

**ИНСТИТУТ ГЕОЛОГИИ РУДНЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ,
ПЕТРОГРАФИИ, МИНЕРАЛОГИИ И ГЕОХИМИИ РОССИЙСКОЙ
АКАДЕМИИ НАУК**

Лаборатория радиогеологии и радиогеоэкологии

На правах рукописи



УСАЧЕВА АННА АНДРЕЕВНА

**ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОЦЕЗИЯ ГЛОБАЛЬНЫХ
ВЫПАДЕНИЙ В ТУНДРОВЫХ И ТАЕЖНЫХ ЛАНДШАФТАХ ЗАПАДНОЙ
СИБИРИ**

25.00.36 – геоэкология

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени
кандидата геолого-минералогических наук

Научный руководитель:
К.г.-м.н. А.Ю. Мирошников

Москва –2020

ОГЛАВЛЕНИЕ

ОГЛАВЛЕНИЕ	2
Введение.....	4
Глава 1. Источники радионуклидов и формы их нахождения в почвах	11
1.1. Ядерные испытания	11
1.2. Поступление от ядерно- и радиационно-опасных объектов: аварийные поступления, штатные выбросы и сбросы.....	13
1.3. Атмосферные выпадения радионуклидов	15
1.4. Формы нахождения ¹³⁷ Cs в атмосферных выпадениях и почвах	17
1.5. Особенности вертикальной миграции ¹³⁷ Cs	20
Глава 2. Объекты и методы исследования.....	24
2.1. Объекты исследования	24
2.1.1. Типичнотундровые ландшафты Гыданского полуострова на четвертичных ледниково-морских супесчано-суглинистых отложениях (участок Тазовский). 26	
2.1.2. Северотаежные ландшафты средней части бассейна реки Пур на четвертичных аллювиальных супесчаных отложениях (участок Пурпе).....	31
2.1.3. Северотаежные ландшафты Сибирских увалов на четвертичных флювиогляциальных песчаных и супесчаных отложениях (участок Ноябрьск) 34	
2.1.4. Среднетаежные ландшафты Обской низменности на четвертичных озерно-аллювиальных суглинистых отложениях (участок Салым)	38
2.2. Методы исследований	42
2.2.1. Полевые исследования	42
2.2.2. Лабораторные исследования.....	43
2.2.3. Методы обработки данных	45
2.2.4. Статистические методы исследований	46
Глава 3. Особенности аккумуляции ¹³⁷ Cs в почвах	48
3.1. Постлитогенные почвы.....	48
3.1.1. Постлитогенные почвы типичной тундры и северной тайги	48
3.1.1.1. Почвы с подстилочно-торфяным горизонтом.....	48
3.1.1.2. Почвы с торфяным горизонтом.....	53
3.1.2. Постлитогенные почвы средней тайги	57

3.2. Органогенные почвы.....	61
3.3. Глубина проникновения ^{137}Cs в почвах	65
Глава 4. Накопление ^{137}Cs в растительности.....	69
4.1. Межвидовые особенности накопления ^{137}Cs в растительных ассоциациях.....	73
4.2. ^{137}Cs в растительности различных местообитаний.....	76
4.3. Вклад растительности в суммарный запас ^{137}Cs в системе «почва-растение»	77
Глава 5. Особенности накопления ^{137}Cs в ландшафтах и оценка радиационного состояния.....	85
5.1. Дифференциация латерального распределения ^{137}Cs в ландшафтах на локальном уровне	87
5.2. Дифференциация распределения ^{137}Cs на региональном уровне.....	94
5.3. Экологическая оценка радиационного состояния	98
Заключение	100
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ.....	102
Приложение 1	125
Приложение 2	126

Введение

Актуальность работы.

В соответствии с национальными интересами Арктика является стратегической ресурсной базой России, которая обеспечивает решение задач социально-экономического развития РФ на долгосрочный период. В «Основах государственной политики Российской Федерации в Арктике» (Основы..., 2020) одной из главных задач в области научных исследований определено обеспечение дальнейшего накопления знаний, а также решение проблем фундаментальной науки, организация экологического мониторинга арктических территорий и акваторий, обеспечение экологической безопасности региона.

Испытания ядерного оружия в атмосфере обусловили глобальное загрязнение поверхности Земли продуктами радиоактивного распада, в том числе ^{137}Cs , который является одним из главных дозообразующих радионуклидов. Определенную долю внесли и крупные радиационные аварии, такие, как Кыштымская (1957), Чернобыльская (1986) и Фукусима (2011).

Поведение ^{137}Cs достаточно хорошо изучено на территориях, загрязненных в результате аварий (Алексахин, 1997, 2006, 2008, 2009; Анисимов, 1991; Израэль, 2014; Квасникова, 2009; Панов, 2007; Спиридонов, 2007; Бобовникова, 1990; Бондарь, 1990; Коноплев, 2016; Коробова, 2007; Линник, 2016а,б, 2017, Мамихин, 2016; Парамонова, 2017; Страх, 1999; Mougi, 2014; Konoplev, 2016; Aarkrog, 1997, 2000).

В то же время в фоновых тундровых и таежных ландшафтах, занимающих более половины территории России, геохимия ^{137}Cs изучена слабо (Парамонова, 2008; Пузанов, 2008; Балыкин, 2013; Miroshnikov, 2012), так как уровни его активности на этих территориях не являются опасными для человека.

