей и потоков осаднения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в выделенных фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговых вод на территории Арктического региона Западной Сибири представлены в

таблице 4.1. Средние значения удельных активностей ^{210}Pb и ^7Be во фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговых вод, рассчитанные по всей выборке, представлены на рисунке 4.4. Во фракции > 3 мкм содержится 66 мБк/л ^{210}Pb и 74 мБк/л ^7Be ; во фракции 0,45-3 мкм – 12 и 14 мБк/л и во фракции $< 0,45$ мкм – 26 и 160 мБк/л соответственно.

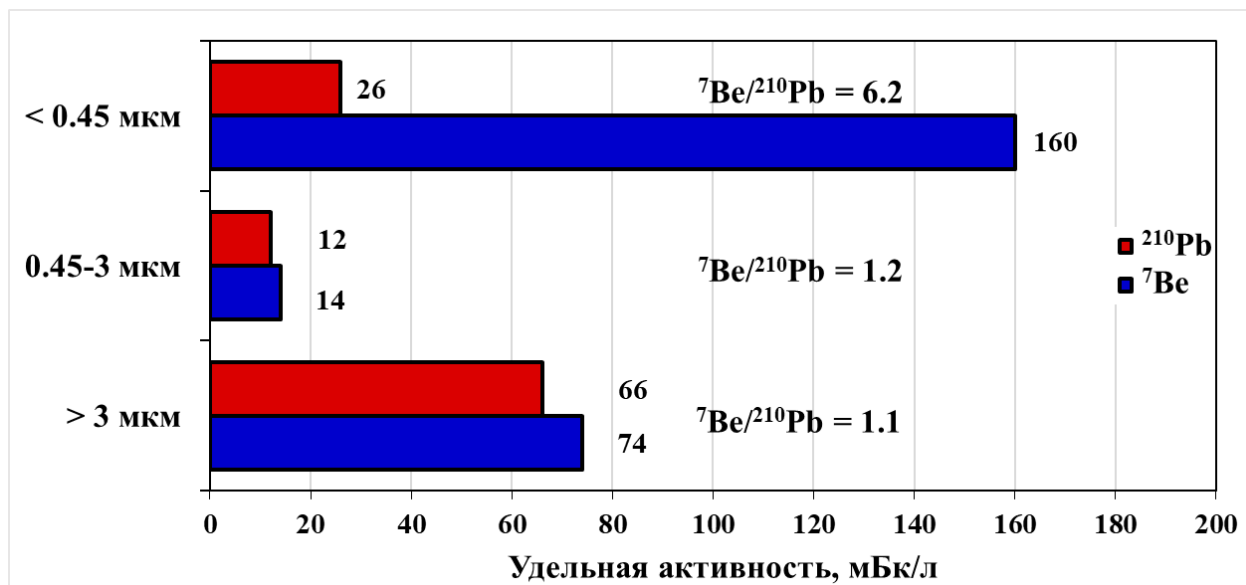


Рисунок 4.4 – Средние значения удельных активностей ^{210}Pb и ^7Be во фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговых вод Арктического региона Западной Сибири [Mezina et al., 2020]

Стоит заметить, что для крупнозернистых фракций (> 3 мкм и 0,45-3 мкм), состоящих в основном из крупных пылевых частиц, $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношение составляет величину 1,1-1,2. Для мелкодисперсной фракции $< 0,45$ мкм величина $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношения значительно выше – 6,2. Низкие значения $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношения, характерные для крупнозернистых фракций взвешенного вещества снеговых вод, свидетельствуют о том, что либо частицы, составляющие эти фракции, представляют собой материал, радионуклидный состав которого был сформирован задолго до его попадания в атмосферу и последующего выпадения на земную поверхность в составе сухих и снеговых выпадений. В этом случае низкие содержания ^7Be можно объяснить его коротким периодом полураспада. Либо тем, что пылевые частицы, поднятые в воздух с поверхности в результате различных атмосферных процессов, изначально содержали повышенные концентрации неравновесного ^{210}Pb . А их сорбционная способность была недостаточной для значительного накопления ^7Be при нахождении частиц в атмосфере. Скорее всего, здесь наблюдается влияние обеих причин. Высокие значения $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношения в мелкодисперсной фракции растворенного вещества снеговых вод, несмотря на значительное влияние процесса радиоактивного распада ^7Be , подтверждают тот факт, что именно мелкодисперсная аэрозольная компонента является концентратором-носителем этого изотопа [Mezina et al., 2020].

При исследовании радионуклидного состава (^{210}Pb и ^7Be) фракций взвешенного и растворенного вещества снеговых вод были выявлены следующие особенности (таблица 4.2):

- а) Исследуемые изотопы обнаружены во всех выделенных фракциях.
- б) Большая доля ^{210}Pb во всех изученных пробах находится в составе крупнозернистой фракции > 3 мкм и варьирует в диапазоне 47-87 %, при среднем значении 63%. Доля этой фракции в общей активности ^7Be ниже (7-77%, при среднем значении 28%).
- в) Вклад взвешенного вещества с размером фракции от 0,45 до 3 мкм в общую активность невелик и составляет в среднем 11% (7-18%) для ^{210}Pb и 6% (1-11%) для ^7Be .
- г) Основная часть ^7Be находится в составе мелкодисперсных аэрозолей, коллоидов или растворенной составляющей – 66% (16-90%). Доля этой фракции в общей активности ^{210}Pb ниже (6-42% при среднем значении 26%).

Таблица 4.2 – Доля фракций (%) взвешенного и растворенного вещества снеговой воды в общей активности ^{210}Pb и ^7Be

№ образца	^{210}Pb			^7Be		
	1*	2*	3*	1*	2*	3*
1	65	13	22	49	11	40
2	82	10	8	62	9	29
3	77	15	7	56	10	34
4	87	7	6	77	7	16
5	78	7	15	24	8	68
6	47	11	42	7	3	90
7	63	10	27	19	5	77
8	71	13	16	54	11	35
9	62	13	25	13	3	84
10	58	11	30	12	3	85
11	53	11	37	9	3	89
12	57	11	32	8	2	90
13	48	14	38	34	7	59
14	57	11	33	16	2	81
15	56	7	36	13	1	86
16	53	11	36	11	4	84
17	53	18	29	11	9	81
Среднее значение	63	11	26	28	6	66
Медиана	58	11	29	16	5	81
Стандартное отклонение	12	3	12	23	3	25
Минимум	47	7	6	7	1	16
Максимум	87	18	42	77	11	90

Примечание: 1* – крупнозернистая фракция – взвешенное вещество размерностью > 3 мкм, оставшееся после декантации и осевшее при фильтровании снеговой воды через фильтр «синяя лента»; 2* – фракция взвешенного вещества размерностью 0,45-3 мкм, осевшего при последовательном фильтровании через мембранный фильтр 0,45 мкм; 3* – мелкодисперсная фракция растворенного вещества размерностью $< 0,45$ мкм, полученная в виде сухого остатка при выпаривании отфильтрованного раствора.

На рисунке 4.5 представлены усредненные данные, характеризующие распределение ^{210}Pb и ^7Be по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод, соответствующее средним значениям удельных активностей ^{210}Pb и ^7Be , рассчитанных по всей выборке образцов.

Выборка характеризуется высоким вкладом крупнозернистых фракций взвешенного вещества (> 3 мкм и $0,45-3$ мкм) в общее содержание ^{210}Pb , в среднем составляющий величину порядка 74%. Доля мелкодисперсной фракции растворенного вещества ($< 0,45$ мкм) в общей активности ^{210}Pb составляет 26%. Для ^7Be наблюдается обратная картина. Доля крупнозернистых фракций (> 3 мкм и $0,45-3$ мкм) в общее содержание ^7Be составляет 34%. Большая часть (66%) ^7Be находится в мелкодисперсной фракции, представляющей собой наноразмерные аэрозольные частицы, коллоиды и растворенную компоненту.

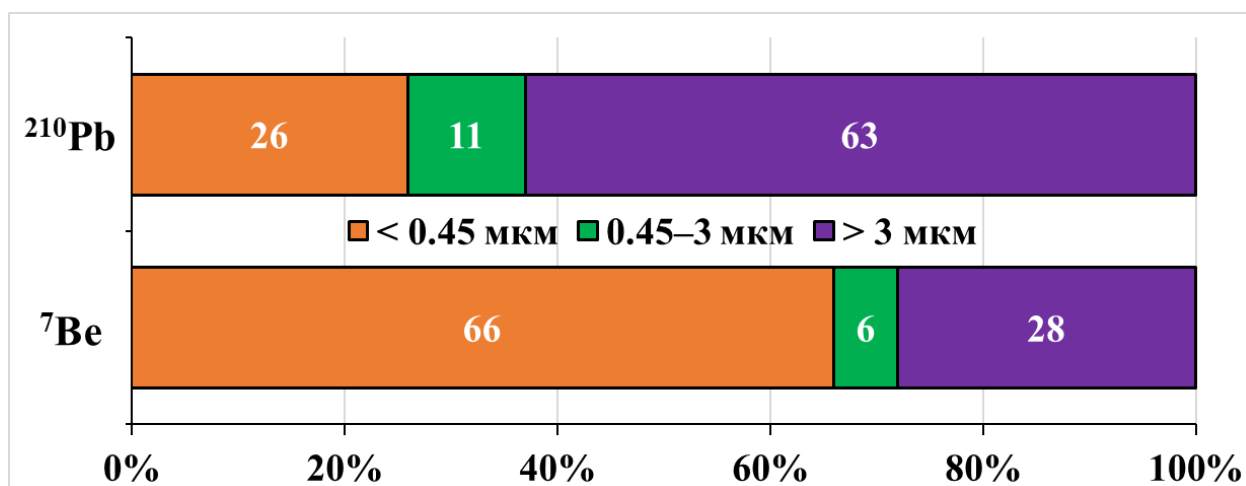


Рисунок 4.5 – Усредненные значения доли фракций (%) взвешенного и растворенного вещества снеговой воды в общей активности ^{210}Pb и ^7Be на территории Арктического региона Западной Сибири

Для идентификации удаленных источников примесей, влияющих на уровни загрязнения атмосферы в точках, где проводятся систематические наблюдения, широко используется метод обратных траекторий движения воздушных масс. Этот метод позволяет проследить перенос аэрозолей субмикронного размера воздушными массами как в рамках регионального масштаба, так и глобального [Куценогий, Смирнова, 2001]. Были построены обратные траектории воздушных масс для г. Новый Уренгой за зимний период 2018-2019 гг (рисунок 4.6). Анализ среднекластерных 5-дневных обратных траекторий воздушных масс, рассчитанных по модели HYSPLIT показал, что существует пять путей поступления воздушных масс на территорию ЯНАО от удаленных источников в течение зимнего периода. Воздушные массы над Новым Уренгоем, в основном, исходят из Казахстана (20%) и западного региона России (20%). На долю воздушных масс с территории Кольского полуострова, Гренландии и Канады приходилось 16%. Траектории из устья Оби и Новой Земли составили 26%, севера Красноярского края и Якутии – 18% от общего числа траекторий [Mezina et al., 2020]. Следует отметить, что траектории движения воздушных масс – это не направления ветра (роза ветров), а преимущественные направления, где формируются воздушные массы, в том числе и их состав, поступающие затем к Новому Уренгою. Направление воздушных масс, поступающих из южных районов с

засушливым и полузасушливым климатом в степную и полупустынную ландшафтно-географические зоны, может вносить значительный вклад в общий объем пылевых частиц, приносимых в регион Нового Уренгоя. Соответственно, это направление может иметь важное влияние на региональное, не связанное с локальными источниками, содержание ^{210}Pb и отношение $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ [Mezina et al., 2020].

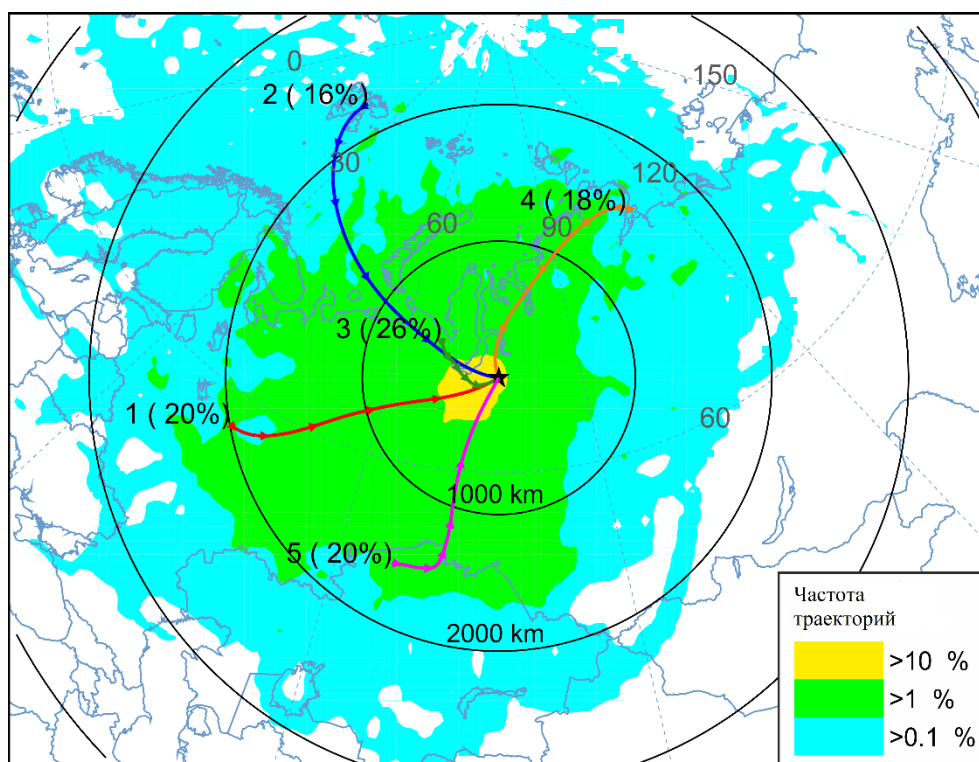


Рисунок 4.6 – Среднекластерные 5-дневные обратные траектории воздушных масс, рассчитанные по модели HYSPLIT, включая процент траектории каждого кластера, в зимний период 2018-2019 гг. на территории ЯНАО [Mezina et al., 2020]

Вышеперечисленное согласуется с усредненной розой ветров за зимний период для данного региона, которая показывает преимущественные ветра южного направления (рисунок 4.7).

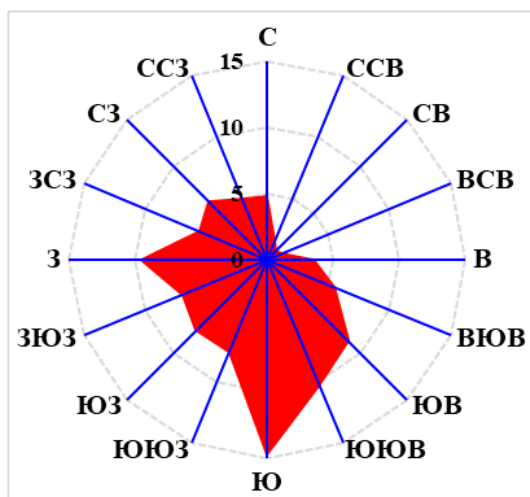


Рисунок 4.7 – Изменение направления ветра на территории Арктического региона Западной Сибири (ЯНАО) за зимний период 2018-2019 гг.

На рисунке 4.8 представлены гистограммы, характеризующие вклад фракций взвешенного и растворенного вещества снеговой воды в общую активность ^{210}Pb и ^7Be в образцах снега, отобранных в широтном направлении с запада на восток. Основная доля (48 до 87%) ^{210}Pb находится в крупнозернистой фракции > 3 мкм взвешенного вещества снеговой воды для всех образцов. По доли взвешенного вещества крупнозернистой фракции > 3 мкм от общей активности ^7Be выделяются две группы точек. К первой группе (Группа 1) относятся образцы под номерами 1-4, 13, где доля фракции > 3 мкм больше 34%. Ко второй группе (Группа 2) относятся образцы под номерами 7, 12, 14-15 с более низким ($<19\%$) вкладом этой фракции [Mezina et al., 2020].

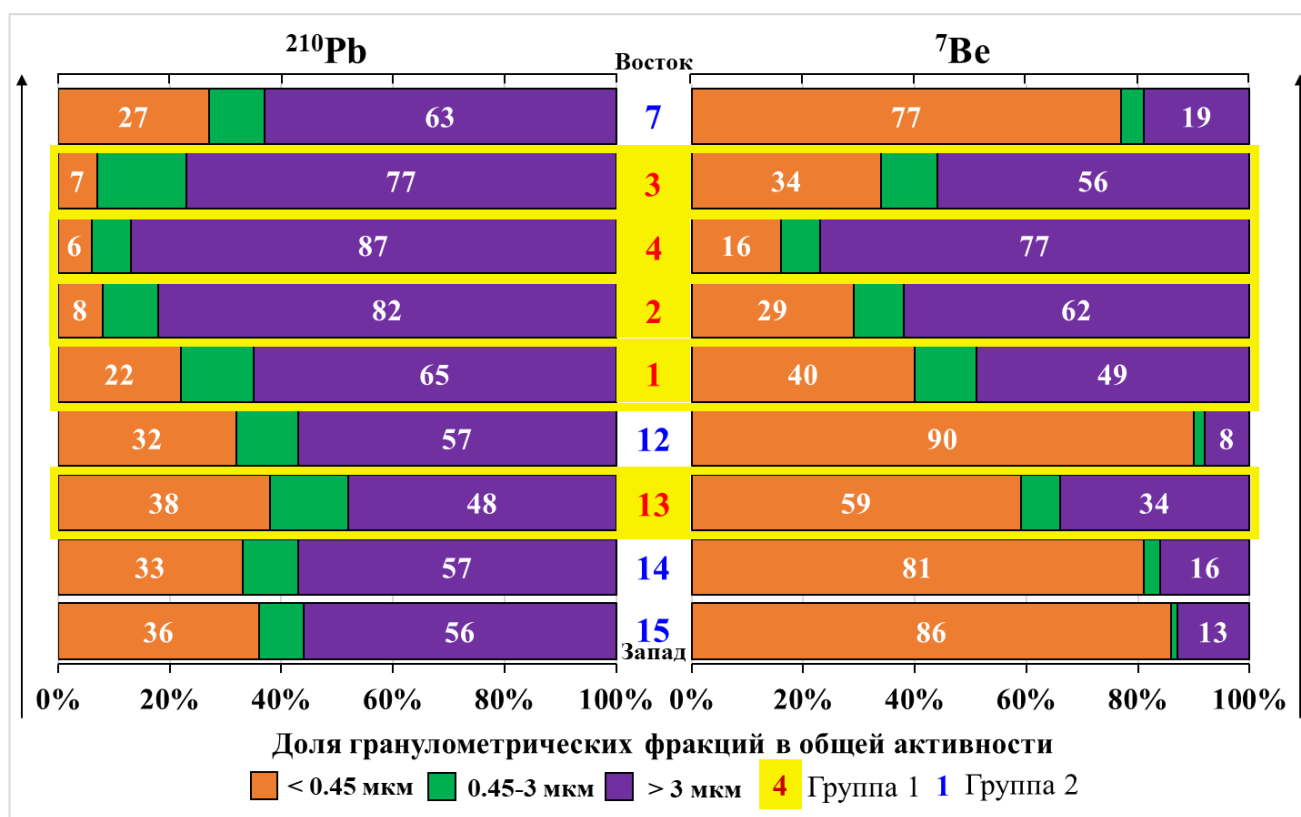


Рисунок 4.8 – Доля фракций взвешенного и растворенного вещества снеговой воды в общей активности ^{210}Pb и ^7Be , отобранных с запада на восток на территории ЯНАО [Mezina et al., 2020]

По этому же признаку (рисунок 4.9) среди образцов, отобранных в меридиональном направлении (с севера на юг), к Группе 1 можно отнести образцы 3 и 8, в которых доля крупнозернистой фракции > 3 мкм взвешенного вещества снеговых вод в общей активности ^7Be составляет 54-56%. В остальных образцах (Группа 2) от 68 до 90% от общей активности ^7Be содержится в мелкодисперсной фракции растворенного вещества снеговых вод. При этом во всех образцах основная доля (47-77%) ^{210}Pb находится в крупнозернистых фракциях взвешенного вещества > 3 мкм и 0,45-3 мкм [Mezina et al., 2020].

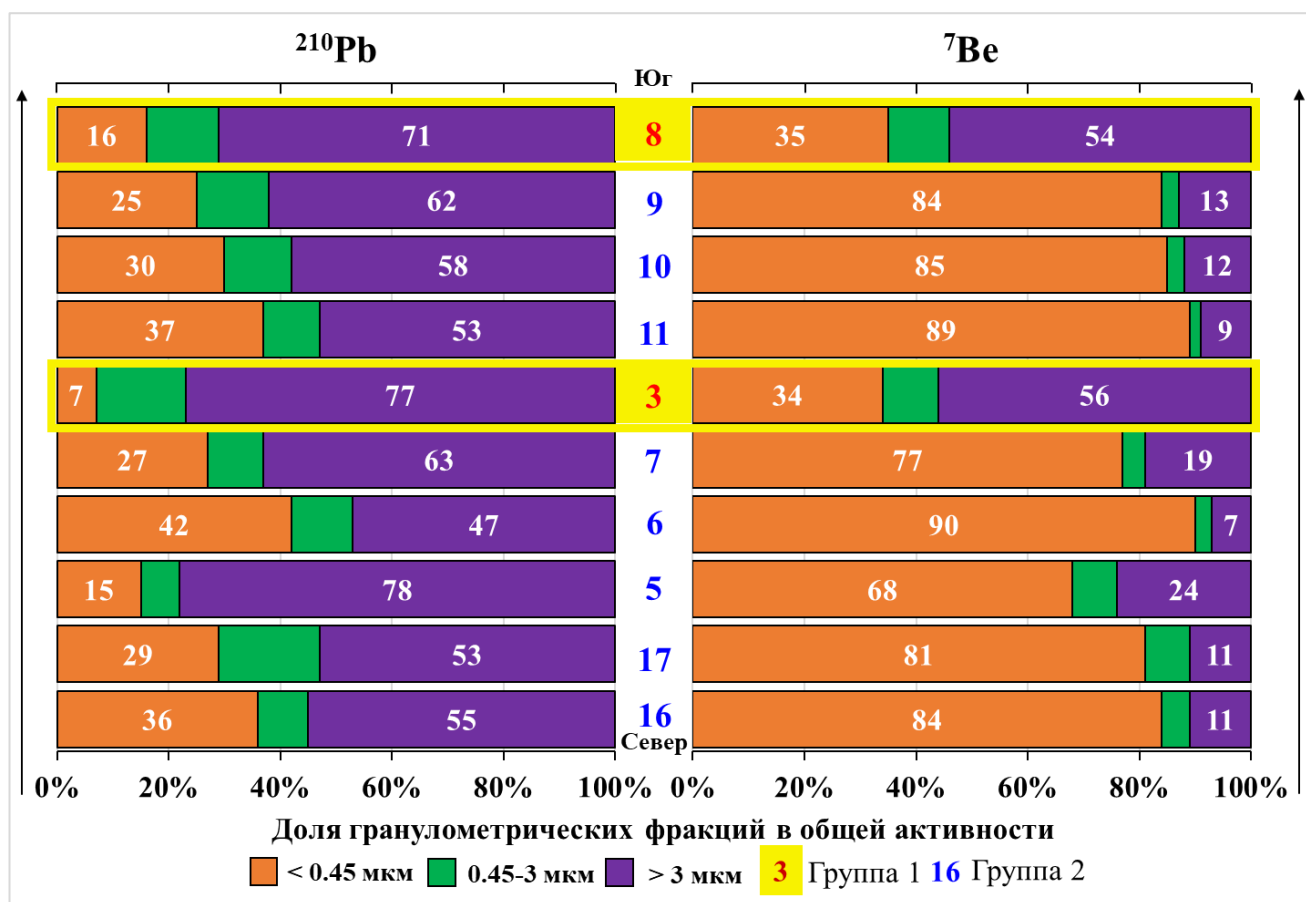


Рисунок 4.9 – Доля фракций взвешенного и растворенного вещества снеговой воды в общей активности ^{210}Pb и ^7Be , отобранных по направлению с севера на юг на территории ЯНАО [Mezina et al., 2020]

Отличительной особенностью образцов, относящихся к Группе 1 и Группе 2, является территориальное расположение точек пробоотбора. Все образцы, представляющие Группу 1, отобраны вблизи населенных пунктов. Так, точки отбора образцов 1 и 2 находятся у восточной и западной границ города Новый Уренгой в непосредственной близости от промышленной зоны. Образец 3 отбирался на западной окраине города Коротчаево, являющегося крупным транспортным центром, расположенным в 60 км восточнее города Новый Уренгой. Место отбора образца 4 расположено между городами Коротчаево и Новый Уренгой с подветренной стороны от загруженных авто и железнодорожной магистралей. Точка 8 находится в 120 км южнее г. Коротчаево в непосредственной близости от районного центра поселка Тарко-Сале. Место отбора образца 13 расположено в 100 км западнее города Новый Уренгой, рядом с крупным поселком Пангоды. Во всех указанных населенных пунктах расположены тепловые станции, крупные промышленные автотранспортные предприятия, хорошо развита транспортная сеть, есть ряд промышленных предприятий. Наличие развитой промышленной и социальной инфраструктуры предполагает повышенный выброс в атмосферу в зимний период значительного количества загрязняющих веществ в виде пылевого материала, продуктов горения топлива (дым, сажа). Поступление таких выбросов в атмосферу с отличными от природных соотношений ^7Be и

^{210}Pb , с одной стороны, создаёт дополнительные условия для сорбции находящихся в воздухе ^7Be и ^{210}Pb , с другой стороны, увеличивают количество твердого вещества, поступающего на земную поверхность в составе сухих и мокрых выпадений, накапливаясь в снеговых интегральных выпадениях в непосредственной близости от мест образования. Таким образом, можно сказать, что точки отбора образцов снега, относящихся к Группе 1, расположены на участках с повышенной антропогенной нагрузкой. В отличие от Группы 1 точки отбора образцов Группы 2 расположены вдали (не менее 30-40 км) от населенных пунктов и на них в меньшей степени сказывается техногенный фактор [Mezina et al., 2020].

На рисунке 4.10 представлены усредненные данные, характеризующие распределение ^{210}Pb и ^7Be по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод, образцов Группы 2.

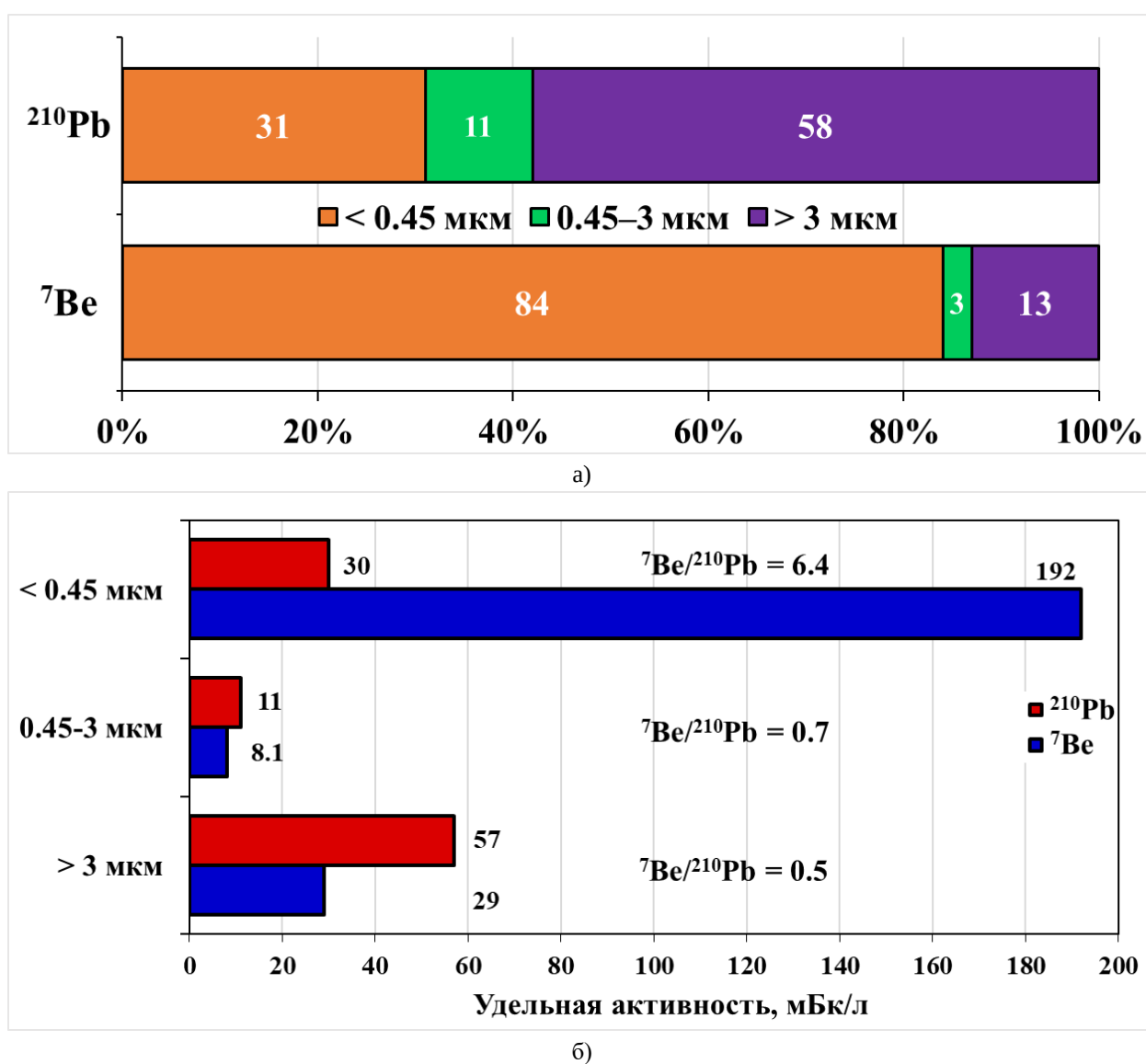


Рисунок 4.10 – Усредненные значения долей (%) в общей активности (а) и удельных активностей (б) ^{210}Pb и ^7Be во фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговой воды в образцах, отобранных вдали от населенных пунктов (Группа 2) [Mezina et al., 2020]

Распределение ^{210}Pb и ^7Be по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод для образцов Группы 1, отобранных вблизи населенных пунктов (рисунок 4.11), значительно отличается от образцов Группы 2, расположенных вдали от населенных пунктов.

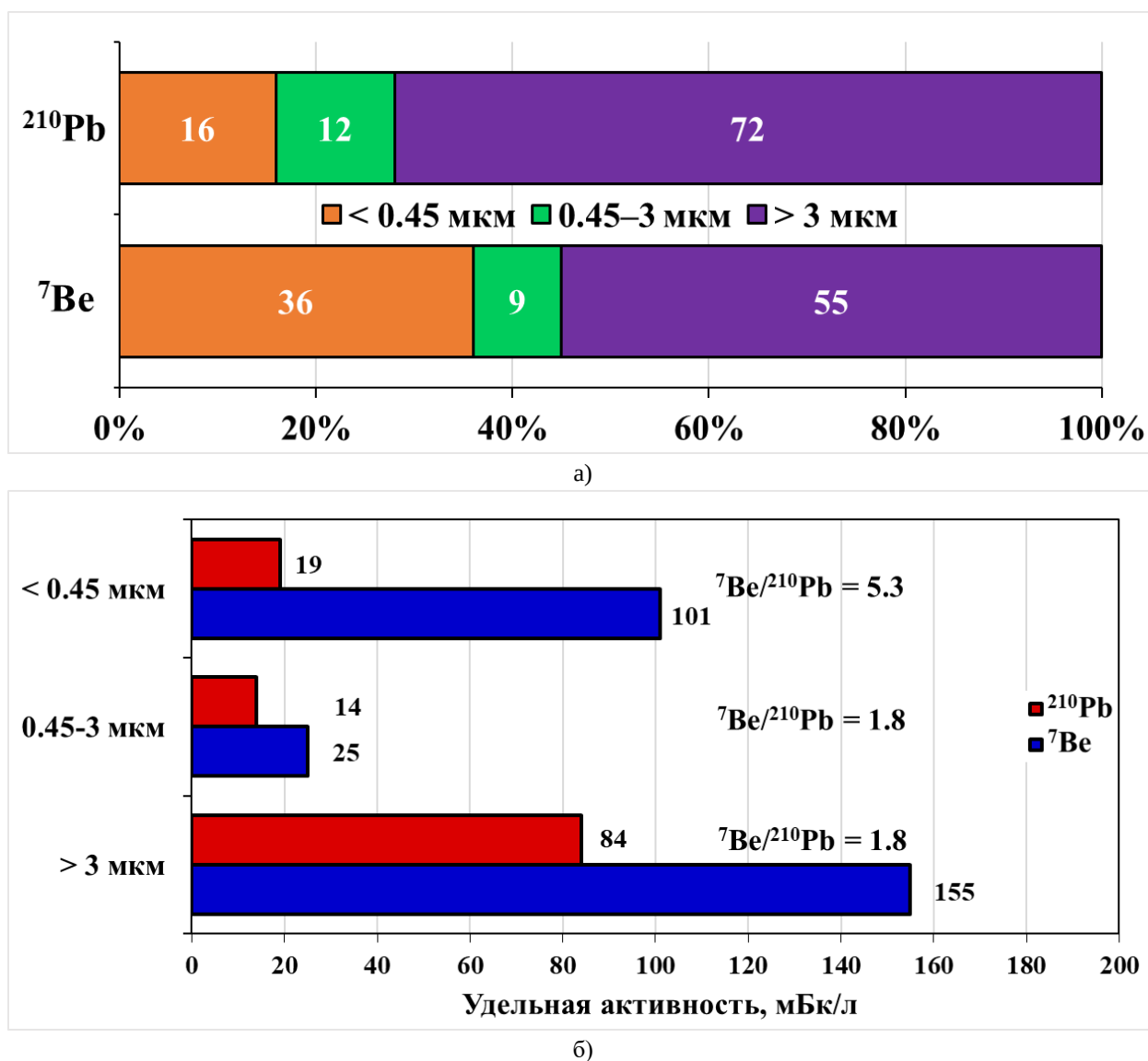


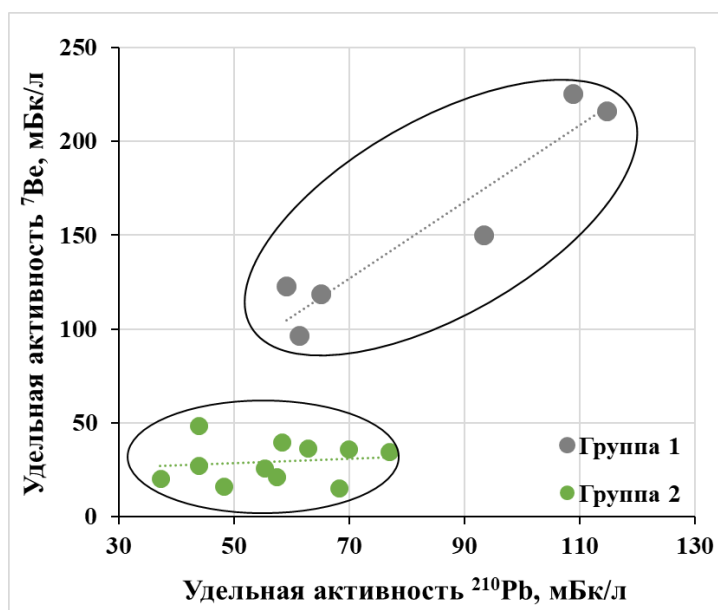
Рисунок 4.11 – Усредненные значения долей (%) в общей активности (а) и удельных активностей (б) ^{210}Pb и ^7Be во фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговой воды в образцах, отобранных вблизи населенных пунктов (Группа 1) [Mezina et al., 2020]

В среднем только 36% ^7Be находятся в мелкодисперсной фракции < 0,45 мкм, что значительно меньше, чем 84%, соответствующие Группе 2. Более высокий вклад крупнозернистых фракций (> 3 мкм и 0,45–3 мкм) в суммарную активность наблюдается также и для ^{210}Pb : ~84% этого изотопа находится во фракциях > 3 мкм и 0,45–3 мкм, доля мелкодисперсной фракции снижается до 16%. Показательно ведет себя $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношение. Для фракции < 0,45 мкм его величина (5,3) близка к значению (6,4), наблюдаемому в образцах Группы 2. Для крупнозернистых фракций (> 3 мкм и 0,45–3 мкм) $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношение достигает 1,8, что в три раза выше, чем в Группе 2. Близкие значения $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношений, наблюдаемые для двух

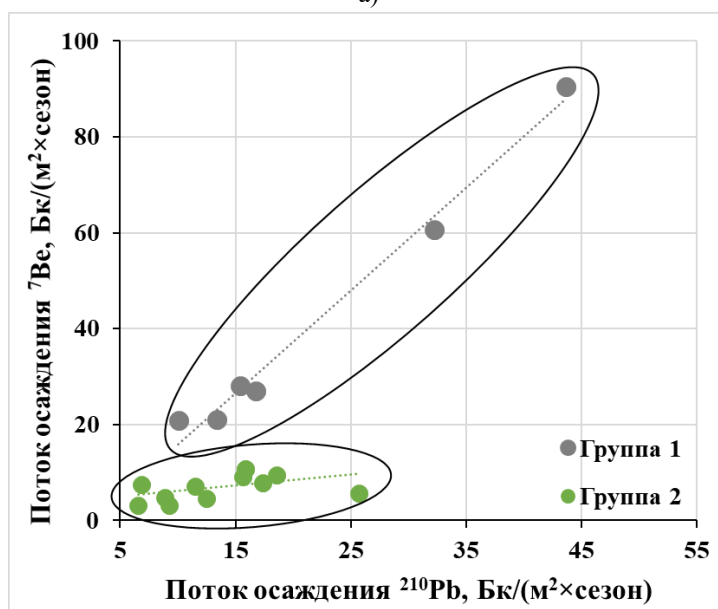
крупнозернистых фракций (> 3 мкм и $0,45-3$ мкм) в обеих группах образцов, предполагают, что характер накопления этих изотопов в пылевых частицах, размер которых варьирует в очень широком диапазоне от $0,45$ до сотен мкм, одинаков в одних и тех же условиях [Mezina et al., 2020].

Существенные отличия наблюдаются и в удельных активностях этих фракций, пересчитанных на единицу объема снеговых вод (рисунок 4.10б и рисунок 4.11б). Так, удельная активность ^7Be в мелкодисперсной фракции $< 0,45$ мкм в образцах Группы 1 (101 мБк/л) почти в два раза ниже, чем в образцах Группы 2 (192 мБк/л). В крупнозернистых фракциях (> 3 мкм и $0,45-3$ мкм) наблюдается обратная картина – более высокие удельные активности в Группе 1. Во фракции $0,45-3$ мкм различие достигает трехкратного уровня (25 и $8,1$ мБк/л). Во фракции > 3 мкм различие наиболее существенно – более, чем в 5 раз (155 и 29 мБк/л). Для ^{210}Pb эти различия не столь значительны, но общая тенденция сохраняется. Удельная активность ^{210}Pb во фракции $< 0,45$ мкм растворенного вещества снеговых вод образцов Группы 1 (19 мБк/л) в $1,6$ раза ниже, чем в образцах Группы 2 (30 мБк/л). Во фракции $0,45-3$ мкм это соотношение уже в $1,7$ раза выше (14 и $8,1$ мБк/л), а во фракции > 3 мкм в $1,5$ раза выше (84 и 57 мБк/л). Несмотря на значительные различия в перераспределении активностей ^7Be и ^{210}Pb между фракциями взвешенного и растворенного вещества образцов разных групп, их суммарные активности в снеговых водах отличаются, но не столь существенно. Суммарная удельная активность ^7Be в образцах Группы 1 (281 мБк/л) в $1,2$ раза выше, чем в образцах Группы 2 (229 мБк/л). Такое же соотношение наблюдается и для ^{210}Pb – превышение в Группе 1 в $1,2$ раза (117 и 98 мБк/л). То есть, в образцах, отобранных на территориях с повышенной техногенной нагрузкой удельные активности ^7Be и ^{210}Pb во взвешенном веществе снеговых вод в среднем на 20% выше, чем в образцах, отобранных на условно-фоновых участках [Mezina et al., 2020].

Разделение изученных образцов на группы согласно территориальному расположению точек их отбора хорошо прослеживается на диаграммах рассеяния, построенных в координатах активностей ^7Be и ^{210}Pb . На рисунке 4.12 представлены диаграммы рассеяния ^7Be - ^{210}Pb в удельных активностях и потоках осаждения для крупнозернистой фракции > 3 мкм взвешенного вещества снеговых вод. На обоих графиках четко выделяются две области точек, соответствующие выделенным Группе 1 и Группе 2. Для образцов Группы 1 наблюдается очень высокая корреляционная зависимость как между удельными активностями ^7Be и ^{210}Pb ($r = 0,95$) в образцах, так и между потоками осаждения данных изотопов ($r = 0,99$) в точках пробоотбора. Корреляционные связи в Группе 2, несмотря на заметный линейный тренд в распределении точек на диаграммах рассеяния, гораздо ниже. Для удельных активностей коэффициент корреляции составляет $0,13$ для Группы 2, для потоков осаждения корреляционная связь более значима ($r = 0,45$). Для всей выборки точек, включающей обе группы, корреляция между ^7Be и ^{210}Pb как в удельных активностях, так и в потоках осаждения высокая при $r = 0,82$ и $r = 0,85$ соответственно [Mezina et al., 2020].



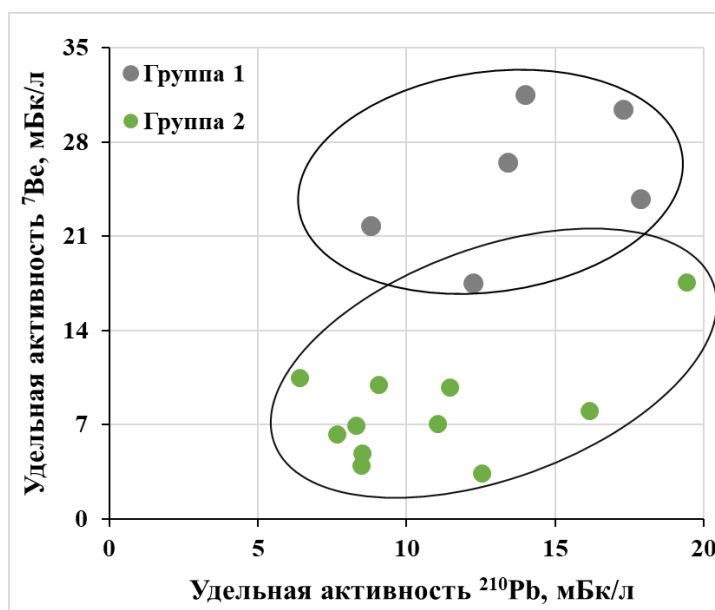
а)



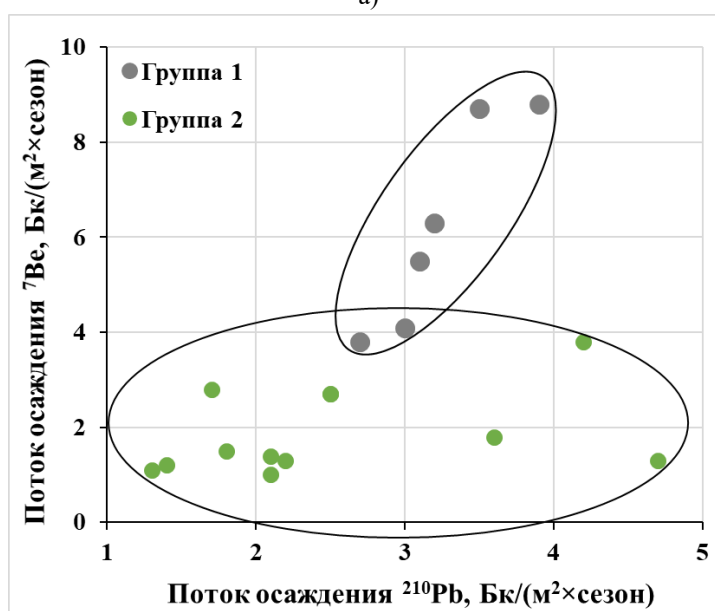
б)

Рисунок 4.12 – Удельные активности (а) и потоки осадчения (б) ^{210}Pb и ^7Be в крупнозернистой фракции > 3 мкм взвешенного вещества снеговых вод Арктического региона Западной Сибири [Mezina et al., 2020]

Достаточно уверенно выделяются образцы Группы 1 и Группы 2 во фракции 0,45-3 мкм взвешенного вещества снеговых вод. На диаграммах рассеяния ^7Be - ^{210}Pb , представленных на рисунке 4.13, также можно выделить две области, соответствующие указанным группам. Как и в случае фракции > 3 мкм для фракции 0,45-3 мкм характерна очень высокая корреляционная связь между потоками осадчения ^7Be и ^{210}Pb для образцов Группы 1. Коэффициент корреляции в этом случае составляет $r = 0,94$. Для Группы 2 столь тесная связь отсутствует ($r = 0,37$). Для удельных активностей ^7Be и ^{210}Pb во фракции 0,45-3 мкм наблюдается умеренная корреляционная связь. Коэффициенты корреляции составляют 0,47 для Группы 1 и 0,55 для Группы 2. Так же для всей выборки точек, включающей обе группы, корреляция между ^7Be и ^{210}Pb как в удельных активностях, так и в потоках осадчения умеренная при $r = 0,56$ и $r = 0,50$ соответственно [Mezina et al., 2020].



а)

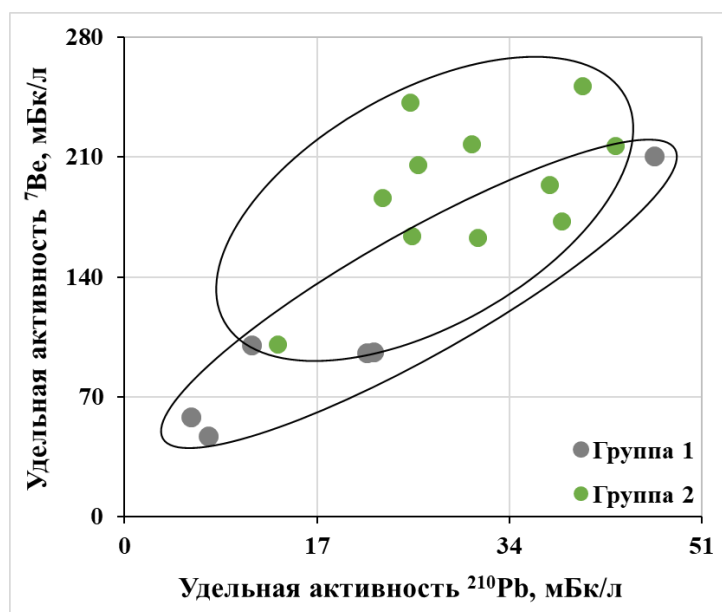


б)

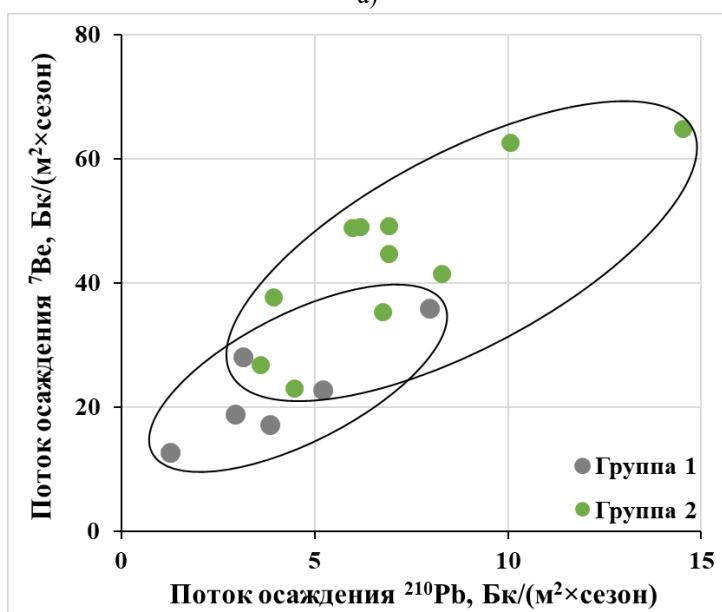
Рисунок 4.13 – Удельные активности (а) и потоки осадения (б) ^{210}Pb и ^7Be во фракции 0,45-3 мкм взвешенного вещества снеговых вод Арктического региона Западной Сибири [Mezina et al., 2020]

На диаграммах рассеяния ^7Be - ^{210}Pb , соответствующих мелкодисперсной фракции $< 0,45$ мкм растворенного вещества снеговых вод (рисунок 4.14), провести уверенное разделение образцов Группы 1 и Группы 2 не представляется возможным. Можно отметить, что основная масса точек Группы 1 сосредоточена в нижних частях графиков. За счет резко выпадающей точки 13 (^7Be – 211; ^{210}Pb – 47 мБк/л) в выборке образцов Группы 1 наблюдается очень высокая корреляционная связь между удельными активностями ^7Be и ^{210}Pb ($r = 0,96$). Для потоков осадения коэффициент корреляции по выборке Группы 1 несколько ниже и составляет $r = 0,83$. Для образцов Группы 2 наблюдается умеренная корреляция в выборке, соответствующей удельным активностям ($r = 0,57$), и также высокая для потоков осадения ($r = 0,82$). Как и в

случае крупнозернистой фракции > 3 мкм для всей выборки точек фракции $< 0,45$ мкм, включающей обе группы, наблюдается высокая корреляция между ^7Be и ^{210}Pb и в удельных активностях, и в потоках осаждения при $r = 0,81$ и $r = 0,85$ соответственно [Mezina et al., 2020].



а)



б)

Рисунок 4.14 – Удельные активности (а) и потоки осаждения (б) ^{210}Pb и ^7Be в мелкодисперсной фракции $< 0,45$ мкм растворенного вещества снеговых вод Арктического региона Западной Сибири [Mezina et al., 2020]

Таким образом, наблюдается значительное увеличение вклада крупнозернистых фракций взвешенного вещества снеговых вод в общую активность ^7Be в снеговых осадках, выпадающих на территориях с повышенной техногенной нагрузкой. В работе [Papastefanou, Ioannidou, 1996] было показано, что в присутствии поллютантов (загрязняющих веществ) в гранулометрическом составе атмосферных аэрозолей ^7Be смещается в сторону большей размерности частиц [Mezina et al., 2020].

4.1.3 Региональные значения потоков осаждения ^{210}Pb и ^7Be в составе снеговых выпадений в зимний период 2018-2019 гг. на территории Арктического региона Западной Сибири

Известно, что существует неравномерность накопления снежного покрова, связанная с метеорологическими условиями и ландшафтно-географическими особенностями местности. От точки к точке исследования наблюдается большой разброс полученных значений удельных активностей и потоков осаждения ^{210}Pb и ^7Be в снеговых водах. Для того, чтобы оценить поток осаждения радионуклидов для региона, желательно брать информацию о количестве выпавших осадков, не исходя из площади отбора и объема полученной снеговой воды в точке отбора, а из официальных источников, характеризующих особенности поступления снеговых масс на исследуемой территории, – данных метеостанций, окружающих точку отбора. В качестве исходных данных для расчета региональных значений потоков осаждения ^{210}Pb и ^7Be в составе снеговых выпадений в зимний период 2018-2019 гг. были взяты полученные усредненные для региона значения удельных активностей ^{210}Pb и ^7Be (мБк/л) на момент отбора интегральных проб снега (см. раздел 4.1.1) и пересчитаны в Бк/м², исходя из данных о количестве выпавших осадков, полученных на метеостанциях, окружающих точку пробоотбора. Официальные данные о количестве выпавших осадков взяты на портале (<https://rp5.ru/>) и представлены в таблице 4.3.

Таблица 4.3 – Данные метеостанций о количестве выпавших осадков, окружающих точки отбора на территории Арктического региона Западной Сибири

№ образца	S, м ²	Координаты точек пробоотбора		V, л	R*, мм	ID	RRR, мм
		с.ш.	в.д.				
1	0,102	66°05'20.7"	76°21'06.9"	24,15	237	23358	190
2	0,085	66°04'19.5"	76°52'30.6"	23,85	281	23358	190
3	0,119	65°57'53.6"	78°07'51.3"	26,00	219	23453	224
4	0,051	65°59'03.6"	77°33'45.2"	20,45	401	23453 23358	224 190
5	0,085	66°34'30.7"	79°21'21.3"	22,55	265	23256	216
6	0,127	66°13'40.0"	79°10'48.2"	24,35	191	23453	224
7	0,085	65°59'37.5"	78°33'45.8"	23,15	273	23453	224
8	0,136	64°59'38.7"	77°41'23.7"	24,40	180	23552	263
9	0,102	65°19'15.1"	77°47'08.2"	23,00	226	23552	263
10	0,085	65°31'53.2"	77°50'32.7"	22,30	263	23453 23552	224 263
11	0,110	65°43'27.0"	78°03'06.7"	26,35	239	23453	224
12	0,068	65°54'04.6"	75°30'44.8"	25,55	376	23443	251
13	0,136	65°52'43.7"	74°40'21.8"	23,15	170	23443	251
14	0,153	65°36'16.4"	73°55'44.1"	23,85	156	23443	251
15	0,102	65°36'17.2"	73°55'43.8"	25,35	249	23443	251
16	0,119	67°11'22.8"	78°50'01.0"	14,15	119	23256	216
17	0,059	66°56'22.5"	79°31'43.8"	12,90	217	23256	216

Примечание: S – площадь пробоотбора; V – объем снеговой воды, полученный при таянии исходного образца; ID – индекс метеостанции; R* – рассчитанное количество выпавших осадков для каждой точки отбора, исходя из объема снеговой воды и площади пробоотбора; RRR – количество выпавших осадков (данные метеостанции).

По данным близко расположенных метеостанций за зимний период 2018-2019 гг. на исследуемой территории Арктического региона Западной Сибири количество выпавших осадков в среднем составило 230 мм при разбросе от 190 до 263 мм. В результате расчетов проведена оценка средних региональных потоков осаждения радионуклидов в составе снеговых выпадениях для Арктического региона Западной Сибири на территории ЯНАО за зимний период 2018-2019 гг. Для ^{210}Pb они составили 24,0 при разбросе от 19,8 до 27,5 Бк/(м²×сезон), для ^7Be на момент отбора – 57,0 при разбросе от 47,1 до 65,2 Бк/(м²×сезон), для ^{137}Cs – 0,20 при разбросе от 0,17 до 0,23 Бк/(м²×сезон). Средние значения рассчитанных таким образом потоков осаждения с точностью до 5% совпадают с результатами, полученными при расчете интегрального поступления ^{210}Pb и ^7Be в точках отбора (см. раздел 4.1.1), несмотря на то, что в последнем случае наблюдается значительно больший разброс аналитических данных.

4.2 Содержание радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в интегральных пробах снега южного региона Западной Сибири

4.2.1 Содержание радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в интегральных пробах снега южного региона Западной Сибири за зимний период 2020-2021 гг.

В марте 2021 года был проведен расширенный отбор 14-ти интегральных проб снега в Искитимском, Колыванском, Новосибирском, Ордынском и Тогучинском районах Новосибирской области, Советском районе города Новосибирска и Тальменском районе Алтайского края. Общая площадь исследуемой территории составила 90 000 км². Всего было отобрано 14 образцов снега, точки отбора представлены на рисунке 4.15. Более подробное описание точек проба отбора представлено в таблицах А.6 Приложения А.

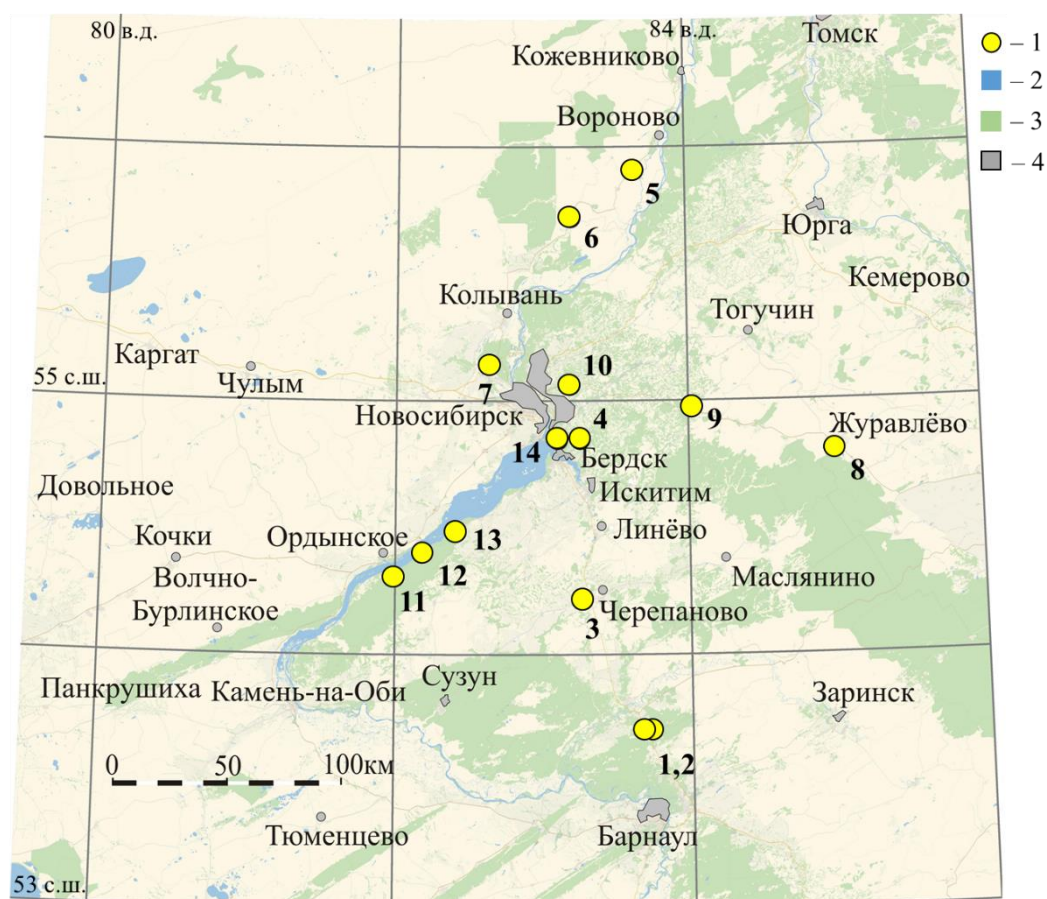


Рисунок 4.15 – Территории проведения исследований в Новосибирской области и Алтайском крае в 2021 году

Результаты определения величин удельных активностей и потоков осаждения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в исследованных образцах снега, отобранных в 2021 году на территории южного региона Западной Сибири, представлены в таблице 4.4. Полученные результаты соответствуют суммарному атмосферному поступлению радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) за пятимесячный зимний период устойчивого снегонакопления. Удельные активности фракций взвешенного и растворенного вещества даны в пересчете на единицу объема снеговой воды, полученной в результате таяния исходных снеговых проб. Потоки осаждения радионуклидов в каждой точке рассчитаны, исходя из известных данных о площади пробоотбора и количестве снеговой воды, полученной при таянии снега. Все данные приведены в пересчете на момент отбора проб снега.

Таблица 4.4 – Потоки осаждения и удельные активности исследуемых радионуклидов в отобранных образцах снега на территории Новосибирской области и Алтайского края в 2021 году

Название образца	Фракция*	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	Соотношение ⁷ Be/ ²¹⁰ Pb
		Поток осаждения, Бк/(м ² ×сезон)			Удельная активность, мБк/л**			
Нс-21-1С	1	19	11	0,14	154	88	1,1	0,6
	2	3,7	2,0	0,02	30	16	0,15	0,5
	3	13	42	0,06	104	339	0,47	3,3
	Сумма	35,7	55,0	0,22	288,0	443,0	1,72	1,5
Нс-21-2С	1	33	17	0,29	205	107	1,8	0,5
	2	2,6	1,1	0,02	16	6,9	0,10	0,4
	3	11	58	0,07	65	359	0,41	5,5

Название образца	Фракция*	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	Соотношение ⁷ Be/ ²¹⁰ Pb
		Поток осаднения, Бк/(м²×сезон)			Удельная активность, мБк/л**			
	Сумма	46,6	76,1	0,38	286,0	472,9	2,31	1,7
Нс-21-3С	1	25	15	0,19	173	105	1,3	0,6
	2	6,0	3,3	0,08	41	23	0,59	0,6
	3	11	65	0,02	74	454	0,13	6,1
	Сумма	42,0	83,3	0,29	288,0	582,0	2,02	2,0
Нс-21-4С	1	65	61	0,71	281	266	3,1	0,9
	2	3,3	3,9	0,07	14	17	0,32	1,2
	3	9,6	81	0,06	42	353	0,24	8,4
	Сумма	77,9	145,9	0,84	337,0	636,0	3,66	1,9
Нс-21-5С	1	20	12	0,11	155	95	0,84	0,6
	2	3,7	1,8	0,03	30	15	0,20	0,5
	3	12	94	0,07	91	743	0,59	8,2
	Сумма	35,7	107,8	0,21	276,0	853,0	1,63	3,1
Нс-21-6С	1	14	6,4	0,13	117	54	1,1	0,5
	2	2,5	1,2	0,03	21	10	0,28	0,5
	3	8,2	51	<0,01	70	433	<0,01	6,2
	Сумма	24,7	58,6	0,16	209,0	497,0	1,38	2,4
Нс-21-7С	1	31	21	0,16	292	195	1,5	0,7
	2	2,7	2,1	0,03	25	19	0,29	0,8
	3	8,2	56,1	0,10	76	526	0,94	6,9
	Сумма	41,9	79,2	0,29	393,0	740,0	2,73	1,9
Нс-21-8С	1	72	42	0,55	201	117	1,5	0,6
	2	13	7,0	0,15	36	20	0,42	0,6
	3	44	223	0,22	124	625	0,61	5,0
	Сумма	129,0	272,0	0,92	361,0	762,0	2,53	2,1
Нс-21-9С	1	29	26	0,05	176	153	0,28	0,9
	2	5,3	4,9	0,05	32	29	0,27	0,9
	3	6,0	46	0,08	36	275	0,48	7,6
	Сумма	40,3	76,9	0,18	244,0	457,0	1,03	1,9
Нс-21-10С	1	39	50	0,14	235	306	0,87	1,3
	2	5,0	5,4	0,02	31	33	0,13	1,1
	3	2,1	17	0,07	13	102	0,41	7,8
	Сумма	46,1	72,4	0,23	279,0	441,0	1,41	1,6
Нс-21-11С	1	20	8,7	0,06	186	83	0,58	0,4
	2	1,4	0,5	0,01	14	5,2	0,10	0,4
	3	9,3	47	0,03	89	450	0,30	5,1
	Сумма	30,7	56,2	0,10	289,0	538,2	0,98	1,9
Нс-21-12С	1	20	9,0	0,10	180	79	0,90	0,4
	2	1,7	1,3	0,09	15	12	0,78	0,8
	3	12	54	0,01	103	478	0,11	4,6
	Сумма	33,7	64,3	0,20	298,0	569,0	1,79	1,9
Нс-21-13С	1	27	14	0,15	231	122	1,3	0,5
	2	1,4	0,7	0,01	12	6,2	0,07	0,5
	3	12	54	0,06	108	465	0,48	4,3
	Сумма	40,4	68,7	0,22	351,0	593,2	1,85	1,7
Нс-21-14С	1	41	52	0,15	204	268	0,76	1,3
	2	4,7	6,5	0,03	24	34	0,13	1,4
	3	4,8	36	0,06	24	186	0,28	7,8
	Сумма	50,5	94,5	0,24	252,0	488,0	1,17	1,9

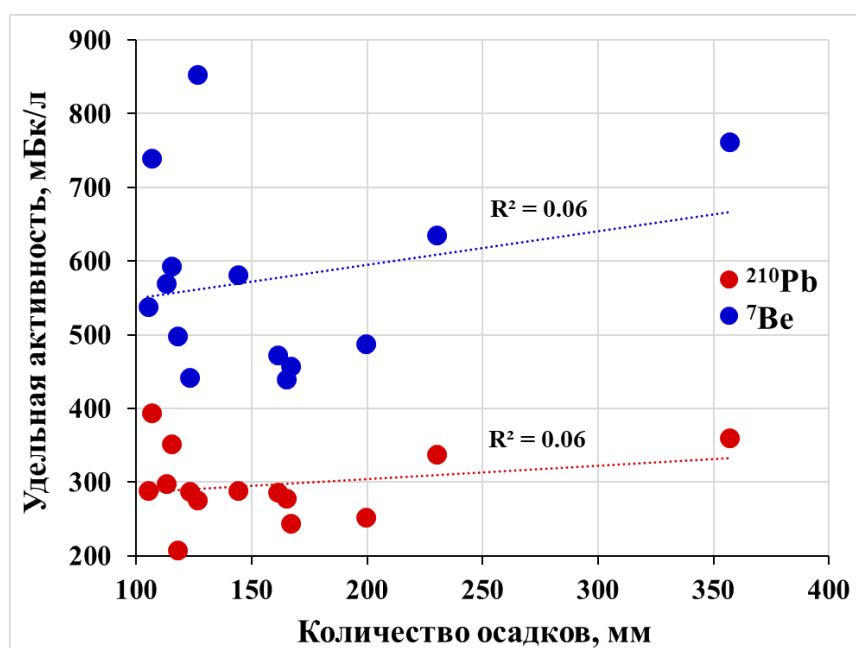
Примечание: *1 – крупнозернистая фракция – взвешенное вещество размерностью > 3 мкм, оставшееся после декантации и осевшее при фильтровании снеговой воды через фильтр «синяя лента»; 2 – фракция взвешенного вещества размерностью 0,45-3 мкм, осевшего при последовательном фильтровании через мембранный фильтр 0,45 мкм; 3 – мелкодисперсная фракция растворенного вещества размерностью $< 0,45$ мкм, полученная в виде сухого остатка при выпаривании отфильтрованного раствора; ** – снеговая вода.