В пределах таежной зоны на большей части России существуют локальные участки повышенной активности радиоцезия (Карта..., 1994; Щеглов, 2000; Линник, 2008; Маликова, 2012). Зарубежные исследования ^{137}Cs глобальных выпадений, преимущественно, направлены на разработку региональных и

глобальных моделей, отражающих интенсивность его поступления из атмосферы (Bergan, 2002; Isaksson, 2000; Palsson, 2006, 2013) и выноса с речным стоком.

На территории России в большей степени изучены ландшафты Восточно-Европейской равнины. Однако до сих пор остаются слабо изученными миграция и аккумуляция ^{137}Cs в фоновых таежных и тундровых ландшафтах Западной Сибири, которые в силу своих геохимических особенностей обладают пониженным потенциалом удержания радиоцезия (Карта..., 1994; Национальный атлас..., 2007).

В отличие от территорий, загрязненных после аварии на Чернобыльской АЭС, где происходило фракционирование радиоактивных выпадений, глобальным выпадениям, представленным частицами конденсационного типа, свойственно более однородное поступление и распределение в ландшафтах, поэтому в последнем случае влияние ландшафтно-геохимических условий на поведение ^{137}Cs является более значимым.

Достаточно длительный период полураспада (30,2 лет), а также слабая подвижность ^{137}Cs , по сравнению с другими радионуклидами и тяжелыми металлами в большинстве типов почв, обуславливает выбор данного радионуклида для изучения его поведения в фоновых ландшафтах.

Все это определяет безусловную актуальность изучения закономерностей его миграции и накопления в компонентах таежных и тундровых ландшафтов Западной Сибири.

Целью исследования является выявление закономерностей аккумуляции и миграции ^{137}Cs в фоновых автоморфных, полугидроморфных и гидроморфных тундровых и таежных ландшафтах Западной Сибири.

Основные задачи исследований:

- определить характер вертикального распределения ^{137}Cs в почвах под влиянием наиболее значимых ландшафтно-геохимических факторов;
- изучить параметры распределения радиоцезия в растениях зонального ряда ландшафтов тундры и тайги;

- выявить почвенно-биоклиматическую зональность миграции и аккумуляции ^{137}Cs в ландшафтах Западной Сибири;
- оценить уровни фонового загрязнения ландшафтов Западной Сибири радиоцезием.

Объектом исследований являлись почвы и растительность ландшафтно-геохимических катен Западно-Сибирской равнины.

Фактический материал. В основу исследований положены материалы, собранные лично автором в ходе ряда экспедиций в период 2012 – 2013 гг. На основных четырех участках, характеризующих типичные тундры, северо- и среднетаежные ландшафты, заложен 51 разрез, отобрано 323 образца почв и 27 проб растительности.

Для получения данных об уровнях активности ^{137}Cs в почвах южной тундры и лесотундры заложены два дополнительных участка, расположенные в южной тундре и лесотундре Западной Сибири. На них изучено 16 разрезов на 11 точках, отобрано 76 образцов почв. В отличие от основных ключевых участков, где пробы отбирали послойно с фиксированной площади с шагом 3-10 см, на дополнительных участках – почвы опробованы погоризонтно, растения не отбирали. Полевые работы на основных ключевых участках в тайге выполнены в рамках программы президиума РАН №4 (ИГЕМ РАН), в тундровой зоне – при поддержке проекта РФФИ №12-05-33050 (ИФА РАН), на дополнительных участках – проекта РФФИ № 11-05-00544 (ИКЗ СО РАН).

Суммарно в 436 образцах почв и растительности выполнено более 1400 аналитических определений.

Методологической основой диссертационного исследования являются ландшафтно-геохимические принципы, заложенные в работах А.И. Перельмана (1999), М.А. Глазовской (2002), Н.С. Касимова (2004), а также радиоэкологические методы, разработанные Р.М. Алексахиним, Ю.А. Израэлем, и развитые в работах Ф.А. Тихомирова, Л.Г. Бязрова, А.И. Щеглова, Г.Н. Бондаренко, В.Г. Линника, Е.В. Квасниковой, Е.М. Коробовой и др.

В ходе исследования автор опирался на сравнительно-географический и

ландшафтно-геохимический методы исследований, а также на комплекс химико-аналитических методов и статистический анализ.

На ключевых участках исследований почвенные разрезы закладывали в пределах основных элементарных ландшафтов в наиболее типичных геоботанических и геоморфологических условиях с автоморфными, полугидроморфными и гидроморфными почвами, в каждом из которых исследовались особенности вертикальной миграции радиоцезия. Катенарное профилирование проводили для изучения латеральной миграции радионуклида в ландшафте.

В образцах растений измеряли активность ^{137}Cs . В почвенных пробах определяли активность ^{137}Cs , потери массы при прокаливании (ППП), углерод органических веществ (гумус), валовые содержания углерода и азота, емкость катионного обмена (ЕКО), актуальную кислотность (величину $\text{pH}_{\text{водн}}$) и гранулометрический состав.

Личный вклад автора. Автор участвовал в полевых работах Института геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии (ИГЕМ) РАН, Института физики атмосферы (ИФА) РАН, Института криосферы Земли (ИКЗ) СО РАН, отбирал образцы почв и растений, подготавливал их к химико-аналитическим работам и гамма-спектрометрическому анализу, выполнил 50% определений углерода органических веществ, величины $\text{pH}_{\text{водн}}$, потери массы при прокаливании, 100% измерений емкости катионного обмена, участвовал в постановке целей и задач работы. Все результаты получены автором лично либо при его непосредственном участии.