Полученные результаты показывают, что исследуемые изотопы обнаружены во всех выделенных фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговых вод: от крупных пылевых частиц до наноразмерных аэрозольных частиц, коллоидов и растворенной компоненты.

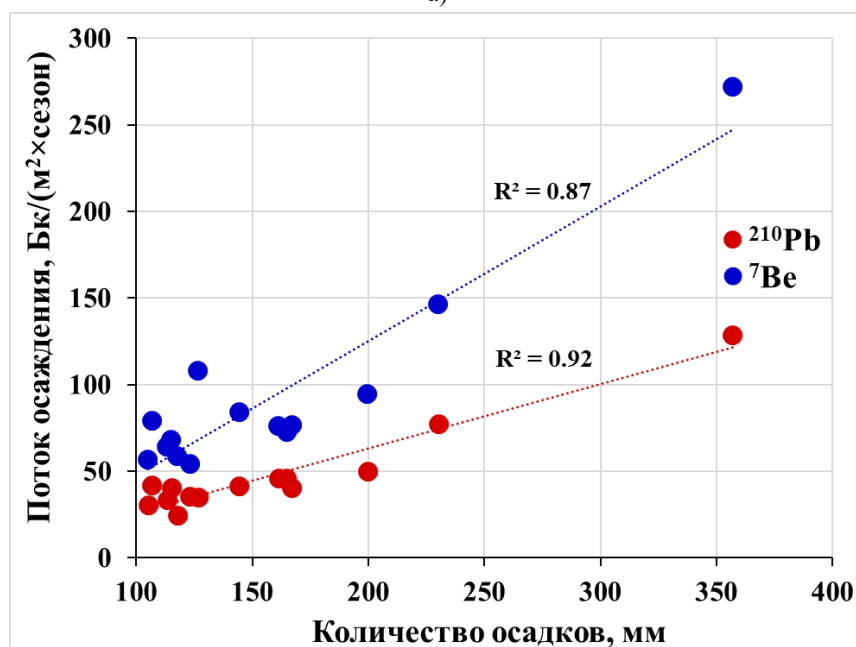
На момент отбора проб средние удельные активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в снеговой воде составляют 296,5 (при разбросе от 209,0 до 393,0); 576,6 (441,0-853,0) и 1,87 (0,98-3,66) мБк/л соответственно. Что соответствует интегральному поступлению ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в зимний период 2020-2021 гг. в составе «мокрых» и «сухих» выпадений, с учетом вклада всех выделенных фракций взвешенного и растворенного вещества, для изученной территории в среднем (Бк/(м²×сезон)): 48,2 (24,7-129,0); 93,6 (55,0-272,0) и 0,32 (0,10-0,92) соответственно. Отношение активности $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ варьирует от 1,5 до 3,1 со средними значениями 2,0.

Поток осаждения ^{137}Cs мал и не превышает 0,92 Бк/(м²×сезон) во всех изученных точках пробоотбора, что свидетельствует о незначительных современных поступлениях этого радионуклида из атмосферы. Следует отметить, что уровни концентраций ^{137}Cs в исследованных образцах близки к пределу обнаружения используемого аналитического метода. Соответственно, погрешность их определения часто превышает 30%, что делает невозможным совместную статистическую интерпретацию данных по ^{137}Cs и результатов, полученных для ^{210}Pb и ^7Be .

На рисунке 4.16 представлены зависимости удельных активностей и потоков осаждения ^{210}Pb и ^7Be от рассчитанного количества выпавших осадков в точках отбора. На графиках наблюдается очень слабая корреляция между величинами удельных активностей обоих изотопов и количеством выпавших осадков ($r = 0,24$ и $0,25$ соответственно). В тоже время потоки осаждения ^{210}Pb и ^7Be сильно коррелируют с количеством осадков при коэффициентах корреляции (r) 0,96 и 0,93 соответственно.



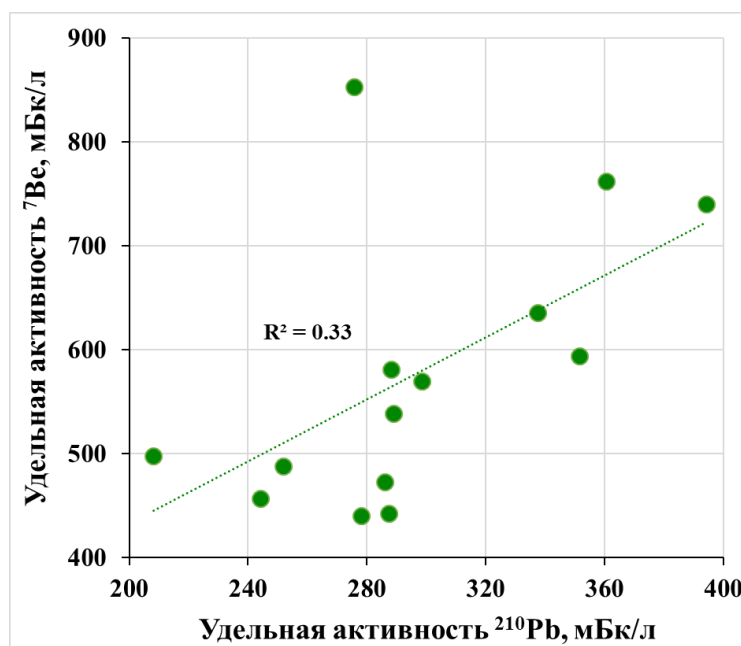
а)



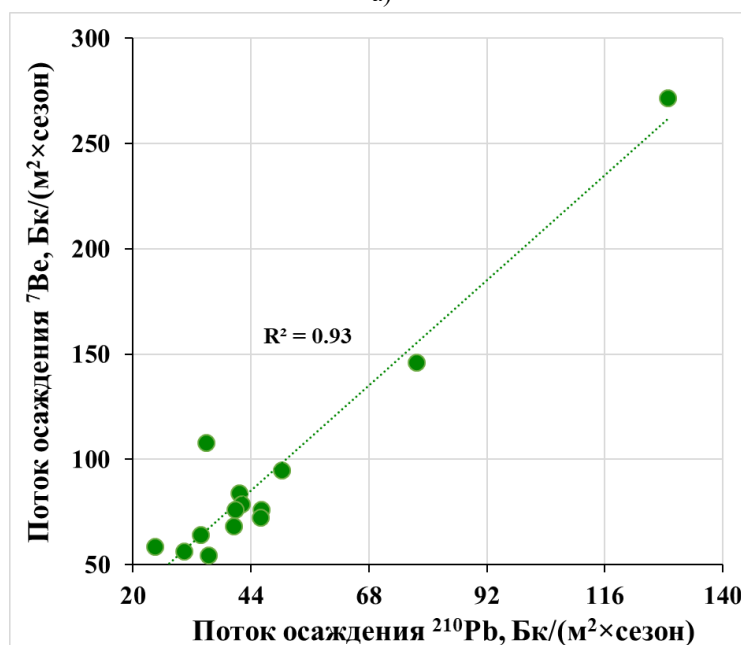
б)

Рисунок 4.16 – Зависимость удельных активностей (а) и потоков осаджения (б) ^{210}Pb и ^7Be от рассчитанного количества выпавших осадков в точках отбора южного региона Западной Сибири

Изучение характера совместного выпадения ^{210}Pb и ^7Be (рисунок 4.17) показывает умеренную корреляционную связь ($r = 0,57$) между величинами их удельных активностей. В тоже время наблюдается очень высокая корреляция между потоками осаджения ^{210}Pb и ^7Be ($r = 0,97$). Сильная положительная корреляция между потоками осаджения ^{210}Pb и ^7Be указывает на то, что поток обоих радионуклидов контролируется процессами вымывания локальными осадками [Baskaran et al., 1993], что подтверждается представленными данными как для Арктического региона (см. раздел 4.1), так и для южного региона Западной Сибири.



а)



б)

Рисунок 4.17 – Корреляция удельных активностей (а) и потоков осадчения (б) ^{210}Pb от ^7Be в интегральных снеговых пробах на момент отбора

4.2.2 Распределение ^{210}Pb и ^7Be по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод южного региона Западной Сибири

Изучен характер распределения радионуклидов (^{210}Pb и ^7Be) по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод. Результаты определения величин удельных активностей и потоков осадчения ^{210}Pb и ^7Be в выделенных фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговых вод на территории южного региона Западной Сибири представлены в таблице 4.4. Средние значения удельных активностей ^{210}Pb и ^7Be во фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговых вод, рассчитанные по всей выборке, представлены на рисунке 4.18.

Во фракции > 3 мкм содержится 199 мБк/л ^{210}Pb и 146 мБк/л ^7Be ; во фракции 0,45-3 мкм – 24 и 18 мБк/л и во фракции $< 0,45$ мкм – 73 и 413 мБк/л соответственно. Отношение $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ в крупнозернистых фракциях (> 3 мкм и 0,45-3 мкм) взвешенного вещества снеговых вод составляет 0,7. В мелкодисперсной фракции растворенного вещества ($< 0,45$ мкм) снеговых вод оно значительно выше и составляет 5,7.

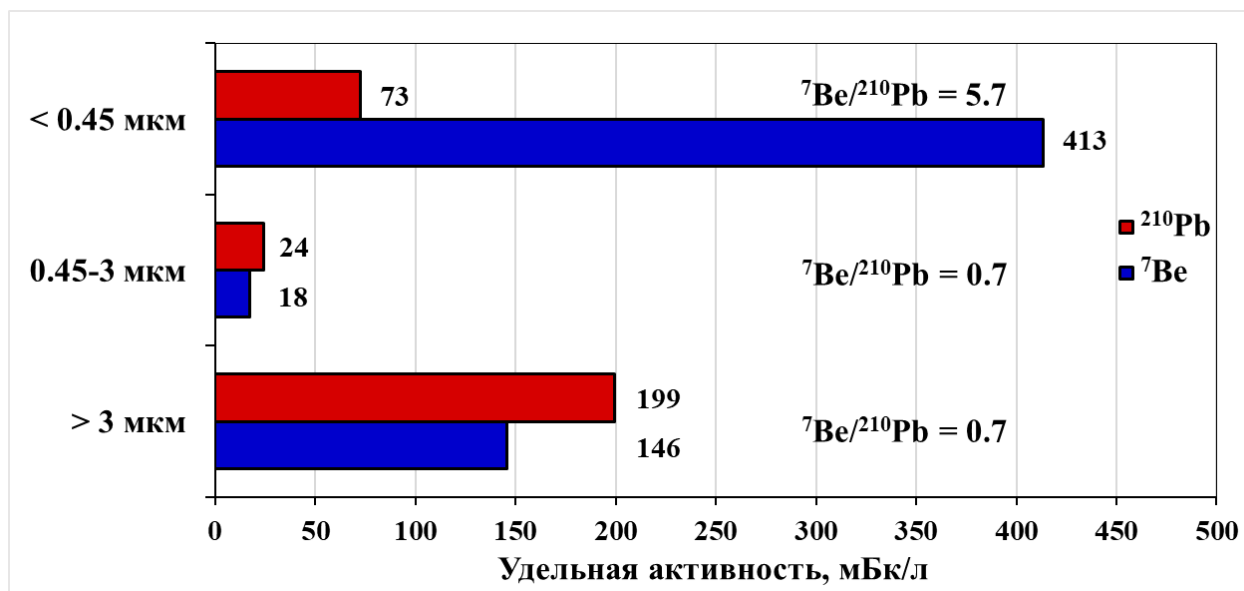


Рисунок 4.18 – Средние значения удельных активностей ^7Be и ^{210}Pb во фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговых вод южного региона Западной Сибири

На рисунке 4.19 представлены графики, характеризующие вклад фракций взвешенного и растворенного вещества снеговой воды в общую активность ^{210}Pb и ^7Be в образцах снега, отобранных на территории Новосибирской области и Алтайского края в 2021 году. По доли взвешенного вещества крупнозернистых фракций (> 3 мкм и 0,45-3 мкм) от общей активности ^7Be выделяются две группы точек. К первой группе (Группа 1) относятся образцы под номерами 4, 9-10 и 14, где доля этих фракций $\leq 40\%$. Ко второй группе (Группа 2) относятся образцы под номерами 1-3, 5-8, 11-13 с более низким ($< 25\%$) вкладом этих фракций. При этом, основная доля (от 64 до 95%) ^{210}Pb находится в крупнозернистой фракции > 3 мкм взвешенного вещества снеговой воды для всех образцов. Доля мелкодисперсной фракции $< 0,45$ мкм растворенного вещества от общей активности ^7Be и ^{210}Pb в Группе 1 составляет меньше 60% и 15% соответственно. Для Группы 2 характерен более высокий вклад этой фракции (71-87% для ^7Be и 19-36% для ^{210}Pb) в общую активность ^7Be и ^{210}Pb .

Отличительной особенностью образцов, относящихся к Группе 1 и Группе 2, является территориальное расположение точек пробоотбора. Все образцы, представляющие Группу 1, находятся вблизи источника повышенной антропогенной нагрузки. Образцы Группы 2 находятся вдали от населенных пунктов и источников с повышенной антропогенной нагрузкой. Так, точка отбора образцов 4 находится в микрорайоне Академгородок города Новосибирска. Образец 9

расположен недалеко от села Владимировка Тогучинского района Новосибирской области. Точка 10 находится между селами Раздольное и Гусиный брод Новосибирского района Новосибирской области. Место отбора образца 14 расположено в поселке Ключи Новосибирского района Новосибирской области.

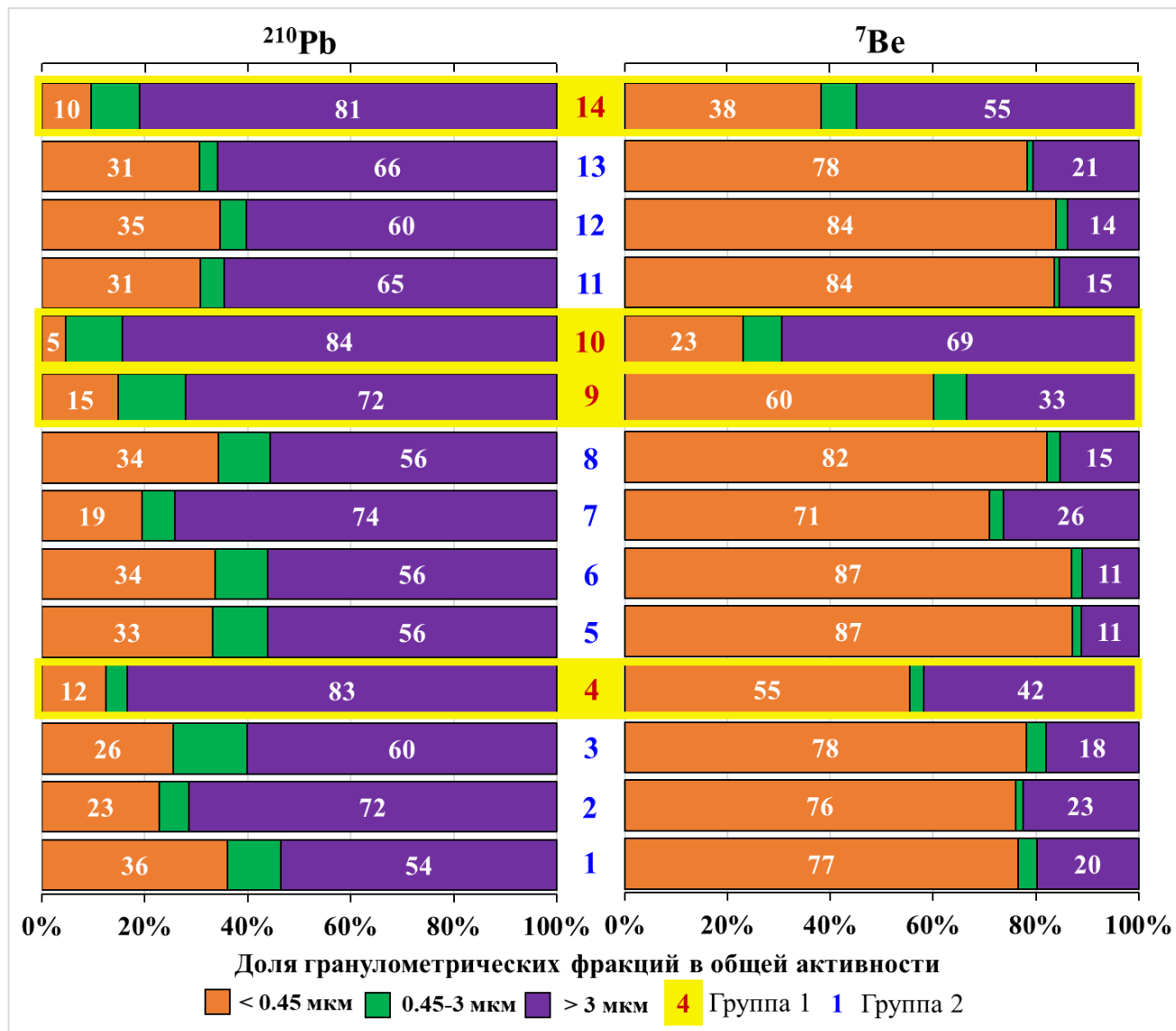


Рисунок 4.19 – Доля фракций взвешенного и растворенного вещества снеговой воды в общей активности ^{210}Pb и ^7Be , отобранных на территории южного региона Западной Сибири

Наличие развитой промышленной и социальной инфраструктуры предполагает повышенный выброс в атмосферу в зимний период значительного количества загрязняющих веществ в виде пылевого материала, продуктов горения топлива (дым, сажа). На территории Академгородка и п. Ключи наблюдается высокое отношение $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ в крупнозернистой фракции взвешенного вещества снеговых вод, что можно объяснить выбросами ТЭЦ города Бердска и производственными предприятиями в г. Искитим (промышленный центр), направленными по розе ветров в сторону исследуемых территорий, а также активным движением

автотранспорта. На точку 10 оказывают влияния производственные предприятия, расположенные в п. Кольцово Новосибирской области, а также ТЭЦ-5 Октябрьского района г. Новосибирска. Интенсивность выноса пыли (увеличение доли крупнозернистой фракции взвешенного вещества) по направлениям исследования вполне согласуется с зимней розой ветров. Южное и юго-западное направления ветров являются основными при сносе газообразных и пылевых выбросов в результате движения воздушных масс (рисунок 4.20).

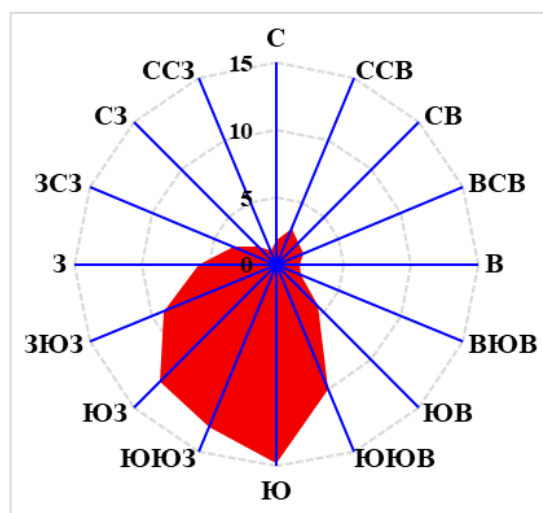


Рисунок 4.20 – Роза ветров на территории южного региона Западной Сибири за зимний период 2020-2021 гг.

На рисунке 4.21 представлены усредненные данные, характеризующие распределение ^{210}Pb и ^7Be по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод образцов Группы 2. Для этой группы характерен низкий вклад крупнозернистых фракций (> 3 мкм и $0,45-3$ мкм) в общее содержание ^7Be , в среднем составляющий величину порядка 19%. Большая часть ($\sim 81\%$) ^7Be находится в мелкодисперсной фракции растворенного вещества, представляющей собой наноразмерные аэрозольные частицы, коллоиды и растворенную компоненту. Для ^{210}Pb характерно другое распределение по фракциям: его основная доля ($\sim 70\%$) находится в крупнозернистых фракциях взвешенного вещества (> 3 мкм и $0,45-3$ мкм) и лишь 30% входит в состав мелкодисперсной фракции растворенного вещества $< 0,45$ мкм.

Обращает на себя внимание различие в величинах $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношений, наблюдаемых для разных фракций. Так, для мелкодисперсной фракции растворенного вещества $< 0,45$ мкм значение этой величины составляет 5,4, в то время как для крупнозернистых фракций взвешенного вещества это отношение ниже единицы: 0,6 во фракции > 3 мкм и 0,5 во фракции $0,45-3$ мкм. По-видимому, такое отношение характерно для пылевого материала, поступающего со снеговыми выпадениями, с южного направления.

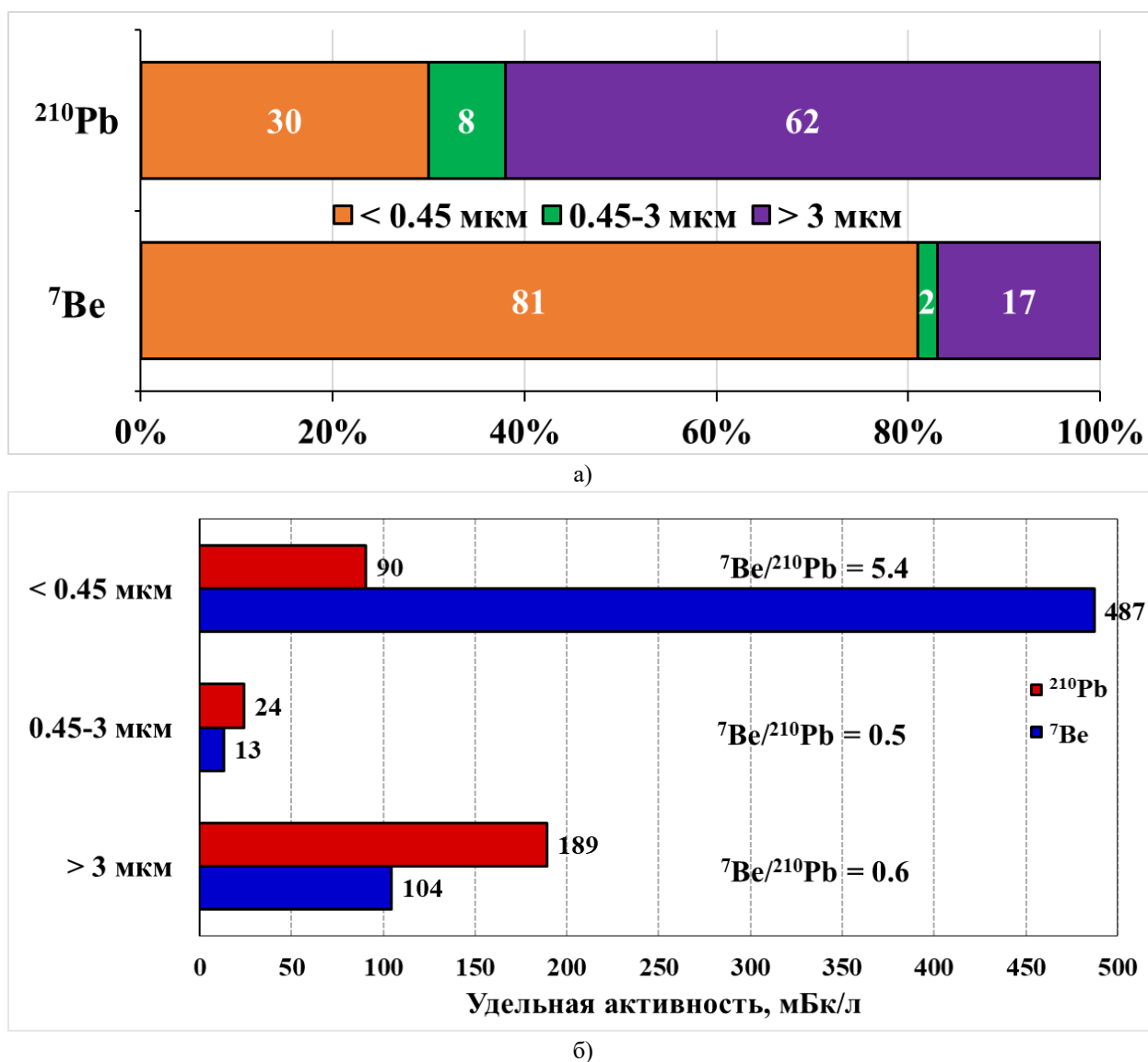
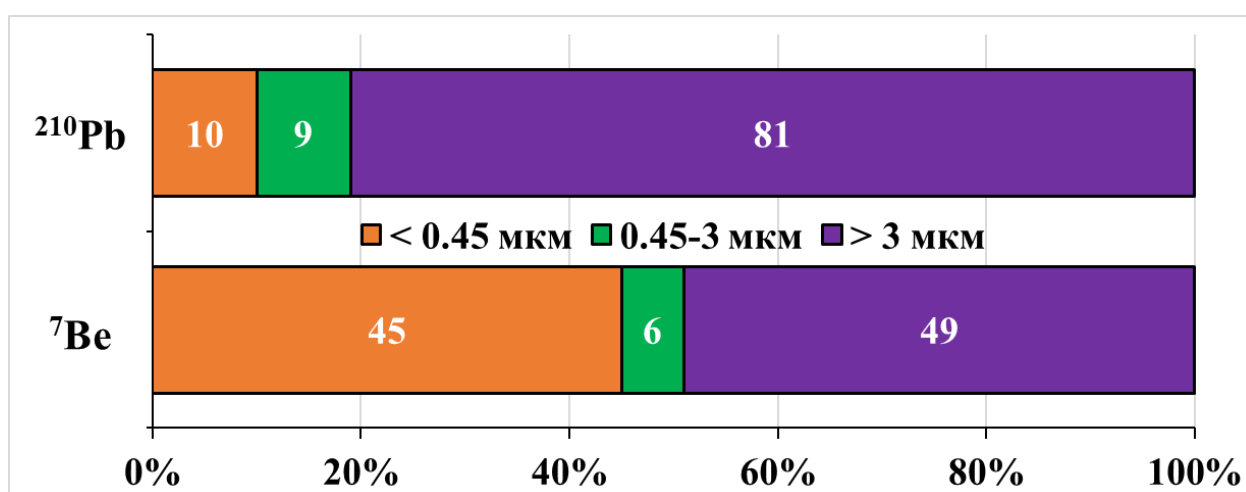


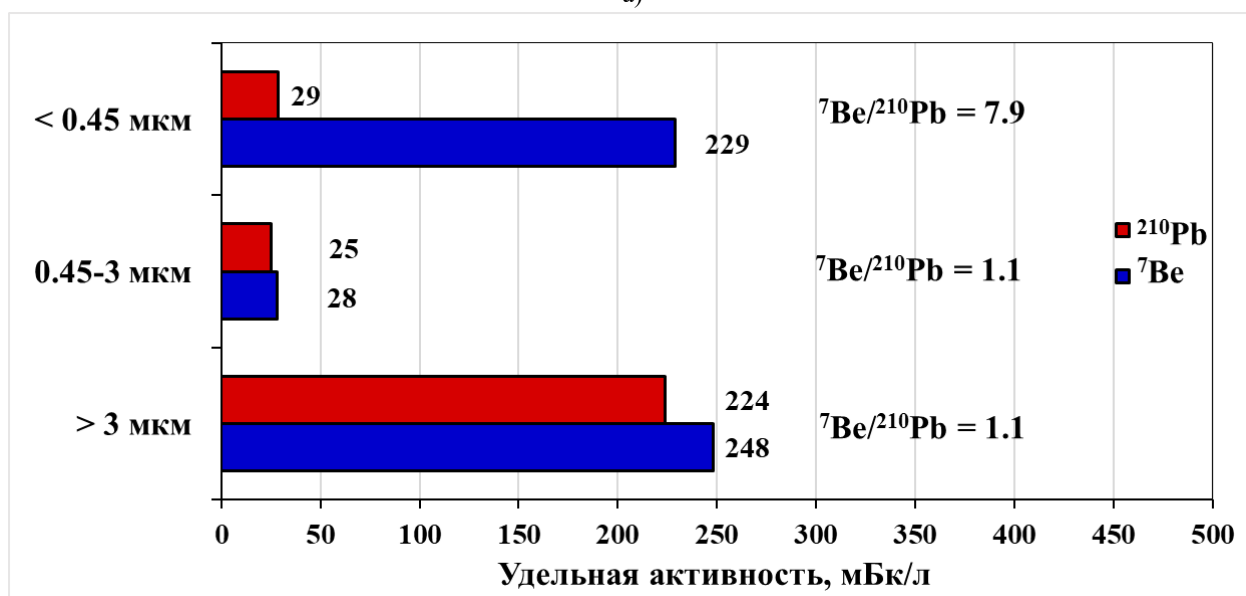
Рисунок 4.21 – Усредненные значения долей (%) в общей активности (а) и удельных активностей (б) ^{210}Pb и ^7Be во фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговой воды в образцах, расположенных вдали от населенных пунктов (Группа 2)

Распределение ^{210}Pb и ^7Be по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод для образцов Группы 1, отобранных вблизи населенных пунктов (рисунок 4.22), значительно отличается от образцов Группы 2, расположенных вдали от населенных пунктов. Так, здесь в среднем только 45% ^7Be находятся в мелкодисперсной фракции < 0,45 мкм, что значительно меньше, чем 81%, соответствующие Группе 2. Более высокий вклад крупнозернистых фракций > 3 мкм и 0,45-3 мкм в суммарную активность наблюдается также и для ^{210}Pb . Здесь ~ 90% этого изотопа находится в крупнозернистых фракциях взвешенного вещества, доля мелкодисперсной фракции растворенного вещества снижается до 10%. Показательно ведет себя $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношение. Во фракции < 0,45 мкм его величина (7,9) выше значения (5,4), наблюдаемому в образцах Группы 2.

Существенные отличия наблюдаются и в удельных активностях этих фракций, пересчитанных на единицу объема снеговых вод (рисунок 4.21 и рисунок 4.22). Так, удельная активность ^7Be в мелкодисперсной фракции $< 0,45$ мкм в образцах Группы 1 (229 мБк/л) в два раза ниже, чем в образцах Группы 2 (487 мБк/л). В крупнозернистых фракциях взвешенного вещества наблюдается обратная картина – более высокие удельные активности в Группе 1. Во фракциях > 3 мкм и $0,45-3$ мкм значения этих величин составляют 248 и 28 мБк/л для Группы 1; 104 и 13 мБк/л для Группы 2 соответственно. Для ^{210}Pb эти различия не столь значительны, но общая тенденция сохраняется. Удельная активность ^{210}Pb во фракции $< 0,45$ мкм растворенного вещества снеговых вод образцов Группы 1 (29 мБк/л) в 3,1 раза ниже, чем в образцах Группы 2 (90 мБк/л). Во фракции > 3 мкм эти соотношения в 1,2 раза выше (224 и 189 мБк/л).



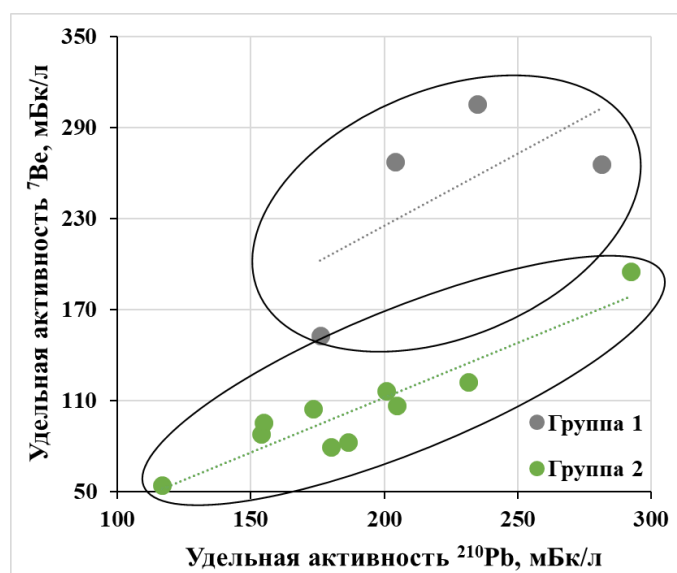
а)



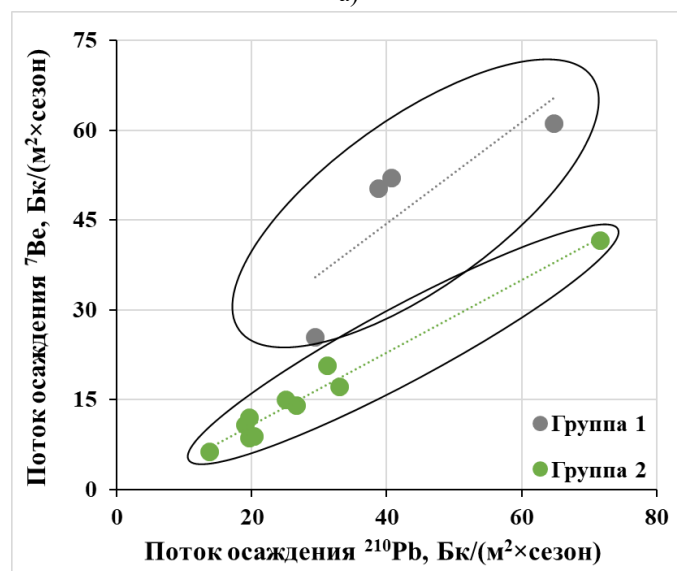
б)

Рисунок 4.22 – Усредненные значения долей (%) в общей активности (а) и удельных активностей (б) ^{210}Pb и ^7Be во фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговой воды в образцах, отобранных вблизи населенных пунктов (Группа 1)

Разделение изученных образцов на группы согласно территориальному расположению точек их отбора хорошо прослеживается на диаграммах рассеяния, построенных в координатах активностей ^7Be и ^{210}Pb . На рисунке 4.23 представлены диаграммы рассеяния ^7Be - ^{210}Pb в удельных активностях и потоках осаднения для крупнозернистой фракции $> 3\text{ мкм}$ взвешенного вещества снеговых вод. На обоих графиках четко выделяются две области точек, соответствующие выделенным Группе 1 и Группе 2. Для образцов Группы 2 наблюдается очень сильная корреляционная зависимость как между удельными активностями ^7Be и ^{210}Pb ($r = 0,93$), так и между потоками осаднения данных изотопов ($r = 0,99$) в точках пробоотбора. Корреляционные связи в Группе 1, несмотря на заметный линейный тренд в распределении точек на диаграммах рассеяния, несколько ниже. Для удельных активностей коэффициент корреляции составляет 0,65 для Группы 2. Для потоков осаднения корреляционная связь более значима ($r = 0,83$).



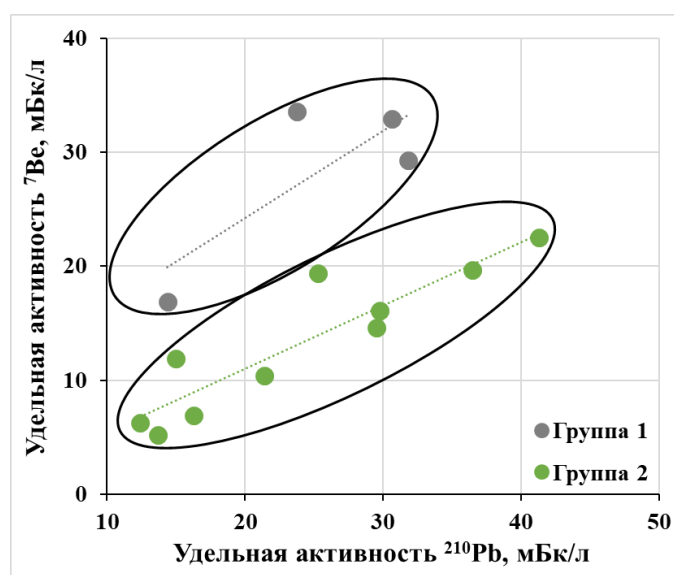
а)



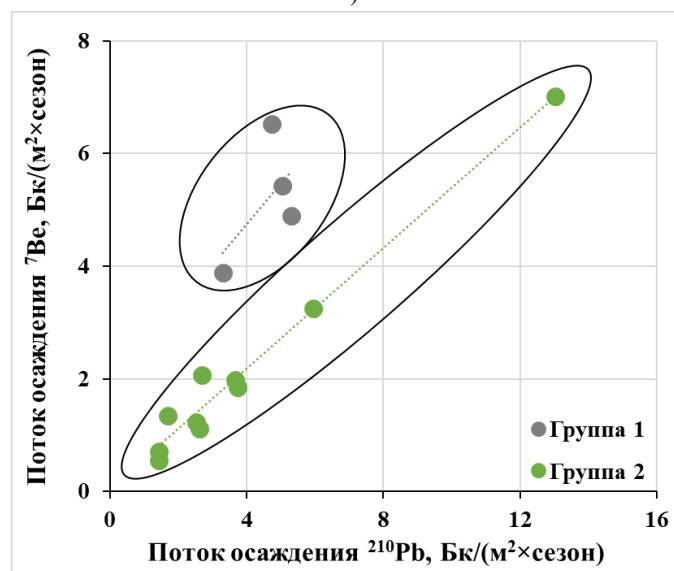
б)

Рисунок 4.23 – Удельные активности (а) и потоки осаднения (б) ^{210}Pb и ^7Be в крупнозернистой фракции $> 3\text{ мкм}$ взвешенного вещества снеговых вод южного региона Западной Сибири

Достаточно уверенно выделяются образцы Группы 1 и Группы 2 во фракции 0,45-3 мкм взвешенного вещества снеговых вод. На диаграммах рассеяния ${}^7\text{Be}$ - ${}^{210}\text{Pb}$, представленных на рисунке 4.24, также можно выделить две области, соответствующие указанным группам. Как и в случае фракции > 3 мкм, для фракции 0,45-3 мкм характерна очень высокая корреляционная связь как между удельными активностями ${}^7\text{Be}$ и ${}^{210}\text{Pb}$ для образцов Группы 2 ($r = 0,91$), так и между потоками осаждения данных изотопов ($r = 0,99$). Коэффициент корреляции для Группы 1 ниже и составляет 0,79 для удельных активностей ${}^7\text{Be}$ и ${}^{210}\text{Pb}$; 0,59 – для потоков осаждения данных изотопов.



а)

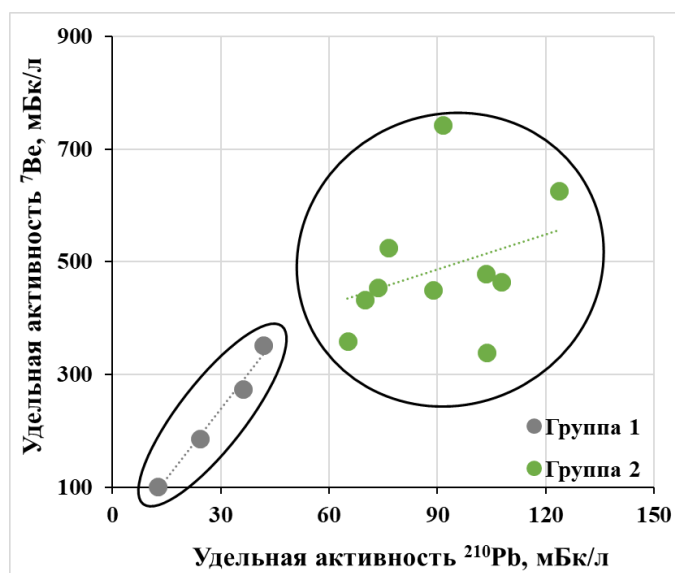


б)

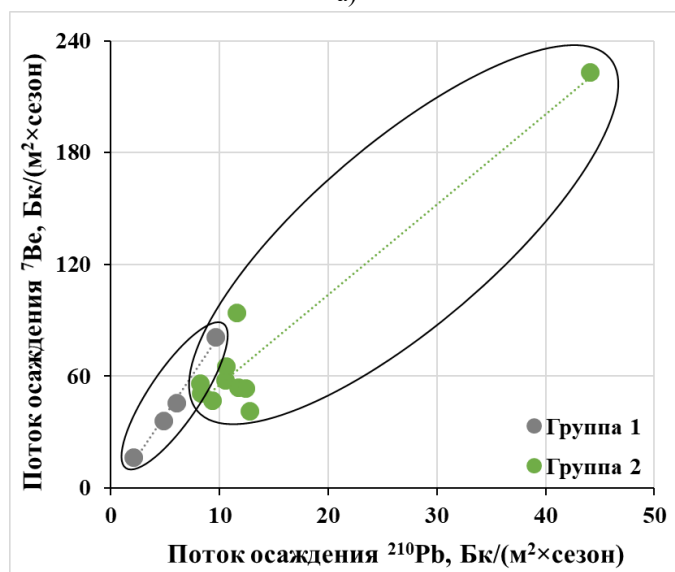
Рисунок 4.24 – Удельные активности (а) и потоки осаждения (б) ${}^{210}\text{Pb}$ и ${}^7\text{Be}$ во фракции 0,45-3 мкм взвешенного вещества снеговых вод южного региона Западной Сибири

На диаграммах рассеяния ${}^7\text{Be}$ - ${}^{210}\text{Pb}$, соответствующих мелкодисперсной фракции растворенного вещества снеговых вод (рисунок 4.25), также получилось провести уверенное

разделение образцов Группы 1 и Группы 2. Для образцов Группы 1 наблюдается очень сильная корреляционная зависимость как между удельными активностями ^7Be и ^{210}Pb ($r = 0,99$), так и между потоками осаждения данных изотопов ($r = 0,99$). Для Группы 2 столь тесная корреляционная связь отсутствует для удельных активностей ($r = 0,33$) ^7Be и ^{210}Pb , но остается высокой для потоков осаждения данных изотопов ($r = 0,96$).



а)



б)

Рисунок 4.25 – Удельные активности (а) и потоки осаждения (б) ^{210}Pb и ^7Be в мелкодисперсной фракции $< 0,45$ мкм растворенного вещества снеговых вод южного региона Западной Сибири

Представленные диаграммы рассеивания по удельным активностям ^7Be и ^{210}Pb показывают, что доля ^7Be во фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговых вод имеет пространственную приуроченность. Проведенные исследования для южного региона Западной Сибири показывают аналогичную картину, которая была получена и для Арктического региона Западной Сибири. Для обоих регионов наблюдается значительное увеличение вклада

крупнозернистых фракций взвешенного вещества снеговых вод в общую активность ${}^7\text{Be}$ в снеговых осадках, выпадающих на территориях с повышенной техногенной нагрузкой. Наличие антропогенного источника приводит к смещению ${}^7\text{Be}/{}^{210}\text{Pb}$ отношения в сторону увеличения в крупнозернистых фракциях (> 3 мкм и $0,45-3$ мкм) взвешенного вещества снеговых вод.

4.2.3 Мониторинг поступления ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^7\text{Be}$ и ${}^{137}\text{Cs}$ в составе снеговых выпадений на территории Новосибирской области и Алтайского края в 2017-2021 гг.

На территории южного региона Западной Сибири были выбраны точки для мониторинга содержания радионуклидов в интегральных пробах снега. Пробы снега в точках отбирали каждый год весной перед его таянием. Точки мониторинга располагались в следующих пунктах:

1. п. Ключи Новосибирского района Новосибирской области (2 точки);
2. Караканский бор Искитимского и Ордынского районов Новосибирской области (4 точки);
3. мкр. Академгородок г. Новосибирска (2 точки);
4. п. Сибирский Первомайского района Алтайского края (2 точки).

Более подробное описание точек проба отбора представлено в таблицах А.2-А.6 Приложения А.

Результаты определения величин удельных активностей и потоков осаждения ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^7\text{Be}$ и ${}^{137}\text{Cs}$ в исследованных образцах снега, отобранных в 2017 году, представлены в таблице А.7 Приложения А. На момент отбора проб средние удельные активности ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^7\text{Be}$ и ${}^{137}\text{Cs}$ в снеговой воде составляют 280,7 (при разбросе от 216,0 до 330,0); 431,6 (396,7-524,0) и 1,99 (1,26-3,43) мБк/л соответственно. Что соответствует интегральному поступлению ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^7\text{Be}$ и ${}^{137}\text{Cs}$ в зимний период 2016-2017 гг. в составе «мокрых» и «сухих» выпадений, с учетом вклада всех выделенных фракций взвешенного и растворенного вещества, для изученной территории в среднем (Бк/(м²×сезон)): 62,8 (38,4-88,4); 97,9 (50,9-151,0) и 0,47 (0,22-0,99) соответственно. Отношение активности ${}^7\text{Be}/{}^{210}\text{Pb}$ варьирует от 1,3 до 1,8 со средним значением 1,6.

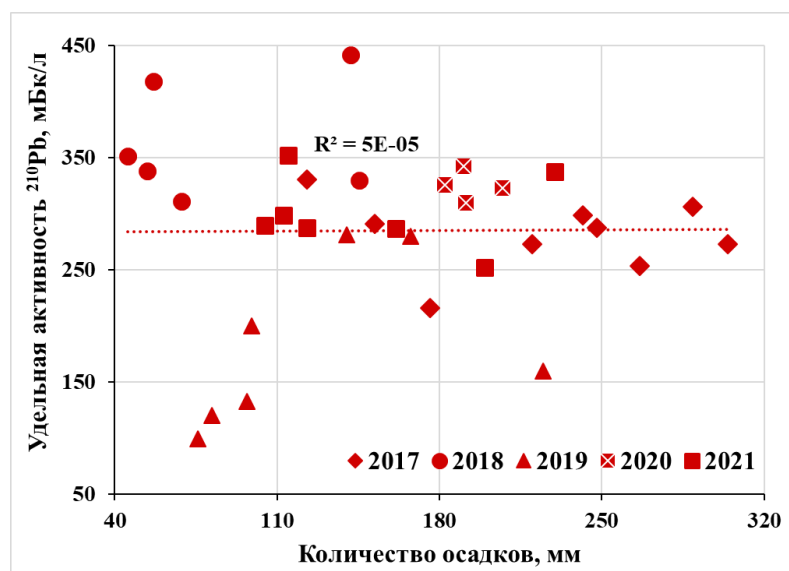
Результаты определения величин удельных активностей и потоков осаждения ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^7\text{Be}$ и ${}^{137}\text{Cs}$ в исследованных образцах снега, отобранных в 2018 году, представлены в таблице А.8 Приложения А. На момент отбора проб средние удельные активности ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^7\text{Be}$ и ${}^{137}\text{Cs}$ в снеговой воде составляют 365,2 (при разбросе от 311,0 до 442,0); 532,5 (355,0-650,0) и 2,58 (0,49-7,67) мБк/л соответственно. Что соответствует интегральному поступлению ${}^{210}\text{Pb}$, ${}^7\text{Be}$ и ${}^{137}\text{Cs}$ в зимний период 2017-2018 гг. в составе «мокрых» и «сухих» выпадений, с учетом вклада всех выделенных фракций взвешенного и растворенного вещества, для изученной территории в среднем (Бк/(м²×сезон)): 31,8 (16,4-62,8); 49,9 (16,3-92,4) и 0,23 (0,03-0,44) соответственно. Отношение активности ${}^7\text{Be}/{}^{210}\text{Pb}$ варьирует от 1,0 до 1,8 со средним значением 1,5.

Результаты определения величин удельных активностей и потоков осаждения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в исследованных образцах снега, отобранных в 2019 году, представлены в таблице А.9 Приложения А. На момент отбора проб средние удельные активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в снеговой воде составляют 181,8 (при разбросе от 99,1 до 281,0); 275,6 (135,6-450,0) и 0,83 (0,30-1,15) мБк/л соответственно. Что соответствует интегральному поступлению ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в зимний период 2018-2019 гг. в составе «мокрых» и «сухих» выпадений, с учетом вклада всех выделенных фракций взвешенного и растворенного вещества, для изученной территории в среднем (Бк/(м²×сезон)): 24,7 (7,5-47,3); 37,9 (10,3-75,3) и 0,11 (0,03-0,19) соответственно. Отношение активности $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ варьирует от 1,1 до 1,7 со средним значением 1,5.

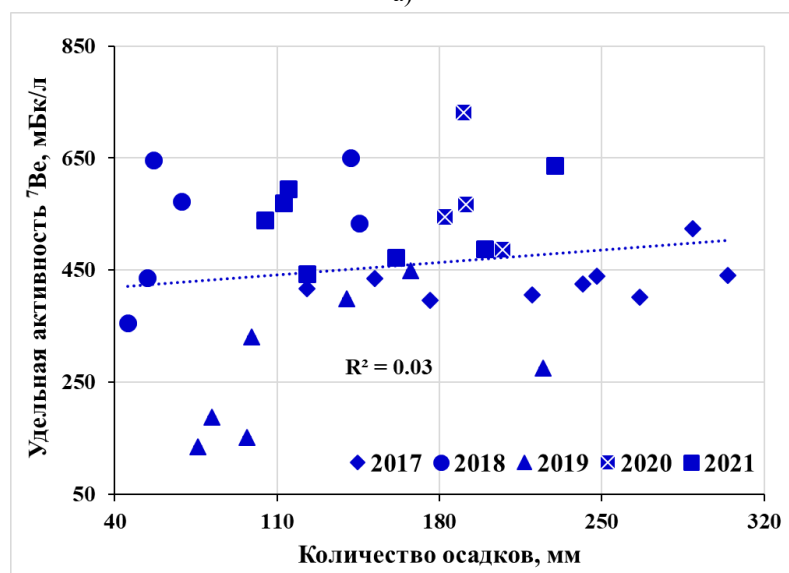
Результаты определения величин удельных активностей и потоков осаждения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в исследованных образцах снега, отобранных в 2020 году, представлены в таблице А.10 Приложения А. На момент отбора проб средние удельные активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в снеговой воде составляют 325,3 (при разбросе от 310,0 до 342,0); 582,8 (487,0-731,0) и 1,58 (1,17-2,04) мБк/л соответственно. Что соответствует интегральному поступлению ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в зимний период 2019-2020 гг. в составе «мокрых» и «сухих» выпадений, с учетом вклада всех выделенных фракций взвешенного и растворенного вещества, для изученной территории в среднем (Бк/(м²×сезон)): 62,3 (59,2-65,7); 112,2 (100,2-139,8) и 0,31 (0,22-0,40) соответственно. Отношение активности $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ варьирует от 1,5 до 2,1 со средним значением 1,8.

Результаты определения величин удельных активностей и потоков осаждения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в исследованных образцах снега, отобранных в 2021 году, представлены в таблице А.11 Приложения А. На момент отбора проб средние удельные активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в снеговой воде составляют 302,6 (при разбросе от 252,0 до 351,5); 544,6 (442,5-635,6) и 1,87 (0,98-3,65) мБк/л соответственно. Что соответствует интегральному поступлению ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в зимний период 2020-2021 гг. в составе «мокрых» и «сухих» выпадений, с учетом вклада всех выделенных фракций взвешенного и растворенного вещества, для изученной территории в среднем (Бк/(м²×сезон)): 44,6 (30,3-77,6); 80,8 (54,5-146,2) и 0,30 (0,10-0,84) соответственно. Отношение активности $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ варьирует от 1,5 до 1,9 со средним значением 1,8.

Если рассмотреть данные за 5-ти летний период в точках мониторинга, то полученная зависимость для данных расширенного отбора проб в 2021 году, сохраняется (рисунок 4.26, рисунок 4.27). На графиках наблюдается отсутствие взаимосвязи между величинами удельных активностей ^{210}Pb и ^7Be и количеством выпавших осадков ($r = 0,01$ и $0,16$ соответственно). В случае потоков осаждения ^{210}Pb и ^7Be линейный тренд усиливается, то есть прослеживается четкая линейная связь между потоками осаждения ^{210}Pb и ^7Be и количеством выпавших осадков при коэффициентах корреляции (r) $0,88$ и $0,90$ соответственно.

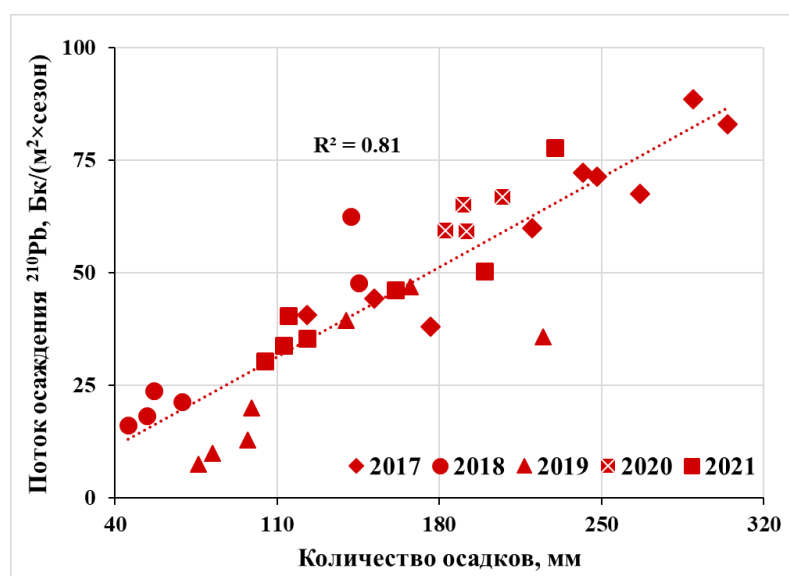


а)



б)

Рисунок 4.26 – Зависимость удельных активностей ^{210}Pb (а) и ^7Be (б) от рассчитанного количества выпавших осадков в точках отбора на исследуемой территории южного региона Западной Сибири



а)

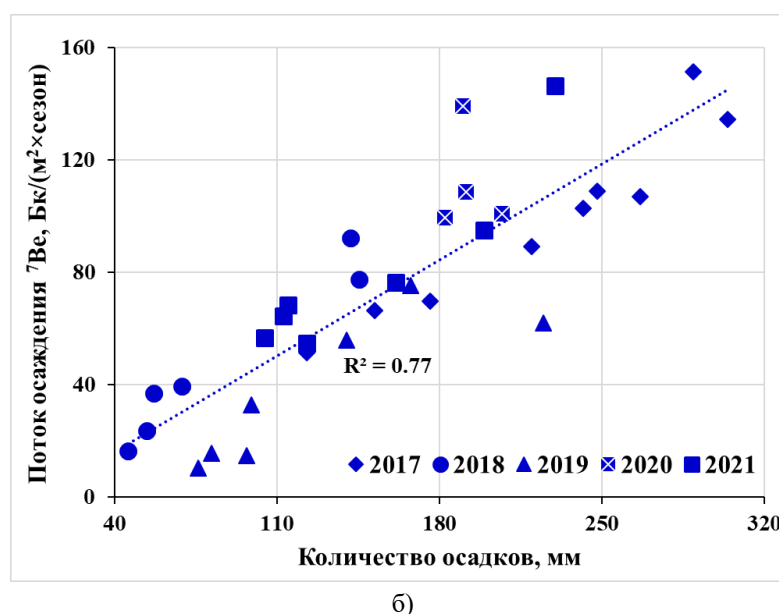


Рисунок 4.27 – Зависимость потоков осадчения ^{210}Pb (а) и ^7Be (б) от рассчитанного количества выпавших осадков в точках отбора на исследуемой территории южного региона Западной Сибири

4.2.4 Региональные значения потоков осаджения ^{210}Pb и ^7Be в составе снеговых выпадений в зимний период 2016-2021 гг на территории южного региона Западной Сибири

Как и в случае Арктического региона Западной Сибири для оценки регионального потока осаджения ^{210}Pb и ^7Be в качестве исходных данных были взяты полученные усредненные для региона значения удельных активностей ^{210}Pb и ^7Be (мБк/л) в составе снеговых выпадений в зимний период на момент отбора интегральных проб снега (см. раздел 4.2.3) и пересчитаны в Бк/м², исходя из данных о количестве выпавших осадков, полученных на метеостанциях, окружающих точку пробоотбора (<https://rp5.ru/>).

В результате проведенных исследований определены средние содержания радионуклидов в снеговых выпадениях южного региона Западной Сибири на территории Новосибирской области и Алтайского края. За зимний период 2016-2017 гг. для ^{210}Pb эти содержания составили 57,9 при разбросе от 55,6 до 57,5 Бк/(м²×сезон), для ^7Be на момент отбора 89,1 (85,5-88,5) Бк/(м²×сезон) и для ^{137}Cs 0,41 (0,39-0,41) Бк/(м²×сезон). За зимний период 2016-2017 гг. на исследуемой территории Западной Сибири количество выпавших осадков в среднем составило 206 мм при разбросе от 198 до 205 мм.

За зимний период 2017-2018 гг. для ^{210}Pb эти содержания составили 38,6 при разбросе от 36,5 до 42,7 Бк/(м²×сезон), для ^7Be на момент отбора 56,3 (53,3-62,3) Бк/(м²×сезон) и для ^{137}Cs 0,27 (0,26-0,30) Бк/(м²×сезон). За зимний период 2017-2018 гг. на исследуемой территории Западной Сибири количество выпавших осадков в среднем составило 106 мм при разбросе от 100 до 117 мм.

За зимний период 2018-2019 гг. для ^{210}Pb эти содержания составили 24,3 при разбросе от 21,8 до 29,8 Бк/(м²×сезон), для ^7Be на момент отбора 36,8 (33,1-45,2) Бк/(м²×сезон) и для ^{137}Cs 0,11 (0,10-

0,14) Бк/(м²×сезон). За зимний период 2018-2019 гг. на исследуемой территории Западной Сибири количество выпавших осадков в среднем составило 134 мм при разбросе от 120 до 164 мм.

За зимний период 2019-2020 гг. для ²¹⁰Pb эти содержания составили 55,5 при разбросе от 48,8 до 61,8 Бк/(м²×сезон), для ⁷Be на момент отбора 99,4 (87,4-110,7) Бк/(м²×сезон) и для ¹³⁷Cs 0,27 (0,24-0,30) Бк/(м²×сезон). За зимний период 2019-2020 гг. на исследуемой территории Западной Сибири количество выпавших осадков в среднем составило 171 мм при разбросе от 150 до 190 мм.

За зимний период 2020-2021 гг. для ²¹⁰Pb эти содержания составили 37,1 при разбросе от 34,5 до 38,7 Бк/(м²×сезон), для ⁷Be на момент отбора 66,1 (61,4-68,9) Бк/(м²×сезон) и для ¹³⁷Cs 0,24 (0,22-0,25) Бк/(м²×сезон). За зимний период 2020-2021 гг. на исследуемой территории Западной Сибири количество выпавших осадков в среднем составило 124 мм при разбросе от 115 до 129 мм.

Если отдельно рассматривать расширенный отбор проб 2021 года, включающий помимо мониторинговых точек и другие, и посчитать годовое поступление (Бк/м²) с данными метеостанций, то за зимний период 2020-2021 гг. для ²¹⁰Pb эти содержания составили 35,7 при разбросе от 28,8 до 41,5 Бк/(м²×сезон), для ⁷Be на момент отбора 69,5 (55,9-80,7) Бк/(м²×сезон) и для ¹³⁷Cs 0,23 (0,18-0,26) Бк/(м²×сезон). За зимний период 2020-2021 гг. на исследуемой территории Западной Сибири количество выпавших осадков в среднем составило 121 мм при разбросе от 97 до 140 мм. Рассчитанные величины в пределах аналитической ошибки метода совпадают с данными, полученными при расчете интегрального поступления ²¹⁰Pb и ⁷Be в мониторинговых точках.

Исходя из многолетних наблюдений можно сделать вывод, что существует различие в потоках осаждения радионуклидов ²¹⁰Pb и ⁷Be в составе снеговых выпадений на территории южного региона Западной Сибири, которое напрямую зависят от количества выпавших осадков за определенный зимний период (рисунок 4.28).

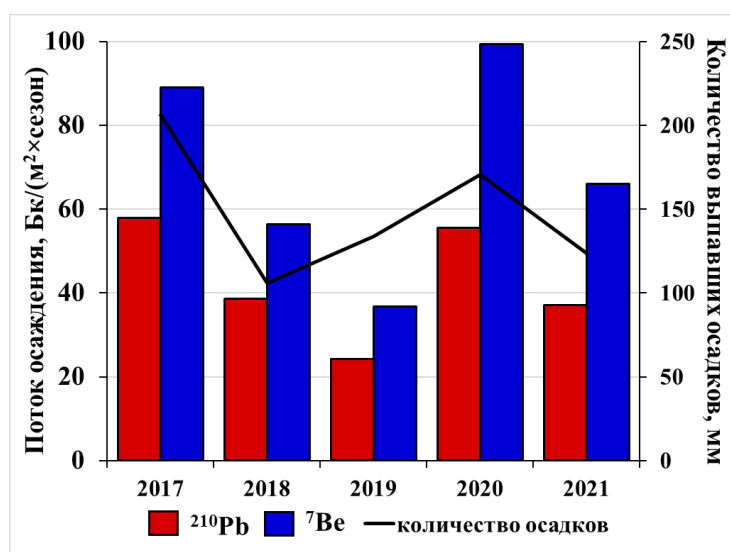


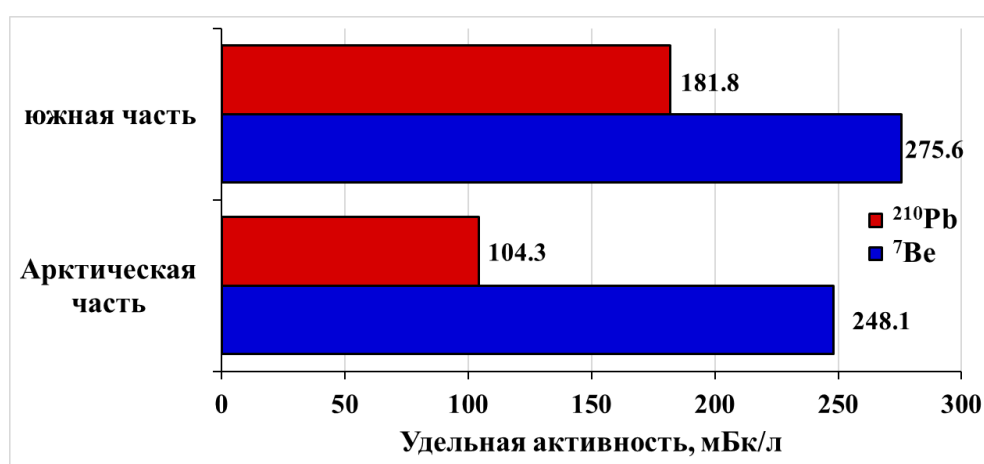
Рисунок 4.28 – Средние значения региональных потоков осаждения ²¹⁰Pb и ⁷Be и количества выпавших осадков по данным метеостанций на территории южного региона Западной Сибири

4.3 Сравнение содержаний радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в интегральных пробах снега Арктического и южного регионов Западной Сибири за зимний период 2018-2019 гг.

Проведен сравнительный анализ содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в интегральных пробах снега Арктического и южного регионов Западной Сибири за зимний период 2018-2019 гг.

На момент отбора проб в апреле 2019 года средние удельные активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в снеговой воде составляют 104,3 (при разбросе от 70,7 до 140,0); 248,1 (148,0-358,0); и 0,89 (0,14-1,80) мБк/л соответственно (рисунок 4.29а). Что соответствует интегральному поступлению ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в составе «мокрых» и «сухих» выпадений, с учетом вклада всех выделенных фракций взвешенного и растворенного вещества, для территории Арктического региона Западной Сибири в среднем (Бк/(м²×сезон)): 25,3 (12,0-50,5); 58,8 (27,4-118,7) и 0,21 (0,05-0,39) соответственно (рисунок 4.29б). За зимний период 2018-2019 гг. на территории ЯНАО в среднем выпало 230 мм осадков (рисунок 4.29в).