Положения, выносимые на защиту.

1. В тундровых и таежных почвах Западной Сибири на фоне наиболее распространенного поверхностно-аккумулятивного вертикального распределения ^{137}Cs установлены два новых типа накопления – элювиально-иллювиальный и аккумулятивно-элювиально-иллювиальный, которые возникают в процессе крио- и биотурбаций и при осаждении радионуклидов на щелочно-сорбционном барьере.

2. Доля ^{137}Cs , накапливаемая в растительном ярусе системы «почва-растение», увеличивается от автоморфных почв к гидроморфным и от среднетаежных ландшафтов к тундровым, составляя в среднем в напочвенном покрове около 30 % общих запасов.

3. Латеральное распределение ^{137}Cs в почвах подчиняется ландшафтной зональности в направлении от типичной тундры к северной и средней тайге и характеризуется увеличением его плотности, контрастности и глубины проникновения.

4. Современный уровень загрязнения радиоцезием ландшафтов Западной Сибири, обусловленный глобальными выпадениями, является низким и составляет в среднем 0,4 кБк/м² в тундре, 0,8 кБк/м² в северной тайге и 2,1 кБк/м² в средней тайге, что не превышает 6% от предельно допустимой нормы.

Научная новизна работы заключается в том, что впервые выявлены закономерности вертикального и латерального распределения радиоцезия в зональном ряду сопряженных автоморфных и гидроморфных ландшафтов от типичной тундры до средней тайги Западной Сибири.

Теоретическая и практическая значимость. Установлен современный уровень загрязнения ^{137}Cs фоновых тундровых и таежных ландшафтов Западной Сибири. Результаты исследования могут быть использованы для оценки интенсивности биологического круговорота вещества, а также при радиоэкологическом мониторинге и для пополнения баз данных радиационного состояния земель РФ.

Характеристика текущего уровня фонового загрязнения наземных экосистем радиоцезием и детальный анализ особенностей его миграции и аккумуляции может служить основой для быстрого реагирования в случае аварийных выпадений и других инцидентов, связанных с поступлением радионуклида в окружающую среду.

Получена информация о закономерностях миграции и аккумуляции ^{137}Cs в различных геохимических обстановках тундровых и таежных ландшафтов Западной Сибири, которая может быть использована в рамках мониторинговых

работ при освоении месторождений, а также математических моделях, описывающих миграцию радиоцезия. В работе решена важная для геоэкологии задача – охарактеризовано латеральное и вертикальное распределение ^{137}Cs в почвах и катенах фоновых тундровых и таежных ландшафтов Западной Сибири.

Апробация работы. Основные положения, изложенные в настоящей работе, докладывались на ряде различных научных форумов, как в России, так и за рубежом:

- ✓ XX Международная конференции студентов, аспирантов и молодых ученых «Ломоносов» (Москва, 2013);
- ✓ Международная конференция «Earth Cryology: XXI Century» (Пушино, 2013);
- ✓ III, V и VI Российская молодежная Школа с международным участием «Новое в познании процессов рудообразования» (Москва, 2013, 2015, 2016);
- ✓ Международная конференция «International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity» (Барселона, 2014);
- ✓ Всероссийская научная конференция «Геохимия ландшафтов (к 100-летию А.И. Перельмана)» (Москва, 2016);
- ✓ X Международная конференция «Образование и наука для устойчивого развития» (Москва, 2018);
- ✓ «Металлогения древних и современных океанов–2019. Четверть века достижений в изучении субмаринных месторождений» (Миасс, 2019).

Публикации. По теме диссертации опубликовано 13 работ, в том числе 4 статьи в журналах из перечня ВАК РФ, и глава в коллективной монографии.

Структура и объем работы. Диссертация состоит из введения, 5 глав, заключения, списка литературы, состоящего из 210 источников и 2 приложений. Содержательная часть работы изложена на 127 страницах текста, включает 26 рисунков, 20 таблиц и 2 приложения на 3-х страницах.

Благодарности. Автор выражает глубокую признательность научному руководителю в.н.с. Лаборатории радиогелогии и радиогеоэкологии к.г.-м.н. А.Ю. Мирошникову, заведующему ЛРР ИГЕМ РАН член-корреспонденту РАН С.В.

Юдинцеву, сотрудникам ЛРР к.г.-м.н. Э.Э. Асадулину, к.г.-м.н. Е.Н. Борисенко, д.ф.-м.н. В.И. Мальковскому, д.г.-м.н. А.А.Пэку, д.г.-м.н. Б.Т. Кочкину, Г.И. Надъярных, А.Л. Керзину, Р.В. Соломенникову.

Автор благодарен сподвижникам по полевым работам: к.г.н. И.Н. Семенкову, к.б.н. В.С. Казанцеву, К.А. Попову, д.г.-м.н. Д.С. Дроздову, сотрудникам кафедры «Геохимии ландшафтов и географии почв» географического факультета МГУ: к.г.н. И.А. Горбуновой, к.г.н. М.А. Смирновой, д.б.н. М.И. Герасимовой, Е.В. Терской, Л.В. Добрыдневой, сотруднику факультета почвоведения МГУ к.б.н. Т.А. Парамоновой за ценные советы, а также семье и друзьям за всестороннюю поддержку.

Глава 1. Источники радионуклидов и формы их нахождения в почвах

^{137}Cs , являясь одним из главных компонентов радиоактивного загрязнения биосферы, образуется при делении ядер урана и плутония в ядерных реакторах и при испытаниях ядерного оружия. ^{137}Cs – β -излучатель с периодом полураспада 30,17 лет и средней энергией бета-частиц 170.8 кэВ. Однако его дочерний изотоп $^{137\text{m}}\text{Ba}$ ($T_{1/2} = 2,55$ мин) является источником γ -излучения и испускает при распаде гамма-кванты с энергией 661.6 кэВ. (Марей, 1974).

К началу 1980-х гг. суммарная активность ^{137}Cs , поступившего в окружающую среду в результате атмосферных ядерных взрывов, составляла 960 ПБк (Ионизирующее..., 1982; Михайлов, 2006). В результате аварии на ЧАЭС было выброшено порядка 85 ПБк ^{137}Cs , а после аварии на АЭС Фукусима-1 от 6 до 20 ПБк ^{137}Cs (United..., 2014).

1.1. Ядерные испытания

Впервые в мире наземный взрыв атомного устройства произвели 16 июля 1945 году в штате Нью-Мексико, США. В СССР первый атомный взрыв осуществлен в 1949 году на Семипалатинском испытательном полигоне. В период с 1949 по 1989 г. на нем было проведено 456 испытаний, в том числе 30 – наземных, 86 – воздушных и 116 – атмосферных, благодаря которым в атмосферу поступило 90 ПБк ^{137}Cs (Спиридонов, 2005), по другим данным (Часников, 1996; Ихнашов, 2007) выбросы составили в 3-3,5 раза больше. Начиная с 1963 года на полигоне проводили только подземные испытания. Районы исследования удалены от Семипалатинского полигона на 1200-2100 км.

С 1954 года на территории архипелага Новая Земля находился Северный испытательный полигон (СИП), на котором было инициировано 132 ядерных взрыва, 88 из которых были атмосферными. На Новоземельском полигоне суммарная мощность воздушных ядерных испытаний, была в 100 раз больше, чем на Семипалатинском (Михайлов, 2006). В результате испытаний на СИП в атмосферу поступило $59,2 \times 10^{16}$ Бк активности радионуклидов (Часников, 1996; Ихнашов, 2007; Михайлов, 2006). Районы исследования удалены от СИП на 900-

1700 км. Кроме того, взрывы проводили при ветрах южного и юго-западного румбов (Ихнашов, 2007), поэтому радиационное воздействие на территорию Западной Сибири оказалось несущественным (Щербов, 2001).

На Тоцком военном полигоне, расположенном на Южном Урале, в 1954 году было проведено одно испытание ядерного оружия – плутониевой бомбы, которое могло привести к образованию $2,3 - 2,5 \cdot 10^{14}$ Бк ^{137}Cs (Часников, 1996; Ихнашов и др., 2007). Однако распространение радионуклидов от этого взрыва не коснулось территории Западной Сибири (Кагиров, 2013).

В 1963 г. СССР, США и Великобритания подписали Договор о запрещении испытаний ядерного оружия в атмосфере, космическом пространстве и под водой. Однако Франция и КНР не присоединялись к мораторию на проведение ядерных испытаний.

В период с 1964 по 1980 гг. в Китае на ядерном полигоне Лобнор суммарно осуществлено 22 наземных и атмосферных взрывов. Лобнор является наиболее близким зарубежным испытательным полигоном к исследуемому региону. Однако вследствие его удаленности от районов исследования на 2500-3300 км и в связи с наличием горных хребтов, препятствовавших проникновению радиоактивных продуктов испытаний, данные о влиянии испытаний на полигоне Лобнор на загрязнение Западной Сибири ^{137}Cs отсутствуют (Zhumadilov, 2011).

Для испытаний ядерного оружия после 1966 года Франция использовала Тихоокеанский испытательный полигон, расположенный на атоллах Муруроа и Фангатауфа. В период с 1966 по 1974 гг. на полигоне испытано в атмосфере 41 ядерное устройство.

Испытания ядерного оружия в атмосфере, проводившиеся странами, не подписавшими Московский договор, привели к заметному, однако существенно меньшему, чем до 1963 г., поступлению ^{137}Cs в окружающую среду (Моисеев, 1975). Кроме того, единичные испытания ядерного оружия проводили в Индии, Пакистане и КНДР, однако все взрывы были подземными.

Еще одним источником поступления ^{137}Cs в ландшафты стали мирные ядерные взрывы, которые проводились на территории СССР с 1965 по 1988 год в

рамках выполнения Государственной программы СССР №7 «Ядерные взрывы для народного хозяйства». «Мирными» они названы по причине их невоенного назначения (Артамонова, 2015). Всего произведено 124 мирных ядерных взрыва (Мирные..., 2001). На территории Западной Сибири было произведено 8 мирных взрывов (Nordyke, 2000), которые не привели к существенному радиоактивному загрязнению территории.

После испытаний ядерного оружия в окружающую среду было выброшено по разным данным около $1,5 \times 10^{17} - 1,1 \times 10^{18}$ Бк ^{137}Cs (Павлоцкая, 1974; Шафиков, 2011). Таким образом, в целом по земному шару основное загрязнение ландшафтов глобальными радиоактивными выпадениями обусловлено испытаниями ядерного оружия с конца 1940-х до середины 1960-х гг. (Израэль, 2000).

1.2. Поступление от ядерно- и радиационно-опасных объектов: аварийные поступления, штатные выбросы и сбросы

Аварии на радиационно опасных объектах обусловили в отдельных регионах существенно большее загрязнение, причем некоторые из них оказали определенное влияние на общий радиационный фон.