В южном регионе Западной Сибири на момент отбора проб в марте 2019 года средние удельные активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs составляют 181,8 (при разбросе от 99,1 до 281,0); 275,6 (135,6-450,0) и 0,83 (0,30-1,15) мБк/л соответственно (рисунок 4.29а). Что соответствует интегральному поступлению ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в составе «мокрых» и «сухих» выпадений, с учетом вклада всех выделенных фракций взвешенного и растворенного вещества, для территории южного региона Западной Сибири в среднем (Бк/(м²×сезон)): 24,7 (при разбросе от 7,5 до 47,3); 37,9 (10,3-75,3) и 0,11 (0,03-0,19) соответственно (рисунок 4.29б). За зимний период 2018-2019 гг. на территории Новосибирской области и Алтайского края в среднем выпало 134 мм осадков (рисунок 4.29в).



а)

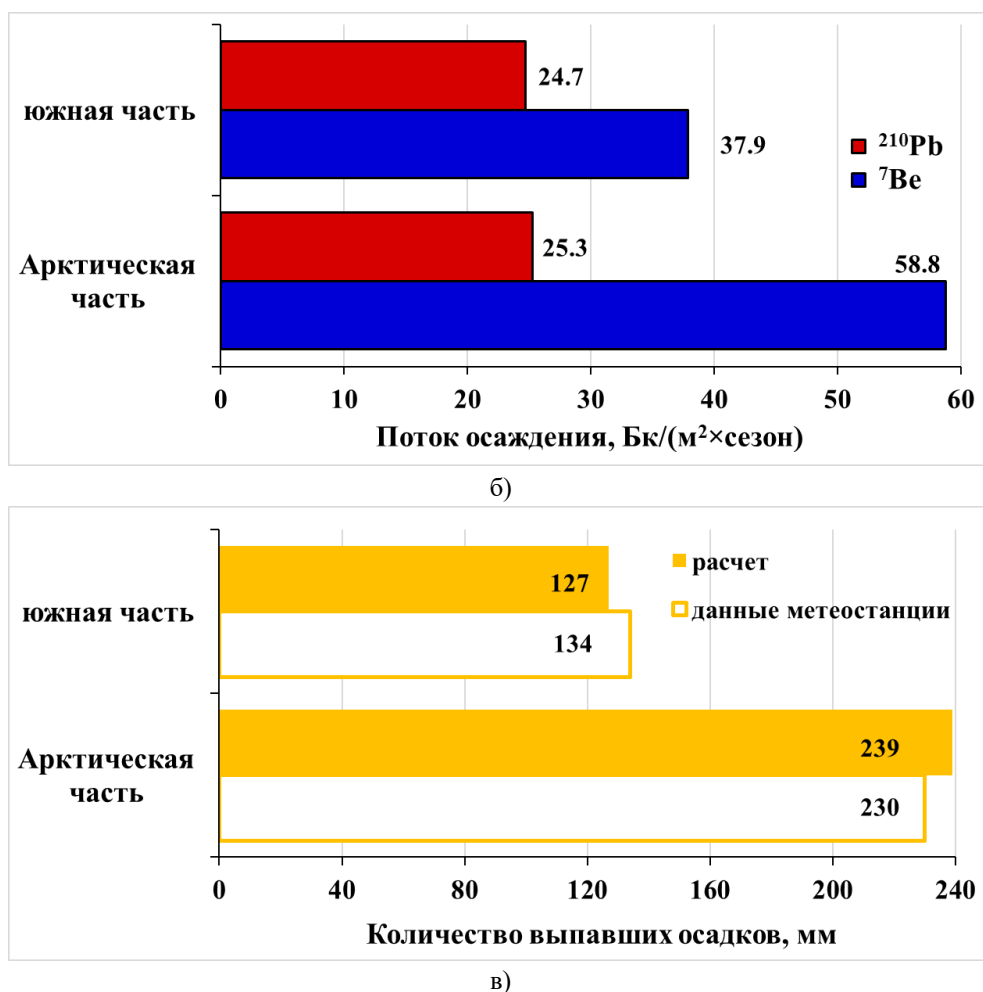


Рисунок 4.29 – Средние значения региональных удельных активностей (а), потоков осадчения (б) ^{210}Pb и ^7Be в составе снеговых выпадений и количество выпавших осадков по данным метеостанции (в) на территории Арктического и южного регионов Западной Сибири

При близких значениях региональных содержаний (мБк/л) ^7Be в составе снеговых выпадений для Арктического региона фиксируются его более высокие потоки осадчения (Бк/м²×сезон). Для южного региона характерны более высокие содержания ^{210}Pb в составе снеговых выпадений при близких значениях его региональных потоков осадчения. За зимний период 2018-2019 гг. на территории Арктического региона выпало больше осадков, чем на территории южного региона Западной Сибири.

Для территории Арктического региона Западной Сибири в зимний период 2018-2019 гг. средние удельные активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в снеговых водах составили 104 (71-140); 248 (148-358) и 0,9 (0,1-1,8) мБк/л при их интегральном поступлении в составе «мокрых» и «сухих» выпадений 25 (12-51); 59 (27-119) и 0,2 (0,1-0,4) Бк/(м²×сезон) соответственно. За этот же период для территории южного региона Западной Сибири средние удельные активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в снеговой воде составили 182 (99-281); 276 (136-450) и 0,8 (0,3-1,2) мБк/л при их интегральном поступлении 25 (8-47); 38 (10-75) и 0,1 (0,0-0,2) Бк/(м²×сезон) соответственно. Эти результаты наравне с многолетними наблюдениями в южном регионе показывают, что

поток осаджения ^{137}Cs на территории Западной Сибири не превышает $1 \text{ Бк}/(\text{м}^2 \times \text{сезон})$, что свидетельствует о незначительных его современных поступлениях из атмосферы. Уровни концентраций ^{137}Cs в исследованных образцах близки к пределу обнаружения используемого аналитического метода.

Результаты исследования радионуклидного состава снеговых вод показали, что ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs обнаружены во всех выделенных фракциях взвешенного и растворенного вещества снеговых вод: от крупных пылевых частиц до наноразмерных аэрозольных частиц, коллоидов и растворенной компоненты.

Средние значения потоков осаджения ^{210}Pb и ^7Be , полученные при расчете их интегрального поступления в точках отбора как на территории Арктического региона, так и южного региона Западной Сибири, практически полностью совпадали с результатами, рассчитанными по данным о количестве выпавших осадков, полученных на метеостанциях, окружающих точку пробоотбора. Разница в полученных результатах укладывается в ошибку используемого аналитического метода.

Помимо определения валовых содержаний радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в снеговых атмосферных выпадениях был проведен ряд исследований, связанных с изучением распределения ^{210}Pb и ^7Be по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод. ^7Be преимущественно связан с фракцией растворенного вещества снеговых вод, а ^{210}Pb с крупнозернистыми фракциями взвешенного вещества.

Было определено, что наличие рядом техногенного источника, который вносит дополнительный объем пылевой и аэрозольной компоненты, приводит к резкому возрастанию вклада крупнозернистой фракции взвешенного вещества в общей активности ^7Be . Индикатором подобного воздействия является $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношение во взвешенном веществе снеговых вод, составляющее 0,5-0,7 для условно-фоновых районов и 1,1-1,8 вблизи источников повышенной техногенной нагрузки. Такая картина наблюдалась как в Арктическом, так и южном регионах Западной Сибири.

Потоки осаджения ^{210}Pb и ^7Be в составе снеговых выпадений коррелируют с количеством осадков за сезон.

ГЛАВА 5. СОДЕРЖАНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ЛИШАЙНИКАХ И МХАХ АРКТИЧЕСКОГО И ЮЖНОГО РЕГИОНОВ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

5.1 Оценка влияния процедуры озоления на правильность определения содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах

При пробоподготовке растений к гамма-спектрометрическому анализу одним из важных этапов является высушивание, а затем озоление образца для уменьшения его объема. Однако, как известно, при озолении возможны потери некоторых химических элементов и их соединений в результате прямой возгонки соединений при горении, уноса конвекционными потоками механических частиц золы, не связанных между собой, а также в результате взаимодействия химических элементов и/или их соединений со стенками используемой лабораторной посуды (фарфоровые или кварцевые чашки и тигли) [Боровик-Романова и др., 1973; Карякин, Грибовская, 1979; Поддубная и др., 2017].

Озоление исходного материала (образца) позволяет решить ряд задач:

- а) значительное уменьшение объема анализируемого образца, что позволяет максимально использовать преимущества колодезной геометрии измерения;
- б) концентрирование радионуклидов в меньшем объеме анализируемых образцов, и, как следствие, повышение чувствительности и экспрессности используемого аналитического метода;
- в) исключение проблемы неомогенного распределения радионуклидов по объему исследуемых образцов, исходная навеска сухого вещества которых может достигать десятков грамм.

Для оценки влияния процедуры озоления на правильность определения концентраций ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах были использованы 8 образцов эпигейного лишайника вида *Cladonia stellaris* (Л1-Л8) и 3 образца мха вида *Hylocomium splendens* (М1-М3). Образцы лишайников отбирались на всю глубину покрова, вплоть до лесной подстилки, без вертикального деления таллома на основные компоненты. В отличие от лишайника отобранный образец мха разделялся на три составляющие:

1. верхние 1-2 см, представляющие зеленую часть тела растения;
2. срединную часть высотой порядка 4 см с засохшими и отмершими листьями;
3. нижнюю, приповерхностную часть, в основном ризоиды (3 см), лежащую непосредственно на лесной подстилке [Мельгунов, Мезина, 2021].

Эксперимент по оценке влияния процедуры озоления на правильность определения концентраций ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в образцах лишайников и мхов проводился по схеме, представленной ниже.

На первом этапе эксперимента предварительно высушенные до воздушно-сухого состояния в сушильном шкафу при $T = 105\text{ }^{\circ}\text{C}$, а затем измельченные в лабораторной мельнице, исходные образцы разбивались на несколько равных по массе навесок. В каждой из навесок проводилось прямое определение активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs . Данные об удельных активностях радионуклидов в исходных образцах (A_{or}) представлены в таблице 5.1. Здесь же дана информация о массе (m) исходных образцов и количестве выделенных для измерения навесок (N). Величины A_{or} , приведенные в таблице 5.1, представляют собой средние значения удельных активностей изотопов, полученных для выборки N . Через знак « $\pm$ » указаны величины погрешностей определения A_{or} , рассчитанные как относительное стандартное отклонение (SD , %) результатов определения удельных активностей в выборке N . В знаменателе приведен диапазон вариации величин измеренных удельных активностей [Мельгунов, Мезина, 2021].

Таблица 5.1 – Удельные активности (Бк/кг) ^{210}Pb , ^7Be , and ^{137}Cs в исходных (A_{or}) и озоленных (A_{ash}) образцах лишайника и мха [Мельгунов, Мезина, 2021]

Название образца	N	m, г	m_{ash} , г	k_{ash}	A_{or}			A_{ash}		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Л1	5	28,3	0,47	0,017	$\frac{506 \pm 4,3}{485-534}$	$\frac{274 \pm 6,9}{246-294}$	$\frac{21,1 \pm 9,0}{19,6-24,4}$	22135 $\pm$ 449	15735 $\pm$ 572	1146 $\pm$ 44
Л2	5	29,4	0,43	0,015	$\frac{394 \pm 8,4}{343-427}$	$\frac{211 \pm 7,6}{194-236}$	$\frac{22,3 \pm 15,1}{19,2-26,5}$	20084 $\pm$ 435	12894 $\pm$ 532	1498 $\pm$ 55
Л3	7	40,1	0,38	0,009	$\frac{378 \pm 6,6}{338-406}$	$\frac{240 \pm 7,5}{219-270}$	$\frac{8,0 \pm 13,8}{6,0-9,6}$	27671 $\pm$ 441	22632 $\pm$ 636	767 $\pm$ 37
Л4	9	49,6	0,81	0,016	$\frac{407 \pm 3,4}{390-430}$	$\frac{199 \pm 9,5}{165-223}$	$\frac{14,3 \pm 18,2}{11,5-19,2}$	19145 $\pm$ 316	10772 $\pm$ 327	844 $\pm$ 34
Л5	8	62,0	0,75	0,012	$\frac{418 \pm 5,7}{372-449}$	$\frac{337 \pm 7,1}{304-365}$	$\frac{22,1 \pm 3,6}{21,4-23,6}$	24940 $\pm$ 482	25352 $\pm$ 879	1605 $\pm$ 54
Л6	9	64,0	0,95	0,015	$\frac{488 \pm 3,9}{460-521}$	$\frac{396 \pm 6,6}{357-439}$	$\frac{22,8 \pm 11,4}{18,5-26,4}$	23625 $\pm$ 401	24748 $\pm$ 798	1456 $\pm$ 45
Л7	9	60,0	3,69	0,062	$\frac{354 \pm 7,6}{312-389}$	$\frac{352 \pm 12,2}{279-417}$	$\frac{10,5 \pm 8,6}{9,6-12,5}$	4951 $\pm$ 78	5049 $\pm$ 132	160 $\pm$ 6
Л8	11	73,3	4,77	0,065	$\frac{394 \pm 5,8}{365-446}$	$\frac{359 \pm 9,2}{307-442}$	$\frac{11,3 \pm 12,4}{9,8-14,1}$	5056 $\pm$ 70	5179 $\pm$ 123	163 $\pm$ 5
М1	4	10,7	0,37	0,035	$\frac{644 \pm 10,4}{579-725}$	$\frac{1210 \pm 3,9}{1267-1154}$	$\frac{34 \pm 76,5}{12,5-73}$	14070 $\pm$ 323	32640 $\pm$ 1014	929 $\pm$ 40
М2	6	26,2	1,51	0,058	$\frac{1158 \pm 5,3}{1057-1228}$	$\frac{328 \pm 23,2}{255-464}$	$\frac{38 \pm 34,2}{25,1-60}$	15574 $\pm$ 234	5424 $\pm$ 281	610 $\pm$ 18
М3	10	46,9	3,78	0,081	$\frac{1103 \pm 9,6}{983-1275}$	$\frac{116 \pm 20,7}{76-163}$	$\frac{45 \pm 35,6}{26,3-66}$	11536 $\pm$ 123	1324 $\pm$ 89	537 $\pm$ 10

Примечание: m_{ash} – масса золы; k_{ash} – коэффициент озоления исходного образца = m_{ash}/m .

Представленные в таблице 5.1 данные показывают, что в целом ^{210}Pb распределяется по объему исходных образцов достаточно равномерно. В основном величины SD варьируют в диапазоне 3-8% и лишь в двух случаях (М1 и М3) близки к 10%. Несколько более высокая вариативность наблюдается в распределении ^7Be . Для него SD варьирует в диапазоне 4-12%, а в образцах М2 и М3 доходит до 23%. Этот факт можно объяснить тем, что данные образцы представляют собой нижние горизонты тела растения, в которых ^7Be не накапливается ввиду его короткого периода полураспада. Его появление в этих горизонтах связано, скорее всего, с

вертикальным переносом из верхнего слоя при промывке системы атмосферными осадками. Интенсивность такого процесса даже в пределах локальных размеров носит случайный характер. Поэтому и распределение ^7Be в нижних горизонтах тела мха может носить неравномерный характер. В исследованных образцах наблюдаются значительные вариации в содержаниях ^{137}Cs , особенно сильно это проявляется в образцах мха. Величины удельных активностей этого изотопа различаются в 6 раз в образце М1 и в 2,5 раза в образцах М2 и М3. Такие различия связаны, прежде всего, со значительной неравномерностью латерального распределения ^{137}Cs . Такая неравномерность начинает проявляться даже на локальных участках площадью менее $0,1 \text{ м}^2$. С другой стороны, неравномерность латерального распределения ^{137}Cs сопровождается относительной однородностью его вертикального распределения по телу мха в пределах ограниченного по площади локального участка [Мельгунов, Мезина, 2021].

На втором этапе эксперимента исходные образцы озолялись по описанной выше методике (раздел 3.1.1). В полученных золах также проводилось определение активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs . Данные о массе золы (m_{ash}), коэффициенте озоления исходного материала (k_{ash}) и удельных активностях ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в образцах золы (A_{ash}) представлены в таблице 5.1. Величины доверительных интервалов, приведенные для A_{ash} , соответствуют значениям погрешностей определения площадей аналитических фотопиков, рассчитанным программным алгоритмом программно-спектрометрического комплекса *GammaVision* [Мельгунов, Мезина, 2021].

Результаты пересчета активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в золе на сухой вес исходных образцов (A_{RCA}) с учетом их коэффициента озоления представлены в таблице 5.2.

Таблица 5.2 – Удельные активности (A , Бк/кг) ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в исходных образцах [Мельгунов, Мезина, 2021]

Название образца	^{210}Pb					^7Be					^{137}Cs				
	A_{or}	A_{RCA}	k_{los}	A_{recalc}	DV	A_{or}	A_{RCA}	k_{los}	A_{recalc}	DV	A_{or}	A_{RCA}	k_{los}	A_{recalc}	DV
Л1	506	368	1,38	503	-0,7	274	261	1,05	286	4,4	21	19	1,11	21	-3,1
Л2	394	293	1,34	403	2,2	211	188	1,12	206	-2,1	22	22	1,02	24	5,3
Л3	378	262	1,44	364	-3,8	240	214	1,12	235	-1,8	8,0	7,3	1,10	7,9	-1,6
Л4	407	312	1,30	427	4,7	199	176	1,13	193	-3,2	14	14	1,04	15	3,6
Л5	418	302	1,38	417	-0,1	337	307	1,10	336	-0,1	22	19	1,14	21	-5,6
Л6	488	351	1,39	481	-1,4	396	367	1,08	402	1,6	23	22	1,06	23	2,0
Л7	354	305	1,16	373	5,1	352	311	1,13	337	-4,5	11	9,9	1,06	10	-0,4
Л8	394	329	1,20	399	1,2	359	337	1,06	365	1,7	11	11	1,07	11	-1,3
М1	644	487	1,32	637	-1,1	1210	1129	1,07	1231	1,7	34	32	1,06	34	1,1
М2	1158	899	1,29	1112	-4,2	328	313	1,05	340	3,3	38	35	1,07	37	-1,5
М3	1103	930	1,19	1082	-2,0	116	107	1,09	115	-1,0	45	43	1,03	45	1,6

Примечание: A_{RCA} – активности, рассчитанные через значения, полученные для золы ($A_{\text{RCA}} = A_{\text{ash}}/k_{\text{ash}}$); A_{recalc} – активности, пересчитанные через значения, полученные для золы, с учетом поправки на потери при озолении; DV – величина расхождения A_{or} и A_{recalc} , %.

Для всех трех изотопов наблюдается существенное отклонение в меньшую сторону пересчитанных значений A_{RCA} от значений A_{or} , полученных при прямых определениях в исходных образцах. Это явно говорит о наличии значимых потерь при процедуре озоления.

Коэффициент, характеризующий потери при озолении ($k_{los} = A_{or}/A_{RCA}$), показывает, что расчетные величины A_{RCA} без внесения необходимых поправок могут быть занижены для ^{210}Pb в 1,16-1,44; ^7Be в 1,05-1,13; ^{137}Cs в 1,02-1,14 раз [Мельгунов, Мезина, 2021].

На рисунке 5.1 представлены диаграммы рассеяния для ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в координатах «коэффициент потерь при озолении (k_{los})» – «коэффициент озоления (k_{ash})». Характер расположения точек на графиках указывает на вероятный линейный тренд в зависимостях $k_{los}(k_{ash})$. Формулы, описывающие форму линий трендов, по которым можно получить расчетные значения коэффициентов потерь (k_{los}) в зависимости от коэффициента озоления (k_{ash}) исследуемого образца, представлены в комментарии к рисунку 5.1 [Мельгунов, Мезина, 2021].

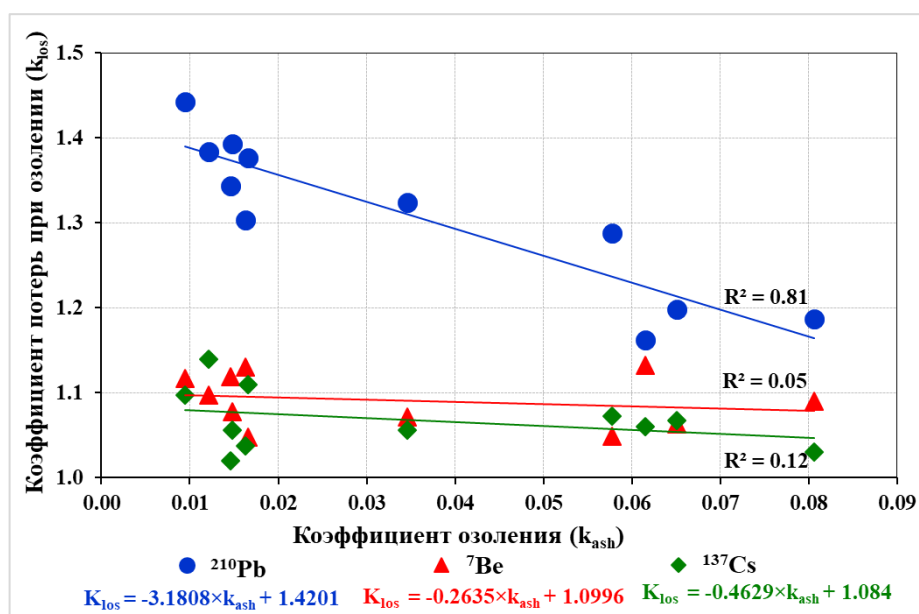


Рисунок 5.1– Зависимость потерь ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs при озолении от коэффициента озоления исходных образцов [Мельгунов, Мезина, 2021]

Внесение поправок, учитывающих расчетные коэффициенты потерь k_{los} , позволило получить исправленные значения активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в исходных образцах ($A_{recalc} = k_{los} \times A_{RCA}$), рассчитанные через измеренные активности этих изотопов в озоленных образцах. Значения величин отклонения A_{or} от A_{recalc} ($DV = 100 \times (A_{or} - A_{recalc}) / A_{or}$, %) в основном лежат в узком диапазоне и лишь в трех случаях немного превышают $\pm 5\%$. Этот факт, а также случайная разнонаправленность величин DV , говорят о хорошей сходимости полученных результатов и об отсутствии значимых систематических расхождений (рисунок 5.2) [Мельгунов, Мезина, 2021].

Проведенный эксперимент показал, что при озолении лишайников и мхов происходят потери накопленных в них радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs). В пределах измеренных значений удельных активностей радионуклидов и зольностей исследуемого материала, величина этих потерь имеет близкую к линейной, обратно пропорциональную коэффициенту озоления,

зависимость. Наибольшие потери наблюдаются для ^{210}Pb , при низкой зольности сжигаемого материала ($< 2\%$) его потери могут достигать 40%. При этом потери ^7Be и ^{137}Cs не превышают в среднем 10% [Мельгунов, Мезина, 2021].

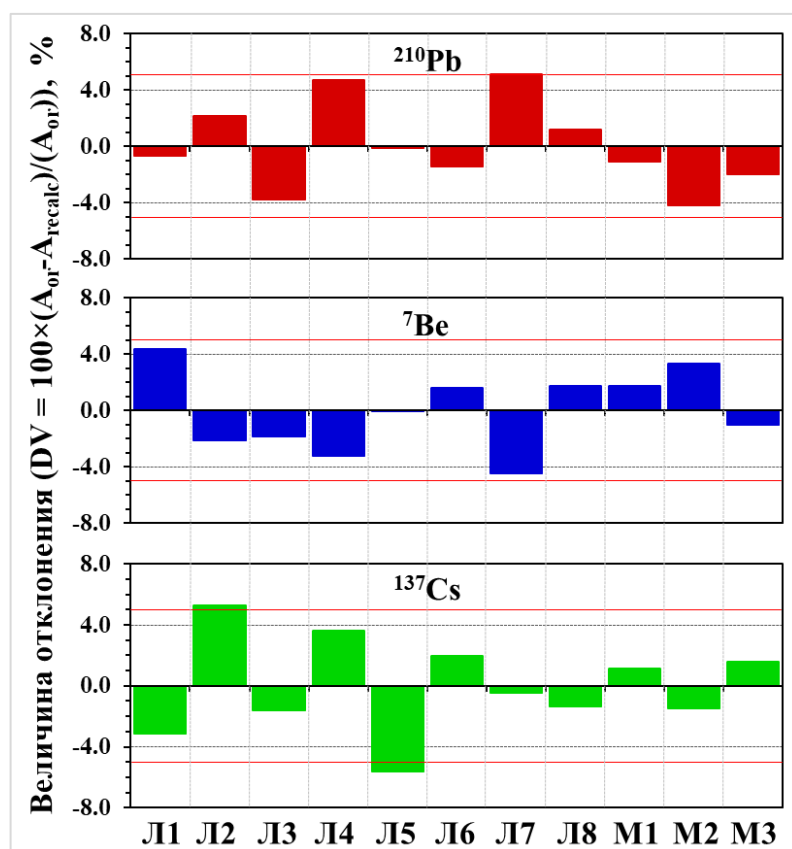


Рисунок 5.2 – Расхождение результатов определения содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs , полученных разными методами (A_{0r} и A_{recalc}) [Мельгунов, Мезина, 2021]

Статистическая обработка результатов определения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в образцах лишайника и мха, полученных методом полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием колодезного HPGe детектора в результате двух разных подходов: а) при прямом определении в исходных образцах путем измерения всего материала малыми навесками; б) при пересчете на исходный вес с учетом коэффициента озоления, измеренных в образцах золы, показала возможность учета потерь при озолении за счет введения поправочных коэффициентов, рассчитанных через соответствующие линейные зависимости коэффициентов потерь (k_{los}) от коэффициента озоления исследуемого материала (k_{ash}). Сопоставление результатов двух разных подходов показало их хорошую сходимость при отсутствии значимых систематических и статистических расхождений. Коэффициенты расхождения результатов парных измерений (DV) для всех трех радионуклидов лишь в трех случаях из 33 незначительно превышают 5%. Учитывая полученные результаты в дальнейшем при расчете удельных активностей радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в лишайниках и мхах будут введены поправочные коэффициенты, учитывающие их потери при озолении [Мельгунов, Мезина, 2021].

5.2 Сезонная зависимость поступления ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайники и мхи южного региона Западной Сибири

5.2.1 Сезонная зависимость поступления ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайники южного региона Западной Сибири

Одной из особенностей Западной Сибири является длительный период отрицательных температур и установление снежного покрова на поверхности Земли (5 месяцев в южной регионе и 8 месяцев в Арктическом регионе). В следствие чего не происходит равномерного поступления радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) на поверхность Земли из атмосферы в течение всего года. Поэтому была поставлена задача посмотреть есть ли разница в содержаниях радионуклидов (^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs) в лишайниках и мхах при отборе образцов весной (после таяния снега) и осенью (перед установлением снежного покрова).

Известно, что скорость образования ^7Be в атмосфере не меняется в зависимости от времени года, но его осаждение на поверхность Земли зависит от времени года, в основном, за счет обменных процессов в атмосфере [Durana et al., 1996, Masarik, Beer, 1999]. Известно, что наиболее высокие концентрации ^7Be наблюдаются в летнее время, когда подъем горячего воздуха приводит к опусканию холодных воздушных масс из верхней тропосферы и нижней стратосферы, содержащих более высокие концентрации ^7Be (конвекционные ячейки) [Doering, Akber, 2008; Pham et al., 2011].

Для изучения сезонной зависимости поступления ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайники было проведено исследование 5-ти образцов лишайника, отобранных в апреле 2017 года, 18-ти образцов лишайника, отобранных в октябре 2017 года, 11-ти образцов лишайника, отобранных в апреле 2018 года, и 8-ми образцов лишайника, отобранных в октябре 2018 года, на территории Бурлинского ленточного бора (таблица Б.1-Б.4 Приложения Б). В таблицах 5.3 и 5.4 представлены данные о средних значениях концентраций ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках Алтайского края, отобранных весной и осенью 2017-2018 гг.

Сопоставление результатов содержаний радионуклидов в лишайниках, отобранных в разные периоды 2017 и 2018 гг., показывает, что концентрации ^{210}Pb и ^{137}Cs незначительно изменяется в зависимости от времени года, когда производился отбор проб. Среднее отношение концентраций активности этих изотопов, отобранных весной и осенью, можно принять за 1 (единицу) в пределах двух стандартных отклонений. Средняя активность ^7Be в образцах лишайников, отобранных в апреле (весной) 2017 и 2018, составила 109 и 133 Бк/кг. В осенний сезон активность ^7Be составила 189 и 277 Бк/кг. Среднее отношение удельной активности ^7Be весна/осень в 2017 году равно 1,7 и в 2018 году составило 2,1. Но разницу между активностью ^7Be в апреле и октябре нельзя объяснить только его радиоактивным распадом. Поэтому можно

утверждать, что наблюдаются сезонные изменения активности ^7Be . Это связано с тем, что в летний период существуют более высокие концентрации активности ^7Be в атмосфере в сочетании с небольшим количеством осадков в виде коротких летних ливней, что приводит к более высокой скорости осаждения. После летнего сезона концентрация как ^7Be , так и ^{210}Pb в атмосфере снижается. Более низкие значения концентрации активности ^7Be , зарегистрированные весной 2018 г., можно объяснить влиянием снежного покрова, накопленного с начала ноября по конец марта 2018 г.

Таблица 5.3 – Содержания ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках Бурлинского ленточного бора (образцы, отобранные весной и осенью 2017 года)

Радионуклид	^{210}Pb		^7Be		^{137}Cs	
Сезон отбора	весна	осень	весна	осень	весна	осень
N	5	18	5	18	5	18
k_{ash}	0,065	0,089	0,065	0,089	0,065	0,089
Удельная активность, Бк/кг						
Среднее	608±(19)*	526±(30)	109±(16)	189±(30)	9,2±(45)	5,9±(63)
Медиана	611	485	108	187	10	4,3
Мин	484	330	89	112	3,3	1,9
Макс	772	913	137	332	14	16
Накопленный запас, Бк/м ²						
Среднее	884±(42)	823±(38)	153±(32)	288±(26)	14±(55)	9,5±(70)
Медиана	753	678	141	277	16	6,9
Мин	541	450	100	160	3,7	2,5
Макс	1495	1676	213	463	23	27

Примечание: N – количество образцов; k_{ash} – коэффициент озонения; *)* – в скобках приведено относительное стандартное отклонение (s), %.

Таблица 5.4 – Содержания ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках Бурлинского ленточного бора (образцы, отобранные весной и осенью 2018 года)

Радионуклид	^{210}Pb		^7Be		^{137}Cs	
Сезон отбора	весна	осень	весна	осень	весна	осень
N	11	8	11	8	11	8
k_{ash}	0,041	0,051	0,041	0,051	0,041	0,051
Удельная активность, Бк/кг						
Среднее	559±(22)*	551±(19)	133±(22)	277±(17)	7,3±(66)	5,9±(30)
Медиана	613	553	137	279	5,6	5,4
Мин	298	412	73	186	2,5	4,0
Макс	732	691	185	335	20	9,1
Накопленный запас, Бк/м ²						
Среднее	662±(25)	710±(20)	157±(23)	359±(21)	8,9±(68)	8,1±(45)
Медиана	713	742	164	373	6,1	6,3
Мин	367	504	90	238	3,0	4,6
Макс	886	917	224	445	23	14

Примечание: N – количество образцов; k_{ash} – коэффициент озонения; *)* – в скобках приведено относительное стандартное отклонение (s), %.

Таким образом, можно утверждать, что в отличие от ^{210}Pb и ^{137}Cs весь ^7Be , фиксируемый в лишайниках, отобранных осенью, накоплен только в течение предшествующего весенне-осеннего периода.

5.2.2 Сезонная зависимость поступления ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхи южного региона Западной Сибири

Для изучения сезонной зависимости поступления ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхи было проведено исследование 5-ти образцов мха, отобранных в апреле 2017 года, 6-ти образцов мха, отобранных в октябре 2017 года, 11-ти образцов мха, отобранных в апреле 2018 года, 8-ми образцов мха, отобранных в октябре 2018 года, на территории Бурлинского ленточного бора (таблица Б.5-Б.8 Приложения Б). В таблицах 5.5 и 5.6 представлены данные о средних значениях концентраций ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах Алтайского края, отобранных весной и осенью 2017-2018 гг.

Сопоставление результатов содержаний радионуклидов во мхах, отобранных в разные периоды 2017 и 2018 гг., показывает, что среднее значение концентраций ^{210}Pb и ^{137}Cs во мхах почти постоянно в течение года, из-за относительно высоких концентраций активности этих изотопов во мхах и их большого периода полураспада. Среднее отношение концентраций активности ^{210}Pb и ^{137}Cs во мхах, отобранных весной 2017 и 2018, можно принять за 1 в пределах двух стандартных отклонений. Средняя активность ^7Be в образцах мхов, отобранных в апреле (весной) 2017 и 2018, составила 137 и 157 Бк/кг. В осенний сезон активность ^7Be составила 230 и 341 Бк/кг. Среднее отношение удельной активности ^7Be весна/осень в 2017 году равно 1,7 и в 2018 году составило 2,2. Отсюда следует, что максимум активности ^7Be во мхах приходится на летний период (в пробах, отобранных осенью), а минимум – на зимний период (в пробах, отобранных весной). В период с апреля по октябрь повышенная активность ^7Be в атмосфере, вероятно, вызвана весенне-летним сезонным истончением тропопаузы, что делает возможным стратосферно-тропосферное вертикальное перемешивание воздушных масс [Kulan et al., 2006], которые создали повышенную концентрацию этого радиоизотопа в измеренных образцах мха.

Таблица 5.5 – Активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах Бурлинского ленточного бора (образцы, отобранные весной и осенью 2017 года)

Радионуклид	^{210}Pb		^7Be		^{137}Cs	
Сезон отбора	весна	осень	весна	осень	весна	осень
N	5	6	5	6	5	6
k_{ash}	0,095	0,224	0,095	0,224	0,095	0,224
Удельная активность, Бк/кг						
Среднее	945±(13)*	658±(19)	137±(14)	230±(17)	34±(69)	12±(58)
Медиана	929	710	146	220	25	11
Мин	763	488	105	201	18	3,8
Макс	1072	784	151	307	74	25
Накопленный запас, Бк/м ²						
Среднее	1469±(20)	1063±(25)	209±(6)	377±(26)	52±(61)	23±(78)
Медиана	1420	1113	210	396	39	21
Мин	1128	715	190	210	26	6,1
Макс	1911	1370	222	491	99	55

Примечание: N – количество образцов; k_{ash} – коэффициент озонения; *)* – в скобках приведено относительное стандартное отклонение (SD), %.

Таблица 5.6 – Активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах Бурлинского ленточного бора (образцы, отобранные весной и осенью 2018 года)

Радионуклид	^{210}Pb		^7Be		^{137}Cs	
Сезон отбора	весна	осень	весна	осень	весна	осень
N	11	8	11	8	11	8
k_{ash}	0,075	0,091	0,075	0,091	0,075	0,091
Удельная активность, Бк/кг						
Среднее	921±(21)*	794±(22)	157±(27)	341±(13)	25±(106)	16±(86)
Медиана	898	830	164	334	13	12
Мин	521	582	86	300	4,5	4,6
Макс	1192	1038	218	445	80	46
Накопленный запас, Бк/м ²						
Среднее	1106±(25)	948±(42)	189±(33)	416±(42)	32±(113)	18±(73)
Медиана	1016	896	190	455	15	15
Мин	804	477	122	170	5,4	5,1
Макс	1675	1442	305	663	113	42

Примечание: N – количество образцов; k_{ash} – коэффициент озоления; *)* – в скобках приведено относительное стандартное отклонение (SD), %.

Таким образом, можно утверждать, что в отличие от ^{210}Pb и ^{137}Cs весь ^7Be , фиксируемый во мхах, отобранных осенью, накоплен только в течение предшествующего весенне-осеннего периода.

5.3 Вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системах «лишайник-лесная подстилка» и «мох-лесная подстилка» Арктического и южного регионов Западной Сибири

Для изучения вертикального распределения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs по таллому лишайника и тела мха, а также в слое лесной подстилки было проведено исследование:

1. 16-ти образцов лишайника и подстилки под ними, отобранных в сентябре 2020 года на территории ЯНАО (таблица Б.9-Б.11 Приложения Б);
2. 7-ми образцов лишайника и подстилки под ними, отобранных в октябре 2021 года на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края (таблица Б.12-Б.14 Приложения Б);
3. 4-х образцов мха и подстилки под ними, отобранных в октябре 2022 года на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края (таблица Б.15-Б.18 Приложения Б).

5.3.1 Вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» Арктического региона Западной Сибири

Изучено вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» по образцам, отобранных в сентябре 2020 года на территории ЯНАО. Полученные аналитические данные показали существенные различия в особенностях распределения исследуемых радионуклидов. На рисунке 5.3 представлены усредненные величины удельных активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» на территории ЯНАО.

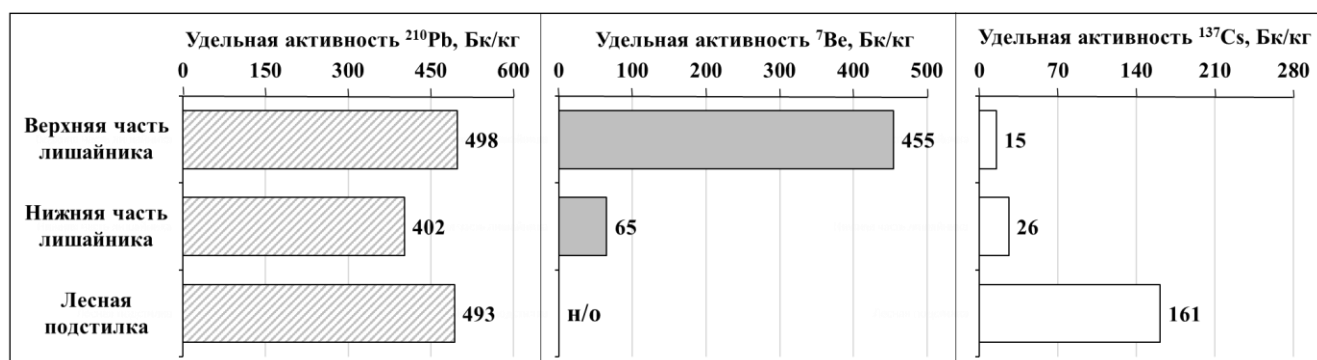


Рисунок 5.3 – Величины средних удельных активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» на территории ЯНАО (н/о – ниже предела обнаружения)

В верхних 4-7 см таллома лишайника удельная активность ^{210}Pb составляет в среднем 498 Бк/кг, а в нижней части таллома несколько ниже – 402 Бк/кг. В слое подстилки (1-5 см) его усредненная величина удельной активности практически равна таковой для приповерхностного слоя таллома лишайника и составляет 493 Бк/кг. Учитывая длительный период полураспада ^{210}Pb и идентичность носителей ^{210}Pb и ^7Be , можно предположить, что наравне с ранее накопленным в ходе естественного роста таллома ^{210}Pb , количество последнего в нижних горизонтах постоянно пополняется за счет просачивания с атмосферными водами.

Иным образом ведет себя ^7Be . В верхней, приповерхностной части таллома (4-7 см) лишайника удельная активность этого изотопа составляет в среднем 455 Бк/кг. В нижней части таллома (3-9 см) она падает до 65 Бк/кг. Следует отметить, что содержания ^7Be в слое лесной подстилки были ниже предела обнаружения (н/о) используемого аналитического метода. Вопрос вклада этой компоненты в характер перераспределения ^7Be в системе «лишайник-лесная подстилка» требует проведения дополнительных исследований.

Усредненная величина удельной активности ^{137}Cs в верхней части таллома лишайника составляет 15 Бк/кг и 26 Бк/кг в нижней. Самая высокая концентрация этого изотопа наблюдается в слое лесной подстилки и в среднем составляет 161 Бк/кг.

Если переходить на накопленный запас рассматриваемых радионуклидов в системе «лишайник-лесная подстилка», то он аналогичен характеру распределения удельных активностей этих изотопов (рисунок 5.4).

В верхних 4-7 см таллома лишайника накопленный запас ^{210}Pb в среднем составляет 492 Бк/м². В нижней части таллома лишайника его запас несколько ниже – 400 Бк/м². В слое подстилки (1-5 см) накопленный запас ^{210}Pb выше, чем в теле лишайника и в среднем составляет 759 Бк/м².

Накопленный запас ^7Be в среднем составляет 438 Бк/м² в верхней части таллома лишайника и его содержание падает до 63 Бк/м² в нижней части таллома. Этого и следовало ожидать, поскольку ^7Be поступает из атмосферы в составе аэрозольных и пылевых частиц и

концентрируется в верхней части таллома лишайника.

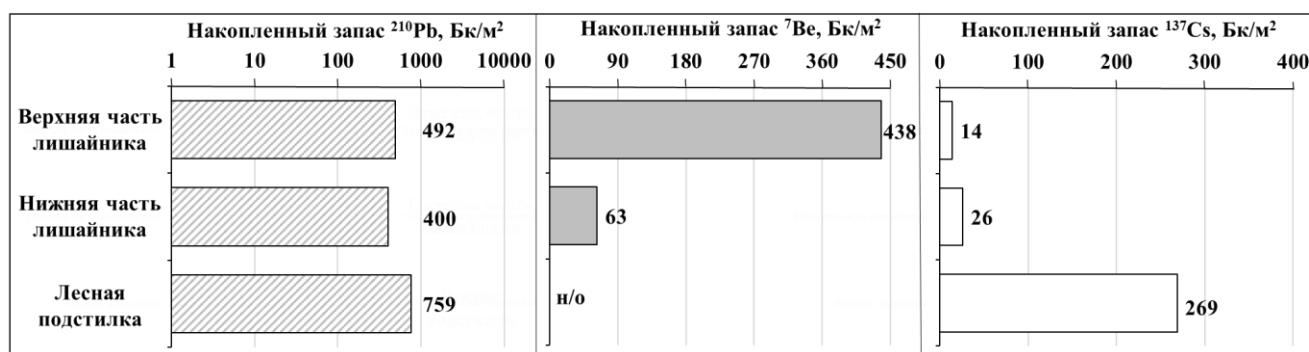


Рисунок 5.4 – Величины средних накопленных запасов ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» на территории ЯНАО (н/о – ниже предела обнаружения)

Для ^{137}Cs наблюдается обратная картина: 14 Бк/м² этого изотопа находится в верхней части таллома лишайника, 26 Бк/м² в нижней части лишайника и 269 Бк/м² в слое лесной подстилки. Такое смещение вниз по разрезу связано с тем, что современное поступление ^{137}Cs из атмосферы невелико, и происходит в результате выветривания пылевых частиц с поверхности ранее загрязненных почв, либо при сгорании большого количества органического материала во время сильных природных пожаров [Shcherbov, Lazareva, 2010; Shcherbov, 2012]. Повышенные же концентрации радиоцезия в подстилке связаны с прошлыми выпадениями в результате ядерных испытаний на Новоземельском полигоне в период 1955-1963 гг.

Распределения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs по отдельным компонентам системы «лишайник (верхняя и нижняя части) - лесная подстилка» показано на рисунке 5.5.

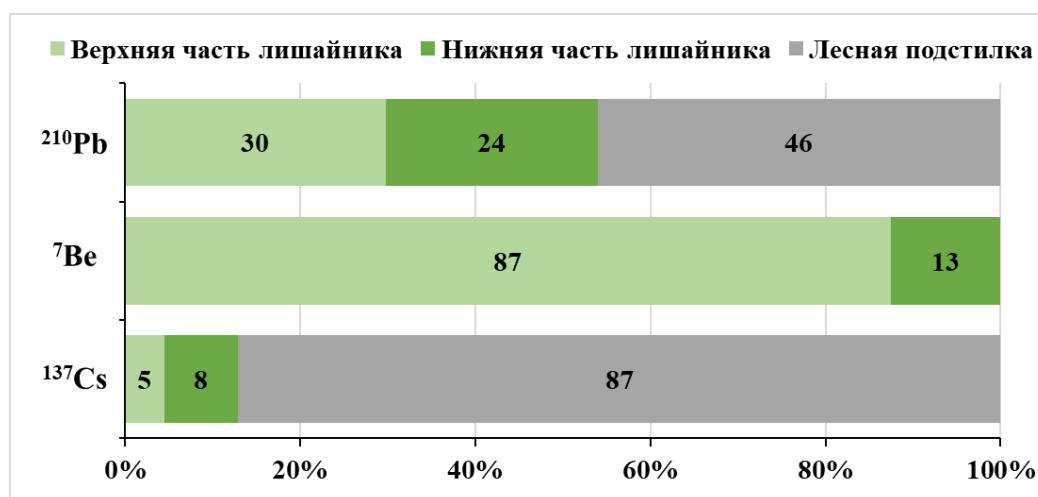


Рисунок 5.5 – Общая характеристика распределения запаса ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» на территории ЯНАО

В соответствии с запасами массы этих компонентов на единицу площади 30% от общего количества ^{210}Pb содержится в верхней части таллома лишайника и 24% в нижней части таллома лишайника. В слое лесной подстилки находится 46% от общего количества этого изотопа.

Несмотря на эти различия, можно говорить, что по истечению 5-6 лет в характере распределения ^{210}Pb в системе «лишайник-лесная подстилка» будет наблюдаться установление равновесия, определяемого несколькими процессами: поступлением изотопа из атмосферы в составе сухих и мокрых выпадений на поверхность лишайника; его перераспределением вглубь по таллому лишайника при фильтрации талых и дождевых вод; накоплением в дерновом горизонте и естественной убыли в результате радиоактивного распада.

Изотоп ^7Be распределен по телу лишайника неравномерно: 87% от общего количества этого изотопа находится в верхней части таллома и лишь 13% в нижней. В подстилке находятся лишь следовые концентрации ^7Be , которые близки к пределу обнаружения используемого аналитического метода. Можно предположить, что именно такой процент радионуклида переносится из приповерхностных слоев в глубину таллома в весенне-осенний период за счет промывки дождевыми водами.

Распределение ^{137}Cs по таллому лишайника практически равномерное: 5% этого изотопа удерживается в верхней части таллома лишайника и 8% в нижней части таллома лишайника. Но в отличие от ^7Be , который концентрируется в верхней части таллома лишайника, большая часть (87%) ^{137}Cs находится в слое лесной подстилки, что свидетельствует о незначительных современных поступлениях этого радионуклида из атмосферы.

5.3.2 Вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» южного региона Западной Сибири

Изучено вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» по образцам, отобранных в октябре 2021 года на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края. На рисунке 5.6 представлены усредненные величины удельных активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края.



Рисунок 5.6 – Величины средних удельных активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края (н/о – ниже предела обнаружения)

В верхней приповерхностной части таллома удельная активность ^{210}Pb составляет в среднем 532 Бк/кг, а в нижней части таллома несколько выше – 756 Бк/кг. В слое подстилки (1-4 см) зарегистрирована самая высокая концентрация этого изотопа и она в среднем составляет 1149 Бк/кг. Учитывая длительный период полураспада ^{210}Pb и идентичность носителей ^{210}Pb и ^7Be , можно предположить, что наравне с ранее накопленным в ходе естественного роста таллома ^{210}Pb , количество последнего в нижних горизонтах постоянно пополняется за счет просачивания с атмосферными водами.

Для изотопа ^7Be наблюдается обратная картина. В верхних 3-6 см лишайника удельная активность этого изотопа составляет в среднем 411 Бк/кг. В нижней части таллома (3-8 см) она падает до 91 Бк/кг. Следует отметить, что содержания ^7Be в слое лесной подстилки были ниже предела обнаружения (н/о) используемого аналитического метода. Вопрос вклада этой компоненты в характер перераспределения ^7Be в системе «лишайник-лесная подстилка» требует проведения дополнительных исследований.

В верхней части таллома лишайника усредненная величина удельной активности ^{137}Cs составляет 2,8 Бк/кг и 5,5 Бк/кг в его нижней части. Самая высокая концентрация этого изотопа была зарегистрирована в слое лесной подстилки и в среднем составляет 125 Бк/кг.

Если переходить на накопленный запас рассматриваемых радионуклидов в системе «лишайник-лесная подстилка» на исследуемой территории Алтайского края, то он аналогичен характеру распределения удельных активностей этих изотопов (рисунок 5.7).

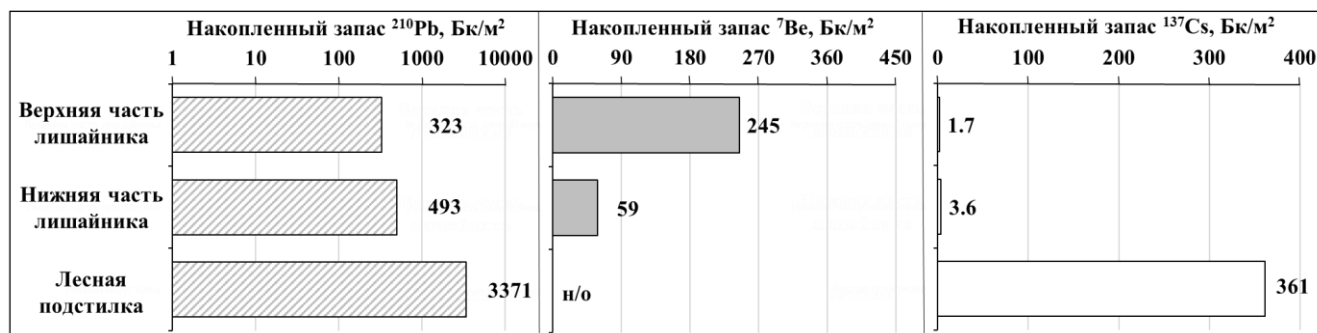


Рисунок 5.7 – Величины средних накопленных запасов ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края (н/о – ниже предела обнаружения)

В верхних 3-6 см таллома лишайника накопленный запас ^{210}Pb в среднем составляет 323 Бк/м². В нижней части его запас несколько выше – 493 Бк/м². В слое лесной подстилки (1-4 см) накопленный запас ^{210}Pb выше, чем в теле лишайника и в среднем составляет 3371 Бк/м².

Изотоп ^7Be , наоборот, ведет себя прямо противоположным образом. В верхней, приповерхностной части таллома лишайника накопленный запас этого изотопа в среднем составляет 245 Бк/м² и его содержание падает до 59 Бк/м² в нижней части таллома. Этого и следовало ожидать поскольку ^7Be поступает из атмосферы в составе аэрозольных и пылевых

частиц и концентрируется в верхней части таллома лишайника.

Накопленный запас ^{137}Cs в среднем составляет $1,7 \text{ Бк/м}^2$ в верхней части таллома лишайника; $3,6 \text{ Бк/м}^2$ в его нижней части и 361 Бк/м^2 в слое лесной подстилки. Такое смещение вниз по разрезу связано с тем, что современное поступление ^{137}Cs из атмосферы невелико, и происходит в результате выветривания пылевых частиц с поверхности ранее загрязненных почв, либо при сгорании большого количества органического материала во время сильных природных пожаров [Shcherbov, Lazareva, 2010; Shcherbov, 2012]. Повышенные же концентрации радиоцезия в лесной подстилке связаны с прошлыми выпадениями в результате ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне в период 1949-1963 гг.

Распределения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs по отдельным компонентам системы «лишайник (верхняя и нижняя части) - лесная подстилка» показано на рисунке 5.8.

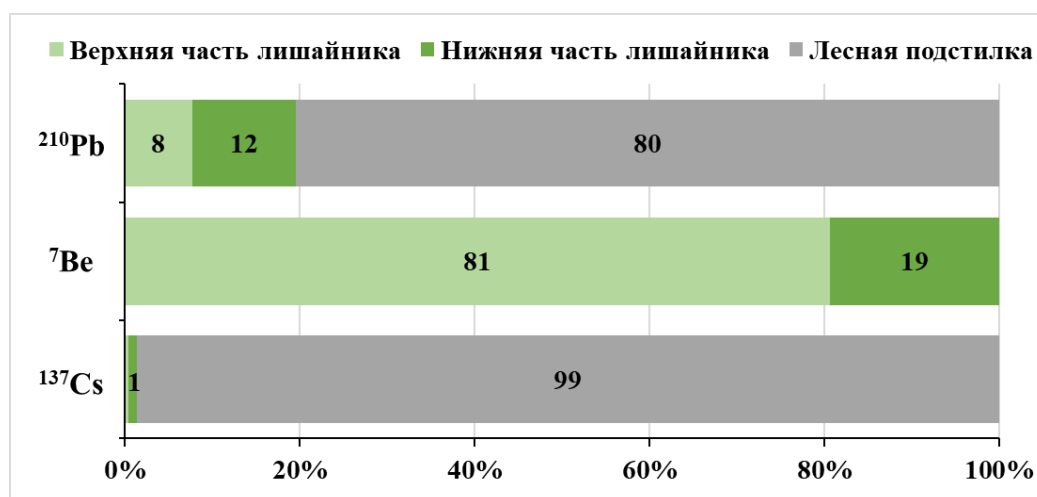


Рисунок 5.8 – Общая характеристика распределения запаса ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник-лесная подстилка» на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края

Распределение ^{210}Pb в системе «лишайник-лесная подстилка» для южной части Сибири отличается от такого для Арктического региона. В верхней и нижней частях таллома лишайника находится 8% и 12% от общего количества ^{210}Pb соответственно. В слое лесной подстилки содержится большая часть этого изотопа и она в среднем составляет 80%.

Изотоп ^7Be распределен по телу лишайника неравномерно: 81% от общего количества ^7Be находится в верхней части таллома и лишь 19% в нижней. В подстилке находятся лишь следовые концентрации ^7Be , которые близки к пределу обнаружения используемого аналитического метода. Можно предположить, что именно такой процент радионуклида переносится из приповерхностных слоев в глубину таллома в весенне-осенний период за счет фильтрации дождевых вод.

В отличие от ^7Be , который концентрируется в верхней части таллома лишайника, большая часть (99%) ^{137}Cs находится в слое лесной подстилки и лишь 1% находится в нижней части лишайника.

5.3.3 Вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «мох-лесная подстилка» южного региона Западной Сибири

Изучено вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs по телу/слоевищу мха, а также в слое лесной подстилки в образцах, отобранных в октябре 2022 года на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края. Полученные аналитические данные показали существенные различия в особенностях распределения исследуемых радионуклидов. На рисунке 5.9 представлены усредненные величины удельных активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «мох-лесная подстилка» на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края.

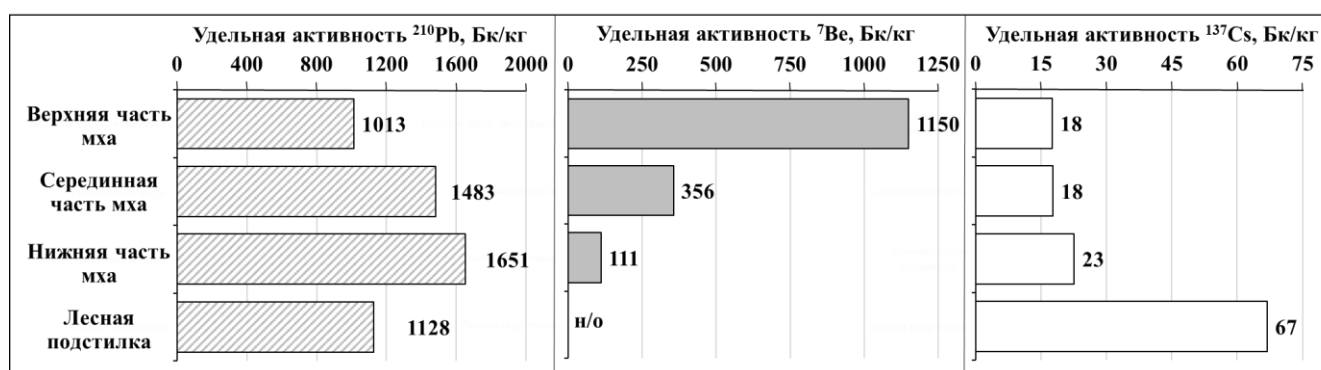


Рисунок 5.9 – Величины средних удельных активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «мох-лесная подстилка» на территории Алтайского края (н/о – ниже предела обнаружения)

Удельная активность ^{210}Pb увеличивается при движении вниз по стеблю мха. В верхней части стебля мха удельная активность этого изотопа составляет в среднем 1013 Бк/кг. В срединной и нижней частях стебля мха она составляет 1483 и 1651 Бк/кг соответственно. В слое лесной подстилки удельная активность ^{210}Pb составляет 1128 Бк/кг.

Иным образом ведет себя ^7Be . Отмечается тенденция уменьшения удельной активности этого изотопа при движении вниз по стеблю мха. В верхней части мха удельная активность ^7Be составляет в среднем 1150 Бк/кг. В срединной части она составляет 356 Бк/кг и падает до 111 Бк/кг в нижней части мха. Содержания ^7Be в слое лесной подстилки были ниже предела обнаружения (н/о) используемого аналитического метода.

Распределение удельной активности ^{137}Cs по телу мха достаточно равномерное и составляет 18 Бк/кг в верхней и срединной частях мха и 23 Бк/кг в нижней. Самая высокая концентрация этого изотопа наблюдается в слое лесной подстилки и в среднем составляет 67 Бк/кг.

Если переходить на накопленный запас рассматриваемых радионуклидов в системе «мох-лесная подстилка», то он имеет несколько иной характер по сравнению с распределением удельных активностей этих изотопов (рисунок 5.10). Отмечается тенденция увеличения накопленного запаса ^{210}Pb при движении вниз по рассматриваемой системе «мох (верхняя, срединная и нижняя части)-лесная подстилка». В верхней и срединной частях мха накопленный

запас этого изотопа в среднем составляет 105 и 282 Бк/м² соответственно. В нижней части его запас несколько выше – 365 Бк/м². В слое подстилки накопленный запас ²¹⁰Pb намного выше, чем в теле мха и в среднем составляет 2005 Бк/м².

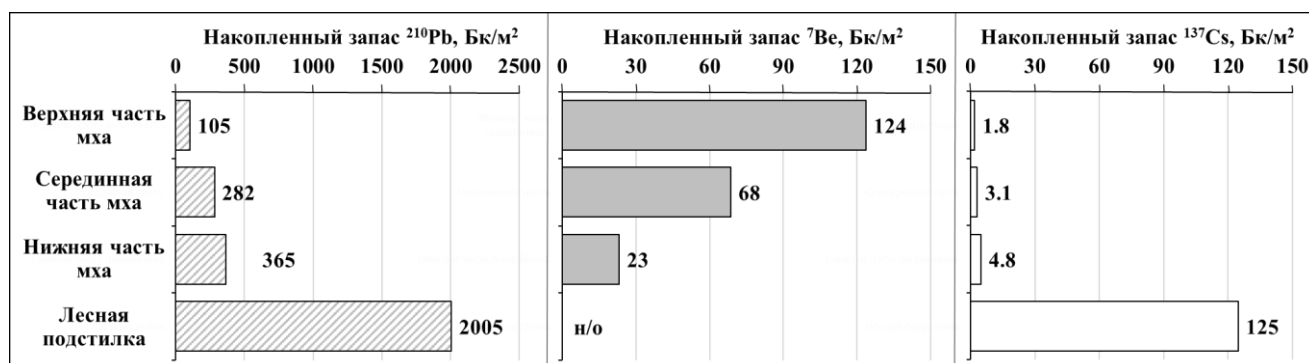


Рисунок 5.10 – Величины средних накопленных запасов ²¹⁰Pb, ⁷Be и ¹³⁷Cs в системе «мох-лесная подстилка» на территории Алтайского края (н/о – ниже предела обнаружения)

Для изотопа ⁷Be наблюдается обратная картина, его накопленный запас плавно понижается. В верхней части мха накопленный запас ⁷Be в среднем составляет 124 Бк/м², в срединной части – 68 Бк/м² и в нижней части мха – 23 Бк/м². Этого и следовало ожидать, поскольку ⁷Be поступает из атмосферы в составе аэрозольных и пылевых частиц и концентрируется в верхней части мха.

Отмечается тенденция увеличения накопленного запаса ¹³⁷Cs при движении вниз по стеблю мха. В верхней части мха его запас составляет 1,8 Бк/м², в срединной части – 3,1 Бк/м², в нижней части – 4,8 Бк/м² и в слое лесной подстилки – 125 Бк/м². Такое смещение вниз по разрезу связано с тем, что современное поступление ¹³⁷Cs из атмосферы невелико. Повышенные же концентрации этого изотопа в подстилке связаны с прошлыми выпадениями в результате ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне в период 1949-1963 гг.

Изучение содержания и распределения ²¹⁰Pb, ⁷Be и ¹³⁷Cs по отдельным компонентам системы «мох (верхняя, срединная и нижняя части)-лесная подстилка» показано на рисунке 5.11. В соответствии с запасами массы этих компонентов на единицу площади: 4% от общего количества ²¹⁰Pb содержится в верхней части мха, а 10% и 13% в срединной и нижней частях. В слое лесной подстилки находится 73% от общего количества ²¹⁰Pb. Несмотря на эти различия, можно говорить, что по истечению 5-6 лет в характере распределения ²¹⁰Pb в системе «мох-лесная подстилка» будет наблюдаться установление равновесия, определяемого несколькими процессами: поступлением изотопа из атмосферы в составе сухих и мокрых выпадений на поверхность мха; его перераспределением вглубь по телу мха при фильтрации талых и дождевых вод; накоплением в дерновом горизонте и естественной убыли в результате радиоактивного распада.

В верхней части мха находится 57% от общего количества ⁷Be, а 32% и 11% в срединной и нижней части соответственно. В подстилке находятся лишь следовые концентрации ⁷Be

(низкие содержания близкие к пределу чувствительности используемого аналитического метода). Можно предположить, что именно такой процент радионуклида переносится из приповерхностных слоев в глубину мха в весенне-осенний период за счет промывки талыми и дождевыми водами.

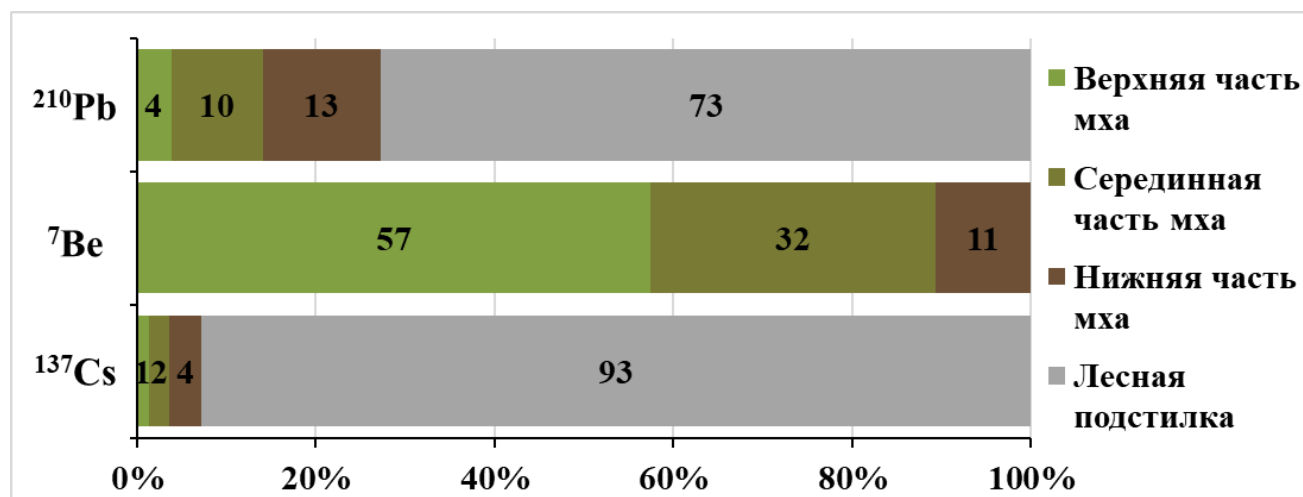


Рисунок 5.11 – Общая характеристика распределения запаса ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «мох-лесная подстилка» на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края

Распределение ^{137}Cs по стеблю мха схоже с распределением ^{210}Pb : по 1% и 2% ^{137}Cs удерживается в верхней и срединной частях мха, затем в порядке увеличения следует нижняя часть мха (4%) и большая часть (93%) данного изотопа находится в слое лесной подстилки. Это свидетельствует о незначительных современных поступлениях этого радионуклида из атмосферы.

5.4 Локальное площадное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках в пределах точек наблюдения Арктического и южного регионов Западной Сибири

Для лишайников и мхов в пределах исследуемых территорий наблюдается широкий диапазон колебаний концентраций ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs (см. раздел 5.2 и 5.3). Одной из причин таких колебаний является мозаичное (неравномерное) выпадение рассматриваемых радионуклидов в пределах точек наблюдения. Для доказательства этого предположения на территории ЯНАО и Бурлинского ленточного бора Алтайского края в нескольких точках наблюдения были отобраны по 4-6 отдельных образцов лишайника в пределах одной точки наблюдения. Расстояние между точками отбора одной усредненной пробы лишайника составляло от 10 до 100 м. Полученные исходные данные для девяти точек, в которых проводилось площадное опробование с отбором представлены в таблицах Б.19-Б.27 Приложения Б. Обобщенные результаты после статистической обработки аналитические данных представлены в таблице 5.7.