Первая крупная радиационная авария – Кыштымская – произошла на Южном Урале в 1957 г. на производственном объединении (ПО) «Маяк», когда было выброшено порядка 740 ПБк β -активности продуктов деления (Крупные радиационные аварии ..., 2001). Основная их часть выпала на территории предприятия, а около 10% осели на прилегающих территориях Челябинской, Свердловской и Тюменской областей (Крупные радиационные аварии..., 2001; Алексахин, 2008), сформировав так называемый Восточно-Уральский радиоактивный след площадью около 20000 км². Вклад ^{137}Cs в суммарную активность выброса составил 0,35%, однако уже через 5-8 лет после аварии вследствие распада короткоживущих радионуклидов, загрязнение ландшафтов обуславливали только ^{137}Cs и ^{90}Sr . Ранее, в 1949-1956 гг. в реку Теча было сброшено более 110 ПБк жидких радиоактивных отходов (ЖРО), в том числе 13 ПБк ^{137}Cs , что привело к долговременному загрязнению ее поймы и речной

системы Иртыша и Оби в целом. В 1967 г. из-за сильного ветра произошел разнос радиоактивной пыли с берегов и высохших участков оз. Карачай, служившего хранилищем для среднеактивных отходов ПО «Маяк». Суммарная активность радионуклидов составила 22 ТБк, площадь загрязнения – более 2500 км² (Крупные радиационные аварии..., 2001).

Авария на ЧАЭС, произошедшая в 1986 г., привела к глобальному повышению уровня радиоактивности фактически на всей планете (Караваева, 2002). В результате радиоактивно загрязненными стали значительные территории Украины, Белоруссии и центральных регионов России, а также некоторых европейских стран (Атлас загрязнения..., 1998; Атлас радиоактивного..., 1998; Атлас современных..., 2009). Суммарная активность радионуклидов, выброшенных в окружающую среду составила до 14000000·ПБк, из которых на ¹³⁷Cs пришлось 85 ПБк (Sources..., 2010).

Радиационная авария на радиохимическом заводе Сибирского химического комбината, специализирующегося на выделении Pu из облученных стандартных блоков U, очистке U и Pu от осколочных радионуклидов и стабильных примесей, в 1993 г. привела к выбросу радиоактивных веществ в атмосферу суммарной активностью $3,09 \times 10^{13}$ Бк (Крупные радиационные аварии..., 2001). Основными загрязняющими компонентами стали ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁴Ce, ⁹⁵Zr, ⁹⁵Nb и ²³⁹Pu, при этом загрязнение ¹³⁷Cs незафиксировано (Gauthier-Lafaye, 2008). Более 1000 га земель сельскохозяйственного назначения подверглись загрязнению радионуклидами (Крупные радиационные аварии ..., 2001, The radiological accident..., 1988).

На Горно-химическом комбинате, расположенном в 60 км от Красноярска, в период с 1958 по 1992 гг. эксплуатировались промышленные прямоточные атомные реакторы по наработке оружейного плутония. Вследствие чего ежегодно в Енисей поступало $44 - 318 \times 10^{10}$ Бк ¹³⁷Cs (Вакуловский, 2008). После остановки прямоточных реакторов слив ЖРО в речную сеть продолжался. С 1975 по 2002 гг. в Енисей поступило 3×10^{13} Бк ¹³⁷Cs (Vakulovsky, 2003; Semizhon, 2010). Распространяясь с речными взвесями, радиоцезий может впоследствии накапливаться в пойме.

Авария, произошедшая на Японской АЭС Фукусима-1 в 2011 году, стала второй после Чернобыльской, которой присвоен максимальный 7-й уровень по международной шкале ядерных событий (INES..., 2013). Выбросы ^{131}I оцениваются в 100–500 ПБк, ^{137}Cs – от 6 до 20 ПБк (United..., 2014; Аклеев, 2015).

В настоящее время поступление ^{137}Cs в атмосферу и окружающую среду происходит преимущественно в результате эксплуатационных выбросов АЭС (Иванова, 2014). При работе в штатном режиме за счет газоаэрозольных выбросов и жидких сбросов в окружающую среду поступает небольшое количество радиоактивных веществ (Гордиенко, 2012). Так, например, на Ленинградской АЭС в период с 2010 по 2014 гг. в среднем выбросы ^{137}Cs составляли $1,1 \times 10^{10}$ Бк/год, на Белоярской – $1,9 \times 10^7$ Бк/год, а сбросы радионуклида со сточными водами в открытую гидрографическую сеть в 2013-2014 гг. – $6,2 \times 10^7$ – $1,4 \times 10^8$ Бк (Радиационная обстановка..., 2015; Радиоэкологическая обстановка..., 2015).

1.3. Атмосферные выпадения радионуклидов

Выделяют несколько уровней атмосферных выпадений ^{137}Cs :

- 1) локальный (местный)
- 2) региональный (тропосферный)
- 3) глобальный (стратосферный)

Локальные выпадения ^{137}Cs состоят из крупных частиц (10-100 мкм), оседающих на земную поверхность в основном под действием силы тяжести сразу после взрыва в течение нескольких суток, реже одной-двух недель (Марей и др., 1974). Локальные выпадения обусловлены наземными, надводными и подводными ядерными взрывами, а также авариями на предприятиях ЯТЦ и распространяются на расстояния, не превышающие несколько сотен километров от места проведения взрыва (Моисеев, 1975). Как правило, они образуются при высоте выброса радиоактивных веществ около 4 км и распространены в нижних слоях атмосферы. Аэрозольные и крупнодисперсные частицы подвергаются преимущественно сухому осаждению. К локальным выпадениям относят и так называемые радиоактивные «горячие» частицы, содержащие любые нуклиды, для

которых характерны высокие уровни (до 10^5 Бк) активности. При ядерных испытаниях около 12% радиоактивных веществ выпадает вблизи мест их проведения (Израэль, 1998; Strand, 1998).

Региональные выпадения образуются при высоте выброса до 10 км, состоят из частиц диаметром 1-10 мкм и выпадают из тропосферы в течение нескольких (2-6) недель после поступления, за это время радиоактивное облако успевает обогнуть земной шар, а радиоактивные аэрозоли - распространиться на несколько тысяч километров в результате меридионального и широтного переноса воздушных масс (Моисеев, 1975).

Локальными и региональными источниками загрязнения являются аварии на АЭС, сбросы радионуклидов в речную сеть и т.д. Однако эти же источники загрязнения могут быть и глобальными в зависимости от мощности взрыва и количества выброшенных радионуклидов. Помимо аварий загрязнение компонентов ландшафта радионуклидами, в том числе ^{137}Cs , происходит вследствие утилизации и складирования ядерных отходов (Величкин, 2012; Телелекова, 2014).

Глобальные выпадения ^{137}Cs обусловлены его накоплением в стратосфере, они представлены очень мелкими частицами диаметром 0,01-1,00 мкм (преимущественно 0,02-0,20 мкм), период выпадения которых изменяется от нескольких месяцев до нескольких лет (Марей, 1974) в зависимости от высоты и мощности ядерного взрыва, географической широты, метеорологических условий и др. (Моисеев, 1975) и в среднем составляет 1 год (Израэль, 2000). Радиоактивные частицы из стратосферы попадают в тропосферу, откуда вымываются с атмосферными осадками в виде мокрых выпадений или осаждаются в результате гравитационных сил, вертикальных движений воздушных масс и турбулентной диффузии посредством сухого осаждения (Марей, 1974; Квасникова, 2009), которое связано с прилипанием частиц радиоактивных аэрозолей к поверхности наземных предметов и почве, а также с коагуляцией с частицами местной нерадиоактивной пыли. Мокрое осаждение может происходить при захвате аэрозолей элементами природных облаков в

процессе их формирования, либо при непосредственном вымывании аэрозолей с осадками, т.е. при захвате частиц падающими каплями. Мокрые радиоактивные выпадения приводят к значительно большей variability значений активности, чем сухие (Титаева, 2000).

Большая часть глобальных выпадений в умеренных широтах представлена мокрыми выпадениями, которые в тундровых и таежных ландшафтах составляют около 60-90% от суммарных (Болтнева, 1977) и соответственно вносят основной вклад в загрязнение ландшафтов.

1.4. Формы нахождения ^{137}Cs в атмосферных выпадениях и почвах

Физико-химическая форма атмосферных выпадений ^{137}Cs определяет его последующее поведение в наземных экосистемах, а именно: связывание ^{137}Cs с почвой, переход из почвы в растение и пр. (Моисеев, 1975).

^{137}Cs глобальных выпадений, поступивший в наземные экосистемы находился преимущественно в подвижном состоянии (водорастворимом и обменносорбированном) и со временем вступал в миграционные процессы (Павлоцкая, 1974, Моисеев, 1975, Геохимия..., 2002).

В почвах выделяют 2 основных типа физико-химических реакций для ^{137}Cs : 1) сорбция радионуклида по катионообменному типу (ионнообменное связывание); 2) прочная «необменная» фиксация твердой фазой почвы (Клечковский, 1958; Марей, 1974). Первый тип характерен для органогенных почв, второй – для минеральных.

В заболоченных и болотных почвах, для которых характерно постоянное или периодическое переувлажнение, отмечаются наиболее благоприятные условия для миграции ^{137}Cs как в самих почвах, так и в системе «почва – растение», поскольку в них низкое содержание минеральных солей, высокое содержание органических веществ и низкие значения pH (Марей, 1974).

В минеральных почвах с большим количеством глинистых минералов ^{137}Cs прочно фиксируется твердой фазой, что связано с вхождением Cs^+ в межпакетное пространство кристаллических решеток глинистых минералов или в межпакетное

пространство слоистых глинистых минералов (Титлянова, 1963; Коноплев, 1999; Санжарова, 2014). Высокая сорбция Cs^+ в почве определяется присутствием глинистых минералов с решеткой типа 2:1 группы иллита, которые широко распространены в осадочных породах и почвах (Коноплева, 2016). В иллитах изоморфное замещение происходит в тетраэдрическом слое. Монтмориллониты, напротив, не обладают высокими селективными свойствами по отношению к Cs^+ , поскольку изоморфное замещение у них происходит преимущественно в октаэдрическом слое. Промежуточное положение занимают вермикулиты, которые обладают высокой способностью к фиксации одновалентных ионов Cs^+ и K^+ (Санжарова, 2014; Коноплева, 2016).

В настоящее время, согласно теории селективной сорбции, для Cs^+ выделяют 3 основных типа ионообменных сорбционных мест (Brouwer, 1983; Cremers, 1988; Comans, 1991; Санжарова, 2014; Коноплева, 2016):

1) селективные сорбционные места, расположенные на расширенных краевых участках межпакетных пространств слоистых глинистых минералов (Frayed Edge Sites, FES)

2) неселективные сорбционные центры, расположенные на поверхности частиц (Regular Exchange Sites, RES)

3) центры особо высокой селективности (High Affinity Sites, HAS).