Таблица 5.7 – Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках по площади в точках пробоотбора на территории ЯНАО и Бурлинского ленточного бора Алтайского края

Точка наблюдения	N	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs
		Удельная активность, Бк/кг			Накопленный запас, Бк/м ²		
ЯНАО							
Ян18-9	6	<u>331±(14)*</u> 274-384	<u>152±(14)</u> 131-191	<u>7,4±(36)</u> 4,5-11	<u>643±(12)</u> 522-741	<u>295±(8)</u> 259-325	<u>15±(44)</u> 7,7-24
Ян19-46	6	<u>474±(10)</u> 409-546	<u>217±(17)</u> 170-260	<u>22±(52)</u> 12-39	<u>929±(18)</u> 670-1143	<u>416±(9)</u> 361-469	<u>45±(63)</u> 20-90
Ян20-5	5	<u>418±(7)*</u> 402-470	<u>282±(10)</u> 258-327	<u>5,7±(29)</u> 3,7-8,2	<u>795±(18)</u> 616-948	<u>533±(13)</u> 429-608	<u>11±(45)</u> 6,5-19
Ян20-8	4	<u>494±(14)</u> 398-551	<u>246±(18)</u> 182-280	<u>39±(72)</u> 16-79	<u>922±(14)</u> 748-1065	<u>455±(12)</u> 393-530	<u>69±(61)</u> 39-130
Ян20-10	5	<u>424±(29)</u> 285-562	<u>275±(26)</u> 209-394	<u>26±(35)</u> 15-39	<u>755±(41)</u> 520-1256	<u>473±(15)</u> 395-544	<u>46±(45)</u> 28-79
Ян20-11	5	<u>511±(13)</u> 449-617	<u>251±(14)</u> 213-304	<u>20±(41)</u> 9,0-29	<u>1246±(28)</u> 829-1705	<u>599±(17)</u> 500-771	<u>52±(54)</u> 17-74
Бурлинский ленточный бор Алтайского края							
П17-1	4	<u>772±(22)</u> 590-996	<u>109±(36)</u> 62-144	<u>12±(47)</u> 7,9-21	<u>1495±(31)</u> 906-2033	<u>197±(12)</u> 173-217	<u>23±(47)</u> 13-34
П18-1	6	<u>497±(13)</u> 402-594	<u>139±(14)</u> 113-153	<u>5,5±(37)</u> 4,0-9,2	<u>440±(17)</u> 366-538	<u>124±(23)</u> 99-177	<u>4,8±(32)</u> 3,1-7,5
П21-25	5	<u>628±(11)</u> 538-726	<u>247±(14)</u> 204-287	<u>3,9±(5)</u> 3,6-4,2	<u>805±(23)</u> 525-988	<u>310±(10)</u> 258-336	<u>4,9±(16)</u> 3,9-5,8

Примечание: N – количество отобранных образцов в точке наблюдения; *)* – в скобках приведено относительное стандартное отклонение (SD), %; в знаменателе указан диапазон активностей.

Для территории ЯНАО погрешности определения удельной активности ^{210}Pb и ^7Be , усредненной по площади, невелики и составляют 7-14% (^{210}Pb) и 10-18% (^7Be). Лишь в одном случае (точка Ян20-10) погрешность увеличивается до 29 и 26% соответственно. Для территории Алтайского края погрешности определения удельной активности ^{210}Pb и ^7Be несколько выше и варьируют от 11 до 22% и от 14 до 36% соответственно. Такие значения **SD** (относительного стандартного отклонения) существенно выше аналитической ошибки метода анализа, которая при имеющемся диапазоне активностей не превышает, как правило, 5-7 %. Для ^{137}Cs погрешность определения средних по площади активностей значительно выше для обоих исследуемых территорий и составляет 5-47%. Все это говорит о крайне неравномерном площадном распределении и мозаичном выпадении изучаемых радионуклидов по поверхности в пределах каждой точки наблюдения, особенно это касается ^{137}Cs .

При расчете запасов радионуклидов эта тенденция сохраняется. В этом случае величины погрешностей для территории ЯНАО и Алтайского края достигают 12-41% для ^{210}Pb , 16-63% для ^{137}Cs . При этом, для ^7Be величины **SD** лежат в диапазоне 8-23%. Такая неоднородность, может быть, связана как с неравномерностью поступления радионуклидов, так и с особенностями промывки атмосферными осадками лишайникового покрова и его возрастными характеристиками даже в пределах, ограниченных по площади участков поверхности.

Проведенные исследования показывают, что в пределах точек наблюдения (от 10×10 до 100×100 м²) существует неоднородность распределения радионуклидов. Для того, чтобы

получить средние значений содержаний радионуклидов в лишайниках для какой-то определенной точки наблюдения нужно отбирать 5-6 образцов лишайника в разные пакеты на площади от 100 до 10 000 м² и отдельно проводить определения содержаний радионуклидов в каждом образце, а потом усреднять полученные аналитические данные. Либо отбирать 5-6 образцов лишайника на площади от 100 до 10 000 м² в один пакет и изучать как единый усредненный по площади образец для конкретной точки наблюдения.

5.5 Современные уровни содержаний ²¹⁰Pb, ⁷Be и ¹³⁷Cs в лишайниках и мхах Арктического и южного регионов Западной Сибири и их сравнительный анализ

Учитывая все вышеперечисленные факторы (озоление образцов, сезонность, вертикальное распределение, локальное площадное распределение), влияющие на содержания радионуклидов в лишайниках и мхах был проведен расчет региональных содержаний ²¹⁰Pb, ⁷Be и ¹³⁷Cs в лишайниках и мхах для Арктического и южного регионов Западной Сибири. На территории Арктического региона Западной Сибири исследования проводились в Пуровском, Надымском и Тазовском районах ЯНАО. Площадь исследования составила порядка 137 500 км². На территории южного региона Западной Сибири исследования проводились в Бурлинском ленточном бору Алтайского края и площадь исследования составила порядка 280 км². Необходимо отметить, что для территории ЯНАО полученные результаты будут иметь региональное значение, в то время как для территории Алтайского края такие результаты, несмотря на большой объем данных, носят более локальный характер. Полученные исходные (аналитические) данные представлены в таблицах Б.2, Б.4, Б.6, Б.8, Б.28-Б.35 Приложения Б. По результатам статистической обработки полученных аналитических данных для лишайников и мхов, отобранных при мониторинговых полевых наблюдениях в осенний период 2017-2020 гг., проведена оценка средних по региону содержаний ²¹⁰Pb, ⁷Be и ¹³⁷Cs и их запасов в мохово-лишайниковом покрове на территории Арктического и южного регионов Западной Сибири. Для характеристики современных уровней содержаний ²¹⁰Pb, ⁷Be и ¹³⁷Cs в лишайниках и мхах использовали величину удельной активности в расчете на сухую массу (Бк/кг).

5.5.1 Современные уровни содержаний ²¹⁰Pb, ⁷Be и ¹³⁷Cs в лишайниках и мхах Арктического региона Западной Сибири

Обобщенные результаты по содержаниям исследуемых радионуклидов в лишайниках и мхах, отобранных на территории Надымского, Пуровского и Тазовского районов ЯНАО в осенний период времени, представлены в таблицах 5.8 и 5.9. Следует отметить, что данные за 2020 год, приведенные в таблице 5.8, даны в пересчете на суммарную активность радионуклидов, включая верхнюю и нижнюю части лишайника.

Таблица 5.8 – Содержания ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках ЯНАО

	^{210}Pb			^7Be			^{137}Cs		
год	2018	2019	2020	2018	2019	2020	2018	2019	2020
N	18	33	15	18	33	15	18	33	15
k_{ash}	0,090	0,052	0,049	0,090	0,052	0,049	0,090	0,052	0,049
Удельная активность, Бк/кг									
Среднее	374±(33)*	390±(26)	415±(22)	153±(33)	255±(27)	273±(37)	15±(58)	18±(59)	21±(60)
Медиана	365	410	423	152	239	249	14	17	18
Мин	86	163	240	54	132	125	6,5	4,6	5,6
Макс	634	564	543	248	407	460	31	53	42
Накопленный запас, Бк/м ²									
Среднее	815±(37)	662±(32)	803±(33)	325±(24)	427±(26)	492±(20)	38±(89)	32±(65)	41±(71)
Медиана	760	641	738	298	416	471	29	29	30
Мин	424	333	501	264	294	378	11	6,0	8,9
Макс	1838	1349	1263	603	860	717	151	97	97

Примечание: N – количество отобранных образцов в год; k_{ash} – коэффициент озоления;)* – в скобках приведено относительное стандартное отклонение (SD), %.

Таблица 5.9 – Содержания ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах ЯНАО

	^{210}Pb			^7Be			^{137}Cs		
год	2018	2019	2020	2018	2019	2020	2018	2019	2020
N	9	17	6	9	17	6	9	17	6
k_{ash}	0,147	0,103	0,091	0,147	0,103	0,091	0,147	0,103	0,091
Удельная активность, Бк/кг									
Среднее	497±(33)*	645±(25)	627±(23)	183±(37)	308±(26)	357±(25)	15±(78)	17±(90)	19±(76)
Медиана	477	607	627	205	301	362	13	12	14
Мин	220	404	405	57	199	210	3,5	3,3	5,0
Макс	804	920	840	265	509	477	36	60	42
Накопленный запас, Бк/м ²									
Среднее	970±(37)	1095±(45)	882±(36)	335±(26)	499±(31)	477±(20)	36±(127)	27±(90)	27±(85)
Медиана	881	935	848	317	478	500	16	21	20
Мин	480	414	400	241	250	337	8,3	4,2	5,0
Макс	1796	2381	1350	540	781	590	151	103	68

Примечание: N – количество отобранных образцов в год; k_{ash} – коэффициент озоления;)* – в скобках приведено относительное стандартное отклонение (SD), %.

Для Арктического региона наблюдаются небольшие различия средних содержаний ^{210}Pb в лишайниках (374-415 Бк/кг) и мхах (497-645 Бк/кг), полученных за разные года. При этом уровни концентраций ^{210}Pb , зафиксированные в точках наблюдения, варьируют в очень широком диапазоне и могут различаться в 2,3-7,3 раз в лишайниках и в 2,1-3,6 раза во мхах. Средние для региона значения запаса ^{210}Pb , накопленного в лишайниковом покрове, можно оценить на уровне 662-815 Бк/м² при вариациях в 2,5-4,3 раза, а в моховом покрове – 882-1095 Бк/м² при вариациях в 3,4-5,8 раз.

Для ^7Be в 2018 году наблюдаются более низкие, чем в 2019 и 2020 годах удельные активности (в 1,7-1,9 раз) и запасы (в 1,3-1,5 раз) как в лишайниках, так и во мхах. Средние для региона значения запаса ^7Be можно оценить на уровне 325-492 Бк/м² в лишайниках и 335-499 Бк/м² во мхах. Пониженные значения концентраций ^7Be в 2018 году связаны с отличием в климатических условиях, а точнее с меньшим количеством атмосферных осадков, выпавших на

данной территории в этот период. Что и подтверждается данными о количестве выпавших осадков на ближайших метеостанциях (<https://rp5.ru/>) к точкам отбора проб лишайников и мхов (таблица 5.10). В 2018 году выпало в 1,4-1,5 раз меньше осадков, чем в 2019 и 2020 гг. На рисунке 5.12 видно, что наблюдается прямая зависимость между количеством выпавших осадков и накопленным запасом ^7Be в лишайниках. Аналогичная картина наблюдается и для мхов (рисунок 5.13). Диапазон вариаций концентраций ^7Be в лишайниках несколько ниже, чем ^{210}Pb – 3,1-4,6 раз, а во мхах остается на том же уровне – 2,3-4,6 раз.

Усредненные региональные значения удельных активностей ^{137}Cs невелики и составляют 15-21 Бк/кг в лишайниках и 15-19 Бк/кг во мхах. При этом, вариации его содержаний в отдельных точках наблюдения доходят до 4,7-11,5 раз в лишайниках и до 8,3-18,1 раз во мхах в пределах исследования одного года. Накопленные же запасы ^{137}Cs варьируют от 32 до 41 Бк/м² в лишайниках и от 27 до 36 Бк/м² во мхах.

Таблица 5.10 – Данные о количестве выпавших осадков (мм) на территории ЯНАО метеорологических станций, находящихся вблизи точек наблюдения

Период исследования	Новый Уренгой (ID = 23358)	Уренгой (ID = 23453)	Тазовский (ID = 23256)	Тарко-Сале (ID = 23552)	Правая Хетта (ID = 23443)
07.06.2018 – 19.09.2018	183	222	163	217	172
01.06.2019 – 20.09.2019	279	242	224	254	290
13.05.2020 – 15.09.2020	257	235	238	342	331

Примечание: ID – индекс метеостанции.

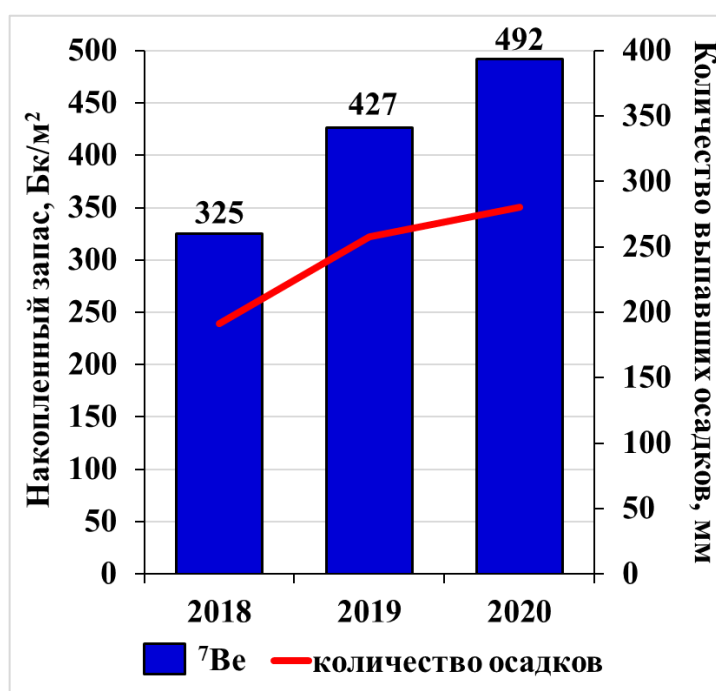


Рисунок 5.12 – Усредненные данные о количестве выпавших осадков и накопленных запасах ^7Be в лишайниках ЯНАО

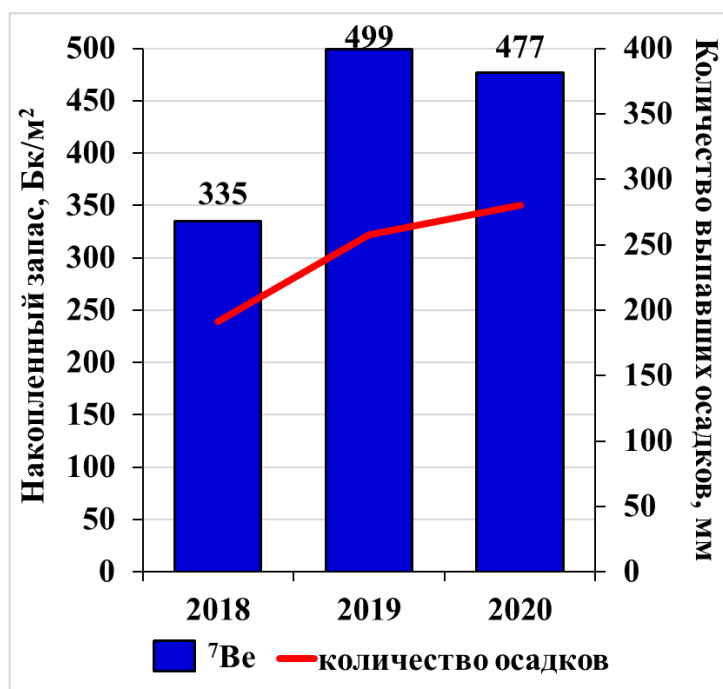


Рисунок 5.13 – Усредненные данные о количестве выпавших осадков и накопленных запасах ^7Be во мхах ЯНАО

5.5.2 Современные уровни содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах южного региона Западной Сибири

Обобщенные результаты по содержаниям исследуемых радионуклидов в лишайниках и мхах, отобранных на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края в осенний период времени, представлены в таблицах 5.11 и 5.12.

Таблица 5.11 – Содержания ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках Бурлинского ленточного бора

	^{210}Pb			^7Be			^{137}Cs		
год	2017	2018	2019	2017	2018	2019	2017	2018	2019
N	18	8	7	18	8	7	18	8	7
k_{ash}	0,089	0,051	0,057	0,089	0,051	0,057	0,089	0,051	0,057
Удельная активность, Бк/кг									
Среднее	526±(30)*	551±(19)	564±(13)	189±(30)	277±(17)	254±(11)	5,9±(63)	5,9±(30)	5,8±(37)
Медиана	485	553	593	187	279	253	4,3	5,4	5,9
Мин	330	412	413	112	186	211	1,9	4,0	2,3
Макс	913	691	626	332	335	292	16	9,1	9,1
Накопленный запас, Бк/м ²									
Среднее	823±(38)	710±(20)	585±(39)	288±(26)	359±(21)	258±(30)	9,5±(70)	8,1±(45)	5,7±(50)
Медиана	678	742	644	277	373	270	6,9	6,3	4,7
Мин	450	504	295	160	238	117	2,5	4,6	3,3
Макс	1676	917	855	463	445	338	27	14	11

Примечание: N – количество отобранных образцов в год; k_{ash} – коэффициент озоления;)* – в скобках приведено относительное стандартное отклонение (SD), %.

Таблица 5.12 – Содержания ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах Бурлинского ленточного бора

	^{210}Pb			^7Be			^{137}Cs		
год	2017	2018	2019	2017	2018	2019	2017	2018	2019
N	6	8	6	6	8	6	6	8	6
k_{ash}	0,224	0,091	0,072	0,224	0,091	0,072	0,224	0,091	0,072
Удельная активность, Бк/кг									
Среднее	658±(19)*	794±(22)	817±(11)	230±(17)	341±(13)	270±(28)	12±(58)	16±(86)	7,2±(30)
Медиана	710	830	837	220	334	262	11	12	6,7
Мин	488	582	693	201	300	192	3,8	4,6	5,1
Макс	784	1038	921	307	445	408	25	46	10
Накопленный запас, Бк/м ²									
Среднее	1063±(25)	948±(42)	716±(30)	377±(26)	416±(42)	237±(35)	23±(78)	18±(73)	6,4±(44)
Медиана	1113	896	614	396	455	238	21	15	5,7
Мин	715	477	493	210	170	113	6,1	5,1	3,7
Макс	1370	1442	1002	491	663	333	55	42	11

Примечание: N – количество отобранных образцов в год; k_{ash} – коэффициент озонения;)* – в скобках приведено относительное стандартное отклонение (SD), %.

Для южного региона наблюдаются небольшие годовые вариации средних содержаний ^{210}Pb в лишайниках (526-564 Бк/кг) и мхах (658-817 Бк/кг). При этом уровни концентраций ^{210}Pb , зафиксированные в точках наблюдения, могут различаться в 1,5-2,8 раз в лишайниках и в 1,3-1,8 раза во мхах. Средние для региона значения запаса ^{210}Pb , накопленного в лишайниковом покрове, можно оценить на уровне 585-823 Бк/м² при вариациях в 1,8-3,7 раза, а в моховом покрове – 716-1063 Бк/м² при вариациях в 1,9-3,0 раз.

Для ^7Be средние значения удельных активностей составляют 189-277 Бк/кг в лишайниках и 230-341 Бк/кг во мхах. При этом наблюдаются его пониженные значения плотностей выпадения (запасов) в 2019 году в 1,1-1,8 раз, чем в 2017 и 2018 годах, как в лишайниках, так и во мхах. Пониженные значения концентраций ^7Be в 2019 году связаны с меньшим количеством атмосферных осадков, выпавших на данной территории в этот период. Что и подтверждается данными о количестве выпавших осадков на ближайших метеостанциях (<https://rp5.ru/>) к точкам отбора проб лишайников и мхов (таблица 5.13). В 2019 году выпало в 1,2-1,6 раз меньше осадков, чем в 2017 и 2018 гг. На рисунке 5.14 видно, что наблюдается прямая зависимость между количеством выпавших осадков и накопленным запасом ^7Be в лишайниках. Аналогичная картина наблюдается и для мхов (рисунок 5.15). Чем меньше количество выпавших осадков, тем меньше активность ^7Be .

Таблица 5.13 – Данные о количестве выпавших осадков (мм) метеорологических станций, находящихся вблизи точек наблюдения

Период исследования	Ордынское (ID = 29726)	Кочки (ID = 29724)
26.04.2017 – 23.10.2017	275	242
22.04.2018 – 08.10.2018	345	384
17.04.2019 – 28.10.2019	232	215

Примечание: ID – индекс метеостанции.

Усредненные региональные значения удельных активностей ^{137}Cs невелики и составляют 5,8-5,9 Бк/кг в лишайниках и 7,2-16 Бк/кг во мхах. Накопленные запасы ^{137}Cs от точки к точке варьируют от 5,7 до 9,5 Бк/м² в лишайниках и от 6,4 до 23 Бк/м² во мхах.

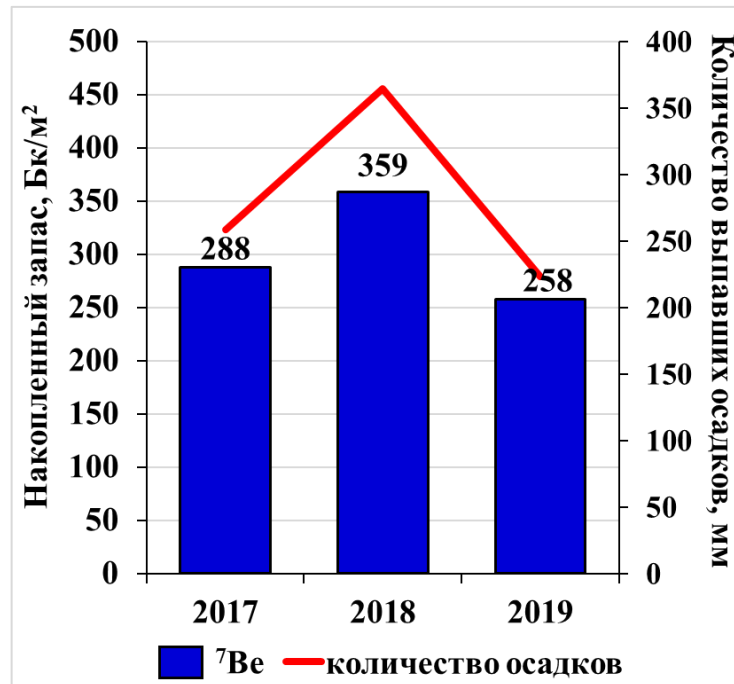


Рисунок 5.14 – Усредненные данные о количестве выпавших осадков и накопленных запасах ^7Be в лишайниках Алтайского края

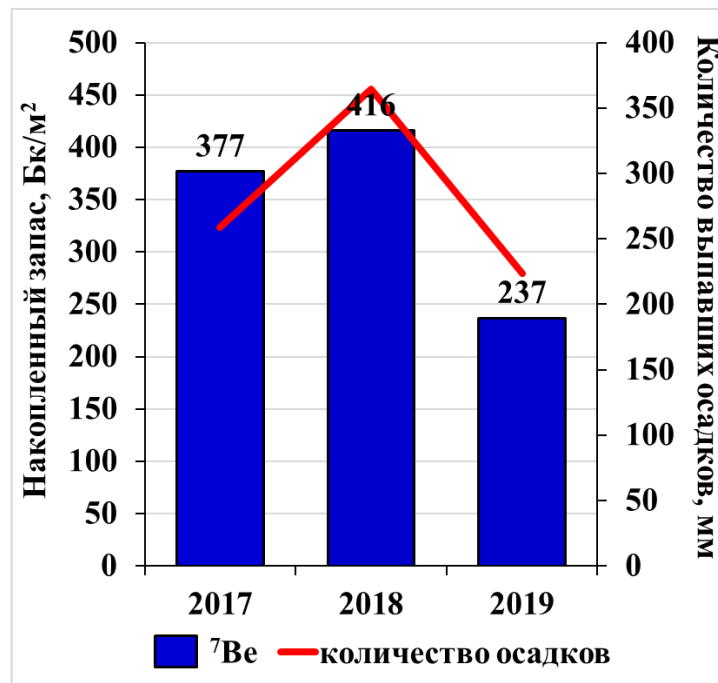


Рисунок 5.15 – Усредненные данные о количестве выпавших осадков и накопленных запасах ^7Be во мхах Алтайского края

5.5.3 Сравнительный анализ современных уровней содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах Арктического и южного регионов Западной Сибири

Обобщенные результаты сравнительного анализа содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах исследуемых регионов Западной Сибири представлены на рисунке 5.16 и 5.17. Южный регион характеризуется более высокими средними содержаниями ^{210}Pb по сравнению с Арктическим регионом Западной Сибири как в лишайниках (540 против 391 Бк/кг), так и во мхах (760 против 600 Бк/кг). Необходимо подчеркнуть, что для территории Алтайского края полученные данные носят более локальный характер. По-видимому, такая разница в содержаниях ^{210}Pb связана с более высоким поступлением пылевой составляющей атмосферных выпадений на территории Алтайского края из аридных зон Казахстана и Средней Азии. Для более корректного сравнения величин удельных активностей и плотностей выпадения (запасов) ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах Западной Сибири, необходимы дополнительные исследования на территории юга Западной Сибири с расширением географии (района) исследования (например, Барнаульский, Караканский и Сузунский ленточные боры).

Средние величины удельных активностей ^7Be в лишайниках из северных и южных территорий Западной Сибири имеют близкие значения – 231 и 224 Бк/кг соответственно. Такая же картина наблюдается для мхов исследуемых территорий (282 и 287 Бк/кг).

Усредненные значения удельных активностей ^{137}Cs намного ниже, чем ^{210}Pb и ^7Be и составляют 5,9 и 18 Бк/кг для лишайников Алтайского края и ЯНАО, 12 и 17 Бк/кг для мхов соответственно. Стоит отметить, что концентрации ^{137}Cs в лишайниках и мхах ЯНАО в 3,1 и 1,4 раза выше, чем в лишайниках и мхах Алтайского края, соответственно.

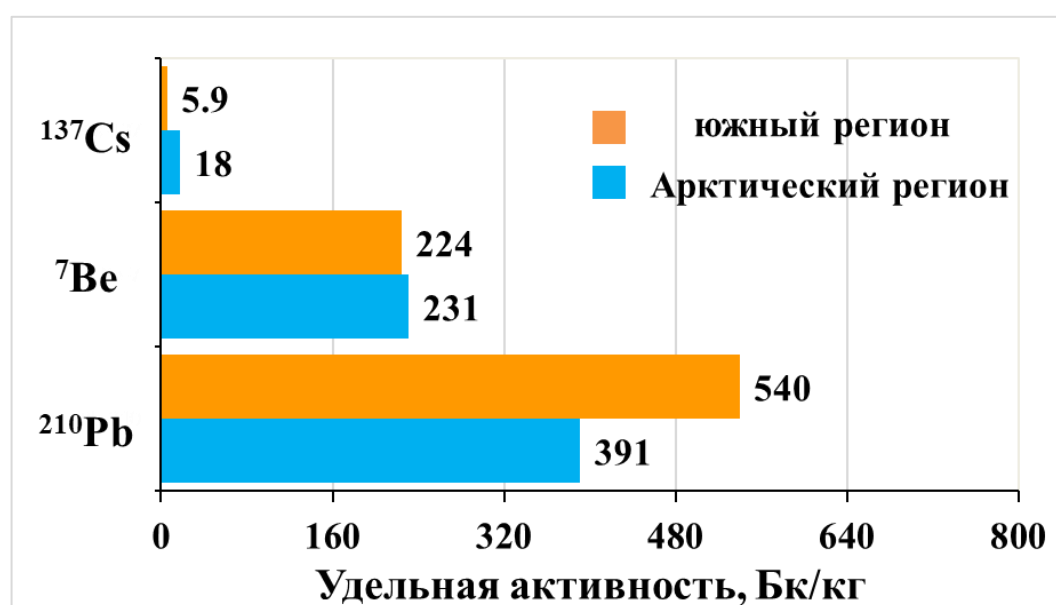


Рисунок 5.16 – Региональные значения содержания ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках, усредненные за трехлетний период наблюдений

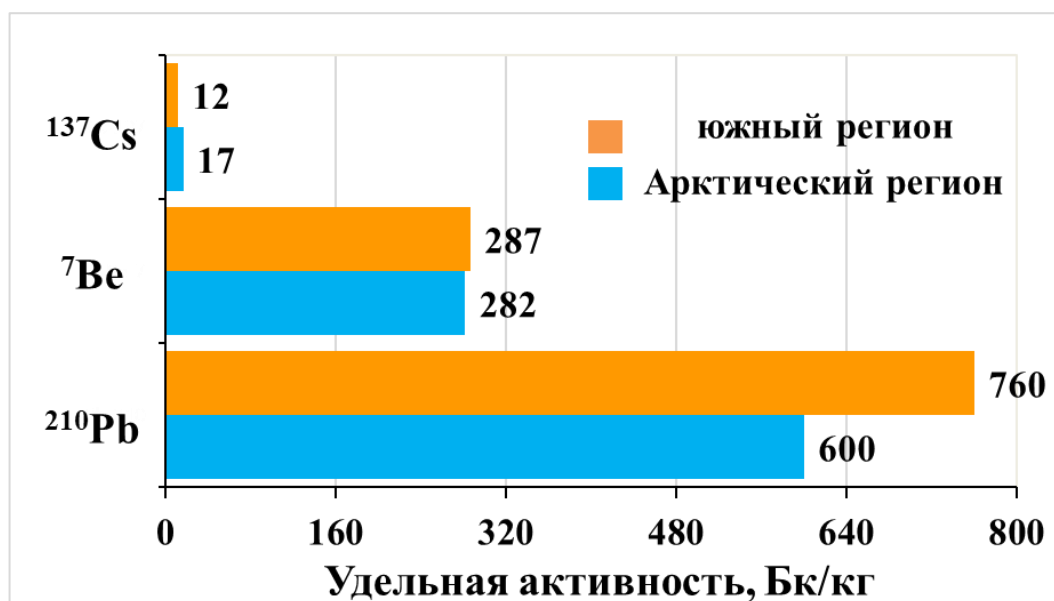


Рисунок 5.17 – Региональные значения содержаний ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах, усредненные за трехлетний период наблюдений

Что же касается, средних для исследуемых регионов (ЯНАО и Алтайский край) значений запаса ^{210}Pb , рассчитанных по результатам трехлетних исследований, то они находятся на одном уровне и составляют 736-745 Бк/м² в лишайниковом покрове и 913-1020 Бк/м² в моховом покрове (рисунок 5.18 и 5.19). Средние значения запасов ^{210}Pb в лишайниках и мхах региона ЯНАО отличаются в 1,4 раза, а на территории Алтайского края в 1,2 раза.

Для значений запаса ^7Be в лишайниках и мхах Алтайского края сохраняется тенденция, что и для значений запаса ^{210}Pb , различия составляют 1,2 раза.

Накопленные запасы ^{137}Cs в лишайниках и мхах ЯНАО в 4,3 и 1,9 раза выше, чем в лишайниках и мхах Алтайского края, соответственно.

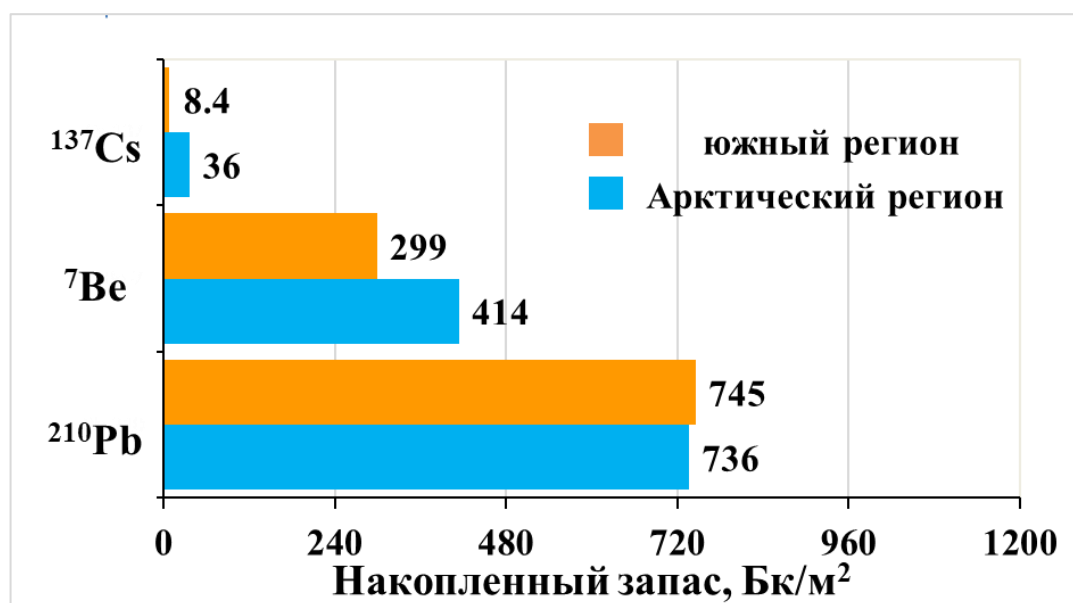


Рисунок 5.18 – Усредненные региональные значения накопленных запасов ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках, усредненные за трехлетний период наблюдений

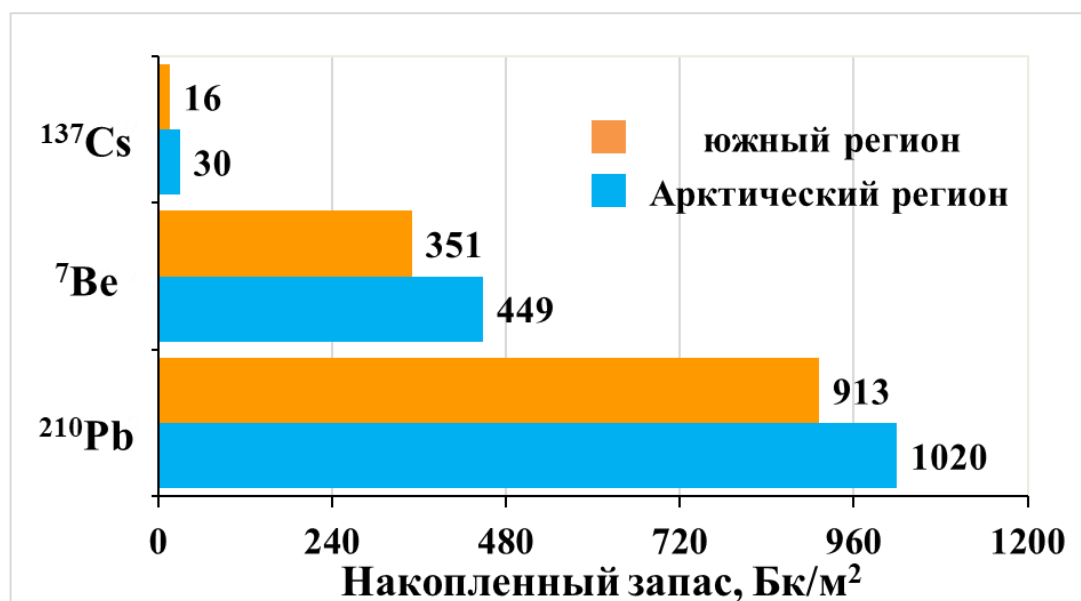


Рисунок 5.19 – Усредненные региональные значения накопленных запасов ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах, усредненные за трехлетний период наблюдений

Стоит отметить, что как в лишайниках, так и во мхах на севере и юге Западной Сибири были зарегистрированы одинаковые содержания ^7Be , но накопленные запасы этого радионуклида различаются. Это связано с тем, что соотношение сухой массы растения (биомассы) на 1 м^2 на севере больше, чем на юге.

Мхи и лишайники являются медленно растущими многолетними растениями, произрастающими в течение десятилетий на одном месте. Особенности морфологического строения и способ питания исключительно за счет поступления минеральных веществ из атмосферы, приводит к накоплению в них долгоживущих радионуклидов как ^{210}Pb и ^{137}Cs (в значительных количествах). Учитывая это следует ожидать наличия радиоактивного равновесия между ^{210}Pb и его дочерним продуктом ^{210}Po , имеющим период полураспада 138 дней [Kauranen, Miettinen, 1969; Persson, 1970, 1972; Mattsson, Persson, 1972; Persson et al., 1974; Бахур и др., 2009; Persson, Holm, 2011].

Изучено вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системах «лишайник-лесная подстилка» и «мох-лесная подстилка» на территориях Арктического и южного регионов Западной Сибири. Самые высокие накопленные запасы ^{210}Pb и ^{137}Cs наблюдаются в слое лесной подстилки. Для ^7Be наблюдается обратная картина, он концентрируется в верхней части таллома лишайника и тела мха. Содержания ^7Be в слое лесной подстилки ниже предела обнаружения используемого аналитического метода.

Для Арктического региона в талломе лишайника наблюдаются более высокие запасы ^{137}Cs и ^7Be при их близких значениях для ^{210}Pb . Существенное отличие наблюдается для слоя лесной подстилки. Для южного региона характерны в ней более высокие запасы как ^{137}Cs , так и ^{210}Pb .

Причем, если для первого это превышение составляет порядка 34%, то для последнего его запасы более чем в 4 раза выше (3371 против 759 Бк/м²).

Закономерности вертикального распределения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «мох-лесная подстилка» изучены только для южного региона Западной Сибири. В целом, характер распределения аналогичен системе «лишайник-лесная подстилка». Для мха характерно более плавное перераспределение ^7Be по телу мха. Учитывая короткий период полураспада ^7Be , такой характер вертикального распределения говорит о наличии его миграции по телу растений за счет промывки атмосферными водами. Причем, у мхов этот процесс более выражен. Поскольку ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs поступают из атмосферы, как правило, в составе одних и тех же носителей (пылевые и аэрозольные частицы различной размерности), то следует предположить, что и ^{210}Pb , и ^{137}Cs так же будут подвержены аналогичной вертикальной миграции. Однако, учитывая значительно большие периоды полураспада ^{210}Pb и ^{137}Cs , особенности их вертикального распределения значительно отличаются. Это определяется временными рамками их поступления из атмосферы. Приток ^{210}Pb происходит постоянно, что дает его постепенное накопление во всех компонентах системы с максимальным концентрированием в лесной подстилке. Как было показано ранее, современное поступление ^{137}Cs из атмосферы невелико, что подтверждается его низкими запасами в теле растений. Его большие запасы в лесной подстилке связаны с прошлыми выпадениями в результате ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне в период 1949-1963 гг. и определяются миграционными процессами и особенностями жизненных циклов растений.

В пределах исследованных территорий установлены современные уровни запасов ^7Be , ^{210}Pb и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове Западной Сибири. Южный регион характеризуется более высокими средними содержаниями ^{210}Pb по сравнению с Арктическим регионом Западной Сибири как в лишайниках, так и во мхах. По-видимому, такая разница в содержаниях ^{210}Pb связана с более высоким поступлением пылевой составляющей атмосферных выпадений на территории Алтайского края из аридных зон Казахстана и Средней Азии. Средние величины удельных активностей ^7Be в лишайниках из Арктического и южного регионов Западной Сибири имеют близкие значения, такая же картина наблюдается для мхов исследуемых территорий. Усредненные значения удельных активностей ^{137}Cs намного ниже, чем ^{210}Pb и ^7Be . Стоит отметить, что концентрации ^{137}Cs в лишайниках и мхах ЯНАО в 3,1 и 1,4 раза выше, чем в лишайниках и мхах Алтайского края, соответственно.

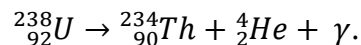
Содержание ^7Be в лишайниках и мхах коррелирует с количеством выпавших осадков.

ГЛАВА 6. ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ПОЛЕЙ НА ЛИШАЙНИКИ И МХИ, ПРОИЗРАСТАЮЩИЕ В АРКТИЧЕСКОМ И ЮЖНОМ РЕГИОНАХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

6.1 Источники ионизирующего излучения, воздействующие на живые организмы

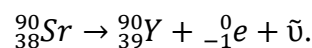
В окружающей среде все живые организмы, начиная от микроорганизмов и заканчивая человеком, подвергаются постоянному воздействию радиоактивного/ионизирующего излучения от различных радионуклидов как естественного, так и искусственного происхождения. Радиоактивное излучение возникает в результате радиоактивного распада радионуклидов. При таких условиях существует два основных вида радиоактивного распада, которые оказывают наибольшее воздействие на живые организмы:

1. альфа-распад – тяжелые ядра испускают α -частицу (ядро атома гелия). При α -распаде «материнское» ядро с атомным номером Z и массовым числом A превращается в новое, «дочернее» ядро с атомным номером $Z-2$ и массовым числом $A-4$. Примером α -распада служит радиоактивный распад ядра урана с образованием тория:



2. различные виды бета-распада: электронный (β^-), позитронный (β^+) и электронный захват (К-захват).

При электронном β -распаде происходит превращение нейтрона в протон, заряд ядра и его порядковый номер увеличиваются на единицу ($Z+1$), а массовое число A не изменяется. Электронный распад характерен для ядер с избыточным числом нейтронов. Примером электронного β -распада служит распад стронция [Максимов, Оджагов, 1989]:



При позитронном β -распаде происходит превращение протона в нейтрон, которое сопровождается образованием и выбросом из ядра позитрона. Заряд ядра и его порядковый номер уменьшаются на единицу ($Z-1$), а массовое число A не изменяется. Позитронный β -распад наблюдается в случае неустойчивых ядер с избыточным числом протонов [Максимов, Оджагов, 1989].

Например, β^+ (позитронный) распад изотопа ${}^{40}\text{K}$: ${}_{19}^{40}\text{K} \rightarrow {}_{18}^{40}\text{Ar} + {}_{+1}^0\text{e} + \nu.$

При электронном захвате один из протонов ядра превращается в нейтрон, в результате чего заряд уменьшается на единицу ($Z-1$), а массовое число A не изменяется [Максимов, Оджагов, 1989].

Например, электронный захват изотопа ${}^{26}\text{Al}$: ${}_{13}^{26}\text{Al} + {}_{-1}^0\text{e} \rightarrow {}_{12}^{26}\text{Mg} + \nu.$

В результате указанных видов радиоактивного распада в окружающей среде появляются различные виды радиоактивных излучений, среди которых следует выделить три основных,

вносящих основной вклад в формирование радиационных полей: α -, β - и γ -излучение. Если ядро, которое образовалось в результате радиоактивного распада находится в возбужденном состоянии (обладает избытком энергии), то оно снимает это возбуждение за счет испускания гамма-кванта. Гамма-излучение, как правило, сопровождает β -распад, реже α -распад. Обладая огромной энергией, радиоактивное излучение может оказывать сильное воздействие на живую и неживую природу. Так как физическая природа излучений различна, то отличается и характер взаимодействия их с веществом.

Эффект воздействия ионизирующие излучения на живые организмы определяется:

1. *Интенсивностью*: γ -излучение $\gg$ β -излучение $\ggg$ α -излучение.
2. *Силой воздействия*: α -излучение $\ggg$ β -излучение $>$ γ -излучение.

Проникающая способность (интенсивность) излучения определяется величиной пробега, т.е. расстоянием, на которое ионизирующее излучение проникает в вещество. Это расстояние зависит от энергии излучения и свойств вещества, через которое проникает излучение [Сулейманов, Коршунов, 2013].

Ионизирующая способность (сила воздействия) излучения зависит от его типа и энергии, а также от свойств вещества, с которым оно взаимодействует. Количество ионов, создаваемых ионизирующим излучением на единице длины пробега в веществе, называется удельной ионизацией. Чем больше величина удельной ионизации, тем меньший путь пройдет излучение в веществе до полной потери своей энергии. Поэтому, чем больше ионизирующая способность излучения, тем меньше его проникающая способность и наоборот [Брылева и др., 2012].

Пролетая сквозь вещество, α -частица ионизирует его атомы, действуя на них своим электрическим полем, т.е. выбивает электроны из атомов вещества. Израсходовав энергию на ионизацию, α -частица замедляется и захватывает два электрона из числа свободных в веществе, превращаясь в атом гелия. Траектории α -частиц в веществе прямолинейны, поскольку их масса приблизительно в 7×10^3 раз больше массы электронов, с которыми они взаимодействуют, проходя через электронную оболочку атомов или молекул [Баранов, 1956].

Альфа-излучение обладает большой ионизирующей и маленькой проникающей способностью (пробег α -частицы в воздухе не превышает 100 мм = 10 см, а в биологических тканях 0,1 мм), так как α -частицы быстро теряют свою энергию, которая уходит на ионизацию и возбуждение атомов вещества, через которое они проходят [Баранов, 1956].

Масса β -частицы равна массе электрона, поэтому при прохождении ее через вещество, происходит не только ионизация и возбуждение электронных оболочек, но и, возможно, отклонение траектории β -частицы на значительный угол [Баранов, 1956]. А при прохождении β -частиц через вещество происходит потеря энергии и значительное их рассеяние.

Плотность ионизации атомов среды β -частицами в десятки раз меньше, чем при ионизации α -частицами. Поскольку β -частица имеет весьма малую массу (приблизительно в 7×10^3 раз меньше массы α -частицы), большую скорость, и ее заряд в два раза меньше, чем у α -частицы, ее ионизирующая способность примерно в 100 раз меньше, а пробег во столько же раз больше, чем у α -частицы [Физика, 2013]. При средних энергиях пробег (проникающая способность) β -частиц в воздухе может достигать 15 м, в воде и тканях живого организма, включая человека – до 12 мм, в металлах – до 5 мм [Баранов, 1956].

Гамма-излучение, проходящее через вещество, имеет возможность ионизировать это вещество, передавая свою энергию электронам атомов, составляющих его. Энергия излучения постепенно уменьшается. Поскольку γ -излучение не имеет никакого электрического заряда, его способность ионизировать атомы вещества намного меньше, чем у α - и β -излучения.

Ионизирующая способность γ -излучения невелика; в воздухе она имеет порядок 100 пар ионов (в среднем 1-2 пары ионов на 1 см пробега). Но γ -излучение имеет очень высокую проникающую способность, вследствие маленькой длины волны. Наиболее жесткие γ -лучи проходят через слой свинца 5 см или через слой воздуха толщиной несколько сотен метров; и способны насквозь проходить через ткань живого организма, включая человека [Сулейманов, Коршунов, 2013; Физика, 2013].

Источники ионизирующего излучения весьма разнообразны. Существует два способа облучения: если радиоактивные вещества находятся вне организма и облучают его снаружи, то речь идет о внешнем облучении. Другой способ облучения – при попадании радионуклидов внутрь организма с воздухом, пищей и водой – называют внутренним.

Изначально поступление радионуклидов в живые организмы происходит совместно с необходимыми им химическими соединениями. Затем происходит включение радиоактивных веществ в биологические цепочки и участие в круговороте, которое, в основном, определяется подвижностью радионуклидов и их способностью вступать в химические соединения, доступные для живых организмов. Основное количество всех радионуклидов в высшее звено биологической цепи (человек, либо животное) поступает с продуктами питания. Роль ингаляции и воды как источника радионуклидов менее значима [Тяжелые ..., 1990].

Радиоактивность и радиационные поля играют важную роль в процессе их жизнедеятельности. Это связано с особенностями взаимодействия ионизирующих излучений с веществом биологических тканей. При передаче энергии радиоактивных частиц атомам и молекулам происходит ионизация вещества, что может приводить к негативным биологически важным изменениям за счет разрыва химических связей молекул, составляющих живые организмы.

К источникам ионизирующего излучения, воздействующего на живые организмы, можно отнести следующие компоненты:

- первичное космическое излучение;
- радионуклиды, входящие в состав радиоактивных семейств, родоначальниками которых являются ^{235}U , ^{238}U , ^{232}Th ;
- генетически несвязанные с радиоактивными семействами радионуклиды ^{40}K , ^{48}Ca , ^{87}Rb , ^{132}La и др.;
- космогенные радионуклиды – радионуклиды, непрерывно образующиеся в результате ядерных реакций под воздействием космического излучения в атмосфере (^3H , ^7Be , ^{10}Be , ^{14}C , ^{18}F , ^{22}Na , ^{24}Na , ^{26}Al , ^{28}Mg , ^{31}Si , ^{32}P , ^{32}Si , ^{33}P , ^{35}S , ^{36}Cl , ^{37}Ar , ^{38}Cl , ^{38}S , ^{39}Ar , ^{39}Cl , ^{81}Kr);
- долгоживущие техногенные радионуклиды (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , ^{239}Pu , ^{240}Pu , ^{241}Am , ^{241}Pu).

При прохождении ионизирующего излучения через какую-либо биологическую среду или ткань какого-либо биологического объекта прежде всего необходимо учитывать вид ионизирующего излучения (α -, β - и γ -), поскольку его поглощенная доза существенно зависит от качества излучения. Свойства ионизирующих частиц зависят от их ионизирующей способности, т.е. зависят от массы частицы, ее заряда и энергии [Орумо и др., 2020].

Основной величиной для оценки степени воздействия облучения ионизирующим излучением компонентов наземных экосистем является поглощенная доза. Как было указано ранее (см. раздел 1.5) поглощенная доза – отношение средней энергии, переданной ионизирующим излучением веществу в элементарном объеме, к массе вещества в этом объеме. В биологическом отношении важно знать дозу ионизирующего излучения и время, за которое она была получена, – мощность поглощенной дозы.

Среди различных типов излучений, которые могут вносить вклад в поглощенную дозу, наиболее важными являются α -, β - и γ -излучение, тогда как нейтроны, тяжелые ионы, осколки деления менее значимы в условиях окружающей среды [Ulanovsky et al., 2008].

6.2 Степень воздействия радиоактивности на объекты наземной экосистемы

Расчет доз ионизирующего облучения, как меры воздействия радиационных полей на компоненты наземных экосистем, производится в соответствии с методическими рекомендациями «Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки» [Рекомендации Р 52.18.820-2015]. Пример использования этих рекомендаций и метода расчета мощности поглощенной дозы, связанного с облучением компонентов экосистемы, включая рекомендуемые параметры представлены в работах [Brown et al., 2008; Ulanovsky et al., 2008; Ulanovsky, Pröhl, 2008; ICRP, 2009]. В соответствии с принципом необходимости учета множества путей радиационного

воздействия рассматривается каждый из этих путей, и оценивается его роль в формировании мощности поглощенной дозы облучения объектов наземной экосистемы. В настоящее время расчет мощности поглощенной дозы производят для конкретных радионуклидов и оценивают вклад каждого радионуклида отдельно.

При оценке мощности поглощенной дозы учитываются два пути облучения организмов:

- внешнее облучение от компонентов природной среды;
- внутреннее облучение от радионуклидов, накопленных объектами биоты.

В отличие от человека (для которого оцениваются эффективные дозы за год), природные организмы имеют жизненные циклы различной продолжительности. Поэтому оценка доз производится за более короткие промежутки времени и рассчитывается в единицах мощности дозы в мГр/сут, либо мкГр/ч [Практические ..., 2015; Сазыкина и др., 2022].

Согласно методическим рекомендациям «Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки» [Рекомендации Р 52.18.820-2015] суммарная мощность поглощенной дозы облучения i -го объекта наземной экосистемы равна сумме мощности поглощенной дозы, связанной с внутренним облучением i -го объекта наземной экосистемы от j -го радионуклида, попавшего в ткани организма наземной экосистемы ($D_{i,j}^{\text{внутр}}$), и мощности поглощенной дозы, связанной с внешним облучением i -го объекта наземной экосистемы от j -го радионуклида, содержащегося в объектах среды обитания ($D_{i,j}^{\text{внешн}}$):

$$D_{i,j} = D_{i,j}^{\text{внутр}} + D_{i,j}^{\text{внешн}}, \quad (6.1)$$

Мощность поглощенной дозы, связанную с внутренним облучением ($D_{i,j}^{\text{внутр}}$, мкГр/сут) i -го объекта наземной биоты от j -го радионуклида, находящегося внутри организма, рассчитывается по формуле:

$$D_{i,j}^{\text{внутр}} = DCF_{i,j}^{\text{внутр}} \times A_{\text{уд } i,j}^{\text{внутр}} \times \tau, \quad (6.2)$$

где $DCF_{i,j}^{\text{внутр}}$ – фактор дозовой конверсии для внутреннего облучения i -го объекта наземной экосистемы от j -го радионуклида, (мкГр/ч)/(Бк/кг сырого веса);

$A_{\text{уд } i,j}^{\text{внутр}}$ – удельная активность j -го радионуклида в организме i -го объекта наземной экосистемы, Бк/кг сырого веса;

τ – переводной коэффициент, равный 24 (мкГр/сут)/(мкГр/ч).

Мощность поглощенной дозы, связанную с внешним облучением ($D_{i,j}^{\text{внешн}}$, мкГр/сут) i -го объекта наземной экосистемы от j -го радионуклида, содержащегося в объектах среды обитания, рассчитывается по формуле:

$$D_{i,j}^{\text{внешн}} = D_{A i,j}^{\text{внешн}} + D_{S i,j}^{\text{внешн}}, \quad (6.3)$$

где $D_{A,i,j}^{\text{внешн}}$ – мощность поглощенной дозы гамма-излучения от радионуклидов, находящихся в воздухе,

$D_{S,i,j}^{\text{внешн}}$ – мощность поглощенной дозы гамма-излучения от радионуклидов, находящихся в почве.

Радиоактивность воздуха обусловлена присутствием радиоактивных газов и аэрозолей, попадающих в атмосферу в результате процессов, происходящих в природе и в результате деятельности человека. Излучение естественных радиоактивных изотопов, содержащихся в атмосфере, вызывает ионизацию воздуха примерно на два порядка меньше, по сравнению с гамма-излучением пород и почвы. Поэтому оно вносит незначительный вклад в суммарную мощность внешнего воздействия и им можно пренебречь [Радиоактивность ..., 2017].

Мощность поглощенной дозы, связанную с внешним облучением i -го объекта наземной экосистемы, находящегося на поверхности земли, от i -го радионуклида, рассчитывается для верхнего 30-ти см слоя почвы и оценивается при консервативном приближении как мощность дозы от полубесконечного источника и представляется в виде [Радиоэкологическая ..., 2015]:

$$D_{S,i,j}^{\text{внешн}} = 0,5 \times DCF_{S,i,j}^{\text{внешн}} \times A_{\text{уд } i}^{\text{почва}} \times \alpha_j^{\text{поверх}} \times \tau, \quad (6.4)$$

где $D_{S,i,j}^{\text{внешн}}$ – мощность поглощенной дозы, связанная с внешним облучением i -го объекта наземной экосистемы от j -го радионуклида, при нахождении на поверхности земли, мкГр/сут;

$DCF_{S,i,j}^{\text{внешн}}$ – фактор дозовой конверсии для внешнего облучения i -го объекта наземной экосистемы от j -го радионуклида, (мкГр/ч)/(Бк/кг);

$A_{\text{уд } i}^{\text{почва}}$ – удельная активность i -го радионуклида в почве, Бк/кг;

$\alpha_j^{\text{поверх}}$ – доля времени, которую j -й организм наземной экосистемы проводит на поверхности загрязненной почвы;

τ – переводной коэффициент, равный 24 (мкГр/сут)/(мкГр/ч).

6.3 Характеристика источников при внутреннем и внешнем облучении лишайников и мхов

6.3.1 Характеристика источников при внутреннем облучении лишайников и мхов

Источниками внутреннего облучения мхов и лишайников являются радионуклиды, находящиеся внутри тела растения. Среди основных типов излучений (α -, β - и γ -), основной вклад в поглощенную дозу при внутреннем облучении вносит α -излучение. Данный вид излучения обладает большой ионизирующей и маленькой проникающей способностью.

В качестве исходных использовались усредненные данные мониторинга за 2017-2020 гг., полученные в настоящем исследовании, а также данные из работ [Malikova et al., 2019] и [Мезина, Мельгунов, 2022]. Рассчитанные значения содержания радионуклидов в компонентах наземных

экосистем были получены для сухой массы мха и лишайника, поэтому для пересчета их на сырую массу использовались данные о процентном содержании сухой массы в растениях, приведенные в компьютерной программе ERICA Assessment Tool версии 1.3.1.51.

$$A_{\text{уд}}^{\text{внутр}} = 0,36 \times A_{\text{сух}}, \text{ где } A_{\text{сух}} - \text{удельная активность радионуклида, Бк/кг сухого веса.}$$

В таблице 6.1 представлены обобщенные данные по содержанию радионуклидов в лишайниках и мхах, произрастающих на территории Алтайского края и ЯНАО. При оценках мощности дозы облучения мхов и лишайников учитывались следующие радионуклиды: ^7Be , ^{40}K , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{234}Th , ^{234}U , ^{238}Pu , ^{238}U и $^{239+240}\text{Pu}$.

Таблица 6.1 – Средние содержания радионуклидов в лишайниках и мхах, Бк/кг сырого веса

Радионуклид	Алтайский край		ЯНАО	
	лишайники	мхи	лишайники	мхи
^7Be	86	101	82	102
^{40}K	34	45	34	34
^{90}Sr	1,5	4,0	2,0	1,5
^{137}Cs	2,1	4,2	6,5	6,1
^{210}Pb	197	272	141	212
^{210}Po	197	272	141	212
^{226}Ra	3,6	5,0	2,7	4,0
^{228}Ra	1,3	1,3	0,9	1,2
^{228}Th	1,3	1,3	0,9	1,2
^{230}Th	3,6	5,0	2,7	4,0
^{232}Th	1,3	1,3	0,9	1,2
^{234}Th	3,6	5,0	2,7	4,0
^{234}U	3,6	5,0	2,7	4,0
^{238}U	3,6	5,0	2,7	4,0
^{238}Pu	0,001	0,003	0,002	0,001
^{239}Pu	0,025	0,043	0,018	0,047
^{240}Pu	0,025	0,043	0,018	0,047

6.3.2 Характеристика источников при внешнем облучении лишайников и мхов

Учитывая короткое действие α - и β -излучений, преимущественный вклад в дозовую нагрузку, связанную с внешним облучением вносит γ -излучение. Основным источником γ -излучения для компонентов наземных экосистем являются радионуклиды, находящиеся в почве.

Радиоактивность почвы определяется, в основном, содержанием радионуклидов естественного происхождения ^{40}K , ^{232}Th , ^{238}U (^{226}Ra), главным источником которых являются почвообразующие породы. Также в почве присутствуют техногенные радионуклиды, попавшие в нее в результате атмосферных выпадений продуктов испытаний ядерного оружия (^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ и др.) [Титаева, 2000].

В таблице 6.2 представлены обобщенные данные по содержанию естественных радионуклидов в почвах, полученные разными авторами для территории Сибири, России и мира.

Таблица 6.2 – Средние содержания естественных радионуклидов в почвах, Бк/кг

Название пробы	^{238}U (^{226}Ra)	^{232}Th	^{40}K
Среднее значение в почвах Сибири [Страховенко и др., 2012; Рихванов и др., 2013]	24	24	532
Среднее значение в почвах России [Лунёв, Орлов, 2009]	22	28	460
Среднее значение в почвах мира [Почвоведение, 1988; Алексахин, 2009; Шматова, 2012; Вардуни и др., 2014; Переволоцкий, Переволоцкая, 2014]	32 35 25-35 35	32 30 25-30 33	450 370 300-400 400
Мировой глобальный фон для почв [Зверева, 1955]	32	32	450
Кларк в почвах [Виноградов, 1957; Кудрицкий, Карпов, 1984; Тяжелые ..., 1990]	13 25	24 25	438 370

По литературным данным [Виноградов, 1957] кларк ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K в почвах составляет 13, 24 и 438 Бк/кг. В работах [Кудрицкий, Карпов, 1984; Тяжелые ..., 1990], опубликованных позже, авторы приводят более высокие значения для ^{238}U (отличия в 2 раза) и низкие для ^{40}K .

Средние значения удельной активности ^{238}U , ^{232}Th в почвах Сибири и России составляют (Бк/кг): 24 и 22 для ^{238}U ; 24 и 28 для ^{232}Th ; что в целом ниже мирового глобального фона для почв (Бк/кг): ^{238}U – 32; ^{232}Th – 32 [Зверева, 1955]. Что касается ^{40}K , то его средние содержания для почв Сибири и Алтая более высокие по сравнению не только с мировым глобальным фоном, но и данными, полученными для почв мира.

Средние содержания ^{238}U в почвах мира варьируются от 25 до 35 Бк/кг; ^{232}Th находятся в таких же пределах (25-33 Бк/кг), а ^{40}K находятся в диапазоне от 300 до 450 Бк/кг [Почвоведение, 1988; Алексахин, 2009; Шматова, 2012; Вардуни и др., 2014; Переволоцкий, Переволоцкая, 2014].

Для оценки дозовой нагрузки на мхи и лишайники необходимо определить и проанализировать содержание радионуклидов естественного и искусственного происхождения в подстилающих почвах на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края и Надымского, Пуровского и Тазовского районов ЯНАО. И по полученным данным рассчитать величины гамма-поля, которые создают почвенные покровы, на которых произрастают мхи и лишайники изучаемых территорий.

6.3.2.1 Характеристика источников при внешнем облучении лишайников и мхов на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края

Исследуемая территория Алтайского края занимает западную часть Бурлинского (Алеусского) ленточного бора (окрестности с. Панкрушиха). Согласно литературным данным

[Александрова и др., 1958; Базилевич, Шаврыгин, 1959; Хрусталева, 2008; Макарычев, 2021] почвенный покров на территории Бурлинского ленточного бора представлен дерново-слабоподзолистыми песчаными (гряды и бугры) и дерново-слабоподзолистыми оглееными почвами (понижения, ровные межгрядовые участки) (рисунок 6.1).

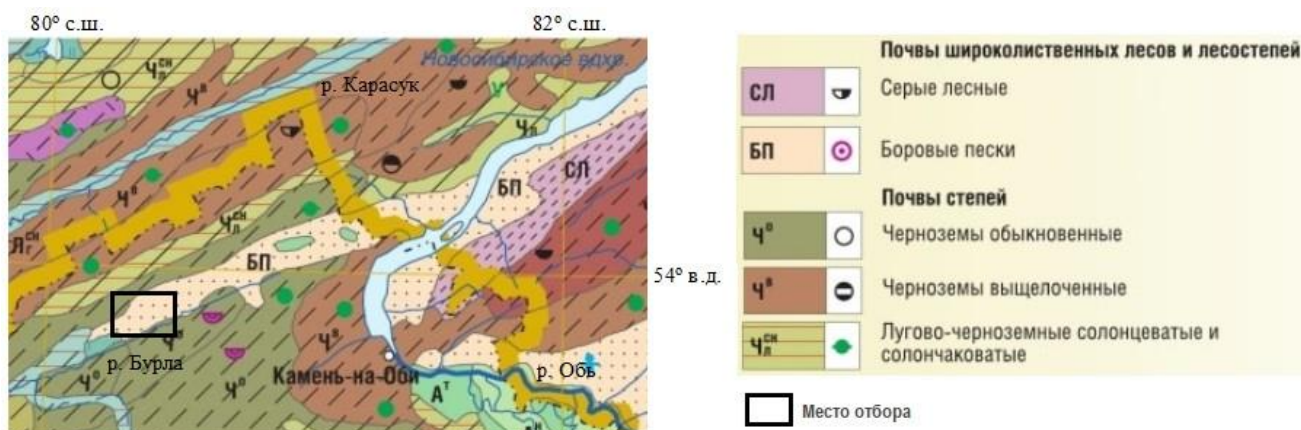


Рисунок 6.1 – Почвенная карта Алтайского края и Новосибирской области

[Национальный атлас почв Российской Федерации, <https://soil-db.ru/>]

Радионуклидный состав подстилающих почв. В таблице 6.3 представлены результаты сцинтилляционного гамма-спектрометрического анализа по определению естественных (^{238}U (^{226}Ra), ^{232}Th , ^{40}K) и искусственного (^{137}Cs) радионуклидов, содержащихся в верхнем горизонте подстилающих почв общей мощностью 30 см, включая лесную подстилку, отобранных на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края. Поскольку в более глубоких горизонтах почвы самопоглощение излучения от радионуклидов не вносит заметного вклада в мощность поглощенной дозы [Тяжелые ..., 1990]. Поэтому удельная активность радионуклидов разных слоев подстилающей почвы была усреднена. Полученные исходные (аналитические) данные представлены в таблице В.1 Приложения В.