Высокоселективные места FES заполняются Cs^+ в первую очередь (Bolt, 1963). То есть ^{137}Cs практически полностью сорбируется на высокоселективных местах FES в результате диффузии с дальнейшей фиксацией внутри кристаллической решетки.

В почвах радиоцезий может находиться как в составе жидкой, так и в составе твердой фазы. В растворе ^{137}Cs присутствует в основном в виде катиона. В твердой фазе радионуклид может находиться в обменносорбированном состоянии, входить в состав нерастворимых соединений или быть необратимо сорбированным (Коноплева, 1999).

Выделяют несколько основных форм нахождения ^{137}Cs в почвах: водорастворимую, ионообменную, кислоторастворимую, связанную с

соединениями железа и марганца, связанную с органическим веществом и нерастворимую (Геохимия..., 2002). Для определения различных форм нахождения радионуклидов наиболее часто используют метод последовательных вытяжек (таблица 1.1) (Павлоцкая, 1974). Зарубежом (таблица 1.2) для выделения форм ^{137}Cs принято использовать метод Тессье (Tessier, 1979).

Таблица 1.1.

Формы нахождения ^{137}Cs в почвах по методу (Павлоцкая, 1974)

Формы	водораст- воримая	обменная	подвижная	необменная кислото- растворимая	прочно- фиксированная
Вытеснение/ экстракция	H_2O	1н $\text{CH}_3\text{COONH}_4$	1н HCl	3н HCl	остаток после экстракций

Таблица 1.2.

Формы нахождения ^{137}Cs в почвах по методу (Tessier, 1979)

Формы	подвижная F1	связанная с оксидами железа и марганца F2	связанная с органическим веществом F3	прочно- связанная F4	неэкстрагируемый остаток F5
Вытеснение/ экстракция	1н AcNH_4	0.04М гидроксиламина $\text{NH}_2\text{OH HCl}$ в 25% CH_3COOH	30% H_2O_2 и 3.2М AcNH_4 в 20% HNO_3	7н HNO_3	остаток после экстракций

К мобильным формам, которые участвуют в водной миграции и поглощаются растениями при корневом питании, относят водорастворимую и ионнообменную формы элемента (Геохимия..., 2002); к необменным – кислоторастворимую, нерастворимую, а также формы, соосажденные с соединениями железа и марганца и связанные с органикой.

Для форм радионуклидов в почвах характерно динамическое равновесие. При определенных условиях, таких как изменение влажности почвы, термического режима и др., ионы, находящиеся в труднорастворимом состоянии, могут переходить в подвижные и наоборот (Krouglov, 1997; Санжарова, 2014).

Соотношение обменных и необменных форм соединений в почвах со временем меняется (Марей, 1974). Фиксация, т.е. переход Cs^+ из обменной формы в необменную, является основным процессом, влияющим на динамику

подвижности и биологическую доступность ^{137}Cs (Булгаков, 2009). С течением времени после попадания в почву растворенных радионуклидов их подвижность и биологическая доступность уменьшается в результате различных физико-химических реакций, объединяемых термином «старение» (Санжарова, 1994; Булгаков, 2009).

По данным исследований территорий вблизи ЧАЭС было установлено, что содержание обменных форм радионуклида в почвах достаточно быстро снижалось в первые годы после аварии (Санжарова, 1994), поскольку выпавшие на почву радионуклиды со временем фиксируются твердой фазой. Так, в 1986 г. средние значения обменного ^{137}Cs в почвах составляли 9,5- 30%, спустя 2-3 года – снизилась в среднем в 2 раза, а через 5-12 лет после аварии – до 4 раз (Санжарова, 1994; Фесенко, 1996).

В подзолах и подбурах Кольского полуострова ^{137}Cs в нерастворимой фракции содержится во всех почвенных горизонтах, а его количество уменьшается вниз по профилю. Максимальное содержание водорастворимого радиоцезия отмечено в профиле подзола и составляет 24%. В подбурах количество ^{137}Cs в кислоторастворимой форме увеличивается вниз по почвенному профилю, изменяясь от 31 до 64%, при этом количество радионуклида, связанного с органикой, невелико и варьирует в пределах 3 -12% (Кузьменкова, 2010).

1.5. Особенности вертикальной миграции ^{137}Cs

Спустя 20 лет после аварии на ЧАЭС были изучены почвы под широколиственными лесами Среднерусской возвышенности (Квасникова, 2009). В дерново-подзолах отмечалась крайне медленная вертикальная миграция ^{137}Cs , несмотря на супесчаный гранулометрический состав почвы и ее пористость. Максимум активности ^{137}Cs в этих почвах приурочен к верхней части гумусового горизонта, сформировавшегося под лесной подстилкой, а центр запаса радионуклида расположен на глубине 3-4 см. Таким образом, даже

незначительное количество органоминеральных веществ и глинистых частиц представляют собой сорбционный барьер для ^{137}Cs .

Неравномерное распределение между фракциями гранулометрического состава было показано на примере черноземов лесостепи Курской области (Шамшурина, 2009). Так, удельная активность ^{137}Cs во фракции физической глины (<0,01 мм) была в 2-3 раза выше, чем во фракции физического песка (>0,01 мм).