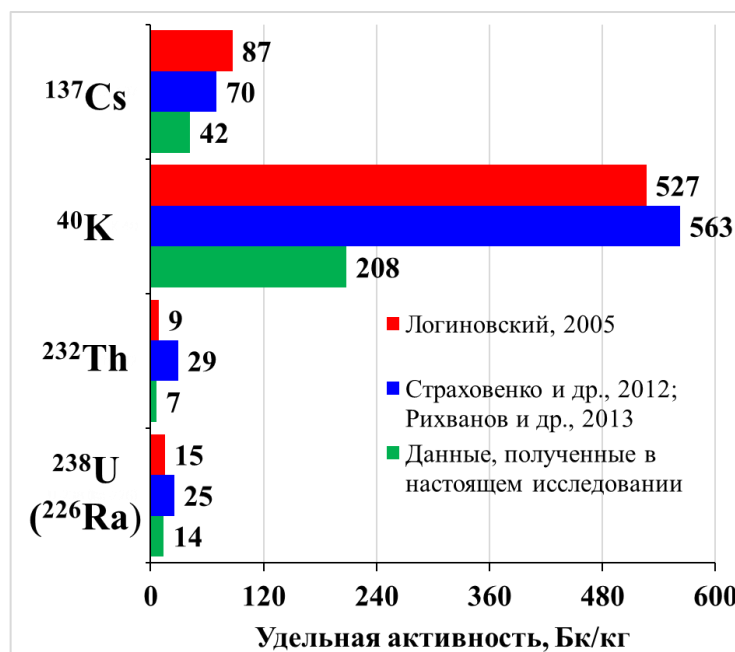
Удельная активность ^{238}U (^{226}Ra) варьирует от 9 до 19 Бк/кг, и в среднем составляет 14 Бк/кг. Значение удельной активности ^{232}Th находится в диапазоне от 5 до 9 Бк/кг, что в среднем составляет 7 Бк/кг. Значения ^{40}K находятся в пределах от 135 до 265 Бк/кг, при среднем 208 Бк/кг. Значение средней удельной активности ^{137}Cs составляет 42 Бк/кг при разбросе от 13 до 91 Бк/кг. Необходимо отметить, что заметный разброс данных по определениям удельной активности ^{137}Cs в почвах объясняется не столько ошибками определения в пробах с крайне низким содержанием радионуклида, сколько известным из литературы обстоятельством, касающимся весьма значительной пространственной неоднородности реального загрязнения, т.е. большой мозаичности выпадений [Щербов и др., 2015; Кубасова, 2016].

Таблица 6.3 – Средние содержания радионуклидов в почвах Бурлинского ленточного бора, Бк/кг

Название пробы	^{238}U (^{226}Ra)	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
N	11			
Среднее значение	14	7	208	42
Медианна	15	7	213	45
Диапазон	9-19	5-9	135-265	13-91
Среднее $\pm$ SD	14 $\pm$ 4	7 $\pm$ 2	208 $\pm$ 33	42 $\pm$ 25
SD, %	26	24	16	60
Среднее значение в почвах ленточных боров Алтайского края [Логиновский, 2005]	15-18	9-11	510-527	40-87
Среднее значение в почвах Алтайского края [Страховенко и др., 2012; Рихванов и др., 2013]	25	29	563	70

Примечание: N – количество образцов; SD – относительное стандартное отклонение.

На рисунке 6.2 представлены данные о средних содержаниях естественных радионуклидов и ^{137}Cs в почвах Алтайского края, опубликованные в работах [Логиновский, 2005; Страховенко и др., 2012; Рихванов и др., 2013], и полученные в настоящем исследовании. Следует отметить близкие значения концентраций ^{238}U (^{226}Ra) и ^{232}Th в почвах ленточных боров Алтайского края, опубликованные в работе [Логиновский, 2005], и, полученные в настоящем исследовании. Различия в содержаниях ^{40}K и ^{137}Cs могут быть связаны с несопоставимыми по размеру выборками, мощностью исследуемого почвенного покрова, а также более широким географическим охватом исследуемых территории Алтайского края.

Рисунок 6.2 – Средние содержания ^{238}U (^{226}Ra), ^{232}Th , ^{40}K и ^{137}Cs в почвах Алтайского края

По содержанию естественных и искусственных (γ -излучающих) радионуклидов в объектах окружающей среды (геологические объекты) выделяются следующие группы: слаборадиоактивные (5-10 мкР/ч), нормально-радиоактивные (11-20 мкР/ч) и

высокорadioактивные (21-100 мкР/ч и выше) [Титаева, 2000].

Результаты измерений мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения в районе отбора почвенных и растительных (мхов, лишайников) образцов на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края, полученные с помощью дозиметра-радиометра Атомтех МКС-АТ6130, представлены на рисунке 6.3.

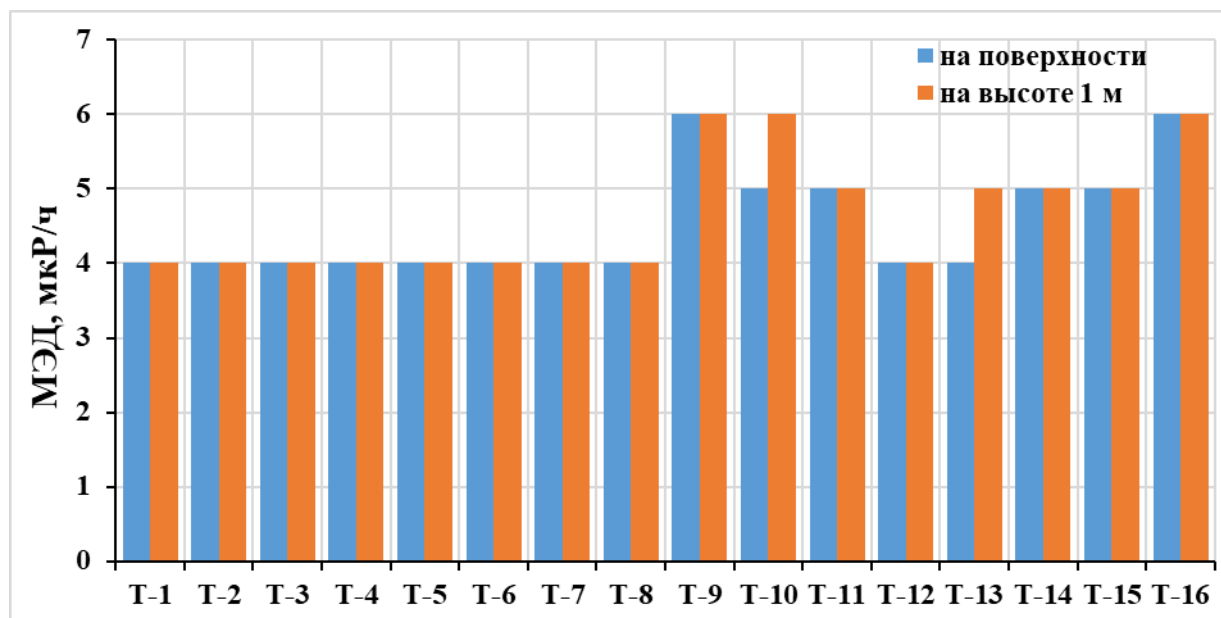


Рисунок 6.3 – Значения МЭД гамма-излучения на территории Алтайского края

Величина МЭД гамма-излучения на поверхности лишайника, произрастающего на исследуемой территории Алтайского края, варьируется от 4 до 6 мкР/ч. Мощность дозы на высоте 1 м от земли составляет 4-6 мкР/ч. Локальные участки повышенных значений МЭД связаны с неравномерным распределением радионуклидов, рассеянных в подстилающих почвах и породах. Радиационный фон на исследуемой территории Алтайского края можно считать слаборадиоактивным.

Минеральный состав подстилающих почв. Из литературных данных [Вангниц, 1953] известно, что почвы ленточных боров песчаные и весьма однородные по минеральному составу: кварц – 90%, полевошпат – 2%, прочие минералы – 8%. Поэтому в настоящей работе не проводили исследование минерального состава подстилающих почв на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края.

6.3.2.2 Характеристика источников при внешнем облучении лишайников и мхов на территории Надымского, Пуговского и Тазовского районов ЯНАО

Согласно литературным данным [Григор, Земцов, 1961] на территории ЯНАО зоны лесотундры преобладают глеево-подзолистые и оподзоленные почвы (рисунок 6.4), а для

подзоны северной тайги характерны подзолисто-глеевые, подзолистые и торфяно-глеевые почвы.



Рисунок 6.4 – Почвенная карта России [География Ямало-Ненецкого автономного округа, 2001]

Радионуклидный состав подстиляющих почв. Изучение содержания основных природных радионуклидов (^{238}U (^{226}Ra), ^{232}Th , ^{40}K) дает представление о естественном радиоактивном фоне. В таблице 6.4 представлены результаты сцинтилляционного гамма-спектрометрического анализа по определению естественных (^{238}U (^{226}Ra), ^{232}Th , ^{40}K) и искусственного (^{137}Cs) радионуклидов, содержащихся в верхнем горизонте подстиляющих почв общей мощностью 30 см, включая лесную подстилку, отобранных в Надымском, Пуровском и Тазовском районах ЯНАО. Полученные исходные (аналитические) данные представлены в таблице В.2 Приложения В.

Таблица 6.4 – Средние содержания радионуклидов в почвах ЯНАО, Бк/кг

Название пробы	^{238}U (^{226}Ra)	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
N	24			
Среднее значение	21	10	213	17
Медианна	20	9	221	16
Диапазон	9-41	1-25	33-458	0-62
Среднее±SD	21±8	10±7	213±130	17±14
SD, %	41	68	60	74
Среднее значение в почвах ЯНАО [Страховенко и др., 2012; Рихванов и др., 2013]	10	8	188	18

Примечание: N – количество образцов; SD – относительное стандартное отклонение.

Результаты проведенных исследований показывают, что наблюдается значительный разброс в содержании радионуклидов как естественного, так и техногенного происхождения в подстиляющих почвах ЯНАО.

Наибольшей удельной активностью в почвах из исследуемых радионуклидов обладает ^{40}K . Среднее его содержание в почвах на территории ЯНАО составляет 213 Бк/кг при варьировании

от 33 до 458 Бк/кг. Значения удельной активности ^{238}U (^{226}Ra) находятся в диапазоне от 9 до 41 Бк/кг, при среднем значении – 21 Бк/кг. Удельная активность ^{232}Th варьирует от 1 до 25 Бк/кг, и в среднем составляет 10 Бк/кг. Из техногенных радионуклидов определялось содержание только ^{137}Cs , удельная активность которого варьирует от 0 до 62 Бк/кг, при среднем значении 17 Бк/кг.

На рисунке 6.5 представлены данные о средних содержаниях естественных радионуклидов и ^{137}Cs в почвах ЯНАО, опубликованные в работах [Страховенко и др., 2012; Рихванов и др., 2013], и полученные в настоящем исследовании.

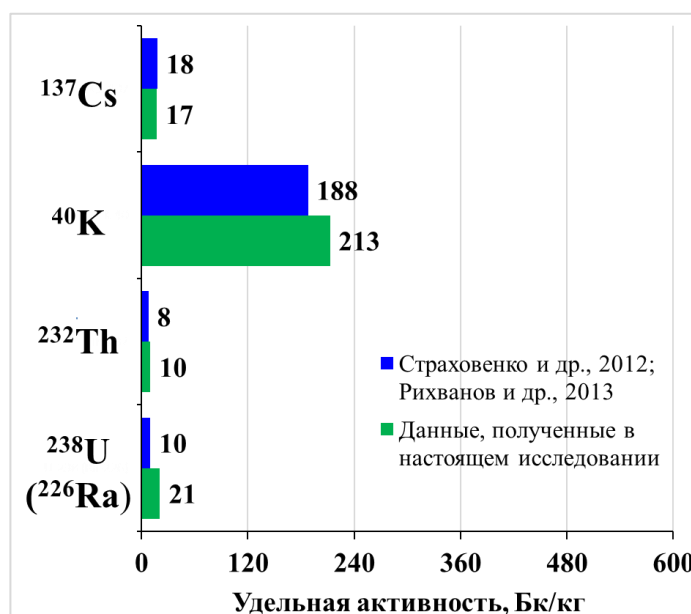


Рисунок 6.5 – Средние содержания ^{238}U (^{226}Ra), ^{232}Th , ^{40}K и ^{137}Cs в почвах ЯНАО

Следует отметить близкие значения концентраций ^{232}Th , ^{40}K и ^{137}Cs в почвах ЯНАО, полученные разными исследователями. Различия в содержаниях ^{238}U (^{226}Ra) могут быть связаны с несопоставимыми по размеру выборками, а также более широким географическим охватом исследуемых территорий ЯНАО. В настоящем исследовании образцы почв отбирали в местах отбора мхов и лишайников.

Результаты измерений МЭД гамма-излучения в районе отбора почвенных и растительных (мхов, лишайников) образцов на территории ЯНАО, полученные с помощью дозиметра-радиометра Атомтех МКС-АТ6130, представлены на рисунке 6.6. Величина МЭД гамма-излучения на поверхности лишайника, произрастающего на исследуемой территории ЯНАО, варьирует в диапазоне от 3 до 8,5 мкР/ч. Мощность экспозиционной дозы на высоте 1 м от земли в районе исследования составляла 2-9,5 мкР/ч. Установленные величины МЭД гамма-излучения характеризуют почвы как слаборадиоактивные.

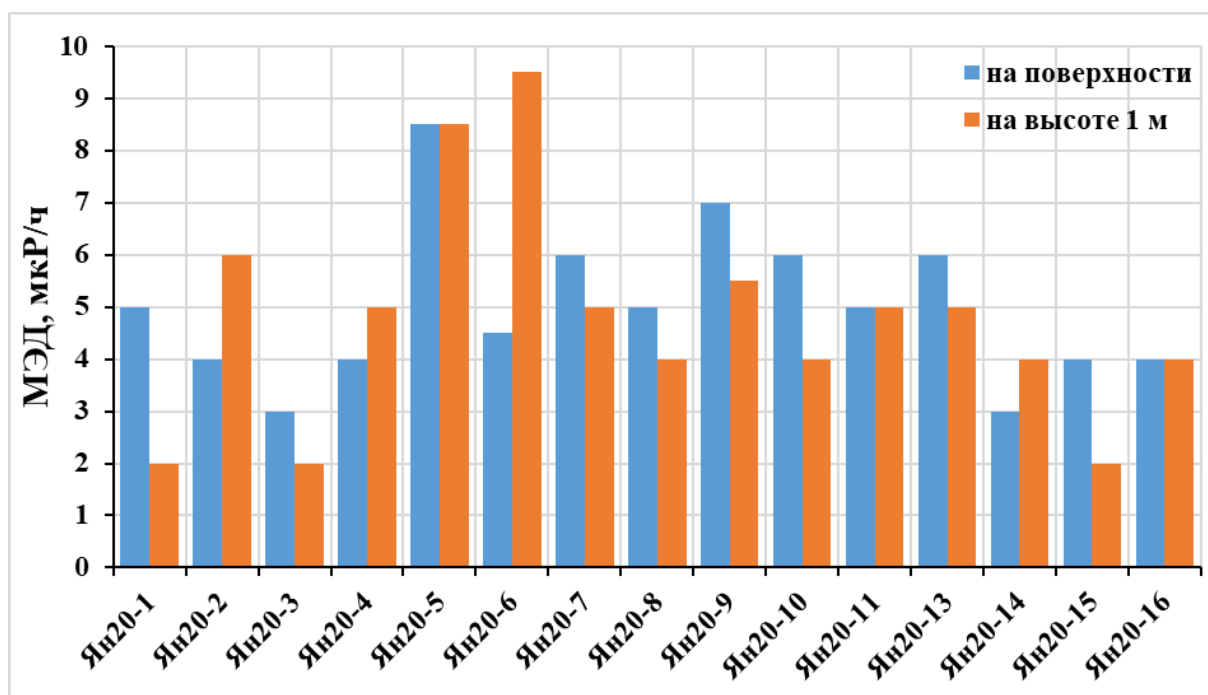


Рисунок 6.6 – Значения МЭД гамма-излучения на территории ЯНАО

Минеральный состав подстилающих почв. Данные рентгенофазового анализа показывают, что в подстилающих почвах основным компонентом является кварц, его доля варьируется от 25 до 95%. В меньшем количестве содержатся примеси плагиоклаза и калиевого полевого шпата (кпш), слюды мусковитового типа, иллит-сметтита и смектита, их вклад составляет 5-30%. Также присутствуют небольшие примеси амфибола, вивианита и Mg хлорита – <5-15%.

Химический состав подстилающих почв. Данные рентгенофлуоресцентного анализа показывают, что химический состав подстилающих почв в основном представлен (%): SiO_2 (71,6-98,5); Al_2O_3 (0,7-12,2); Fe_2O_3 (0,2-4,7); CaO (0,09-1,14) и K_2O (0,3-2,3). Потери при прокаливании составили 0,2-6,9%.

Обобщение полученных аналитических данных по минеральному составу и основным породообразующим оксидам (см. таблицы В.3-В.8 Приложения) позволило разделить подстилающие почвы ЯНАО на три группы, которые хорошо согласуются с данными по радиоактивному составу. К первой группе относятся почвы с содержанием кварца более 75% (75-95%). В них также присутствуют примеси слюды мусковитового типа, иллит-сметтита, смектита – 5-10%, и в пределах 5% – примеси кпш и плагиоклаза, амфибола и вивианита (рисунок 6.7). Химический состав в основном представлен (%): SiO_2 (92,1-98,5); Al_2O_3 (0,7-2,7); Fe_2O_3 (0,2-1,2); CaO (0,1-0,2) и K_2O (0,3-0,7).

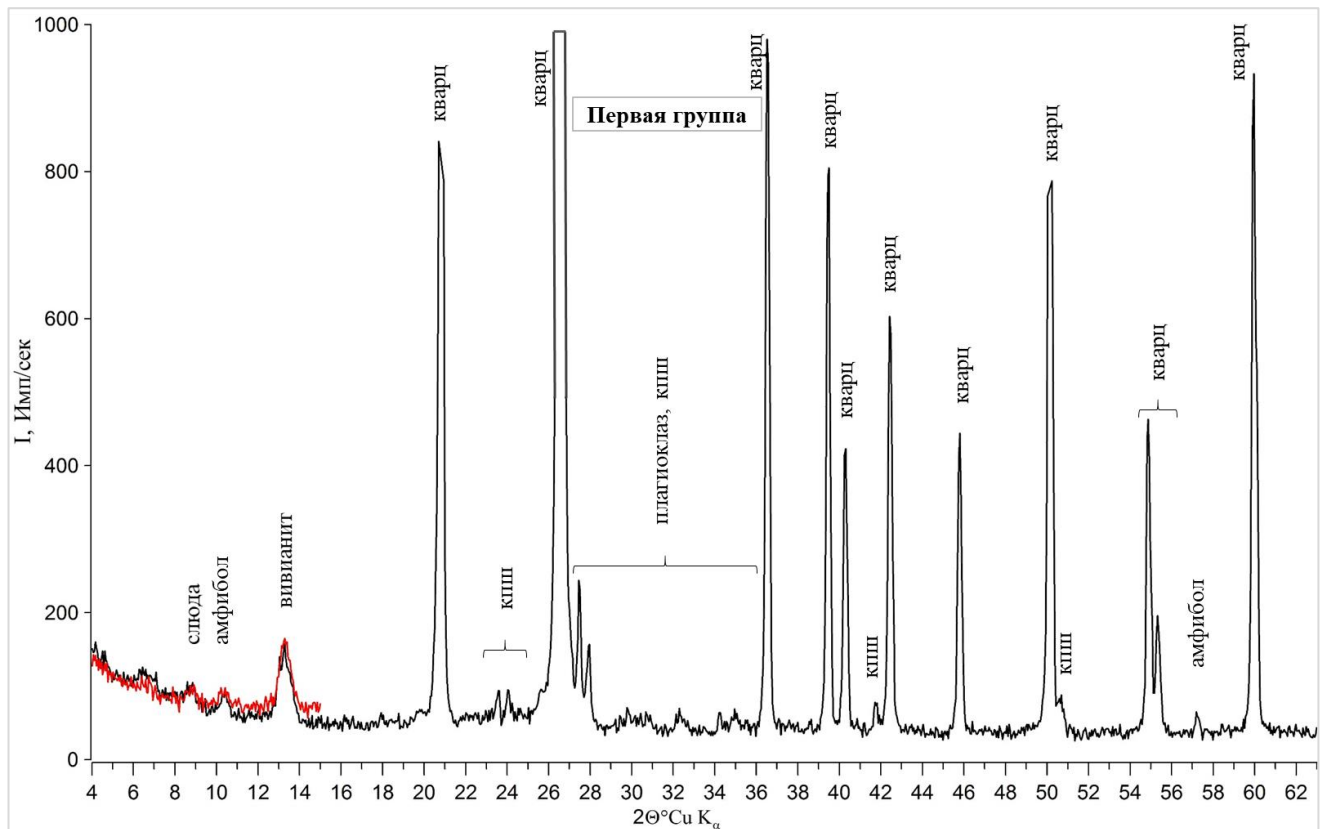


Рисунок 6.7 – Дифракционные спектры первой группы подстилающих почв ЯНАО

Удельная активность ^{238}U (^{226}Ra) в этой группе варьирует от 11 до 32 Бк/кг, и в среднем составляет 20 Бк/кг. Значение удельной активности ^{232}Th находится в диапазоне от 1 до 6 Бк/кг, что в среднем составляет 3 Бк/кг. Торий-урановое отношение (по содержаниям) составляет 0,46. Значения ^{40}K находятся в пределах от 30 до 124 Бк/кг, при среднем 80 Бк/кг. Суммарная эффективная удельная активность естественных радионуклидов варьируется от 10 до 42 Бк/кг, при среднем значении 30 Бк/кг. Значение средней удельной активности ^{137}Cs составляет 3 Бк/кг при разбросе от 2 до 4 Бк/кг.

Ко второй группе относятся почвы с содержанием кварца 60-75%, примесей плаггиоклаза и кпш – 5-20%, слюд мусковитового типа, иллит-сметита и сметита – 5-15%. В них также присутствуют небольшие примеси в пределах 5% – Mg хлорита, амфибола и вивианита (рисунок 6.8). Химический состав в основном представлен (%): SiO_2 (83,4-89,2); Al_2O_3 (4,0-6,3); Fe_2O_3 (0,9-2,6); CaO (0,3-0,5) и K_2O (1,1-1,9). Удельная активность ^{238}U (^{226}Ra) в этой группе варьирует от 12 до 28 Бк/кг, и в среднем составляет 23 Бк/кг. Значение удельной активности ^{232}Th находится в диапазоне от 9 до 13 Бк/кг, что в среднем составляет 10 Бк/кг. Торий-урановое отношение (по содержаниям) составляет 1,34. Значения ^{40}K находятся в пределах от 210 до 379 Бк/кг, при среднем 269 Бк/кг. Суммарная эффективная удельная активность естественных радионуклидов варьируется от 44 до 70 Бк/кг, при среднем значении 60 Бк/кг. Значение средней удельной активности ^{137}Cs составляет 4 Бк/кг при разбросе от 2 до 6 Бк/кг.

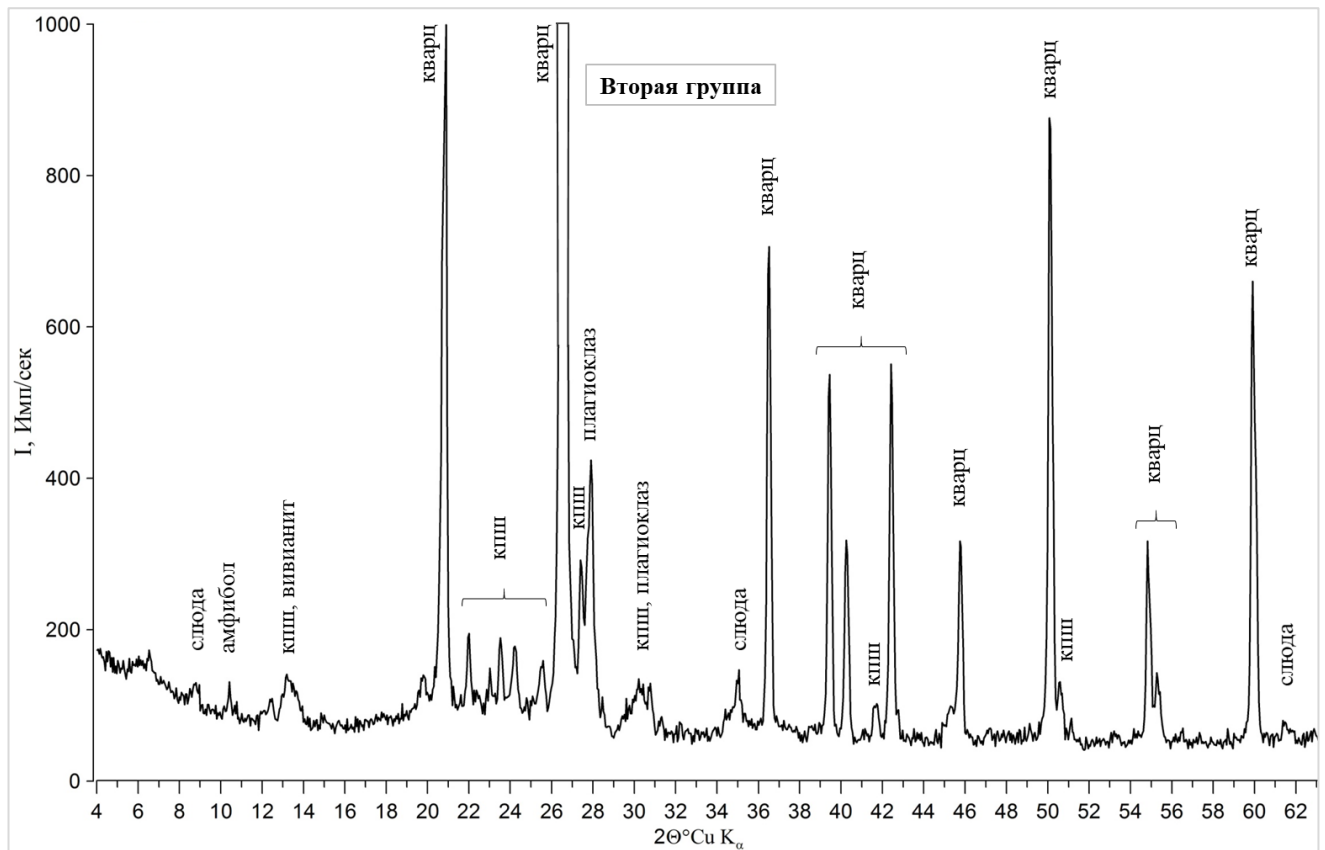


Рисунок 6.8 – Дифракционные спектры второй группы подстилающих почв ЯНАО

К третьей группе относятся почвы с содержанием кварца 25-50%, что значительно меньше, чем в первой и во второй группах. В них также присутствует группа глинистых минералов (группа слоистых алюмосиликатов). Содержание примесей плаггиоклаза и кпш составляет 15-30%, слюды мусковитового типа, иллит-сметкита, сметкита – 15-30%, Mg хлорита – <5-15% и небольшая примесь амфибола (< 5%) (рисунок 6.9). Химический состав в основном представлен (%): SiO_2 (71,6-75,1); Al_2O_3 (10,9-12,2); Fe_2O_3 (3,3-4,7); CaO (0,7-1,1) и K_2O (1,9-2,3). Удельная активность ^{238}U (^{226}Ra) в этой группе варьирует от 24 до 39 Бк/кг, и в среднем составляет 32 Бк/кг. Значение удельной активности ^{232}Th находится в диапазоне от 20 до 27 Бк/кг, что в среднем составляет 24 Бк/кг. Торий-урановое отношение (по содержаниям) составляет 2,30. Значения ^{40}K находятся в пределах от 401 до 473 Бк/кг, при среднем 433 Бк/кг. Суммарная эффективная удельная активность естественных радионуклидов варьируется от 91 до 113 Бк/кг, при среднем значении 100 Бк/кг. Значение средней удельной активности ^{137}Cs составляет 2 Бк/кг.

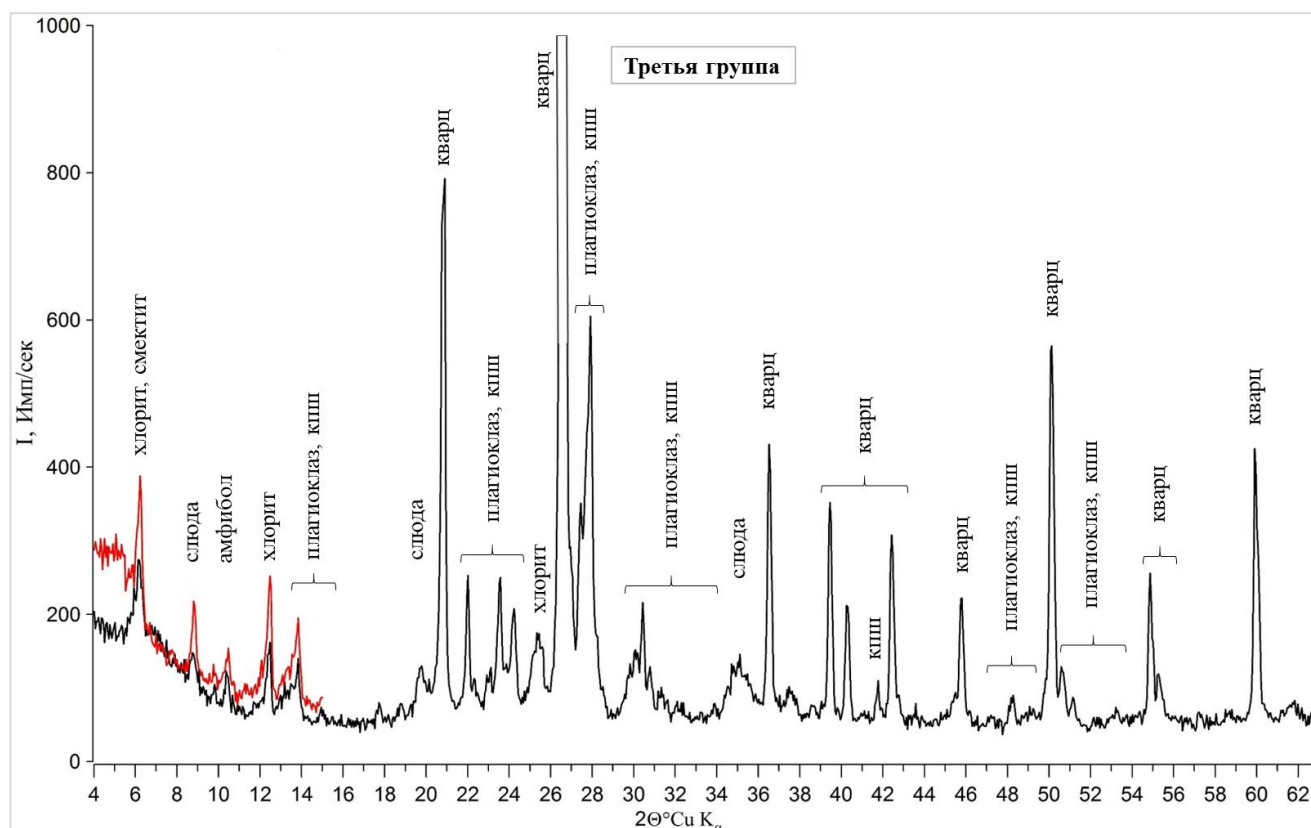


Рисунок 6.9 – Дифракционные спектры третьей группы подстилающих почв ЯНАО

Согласно [Систематика ..., 1998] осадочные горные породы можно классифицировать и систематизировать по содержанию кварца, полевых шпатов и обломочных пород. Первая группа относится к **олигомиктовым (кварцевым) пескам**, поскольку содержание кварца в образцах составляет 75-95%. Вторая группа относится к **мезомиктовым (кварцевым) пескам**, поскольку содержание кварца в образцах составляет > 50% и полевых шпатов < 25%.

Для дальнейшего расчета мощности поглощенной дозы приняты следующие величины содержаний, полученные в настоящей работе и взятые из литературных источников [Страховенко и др., 2012]. В таблице 6.5 представлены обобщенные данные по содержанию естественных и искусственных радионуклидов в подстилающих почвах Бурлинского ленточного бора Алтайского края и ЯНАО. При оценках мощности дозы облучения мхов и лишайников учитывались следующие радионуклиды: ^{40}K , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{234}Th , ^{234}U , ^{238}Pu , ^{238}U и ^{239}Pu .

Значения факторов дозовой конверсии, используемых при расчете дозовых нагрузок от рассматриваемых путей облучения естественными и искусственными радионуклидами, были взяты из компьютерной программы ERICA Assessment Tool версии 1.3.1.51 [Børretzen et al., 2005; Brown et al., 2008, 2016], и приведены в таблице 6.6. Дочерние радионуклиды включаются в коэффициенты преобразования дозы их родительских радионуклидов, если период их полураспада менее 10 дней.

Таблица 6.5 – Средние содержания радионуклидов в почвах, Бк/кг сухого веса

Радионуклид	Алтайский край	ЯНАО
⁴⁰ K	208	213
⁹⁰ Sr	51*	31*
¹³⁷ Cs	42	17
²¹⁰ Pb	14	21
²¹⁰ Po	14	21
²²⁶ Ra	14	21
²²⁸ Ra	7	10
²²⁸ Th	7	10
²³⁰ Th	14	21
²³² Th	7	10
²³⁴ Th	14	21
²³⁴ U	14	21
²³⁸ U	14	21
²³⁸ Pu	0,8*	0,6*
²³⁹ Pu	3,5*	10*

Примечание: * – данные взяты из работы [Страховенко и др., 2012].

Таблица 6.6 – Значения фактора дозовой конверсии для внутреннего ($DCF_j^{внутр}$) и внешнего ($DCF_j^{внешн}$) облучения от j-ого радионуклида

Радионуклид	$DCF_j^{внутр}$, (мкГр/ч)/(Бк/кг сырого веса)		$DCF_j^{внешн}$, (мкГр/ч)/(Бк/кг)
	альфа	бета-гамма	бета-гамма
⁷ Be		$1,48 \times 10^{-7}$	$1,02 \times 10^{-5}$
⁴⁰ K		$1,82 \times 10^{-4}$	$3,04 \times 10^{-5}$
⁹⁰ Sr		$3,17 \times 10^{-4}$	$1,63 \times 10^{-11}$
¹³⁷ Cs		$1,17 \times 10^{-4}$	$1,16 \times 10^{-4}$
²¹⁰ Pb		$1,77 \times 10^{-4}$	$2,91 \times 10^{-7}$
²¹⁰ Po	$3,06 \times 10^{-3}$	$4,96 \times 10^{-11}$	$1,74 \times 10^{-9}$
²²⁶ Ra	$1,38 \times 10^{-2}$	$3,39 \times 10^{-4}$	$3,45 \times 10^{-4}$
²²⁸ Ra		$1,97 \times 10^{-4}$	$1,94 \times 10^{-4}$
²²⁸ Th	$1,85 \times 10^{-2}$	$3,15 \times 10^{-4}$	$2,91 \times 10^{-4}$
²³⁰ Th	$2,69 \times 10^{-3}$	$7,85 \times 10^{-6}$	$7,19 \times 10^{-8}$
²³² Th	$2,30 \times 10^{-3}$	$6,64 \times 10^{-6}$	$4,38 \times 10^{-8}$
²³⁴ Th		$2,48 \times 10^{-4}$	$4,64 \times 10^{-6}$
²³⁴ U	$2,74 \times 10^{-3}$	$6,96 \times 10^{-6}$	$7,17 \times 10^{-8}$
²³⁸ U	$2,41 \times 10^{-3}$	$5,21 \times 10^{-6}$	$5,00 \times 10^{-8}$
²³⁸ Pu	$3,16 \times 10^{-3}$	$5,40 \times 10^{-6}$	$6,51 \times 10^{-8}$
²³⁹ Pu	$2,97 \times 10^{-3}$	$2,80 \times 10^{-6}$	$3,35 \times 10^{-8}$
²⁴⁰ Pu	$2,97 \times 10^{-3}$	$5,41 \times 10^{-6}$	$6,22 \times 10^{-8}$

Радиоактивные вещества, находящиеся вне исследуемого объекта, являются источниками всех трех основных видов радиоактивных излучений: α -, β - и γ -. Малая проникающая способность α - и β -излучений приводит к тому, что их основная часть поглощается воздухом, органическими веществами на поверхности Земли, и только незначительная часть попадает на тело организма, но и она поглощается поверхностным слоем. В этом случае основное воздействие радиационных полей происходит за счет γ -компоненты, обладающей наибольшей проникающей способностью [Природный ..., 2008].

6.4 Расчет степени воздействия радиоактивности на лишайники и мхи южного и Арктического регионов Западной Сибири

Мхи и лишайники подвергаются внутреннему облучению от радионуклидов, накопившихся в их тканях, и внешнему облучению от радионуклидов, находящихся в окружающей природной среде (космическое излучение, почва, пренебрегаем атмосферным воздухом).

Для упрощения работы при оценке дозовых нагрузок приняты следующие допущения:

1. все загрязняющие вещества, в том числе и радионуклиды, поступают во мхи и лишайники исключительно из атмосферы, исходя из особенностей питания этих растений;
2. радионуклиды осаждаются на поверхность мхов и лишайников в составе пылевых, аэрозольных частиц и растворенной компоненты;
3. ^{210}Pb вступает в равновесие с ^{210}Po в течение одного года, поэтому зарегистрированная концентрация ^{210}Pb в лишайниках и мхах равна концентрации ^{210}Po ;
4. весь ^{238}U и ^{232}Th , который находится в рассматриваемой наземной экосистеме (мох/лишайник) в составе пылевых и аэрозольных частиц терригенного происхождения;
5. изотопы семейства ^{238}U и ^{232}Th находятся в вековом равновесии со своими дочерними продуктами распада.

Семейства (ряд) ^{238}U : $^{238}\text{U} \rightarrow ^{234}\text{U} \rightarrow ^{234}\text{Th} \rightarrow ^{230}\text{Th} \rightarrow ^{226}\text{Ra} \rightarrow ^{210}\text{Pb} \rightarrow ^{210}\text{Po}$.

Семейства (ряд) ^{232}Th : $^{232}\text{Th} \rightarrow ^{228}\text{Th} \rightarrow ^{228}\text{Ra}$.

6.4.1 Оценка степени воздействия радиоактивности на лишайники

В соответствии с формулами 6.1-6.4 были рассчитаны суммарные мощности поглощенной дозы, включающей внутреннее и внешнее облучения, лишайников, отобранных на территории Арктического и южного регионов Западной Сибири. Полученные в результате расчетов оценки мощности поглощенной дозы лишайника от рассматриваемых радионуклидов на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского бора и ЯНАО представлены в таблице 6.7.

Суммарная мощность поглощенной дозы, формируемая за счет внутреннего и внешнего облучения лишайника, произрастающего на территории Алтайского края и ЯНАО, в среднем составляет 18,5 и 13,5 мкГр/сут соответственно.

Мощность поглощенной дозы при внутреннем облучении лишайника составляет 98-99%, а доля внешнего облучения значительно ниже и составляет 1-2%.

Рассчитанные суммарные мощности поглощенной дозы при внутреннем облучении лишайника как на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края, так и на ЯНАО, показали, что естественные радионуклиды вносят значительно больший вклад (99,6%) в общую мощность поглощенной дозы, чем искусственные радионуклиды. Наиболее опасным,

создающим основную дозовую нагрузку при внутреннем облучении лишайников, является α -излучение, вклад которого составляет 94%. Из исследуемых радионуклидов, ^{210}Po является α -излучателем. Поскольку его предполагаемая активность сравнима с активностью ^{210}Pb и значительно превосходит активности других радионуклидов, то его можно считать основным дозообразующим радионуклидом естественного происхождения при внутреннем облучении.

Таблица 6.7 – Оценки мощности поглощенной дозы облучения лишайника на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края и ЯНАО, мкГр/сут

	Место отбора, период	Лишайник Алтайского края, 2017-2020 гг.		Лишайник ЯНАО, 2018-2021 гг.	
	Радионуклид	Мощность поглощенной дозы облучения	% от общей дозы	Мощность поглощенной дозы облучения	% от общей дозы
Внутреннее облучение	^{210}Pb	$0,9 \times 10^0$	4,6 (β - γ)	$0,6 \times 10^0$	4,6 (β - γ)
	^{210}Po	$1,5 \times 10^1$	80,3 (α) $1,3 \times 10^{-6}$ (γ)	$1,1 \times 10^1$	79,7 (α) $1,3 \times 10^{-6}$ (γ)
	^7Be	$3,1 \times 10^{-4}$	$1,7 \times 10^{-3}$ (β - γ)	$2,9 \times 10^{-4}$	$2,2 \times 10^{-3}$ (β - γ)
	^{137}Cs	$5,9 \times 10^{-3}$	$3,2 \times 10^{-2}$ (β - γ)	$1,8 \times 10^{-2}$	0,1 (β - γ)
	^{90}Sr	$1,2 \times 10^{-2}$	$6,4 \times 10^{-2}$ (β)	$1,5 \times 10^{-2}$	0,1 (β)
	^{238}Pu	$5,5 \times 10^{-5}$	$3,0 \times 10^{-4}$ (α) $5,1 \times 10^{-7}$ (γ)	$1,4 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-3}$ (α) $1,8 \times 10^{-6}$ (γ)
	$^{239+240}\text{Pu}$	$1,8 \times 10^{-3}$	$9,8 \times 10^{-3}$ (α) $2,7 \times 10^{-5}$ (γ)	$1,3 \times 10^{-3}$	$9,7 \times 10^{-3}$ (α) $2,7 \times 10^{-5}$ (γ)
	^{40}K	$1,5 \times 10^{-1}$	0,8 (β - γ)	$1,5 \times 10^{-1}$	1,1 (β - γ)
	^{232}Th	$7,4 \times 10^{-2}$	0,4 (α) $1,2 \times 10^{-3}$ (γ)	$4,8 \times 10^{-2}$	0,4 (α) $1,0 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{228}Th	$6,0 \times 10^{-1}$	3,2 (α) $5,5 \times 10^{-2}$ (γ)	$3,9 \times 10^{-1}$	2,9 (α) $4,9 \times 10^{-2}$ (γ)
	^{228}Ra	$6,3 \times 10^{-3}$	$3,4 \times 10^{-2}$ (β - γ)	$4,1 \times 10^{-3}$	$3,1 \times 10^{-2}$ (β - γ)
	^{238}U	$2,1 \times 10^{-1}$	1,1 (α) $2,5 \times 10^{-3}$ (γ)	$1,6 \times 10^{-1}$	1,2 (α) $2,6 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{234}U	$2,4 \times 10^{-1}$	1,3 (α) $3,3 \times 10^{-3}$ (γ)	$1,8 \times 10^{-1}$	1,4 (α) $3,4 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{230}Th	$2,3 \times 10^{-1}$	1,3 (α) $3,7 \times 10^{-3}$ (γ)	$1,8 \times 10^{-1}$	1,3 (α) $3,9 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{226}Ra	$1,2 \times 10^0$	6,5 (α) 0,2 (γ)	$9,3 \times 10^{-1}$	6,8 (α) 0,2 (γ)
	^{234}Th	$2,1 \times 10^{-2}$	0,1 (β - γ)	$1,6 \times 10^{-2}$	0,1 (β - γ)
	Сумма	18,3		13,3	
Внешнее облучение	^{210}Pb	$4,9 \times 10^{-5}$	$2,1 \times 10^{-2}$ (β - γ)	$7,4 \times 10^{-5}$	$3,0 \times 10^{-2}$ (β - γ)
	^{210}Po	$2,9 \times 10^{-7}$	$1,2 \times 10^{-4}$ (γ)	$4,4 \times 10^{-7}$	$1,8 \times 10^{-4}$ (γ)
	^{137}Cs	$5,8 \times 10^{-2}$	25,0 (β - γ)	$2,4 \times 10^{-2}$	9,5 (β - γ)
	^{90}Sr	$1,0 \times 10^{-8}$	$4,3 \times 10^{-6}$ (β - γ)	$6,1 \times 10^{-9}$	$2,4 \times 10^{-6}$ (β - γ)
	^{238}Pu	$6,2 \times 10^{-7}$	$2,7 \times 10^{-4}$ (γ)	$4,7 \times 10^{-7}$	$1,9 \times 10^{-4}$ (γ)
	^{239}Pu	$1,4 \times 10^{-6}$	$6,0 \times 10^{-4}$ (γ)	$4,1 \times 10^{-6}$	$1,6 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{40}K	$7,6 \times 10^{-2}$	32,4 (β - γ)	$7,8 \times 10^{-2}$	31,3 (β - γ)
	^{232}Th	$3,7 \times 10^{-6}$	$1,6 \times 10^{-3}$ (γ)	$5,2 \times 10^{-6}$	$2,1 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{228}Th	$2,4 \times 10^{-2}$	10,5 (γ)	$3,4 \times 10^{-2}$	13,9 (γ)
	^{228}Ra	$1,6 \times 10^{-2}$	7,0 (β - γ)	$2,3 \times 10^{-2}$	9,3 (β - γ)
	^{238}U	$8,4 \times 10^{-6}$	$3,6 \times 10^{-3}$ (γ)	$1,3 \times 10^{-5}$	$5,1 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{234}U	$1,2 \times 10^{-5}$	$5,1 \times 10^{-3}$ (γ)	$1,8 \times 10^{-5}$	$7,4 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{230}Th	$1,2 \times 10^{-5}$	$5,2 \times 10^{-3}$ (γ)	$1,8 \times 10^{-5}$	$7,4 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{226}Ra	$5,8 \times 10^{-2}$	24,8 (γ)	$8,8 \times 10^{-2}$	35,5 (γ)
	^{234}Th	$7,8 \times 10^{-4}$	0,3 (γ)	$1,2 \times 10^{-3}$	0,5 (γ)
	Сумма	0,2		0,2	

На рисунке 6.10 представлен вклад отдельных радионуклидов в мощность поглощенной дозы лишайника, произрастающего на территории Алтайского края и ЯНАО. Дозовая нагрузка, главным образом, обусловлена ^{210}Po и составляет 80%. Вклад других естественных α -излучающих радионуклидов таких, как ^{238}U , ^{232}Th и их дочерние радионуклиды (^{226}Ra , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{234}U) составляет 13,8-13,9%. Вклад β -, γ -излучающих радионуклидов (^{40}K , ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{210}Pb) в суммарную мощность поглощенной дозы при внутреннем облучении лишайника незначителен и составляет 6%. Вклад искусственных радионуклидов в суммарную дозу облучения лишайника составляет менее 1%.

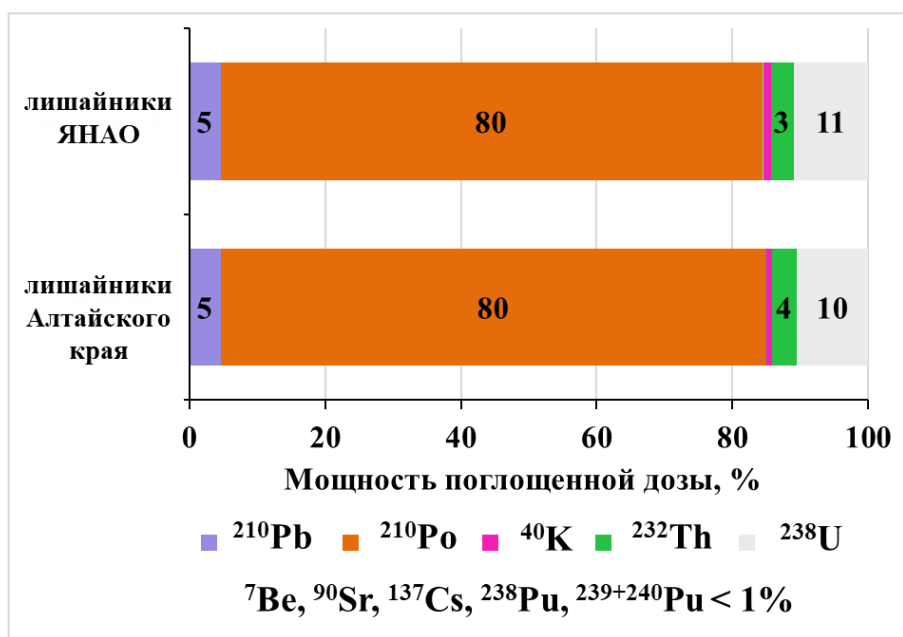


Рисунок 6.10 – Вклад радионуклидов в суммарную мощность поглощенной дозы лишайника

6.4.2 Оценка степени воздействия радиоактивности на мхи

В соответствии с формулами 6.1-6.4 были рассчитаны суммарные мощности поглощенной дозы, включающей внутреннее и внешнее облучения, мхов, отобранных на территории Арктического и южного регионов Западной Сибири. Полученные в результате расчетов оценки мощности поглощенной дозы облучения мха от рассматриваемых радионуклидов на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края и ЯНАО представлены в таблице 6.8.

Суммарная мощность поглощенной дозы, формируемая за счет внутреннего и внешнего облучения мха, произрастающего на территории Алтайского края и ЯНАО, составляет 25,4 и 19,9 мкГр/сут соответственно.

Мощность поглощенной дозы от внешнего облучения мха составляет 1%, а от внутреннего облучения значительно выше и составляет 99%.

Рассчитанные суммарные мощности поглощенных доз при внутреннем облучении мха как на территории Бурлинского ленточного бора Алтайского края, так и на территории ЯНАО,

показали, что естественные радионуклиды вносят значительно больший вклад (99,6-99,7%) в общую мощность поглощенной дозы, чем искусственные радионуклиды. Наиболее опасным, создающим основную дозовую нагрузку при внутреннем облучении мхов, является α -излучение, вклад которого составляет 94%.

Таблица 6.8 – Оценки мощности поглощенной дозы облучения мха на территории Бурлинского ленточного бора и ЯНАО, мкГр/сут

	Место отбора, период	Мох Алтайского края, 2017-2020 гг.		Мох ЯНАО, 2018-2021 гг.	
	Радионуклид	Мощность поглощенной дозы облучения	% от общей дозы	Мощность поглощенной дозы облучения	% от общей дозы
Внутреннее облучение	^{210}Pb	$1,2 \times 10^0$	4,7 (β - γ)	$0,9 \times 10^0$	4,7 (β - γ)
	^{210}Po	$2,0 \times 10^1$	80,9 (α) $1,3 \times 10^{-6}$ (γ)	$1,6 \times 10^1$	80,6 (α) $1,3 \times 10^{-6}$ (γ)
	^7Be	$3,6 \times 10^{-4}$	$1,4 \times 10^{-3}$ (β - γ)	$3,6 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-3}$ (β - γ)
	^{137}Cs	$1,2 \times 10^{-2}$	$4,7 \times 10^{-2}$ (β - γ)	$1,7 \times 10^{-2}$	$8,7 \times 10^{-2}$ (β - γ)
	^{90}Sr	$3,0 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{-1}$ (β)	$1,2 \times 10^{-2}$	$6,0 \times 10^{-2}$ (β)
	^{238}Pu	$2,2 \times 10^{-4}$	$8,7 \times 10^{-4}$ (α) $1,5 \times 10^{-6}$ (γ)	$8,2 \times 10^{-5}$	$4,2 \times 10^{-4}$ (α) $7,1 \times 10^{-7}$ (γ)
	$^{239+240}\text{Pu}$	$6,2 \times 10^{-3}$	$2,4 \times 10^{-2}$ (α) $3,4 \times 10^{-5}$ (γ)	$3,3 \times 10^{-3}$	$1,7 \times 10^{-2}$ (α) $4,7 \times 10^{-5}$ (γ)
	^{40}K	$2,0 \times 10^{-1}$	0,8 (β - γ)	$1,5 \times 10^{-1}$	0,8 (β - γ)
	^{232}Th	$7,4 \times 10^{-2}$	0,3 (α) $8,4 \times 10^{-4}$ (γ)	$6,6 \times 10^{-2}$	0,3 (α) $9,6 \times 10^{-4}$ (γ)
	^{228}Th	$6,0 \times 10^{-1}$	2,4 (α) $4,0 \times 10^{-2}$ (γ)	$5,4 \times 10^{-1}$	2,7 (α) $4,6 \times 10^{-2}$ (γ)
	^{228}Ra	$6,3 \times 10^{-3}$	$2,5 \times 10^{-2}$ (β - γ)	$5,6 \times 10^{-3}$	$2,9 \times 10^{-2}$ (β - γ)
	^{238}U	$2,9 \times 10^{-1}$	1,2 (α) $2,5 \times 10^{-3}$ (γ)	$2,3 \times 10^{-1}$	1,2 (α) $2,5 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{234}U	$3,3 \times 10^{-1}$	1,3 (α) $3,3 \times 10^{-3}$ (γ)	$2,6 \times 10^{-1}$	1,3 (α) $3,4 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{230}Th	$3,3 \times 10^{-1}$	1,3 (α) $3,8 \times 10^{-3}$ (γ)	$2,6 \times 10^{-1}$	1,3 (α) $3,8 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{226}Ra	$1,7 \times 10^0$	6,6 (α) $1,6 \times 10^{-1}$ (γ)	$1,3 \times 10^0$	6,7 (α) $1,6 \times 10^{-1}$ (γ)
	^{234}Th	$3,0 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{-1}$ (β - γ)	$2,4 \times 10^{-2}$	$1,2 \times 10^{-1}$ (β - γ)
	Сумма	25,2		19,7	
Внешнее облучение	^{210}Pb	$4,9 \times 10^{-5}$	$2,1 \times 10^{-2}$ (β - γ)	$7,4 \times 10^{-5}$	$3,0 \times 10^{-2}$ (β - γ)
	^{210}Po	$2,9 \times 10^{-7}$	$1,2 \times 10^{-4}$ (γ)	$4,4 \times 10^{-7}$	$1,8 \times 10^{-4}$ (γ)
	^{137}Cs	$5,8 \times 10^{-2}$	25,0 (β - γ)	$2,4 \times 10^{-2}$	9,5 (β - γ)
	^{90}Sr	$1,0 \times 10^{-8}$	$4,3 \times 10^{-6}$ (β - γ)	$6,1 \times 10^{-9}$	$2,4 \times 10^{-6}$ (β - γ)
	^{238}Pu	$6,2 \times 10^{-7}$	$2,7 \times 10^{-4}$ (γ)	$4,7 \times 10^{-7}$	$1,9 \times 10^{-4}$ (γ)
	^{239}Pu	$1,4 \times 10^{-6}$	$6,0 \times 10^{-4}$ (γ)	$4,1 \times 10^{-6}$	$1,6 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{40}K	$7,6 \times 10^{-2}$	32,4 (β - γ)	$7,8 \times 10^{-2}$	31,3 (β - γ)
	^{232}Th	$3,7 \times 10^{-6}$	$1,6 \times 10^{-3}$ (γ)	$5,2 \times 10^{-6}$	$2,1 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{228}Th	$2,4 \times 10^{-2}$	10,5 (γ)	$3,4 \times 10^{-2}$	13,9 (γ)
	^{228}Ra	$1,6 \times 10^{-2}$	7,0 (β - γ)	$2,3 \times 10^{-2}$	9,3 (β - γ)
	^{238}U	$8,4 \times 10^{-6}$	$3,6 \times 10^{-3}$ (γ)	$1,3 \times 10^{-5}$	$5,1 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{234}U	$1,2 \times 10^{-5}$	$5,1 \times 10^{-3}$ (γ)	$1,8 \times 10^{-5}$	$7,4 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{230}Th	$1,2 \times 10^{-5}$	$5,2 \times 10^{-3}$ (γ)	$1,8 \times 10^{-5}$	$7,4 \times 10^{-3}$ (γ)
	^{226}Ra	$5,8 \times 10^{-2}$	24,8 (γ)	$8,8 \times 10^{-2}$	35,5 (γ)
	^{234}Th	$7,8 \times 10^{-4}$	0,3 (γ)	$1,2 \times 10^{-3}$	0,5 (γ)
	Сумма	0,2		0,2	

На рисунке 6.11 представлен вклад каждого рассматриваемого радионуклида в дозовую нагрузку, оказываемую на мхи, произрастающие на территории Алтайского края и ЯНАО.

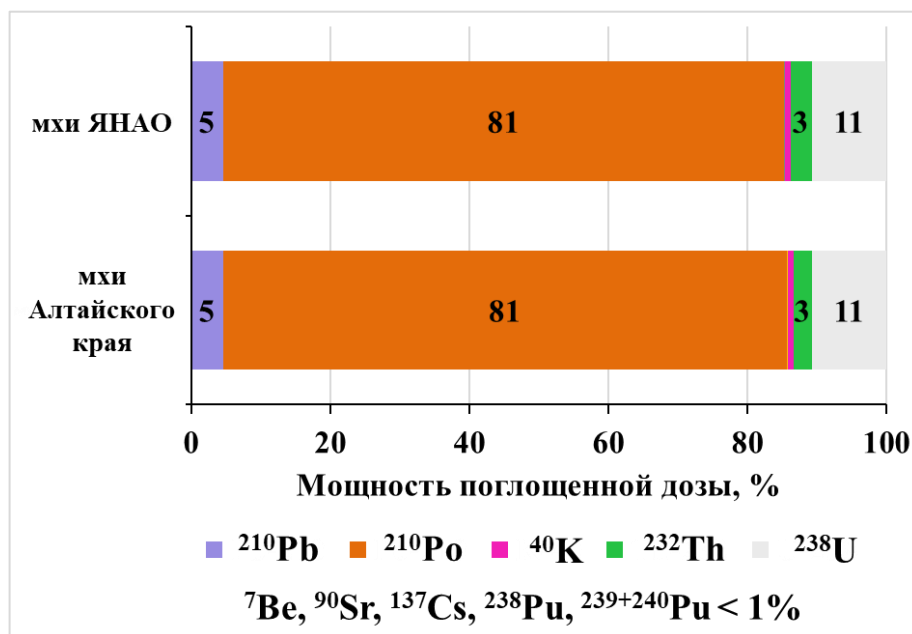


Рисунок 6.11 – Вклад радионуклидов в суммарную мощность поглощенной дозы мха

Дозовая нагрузка, главным образом, обусловлена α -излучателем ^{210}Po и составляет 81%. Вклад других естественных α -излучающих радионуклидов таких, как ^{238}U , ^{232}Th и их дочерние радионуклиды (^{226}Ra , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{234}U) составляет 13,0-13,4%. Вклад β -, γ -излучающих радионуклидов (^{40}K , ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^{210}Pb) в суммарную мощность поглощенной дозы при внутреннем облучении мха незначителен и составляет 6%.

В соответствии с данными, представленными в публикациях НКДАР ООН, МАГАТЭ, МКРЗ и Росгидромета [IAEA, 1992; UNSCEAR, 1996, 2008; ICRP, 2009, 2014; Рекомендации Р. 52.18.820-2015], в качестве критериев безопасного уровня облучения (БУОБ) животных и растений принимаются следующие значения мощности дозы радиационного воздействия: $P = 0,1-1,0$ мГр/сут для млекопитающих, позвоночных животных и сосны обыкновенной *Pinus sylvestris*; $P = 1-10$ мГр/сут для растений (кроме сосны обыкновенной *Pinus sylvestris*) и беспозвоночных животных. В рамках проекта ERICA был рекомендован БУОБ для всех групп организмов равный 10 мкГр/ч (0,24 мГр/сут) [Garnier-Laplace et al., 2008]. Расчётные оценки суммарной мощности поглощенной дозы облучения лишайников и мхов Алтайского края и ЯНАО, полученные на основе данных мониторинга радиационной обстановки, значительно ниже указанных величин. Например, для лишайника Алтайского края различие между расчетными величинами и БУОБ составляет примерно 5-54 раза, а для лишайника ЯНАО – 7-74 раза. Для мхов это различие немного меньше, 4-40 и 5-50 раз соответственно.

Суммарная мощность поглощенной дозы при внутреннем и внешнем облучении лишайника и мха, произрастающих на территории Алтайского края и ЯНАО, в среднем составляет 13,5-18,5 и 19,9-24,4 мкГр/сут соответственно. Расчётные оценки суммарной мощности поглощенной дозы облучения лишайников и мхов Арктического и южного регионов Западной Сибири, полученные на основе данных мониторинга радиационной обстановки, значительно ниже критериев безопасного уровня облучения. Мощность поглощенной дозы при внутреннем облучении лишайника и мха составляет 98-99%, а доля внешнего облучения значительно ниже и составляет 1-2%. Наиболее опасным, создающим основную дозовую нагрузку при внутреннем облучении лишайников и мхов, является альфа-излучение, вклад которого составляет 94%. Поскольку предполагаемая активность ^{210}Po сравнима с активностью ^{210}Pb и значительно превосходит активности других альфа-излучающих радионуклидов, то его можно считать основным дозообразующим радионуклидом естественного происхождения при внутреннем облучении. Его вклад составляет 79-81% от суммарной мощности поглощенной дозы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Для территории Арктического региона Западной Сибири в зимний период 2018-2019 гг средние удельные активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в снеговых водах составили 104 (71-140); 248 (148-358) и 0,9 (0,1-1,8) мБк/л при их интегральном поступлении в составе «мокрых» и «сухих» выпадений 25 (12-51); 59 (27-119) и 0,2 (0,1-0,4) Бк/(м²×сезон) соответственно. За этот же период для территории южного региона Западной Сибири средние удельные активности ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в снеговой воде составили 182 (99-281); 276 (136-450) и 0,8 (0,3-1,2) мБк/л при их интегральном поступлении 25 (8-47); 38 (10-75) и 0,1 (0,0-0,2) Бк/(м²×сезон) соответственно. Эти результаты наравне с многолетними наблюдениями в южном регионе показывают, что поток осаднения ^{137}Cs на территории Западной Сибири не превышает 1 Бк/(м²×сезон), что свидетельствует о незначительных его современных поступлениях из атмосферы.

Исследование распределения ^{210}Pb и ^7Be по фракциям взвешенного и растворенного вещества снеговых вод показало, что ^7Be преимущественно связан с фракцией растворенного вещества снеговых вод, а ^{210}Pb с крупнозернистыми фракциями взвешенного вещества.

Наличие рядом техногенного источника, вносящего дополнительный объем пылевой и аэрозольной компоненты, приводит к резкому возрастанию вклада крупнозернистой фракции взвешенного вещества в общей активности ^7Be . Индикатором подобного воздействия является $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ отношение во взвешенном веществе снеговых вод, составляющее 0,5-0,7 для условно-фоновых районов и 1,1-1,8 вблизи источников повышенной техногенной нагрузки. Такая картина наблюдалась как в Арктическом, так и южном регионах Западной Сибири.

Потоки осаднения ^{210}Pb и ^7Be в составе снеговых выпадений коррелируют с количеством осадков за сезон.

Изучено вертикальное распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системах «лишайник-лесная подстилка» и «мох-лесная подстилка» на территориях Арктического и южного регионов Западной Сибири. Самые высокие накопленные запасы ^{210}Pb и ^{137}Cs наблюдаются в слое лесной подстилки. Для ^7Be наблюдается обратная картина, он концентрируется в верхней части таллома лишайника и тела мха. Для Арктического региона в талломе лишайника наблюдаются более высокие запасы ^{137}Cs и ^7Be при их близких значениях для ^{210}Pb . Существенное отличие наблюдается для слоя лесной подстилки. Для южного региона в ней характерны более высокие запасы как ^{137}Cs , так и ^{210}Pb .

Особенности вертикального распределения исследуемых радионуклидов в системе «мох-лесная подстилка» аналогичны системе «лишайник-лесная подстилка». Для мха характерно более плавное перераспределение ^7Be по его телу, в отличие от таллома лишайника. Учитывая короткий период полураспада ^7Be , такой характер вертикального распределения говорит о

наличии его миграции по телу растений за счет промывки атмосферными водами. Причем, у мхов этот процесс более выражен. Особенности вертикального распределения ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs значительно отличаются. Это определяется периодами полураспада этих радионуклидов и временными рамками их поступления из атмосферы.

В пределах исследованных территорий установлены современные уровни содержаний и запасов ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в мохово-лишайниковом покрове Западной Сибири. Для южного региона характерны более высокие содержания ^{210}Pb как в лишайниках, так и во мхах при близких значениях его региональных запасов. Для обоих регионов содержания ^{210}Pb во мхах выше, чем в лишайниках в среднем на 32%. При близких значениях региональных содержаний ^7Be для Арктического региона фиксируются его более высокие запасы – на 22% во мхах и 28% в лишайниках. Содержание ^7Be в лишайниках и мхах коррелирует с количеством выпавших осадков. Усредненные значения удельных активностей ^{137}Cs намного ниже, чем ^{210}Pb и ^7Be .

Суммарная мощность поглощенной дозы при внутреннем и внешнем облучении лишайника и мха, произрастающих на территории Алтайского края и ЯНАО, в среднем составила 13,5-18,5 и 19,9-24,4 мкГр/сут соответственно. Доля внутреннего облучения от суммарной мощности поглощенной дозы составила более 98%. Наиболее опасным, создающим основную дозовую нагрузку при внутреннем облучении лишайников и мхов, являлось α -излучение, вклад которого составил 94%. Дозовая нагрузка, главным образом, обусловлена ^{210}Po (дочерним продуктом ^{210}Pb) и составила более 79%. Расчётные оценки суммарной мощности поглощенной дозы облучения лишайников и мхов Арктического и южного регионов Западной Сибири, полученные на основе данных мониторинга радиационной обстановки, значительно ниже критериев безопасного уровня облучения.

СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Aba, A. Depositional characteristics of ^7Be and ^{210}Pb in Kuwaiti dust / A. Aba., A. M. Al-Dousari, A. Ismaeel // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2016. – Vol. 307. – № 1. – P. 15-23.
2. Aceto, M. The use of mosses as environmental metal pollution indicators / M. Aceto, O. Abollino, R. Conca, M. Malandrino, E. Mentasti, C. Sarzanini // *Chemosphere*. – 2003. – Vol. 50. – № 3. – P. 333-342.
3. Addison, P. A. Deposition of atmospheric pollutants as measured by lichen element content in the Athabasca oil sands area / P. A. Addison, K. J. Puckett // *Canadian Journal of Botany*. – 1980. – Vol. 58. – № 22. – P. 2323-2334.
4. Aleksiayenak, Y. V. Distributions of ^{137}Cs and ^{210}Pb in moss collected from Belarus and Slovakia / Y. V. Aleksiayenak, M. V. Frontasyeva, M. Florek, I. Sykora, K. Holy, J. Masarik, ..., K. I. Ramatlhape // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2013. – Vol. 117. – P. 19-24.
5. Al-Masri, M. S. Lycopodium cernuum and Funaria hygrometrica as deposition indicators for radionuclides and trace metals / M. S. Al-Masri, S. Mamish, M. A. Al-Haleem, K. Al-Shamali // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2005. – Vol. 266. – № 1. – P. 49-55.
6. Alonso-Hernández, C. M. Atmospheric deposition patterns of ^{210}Pb and ^7Be in Cienfuegos, Cuba / C. M. Alonso-Hernández; Y. Morera-Gómez; H. Cartas-Águila; A. Guillén-Arruebarrena // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2014. – Vol. 138. – P. 149-155.
7. Anderson, J. A review on the use of lichens as a biomonitoring tool for environmental radioactivity / J. Anderson, N. Lévesque, F. Caron, P. Beckett, G. A. Spiers // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2022. – Vol. 243. – P. 106797.
8. Aničić, M. Assessment of atmospheric deposition of heavy metals and other elements in Belgrade using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis / M. Aničić, M. V. Frontasyeva, M. Tomašević, A. Popović // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2007. – Vol. 129. – № 1. – P. 207-219.
9. Appleby, P. G. Lead-210 age dating of three peat cores in the Jura Mountains, Switzerland / P. G. Appleby, W. Shotyk, A. Fankhauser // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 1997. – Vol. 100. – № 3-4. – P. 223-231.
10. Artamonova, S. Y. Technogenic fallout of Uranium and Thorium in the vicinity of Novosibirsk (Russia, West Siberia) / S. Y. Artamonova // *Physics Procedia*. – 2016. – Vol. 84. – P. 280-287.
11. Bagheri, R. Cosmogenic radionuclide ^7Be concentration in seven species of lichens and its correlation with ^{40}K , ^{137}Cs and ^{226}Ra / R. Bagheri, S. Mehregan, A. Yousefi, E. Mirrezaei // *International Journal of Environmental Science and Technology*. – 2017. – Vol. 14. – № 11. – P. 2443-2450.

12. Balkanski, Y. J. Transport and residence times of tropospheric aerosols inferred from a global three-dimensional simulation of ^{210}Pb / Y. J. Balkanski, D. J. Jacob, G. M. Gardner, W. C. Graustein, K. K. Turekian // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 1993. – Vol. 98. – № D11. – P. 20573-20586.
13. Bao, K. Recent atmospheric lead deposition recorded in an ombrotrophic peat bog of Great Hinggan Mountains, Northeast China, from ^{210}Pb and ^{137}Cs dating / K. Bao, W. Xia, X. Lu, G. Wang // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2010. – Vol. 101. – № 9. – P. 773-779.
14. Bargagli, R. Lichen biomonitoring of mercury emission and deposition in mining, geothermal and volcanic areas of Italy / R. Bargagli, C. Barghigiani // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 1991. – Vol. 16. – № 3. – P. 265-275.
15. Bargagli, R. Moss and lichen biomonitoring of atmospheric mercury: A review / R. Bargagli // *Science of the Total Environment*. – 2016. – Vol. 572. – P. 216-231.
16. Bargagli, R. Mosses and lichens as biomonitors of trace metals. A comparison study on *Hypnum cupressiforme* and *Parmelia caperata* in a former mining district in Italy / R. Bargagli, F. Monaci, F. Borghini, F. Bravi, C. Agnorelli // *Environmental Pollution*. – 2002. – Vol. 116. – № 2. – P. 279-287.
17. Baskaran, M. A search for the seasonal variability on the depositional fluxes of ^7Be and ^{210}Pb / M. Baskaran // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 1995. – Vol. 100. – № D2. – P. 2833-2840.
18. Baskaran, M. Atmospheric depositional fluxes of ^7Be and ^{210}Pb at Galveston and College Station, Texas / M. Baskaran, C. H. Coleman, P. H. Santschi // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 1993. – Vol. 98. – № D11. – P. 20555-20571.
19. Baskaran, M. *Handbook of Environmental Isotope Geochemistry* / ed. M. Baskaran. – NY: Springer, 2011. – 951 p.
20. Belivermiş, M. Assessment of ^{210}Po and ^{210}Pb in lichen, moss and soil around Çan coal-fired power plant, Turkey / M. Belivermiş, Ö. Kiliç, A. Çayır, M. Coskun, M. Coskun // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2016. – Vol. 307. – № 1. – P. 523-531.
21. Belivermiş, M. Radioactivity measurements in moss (*Hypnum cupressiforme*) and lichen (*Cladonia rangiformis*) samples collected from Marmara region of Turkey / M. Belivermiş, Y. Çotuk // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2010. – Vol. 101. – № 11. – P. 945-951.
22. Berg, T. Use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) as biomonitors of heavy metal deposition: from relative to absolute deposition values / T. Berg, E. Steinnes // *Environmental Pollution*. – 1997. – Vol. 98. – № 1. – P. 61-71.
23. Blake, W. H. Using cosmogenic beryllium-7 as a tracer in sediment budget investigations / W. H. Blake, D. E. Walling, Q. He // *Geografiska Annaler, Series A: Physical Geography*. – 2002. – Vol. 84. – № 2. – P. 89-102.
24. Bondietti, E. A. Air-to-vegetation transfer rates of natural submicron aerosols / E. A. Bondietti, F. O. Hoffman, I. L. Larsen // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1984. – Vol. 1. – № 1. – P. 5-27.

25. Børretzen, P. The ERICA assessment tool / P. Børretzen, J. Brown, P. Strand, E. Johansson, M. Ramstedt, R. Avila, ..., D. Copplestone // Proceedings of the 2nd International Conference on Radioactivity in the Environment (2-6 October 2005 Nice, France). – Østerås, Norway: Norwegian Radiation Protection Authority, 2005. – P. 43-46.
26. Boulyga, S. Plutonium and americium determination in mosses by laser ablation ICP-MS combined with isotope dilution technique / S. Boulyga, D. Desideri, M. Meli, C. Testa, J. Becker // International Journal of Mass Spectrometry. – 2003. – Vol. 226. – № 3. – P. 329-339.
27. Brost, R.A. Three-dimensional simulation of ^7Be in a global climate model / R. A. Brost, J. Feichter, M. Heimann // Journal of Geophysical Research: Atmospheres. – 1991. – Vol. 96. – № D12. – P. 22423-22445.
28. Brown, J. E. A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals / J. E. Brown, B. Alfonso, R. Avila, N. A. Beresford, D. Copplestone, A. Hosseini // Journal of Environmental Radioactivity. – 2016. – Vol. 153. – P. 141-148.
29. Brown, J. E. The ERICA tool / J. E. Brown, B. Alfonso, R. Avila, N. A. Beresford, D. Copplestone, G. Pröhl, A. Ulanovsky // Journal of Environmental Radioactivity. – 2008. – Vol. 99. – № 9. – P. 1371-1383.
30. Buesseler, K. O. Time-series profiles of ^{134}Cs , ^{137}Cs and ^{90}Sr in the Black Sea / K. O. Buesseler, H. D. Livingston // Sensitivity to change: Black Sea, Baltic Sea and North Sea. – Springer, Dordrecht, 1997. – P. 239-251.
31. Burger, A. Stable and radioactive cesium: a review about distribution in the environment, uptake and translocation in plants, plant reactions and plants' potential for bioremediation / A. Burger, I. Lichtscheidl // Science of the Total Environment. – 2018. – Vol. 618. – P. 1459-1485.
32. Caillet, S. Factors controlling ^7Be and ^{210}Pb atmospheric deposition as revealed by sampling individual rain events in the region of Geneva, Switzerland / S. Caillet, P. Arpagaus, F. Monna, J. Dominik // Journal of Environmental Radioactivity. – 2001. – Vol. 53. – № 2. – P. 241-256.
33. Cannizzaro, F. Concentration measurements of ^7Be at ground level air at Palermo, Italy – comparison with solar activity over a period of 21 years / F. Cannizzaro, G. Greco, M. Raneli, M. C. Spitale, E. Tomarchio // Journal of Environmental Radioactivity. – 2004. – Vol. 72. – № 3. – P. 259-271.
34. Ceburnis, D. Extended study of atmospheric heavy metal deposition in Lithuania based on moss analysis / D. Ceburnis, Å. Rühling, K. Kvietkus // Environmental Monitoring and Assessment. – 1997. – Vol. 47. – № 2. – P. 135-152.
35. Chiarenzelli, J. Multi-element and rare earth element composition of lichens, mosses, and vascular plants from the Central Barrenlands, Nunavut, Canada / J. Chiarenzelli, L. Aspler, C. Dunn, B. Cousens, D. Ozarko, K. Powis // Applied Geochemistry. – 2001. – Vol. 16. – № 2. – P. 245-270.

36. Chumbaev, A. S. Measuring snowmelt in Siberia: causes, process, and consequences / A. S. Chumbaev, A. A. Tanasienko // *Novel methods for Monitoring and Managing Land and Water Resources in Siberia*. – Springer, Cham, 2016. – P. 213-231.
37. Conti, M. E. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment: a review / M. E. Conti, G. Cecchetti // *Environmental Pollution*. – 2001. – Vol. 114. – № 3. – P. 471-492.
38. Corcoran, M. Accumulation rates, focusing factors, and chronologies from depth profiles of ^{210}Pb and ^{137}Cs in sediments of the Laurentian Great Lakes / M. Corcoran, M. I. Sherif, C. Smalley, A. Li, K. J. Rockne, J. P. Giesy, N. C. Sturchio // *Journal of Great Lakes Research*. – 2018. – Vol. 44. – № 4. – P. 693-704.
39. Coşkun, M. Atmospheric deposition of heavy metals in Thrace studied by analysis of moss (*Hypnum cupressiforme*) / M. Coşkun, M. V. Frontasyeva, E. Steinnes, A. Y. Cotuk, S. S. Pavlov, A. S. Sazonov, ..., M. Belivermis // *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. – 2005. – Vol. 74. – № 1. – P. 201-209.
40. Cwanek, A. Sources and variation of isotopic ratio of airborne radionuclides in Western Arctic lichens and mosses / A. Cwanek, J. W. Mietelski, E. Okas, M. A. Olech, R. Misiak // *Chemosphere*. – 2020. – Vol. 239. – P. 124783.
41. Daish, S. R. The temporal variations of ^7Be , ^{210}Pb and ^{210}Po in air in England / S. R. Daish, A. A. Dale, C. J. Dale, R. May, J. E. Rowe // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2005. – Vol. 84. – № 3. – P. 457-467.
42. Delfanti, C. Mosses as indicators of radioactivity deposition around a coal-fired power station / C. Delfanti, C. Papucci, C. Benco // *Science of the Total Environment*. – 1999. – Vol. 227. – № 1. – P. 49-56.
43. Dibb, J. E. Beryllium-7 and lead-210 in aerosol and snow in the Dye 3 gas, aerosol and snow sampling program / J. E. Dibb, J. L. Jaffrezo // *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*. – 1993. – Vol. 27. – № 17-18. – P. 2751-2760.
44. Dibb, J. E. Beryllium-7 and Lead-210 in the atmosphere and surface snow over the Greenland ice sheet in the summer of 1989 / J. E. Dibb // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 1990. – Vol. 95. – № D13. – P. 22407-22415.
45. Dillman, K. L. Use of the lichen *Rhizoplaca melanophthalma* as a biomonitor in relation to phosphate refineries near Pocatello, Idaho / K. L. Dillman // *Environmental Pollution*. – 1996. – Vol. 92. – № 1. – P. 91-96.
46. Długosz-Lisiecka, M. Kinetics of ^{210}Po accumulation in moss body profiles / M. Długosz-Lisiecka // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2017. – Vol. 24. – № 25. – P. 20254-20260.
47. Doering, C. Describing the annual cyclic behaviour of ^7Be concentrations in surface air in Oceania / C. Doering, R. Akber // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2008. – Vol. 99. – № 10. – P. 1703-1707.

48. Dovhyi, I. I. Atmospheric depositional fluxes of cosmogenic ^{32}P , ^{33}P and ^7Be in the Sevastopol region / I. I. Dovhyi, D. A. Kremenchutskii, V. Y. Proskurnin, O. N. Kozlovskaya // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2017. – Vol. 314. – P. 1643-1652.
49. Dowdall, M. Uptake of radionuclides by vegetation at a High Arctic location / M. Dowdall, J. P. Gwynn, C. Moran, J. O'dea, C. Davids, B. Lind // *Environmental Pollution*. – 2005. – Vol. 133. – № 2. – P. 327-332.
50. Dragović, S. Quantification of transfer of ^{238}U , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and ^{137}Cs in mosses of a semi-natural ecosystem / S. Dragović, N. Mihailović, B. Gajić // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2010. – Vol. 101. – № 2. – P. 159-164.
51. Dueñas, C. Deposition velocities and washout ratios on a coastal site (southeastern Spain) calculated from ^7Be and ^{210}Pb measurements / C. Dueñas, M. C. Fernández, J. Carretero, E. Liger, S. Cañete // *Atmospheric Environment*. – 2005. – Vol. 39. – № 36. – P. 6897-6908.
52. Ďurana, L. Investigation of ^7Be in the Bratislava atmosphere / L. Ďurana, M. Chudý, J. Masarik // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 1996. – Vol. 207. – № 2. – P. 345-356.
53. El-Daoushy, F. Lead 210 and moss-increment dating of two Finnish Sphagnum hummocks / F. El-Daoushy, K. Tolonen, R. Rosenberg // *Nature*. – 1982. – Vol. 296 (5856). – P. 429-431.
54. Ellis, K.M. Dynamic model for radionuclide uptake in lichen / K.M. Ellis, J.N. Smith // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1987. – Vol. 5. – № 3. – P. 185-208.
55. Ermakova, E. V. Air pollution studies in Central Russia (Tver and Yaroslavl Regions) using the moss biomonitoring technique and neutron activation analysis / E. V. Ermakova, M. V. Frontasyeva, S. S. Pavlov, E. A. Povtoreiko, E. Steinnes, Y. N. Cheremisina // *Journal of Atmospheric Chemistry*. – 2004. – Vol. 49. – № 1. – P. 549-561.
56. Feely, H. W. Factors that cause seasonal variations in beryllium-7 concentrations in surface air / H. W. Feely, R. J. Larsen, C. G. Sanderson // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1989. – Vol. 9. – № 3. – P. 223-249.
57. Feichter, J. Three-dimensional modeling of the concentration and deposition of ^{210}Pb aerosols / J. Feichter, R. A. Brost, M. Heimann // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 1991. – Vol. 96. – № D12. – P. 22447-22460.
58. Filimonenko, E. A. Eco-geochemical peculiarities of mercury content in solid residue of snow in the industrial enterprises impacted areas of Tomsk / E. A. Filimonenko, E. E. Lyapina, A. V. Talovskaya, I. A. Parygina // *Proceedings of SPIE – The International Society for Optical Engineering*. – 2014. – Vol. 9292. – Article number 929231. – P. 1-6.
59. Gaffney, J. S. Measurements of ^7Be and ^{210}Pb in rain, snow, and hail / J. S. Gaffney, K. A. Orlandini, N. A. Marley, C. J. Popp // *Journal of Applied Meteorology and Climatology*. – 1994. – Vol. 33. – № 7. – P. 869-873.

60. Gaffney, J. S. Natural radionuclides in fine aerosols in the Pittsburgh area / J. S. Gaffney, N. A. Marley, M. M. Cunningham // *Atmospheric Environment*. – 2004. – Vol. 38. – № 20. – P. 3191-3200.
61. Garnier-Laplace, J. Issues and practices in the use of effects data from FREDERICA in the ERICA Integrated Approach / J. Garnier-Laplace, D. Copplestone, R. Gilbin, F. Alonzo, P. Ciffroy, M. Gilek, ..., J. L. Hingston // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2008. – Vol. 99. – № 9. – P. 1474-1483.
62. Gavshin, V. M. Cs-137 and Pb-210 in lacustrine sediments of Stepnoi Altai as indicators of the dynamics of anthropogene changes in geochemical background throughout the 20th century / V. M. Gavshin, B. L. Shcherbov, M. S. Mel'gunov, V. D. Strakhovenko, V. A. Bobrov, V. M. Tsibul'chik // *Geologiya i geofizika*. – 1999. – Vol. 40. – № 9. – P. 1331-1341.
63. Gavshin, V. M. Disequilibrium between uranium and its progeny in the Lake Issyk-Kul system (Kyrgyzstan) under a combined effect of natural and manmade processes / V. M. Gavshin, M. S. Melgunov, F. V. Sukhorukov, V. A. Bobrov, I. A. Kalugi, J. Klerkx // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2005. – Vol. 83 – P. 61-74.
64. Gerasopoulos, E. A climatology of ^7Be at four high-altitude stations at the Alps and the Northern Apennines / E. Gerasopoulos, P. Zanis, A. Stohl, C. S. Zerefos, C. Papastefanou, W. Ringer, ..., S. Sandrini // *Atmospheric Environment*. – 2001. – Vol. 35. – № 36. – P. 6347-6360.
65. Gerasopoulos, E. Low-frequency variability of beryllium-7 surface concentrations over the Eastern Mediterranean / E. Gerasopoulos, C. S. Zerefos, C. Papastefanou, P. Zanis, K. O'brien // *Atmospheric Environment*. – 2003. – Vol. 37. – № 13. – P. 1745-1756.
66. Godoy, J. M. ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb and ^{40}K concentrations in Antarctic soil, sediment and selected moss and lichen samples / J. M. Godoy, L. A. Schuch, D. J. R. Nordemann, V. R. G. Reis, M. Ramalho, J. C. Recio, ..., M. A. Olech // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1998. – Vol. 41. – № 1. – P. 33-45.
67. Gómez-Guzmán, J. M. Level and origin of ^{129}I and ^{137}Cs in lichen samples (*Cladonia alpestris*) in central Sweden / J. M. Gómez-Guzmán, J. M. López-Gutiérrez, E. Holm, A. R. Pinto-Gómez // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2011. – Vol. 102. – № 2. – P. 200-205.
68. Gonzalez-Gomez, C. Seasonal variability in ^7Be depositional fluxes at Granada, Spain / C. Gonzalez-Gomez, M. Azahra, J. J. Lopez-Penalver, A. Camacho-Garcia, T. E. Bardouni, H. Boukhal // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2006. – Vol. 64. – № 2. – P. 228-234.
69. Govindaraju, K. 1994 compilation of working values and sample description for 383 geostandards / K. Govindaraju // *Geostandards Newsletter*. – 1994. – Vol. 18. – P. 1-158.
70. Grodzińska, K. Response of mosses to the heavy metal deposition in Poland – an overview / K. Grodzińska, G. Szarek-Łukaszewska // *Environmental pollution*. – 2001. – Vol. 114. – № 3. – P. 443-451.

71. Grodzińska, K. Survey of heavy metal deposition in Poland using mosses as indicators / K. Grodzińska, G. Szarek-Łukaszewska, B. Godzik // *Science of the Total Environment*. – 1999. – Vol. 229. – № 1-2. – P. 41-51.
72. Gustaytis, M. A. Hg in snow cover and snowmelt waters in high-sulfide tailing regions (Ursk tailing dump site, Kemerovo region, Russia) / M. A. Gustaytis, I. N. Myagkaya, A. S. Chumbaev // *Chemosphere*. – 2018. – Vol. 202. – P. 446-459.
73. Hansson, S. V. Beryllium-7 as a natural tracer for short-term downwash in peat / S. V. Hansson, J. M. Kaste, K. Chen, R. Bindler // *Biogeochemistry*. – 2014. – Vol. 119. – № 1. – P. 329-339.
74. Harmens, H. Mosses as biomonitors of atmospheric heavy metal deposition: spatial patterns and temporal trends in Europe / H. Harmens, D. A. Norris, E. Steinnes, E. Kubin, J. Piispanen, R. Alber, ..., H. G. Zechmeister // *Environmental Pollution*. – 2010. – Vol. 158. – № 10. – P. 3144-3156.
75. Hartz, K. E. H. Cloud condensation nuclei activation of limited solubility organic aerosol / K. E. H. Hartz, J. E. Tischuk, M. N. Chan, C. K. Chan, N. M. Donahue, S. N. Pandis // *Atmospheric Environment*. – 2006. – Vol. 40. – № 4. – P. 605-617.
76. Heinrich, G. Lichens as monitors of radiocesium and radiostrontium in Austria / G. Heinrich, K. Oswald, H. J. Müller // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1999. – Vol. 45. – № 1. – P. 13-27.
77. Herpin, U. The distribution of heavy metals in a transect of the three states the Netherlands, Germany and Poland, determined with the aid of moss monitoring / U. Herpin, J. Berlekamp, B. Markert, B. Wolterbeek, K. Grodzinska, U. Siewers, ..., V. Weckert // *Science of the Total Environment*. – 1996. – Vol. 187. – № 3. – P. 185-198.
78. Holynska, B. Characterisation of ^{210}Pb dated peat core by various X-ray fluorescence techniques / B. Holynska, B. Ostachowicz, J. Ostachowicz, L. Samek, P. Wachniew, A. Obidowicz, ..., G. Halmetschlager // *Science of the Total Environment*. – 1998. – Vol. 218. – № 2-3. – P. 239-248.
79. Hynninen, V. Monitoring of airborne metal pollution with moss bags near an industrial source at Harjavalta, southwest Finland / V. Hynninen // *Annales Botanici Fennici*. – 1986. – P. 83-90.
80. IAEA, 1992. Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards. – Technical Report Series № 332. – Vienna: IAEA, 1992. – 364 p.
81. ICRP, Publication 108. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants // *Annals of the ICRP*, 2009. – Vol. 38. – № 4-6. – 251 p.
82. ICRP, Publication 124. Protection of the environment under different exposure situations // *Annals of the ICRP*, 2014. – 59 p.
83. Ioannidou, A. ^7Be in the lower atmosphere at a mid-latitude (40 N) during the year 2009 of a particular minimum of solar activity / A. Ioannidou, E. Kotsopoulou, C. Papastefanou // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2011. – Vol. 289. – № 2. – P. 395-400.

84. Ioannidou, A. Activity size distribution and residence time of ^7Be aerosols in the Arctic atmosphere / A. Ioannidou, J. Paatero // *Atmospheric Environment*. – 2014. – № 88. – P. 99–106.
85. Ioannidou, A. Precipitation scavenging of ^7Be and ^{137}Cs radionuclides in air / A. Ioannidou, C. Papastefanou // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2006. – Vol. 85. – № 1. – P. 121–136.
86. Kauranen, P. ^{210}Po and ^{210}Pb in the arctic food chain and the natural radiation exposure of Lapps / P. Kauranen, J. K. Miettinen // *Health Physics*. – 1969. – Vol. 16. – № 3. – P. 287–295.
87. Kılıç, Ö. Assessment of ^{210}Po and ^{210}Pb by moss biomonitoring technique in Thrace region of Turkey / Ö. Kılıç, M. Belivermiş, E. Sıkdokur, N. Sezer, S. Akyl Erentürk, S. Hacıyakupoglu, ..., M. Frontasyeva // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2019. – Vol. 322. – № 2. – P. 699–706.
88. Kirchner, G. The potential of lichens as long-term biomonitors of natural and artificial radionuclides / G. Kirchner, O. Daillant // *Environmental Pollution*. – 2002. – Vol. 120. – № 1. – P. 145–150.
89. Kober, B. Pb isotopes in sediments of Lake Constance, Central Europe constrain the heavy metal pathways and the pollution history of the catchment, the lake and the regional atmosphere / B. Kober, M. Wessels, A. Bollhofer, A. Mangini // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 1999. – Vol. 63. – № 9. – P. 1293–1303.
90. Korzecwa, S. Air pollution studies in Opole region, Poland, using the moss biomonitoring technique and Neutron Activation analysis / S. Korzecwa, Yu. S. Pankratova, M. V. Frontasyeva // *Ecological Chemistry and Engineering*. – 2007. – Vol. 1. – № 1/2. – P. 43–57.
91. Kremenchutskii, D. A. Precipitation scavenging of beryllium-7 (^7Be): Observation results and parameterization / D. A. Kremenchutskii // *Chemosphere*. – 2022. – Vol. 307. – P. 135908.
92. Krmar, M. Airborne radionuclides in mosses collected at different latitudes / M. Krmar, K. Wattanavatee, D. Radnović, J. Slivka, T. Bhongsuwan, M. V. Frontasyeva, S. S. Pavlov // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2013. – Vol. 117. – P. 45–48.
93. Krmar, M. Beryllium-7 and ^{210}Pb atmospheric deposition measured in moss and dependence on cumulative precipitation / M. Krmar, D. T. Mihailovic, I. Arsenic, D. Radnovic, I. Pap // *Science of the Total Environment*. – 2016. – Vol. 541. – P. 941–948.
94. Krmar, M. Correlation of unsupported ^{210}Pb activity in soil and moss / M. Krmar, D. Radnović, J. Hansman // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2014. – Vol. 129. – P. 23–26.
95. Krmar, M. Possible use of terrestrial mosses in detection of atmospheric deposition of ^7Be over large areas / M. Krmar, D. Radnović, S. Rakic, M. Matavuly // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2007. – Vol. 95. – № 1. – P. 53–61.
96. Krmar, M. Spatial distribution of ^7Be and ^{137}Cs measured with the use of biomonitors / M. Krmar, D. Radnović, J. Hansman, M. Mesaroš, C. Betsou, T. Jakšić, P. Vasić // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2018. – Vol. 318. – № 3. – P. 1845–1854.

97. Krmar, M. Temporal variations of ^7Be , ^{210}Pb and ^{137}Cs in moss samples over 14 month period / M. Krmar, D. Radnović, D. T. Mihailović, B. Lalić, J. Slivka, I. Bikit // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2009. – Vol. 67. – № 6. – P. 1139-1147.
98. Kuik, P. Factor analysis of atmospheric trace-element deposition data in the Netherlands obtained by moss monitoring / P. Kuik, H. T. Wolterbeek // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 1995. – Vol. 84. – № 3. – P. 323-346.
99. Kulan, A. Distribution of ^7Be in surface air of Europe / A. Kulan, A. Aldahan, G. Possnert, I. Vintersved // *Atmospheric Environment*. – 2006. – Vol. 40. – № 21. – P. 3855-3868.
100. Kwapulinski, J. Radioecotoxicological influence of a power station determined by investigation of mosses / J. Kwapulinski, J. Sarosiek // *Science of the Total Environment*. – 1988. – Vol. 68. – P. 173-180.
101. Lal, D. An overview of five decades of studies of cosmic ray produced nuclides in oceans / D. Lal // *Science of the Total Environment*. – 1999. – Vol. 237. – P. 3-13.
102. Lal, D. On the production of radioisotopes in the atmosphere by cosmic radiation and their application to meteorology / D. Lal, P. K. Malhotra, B. Peters // *Journal of Atmospheric and Terrestrial Physics*. – 1958. – Vol. 12. – № 4. – P. 306-328.
103. Larose, C. Springtime changes in snow chemistry lead to new insights into mercury methylation in the Arctic / C. Larose, A. Dommergue, M. De Angelis, D. Cossa, B. Averty, N. Maruszczak, ..., C. Ferrari // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. – 2010. – Vol. 74. – № 22. – P. 6263-6275.
104. Lazo, P. Spatial distribution and temporal trend of airborne trace metal deposition in Albania studied by moss biomonitoring / P. Lazo, T. Stafilov, F. Qarri, S. Allajbeu, L. Bektashi, M. Frontasyeva, H. Harmens // *Ecological Indicators*. – 2019. – Vol. 101. – P. 1007-1017.
105. Le Roux, G. Recent atmospheric Pb deposition at a rural site in southern Germany assessed using a peat core and snowpack, and comparison with other archives / G. Le Roux, D. Aubert, P. Stille, M. Krachler, B. Kober, A. Cheburkin, G. Bonani, W. Shotyk // *Atmospheric Environment*. – 2005. – Vol. 39. – № 36. – P. 6790-6801.
106. Leblond, S. Biological and temporal variations of trace element concentrations in the moss species *Scleropodium purum* (Hedw.) Limpr / S. Leblond, S. Gombert, J. L. Colin, R. Losno, C. R. De Trautenberg // *Journal of Atmospheric Chemistry*. – 2004. – Vol. 49. – № 1. – P. 95-110.
107. Lee, C. K. Heavy metals in some Malaysian mosses / C. K. Lee, K. S. Low, A. Phoon, P. S. T. Loi // *Pertanika*. – 1983. – Vol. 6. – № 3. – P. 48-55.
108. Lee, C. S. L. Biomonitoring of trace metals in the atmosphere using moss (*Hypnum plumaeforme*) in the Nanling Mountains and the Pearl River Delta, Southern China / C. S. L. Lee, X. Li, G. Zhang, X. Peng, L. Zhang // *Atmospheric Environment*. – 2005. – Vol. 39. – № 3. – P. 397-407.

109. Lee, H. N. An intercomparison of wet precipitation scavenging schemes and the emission rates of ^{222}Rn for the simulation of global transport and deposition of ^{210}Pb / H. N. Lee, J. Feichter // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 1995. – Vol. 100. – № D11. – P. 23253-23270.
110. Lee, H. N. Analyses and comparisons of variations of ^7Be , ^{210}Pb , and $^7\text{Be}/^{210}\text{Pb}$ with ozone observations at two Global Atmosphere Watch stations from high mountains / H. N. Lee, L. Tositti, X. Zheng, P. Bonasoni // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 2007. – Vol. 112. – № D5.
111. Lehto, J. Deposition of gamma emitters from Chernobyl accident and their transfer in lichen-soil columns / J. Lehto, J. Paatero, R. Pehrman, S. Kulmala, J. Suksi, T. Koivula, T. Jaakkola // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2008. – Vol. 99. – № 10. – P. 1656-1664.
112. Leonova, G. A. Natural and manmade (^{137}Cs) radioisotopes in Holocene sequence of the Sherstobitovsky raised bog in the Barabinsk forest-steppe (West Siberia) / G. A. Leonova, M. S. Melgunov, **K. A. Mezina**, Y. I. Preis, A. E. Maltsev, A. S. Shavekin, M. V. Rubanov // *Applied Geochemistry*. – 2022. – Vol. 140. – P. 105258.
113. Little, P. Biological monitoring of heavy metal pollution / P. Little, M. H. Martin // *Environmental Pollution* (1970). – 1974. – Vol. 6. – № 1. – P. 1-19.
114. Livingston, H. D. Anthropogenic marine radioactivity / H. D. Livingston, P. P. Povinec // *Ocean & Coastal Management*. – 2000. – Vol. 43. – № 8-9. – P. 689-712.
115. Loppi, S. Lichens and mosses as biomonitors of trace elements in areas with thermal springs and fumarole activity (Mt. Amiata, central Italy) / S. Loppi, I. Bonini // *Chemosphere*. – 2000. – Vol. 41. – № 9. – P. 1333-1336.
116. Loppi, S. Lichens as biomonitors of uranium in the Balkan area / S. Loppi, F. Riccobono, Z. Zhang, S. Savic, D. Ivanov, S. Pirintsos // *Environmental Pollution*. – 2003. – Vol. 125. – № 2. – P. 277-280.
117. Loseto, L. L. Snowmelt sources of methylmercury to high arctic ecosystems / L. L. Loseto, D. R. S. Lean, S. D. Siciliano // *Environmental Science & Technology*. – 2004. – Vol. 38. – № 11. – P. 3004-3010.
118. Low, K. S. The use of the moss, *Calymperes delessertii* Besch., as a bioindicator to airborne heavy metals / K. S. Low, C. K. Lee, S. T. Loi, A. Phoon // *Pertanika*. – 1985. – Vol. 8. – P. 109-114.
119. Lu, X. Recent sedimentation rates derived from ^{210}Pb and ^{137}Cs methods in Ise Bay, Japan / X. Lu, E. Matsumoto // *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. – 2005. – Vol. 65. – № 1-2. – P. 83-93.
120. Lucaciu, A. Atmospheric deposition of trace elements in Romania studied by the moss biomonitoring technique / A. Lucaciu, L. Timofte, O. Culicov, M. V. Frontasyeva, C. Oprea, S. Cucu-Man, ..., E. Steinnes // *Journal of Atmospheric Chemistry*. – 2004. – Vol. 49. – № 1. – P. 533-548.
121. Mabit, L. Comparative advantages and limitations of the fallout radionuclides ^{137}Cs , $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ and ^7Be for assessing soil erosion and sedimentation / L. Mabit, M. Benmansour, D. E. Walling // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2008. – Vol. 99. – № 12. – P. 1799-1807.

122. Maiti, M. An improved method for determination of ^7Be in mosses / M. Maiti, S. R. Tiwari, N. B. Dubey, H. Bagla, S. Lahiri // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2013. – Vol. 295. – № 2. – P. 1443-1446.
123. Malikova, I. N. Distribution of radionuclides in moss-lichen cover and needles on the same grounds of landscape-climatic zones of Siberia / I. N. Malikova, V. D. Strakhovenko, B. L. Shcherbov // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2019. – Vol. 198. – P. 64-78.
124. Markert, B. A comparison of heavy metal deposition in selected Eastern European countries using the moss monitoring method, with special emphasis on the 'Black Triangle' / B. Markert, U. Herpin, J. Berlekamp, J. Oehlmann, K. Grodzinska, B. Mankovska, ..., H. Lieth // *Science of the Total Environment*. – 1996a. – Vol. 193. – № 2. – P. 85-100.
125. Markert, B. The German heavy metal survey by means of mosses / B. Markert, U. Herpin, U. Siewers, J. Berlekamp, H. Lieth // *Science of the Total Environment*. – 1996b. – Vol. 182. – № 1-3. – P. 159-168.
126. Martínez-Aguirre, A. Anthropogenic emissions of ^{210}Po , ^{210}Pb and ^{226}Ra in an estuarine environment / A. Martínez-Aguirre, M. García-León, C. Gascó, A. Travesi // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 1996. – Vol. 207. – P. 357-367.
127. Martínez-Aguirre, A. Transfer of natural radionuclides from soils to plants in a wet marshland / A. Martínez-Aguirre, M. García-León // *Applied Radiation and Isotopes*. – 1996. – Vol. 47. – № 9-10. – P. 1103-1108.
128. Masarik, J. Simulation of particle fluxes and cosmogenic nuclide production in the Earth's atmosphere / J. Masarik, J. Beer // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 1999. – Vol. 104. – № D10. – P. 12099-12111.
129. Mattsson, L. J. Radioecology of Na-22, Po-210 and Pb-210 in the unique food chain: lichen-reindeer-man / L. J. Mattsson, R. B. R. Persson // *Radioecology applied to the protection of man and his environment: international symposium (Rome, Italy, 7-10 September 1971)*. – Brussels, Belgium: Commission of the European Communities, 1972. – Vol. 2. – P. 1135-1151.
130. McNeary, D. Depositional characteristics of ^7Be and ^{210}Pb in southeastern Michigan / D. McNeary, M. Baskaran // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 2003. – Vol. 108. – № D7.
131. Mei, J. A study of monitoring heavy metals and SO_2 in air using moss-bags as bio-monitors / J. Mei, Y. L. Zhang, Y. M. Fan // *Journal of University of Science and Technology of Suzhou (Engineering and Technology)*. – 2003. – Vol. 16. – № 2. – P. 18-23.
132. Melgunov, M. Radioactive elements in atmospheric precipitations of the Western Siberia / M. Melgunov, **K. Mezina**, B. Sherbov, Y. Vosel, I. Zhurkova, D. Belyanin // *E3S Web of Conferences*. – 2019. – Vol. 98. – P. 10003.

133. **Mezina, K.** ^7Be , ^{210}Pb and ^{137}Cs in atmospheric deposition of Southern and Arctic regions of Western Siberia / K. Mezina, M. Melgunov, D. Belyanin // RAD Conference Proceeding. – 2020a. – Vol. 4. – P.161-166.
134. **Mezina, K.** ^7Be , $^{210}\text{Pb}_{\text{atm}}$ and ^{137}Cs in Snow Deposits in the Arctic Part of Western Siberia (Yamal-Nenets Autonomous District) / K. Mezina, M. Melgunov, D. Belyanin // Atmosphere. – 2020b. – Vol. 11. – № 8. – P. 825.
135. Mietelski, J. W. Gamma-emitters in atmospheric precipitation in Krakow (Southern Poland) during the years 2005–2015 / J. W. Mietelski, E. Nalichowska, E. Tomankiewicz, K. Brudecki, P. Janowski, R. Kierepko // Journal of Environmental Radioactivity. – 2017. – Vol. 166. – P. 10-16.
136. Miralles, J. ^{210}Pb sedimentation rates from the Northwestern Mediterranean margin / J. Miralles, O. Radakovitch, J. C. Aloisi // Marine Geology. – 2005. – Vol. 216. – № 3. – P. 155-167.
137. Nash, T. H. Lichen biology / T. H. Nash. – Cambridge : University Press, 1996. – 303 p.
138. Nash, T. H. The response of lichens to atmospheric deposition with an emphasis on the Arctic / T. H. Nash, C. Gries // Science of the Total Environment. – 1995. – Vol. 160. – P. 737-747.
139. Nesterov, E. M. Geoecology of urban areas / E. M. Nesterov, V. G. Mocin // Journal of International Scientific Publications: Educational Alternatives. – 2010. – Vol. 8. – № 1. – P. 89-94.
140. Nieboer, E. Heavy metal content of lichens in relation to distance from a nickel smelter in Sudbury, Ontario / E. Nieboer, H. M. Ahmed, K. J. Puckett, D. H. S. Richardson // The Lichenologist. – 1972. – Vol. 5. – № 3-4. – P. 292-304.
141. Nifontova, M. Radionuclides in the moss-lichen cover of tundra communities in the Yamal Peninsula / M. Nifontova // Science of the Total Environment. – 1995. – Vol. 160. – P. 749-752.
142. Nifontova, M. G. Long-term dynamics of technogenic radionuclide concentrations in moss-lichen cover / M. G. Nifontova // Russian Journal of Ecology. – 2006. – Vol. 37. – № 4. – P. 247-250.
143. Nifontova, M. G. Use of lichens and mosses for on-line testing of environmental radioactive contamination / M. G. Nifontova // Russian Journal of Nondestructive Testing. – 2005. – Vol. 41. – № 1. – P. 60-63.
144. Olajire, A. A. A survey of heavy metal deposition in Nigeria using the moss monitoring method / A. A. Olajire // Environment International. – 1998. – Vol. 24. – № 8. – P. 951-958.
145. Osipova, N. A. Geochemical approach to human health risk assessment of inhaled trace elements in the vicinity of industrial enterprises in Tomsk, Russia / N. A. Osipova, E. A. Filimonenko, A. V. Talovskaya, E. G. Yazikov // Human and Ecological Risk Assessment. – 2015. – Vol. 21. – P. 1664-1685.
146. Ötvös, E. First national survey of atmospheric heavy metal deposition in Hungary by the analysis of mosses / E. Ötvös, T. Pazmandi, Z. Tuba // Science of the Total Environment. – 2003. – Vol. 309. – № 1-3. – P. 151-160.

147. Papastefanou, C. Beryllium-7 aerosols in ambient air / C. Papastefanou, A. Ioannidou // *Environment International*. – 1996. – Vol. 22. – P. 125-130.
148. Papastefanou, C. Residence time of tropospheric aerosols in association with radioactive nuclides / C. Papastefanou // *Applied Radiation and Isotopes*. – 2006. – Vol. 64. – № 1. – P. 93-100.
149. Persson, B. R. ^{210}Pb -Atmospheric deposition in lichen-carpet in northern Sweden during 1961-1969 / B. R. Persson // *Tellus*. – 1970. – Vol. 22. – № 5. – P. 564-571.
150. Persson, B. R. Lead-210, polonium-210, and stable lead in the food-chain lichen, reindeer and man / B. R. Persson // *Natural Radiation Environment II: Proceedings of the Second International Symposium (Houston, Texas, 7-11 August 1972)*. – Houston, Texas, USA: National Technical Information Service, U.S. Dept. of Commerce, 1972. – Vol. II. – P. 347-367.
151. Persson, B. R. ^7Be , ^{210}Pb , and ^{210}Po in the surface air from the Arctic to Antarctica / B. R. Persson, E. Holm // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2014. – Vol. 138. – P. 364-374.
152. Persson, B. R. Polonium-210 and lead-210 in the terrestrial environment: a historical review / B. R. Persson, E. Holm // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2011. – Vol. 102. – № 5. – P. 420-429.
153. Persson, B. R. Radiolead (^{210}Pb) and stable lead in the lichen *Cladonia alpestris* / B. R. Persson, E. Holm, K. Lidén // *Oikos*. – 1974. – Vol. 25. – P. 140-147.
154. Peters, B. Cosmic-ray produced radioactive isotopes as tracers for studying large-scale atmospheric circulation / B. Peters // *Journal of Atmospheric and Terrestrial Physics*. – 1959. – Vol. 13. – № 3-4. – P. 351-370.
155. Pettersson, H. B. L. Radioecology in the vicinity of prospected uranium mining sites in a subarctic environment / H. B. L. Pettersson, L. Hallstadius, R. Redvall, E. Holm // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1988. – Vol. 6. – № 1. – P. 25-40.
156. Pham, M. K. Temporal changes of ^7Be , ^{137}Cs and ^{210}Pb activity concentrations in surface air at Monaco and their correlation with meteorological parameters / M. K. Pham, M. Betti, H. Nies, P. P. Povinec // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2011. – Vol. 102. – № 11. – P. 1045-1054.
157. Poikolainen, J. Atmospheric heavy metal deposition in Finland during 1985-2000 using mosses as bioindicators / J. Poikolainen, E. Kubin, J. Piispanen, J. Karhu // *Science of the Total Environment*. – 2004. – Vol. 318. – № 1-3. – P. 171-185.
158. Popovic, D. Radionuclides and heavy metals in Borovac, Southern Serbia / D. Popovic, D. Todorovic, M. Frontasyeva, J. Ajtic, M. Tasic, S. Rajsic // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2008. – Vol. 15. – № 6. – P. 509-520.
159. Porstendörfer, J. Diurnal variation of the concentrations of radon and its short-lived daughters in the atmosphere near the ground / J. Porstendörfer, G. Butterweck, A. Reineking // *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*. – 1991. – Vol. 25. – № 3-4. – P. 709-713.

160. Porto, P. Use of ^7Be measurements to estimate rates of soil loss from cultivated land: Testing a new approach applicable to individual storm events occurring during an extended period / P. Porto, D. E. Walling // *Water Resources Research*. – 2014. – Vol. 50. – № 10. – P. 8300-8313.
161. Pott, U. Changes in atmospheric trace element deposition in the Fraser Valley, BC, Canada from 1960 to 1993 measured by moss monitoring with *Isoetes stoloniferum* / U. Pott, D. H. Turpin // *Canadian Journal of Botany*. – 1996. – Vol. 74. – № 8. – P. 1345-1353.
162. Puckett, K. J. An analysis of the element content of lichens from the Northwest Territories, Canada / K. J. Puckett, E. J. Finnegan // *Canadian Journal of Botany*. – 1980. – Vol. 58. – № 19. – P. 2073-2089.
163. Puckett, K. J. Bryophytes and lichens as monitors of metal deposition / K. J. Puckett // *Bibliotheca Lichenologica*. – 1988. – Vol. 30. – P. 231-267.
164. Ramzaev, V. ^{137}Cs and ^{90}Sr in live and dead reindeer lichens (genera *Cladonia*) from the “Kraton-3” underground nuclear explosion site / V. Ramzaev, A. Mishine, M. Kaduka, L. Basalaeva, J. Brown, K.G. Andersson // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2007. – Vol. 93. – № 2. – P. 84-99.
165. Rangarajan, C. The use of natural radioactive tracers in a study of atmospheric residence times / C. Rangarajan, C. D. Eapen // *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*. – 1990. – Vol. 42. – № 1. – P. 142-147.
166. Rasch, P. J. A comparison of scavenging and deposition processes in global models: results from the WCRP Cambridge Workshop of 1995 / P. J. Rasch, J. Feichter, K. Law, N. Mahowald, J. Penner, C. Benkovitz, ..., D. Williamson // *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*. – 2000. – Vol. 52. – № 4. – P. 1025-1056.
167. Rastogi, N. Atmospheric ^{210}Pb and ^7Be in ambient aerosols over low-and high-altitude sites in semiarid region: Temporal variability and transport processes / N. Rastogi, M. M. Sarin // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 2008. – Vol. 113. – № D11.
168. Rehfeld, S. Three dimensional atmospheric transport simulation of the radioactive tracers ^{210}Pb , ^7Be , ^{10}Be , and ^{90}Sr / S. Rehfeld, M. Heimann // *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*. – 1995. – Vol. 100. – № D12. – P. 26141.
169. Reimann, C. Critical remarks on the use of terrestrial moss (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for monitoring of airborne pollution / C. Reimann, H. Niskavaara, G. Kashulina, P. Filzmoser, R. Boyd, T. Volden, O. Tomilina, I. Bogatyrev // *Environmental Pollution*. – 2001. – Vol. 113. – P. 41-57.
170. Renfro, A. A. Atmospheric fluxes of ^7Be and ^{210}Pb on monthly time-scales and during rainfall events at Stony Brook, New York (USA) / A. A. Renfro, J. K. Cochran, B. A. Colle // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2013. – Vol. 116. – P. 114-123.

171. Riget, F. The use of lichen (*Cetraria nivalis*) and moss (*Rhacomitrium lanuginosum*) as monitors for atmospheric deposition in Greenland / F. Riget, G. Asmund, P. Aastrup // *Science of the Total Environment*. – 2000. – Vol. 245. – № 1-3. – P. 137-148.
172. Robison, W. L. Distribution and ratios of ^{137}Cs and K in control and K-treated coconut trees at Bikini Island where nuclear test fallout occurred: effects and implications / W. L. Robison, P. H. Brown, E. L. Stone, T. F. Hamilton, C. L. Conrado, S. Kehl // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2009. – Vol. 100. – № 1. – P. 76-83.
173. Rolph, G. Real-time environmental applications and display system: READY / G. Rolph, A. Stein, B. Stunder // *Environmental Modelling & Software*. – 2017. – Vol. 95. – P. 210-228.
174. Rope, S. K. Lichens as air pollution biomonitors in a semiarid environment in Idaho / S. K. Rope, L. C. Pearson // *Bryologist*. – 1990. – P. 50-61.
175. Rühling, A. An ecological approach to the lead problem / A. Rühling, G. Tyler // *Botaniska Notiser*. – 1968. – Vol. 121. – P. 321-342.
176. Rühling, A. Regional differences in the deposition of heavy metals over Scandinavia / A. Rühling, G. Tyler // *Journal of Applied Ecology*. – 1971. – P. 497-507.
177. Rühling, A. Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch / A. Rühling, G. Tyler // *Oikos*. – 1970. – Vol. 21. – P. 92-97.
178. Rusakov, V. Y. Sedimentation on the Siberian Arctic Shelf as an indicator of the arctic hydrological cycle / V. Y. Rusakov, A. P. Borisov // *Anthropocene*. – 2023. – Vol. 41. – P. 100370.
179. Sanchez-Cabeza, J. A. Sediment accumulation rates in the southern Barcelona continental margin (NW Mediterranean Sea) derived from ^{210}Pb and ^{137}Cs chronology / J. A. Sanchez-Cabeza, P. Masqué, I. Ani-Ragolta, J. Merino, M. Frignani, F. Alvisi, ..., P. Puig // *Progress in Oceanography*. – 1999. – Vol. 44. – № 1-3. – P. 313-332.
180. Sarin, M. M. Aerosol NO_3^- and ^{210}Pb distribution over the central-eastern Arabian Sea and their air-sea deposition fluxes / M. M. Sarin, R. Rengarajan, S. Krishnaswami // *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*. – 1999. – Vol. 51. – № 4. – P. 749-758.
181. Sawidis, T. Cesium-137 accumulation in higher plants before and after Chernobyl / T. Sawidis, E. Drossos, G. Heinrich, C. Papastefanou // *Environment International*. – 1990. – Vol. 16. – № 2. – P. 163-169.
182. Sawidis, T. Cesium-137 monitoring using mosses from Macedonia, N. Greece / T. Sawidis, G. Heinrich, M. K. Chettri // *Water, Air, and Soil Pollution*. – 1999. – Vol. 110. – № 1. – P. 171-179.
183. Schilling, J. S. Bioindication of atmospheric heavy metal deposition in the Southeastern US using the moss *Thuidium delicatulum* / J. S. Schilling, M. E. Lehman // *Atmospheric Environment*. – 2002. – Vol. 36. – № 10. – P. 1611-1618.

184. Sert, E. Biomonitoring of ^{210}Po and ^{210}Pb using lichens and mosses around coal-fired power plants in Western Turkey / E. Sert, A. Uğur, B. Özden, M. M. Saç, B. Camgöz // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2011. – Vol. 102. – № 6. – P. 535-542.
185. Shcherbov, B. L. Migration factors of radionuclides and heavy metals during forest fires in Siberia / B. L. Shcherbov, E. V. Lazareva // *Advances in Environmental Research*. – Vol. 4. – 2010. – P. 99-119.
186. Shcherbov, B. L. The role of forest floor in migration of metals and artificial nuclides during forest fires in Siberia / B. L. Shcherbov // *Contemporary Problems of Ecology*. – 2012. – Vol. 5. – P. 191-199.
187. Simon, J. Modeling of temporal variations of vertical concentration profile of ^7Be in the atmosphere / J. Simon, J. Meresova, I. Sykora, M. Jeskovsky, K. Holy // *Atmospheric Environment*. – 2009. – Vol. 43. – № 12. – P. 2000-2004.
188. Smirnov, L. I. Multidimensional statistical analysis of the concentration of heavy metals and radionuclides in moss and soil in Southern Urals / L. I. Smirnov, M. V. Frontas'eva, E. Steinnes, S. M. Lyapunov, V. D. Cherkintsev, S. A. Romanov, V. T. Samosadnyi // *Atomic Energy*. – 2004. – Vol. 97. – № 1. – P. 510-515.
189. Smith, J. N. ^{129}I and ^{137}Cs tracer measurements in the Arctic Ocean / J. N. Smith, K. M. Ellis, L. R. Kilius // *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. – 1998. – Vol. 45. – № 6. – P. 959-984.
190. Spickova, J. The characteristics of rare earth elements in bulk precipitation, throughfall, foliage and lichens in the Lesni potok catchment and its vicinity, Czech Republic / J. Spickova, T. Navratil, J. Rohovec, M. Mihaljevic, P. Kubinova, L. Minarik, P. Skrivan // *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*. – 2010. – Vol. 10. – № 4. – P. 383-390.
191. Steinnes, E. A critical evaluation of the use of naturally growing moss to monitor the deposition of atmospheric metals / E. A. Steinnes // *Science of the Total Environment*. – 1995. – Vol. 160. – P. 243-249.
192. Steinnes, E. Use of mosses and lichens for regional mapping of ^{137}Cs fallout from the Chernobyl accident / E. Steinnes, O. Njåstad // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 1993. – Vol. 21. – № 1. – P. 65-73.
193. Strakhovenko, V. D. The regularities of distribution of radionuclides and rare-earth elements in bottom sediments of Siberian lakes / V. D. Strakhovenko, B. L. Shcherbov, I. N. Malikova, Y. S. Vosel' // *Russian Geology and Geophysics*. – 2010. – Vol. 51. – № 11. – P. 1167-1178.
194. Sucharová, J. Atmospheric deposition levels of chosen elements in the Czech Republic determined in the framework of the International Bryomonitoring Program 1995 / J. Sucharová, I. Suchara // *Science of the Total Environment*. – 1998. – Vol. 223. – № 1. – P. 37-52.
195. Sumerling, T. J. The use of mosses as indicators of airborne radionuclides near a major nuclear installation / T. J. Sumerling // *Science of the Total Environment*. – 1984. – Vol. 35. – № 3. – P. 251-265.

196. Szczepaniak, K. Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution / K. Szczepaniak, M. Biziuk // *Environmental Research*. – 2003. – Vol. 93. – № 3. – P. 221-230.
197. Talovskaya, A. V. Contamination monitoring of snow cover in the vicinity of Tomsk petrochemical plant / A. V. Talovskaya, E. A. Filimonenko, E. G. Yazikov, L. V. Nadeina // *Proceedings of SPIE – The International Society for Optical Engineering*. – 2014a. – Vol. 9292. – Article number 929236. – P. 1-6.
198. Talovskaya, A. V. Toxic elements (As, Se, Cd, Hg, Pb) and their mineral and technogenic formations in the snow cover in the vicinity of the industrial enterprises of Tomsk / A. V. Talovskaya, E. A. Filimonenko, N. A. Osipova, E. E. Lyapina, E. G. Yazikov // *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. – 2014b. – V. 21. – № 1. – P. 1-5.
199. Taylor, A. Temporal variability of beryllium-7 fallout in southwest UK / A. Taylor, M. J. Keith-Roach, A. R. Iurian, L. Mabit, W. H. Blake // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2016. – Vol. 160. – P. 80-86.
200. Temple, P. J. Moss bags as monitors of atmospheric deposition / P. J. Temple, D. L. McLaughlin, S. N. Linzon, R. Wills // *Journal of the Air Pollution Control Association*. – 1981. – Vol. 31. – № 6. – P. 668-670.
201. Testa, C. Vertical profiles of $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in two sphagnum mosses of Italian peat / C. Testa, G. Jia, S. Degetto, D. Desideri, F. Guerra, M. Meli, C. Roseli // *Science of the Total Environment*. – 1999. – Vol. 232. – № 1-2. – P. 27-31.
202. Thomas, P. A. Transfer of ^{210}Po and ^{210}Pb through the lichen-caribou-wolf food chain of northern Canada / P. A. Thomas, J. W. Sheard, S. Swanson // *Health Physics*. – 1994. – Vol. 66. – № 6. – P. 666-677.
203. Tranter, M. The composition of snowfall, snowpack and meltwater in the Scottish highlands-evidence for preferential elution / M. Tranter, P. Brimblecombe, T. D. Davies, C. E. Vincent, P. W. Abrahams, I. Blackwood // *Atmospheric Environment* (1967). – 1986. – Vol. 20. – № 3. – P. 517-525.
204. Tsabaris, C. Determination of ^{137}Cs activities in surface sediments and derived sediment accumulation rates in Thessaloniki Gulf, Greece / C. Tsabaris, V. Kapsimalis, G. Eleftheriou, M. Laubenstein, H. Kaberi, W. Plastino // *Environmental Earth Sciences*. – 2012. – Vol. 67. – № 3. – P. 833-843.
205. Tsikritzis, L. I. Chemometrics of the distribution and origin of ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{40}K and ^{137}Cs in plants near the West Macedonia Lignite Center (Greece) / L. I. Tsikritzis // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. – 2005. – Vol. 264. – № 3. – P. 651-656.
206. Turekian, K. K. Lead-210 in the SEAREX program: An aerosol tracer across the Pacific / K. K. Turekian // *Chemical Oceanography*. – 1989. – Vol. 10. – P. 51-81.
207. Tyler, G. Bryophytes and heavy metals: a literature review / G. Tyler // *Botanical journal of the Linnean Society*. – 1990. – Vol. 104. – № 1-3. – P. 231-253.

208. Uğur, A. Biomonitoring of ^{210}Po and ^{210}Pb using lichens and mosses around a uraniferous coal-fired power plant in western Turkey / A. Uğur, B. Özden, M. M. Sac, G. Yener // *Atmospheric Environment*. – 2003. – Vol. 37. – № 16. – P. 2237-2245.
209. Uğur, A. Determination of ^{210}Po and ^{210}Pb concentrations in atmospheric deposition in Izmir (Aegean Sea-Turkey) / A. Uğur, B. Özden, I. Filizok // *Atmospheric Environment*. – 2011. – Vol. 45. – № 27. – P. 4809-4813.
210. Ulanovsky, A. Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota / A. Ulanovsky, G. Pröhl, J. M. Gómez-Ros // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2008. – Vol. 99. – № 9. – P. 1440-1448.
211. Ulanovsky, A. Tables of dose conversion coefficients for estimating internal and external radiation exposures to terrestrial and aquatic biota / A. Ulanovsky, G. Pröhl // *Radiation and Environmental Biophysics*. – 2008. – Vol. 47. – № 2. – P. 195-203.
212. UNSCEAR, 1996. Sources and effects of ionizing radiation: report to the General Assembly with Scientific Annexes. – Annex. Effects of radiation on the environment. – United Nations, New York, 1996. – 89 p.
213. UNSCEAR, 2008. Sources and effects of ionizing radiation: report to the General Assembly with Scientific Annexes. – Vol. II, Annex E. Effect of ionizing radiation on non-human biota. – New York: United Nations, 2011. – 164 p.
214. Veyseyre, A. Heavy metals in fresh snow collected at different altitudes in the Chamonix and Maurienne valleys, French Alps: initial results / A. Veyseyre, K. Moutard, C. Ferrari, K. Van de Velde, C. Barbante, G. Cozzi, ..., C. Boutron // *Atmospheric Environment*. – 2001. – Vol. 35. – № 2. – P. 415-425.
215. Vosel, Y. Accumulation of natural radionuclides (^7Be , ^{210}Pb) and micro-elements in mosses, lichens and cedar and larch needles in the Arctic Western Siberia / Y. Vosel, D. Belyanin, M. Melgunov, S. Vosel, **K. Mezina**, M. Kropacheva, ..., B. Shcherbov // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2020. – Vol. 28. – № 3. – P. 2880-2892.
216. Vosel, Y. Distribution of ^{137}Cs in lichens, mosses and pine needles along the transect from the north to the south of Western Siberia / Y. Vosel, D. Belyanin, S. Vosel, M. Melgunov, **K. Mezina**, B. Shcherbov // *Science of the Total Environment*. – 2021. – Vol. 789. – P. 147874.
217. Walling, D. E. Use of ^{137}Cs measurements to investigate soil erosion on arable fields in the UK: potential applications and limitations / D. E. Walling, T. A. Quine // *Journal of Soil Science*. – 1991. – Vol. 42. – № 1. – P. 147-165.
218. Walling, D. E. Using unsupported lead-210 measurements to investigate soil erosion and sediment delivery in a small Zambian catchment / D. E. Walling, A. L. Collins, H. M. Sickingabula // *Geomorphology*. – 2003. – Vol. 52. – № 3-4. – P. 193-213.

219. Wan, G. J. Natural (^{210}Pb , ^7Be) and fallout (^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{90}Sr) radionuclides as geochemical tracers of sedimentation in Greifensee, Switzerland / G. J. Wan, P. H. Santschi, M. Sturm, K. Farrenkothen, A. Lueck, E. Werth, C. Schuler // *Chemical Geology*. – 1987. – Vol. 63. – № 3-4. – P. 181-196.
220. Wattanavatee, K. A survey of natural terrestrial and airborne radionuclides in moss samples from the peninsular Thailand / K. Wattanavatee, M. Krmar, T. Bhongsuwan // *Journal of Environmental Radioactivity*. – 2017. – Vol. 177. – P. 113-127.
221. Young, J. A. Aerosol deposition velocities on the Pacific and Atlantic oceans calculated from ^7Be measurements / J. A. Young, W. B. Silker // *Earth and Planetary Science Letters*. – 1980. – Vol. 50. – № 1. – P. 92-104.
222. Zechmeister, H. G. Biomonitoring of atmospheric heavy metal deposition by mosses in the vicinity of industrial sites / H. G. Zechmeister, A. Riss, A. Hanus-Ilmar // *Journal of Atmospheric Chemistry*. – 2004. – Vol. 49. – № 1. – P. 461-477.
223. Zhong, Q. Accumulation of natural and anthropogenic radionuclides in body profiles of bryidae, a subgroup of mosses / Q. Zhong, J. Du, P. Viena, J. Wang, F. Zhang // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2019. – Vol. 26. – № 27. – P. 27872-27887.
224. Авессаломова, И. А. Биогеохимия среднетаежных ландшафтов юга Архангельской области / И. А. Авессаломова // *Вестник Московского университета. Серия 5. География*. – 2006. – № 1. – С. 50–56.
225. Александрова, В. Д. Растительный покров и природные кормовые угодья Алтайского края (без Горно-Алтайской АО) // В. Д. Александрова, Н. П. Гуричева, Л. И. Иванина // *Природное районирование Алтайского края: сб. статей*. – М.: Изд-во Акад. Наук СССР, 1958. – Т. 1. – С. 135-160.
226. Алексахин, Р. М. Радиоактивное загрязнение почв как тип их деградации / Р. М. Алексахин // *Почвоведение*. – 2009. – № 12. – С. 1487-1498.
227. Андреев, В. Н. Кормовая база Ямальского оленеводства / В. Н. Андреев // *Советское оленеводство*. – Л.: Издание института оленеводства, 1933. – Вып. 1. – С. 99-164.
228. Андреев, В. Н. Оленьи пастбища и растительный покров Полярного Приуралья / В. Н. Андреев, К. Н. Игошина, А. И. Лесков // *Советское оленеводство*. – Л.: Издание института оленеводства, 1935. – Вып. 5. – С. 171-406.
229. Андрухова, Т. В. Мониторинг элементного состава аэрозольных загрязнений снегового покрова г. Барнаула за период 2002—2011 гг / Т. В. Андрухова, В. И. Букатый, И. А. Суторихин // *Ползуновский вестник*. – 2011. – № 4-2. – С. 86-89.
230. 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. – № 9-7. – С. 1527-1531.

231. Арбузов, С. И. Геохимия редких элементов в углях Сибири / С. И. Арбузов, В. В. Ершов. – Томск : Изд. Дом «Д-Принт», 2007. – 468 с.
232. Артамонова, С. Ю. Геохимические особенности аэрозольного загрязнения в районе Сибирского химического комбината / С. Ю. Артамонова // Химия в интересах устойчивого развития. – 2012а. – Т. 20. – № 4. – С. 405-418.
233. Артамонова, С. Ю. Минерально-геохимические индикаторы техногенных источников аэрозольного загрязнения / С. Ю. Артамонова, А. С. Лапухов, Л. В. Мирошниченко, Л. И. Разворотнева // Химия в интересах устойчивого развития. – 2007. – Т. 15. – № 6. – С. 643-652.
234. Артамонова, С. Ю. Техногенные аэрозоли в зоне влияния Новосибирского завода химкоцентратов / С. Ю. Артамонова // Недропользование. Горное дело. Направления и технологии поиска, разведки и разработки месторождений полезных ископаемых. Геоэкология: Сборник материалов Международной научной конференции Интерэкспо ГЕО-Сибирь 2014 (Новосибирск, 8-18 апреля 2014 г.) – Новосибирск: СГГА, 2014а. – Т.4. – № 2. – С. 143-148.
235. Артамонова, С. Ю. Уран и торий в аэрозольных выпадениях г. Новосибирска и его окрестностей (Западная Сибирь) / С. Ю. Артамонова // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2020. – Т. 331 – № 7. – С. 212-223.
236. Артамонова, С. Ю. Химический и фазовый состав техногенных аэрозолей в районе Сибирского химического комбината (Томская обл.) / С. Ю. Артамонова // Химия в интересах устойчивого развития. – 2014b. – Т. 22. – № 6. – С. 229-240.
237. Артамонова, С. Ю. Экология городов: анализ и оценка с помощью РФА-СИ на примере Новосибирска / С. Ю. Артамонова // Поверхность. Рентгеновские, синхротронные и нейтронные исследования. – 2011. – № 11. – С. 66-71.
238. Артамонова, С. Ю. Элементный состав твердых осадков снежного покрова в районе Новосибирского оловокомбината (2005-2016 гг.) / С. Ю. Артамонова, Н. А. Попов // Недропользование. Горное дело. Направления и технологии поиска, разведки и разработки месторождений полезных ископаемых. Геоэкология: Сборник материалов Международной научной конференции Интерэкспо ГЕО-Сибирь 2017 (Новосибирск, 17-21 апреля 2017 г.) – Новосибирск: СГУГиТ, 2017. – Т. 4. – № 2. – С. 141-145.
239. Артамонова, С. Ю. Уран в техногенных аэрозолях промышленных районов Новосибирска / С. Ю. Артамонова // Химия в интересах устойчивого развития. – 2012b. – Т. 20. – № 5. – С. 507-513.
240. Атлас Ямало-Ненецкого автономного округа / Гл. ред. С. И. Ларин. – Омск: Омская картографическая фабрика, 2004. – 303 с.
241. Ахмерова, Д. Н. Биоиндикация загрязнения атмосферного воздуха по состоянию хвои сосны обыкновенной на территории города Бирск / Д. Н. Ахмерова, Н. В. Шахринова // Достижения науки и образования. – 2018. – Т. 1. – № 8 (30). – С. 7-9.

242. Базилевич, Н. И. Почвы Алтайского края / Н. И. Базилевич, П. И. Шаврыгин. – М.: АН СССР, 1959. – С.46-65.
243. Бакулин, В. В. География Тюменской области : учебное пособие / В. В. Бакулин, В. В. Козин. – Екатеринбург : Средне-Уральское книжное издательство, 1996. – 240 с.
244. Баранов, В. И. Радиометрия: учебник / В. И. Баранов. – 2-е изд., исправ. – М.: Изд-во Академии наук СССР, 1956. – 343 с.
245. Баргальи, Р. Биогеохимия наземных растений / Р. Баргальи; пер. с англ. И. Н. Михайловой. – М. : ГЕОС, 2005. – 457 с.
246. Бахур, А. Е. Po-210 и Pb-210 в объектах окружающей среды. Методы определения / А. Е. Бахур, Л. И. Мануилова, Т. М. Овсянникова // АНРИ. – 2009. – № 1 (56). – С. 29-40.
247. Берсенева, М. Л. Содержание тяжелых металлов в снеговом покрове окрестностей города Красноярска / М. Л. Берсенева // Наука и образование: опыт, проблемы, перспективы развития. – 2016. – С. 153-155.
248. Бобров, В. А. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов (методические разработки) / В. А. Бобров, А. М. Гофман. – Новосибирск: ИГиГ СОАН СССР, 1971. – 67 с.
249. Бобров, В. А. Природные и техногенные радиоизотопы и микроэлементы в разрезе торфяной залежи верхового болота Дулиха (Прибайкалье: ретроспективные оценки атмосферного поступления минерального вещества / В. А. Бобров, В. В. Будашкина, М. С. Мельгунов, Г. А. Леонова, А. Е. Мальцев // Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири. – 2019. – № 2. – С. 93-102.
250. Бобров, В. А. Оценка потоков минерального вещества из атмосферы на основе микроэлементного состава торфяной залежи верхового болота Бакчар-1 (южная тайга Западной Сибири) / В. А. Бобров, Ю. И. Прейс, В. В. Будашкина // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2013. – № 1. – С. 20-29.
251. Большунова, Т. С. Оценка степени трансформации природной среды в районах нефтегазодобывающего комплекса Томской области по данным изучения снегового покрова и лишайников-эпифитов: дис. ... канд. геол.-мин. наук: 25.00. 36 / Большунова Татьяна Сергеевна. – Томск, 2015. – 182 с.
252. Бондарев, А. Я. Звери / А. Я. Бондарев // Энциклопедия Алтайского края: в 2 т. – Барнаул: Алтайское книжное издательство, 1995. – Т. 1. – С. 64-68.
253. Боровик-Романова, Т. Ф. Спектральное определение микроэлементов в растениях и почвах / Т. Ф. Боровик-Романова, М. М. Фарафонов, И.Ф. Грибовская – М.: Наука, 1973. – 113 с.
254. Бортникова, С. Б. Методы анализа данных загрязнения снегового покрова в зонах влияния промышленных предприятий (на примере г. Новосибирск) / С. Б. Бортникова, В. Ф. Рапута,

- А. Ю. Девятова, Ф. Н. Юдахин // Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2009. – № 6. – С. 515-525.
255. Брылева, В. А. Поговорим о радиации [Электронный ресурс] / В. А. Брылева, Л. В. Комаровская, Е. Н. Зимич // Школьникам об атомной энергетике. – Вып. 13-15. – 2012.
256. Будаева, Ю. С. Анализ распределения урана и тория на территории г. Юрга по данным изучения снегового покрова / Ю. С. Будаева, А. В. Таловская, Е. Г. Язиков, Е. С. Торосян // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы VI Международной конференции (Томск, 20-24 сентября 2021 г.). – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2021. – Т. 1. – С. 97-101.
257. Бураева, Е. А. Космогенный бериллий-7 в земной атмосфере / Е. А. Бураева, В. С. Малышевский, В. И. Ратушный // Глобальная ядерная безопасность. – 2020. – № 4 (37). – С. 17-29.
258. Бураева, Е. А. Содержание космогенного ^7Be в приземном слое воздуха умеренных широт / Е. А. Бураева, М. Г. Давыдов, Л. В. Зорина, В. С. Малышевский, В. В. Стасов // Атомная энергия. – 2007. – Т. 102. – № 6. – С. 370-374.
259. Бурлакова, Л. М. Почвы. Земельные ресурсы / Л. М. Бурлакова, Т. А. Пудовкина // Энциклопедия Алтайского края: в 2 т. – Барнаул: Алтайское книжное издательство, 1995. – Т. 1. – С. 53-57.
260. Бязров, Л. Г. Лишайники – индикаторы радиоактивного загрязнения / Л. Г. Бязров. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2005. – 476 с.
261. Бязров, Л. Г. Лишайники в экологическом мониторинге / Л. Г. Бязров. – М.: Научный мир, 2002. – 336 с.
262. Вангниц, П. Р. Ленточные боры / П. Р. Вангниц. – М.: Госбумиздат, 1953. – 64 с.
263. Вардуни, Т. В. Особенности аккумуляции радионуклидов наземными мхами в зоне многолетнего техногенного воздействия, на примере пилезии многоцветковой / Т. В. Вардуни, Т. М. Минкина, Е. А. Бураева, С. Н. Горбов, С. С. Манджиева, Г. В. Омельченко, ..., С. Н. Сушкова // Политематический сетевой электронный научный журнал Кубанского государственного аграрного университета. – 2014. – № 101 (07). – С. 151-165.
264. Василенко, В. Н. Мониторинг загрязнения снежного покрова / В. Н. Василенко, И. М. Назаров, Ш. Ф. Фридман. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 185 с.
265. Виноградов, А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах / А. П. Виноградов. – М.: Изд-во АН СССР, 1957. – 238 с.
266. Володина, Д. А. Оценка пылеаэрозольного загрязнения в зоне влияния цементного завода на основе изучения снегового покрова (Новосибирская область) / Д. А. Володина, А. В. Таловская, Е. Г. Язиков, А. Ю. Девятова, А. В. Еделев // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2022. – Т. 333. – № 10. – С. 69-85.

267. Володина, Д. А. Радиоактивные элементы (U, Th) в снеговом покрове в районах расположения цементных заводов юга Западной Сибири / Д. А. Володина, А. В. Таловская, Е. Г. Язиков // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы VI Международной конференции (Томск, 20-24 сентября 2021 г.). – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2021. – Т. 1. – С. 118-122.
268. Гавшин, В. М. Свидетельства фракционирования химических элементов в атмосфере Западной Сибири по данным исследования верхового торфяника / В. М. Гавшин, Ф. В. Сухоруков, В. В. Будашкина, М. С. Мельгунов, В. А. Бобров // Геохимия. – 2003. – № 12. – С. 1337-1344.
269. Галяутдинова, Р. Р. Методы оценки последствий воздействия радиации на окружающую среду и здоровье человека / Р. Р. Галяутдинова, О. И. Дружинская // Актуальные вопросы и перспективы развития научно-исследовательской деятельности студентов и аспирантов. – 2016. – С. 50-55.
270. Гарибова, Л. В. Водоросли, лишайники и мохообразные СССР / Л. В. Гарибова, Ю. К. Дундин, Т. Ф. Коптяева, В. Р. Филин. – М. : Мысль, 1978. – 365 с.
271. География Ямало-Ненецкого автономного округа. Природа, население, хозяйство, экология (8-9 класс): учеб. пособие для общеобразовательных учреждений / В. М. Калинин, В. В. Козин, С. И. Ларин. – Тюмень: Изд-во Тюм. гос. ун-та, 2001. – 327 с.
272. Городков, Б. Н. Материалы для познания горных тундр Полярного Урала / Б. Н. Городков // Труды ледниковых экспедиций. – 1935. – № 3. – С. 177-244.
273. ГОСТ 26307-84. Источники гамма-излучения радиоактивные закрытые. Методы измерения параметров. – М.: Государственный комитет СССР по стандартам, 1984. – 37 с.
274. Гречкина, В. В. Особенности аккумуляции радионуклидов наземными мхами на территории различных природных зон России / В. В. Гречкина, С. В. Лебедев, Ю. К. Петруша // Международный журнал гуманитарных и естественных наук. – 2020. – № 11-1. – С. 13-16.
275. Григор, Г. Г. Природное и сельскохозяйственное районирование СССР / Г. Г. Григор, А. А. Земцов // Вопросы географии. Сб. 55. – М.: Географгиз, 1961. – С. 82-90.
276. Дружинин, С. В. Бериллий-7 в атмосферных осадках и растениях Архангельской области / С. В. Дружинин, Г. П. Киселев // Геология морей и океанов: Материалы XVIII Международной научной конференции (школы) по морской геологии (Москва, 16-20 ноября 2009 г.). – М.: ГЕОС, 2009. – Т. III. – С. 34-39.
277. Дружинин, С. В. Изотопы бериллий-7, полоний-210, свинец-210 в атмосферных осадках и аэрозолях г. Архангельска / С. В. Дружинин, Г. П. Киселёв // Вестник Поморского университета. Серия «Естественные и точные науки». – 2010. – № 4. – С. 15-19.

278. Дружинин, С. В. Исследования бериллия-7 в природных средах Архангельской области / С. В. Дружинин, Г. П. Киселев // Геология морей и океанов: Материалы XXI Международной научной конференции (школы) по морской геологии (Москва, 16-20 ноября 2015 г.). – М.: ГЕОС, 2015. – Т. III. – С. 32-35.
279. Ермолов, Ю. В. Фоновые концентрации химических элементов в снежном покрове центрального сектора Западной Сибири / Ю. В. Ермолов, И. Д. Махатков, С. А. Худяев // Оптика атмосферы и океана. – 2014. – Т. 27. – № 9. – С. 790-800.
280. Ефремова, Т. Т. Аккумуляция ^{137}Cs в болотах междуречья Оби и Томи / Т. Т. Ефремова, Ф. В. Сухоруков, С. П. Ефремов, В. В. Будашкина // Почвоведение. – 2002. – № 1. – С. 100-107.
281. Жалов, Х. Х. Мохообразные как биоиндикаторы в качестве экологии загрязнения природы Самаркандской области / Х. Х. Жалов, Д. Ж. Амриддинова // Вестник современных исследований. – 2019. – № 1.2. – С. 19-21.
282. Занин, Г. В. Геоморфология Алтайского края / Г. В. Занин // Природное районирование Алтайского края: труды особой комплексной экспедиции по землям нового сельскохозяйственного освоения. – М.: Изд-во АН СССР, 1958. – Т. 1. – С. 62-98.
283. Зарипова, Л. Д. Физические основы дозиметрии. Радиационная безопасность: учеб. – метод. пособие для студентов физического факультета / Л. Д. Зарипова. – Казань: Изд-во Казанск. гос. ун-та. – 2008. – 42 с.
284. Зверева, О. С. Гидрографическое описание территории / О. С. Зверева // Производительные силы Коми АССР. – М.: Изд-во АН СССР, 1955. – Т. II, ч. II. – С. 22-59.
285. **Золотухина, К. А.** Особенности поступления ^7Be и ^{210}Pb в составе снеговых выпадений юга Западной Сибири (Новосибирск) / К. А. Золотухина, М. С. Мельгунов // Недропользование. Горное дело. Направления и технологии поиска, разведки и разработки месторождений полезных ископаемых. Экономика. Геоэкология: Сборник материалов Международной научной конференции Интерэкспо ГЕО-Сибирь 2018 (Новосибирск, 23-27 апреля 2018 г.). – Новосибирск: СГУГиТ, 2018. – Т. 3. – С. 227-233.
286. **Золотухина, К. А.** Радионуклидный состав дождевых вод / К. А. Золотухина, М. С. Мельгунов, Б. Л. Щербов, Ю. С. Восель, И. С. Журкова // Науки о Земле. Современное состояние: Материалы V Всероссийской молодежной научно-практической школы-конференции (Геологический полигон «Шира», республика Хакасия, Россия, 30 июля - 5 августа 2018 г.). – Новосибирск: ИПЦ НГУ, 2018. – С. 123-126.
287. Иванов, А. О. Эколого-геохимическое состояние приземного слоя атмосферного воздуха г. Томска и Обь-Томского междуречья в 2006 г. (по итогам снеговой съемки 2006 г.) / А. О. Иванов // Вестник Томского государственного университета. – 2007. – № 298. – С. 194-197.

288. Карманова, Н. Г. Универсальная методика рентгенофлуоресцентного силикатного анализа горных пород на спектрометре ARL-9900XP / Н. Г. Карманова, Н. С. Карманов // VII Всероссийская конференция по рентгеноспектральному анализу: тезисы докладов (Новосибирск, 19-23 сентября 2011 г.) – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2011. – С. 126.
289. Карпенко, Е. И. Комплексная оценка радиационного воздействия объектов ядерной энергетики на окружающую среду и человека: дис. ... докт. биол. наук: 03.01.01 / Карпенко Евгений Игоревич – Обнинск, 2020. – 317 с.
290. Карякин, А. В. Эмиссионный спектральный анализ объектов биосферы / А. В. Карякин, И. Ф. Грибовская – М.: Наука, 1979. – 208 с.
291. Келлер, Б. А. По долинам и горам Алтая. Ботанико-географические исследования / Б. А. Келлер. – Казань: Типо-литография Императорского университета, 1914. – 446 с.
292. Козырева, Ю. В. География Алтайского края: учебное пособие / Ю. В. Козырева, Н. В. Рыгалова. – Барнаул: Изд-во АлтГУ, 2013. – 136 с.
293. Королева, Ю. В. Использование мхов *Hylocomium splendens* и *Pleurozium schreberi* для оценки абсолютных значений атмосферных выпадений тяжелых металлов в Калининградской области / Ю. В. Королева // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. Серия: Естественные и медицинские науки. – 2006. – № 7. – С. 29-34.
294. Кравцов, В. М. География Новосибирской области: учебное пособие для общеобразовательных учреждений / В. М. Кравцов, Р. П. Донукалова. – 3-е изд., испр. и доп. – Новосибирск: ИНФОЛИО-пресс, 1999. – 208 с.
295. Кременчуцкий, Д. А. Оценка потока ^7Be с влажными атмосферными выпадениями / Д. А. Кременчуцкий // Системы контроля окружающей среды. – 2012. – № 17. – С.148-152.
296. Кременчуцкий, Д. А. Формирование и эволюция поля концентрации бериллия-7 (^7Be) в поверхностном слое вод Черного моря: дис. ... канд. геогр. наук: 25.00.28 / Кременчуцкий Дмитрий Александрович. – Севастополь, 2019. – 142 с.
297. Кубасова, М. С. Экологическая оценка накопления ^{137}Cs лесными объектами Архангельской области почвой, мхами, лишайниками, грибами и ягодами: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08 / Кубасова Мария Сергеевна. – Москва, 2016. – 22 с.
298. Кудрицкий, Ю. К. Гигиеническое значение биологической эффективности естественного фона ионизирующего излучения / Ю. К. Кудрицкий, В. И. Карпов // Медицина и здравоохранение. Сер. Гигиена: Обзор. информ. ВНИИМИ. – 1984. – № 3. – С. 22-36.
299. Кузьменко, Н. Е. Химия. Для школьников старших классов и поступающих в вузы / Н. Е. Кузьменко, В. В. Еремин, В. А. Попков. – М.: Дрофа. – 1995. – 33 с.

300. Куценогий, К. П. Метод обратных траекторий для идентификации источников атмосферных аэрозолей регионального и глобального масштабов / К. П. Куценогий, А. И. Смирнова // Оптика атмосферы и океана. – 2001. – Т. 14. – № 6-7. – С. 510-514.
301. Леманн, Э. Э. Материалы для флоры Бийского уезда Томской губернии / Э. Э. Леманн // Труды общества естествоиспытателей при императорском Казанском университете. – Казань: Типо-литография Императорского университета, 1903. – Т. 38. – Вып. 2. – 52 с.
302. Леонова, Г. А. Природные радиоизотопы и ^{137}Cs в разрезе Шерстобитовского верхового болота Барабинской лесостепи (Западная Сибирь) / Г. А. Леонова, М. С. Мельгунов, **К. А. Мезина**, А. Е. Мальцев, Ю. И. Прейс // Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири. – 2021. – № 1. – С. 96-109.
303. Логиновский, В. П. Содержание радионуклидов и тяжелых металлов в компонентах сосновых экосистем ленточных боров Алтая: автореф. дис... канд. б. наук: 06.00.16 / В. П. Логиновский. – Барнаул: Алтайский государственный университет, 2005. – 20 с.
304. Лунёв, М. И. Содержание естественных радионуклидов в почвах сельскохозяйственных угодий России / М. И. Лунев, П. М. Орлов // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы III Международной конференции. – Томск: СТУ, 2009. – С. 325-328.
305. Макарычев, С. В. Взаимосвязь почвенного увлажнения дерново-подзолистых почв и пожароопасности в условиях юго-западной части сосновых боров Алтая / С. В. Макарычев // Проблемы обеспечения безопасности (Безопасность-2021). – 2021. – С. 170-173.
306. Максимов, М. Т. Радиоактивное загрязнение и их измерение: учеб. пособие / М. Т. Максимов, Г. О. Оджагов. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Энергоатомиздат, 1989. – 304 с.
307. Малов, В. И. Минеральный состав пылевых аэрозолей снежного покрова окрестности Акташского ртутного месторождения (Республика Алтай) / В. И. Малов, М. А. Густайтис, И. Н. Мягкая, Б. Ю. Сарыг-оол, О. Н. Сурков, Ж. О. Бадмаева, Е. В. Лазарева // Металлогения древних и современных океанов. – 2020. – № 1. – С. 240-244.
308. Мальцев, А. Е. Геохимия сапропелей голоценовых разрезов из малых озер юга Западной Сибири и Восточного Прибайкалья / А. Е. Мальцев, Г. А. Леонова, В. А. Бобров, С. К. Кривоногов. – Новосибирск: Академическое издательство «Гео», 2019. – 444 с.
309. Межибор, А. М. Биогеохимическая характеристика сфагновых мхов и эпифитных лишайников в районах нефтегазодобывающего комплекса Томской области / А. М. Межибор, Т. С. Большунова // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. – 2014. – Т. 325. – № 1. – С. 205-213.
310. **Мезина (Золотухина), К. А.** Радионуклидный состав атмосферных выпадений / **К. А. Мезина (Золотухина)**, М. С. Мельгунов // IX Сибирская конференция молодых ученых по

наукам о Земле: Материалы конференции (Новосибирск, 19-23 ноября 2018 г.). – Новосибирск: ИПЦ НГУ, 2018. – С. 362-364.

311. **Мезина, К. А.** ^7Be , ^{210}Pb , ^{137}Cs в атмосферных осадках на юге и севере Западной Сибири / К. А. Мезина, М. С. Мельгунов, Д. К. Белянин // Геология на окраине континента: Материалы I молодежной научной конференции-школы, приуроченной к 60-летию юбилею ДВГИ ДВО РАН (Владивосток, 14-19 сентября 2019 г.). – Владивосток: Издательство Дальневосточного федерального университета, 2019. – С. 128-130.

312. **Мезина, К. А.** Pb-210 и Po-210 во мхах и лишайниках Западной Сибири / К. А. Мезина, М. С. Мельгунов // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы VI Международной конференции (Томск, 20-24 сентября 2021 г.). – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2021. – Т. 2. – С. 142-146.

313. **Мезина, К. А.** Исследование радионуклидного состава снежного покрова Арктической части Западной Сибири ядерно-геофизическим методом / К. А. Мезина, М. С. Мельгунов, Д. К. Белянин // Актуальные проблемы геологии, геофизики и геоэкологии: Материалы XXXI молодёжной научной школы-конференции, посвящённой памяти член-корреспондента АН СССР К.О. Кратца (Санкт-Петербург, 5-9 октября 2019 г.). – Санкт-Петербург: Своё издательство, 2020. – С. 185-188.

314. **Мезина, К. А.** Радиоактивные элементы во мхах и лишайниках юга и севера Западной Сибири / К. А. Мезина, М. С. Мельгунов // Современные направления развития геохимии: Материалы всероссийской конференции (с участием зарубежных ученых), посвящённой 65-летию Института геохимии им. А.П. Виноградова и 105-летию со дня рождения академика Л.В. Таусона (Иркутск, 21-25 ноября 2022 г.). – Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2022. – Т. 2. – С. 50-53.

315. **Мезина, К. А.** Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в системе «лишайник – лесная подстилка» на примере южной части Западной Сибири // К. А. Мезина, М. С. Мельгунов / Строение литосферы и геодинамика: Материалы XXX Всероссийской молодежной конференции (Иркутск, 16-21 мая 2023 г.). – Иркутск: Институт земной коры СО РАН, 2023. – С. 158-161.

316. Мельгунов, М. С. ^{210}Pb и ^7Be в снеговых пробах из различных ландшафтных зон юга Западной Сибири / М. С. Мельгунов, Б. Л. Шербов, М. В. Рубанов // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы V Международной конференции (Томск, 13-16 сентября 2016 г.). – Томск: STT, 2016. – С. 425-429.

317. Мельгунов, М. С. Аномалии радиоактивности на южном побережье озера Иссык-Куль (Кыргызстан) / М. С. Мельгунов, В. М. Гавшин, Ф. В. Сухоруков, И. А. Калугин, В. А. Бобров, J. Klerkx // Химия в интересах устойчивого развития. – 2003. – Т. 11. – № 6. – С. 869-880.

318. Мельгунов, М. С. Влияние процедуры озоления на правильность определения удельных активностей ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках и мхах / М. С. Мельгунов, **К. А. Мезина** // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы VI Международной конференции (Томск, 20-24 сентября 2021 г.). – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2021. – Т. 2. – С. 147-156.
319. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами / Б. А. Ревич, Ю. Е. Саэт, Р. С. Смирнова, Е. П. Сорокина. – М.: ИМГРЭ, 1982. – 112 с.
320. Михайловская, Л. Н. Поведение ^{137}Cs и Sr в почвенно-растительном покрове некоторых районов Республики Саха (Якутия) / Л. Н. Михайловская, И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева, В. Н. Позолотина // Экология. – 1995. – № 6. – С. 444-447.
321. Михайловская, Л. Н. Радионуклиды глобальных выпадений в растениях наземных экосистем Уральского региона / Л. Н. Михайловская, И. В. Молчанова, М. Г. Нифонтова // Экология. – 2015. – № 1. – С. 9-15.
322. Моисеев, А. А. Цезий-137 в биосфере / А. А. Моисеев, П. В. Рамзаев. – М. : Атомиздат, 1975. – 184 с.
323. Молчанова, И. В. Мхи как накопители радионуклидов / И. В. Молчанова, Н. В. Боченина // Экология. – 1980. – № 3. – С. 42-47.
324. Молчанова, И. В. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове / И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева. – Екатеринбург: УрО РАН, 2001. – 163 с.
325. Нестеров, Е. М. Исследования состояния снегового покрова Санкт-Петербурга / Е. М. Нестеров, Л. М. Зарина, М. А. Маркова, И. В. Грачева, А. В. Воронцова, Ю. А. Макарова // Экология урбанизированных территорий. – 2019. – № 1. – С. 29-35.
326. Нижников, А. И. Цезий-137 в цепочке лишайник-олень-человек на Крайнем Севере СССР (1962-1968 гг.) / А. И. Нижников, М. А. Невструева, П. В. Рамзаев, А. А. Моисеев. – М.: Атомиздат, 1969. – 15 с.
327. Нифонтова, М. Г. Биоиндикация радиоактивного загрязнения среды / М. Г. Нифонтова // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы Международной конференции, посвященной столетию со дня открытия явления радиоактивности и столетию Томского политехнического университета (Томск, 22-24 мая 1996 г.). – Томск: Изд-во ТПУ, 1996. – С. 382-384.
328. Нифонтова, М. Г. Динамика долгоживущих радионуклидов в мохово-лишайниковой растительности / М. Г. Нифонтова // Экология. – 1997. – № 4.
329. Нифонтова, М. Г. Динамика содержания радионуклидов в лишайниках и мхах / М. Г. Нифонтова // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека:

- Материалы II Международной конференции (Томск, 18-22 октября 2004 г.). – Томск: Изд-во «Тандем-Арт», 2004. – С. 472-475.
330. Нифонтова, М. Г. Использование лишайников и мхов для оперативного определения радиоактивного загрязнения природной среды / М. Г. Нифонтова // Дефектоскопия. – 2005. – № 1. – С. 80-84.
331. Нифонтова, М. Г. Лихено- и бриоиндикации радиоактивного загрязнения среды: автореф. дис. ... д-ра биол. наук (в виде доклада): 03.00.16 / Нифонтова Майя Гедальевна – Пермь, 2003. – 50 с.
332. Нифонтова, М. Г. О накоплении стронция-90 и цезия-137 лишайниками в природных условиях / М. Г. Нифонтова, Н. В. Куликов // Экология. – 1977. – № 3.
333. Нифонтова, М. Г. ^{137}Cs в растениях (и фитоценозах) окрестностей Белоярской атомной электростанции им. И.В. Курчатова / М. Г. Нифонтова, Н. В. Куликов // Экология. – 1984. – № 5.
334. Обзор фонового состояния окружающей природной среды на территории стран СНГ за 2015 г. / под ред. Г. М. Черногаевой. – М.: Росгидромет, 2017. – 177 с.
335. Окснер, А. Н. Определитель лишайников СССР. Выпуск 2. Морфология, систематика и географическое распространение / А. Н. Окснер. – Л.: Наука, 1974. – 284 с.
336. Определители лишайников России: 1996-2008. – СПб., 1996. – Вып. 6. – 203 с.; 1998. – Вып. 7. – 166 с.; 2003. – Вып. 8. – 265 с.; Вып. 9. – 329 с.; 2008. – Вып. 10. – 509 с.
337. Определители лишайников СССР: 1971-1978. – Л., 1971. – Вып.1. – 410 с.; 1975. – Вып.3. – 275 с.; 1977. – Вып. 4. – 343 с.; 1978. – Вып. 5. – 303 с.
338. Орумо, К. Особенности воздействия ионизирующего излучения на биологические объекты и методы его радиационного контроля на ядерных объектах / К. Орумо, А. П. Елохин, А. И. Ксенофонов // Глобальная ядерная безопасность. – 2020. – № 2 (35). – С. 16-41.
339. Павлов, В. Е. Снежный покров как индикатор загрязнения урбанизированной территории Алтайского края / В. Е. Павлов, И. А. Суторихин, И. В. Хвостов, Г. С. Зинченко // Оптика атмосферы и океана. – 2009. – Т. 22. – № 1. – С. 96-100.
340. Панкратова, Ю. С. Атмосферные загрязнения на территории Удмуртской республики – оценки на основе анализа мхов-биомониторов / Ю. С. Панкратова, Н. И. Зельниченко, М. В. Фронтасьева, С. С. Павлов // Проблемы региональной экологии. – 2009. – № 1. – С. 57–63.
341. Переволоцкий, А. Н. О содержании ^{40}K , ^{226}Ra и ^{232}Th в лесных почвах республики Беларусь / А. Н. Переволоцкий, Т. В. Переволоцкая // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2014. – Т. 54. – № 2. – С. 193-200.
342. Поддубная, О. В. Физико-химические методы анализа сельскохозяйственных объектов: курс лекций / О. В. Поддубная, Т. В. Булак, К. В. Седнев. – Горки: БГСХА, 2017. – 164 с.

343. Поляков, В. А. Оценка радиоэкологической обстановки на территории северной части Западной Сибири / В. А. Поляков, Е. С. Мельников // Криосфера Земли. – 1998. – Т. 11. – № 1. – С. 36-43.
344. Полякова, А. Биоиндикаторы и методы биоиндикации загрязнения среды / А. Полякова, В. Полякова, Н. Ластовец // Экологический вестник России. – 2002. – № 11. – С. 49-59.
345. Почвоведение: учеб. для ун-тов в 2 ч. / Г. Д. Белицина и др.; под ред. В. А. Ковда, Б. Г. Розанова. – Ч. 1. Почва и почвообразование. – М.: Высшая школа, 1988. – 400 с.
346. Практические рекомендации по вопросам оценки радиационного воздействия на человека и биоту: монография / С. В. Панченко, И. И. Линге, Л. М. Воробьева, и др.; под общ. ред. И. И. Линге, И. И. Крышева. – М.: ООО Сам Полиграфист, 2015. – 265 с.
347. Прейс, Ю. И. Особенности современной аккумуляции минерального вещества на олиготрофных болотах юга лесной зоны Западной Сибири / Ю. И. Прейс, В. А. Бобров, О. Р. Сороковенко // Вестник Томского государственного университета. – 2010. – № 336. – С. 204-210.
348. Пучков, А. В. Естественные и искусственные радионуклиды в снеговом покрове условно чистой территории Ненецкого автономного округа / А. В. Пучков, Е. Ю. Яковлев, С. В. Дружинин // Успехи современного естествознания. – 2020. – № 4. – С. 140-145.
349. Рамзаев, В. Радиоэкологические параметры цепочки «лишайник–северный олень–человек» / В. Рамзаев, М. Н. Троицкая, М. С. Ибатуллин, А. А. Моисеев, Л. Я. Нижников, Я. Л. Дмитриев // Гигиена и санитария. – 1970. – № 6. – С. 40-44.
350. Радиоактивность экосистем: учебное пособие / О. Р. Бадрутдинов, Р. С. Тюменев, Э. А. Шуралев, М. Н. Мукминов. – Казань: Казан. ун-т, 2017. – 201 с.
351. Рапута, В. Ф. Анализ данных наблюдений аэрозольного загрязнения снегового покрова в окрестностях Томска и Северска / В. Ф. Рапута, А. В. Таловская, В. В. Коковкин, Е. Г. Язиков // Оптика атмосферы и океана. – 2011. – Т. 24. – № 1. – С. 74-78.
352. Рапута, В. Ф. Численный анализ данных аэрозольных выпадений примесей от высотного источника / В. Ф. Рапута, В. А. Шлычков, А. А. Леженин, А. Н. Романов, Т. В. Ярославцева // Оптика атмосферы и океана. – 2014. – Т. 27. – № 8. – С. 713-718.
353. Рапута, В. Ф. Экспериментальные и численные исследования загрязнения снежного покрова г. Новосибирска в окрестностях тепловых электростанций / В. Ф. Рапута, А. А. Леженин, Т. В. Ярославцева, А. Ю. Девятова // Известия Иркутского государственного университета. Серия: Науки о Земле. – 2015. – Т. 12. – С. 77-93.
354. Рассадина, К. А. О некоторых малоизвестных лишайниках Сибири / К. А. Рассадина // Ботан. материалы отд. споровых раст. БИН АН СССР. – 1940. – Т. 1. – № 1-3. – С. 3-5.

355. Рекомендации Р 52.18.820-2015. Оценка радиационно-экологического воздействия на объекты природной среды по данным мониторинга радиационной обстановки. – Обнинск, НПО «Тайфун», 2015. – 65 с.
356. Рентгенография основных типов породообразующих минералов (слоистые и каркасные силикаты) / Под ред. В. А. Франк-Каменецкого. – Л.: Недра, 1983. – 359 с.
357. Рихванов, Л. П. Радиоактивные элементы в почвах Сибири / Л. П. Рихванов, В. Д. Страховенко, И. Н. Маликова, Б. Л. Щербов, Ф. В. Сухоруков, В. П. Атурова // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы IV Международной конференции. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2013. – С. 448-451.
358. Рогова, Н. С. Изучение аккумуляционных свойств мхов, используемых при мониторинге загрязнения атмосферы / Н. С. Рогова, Н. К. Рыжакова, А. Л. Борисенко, В. Г. Меркулов // Оптика атмосферы и океана. – 2011. – Т. 24. – № 1. – С. 79-83.
359. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. РД 52.04.186 № 2932-83. – М.: Госкомгидромет, 1991. – 693 с.
360. Рыжакова, Н. К. Биоиндикация загрязнения атмосферного воздуха химическими предприятиями / Н. К. Рыжакова, В. Г. Меркулов, А. Л. Борисенко, Н. Рогова // Известия высших учебных заведений. – 2013. – Т. 56. – № 11/3. – С.254-258.
361. Сазыкина, Т. Г. Моделирование радиозологических процессов в окружающей среде: монография / Т. Г. Сазыкина, А. И. Крышев, И. И. Крышев – М.: ООО «Маска», 2022. – 638 с.
362. Сакс, В. Н. Новосибирская область: Природа и ресурсы / В. Н. Сакс. – Новосибирск : Наука, 1978. – 151 с.
363. Сапожников, Ю. А. Радиоактивность окружающей среды / Ю. А. Сапожников, Р. А. Алиев, С. Н. Калмыков. – М.: Бином. Лаборатория знаний, 2006. – 286 с.
364. Сарнаев, С. И. Оценка экологической обстановки в г. Северске по результатам геохимического исследования природных сред / С. И. Сарнаев, Л. П. Рихванов, А. Л. Мерзляков // Природокомплекс Томской области – 1995. – Т. 1. – С. 224-231.
365. Семёнов, Б. С. Список лишайников, собранных на Алтае М. Г. Марковой и Б. С. Семёновым в 1916 г. / Б. С. Семёнов // Труды студенческого кружка любителей природы при Казанском университете. – 1921. – Вып. 1. – С. 63-70.
366. Систематика и классификации осадочных пород и их аналогов: монография / В. Н. Шванов, В. Т. Фролов, Э. И. Сергеева, и др. – СПб: Недра, 1998. – 352 с.
367. Смоляков, Б. С. Особенности формирования ионного состава атмосферных аэрозолей и осадков на юге Западной Сибири / Б. С. Смоляков, Л. А. Павлюк, К. П. Куценогий, П. К. Куценогий, В. И. Макаров, И. Ю. Конченко // Химия в интересах устойчивого развития. – 1997. – Т. 5. – № 2. – С. 193-200.

368. Стасов, В. В. Исследования источников поступления и процессов переноса радионуклидов в приземной атмосфере промышленных городов: автореф. дис. ... физ.-мат. наук: 25.00.30 / Стасов Виталий Викторович. – Нальчик, 2013. – 23 с.
369. Страховенко, В. Д. Распределение радионуклидов и микроэлементов в лишайниковом покрове различных регионов Западной Сибири / В. Д. Страховенко, Б. Л. Щербов, Е. И. Хожина // Геология и геофизика. – 2005. – Т. 46. – № 2. – С. 206-216.
370. Страховенко, В. Д. Распределение радиоцезия и микроэлементов в системе лишайник-субстрат и в теле лишайника / В. Д. Страховенко, Е. И. Хожина, Б. Л. Щербов // Геохимия. – 2008. – № 2. – С. 141–150.
371. Страховенко, В. Д. Содержание радиоактивных элементов в почвах Сибири / В. Д. Страховенко, И. Н. Маликова, Л. П. Рихванов, Б. Л. Щербов, Ф. В. Сухоруков, Н. В. Барановская, В. П. Атурова // Радиоэкология XXI века: материалы Международной научно-практической конференции. – Красноярск: СФУ, 2012. – С. 352-356.
372. Страховенко, В. Д. Сравнительный анализ распределения концентраций экологически опасных элементов в компонентах окружающей среды разных ландшафтов Сибири / В. Д. Страховенко, Б. Л. Щербов, И. Н. Маликова // Экологический мониторинг окружающей среды. – 2016. – С. 123-140.
373. Стримжа, Т. П. Оценка атмосферного воздуха города Красноярска по снеговому покрову / Т. П. Стримжа, М. В. Неустроева, О. Ю. Перфилова, А. И. Фертиков // Вестник Красноярского государственного педагогического университета им. ВП Астафьева. – 2012. – № 3. – С. 319-327.
374. Сулейманов, Е. В. Радиоактивность в окружающей среде. Радиационный фон внутри помещений: учебное пособие / Е. В. Сулейманов, А. О. Коршунов. – Н. Новгород: ННГУ им. Лобачевского, 2013. – 31 с.
375. Сухоруков, Ф. В. Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири (источники и уровни загрязнения) / Ф. В. Сухоруков, И. Н. Маликова, В. М. Гавшин, С. И. Ковалев, Б. Л. Щербов, М. С. Мельгунов, В. Д. Страховенко, В. М. Цибульчик // Сибирский экологический журнал. – 2000. – № 1. – С. 31-38.
376. Таловская, А. В. Ртуть в пылеаэрозолях на территории г. Томска / А. В. Таловская, Е. А. Филимоненко, Н. А. Осипова, Е. Г. Язиков // Безопасность в техносфере. – 2012. – № 2. – С. 30-34.
377. Таловская, А. В. Динамика загрязнения снегового покрова микроэлементами в окрестностях теплоэлектростанции (на примере Томской ГРЭС-2) / А. В. Таловская, Е. Г. Язиков, Е. А. Филимоненко // Вестник Забайкальского государственного университета. – 2019. – Т. 25. – № 2. – С. 44-53.

378. Таловская, А. В. Динамика элементного состава снегового покрова на территории северо-восточной зоны влияния Томск-Северской промышленной агломерации / А. В. Таловская, Е. А. Филимоненко, Е. Г. Язиков // Оптика атмосферы и океана. – 2014а. – Т. 27. – № 6. – С. 491-495.
379. Таловская, А. В. Исследование состава пылевого аэрозоля на фоновой и городской станциях наблюдения в Томском регионе зимой 2012/13 г. / А. В. Таловская, Д. В. Симоненков, Е. А. Филимоненко, Б. Д. Белан, Е. Г. Язиков, Д. А. Рычкова, С. С. Ильенок // Оптика атмосферы и океана. – 2014б. – Т. 27. – № 11. – С. 999-1005.
380. Таловская, А. В. Мониторинг потоков аэрозольных выпадений в фоновых районах Томской области / А. В. Таловская, Е. Г. Язиков, М. В. Панченко, В. С. Козлов // Оптика атмосферы и океана. – 2007. – Т. 20. – № 6. – С. 517-523.
381. Таловская, А. В. Оценка загрязнения атмосферного воздуха урбанизированных районов Томской области по данным изучения снегового покрова / А. В. Таловская, Е. Г. Язиков, Е. А. Филимоненко // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. – 2014с. – № 5. – С. 408-417.
382. Таловская, А. В. Оценка эколого-геохимического состояния районов г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей: автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук: 25.00.36 / Таловская Анна Валерьевна. – Томск, 2008. – 23 с.
383. Таловская, А. В. Радиогеохимические особенности аэрозольных выпадений в районах размещения предприятий теплоэнергетики (юг Западной Сибири) / А. В. Таловская, Е. Г. Язиков, В. В. Литау, Т. Е. Адильбаева, Е. С. Торосян, Н. А. Осипова // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы VI Международной конференции (Томск, 20-24 сентября 2021 г.). – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2021. – Т. 1. – С. 555-560.
384. Таловская, А. В. Экогеохимия атмосферных аэрозолей на урбанизированных территориях юга Сибири (по данным изучения состава нерастворимого осадка снегового покрова): дис. ... д-ра геол.-мин. наук: 1.6.21 / Таловская Анна Валерьевна. – Томск, 2022. – 373 с.
385. Таловская, А. В. Экспериментальные и численные исследования длительного загрязнения снегового покрова ураном и торием в окрестностях теплоэлектростанции (на примере Томской ГРЭС-2) / А. В. Таловская, В. Ф. Рапута, Е. А. Филимоненко, Е. Г. Язиков // Оптика атмосферы и океана. – 2013. – Т. 26. – № 8. – С. 642-646.
386. Танфильев, Г. И. Бараба и Кулундинская степь в пределах Алтайского округа / Г. И. Танфильев // Труды геологической части кабинета. – СПб., 1902. – Т. 5. – Вып. 2. – С. 59-319.
387. Тентюков, М. П. Геохимия ландшафтов равнинных тундр (на примере Ямала и Большеземельской тундры) / М. П. Тентюков – Сыктывкар: Ин-т биологии, 2010. – 260 с.

388. Титаева, Н. А. Ядерная геохимия: учебник / Н. А. Титаева. – 2-е изд., испр. и доп. – М.: Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.
389. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р. М. Алексахин, Н. П. Архипов, Р. М. Бархударов, И. Я. Василенко и др. – М.: Наука, 1990. – 368с.
390. Усачева, А. А. ^{137}Cs в ландшафтах тундры и тайги Западной Сибири / А. А. Усачева // Металлогения древних и современных океанов. – 2019. – № 1. – С. 288-290.
391. Усачева, А. А. Распределение ^{137}Cs в растениях и почвах фоновых Западно-Сибирских ландшафтов тундры и тайги / А. А. Усачева, И. Н. Семенов, А. Ю. Мирошников // Успехи современного естествознания. – 2016. – № 9. – С. 185-189.
392. Физика: электронный учебно-методический комплекс / Т. П. Сорокина, Б. П. Сорокин, и др. – Красноярск: Красноярский государственный аграрный университет, 2013.
393. Физические основы дозиметрии. Радиационная безопасность: учеб. пособие к общему физическому практикуму, раздел ядерной физики, для обучающихся по направлению «Физика», «Радиофизика», «Астрономия» / Е. В. Воронина, Е. Н. Дулов, А. Г. Иванова, М. М. Бикчантаев – Казань: Казанский федеральный университет, 2017. – 19 с.
394. Филимоненко, Е. А. Минералогия пылевых аэрозолей в зоне воздействия промышленных предприятий г. Томска / Е. А. Филимоненко, А. В. Таловская, Е. Г. Языков, Ю. В. Чумак, С. С. Ильенко // Фундаментальные исследования. – 2013. – № 8-3. – С. 760-765.
395. Филимоненко, Е. А. Особенности вещественного состава пылевых атмосферных выпадений в зоне воздействия предприятия топливно-энергетического комплекса (на примере Томской ГРЭС-2) / Е. А. Филимоненко, А. В. Таловская, Е. Г. Языков // Оптика атмосферы и океана. – 2012. – Т. 25. – № 10. – С. 896-901.
396. Филимоненко, Е. А. Эколого-геохимическая обстановка в районах расположения объектов теплоэнергетики по данным изучения нерастворимой и растворимой фаз снега (на примере Томской области): дис. ... канд. геол.-мин. наук: 25.00.36 / Филимоненко Екатерина Анатольевна. – Томск, 2015. – 21 с.
397. Фор, Г. Основы изотопной геологии: Пер. с англ. / Г. Фор. – М.: Мир, 1989. – 590 с.
398. Хрусталева, И. А. Растительный покров Бурлинского ленточного бора / И. А. Хрусталева // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. – 2008. – № 8. – С. 32-35.
399. Чистякова, Н. Ф. Ямало-Ненецкий автономный округ / Н. Ф. Чистякова // Большая Российская энциклопедия. – М.: БолРосЭнц, 2017. – С. 698-704.
400. Шатилов, А. Ю. Вещественный состав и геохимическая характеристика атмосферных выпадений на территории Обского бассейна: автореф. ... канд. геол.-мин. наук: 25.00.36 / Шатилов Алексей Юрьевич. – Томск, 2001. – 24 с.

401. Шахова, Т. С. Влияние нефтеперерабатывающих заводов на эколого-геохимическую обстановку прилегающих территорий по данным изучения снегового покрова (на примере гг. Омск, Ачинск, Павлодар): дис. ... канд. геол.-минерал. наук: 25.00. 36 / Шахова Татьяна Сергеевна. – Томск, 2018. – 192 с.
402. Шматова, Л. М. Бриоиндикация состояния лесных экосистем района опасных техногенных объектов: дис. ... канд. б. наук: 03.02.08 / Шматова Людмила Михайловна. – Брянск, 2012. – 204 с.
403. Щербов, Б. Л. Искусственные радионуклиды и тяжелые металлы в пищевых цепях коренного населения некоторых районов Западной Сибири / Б. Л. Щербов, И. Н. Маликова, Ф. В. Сухоруков // Сибирский экологический журнал. – 2001. – № 2. – С. 143-151.
404. Щербов, Б. Л. Лесные пожары и их последствия / Б. Л. Щербов, Е. В. Лазарева, И. С. Журкова. – Новосибирск: Академическое издательство «Гео», 2015. – 154 с.
405. Щербов, Б. Л. Сравнительная характеристика современного радиоактивного загрязнения территорий Западной Сибири, прилегающих к Семипалатинскому и Новоземельскому полигонам (на примере Алтая и Пур-Тазовского междуречья) / Б. Л. Щербов, В. Д. Страховенко, И. Н. Маликова, Л. П. Осипова, Ф. В. Сухоруков, А. С. Степин / Сибирский экологический журнал. – 2000. – Т. 1. – С. 51-60.
406. Юркевич, Н. В. Химический состав снегового покрова в зоне влияния промышленных предприятий: источники загрязнения и формы переноса элементов / Н. В. Юркевич, О. П. Саева, Е. П. Бессонова, С. Б. Бортникова, Н. А. Абросимова, А. Ю. Девятова // Недропользование. Горное дело. Направления и технологии поиска, разведки и разработки месторождений полезных ископаемых. Геоэкология: Сборник материалов Международной научной конференции Интерэкспо ГЕО-Сибирь 2014 (Новосибирск, 8-18 апреля 2014 г.) – Новосибирск: СГГА, 2014. – Т. 2. – № 3. – С. 169-174.
407. Язиков, Е. Г. Радиоактивные элементы в атмосферных выпадениях снегового покрова урбанизированных территорий / Е. Г. Язиков, А. В. Таловская, Е. А. Филимоненко, В. В. Литаяу, Т. Е. Адильбаева, Т. С. Шахова // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы V Международной конференции (Томск, 13-16 сентября 2016 г.). – Томск: STT, 2016. – С. 747-751.
408. Язиков, Е. Г. Радиоактивные элементы в атмосферных выпадениях территории юга Западно-Сибирского региона / Е. Г. Язиков, Л. П. Рихванов, А. Ю. Шатилов, А. В. Таловская // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы II Международной конференции. – Томск: Изд-во Тандем-Арт, 2004. – С. 763-767.
409. Язиков, Е. Г. Радиоактивные элементы в природных средах урбанизированных территорий со сложной техногенной нагрузкой юга Западной Сибири / Е. Г. Язиков //

Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы III Международной конференции. – Томск: STT, 2009. – С. 695-701.

410. Язиков, Е. Г. Содержание радиоактивных и редкоземельных элементов в аэрозольных выпадениях снегового покрова различных территорий Западной Сибири / Е. Г. Язиков, Л. П. Рихванов // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы Международной конференции, посвященной столетию со дня открытия явления радиоактивности и столетию Томского политехнического университета (Томск, 22-24 мая 1996 г.). – Томск: Изд-во ТПУ, 1996. – С. 312-316.

411. Язиков, Е. Г. Состав пылеаэрозолей и оценка экологического риска в зоне влияния предприятий нефтегазового комплекса / Е. Г. Язиков, А. В. Таловская, Н. А. Осипова, Е. А. Филимоненко // Газовая промышленность. – 2013. – № 12 (699). – С. 82-85.

412. Язиков, Е. Г. Экогеохимия урбанизированных территорий юга Западной Сибири: дис. ... д-ра геол.-мин. наук: 25.00.36 / Язиков Егор Григорьевич. – Томск, 2006. – 423 с.

ЭЛЕКТРОННЫЕ РЕСУРСЫ

Официальный сайт Алтайского края, <https://www.altairegion22.ru/territory/info/>

Национальный атлас почв Российской Федерации, <https://soil-db.ru/>

Расписание погоды (официальный источник метеорологических данных), <https://rp5.ru/>

Лаборатория воздушных ресурсов (Air Resources Laboratory) NOAA, <https://www.ready.noaa.gov/archives.php/>

ПРИЛОЖЕНИЯ

ПРИЛОЖЕНИЕ А

Таблица А.1 – Реестр образцов 2019 года, отобранных в Арктическом регионе Западной Сибири

№ образца	Дата отбора	S, м²	Координаты точек пробоотбора		V, л	R*, мм	H, см	pH	Eh, мВ	Краткое описание
			с.ш.	в.д.						
1	18.04.19	0,102	66°05'20.7"	76°21'06.9"	24,15	237	98,0	6,62	193	Надымский р-н ЯНАО, западная граница г. Новый Уренгой.
2	18.04.19	0,085	66°04'19.5"	76°52'30.6"	23,85	281	102,0	5,83	205	Пуровский р-н ЯНАО, восточная граница г. Новый Уренгой.
3	18.04.19	0,119	65°57'53.6"	78°07'51.3"	26,00	219	98,0	5,97	206	Пуровский р-н, западная окраина г. Коротчаево.
4	19.04.19	0,051	65°59'03.6"	77°33'45.2"	20,45	401	151,5	5,68	198	Пуровский р-н, между г. Коротчаево и г. Новый Уренгой.
5	19.04.19	0,085	66°34'30.7"	79°21'21.3"	22,55	265	121,0	4,92	240	Тазовский р-н, 102 км трассы Уренгой-Тазовский.
6	19.04.19	0,127	66°13'40.0"	79°10'48.2"	24,35	191	85,5	4,95	240	Пуровский р-н, 60 км трассы Уренгой-Тазовский.
7	19.04.19	0,085	65°59'37.5"	78°33'45.8"	23,15	273	113,5	5,26	230	Пуровский р-н, 20 км трассы Уренгой-Тазовский.
8	20.04.19	0,136	64°59'38.7"	77°41'23.7"	24,40	180	89,5	5,31	217	Пуровский р-н, трасса Сургут-Коротчаево. 5 км до пос. Пуровск, 10 км до пос. Тарко-Сале и 120 км южнее г. Коротчаево.
9	20.04.19	0,102	65°19'15.1"	77°47'08.2"	23,00	226	99,0	5,22	234	Пуровский р-н, трасса Сургут-Коротчаево, 6 км до с. Сывдарма.
10	20.04.19	0,085	65°31'53.2"	77°50'32.7"	22,30	263	114,0	4,85	243	Пуровский р-н, трасса Сургут-Коротчаево.
11	20.04.19	0,110	65°43'27.0"	78°03'06.7"	26,35	239	110,0	4,86	220	Пуровский р-н, трасса Сургут-Коротчаево.
12	21.04.19	0,068	65°54'04.6"	75°30'44.8"	25,55	376	125,5	5,02	229	Надымский р-н, трасса Новый Уренгой-Надым.
13	21.04.19	0,136	65°52'43.7"	74°40'21.8"	23,15	170	77,5	6,05	212	Надымский р-н, трасса Новый Уренгой-Надым. 8 км до пос. Пангоды и 100 км западнее г. Новый Уренгой.
14	21.04.19	0,153	65°36'16.4"	73°55'44.1"	23,85	156	78,0	4,99	232	Надымский р-н, трасса Сургут, 30 км до пос. Правохеттинский.
15	21.04.19	0,102	65°36'17.2"	73°55'43.8"	25,35	249	104,0	5,02	223	Надымский р-н, трасса Сургут. В 30 км от пос. Правохеттинский и 40-50 м от т. 14.
16	22.04.19	0,119	67°11'22.8"	78°50'01.0"	14,15	119	37,5	4,78	239	Тазовский р-н.
17	22.04.19	0,059	66°56'22.5"	79°31'43.8"	12,90	217	97,5	5,03	236	Тазовский р-н.

Примечание: S – площадь пробоотбора; V – объем снеговой воды, полученный при таянии исходного образца; R* – рассчитанное количество выпавших осадков для каждой точки отбора, исходя из объема снеговой воды и площади пробоотбора; H – высота снежного покрова.

Таблица А.2 – Реестр образцов, отобранных в г. Новосибирске, Новосибирской области и Алтайском крае (2017 г.)

Название образца	Дата отбора	S, м²	Координаты точки пробоотбора		V, л	R*, мм	H, см	pH	Eh, мВ	Краткое описание
			с.ш.	в.д.						
Кл1	09.03.17	0,051	54°50'45,6"	83°15'24,4"	14,75	289	123	5,59	453	Новосибирская обл., Новосибирский р-н, п. Ключи.
Кл2	09.03.17	0,059	54°50'45,6"	83°15'24,4"	14,75	248	98	5,42	444	Новосибирская обл., Новосибирский р-н, п. Ключи.
Кр1	10.03.17	0,102	54°18'46,6"	81°55'11,9"	16,00	152	69,5	5,1	480	Новосибирская обл., Ордынский р-н, Караканский бор.
Кр2	10.03.17	0,102	54°21'54,7"	81°06'45,6"	17,95	176	70	4,78	482	Новосибирская обл., Ордынский р-н, Караканский бор.
Кр3	10.03.17	0,136	54°21'54,5"	82°06'44,8"	16,70	123	52	4,66	460	Новосибирская обл., Ордынский р-н, Караканский бор.
Кр4	10.03.17	0,076	54°28'58,1"	82°24'46,9"	16,82	220	57	4,59	443	Новосибирская обл., Искитимский р-н, Караканский бор.
Ак1	13.03.17	0,059	54°50'41,1"	83°06'22,1"	18,10	304	98	5,35	415	г. Новосибирск, Советский р-н, мкр. Академгородок.
Ак2	13.03.17	0,059	54°50'42,1"	83°06'23,6"	15,85	267	88	5,56	428	г. Новосибирск, Советский р-н, мкр. Академгородок.
Алб	19.03.17	0,077	53°38'23,4"	83°44'10,1"	18,50	242	91	5,56	382	Алтайский край, Первомайский р-н, п. Сибирский (рядом с г. Барнаул).

Примечание: S – площадь пробоотбора; V – объем снеговой воды, полученный при таянии исходного образца; R* – рассчитанное количество выпавших осадков для каждой точки отбора, исходя из объема снеговой воды и площади пробоотбора; H – высота снежного покрова.

Таблица А.3 – Реестр образцов, отобранных в г. Новосибирске и Новосибирской области (2018 г.)

Название образца	Дата отбора	S, м²	Координаты точки пробоотбора		V, л	R*, мм	H, см	pH	Eh, мВ	Краткое описание
			с.ш.	в.д.						
Кл	17.03.18	0,136	54°50'45,6"	83°15'24,4"	19,75	145	67	6,22	275	Новосибирская обл., Новосибирский р-н, п. Ключи.
Кр1	14.03.18	0,323	54°28'57,0"	82°24'42,9"	15,65	57	33,5			Новосибирская обл., Искитимский р-н, Караканский бор.
Кр2	14.03.18	0,408	54°24'29,7"	82°12'23,8"	18,65	46	27	5,36	339	Новосибирская обл., Ордынский р-н, Караканский бор.
Кр3	14.03.18	0,255	54°18'14,1"	81°59'44,8"	17,55	69	37,5	5,56	266	Новосибирская обл., Ордынский р-н, Караканский бор.
Кр4	14.03.18	0,323	54°18'45,1"	81°55'10,6"	17,40	54	32	5,23	269	Новосибирская обл., Ордынский р-н, Караканский бор.
Ак	16.03.18	0,110	54°50'41,1"	83°06'22,1"	15,65	142	66	6,69	260	г. Новосибирск, Советский р-н, мкр. Академгородок.

Примечание: S – площадь пробоотбора; V – объем снеговой воды, полученный при таянии исходного образца; R* – рассчитанное количество выпавших осадков для каждой точки отбора, исходя из объема снеговой воды и площади пробоотбора; H – высота снежного покрова.

Таблица А.4 – Реестр образцов, отобранных в г. Новосибирске, Новосибирской области и Алтайском крае (2019 г.)

Название образца	Дата отбора	S, м²	Координаты точки пробоотбора		V, л	R*, мм	H, см	pH	Eh, мВ	Краткое описание
			с.ш.	в.д.						
Кл	21.03.19	0,093	54°50'45,5"	83°15'24,4"	21,00	225	81	5,94	269	Новосибирская обл., Новосибирский р-н, п. Ключи.
Кр1	20.03.19	0,263	54°28'58,6"	82°24'47,0"	20,00	76	43	5,06	296	Новосибирская обл., Искитимский р-н, Караканский бор.
Кр2	20.03.19	0,204	54°26'11,9"	82°18'49,3"	20,20	99	48	5,2	274	Новосибирская обл., Ордынский р-н, Караканский бор.
Кр3	20.03.19	0,229	54°21'54,7"	82°06'45,0"	18,80	82	45	5,86	255	Новосибирская обл., Ордынский р-н, Караканский бор.
Кр4	20.03.19	0,204	54°18'47,9"	81°57'27,9"	19,80	97	40	5,58	265	Новосибирская обл., Ордынский р-н, Караканский бор.
Ак	22.03.19	0,127	54°50'41,1"	83°06'22,1"	21,35	168	72,5	5,9	278	г. Новосибирск, Советский р-н, мкр. Академгородок.
Ал5	15.03.19	0,187	53°38'23,5"	83°44'10,7"	26,15	140	77	4,97	268	Алтайский край, Первомайский р-н, п. Сибирский (рядом с г. Барнаул).

Примечание: S – площадь пробоотбора; V – объем снеговой воды, полученный при таянии исходного образца; R* – рассчитанное количество выпавших осадков для каждой точки отбора, исходя из объема снеговой воды и площади пробоотбора; H – высота снежного покрова.

Таблица А.5 – Реестр образцов, отобранных в г. Новосибирске, Новосибирской области и Алтайском крае (2020 г.)

Название образца	Дата отбора	S, м²	Координаты точки пробоотбора		V, л	R*, мм	H, см	pH	Eh, мВ	Краткое описание
			с.ш.	в.д.						
Кл	23.03.20	0,153	54°50'45,5"	83°15'24,4"	29,10	190	80	6,13	182	Новосибирская область, Новосибирский р-н, п. Ключи.
Ак	27.03.20	0,136	54°50'41,1"	83°06'22,1"	28,15	207	71	6,78	225	г. Новосибирск, Советский р-н, мкр. Академгородок.
Ал7/1	21.03.20	0,093	53°38'23,5"	83°44'10,7"	17,90	192	76,5	5,42	358	Алтайский край, Первомайский р-н, п. Сибирский (рядом с г. Барнаул).
Ал7/2	21.03.20	0,093	53°38'23,5"	83°44'10,7"	17,05	182	77	7,01	321	Алтайский край, Первомайский р-н, п. Сибирский (рядом с г. Барнаул).

Примечание: S – площадь пробоотбора; V – объем снеговой воды, полученный при таянии исходного образца; R* – рассчитанное количество выпавших осадков для каждой точки отбора, исходя из объема снеговой воды и площади пробоотбора; H – высота снежного покрова.

Таблица А.6 – Реестр образцов, отобранных в г. Новосибирске, Новосибирской области и Алтайском крае (2021 г.)

Название образца	Дата отбора	S, м²	Координаты точки пробоотбора		V*, л	R*, мм	Н, см	Краткое описание
			с.ш.	в.д.				
Нс-21-1С	22.03.21	0,187	53°42'16,3"	83°43'38,8"	23,00	123	55	Алтайский край, Тальменский р-н, 14,5 км от р.п. Тальменка (по правой стороне).
Нс-21-2С	22.03.21	0,127	53°42'07,7"	83°42'38,6"	20,55	161	69,5	Алтайский край; Тальменский р-н, 14,5 км от р.п. Тальменка (по левой стороне).
Нс-21-3С	22.03.21	0,136	54°12'52,9"	83°16'15,8"	19,60	144	62	Новосибирская обл., дорога Черепаново – Сузун (от трассы 3,2 км).
Нс-21-4С	22.03.21	0,093	54°50'45,6"	83°15'24,2"	21,50	230	87	Новосибирская область, Новосибирский р-н, п. Ключи.
Нс-21-5С	24.03.21	0,170	55°54'27,6"	83°38'20,2"	21,50	127	62	Томская область, Кожевниковский р-н, в 14,5 км на юго-запад от с. Вороново.
Нс-21-6С	24.03.21	0,170	55°43'11,3"	83°12'01,7"	20,00	118	62,5	Новосибирская обл., Колыванский р-н, в 4,7 км от с. Кандаурово.
Нс-21-7С	24.03.21	0,195	55°08'44,4"	82°38'06,3"	20,85	107	52	Новосибирская обл., Новосибирский р-н, Кудряшовский бор.
Нс-21-8С	25.03.21	0,068	54°48'07,1"	84°59'21,1"	24,25	357	112	Новосибирская обл., Тогучинский р-н, не доезжая 4 км до с. Журавлево Кемеровской обл.
Нс-21-9С	25.03.21	0,136	54°58'21,2"	84°01'26,2"	22,70	167	75	Новосибирская обл., Тогучинский р-н, в 1,3 км от с. Владимировка.
Нс-21-10С	25.03.21	0,127	55°03'35,3"	83°11'26,0"	21,00	165	72	Новосибирская обл., Новосибирский р-н, между с. Раздольное и с. Гусиный Брод.
Нс-21-11С	26.03.21	0,212	54°18'14,8"	81°59'44,5"	22,30	105	50	Новосибирская обл., Ордынский р-н, Караканский бор, до с. Нижнекаменка 5,3 км и береговой линии 3,6 км.
Нс-21-12С	26.03.21	0,195	54°23'52,7"	82°10'42,7"	22,10	113	55	Новосибирская обл., Ордынский р-н, Караканский бор, в 2 км от д. Ерестная со стороны с. Завьялово.
Нс-21-13С	26.03.21	0,187	54°28'58,8"	82°24'47,1"	21,50	115	53	Новосибирская обл., Искитимский р-н, на выезде из Караканского бора.
Нс-21-14С	27.03.21	0,085	54°50'41,1"	83°06'22,1"	16,95	200	80	г. Новосибирск, Советский р-н, мкр. Академгородок.

Примечание: S – площадь пробоотбора; V – объем снеговой воды, полученный при таянии исходного образца; R* – рассчитанное количество выпавших осадков для каждой точки отбора, исходя из объема снеговой воды и площади пробоотбора; Н – высота снежного покрова; образцы Нс-21-1С, Нс-21-2С, Нс-21-4С, Нс-21-11С, Нс-21-12С, Нс-21-13С и Нс-21-14С – мониторинговые точки.

Таблица А.7 – Поток осаднения и удельные активности исследуемых радионуклидов в отобранных образцах снега на территории Новосибирской области и Алтайского края в 2017 году

Название образца	Фракция*	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	Соотношение ⁷ Be/ ²¹⁰ Pb
		Поток осаднения, Бк/(м²×сезон)			Удельная активность, мБк/л**			
Кл1	1	74	109	0,73	257	376	2,5	1,5
	2	11	14	0,05	37	50	0,19	1,4
	3	3,4	28	0,21	12	98	0,74	8,2
	Сумма	88,4	151,0	0,99	306,0	524,0	3,43	1,7
Кл2	1	48	54	0,19	195	218	0,76	1,1
	2	9,9	11	0,06	40	46	0,22	1,2
	3	13	44	0,23	52	175	0,92	3,4
	Сумма	70,9	109,0	0,48	287,0	439,0	1,90	1,5
Кр1	1	33	38	0,15	218	251	0,96	1,2
	2	5,2	4,4	0,03	34	29	0,18	0,9
	3	5,8	24	0,09	38	156	0,58	4,1
	Сумма	44,0	66,4	0,27	290,0	436,0	1,72	1,5
Кр2	1	30	25	0,09	168	143	0,51	0,9
	2	2,9	1,7	0,03	17	9,7	0,19	0,6
	3	5,5	43	0,10	31	244	0,56	7,9
	Сумма	38,4	69,7	0,22	216,0	396,7	1,26	1,8
Кр3	1	31	24	0,13	252	195	1,1	0,8
	2	3,2	1,9	0,04	26	15	0,29	0,6
	3	6,4	25	0,06	52	207	0,48	4,0
	Сумма	40,6	50,9	0,23	330,0	417,0	1,87	1,3
Кр4	1	50	30	0,16	229	138	0,71	0,6
	2	4,3	4,2	0,05	19	19	0,22	1,0
	3	5,3	55	0,08	24	248	0,38	10,3
	Сумма	59,6	89,2	0,29	272,0	405,0	1,31	1,5
Ак1	1	69	94	0,17	227	308	0,56	1,4
	2	5,1	4,4	0,11	17	14	0,35	0,8
	3	8,8	36	0,18	29	119	0,59	4,1
	Сумма	82,9	134,4	0,46	273,0	441,0	1,50	1,6
Ак2	1	49	64	0,38	185	239	1,4	1,3
	2	4,8	5,1	0,07	18	19	0,25	1,1
	3	14	38	0,39	51	143	1,4	2,8
	Сумма	67,8	107,1	0,84	254,0	401,0	3,05	1,6
Алб	1	62	64	0,28	255	263	1,2	1,0
	2	6,1	7,0	0,11	25	29	0,46	1,2
	3	4,4	32	0,06	18	133	0,25	7,4
	Сумма	72,5	103,0	0,45	298,0	425,0	1,91	1,4

Примечание: *1 – крупнозернистая фракция – взвешенное вещество размерностью > 3 мкм, оставшееся после декантации и осевшее при фильтровании снеговой воды через фильтр «синяя лента»; 2 – фракция взвешенного вещества размерностью 0,45-3 мкм, осевшего при последовательном фильтровании через мембранный фильтр 0,45 мкм; 3 – мелкодисперсная фракция растворенного вещества размерностью < 0,45 мкм, полученная в виде сухого остатка при выпаривании отфильтрованного раствора; ** – снеговая вода.

Таблица А.8 – Поток осаднения и удельные активности исследуемых радионуклидов в отобранных образцах снега на территории Новосибирской области в 2018 году

Название образца	Фракция*	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	Соотношение ⁷ Be/ ²¹⁰ Pb
		Поток осаднения, Бк/(м ² ×сезон)			Удельная активность, мБк/л**			
Кл-18-1С	1	28	30	0,18	192	207	1,2	1,1
	2	9,4	9,9	0,07	65	68	0,46	1,0
	3	11	38	0,18	73	259	1,2	3,5
	Сумма	48,4	77,9	0,43	330,0	534,0	2,86	1,6
Ак-18-18С	1	49	58	0,16	344	408	1,1	1,2
	2	4,2	7,4	0,03	30	52	0,19	1,7
	3	9,6	27	0,16	68	190	1,1	2,8
	Сумма	62,8	92,4	0,35	442,0	650,0	2,39	1,5
Кр-18-1С	1	21	24	0,35	375	414	6,2	1,1
	2	1,5	2,1	0,06	26	36	0,97	1,4
	3	1,0	11	0,03	17	196	0,50	11,5
	Сумма	23,5	37,1	0,44	418,0	646,0	7,67	1,5
Кр-18-2С	1	13	8,2	0,04	279	178	0,96	0,6
	2	1,1	0,7	0,02	23	16	0,33	0,7
	3	2,3	7,4	<0,01	50	161	0,08	3,2
	Сумма	16,4	16,3	0,06	352,0	355,0	1,37	1,0
Кр-18-3С	1	17	11	0,03	243	160	0,42	0,7
	2	1,7	1,1	<0,01	25	16	<0,01	0,6
	3	3,0	27	<0,01	43	397	0,07	9,2
	Сумма	21,7	39,1	0,03	311,0	573,0	0,49	1,8
Кр-18-4С	1	12	10	0,02	224	188	0,30	0,8
	2	1,2	0,9	0,01	23	16	0,13	0,7
	3	4,9	13	0,01	91	233	0,24	2,6
	Сумма	18,1	23,9	0,04	338,0	437,0	0,67	1,3

Примечание: *1 – крупнозернистая фракция – взвешенное вещество размерностью > 3 мкм, оставшееся после декантации и осевшее при фильтровании снеговой воды через фильтр «синяя лента»; 2 – фракция взвешенного вещества размерностью 0,45-3 мкм, осевшего при последовательном фильтровании через мембранный фильтр 0,45 мкм; 3 – мелкодисперсная фракция растворенного вещества размерностью < 0,45 мкм, полученная в виде сухого остатка при выпаривании отфильтрованного раствора; ** – снеговая вода.

Таблица А.9 – Поток осаднения и удельные активности исследуемых радионуклидов в отобранных образцах снега на территории Новосибирской области и Алтайского края в 2019 году

Название образца	Фракция*	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	Соотношение ⁷ Be/ ²¹⁰ Pb
		Поток осаднения, Бк/(м ² ×сезон)			Удельная активность, мБк/л**			
Кл-19-1С	1	15	16	0,01	66	71	0,03	1,1
	2	8,4	9,7	0,10	38	43	0,44	1,1
	3	13	36	0,08	56	162	0,34	2,9
	Сумма	36,4	61,7	0,19	160,0	276,0	0,81	1,7
Кр-19-1С	1	4,5	2,4	0,06	59	32	0,73	0,5
	2	0,6	0,6	0,01	8,1	7,6	0,09	0,9
	3	2,4	7,3	0,03	32	96	0,33	3,0
	Сумма	7,5	10,3	0,10	99,1	135,6	1,15	1,4
Кр-19-2С	1	15	14	0,05	149	145	0,54	1,0
	2	1,8	0,9	0,02	18	9,4	0,21	0,5
	3	3,4	17	0,01	34	176	0,09	5,2
	Сумма	20,2	31,9	0,08	201,0	330,4	0,84	1,6
Кр-19-3С	1	7,7	7,9	0,01	93	96	0,17	1,0
	2	0,9	1,1	0,01	10	14	0,07	1,4
	3	1,3	6,4	0,01	16	78	0,06	4,9
	Сумма	9,9	15,4	0,03	119,0	188,0	0,30	1,6
Кр-19-4С	1	4,0	3,7	0,01	42	39	0,06	0,9
	2	3,1	2,5	0,03	32	26	0,31	0,8
	3	5,7	8,4	0,05	59	87	0,55	1,5
	Сумма	12,8	14,6	0,09	132,3	151,5	0,92	1,1
Ак-19-19С	1	37	52	0,07	218	313	0,44	1,4
	2	6,5	7,3	0,01	39	44	0,06	1,1
	3	3,8	16	0,08	23	93	0,50	4,0
	Сумма	47,3	75,3	0,16	280,0	450,0	1,00	1,6
Ал-19-5С	1	26	20	0,05	189	140	0,35	0,7
	2	4,2	3,3	0,03	30	24	0,23	0,8
	3	8,7	33	0,03	62	234	0,19	3,8
	Сумма	38,9	56,3	0,11	281,0	398,0	0,77	1,4

Примечание: *1 – крупнозернистая фракция – взвешенное вещество размерностью > 3 мкм, оставшееся после декантации и осевшее при фильтровании снеговой воды через фильтр «синяя лента»; 2 – фракция взвешенного вещества размерностью 0,45-3 мкм, осевшего при последовательном фильтровании через мембранный фильтр 0,45 мкм; 3 – мелкодисперсная фракция растворенного вещества размерностью < 0,45 мкм, полученная в виде сухого остатка при выпаривании отфильтрованного раствора; ** – снеговая вода.

Таблица А.10 – Поток осаднения и удельные активности исследуемых радионуклидов в отобранных образцах снега на территории Новосибирской области и Алтайского края в 2020 году

Название образца	Фракция*	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	Соотношение ⁷ Be/ ²¹⁰ Pb
		Поток осаднения, Бк/(м ² ×сезон)			Удельная активность, мБк/л**			
Ал-20-7С/1	1	35	27	0,16	182	143	0,83	0,8
	2	5,2	4,2	0,10	27	22	0,50	0,8
	3	19	77	0,14	101	403	0,71	4,0
	Сумма	59,2	108,2	0,40	310,0	568,0	2,04	1,8
Ал-20-7С/2	1	41	34	0,16	226	184	0,87	0,8
	2	7,5	8,2	0,00	41	45	0,02	1,1
	3	11	58	0,08	59	316	0,42	5,4
	Сумма	59,5	100,2	0,24	326,0	545,0	1,31	1,7
Кл-20-1С	1	54	67	0,10	286	350	0,55	1,2
	2	4,9	6,8	0,04	26	36	0,21	1,4
	3	5,8	66	0,08	30	345	0,41	11,5
	Сумма	64,7	139,8	0,22	342,0	731,0	1,17	2,1
Ак-20-25С	1	56	70	0,22	271	339	1,1	1,3
	2	5,1	7,6	0,07	25	37	0,34	1,5
	3	5,6	23	0,07	27	111	0,35	4,1
	Сумма	65,7	100,6	0,36	323,0	487,0	1,79	1,5

Примечание: *1 – крупнозернистая фракция – взвешенное вещество размерностью > 3 мкм, оставшееся после декантации и осевшее при фильтровании снеговой воды через фильтр «синяя лента»; 2 – фракция взвешенного вещества размерностью 0,45-3 мкм, осевшего при последовательном фильтровании через мембранный фильтр 0,45 мкм; 3 – мелкодисперсная фракция растворенного вещества размерностью < 0,45 мкм, полученная в виде сухого остатка при выпаривании отфильтрованного раствора; ** – снеговая вода.

Таблица А.11 – Поток осаднения и удельные активности исследуемых радионуклидов в отобранных образцах снега на территории Новосибирской области и Алтайского края в 2021 году (мониторинговые точки)

Название образца	Фракция*	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	²¹⁰ Pb	⁷ Be	¹³⁷ Cs	Соотношение ⁷ Be/ ²¹⁰ Pb
		Поток осаджения, Бк/(м ² ×сезон)			Удельная активность, мБк/л**			
Нс-21-1С	1	19	11	0,14	154	88	1,1	0,6
	2	3,7	2,0	0,02	30	16	0,15	0,5
	3	13	42	0,06	104	339	0,47	3,3
	Сумма	35,7	55,0	0,22	288,0	443,0	1,72	1,5
Нс-21-2С	1	33	17	0,29	205	107	1,8	0,5
	2	2,6	1,1	0,02	16	6,9	0,10	0,4
	3	11	58	0,07	65	359	0,41	5,5
	Сумма	46,6	76,1	0,38	286,0	472,9	2,31	1,7
Нс-21-4С	1	65	61	0,71	281	266	3,1	0,9
	2	3,3	3,9	0,07	14	17	0,32	1,2
	3	9,6	81	0,06	42	353	0,24	8,4
	Сумма	77,9	145,9	0,84	337,0	636,0	3,66	1,9
Нс-21-11С	1	20	8,7	0,06	186	83	0,58	0,4
	2	1,4	0,5	0,01	14	5,2	0,10	0,4
	3	9,3	47	0,03	89	450	0,30	5,1
	Сумма	30,7	56,2	0,10	289,0	538,2	0,98	1,9
Нс-21-12С	1	20	9,0	0,10	180	79	0,90	0,4
	2	1,7	1,3	0,09	15	12	0,78	0,8
	3	12	54	0,01	103	478	0,11	4,6
	Сумма	33,7	64,3	0,20	298,0	569,0	1,79	1,9
Нс-21-13С	1	27	14	0,15	231	122	1,3	0,5
	2	1,4	0,7	0,01	12	6,2	0,07	0,5
	3	12	54	0,06	108	465	0,48	4,3
	Сумма	40,4	68,7	0,22	351,0	593,2	1,85	1,7
Нс-21-14С	1	41	52	0,15	204	268	0,76	1,3
	2	4,7	6,5	0,03	24	34	0,13	1,4
	3	4,8	36	0,06	24	186	0,28	7,8
	Сумма	50,5	94,5	0,24	252,0	488,0	1,17	1,9

Примечание: *1 – крупнозернистая фракция – взвешенное вещество размерностью > 3 мкм, оставшееся после декантации и осевшее при фильтровании снеговой воды через фильтр «синяя лента»; 2 – фракция взвешенного вещества размерностью 0,45-3 мкм, осевшего при последовательном фильтровании через мембранный фильтр 0,45 мкм; 3 – мелкодисперсная фракция растворенного вещества размерностью < 0,45 мкм, полученная в виде сухого остатка при выпаривании отфильтрованного раствора; ** – снеговая вода.

ПРИЛОЖЕНИЕ Б

Таблица Б.1 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках Бурлинского ленточного бора Алтайского края, отобранных весной 2017 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П-Л1	207,9	12.05.17	0,103	0,10	590	62	9,8	2033	215	34
П-Л2	138,7	12.05.17	0,048	0,12	484	89	3,3	541	100	3,7
П-Л3	218,3	12.05.17	0,090	0,17	525	108	7,0	682	141	9,1
П-Л4	139,8	12.05.17	0,036	0,09	611	137	10	950	213	16
П-Л5	88,8	12.05.17	0,048	0,08	645	100	14	753	117	16
среднее	158,7		0,065	0,11	608	109	9,2	884	153	14
медиана					611	108	10	753	141	16
SD					112	18	4,1	372	50	7,5
SD, %					19	16	45	42	32	55
диапазон					484-772	89-137	3,3-14	541-1495	100-213	3,7-23

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.2 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках Бурлинского ленточного бора Алтайского края, отобранных осенью 2017 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П-225Л	52,2	24.10.17	0,080	0,030	724	184	15,7	1260	320	27
П-226Л	52,1	24.10.17	0,039	0,038	517	162	3,4	718	225	4,7
П-227Л	90,0	24.10.17	0,097	0,069	913	177	12,7	1191	230	17
П-228Л	166,5	24.10.17	0,150	0,080	507	112	6,0	1055	232	12
П-229Л	85,6	24.10.17	0,043	0,066	492	146	3,1	638	189	4,0
П-230Л	95,9	24.10.17	0,211	0,040	699	116	7,6	1676	278	18
П-231Л	77,4	24.10.17	0,218	0,048	404	142	3,7	645	227	6,0
П-232Л	43,7	24.10.17	0,052	0,032	478	205	1,9	644	276	2,5
П-233Л	68,9	24.10.17	0,192	0,051	330	191	3,0	450	260	4,1
П-234Л	54,6	24.10.17	0,031	0,035	448	198	4,0	696	307	6,2
П-235Л	60,4	24.10.17	0,058	0,030	392	180	5,7	789	363	11
П-236Л	43,1	24.10.17	0,024	0,025	364	190	4,4	628	327	7,5
П-237Л	66,2	24.10.17	0,080	0,050	422	193	4,3	604	277	6,2
П18-10Л	68,4	24.10.17	0,034	0,040	658	282	9,6	1103	463	19
П18-11Л	49,8	24.10.17	0,037	0,040	448	129	2,8	558	160	3,5
П18-12Л	65,2	24.10.17	0,136	0,040	403	223	3,3	659	362	5,4
П18-13Л	47,7	24.10.17	0,064	0,040	503	250	8,3	605	295	9,6
П18-14Л	64,8	24.10.17	0,048	0,060	758	332	6,4	896	394	7,6
среднее	69,6		0,089	0,040	526	189	5,9	823	288	9,5
медиана					485	187	4,3	678	277	6,9
SD					159	57	3,7	315	76	6,7
SD, %					30	30	63	38	26	70
диапазон					330-913	112-332	1,9-16	450-1676	160-463	2,5-27

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.3 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках Бурлинского ленточного бора Алтайского края, отобранных весной 2018 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность. Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас. Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П18-1Л	93,8	26.04.18	0,047	0,11	497	139	5,5	440	124	4,8
П18-2Л	101,6	26.04.18	0,046	0,08	658	137	9,5	853	177	12
П18-3Л	111,1	26.04.18	0,055	0,09	428	147	4,9	529	181	6,1
П18-4Л	87,5	26.04.18	0,035	0,09	617	126	5,6	600	123	5,4
П18-5Л	99,8	26.04.18	0,042	0,08	732	185	5,8	886	224	7,0
П18-6Л	89,8	26.04.18	0,032	0,09	639	164	4,0	638	164	4,0
П18-242Л	101,4	26.04.18	0,046	0,08	512	124	4,1	725	173	6,1
П18-243Л	132,5	26.04.18	0,046	0,09	533	112	11	784	165	16
П18-244Л	109,3	26.04.18	0,037	0,09	613	121	8,1	744	147	10
П18-245Л	110,8	26.04.18	0,035	0,09	298	73	2,5	367	90	3,0
П18-246Л	103,0	26.04.18	0,031	0,09	623	137	20	713	157	23
среднее	103,7		0,041	0,089	559	133	7,3	662	157	8,9
медиана					613	137	5,6	713	164	6,1
SD					122	29	4,9	165	36	6,1
SD, %					22	22	66	25	23	68
диапазон					298-732	73-185	2,5-20	367-886	90-224	3,0-23

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.4 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках Бурлинского ленточного бора Алтайского края, отобранных осенью 2018 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность. Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас. Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П18-9/1Л	67,3	09.10.18	0,080	0,040	474	252	7,5	799	425	14
П18-288Л	116,2	09.10.18	0,043	0,088	691	335	5,0	917	445	6,7
П18-289Л	116,2	09.10.18	0,054	0,090	620	314	4,5	801	405	5,8
П18-290Л	102,6	09.10.18	0,032	0,090	652	299	4,0	744	340	4,6
П18-291Л	109,9	09.10.18	0,049	0,090	412	260	4,4	504	318	5,4
П18-292Л	81,7	09.10.18	0,066	0,050	453	258	7,0	741	422	11
П18-293Л	107,8	09.10.18	0,041	0,084	495	186	9,1	635	238	12
П18-294Л	72,7	09.10.18	0,042	0,082	611	311	5,8	544	277	5,2
среднее	96,8		0,051	0,077	551	277	5,9	710	359	8,1
медиана					553	279	5,4	742	373	6,3
SD					104	48	1,8	140	77	3,6
SD, %					19	17	30	20	21	45
диапазон					412-691	186-335	4,0-9,1	504-917	238-445	4,6-14

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.5 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах Бурлинского ленточного бора Алтайского края, отобранных весной 2017 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П-1М	137,7	12.05.17	0,104	0,09	929	133	25	1346	190	39
П-2М	133,5	12.05.17	0,117	0,09	763	150	19	1128	219	26
П-3М	120,9	12.05.17	0,084	0,09	1057	151	74	1420	203	99
П-4М	129,2	12.05.17	0,086	0,09	1072	146	18	1539	210	26
П-5М	190,2	12.05.17	0,086	0,09	904	105	32	1911	222	68
среднее	142,3		0,095	0,09	945	137	34	1469	209	52
медиана					929	146	25	1420	210	39
SD					126	19	23	289	13	31
SD, %					13	14	69	20	6	61
диапазон					763-1072	105-151	18-74	1128-1911	190-222	26-99

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.6 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах Бурлинского ленточного бора Алтайского края, отобранных осенью 2017 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П-237М	39,06	24.10.17	0,087	0,040	733	215	8,9	715	210	8,7
П10-М	79,80	24.10.17	0,118	0,040	784	207	25	1370	367	55
П11-М	64,00	24.10.17	0,044	0,040	738	307	3,8	1181	491	6,1
П12-М	76,70	24.10.17	0,263	0,040	688	226	11	1278	424	23
П13-М	85,70	24.10.17	0,360	0,040	488	201	11	1045	432	24
П14-М	60,40	24.10.17	0,474	0,040	521	225	12	787	340	18
среднее	67,61		0,224	0,040	658	230	12	1063	377	23
медиана					710	220	11	1113	396	21
SD					124	39	7,0	265	97	18
SD, %					19	17	58	25	26	78
диапазон					488-784	201-307	3,8-25	715-1370	210-491	6,1-55

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.7 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах Бурлинского ленточного бора Алтайского края, отобранных весной 2018 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П18-1М	107,7	26.04.18	0,081	0,09	984	164	4,5	1176	196	5,4
П18-2М	80,5	26.04.18	0,065	0,09	898	145	17	804	130	15
П18-3М	127,2	26.04.18	0,148	0,08	521	86	41	845	139	66
П18-4М	97,4	26.04.18	0,053	0,09	891	175	11	965	190	12
П18-5М	118,1	26.04.18	0,054	0,08	1192	217	80	1675	305	113
П18-6М	116,5	26.04.18	0,096	0,10	768	119	11	903	140	13
П18-242М	101,0	26.04.18	0,064	0,09	815	171	7,6	915	192	9
П18-243М	116,0	26.04.18	0,067	0,09	860	131	13	1109	169	17
П18-244М	95,8	26.04.18	0,084	0,09	1174	114	71	1250	122	76
П18-245М	100,9	26.04.18	0,056	0,09	906	182	14	1016	205	16
П18-246М	83,7	26.04.18	0,058	0,06	1121	218	6,8	1513	295	9
среднее	104,1		0,075	0,09	921	157	25	1106	189	32
медиана					898	164	13	1016	190	14,9
SD					195	42	27	279	62	36
SD, %					21	27	106	25	33	113
диапазон					521-1192	86-218	4,5-80	804-1675	122-305	5,4-113

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.8 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах Бурлинского ленточного бора Алтайского края, отобранных осенью 2018 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П18-9/1М	55,1	09.10.18	0,075	0,040	1038	343	5,5	1442	470	7,6
П18-288М	63,5	09.10.18	0,207	0,070	594	300	15	537	272	13
П18-289М	45,5	09.10.18	0,054	0,070	981	345	46	636	223	30
П18-290М	52,2	09.10.18	0,070	0,040	821	336	17	1071	439	22
П18-291М	92,2	09.10.18	0,108	0,050	647	332	8,0	1291	663	16
П18-292М	52,0	09.10.18	0,117	0,042	582	445	4,6	720	552	5,7
П18-293М	48,5	09.10.18	0,044	0,029	838	324	25	1407	543	42
П18-294М	50,3	09.10.18	0,055	0,090	853	304	9,1	477	170	5,1
среднее	57,4		0,091	0,053	794	341	16	948	416	18
медиана					830	334	12	896	455	15
SD					172	45	14	401	176	13
SD, %					22	13	86	42	42	73
диапазон					582-1038	300-445	4,6-46	477-1442	170-663	5,1-42

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.9 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в верхней части лишайника на территории ЯНАО, отобранных осенью 2020 года

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян20-2ЛВ	64,2	16.09.20	0,044	0,045	350	248	2,0	500	353	2,8
Ян20-3ЛВ	107,8	16.09.20	0,018	0,078	322	228	25	443	314	34
Ян20-5Л1В	40,9	16.09.20	0,015	0,048	382	509	2,7	322	430	2,3
Ян20-5Л2В	49,2	16.09.20	0,019	0,040	393	577	1,8	483	709	2,2
Ян20-5Л3В	45,4	16.09.20	0,017	0,040	414	475	5,1	470	539	5,7
Ян20-5Л4В	49,2	16.09.20	0,019	0,048	487	491	3,8	495	499	3,8
Ян20-5Л5В	41,3	16.09.20	0,017	0,048	378	449	3,0	322	383	2,5
Ян20-6ЛВ	49,4	17.09.20	0,012	0,040	622	371	6,9	769	458	8,5
Ян20-8Л1В	39,1	17.09.20	0,017	0,040	571	450	16	559	440	15
Ян20-8Л2В	58,4	17.09.20	0,018	0,075	701	469	76	546	365	59
Ян20-8Л3В	65,4	17.09.20	0,021	0,090	697	475	28	507	345	20
Ян20-10Л5В	70,3	18.09.20	0,007	0,078	460	402	13	413	360	12
Ян20-11Л1В	68,2	19.09.20	0,006	0,063	577	426	8,2	629	465	9,0
Ян20-11Л5В	71,9	19.09.20	0,013	0,063	692	428	26	796	492	30
Ян20-13ЛВ	58,1	19.09.20	0,011	0,090	500	768	5,8	323	496	3,7
Ян20-16ЛВ	61,0	20.09.20	0,017	0,090	426	523	22	289	355	15
среднее	58,7		0,017	0,061	498	455	15	492	438	14
медиана					473	459	7,5	489	435	8,7
SD					129	123	19	149	99	15
SD, %					26	27	121	30	23	109
диапазон					322-701	228-768	1,8-76	289-796	314-709	2,2-59

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.10 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в нижней части лишайника на территории ЯНАО, отобранных осенью 2020 года

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян20-2ЛН	86,4	16.09.20	0,263	0,045	192	34	8,3	369	66	16
Ян20-3ЛН	107,6	16.09.20	0,146	0,078	157	54	46	216	75	63
Ян20-5Л1Н	49,5	16.09.20	0,099	0,048	419	73	8,4	428	74	8,6
Ян20-5Л2Н	47,8	16.09.20	0,085	0,040	453	70	5,7	541	83	6,8
Ян20-5Л3Н	48,9	16.09.20	0,104	0,040	391	56	11	478	69	14
Ян20-5Л4Н	47,8	16.09.20	0,085	0,048	454	48	7,9	448	47	7,8
Ян20-5Л5Н	31,6	16.09.20	0,083	0,048	450	71	7,5	294	46	4,9
Ян20-6ЛН	50,2	17.09.20	0,082	0,040	394	35	15	494	44	18
Ян20-8Л1Н	46,8	17.09.20	0,109	0,040	432	77	33	506	90	38
Ян20-8Л2Н	64,9	17.09.20	0,136	0,075	417	103	82	361	89	71
Ян20-8Л3Н	61,2	17.09.20	0,132	0,090	354	70	45	241	48	30
Ян20-10Л5Н	80,5	18.09.20	0,025	0,078	420	41	41	431	42	42
Ян20-11Л1Н	48,7	19.09.20	0,021	0,063	454	44	10	354	35	7,8
Ян20-11Л5Н	70,4	19.09.20	0,019	0,063	529	46	32	595	51	36
Ян20-13ЛН	53,8	19.09.20	0,042	0,090	450	127	8,6	269	76	5,1
Ян20-16ЛН	71,6	20.09.20	0,066	0,090	464	87	58	369	69	46
среднее	60,5		0,094	0,061	402	65	26	400	63	26
медиана					426	63	13	399	67	17
SD					97	26	23	110	18	21
SD, %					24	39	88	28	29	82
диапазон					157-529	34-127	5,7-82	216-595	35-90	4,9-71

Таблица Б.11 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в слое лесной подстилки на территории ЯНАО, отобранных осенью 2020 года

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян20-2ЛП	130,1	16.09.20	0,799	0,045	103	н/о	54	299	н/о	157
Ян20-3ЛП	66,8	16.09.20	0,193	0,023	277	н/о	79	824	н/о	235
Ян20-5Л1П	77,1	16.09.20	0,506	0,048	421	н/о	56	671	н/о	88
Ян20-5Л2П	66,2	16.09.20	0,689	0,040	320	н/о	50	530	н/о	83
Ян20-5Л3П	80,1	16.09.20	0,605	0,040	364	н/о	85	728	н/о	171
Ян20-5Л4П	71,5	16.09.20	0,574	0,048	248	н/о	61	366	н/о	90
Ян20-5Л5П	55,3	16.09.20	0,661	0,048	647	н/о	66	739	н/о	75
Ян20-6ЛП	106,6	17.09.20	0,332	0,040	640	н/о	243	1705	н/о	648
Ян20-8Л1П	68,1	17.09.20	0,424	0,040	485	н/о	285	827	н/о	486
Ян20-8Л2П	187,3	17.09.20	0,465	0,075	446	н/о	348	1115	н/о	868
Ян20-8Л3П	121,7	17.09.20	0,543	0,090	650	н/о	452	879	н/о	611
Ян20-10Л4П	44,0	18.09.20	0,165	0,063	283	н/о	194	199	н/о	137
Ян20-11Л1П	101,0	19.09.20	0,419	0,063	695	н/о	116	1122	н/о	188
Ян20-11Л5П	84,5	19.09.20	0,407	0,063	835	н/о	190	1128	н/о	257
Ян20-13ЛП	59,4	19.09.20	0,524	0,090	653	н/о	114	431	н/о	75
Ян20-16ЛП	64,5	20.09.20	0,371	0,090	815	н/о	187	584	н/о	134
среднее	86,5		0,480	0,057	493		161	759		269
медиана					466		115	734		164
SD					218		120	382		246
SD, %					44		74	50		91
диапазон					103-835		50-452	199-1705		75-868

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; н/о – ниже предела обнаружения; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.12 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в верхней части лишайника на территории Алтайского края, отобранных осенью 2021 года

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П21-20ЛВ	37,3	25.10.21	0,029	0,017	529	440	2,5	263	219	1,2
П21-24ЛВ	47,6	25.10.21	0,029	0,014	585	357	2,7	413	251	1,9
П21-25Л1В	50,8	25.10.21	0,035	0,023	545	331	3,1	410	249	2,4
П21-25Л2В	33,2	25.10.21	0,019	0,018	582	438	2,6	322	242	1,5
П21-25Л3В	50,4	25.10.21	0,041	0,023	508	416	2,9	305	250	1,7
П21-25Л4В	44,4	25.10.21	0,018	0,040	519	473	2,5	294	268	1,4
П21-25Л5В	34,6	25.10.21	0,017	0,023	459	419	3,2	254	232	1,8
среднее	42,6		0,027	0,022	532	411	2,8	323	245	1,7
медиана					529	419	2,7	305	249	1,7
SD					44	50	0,3	65	16	0,4
SD, %					8,3	12	10	20	6,4	22
диапазон					459-585	331-473	2,5-3,2	254-413	219-268	1,2-2,4

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.13 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в нижней части лишайника на территории Алтайского края, отобранных осенью 2021 года

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П21-20ЛН	37,9	25.10.21	0,055	0,017	747	114	6,0	378	58	3,0
П21-24ЛН	47,6	25.10.21	0,049	0,014	903	66	8,6	636	46	6,0
П21-25Л1Н	51,7	25.10.21	0,062	0,023	754	113	4,3	577	86	3,3
П21-25Л2Н	30,8	25.10.21	0,051	0,018	881	124	5,8	452	64	3,0
П21-25Л3Н	82,8	25.10.21	0,048	0,023	661	75	4,1	652	74	4,0
П21-25Л4Н	54,1	25.10.21	0,048	0,040	708	82	5,0	489	56	3,5
П21-25Л5Н	26,4	25.10.21	0,033	0,023	641	62	5,0	271	26	2,1
среднее	47,3		0,049	0,022	756	91	5,5	493	59	3,6
медиана					747	82	5,0	489	58	3,3
SD					102	26	1,5	140	19	1,2
SD, %					13	28	27	28	33	35
диапазон					641-903	62-124	4,1-8,6	271-652	26-86	2,1-6,0

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.14 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в слое лесной подстилки на территории Алтайского края, отобранных осенью 2021 года

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П21-20ЛП	60,4	25.10.21	0,415	0,017	1062	н/о	146	3792	н/о	522
П21-24ЛП	61,6	25.10.21	0,358	0,014	1168	н/о	110	4999	н/о	469
П21-25Л1П	58,6	25.10.21	0,316	0,023	1182	н/о	143	3079	н/о	372
П21-25Л2П	84,9	25.10.21	0,214	0,018	1076	н/о	93	5074	н/о	438
П21-25Л3П	67,3	25.10.21	0,333	0,023	1047	н/о	108	3132	н/о	323
П21-25Л4П	65,6	25.10.21	0,485	0,040	1252	н/о	166	2055	н/о	272
П21-25Л5П	26,3	25.10.21	0,299	0,023	1259	н/о	111	1469	н/о	130
среднее	60,7		0,346	0,022	1149		125	3371		361
медиана					1168		111	3132		372
SD					89		26	1367		133
SD, %					7,8		21	41		37
диапазон					1047-1259		93-166	1469-5074		130-522

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; н/о – ниже предела обнаружения; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.15 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в верхней части мха на территории Бурлинского ленточного бора, отобранных осенью 2022 года

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П22-518MB	9,9	14.10.22	0,064	0,084	1089	1084	3,6	128	127	0,4
П22-519MB	9,8	14.10.22	0,054	0,073	711	1066	23	95	143	3,0
П22-521MB	6,5	14.10.22	0,109	0,090	1195	1024	22	87	74	1,6
П22-522MB	5,8	14.10.22	0,069	0,055	1057	1427	22	111	150	2,3
среднее	8,0		0,074	0,075	1013	1150	18	105	124	1,8
медиана					1073	1075	22	103	135	2,0
SD					210	186	9	18	34	1,1
SD, %					21	16	53	17	28	60
диапазон					711-1195	1024-1427	3,6-23	87-128	74-150	0,4-3,0

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.16 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в срединной части мха на территории Бурлинского ленточного бора, отобранных осенью 2022 года

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П22-518MC	15,8	14.10.22	0,069	0,084	1554	367	3,6	291	69	0,7
П22-519MC	21,6	14.10.22	0,050	0,073	1384	362	13	410	107	3,8
П22-521MC	11,5	14.10.22	0,106	0,090	1410	379	26	180	48	3,3
П22-522MC	8,6	14.10.22	0,084	0,055	1583	318	29	247	50	4,5
среднее	14,4		0,077	0,075	1483	356	18	282	68	3,1
медиана					1482	364	19	269	59	3,5
SD					100	26	12	97	27	1,7
SD, %					7	7	66	34	40	54
диапазон					1384-1583	318-379	3,6-29	180-410	48-107	0,7-4,5

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.17 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в нижней части мха на территории Бурлинского ленточного бора, отобранных осенью 2022 года

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П22-518MH	17,9	14.10.22	0,082	0,084	1803	52	5,2	384	11	1,1
П22-519MH	19,1	14.10.22	0,057	0,073	1686	44	15	441	12	3,9
П22-521MH	17,1	14.10.22	0,123	0,090	1464	207	37	277	39	6,9
П22-522MH	11,9	14.10.22	0,101	0,055	1649	140	34	355	30	7,3
среднее	16,5		0,091	0,075	1651	111	23	365	23	4,8
медиана					1668	96	24	370	21	5,4
SD					140	78	15	68	14	2,9
SD, %					9	70	67	19	61	60
диапазон					1464-1803	44-207	5,2-37	277-441	11-39	1,1-7,3

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.18 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в слое лесной подстилки на территории Бурлинского ленточного бора, отобранных осенью 2022 года

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П22-11МП	46,4	14.10.22	0,230	0,016	901	н/о	69	2679	н/о	204
П22-13МП	25,0	14.10.22	0,431	0,022	1303	н/о	68	1510	н/о	78
П22-21МП	33,5	14.10.22	0,181	0,018	917	н/о	48	1690	н/о	88
П22-22МП	34,7	14.10.22	0,502	0,023	1389	н/о	83	2140	н/о	128
среднее	34,9		0,336	0,019	1128		67	2005		125
медиана					1110		68	1915		108
SD					255		15	521		57
SD, %					23		22	26		46
диапазон					901-1389		48-83	1510-2679		78-204

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; н/о – ниже предела обнаружения; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.19 – Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках по площади в точке пробоотбора ЯН18-9

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян18-9Л1	149,3	21.09.18	0,061	0,078	274	157	4,7	522	299	8,9
Ян18-9Л2	198,7	21.09.18	0,106	0,099	337	154	11	675	309	21
Ян18-9Л3	143,2	21.09.18	0,072	0,084	379	191	4,5	647	325	7,7
Ян18-9Л4	185,8	21.09.18	0,090	0,090	280	137	7,0	578	282	14
Ян18-9Л5	208,6	21.09.18	0,088	0,093	330	131	11	741	294	24
Ян18-9Л6	200,5	21.09.18	0,073	0,111	384	143	7,1	693	259	13
среднее					331	152	7,4	643	295	15
медиана					333	149	7,0	661	297	14
SD					47	21	2,7	80	23	6,5
SD, %					14	14	36	12	7,7	44
диапазон					274-384	131-191	4,5-11	522-741	259-325	7,7-24

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.20 – Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках по площади в точке пробоотбора Ян19-46

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян19-46Л1	178,3	25.09.19	0,015	0,090	546	237	13	1082	469	26
Ян19-46Л2	149,1	25.09.19	0,011	0,090	498	260	12	826	431	20
Ян19-46Л3	209,6	25.09.19	0,011	0,090	491	188	39	1143	437	90
Ян19-46Л4	179,3	25.09.19	0,011	0,090	469	198	33	935	395	67
Ян19-46Л5	191,3	25.09.19	0,010	0,090	433	170	19	920	361	41
Ян19-46Л6	147,5	25.09.19	0,014	0,090	409	247	16	670	405	26
среднее					474	217	22	929	416	45
медиана					480	218	18	928	418	33
SD					49	36	11	171	37	28
SD, %					10	17	52	18	9	63
диапазон					409-546	170-260	12-39	670-1143	361-469	20-90

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.21 – Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках по площади в точке пробоотбора Ян20-5

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян20-5Л1	90,4	16.09.20	0,061	0,048	402	270	5.8	751	504	11
Ян20-5Л2	70,8	16.09.20	0,063	0,040	406	327	3.7	719	580	6.5
Ян20-5Л3	94,3	16.09.20	0,062	0,040	402	258	8.2	948	608	19
Ян20-5Л4	97,0	16.09.20	0,051	0,048	470	272	5.8	942	546	12
Ян20-5Л5	72,9	16.09.20	0,046	0,048	409	285	4.9	616	429	7.4
среднее					418	282	5.7	795	533	11
медиана					406	272	5.8	751	546	11
SD					29	27	1.7	146	70	5.1
SD, %					7	10	29	18	13	45
диапазон					402-470	258-327	3,7-8,2	616-948	429-608	6,5-19

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.22 – Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках по площади в точке пробоотбора Ян20-8

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян20-8Л1	86,0	17.09.20	0,067	0,040	496	247	25	1065	530	54
Ян20-8Л2	123,4	17.09.20	0,080	0,075	551	276	79	907	455	130
Ян20-8Л3	126,6	17.09.20	0,074	0,090	532	280	36	748	393	51
Ян20-8Л4	219,5	17.09.20	0,118	0,090	398	182	16	970	444	39
среднее					494	246	39	922	455	69
медиана					514	261	30	938	449	52
SD					68	45	28	133	57	42
SD, %					14	18	72	14	12	61
диапазон					398-551	182-280	16-79	748-1065	393-530	39-130

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.23 – Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках по площади в точке пробоотбора Ян20-10

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян20-10Л1	90,1	18.09.20	0,020	0,090	519	394	28	520	395	28
Ян20-10Л2	111,1	18.09.20	0,016	0,060	313	275	20	579	509	38
Ян20-10Л3	134,2	18.09.20	0,014	0,060	562	243	15	1256	544	33
Ян20-10Л4	126,2	18.09.20	0,021	0,063	285	254	39	575	513	79
Ян20-10Л5	150,8	18.09.20	0,017	0,078	439	209	28	843	402	54
среднее					424	275	26	755	473	46
медиана					439	254	28	579	509	38
SD					122	71	9,1	307	69	21
SD, %					29	26	35	41	15	45
диапазон					285-562	209-394	15-39	520-1256	395-544	28-79

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.24 – Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках по площади в точке пробоотбора Ян20-11

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян20-11Л1	116,9	19.09.20	0,013	0,063	525	267	9,0	983	500	17
Ян20-11Л2	115,4	19.09.20	0,011	0,063	449	304	14	829	561	27
Ян20-11Л3	210,4	19.09.20	0,009	0,063	507	229	22	1705	771	73
Ян20-11Л4	179,5	19.09.20	0,017	0,063	456	213	26	1308	612	74
Ян20-11Л5	142,3	19.09.20	0,016	0,063	617	242	29	1404	551	67
среднее					511	251	20	1246	599	52
медиана					507	242	22	1308	561	67
SD					68	36	8,3	347	104	28
SD, %					13	14	41	28	17	54
диапазон					449-617	213-304	9,0-29	829-1705	500-771	17-74

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.25 – Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках по площади в точке пробоотбора П17-1

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П17-1Л1	384,3	12.05.17	0,208	0,11	590	62	9,8	2033	215	34
П17-1Л2	175,1	12.05.17	0,084	0,11	996	139	21	1557	217	32
П17-1Л3	158,5	12.05.17	0,082	0,08	784	91	7,9	1485	173	15
П17-1Л4	113,5	12.05.17	0,036	0,09	719	144	10	906	182	13
среднее					772	109	12	1495	197	23
медиана					752	115	10	1521	199	24
SD					169	39	5,7	462	23	11
SD, %					22	36	47	31	12	47
диапазон					590-996	62-144	7,9-21	906-2033	173-217	13-34

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.26 – Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках по площади в точке пробоотбора П18-1

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П18-1/1Л	93,0	26.04.18	0,051	0,12	493	148	4,1	375	113	3,1
П18-1/2Л	78,5	26.04.18	0,057	0,09	594	113	5,5	518	99	4,8
П18-1/3Л	82,0	26.04.18	0,050	0,09	402	116	4,0	366	106	3,6
П18-1/4Л	73,1	26.04.18	0,043	0,09	519	152	9,2	421	123	7,5
П18-1/5Л	131,9	26.04.18	0,039	0,16	508	151	5,8	419	125	4,7
П18-1/6Л	104,2	26.04.18	0,042	0,09	465	153	4,2	538	177	4,8
среднее					497	139	5,5	440	124	4,8
медиана					501	150	4,8	420	118	4,8
SD					64	19	2,0	73	28	1,5
SD, %					13	14	37	17	23	32
диапазон					402-594	113-153	4,0-9,2	366-538	99-177	3,1-7,5

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.27 – Распределение ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках по площади в точке пробоотбора П21-25

Номер пробы	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П21-25Л1	102,5	25.10.21	0,098	0,07	650	221	3,7	988	336	5,7
П21-25Л2	63,9	25.10.21	0,070	0,06	726	287	4,2	774	306	4,4
П21-25Л3	133,3	25.10.21	0,089	0,08	603	204	3,6	957	324	5,8
П21-25Л4	98,6	25.10.21	0,066	0,08	623	258	3,9	783	324	4,9
П21-25Л5	61,1	25.10.21	0,050	0,06	538	265	4,0	525	258	3,9
среднее					628	247	3,9	805	310	4,9
медиана					623	258	3,9	783	324	4,9
SD					69	34	0,2	184	31	0,8
SD, %					11	14	5	23	10	16
диапазон					538-726	204-287	3,6-4,2	525-988	258-336	3,9-5,8

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.28 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках ЯНАО, отобранных осенью 2018 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян18-2Л	291,2	20.09.18	0,231	0,062	228	71	6,9	1066	332	32
Ян18-3Л	269,3	20.09.18	0,191	0,078	239	81	6,5	822	277	22
Ян18-4Л	384,5	20.09.18	0,220	0,078	86	54	31	424	264	151
Ян18-5Л	143,9	20.09.18	0,073	0,099	489	183	7,5	710	265	11
Ян18-6Л	176,4	20.09.18	0,045	0,090	370	136	7,6	724	267	15
Ян18-7Л	191,9	20.09.18	0,067	0,083	416	169	17	968	393	40
Ян18-8Л	181,0	20.09.18	0,108	0,083	333	153	6,7	728	334	15
Ян18-9Л	181,0	21.09.18	0,082	0,093	331	152	7,4	643	295	15
Ян18-10Л	174,0	21.09.18	0,151	0,078	331	143	6,6	739	319	15
Ян18-11Л	157,2	21.09.18	0,136	0,076	360	149	14	720	292	29
Ян18-12Л	158,7	21.09.18	0,018	0,068	335	151	21	786	354	49
Ян18-13Л	103,2	21.09.18	0,027	0,068	634	248	25	968	378	38
Ян18-14Л	263,8	21.09.18	0,023	0,068	471	154	20	1838	603	77
Ян18-15Л	194,3	21.09.18	0,069	0,078	335	115	28	835	286	70
Ян18-16Л	169,3	22.09.18	0,051	0,090	442	177	7,3	831	332	14
Ян18-17Л	133,8	22.09.18	0,029	0,090	394	203	14	585	302	21
Ян18-18Л	130,0	22.09.18	0,030	0,090	541	194	30	781	280	43
Ян18-19Л	115,7	22.09.18	0,069	0,090	390	217	22	504	281	29
среднее	190,0		0,090	0,081	374	153	15	815	325	38
медиана					365	152	14	760	298	29
SD					123	50	8,9	300	79	34
SD, %					33	33	58	37	24	89
диапазон					86-634	54-248	6,5-31	424-1838	264-603	11-151

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.29 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках ЯНАО, отобранных осенью 2019 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян19-21Л	157,7	21.09.19	0,018	0,130	419	288	12	508	349	14
Ян19-22Л	95,9	21.09.19	0,015	0,063	310	298	21	499	448	31
Ян19-23Л	153,0	21.09.19	0,020	0,090	316	237	20	537	404	35
Ян19-24Л	124,2	21.09.19	0,014	0,090	446	407	21	615	562	29
Ян19-25Л	259,5	22.09.19	0,044	0,090	428	193	10	1233	555	30
Ян19-27Л	203,9	22.09.19	0,159	0,068	240	132	5,2	725	399	16
Ян19-28Л	237,1	22.09.19	0,147	0,068	183	139	7,9	643	489	28
Ян19-29Л	176,9	22.09.19	0,049	0,068	163	173	32	428	454	84
Ян19-30Л	155,3	22.09.19	0,049	0,090	463	219	6,4	800	379	11
Ян19-31Л	125,4	22.09.19	0,058	0,090	401	235	8,2	558	328	11
Ян19-32Л	165,0	22.09.19	0,037	0,090	474	198	22	869	364	41
Ян19-33Л	146,0	23.09.19	0,065	0,090	442	298	7,8	717	484	13
Ян19-34Л	216,9	23.09.19	0,068	0,135	346	259	6,8	556	417	11
Ян19-35Л	174,0	23.09.19	0,133	0,090	373	223	17	720	431	33
Ян19-36Л	138,1	23.09.19	0,125	0,090	320	271	11	492	416	17
Ян19-37Л	127,9	23.09.19	0,028	0,090	309	240	14	439	342	20
Ян19-38Л	132,9	23.09.19	0,064	0,113	390	380	10	460	448	12
Ян19-40Л	206,0	24.09.19	0,045	0,108	346	327	15	660	624	29
Ян19-41Л	117,0	24.09.19	0,040	0,090	452	352	4,6	587	457	6,0
Ян19-42Л	243,6	24.09.19	0,051	0,090	305	190	22	826	514	58
Ян19-43Л	132,8	25.09.19	0,041	0,090	434	254	17	641	374	25
Ян19-44Л	107,0	25.09.19	0,023	0,090	410	328	12	488	390	14
Ян19-45Л	139,6	25.09.19	0,030	0,113	545	288	22	676	358	28
Ян19-46Л	175,8	25.09.19	0,012	0,090	474	217	22	929	416	45
Ян19-47Л	148,9	26.09.19	0,055	0,090	330	220	24	546	364	40
Ян19-48Л	156,4	26.09.19	0,024	0,090	487	208	34	847	361	60
Ян19-49Л	132,1	26.09.19	0,028	0,090	359	206	21	527	303	31
Ян19-50Л	158,0	26.09.19	0,023	0,090	190	167	12	333	294	21
Ян19-51Л	133,4	26.09.19	0,087	0,090	475	289	29	704	428	43
Ян19-52Л	178,7	27.09.19	0,021	0,068	509	325	37	1349	860	97
Ян19-53Л	121,8	27.09.19	0,081	0,090	457	239	17	618	323	23
Ян19-54Л	142,4	28.09.19	0,026	0,120	564	374	53	669	443	62
Ян19-55Л	118,4	28.09.19	0,022	0,090	501	225	34	659	296	45
среднее	157,62		0,052	0,092	390	255	18	662	427	32
медиана					410	239	17	641	416	29
SD					102	69	11	213	110	21
SD, %					26	27	59	32	26	65
диапазон					163-564	132-407	4,6-53	333-1349	294-860	6,0-97

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.30 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках ЯНАО, отобранных осенью 2020 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян20-2Л	150,6	16.09.20	0,170	0,045	260	125	5,6	869	420	19
Ян20-3Л	215,4	16.09.20	0,082	0,078	240	141	35	658	388	97
Ян20-4Л	121,5	16.09.20	0,039	0,045	464	158	35	1252	426	95
Ян20-5Л	425,3	16.09.20	0,057	0,225	419	282	5,7	791	532	11
Ян20-6Л	99,7	17.09.20	0,047	0,040	507	201	11	1263	502	27
Ян20-7Л	136,1	17.09.20	0,034	0,068	396	239	18	799	482	37
Ян20-8Л	555,4	17.09.20	0,086	0,295	480	240	39	904	452	74
Ян20-9Л	123,0	18.09.20	0,010	0,068	367	393	17	669	717	30
Ян20-10Л	612,2	18.09.20	0,018	0,351	423	270	26	738	471	45
Ян20-11Л	764,6	19.09.20	0,013	0,313	511	249	20	1250	610	50
Ян20-12Л	93,3	19.09.20	0,010	0,090	543	396	23	563	410	24
Ян20-13Л	112,0	19.09.20	0,026	0,090	476	460	7,1	592	572	8,9
Ян20-14Л	90,6	20.09.20	0,021	0,063	346	409	14	501	593	20
Ян20-15Л	137,3	20.09.20	0,083	0,090	352	248	10	538	378	16
Ян20-16Л	132,6	20.09.20	0,043	0,090	447	288	42	658	424	61
среднее	251,3		0,049	0,130	415	273	21	803	492	41
медиана					423	249	18	738	471	30
SD					89	102	12	261	96	29
SD, %					22	37	60	33	20	71
диапазон					240-543	125-460	5,6-42	501-1263	378-717	8,9-97

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.31 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах ЯНАО, отобранных осенью 2018 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян18-1М	109,5	20.09.18	0,243	0,065	477	205	4,8	881	372	8,5
Ян18-4М	202,1	20.09.18	0,160	0,048	220	57	36	922	241	151
Ян18-5М	101,7	20.09.18	0,135	0,083	652	265	13	797	324	16
Ян18-8М	75,1	20.09.18	0,132	0,053	556	206	7,6	781	290	11
Ян18-9М	128,2	21.09.18	0,151	0,074	504	174	4,8	877	303	8,3
Ян18-10М	123,9	21.09.18	0,295	0,051	428	146	3,5	1046	356	8,7
Ян18-16М	175,2	22.09.18	0,106	0,078	804	242	16	1796	540	35
Ян18-17М	123,7	22.09.18	0,079	0,045	416	115	18	1145	317	51
Ян18-19М	110,8	22.09.18	0,024	0,096	416	237	30	480	273	35
среднее	127,8		0,147	0,066	497	183	15	970	335	36
медиана					477	205	13	881	317	16
SD					164	67	12	361	87	46
SD, %					33	37	78	37	26	127
диапазон					220-804	57-265	3,5-36	480-1796	241-540	8,3-151

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.32 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах ЯНАО, отобранных осенью 2019 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян19-21М	76,9	21.09.19	0,033	0,078	748	355	17	734	348	17
Ян19-22М	72,9	21.09.19	0,035	0,060	582	301	17	707	366	21
Ян19-25М	107,1	22.09.19	0,092	0,060	502	199	12	897	355	22
Ян19-26М	71,7	22.09.19	0,248	0,070	404	271	4,1	414	278	4,2
Ян19-30М	105,4	22.09.19	0,127	0,070	607	300	5,9	913	451	8,8
Ян19-31М	91,0	22.09.19	0,068	0,090	441	248	14	445	250	14
Ян19-33М	109,8	23.09.19	0,165	0,043	563	307	11	1430	781	27
Ян19-34М	63,2	23.09.19	0,165	0,043	540	509	7,1	790	744	10
Ян19-35М	105,9	23.09.19	0,267	0,053	470	220	3,3	935	438	6,6
Ян19-38М	78,0	23.09.19	0,148	0,060	661	362	47	859	470	61
Ян19-41М	76,0	24.09.19	0,063	0,047	644	366	10	1046	595	17
Ян19-43М	67,5	25.09.19	0,086	0,047	920	432	11	1327	623	17
Ян19-44М	103,6	25.09.19	0,054	0,047	572	216	14	1266	478	30
Ян19-47М	98,5	26.09.19	0,061	0,052	725	282	23	1368	531	44
Ян19-49М	87,6	26.09.19	0,053	0,045	894	317	14	1747	620	27
Ян19-50М	116,1	26.09.19	0,045	0,045	919	247	11	2381	640	28
Ян19-52М	77,4	27.09.19	0,041	0,045	782	301	60	1352	519	103
среднее	88,7		0,103	0,056	645	308	17	1095	499	27
медиана					607	301	12	935	478	21
SD					163	80	15	489	154	24
SD, %					25	26	90	45	31	90
диапазон					404-920	199-509	3,3-60	414-2381	250-781	4,2-103

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.33 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах ЯНАО, отобранных осенью 2020 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
Ян20-1М	44,5	16.09.20	0,244	0,045	405	398	5,0	400	394	5,0
Ян20-6М	36,2	20.09.20	0,088	0,023	840	210	42	1350	337	68
Ян20-9М	102	20.09.20	0,025	0,068	710	349	18	1073	527	27
Ян20-13М	97,1	20.09.20	0,053	0,068	554	375	9,7	797	539	14
Ян20-14М	61,8	20.09.20	0,057	0,050	628	477	9,1	776	590	11
Ян20-16М	57,3	20.09.20	0,084	0,040	627	330	28	898	472	40
среднее	62,1	16.09.20	0,091	0,045	627	357	19	882	477	27
медиана					627	362	14	848	500	20
SD					146	88	14	318	96	23
SD, %					23	25	76	36	20	85
диапазон					405-840	210-477	5,0-42	400-1350	337-590	5,0-68

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.34 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs в лишайниках Бурлинского ленточного бора Алтайского края, отобранных осенью 2019 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П19-1Л	137,1	29.10.19	0,065	0,096	597	238	2,3	855	338	3,3
П19-2Л	106,2	29.10.19	0,048	0,099	595	253	4,9	644	270	5,3
П19-3Л	93,4	29.10.19	0,030	0,168	530	211	6,8	295	117	3,8
П19-4Л	63,7	29.10.19	0,032	0,090	593	292	6,6	419	207	4,7
П19-5Л	64,1	29.10.19	0,133	0,080	413	278	4,7	348	235	4,0
П19-10Л	129,1	29.10.19	0,059	0,101	591	241	5,9	759	309	7,6
П19-11Л	111,5	29.10.19	0,032	0,090	626	264	9,1	775	327	11
среднее	100,7		0,057	0,103	564	254	5,8	585	258	5,7
медиана					593	253	5,9	644	270	4,7
SD					72	27	2,1	227	78	3
SD, %					13	11	37	39	30	50
диапазон					413-626	211-292	2,3-9,1	295-885	117-338	3,3-11

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица Б.35 – Удельные активности и накопленный запас ^{210}Pb , ^7Be и ^{137}Cs во мхах Бурлинского ленточного бора Алтайского края ЯНАО, отобранных осенью 2019 года

Точка наблюдения	Сухой вес, г	Дата отбора	k_{ash}	S, м ²	Удельная активность, Бк/кг на сухой вес			Накопленный запас, Бк/м ²		
					^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs	^{210}Pb	^7Be	^{137}Cs
П19-1М	73,4	29.10.19	0,093	0,090	734	408	5,1	599	333	4,2
П19-2М	62,3	29.10.19	0,056	0,090	880	276	5,3	609	191	3,7
П19-3М	98,0	29.10.19	0,057	0,090	921	250	10	1002	272	11
П19-4М	52,9	29.10.19	0,061	0,090	840	192	7,5	493	113	4,4
П19-5М	66,8	29.10.19	0,064	0,090	835	274	9,5	620	203	7,1
П19-11М	88,0	29.10.19	0,100	0,060	693	218	5,8	975	307	8,2
среднее	73,6		0,072	0,085	817	270	7,2	716	237	6,4
медиана					837	262	6,7	614	238	5,7
SD					87	75	2,1	216	82	2,8
SD, %					11	28	30	30	35	44
диапазон					693-921	192-408	5,1-10	493-1002	113-333	3,7-11

Примечание: k_{ash} – коэффициент озоления; S – площадь отбора; SD – относительное стандартное отклонение.

ПРИЛОЖЕНИЕ В

Таблица В. 1 – Средние содержания ^{238}U (^{226}Ra), ^{232}Th , ^{40}K и ^{137}Cs в подстилающих почвах Алтайского края, Бк/кг

Точка наблюдения	^{238}U (^{226}Ra)	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
П21-1п	19	4,8	218	13
П21-2п	15	6,4	135	50
П21-3п	16	8,4	186	91
П21-4п	19	7,8	212	56
П21-5п	13	6,7	202	63
П21-6п	11	9,0	265	44
П21-7п	9,0	5,4	218	46
П21-8п	15	4,8	211	13
П21-9п	8,6	7,4	223	27
П21-10п	14	4,8	214	17
П21-11п	15	5,0	226	18
среднее	14	6,6	208	42
медиана	15	6,6	213	45
SD	3,6	1,6	33	25
SD, %	26	24	16	60
диапазон	8,6-19	4,8-9,0	135-265	13-91

Примечание: SD – относительное стандартное отклонение.

Таблица В.2 – Средние содержания ^{238}U (^{226}Ra), ^{232}Th , ^{40}K и ^{137}Cs в подстилающих почвах ЯНАО, Бк/кг

Точка наблюдения	^{238}U (^{226}Ra)	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
Ян19-22п	23	12	260	28
Ян19-23п	12	8,8	233	2,9
Ян19-24п	15	4,2	92	10
Ян19-26п	26	10	275	7,0
Ян19-27п	28	8,7	248	<1,0
Ян19-28п	20	11	346	4,5
Ян19-32п	21	11	240	3,2
Ян19-35п	23	13	208	7,6
Ян19-36п	24	3,2	92	16
Ян19-37п	16	3,6	104	8,5
Ян19-38п	10	3,1	71	15
Ян19-40п	28	23	388	26
Ян19-41п	23	20	458	20
Ян19-42п	33	25	414	20
Ян19-43п	20	5,2	98	8,3
Ян19-46п	18	4,9	91	6,6
Ян19-47п	30	22	376	31
Ян19-48п	26	19	361	29
Ян19-50п	41	19	311	62
Ян19-51п	18	5,6	124	29
Ян19-52п	14	3,9	121	26
Ян19-53п	12	2,6	100	25
Ян19-54п	9,3	1,8	66	26
Ян19-55п	8,7	1,4	33	3,1
среднее	21	10	213	17
медиана	20	9	221	16
SD	8	7	130	14
SD, %	39	74	61	81
диапазон	8,7-41	1,4-25	33-458	<1,0-62

Таблица В.3 – Минеральный состав подстилающих почв ЯНАО (первая группа)

№ образца	Минеральный состав образцов
24П	Основная фаза кварц ~ 80-85%, примеси кпш и плагиоклаза ~ 5%, вивианита ~ 5%, слюды и иллит-смектита ~ 5%, амфибола <<5%, следы цеолита, кальцита?
36П	Основная фаза кварц ~ 75-80%, примеси плагиоклаза и кпш <5%, вивианита <5%, слюды ~ 5%, амфибола <5%, малые примеси каолинита, смектита, натролита, ломонтита или гармотома?
37П	Основная фаза кварц ~ 75-80%, примеси слюды ~ 5%, примеси кпш и плагиоклаза <5%, вивианита ~ 5%, амфибола <5%, следы псевдорутила, псиломелана или массикота??
38П	Основная фаза кварц ~ 90-95%, кпш <5%, слабые следы слюды, возможно следы доломита?
43П	Основная фаза кварц ~80-85%, примеси слюды и совсем мало смектита ~ 5%, кпш и плагиоклаза <5%, вивианита <5%, амфибола <5%, малые примеси ильменита или магнезита, доломита, граната?
46П	Основная фаза кварц ~ 80-85%, примеси слюды и смектита ~ 5-10%, кпш и плагиоклаза <5%, вивианита <5%, амфибола <5%, следы баррандита?, пирита, массикота, псевдорутила, ильменита?
51П	Основная фаза кварц ~ 85-90%, примеси слюды ~ 5%, кпш и плагиоклаза <5%, вивианита <5%, амфибола <5%
52П	Основная фаза кварц ~ 80-85%, примеси кпш и плагиоклаза ~ 5%, слюды мусковитового типа ~ 5%, вивианита ~ 5%, амфибола <5%, следы смектита?, или цеолита?
53П	Основная фаза кварц ~ 80-90%, примеси слюды мусковитового типа, иллит-смектита ~ 5%, вивианита ~< 5%, кпш и плагиоклаза <5%, амфибола <5%, возможны следы Mg кальцита?, доломита?, гематита?, цеолита?, сидерита?
54П	Основная фаза кварц ~ 85-90%, примеси слюды мусковитового типа ~ 5%, вивианита <5%, кпш и плагиоклаза <5%, амфибола ~5%, следы кристобалита, гипса с количеством воды <2?
55П	Основная фаза кварц ~ 85-90%, примесь вивианита ~ 5%, малые примеси слюды и иллит-смектита ~ 5%, амфибола <5%, кпш и плагиоклаза <5%, следы цеолита, калиевых квасцов, серпентина?

Таблица В.4 – Минеральный состав подстиляющих почв ЯНАО (вторая группа)

№ образца	Минеральный состав образцов
22П	Основная фаза кварц ~ 65-70%, примеси плагиоклаза и кпш ~ 10-15%, слюды мусковитового типа и иллит-сметита ~ 5-10%, цеолита <5%, вивианита <5%, , амфибола <5%, хлорита <5%, каолинита?, следы гематита?
23П	Основная фаза кварц ~ 70-75%, примеси плагиоклаза и кпш ~ 5-10%, слюды мусковитового типа и иллит-сметита ~ 5-10%, цеолита < 5%, вивианита < 5%, хлорита << 5%, амфибола << 5%, следы гематита?
26П	Основная фаза кварц ~ 65-70%, примеси плагиоклаза и кпш 10-15%, слюды мусковитового типа и иллит-сметита ~ 5-10%, вивианита <5%, хлорита <5%, амфибола <<5%, следы серпентина?, доломита
27П	Основная фаза кварц ~ 65-70%, примеси плагиоклаза и кпш ~ 10-15%, слюды и иллит-сметита ~ 10%, вивианита < 5%, хлорита < 5%, амфибола < 5%, следы кальцита?, доломита?
28П	Основная фаза кварц ~ 60-65%, примеси плагиоклаза и кпш ~ 10-20%, смектита, иллит-сметита и слюды ~ 5-15%, ильменита или магнезита? ~ <5%, амфибола <5%, хлорита <5%, каолинита?, следы доломита, альфа сепиолита или серпентина?
32П	Основная фаза кварц ~ 65-70%, примеси плагиоклаза и кпш ~5-10%, иллит-сметита и слюды ~ 5-15%, Mg хлорита и каолинита? ~ 5%, амфибола <5%, вивианита <5%, цеолита? <5%, следы гипса?
35П	Основная фаза кварц ~ 65-70%, примеси плагиоклаза и кпш ~ 5%, слюды и иллит-сметита ~ 5-10%, Mg хлорита ~ 5%, вивианита <5%, амфибола <5%, следы сидерита, доломита?, псевдорутила?

Таблица В.5 – Минеральный состав подстиляющих почв ЯНАО (третья группа)

№ образца	Минеральный состав образцов
40П	Основная фаза кварц ~ 35-40%, плагиоклаза и кпш ~ 20-30%, слюды мусковитового типа, смектита и иллит-сметита ~ 15-20%, Mg хлорита и, возможно каолинита ~ 5-10%, амфибола ~ 5%, вивианита <5%, следы доломита?
41П	Основная фаза кварц ~ 25-35%, плагиоклаз и кпш ~ 20-25%, слюды мусковитового типа, смектита и иллит-сметита ~ 20-25%, Mg хлорита ~ 10-15%, амфибола <5%, небольшая примесь вивианита?, возможно есть следы кальцита?, доломита?
42П	Основная фаза кварц ~ 30-35%, плагиоклаз и кпш ~ 20-30%, слюда мусковитового типа, смектит и иллит-сметит ~ 20-25%, Mg хлорита ~ 5-10%, небольшая примесь амфибола < 5%, вивианита?, следы кальцита?, доломита?, гематита?
47П	Основная фаза кварц ~ 30-35%, плагиоклаз и кпш ~ 15-20%, слюды мусковитового типа, иллит-сметит и смектит ~ 25-30%, Mg хлорита ~ 5%, амфибола <5%, ильменита или магнезита? <5%
48П	Основная фаза кварц ~ 30-35%, плагиоклаз и кпш ~ 15-20%, слюды мусковитового типа, смектит и иллит-сметит ~ 25-30%, Mg хлорита ~ 5-10%, амфибола <5%, гроссуляра??
50П	Основная фаза кварц ~ 30-40%, плагиоклаз и кпш ~ 20-25%, примеси слюды мусковитового типа, смектита и иллит-сметита ~ 20-25%, Mg хлорита ~ 5-10%, амфибола <5%, следы кальцита?, доломита, псевдорутила, спессартина??

Таблица В.6 – Химический состав (основные породообразующие оксиды) подстилающих почв ЯНАО (первая группа)

	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	BaO	V ₂ O ₅	Cr ₂ O ₃	NiO	LOI	SUM
Mean	96,33	0,21	1,38	0,37	0,01	0,07	0,13	0,15	0,49	0,02	0,02	0,01	<0,01	0,01	0,75	99,97
Min	92,11	0,13	0,66	0,17	0,01	0,04	0,09	0,06	0,26	0,01	0,01	0,01	<0,01	0,01	0,24	99,48
Max	98,45	0,32	2,72	1,20	0,02	0,13	0,16	0,22	0,68	0,06	0,03	0,01	<0,01	0,01	1,94	100,30

Примечание: Mean – среднее значение; Min – минимальное значение; Max – максимальное значение, LOI – потери при прокаливании.

Таблица В.7 – Химический состав (основные породообразующие оксиды) подстилающих почв ЯНАО (вторая группа)

	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	BaO	V ₂ O ₅	Cr ₂ O ₃	NiO	LOI	SUM
Mean	84,93	0,54	5,53	1,73	0,02	0,31	0,39	0,72	1,33	0,04	0,05	0,01	0,01	0,01	3,97	99,60
Min	83,38	0,39	4,04	0,94	0,02	0,20	0,31	0,54	1,10	0,03	0,04	0,01	0,01	0,01	3,06	99,13
Max	89,22	0,71	6,26	2,57	0,03	0,44	0,53	1,05	1,91	0,08	0,07	0,01	0,01	0,01	6,86	100,21

Примечание: Mean – среднее значение; Min – минимальное значение; Max – максимальное значение, LOI – потери при прокаливании.

Таблица В.8 – Химический состав (основные породообразующие оксиды) подстилающих почв ЯНАО (третья группа)

	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	BaO	V ₂ O ₅	Cr ₂ O ₃	NiO	LOI	SUM
Mean	73,29	1,02	11,36	3,83	0,06	0,91	0,94	1,71	2,03	0,07	0,07	<0,03	0,01	0,01	4,22	99,54
Min	71,62	0,87	10,88	3,26	0,04	0,81	0,74	1,49	1,93	0,05	0,06	<0,03	0,01	0,01	3,19	99,29
Max	75,09	1,16	12,19	4,68	0,08	1,01	1,14	1,91	2,27	0,09	0,07	<0,03	0,01	0,01	5,46	99,82

Примечание: Mean – среднее значение; Min – минимальное значение; Max – максимальное значение, LOI – потери при прокаливании.