В автоморфных ландшафтах ^{137}Cs сосредоточен в гумусовом горизонте и практически не выходит за его пределы. Для вертикального распределения ^{137}Cs в зональных лесных почвах автоморфных позиций в целом характерен экспоненциальный тип с заглуплением максимума на 2 см от поверхности (Квасникова, 2009). В зависимости от степени гидроморфизма наибольшая активность ^{137}Cs и центр его запаса в почвах ненарушенных ландшафтов обычно находится на глубине 3–8 см и, как правило, связаны с биогеохимическим, механическим и сорбционным барьером при переходе от дернины к гумусовому горизонту. В почвах транзитных и подчиненных позиций вертикальное распределение ^{137}Cs отлично от конвективно-диффузионных моделей кривых, что, в первую очередь, объясняется механическими нарушениями (Квасникова, 2009).

В почвах пойменных ландшафтов реки Течи, загрязненной жидкими сбросами ПО "Маяк" (Уральский регион), при повышении почвенного увлажнения увеличивалась подвижность ^{137}Cs . Мобилизирующее воздействие на миграционную способность ^{137}Cs в условиях повышенной влажности подтверждается, не только натурными наблюдениями, но и экспериментальными данными (Караваева, 2002). В мерзлотных почвах Якутии отмечено влияние водного режима на скорость вертикальной миграции ^{137}Cs . Так, наименьшие скорости миграции радионуклида характерны для почв суходольных ландшафтов, а наибольшие – для почв с промывным водным режимом, сформировавшихся в горных территориях (Собакин, 2010). На примере лесостепных ландшафтов Тульской области, загрязненных после аварии на ЧАЭС, также показано, что промывной водный режим способствует более интенсивной миграции

радионуклидов с фильтрационными водами вглубь профиля почвы (Кузнецов, 2009).

На территориях, загрязненных в результате аварий на Чернобыльской АЭС и Фукусима-1, ^{137}Cs интенсивнее перемещается по профилю почв лесных ландшафтов по сравнению с луговыми из-за меньшей плотности лесных почв, поскольку движение мелких частиц почвы, содержащих радиоцезий, а также перемещение инфильтрационного потока влаги происходит по порам и трещинам (Коноплев, 2016). Однако есть работы, в которых для луговых почв отмечается более интенсивная вертикальная миграция радионуклида, чем для лесных, что авторы (Кузнецов, 2009) объясняют естественными процессами перемешивания почвенной массы в результате механического осаждения частиц в поровом пространстве (кольматаж), а также их проникновением в почвенные поры и трещины за счет более выраженных процессов педо-, крио- и биотурбаций на луговых участках.

Почвы в пределах 10-км зоны АЭС Фукусима-1 характеризуются более высокой самоочищающей способностью, чем почвы 30-км зоны ЧАЭС. Потенциальная способность почвы к самоочищению при химическом загрязнении зависит от свойств поллютанта, а также от состава и свойств природных экосистем, обуславливающих их устойчивость к данному виду воздействия (Национальный атлас..., 2007). Для муссонных ландшафтов восточного побережья Японии характерен более высокий потенциал миграции, который определяется повышенной биологической активностью и бóльшим годовым количеством осадков (Коноплев, 2016, 2017).

Выводы

Проведенный анализ информации об источниках поступления ^{137}Cs , его формах и особенностях поведения в почвах приводит к следующим выводам.

Испытания на Семипалатинском, Лобнорском, Тоцком и Новоземельском полигонах существенно не повлияли на радиационный фон тундровых и таежных ландшафтов Западной Сибири. Советские, а позднее российские радиохимические заводы способствовали более значимому загрязнению

супераквальных ландшафтов пойм Течи, Исети, Тобола, Иртыша, Оби, Томи и Енисея. В тундровых и таежных ландшафтах Западной Сибири основное поступление ^{137}Cs связано с глобальными радиоактивными выпадениями.

Фиксация Cs^+ в почвах в основном определяется наличием глинистых минералов. Чем выше содержание илистой фракции в почве, тем больше ^{137}Cs она способна удерживать. Наряду с гранулометрическим составом, существенное влияние на вертикальную миграцию радионуклидов оказывают турбационные процессы, порозность и влажность почвы.

Глава 2. Объекты и методы исследования

2.1. Объекты исследования

Полевые исследования проведены в 2012–2013 гг. на шести ключевых участках (рисунок 2.1), удаленных от зон воздействия ПО «Маяк» на 800-1750 км, Сибирского химического комбината на 850-1500 км и Горно-химического комбината на 1350-1750 км, а также от мест ядерных взрывов (Карта ..., 1994; Судакова, 1999; Квасникова, 2002). Все исследованные ландшафты являются естественными с минимальным антропогенным воздействием, а поступление радиоцезия в них происходило преимущественно с глобальными выпадениями, что подтверждается радиоэкологическими исследованиями в этом регионе (Сухоруков, 2000 Страховенко, 2008, Щербов, 2001).

Выбор участков определялся охватом зонального ряда ландшафтов от средней тайги до типичных тундр.



Рис. 2.1. Расположение ключевых участков на Карте ландшафтно-геохимических условий миграции радионуклидов... (1994). Основные участки: 1 – Тазовский, 2 – Пурпе, 3 – Ноябрьск, 4 – Салым. Дополнительные участки: 5 – УКПГ-15, 6 – УКПГ-5

Территория исследования включает в себя четыре основных района (Тазовский, Пурпе, Ноябрьск, Салым), расположенных в центральной части

Западно-Сибирской физико-географической страны и приурочены к трем природным подзонам: участок Газовский – к типичной тундре, участки Пурпе и Ноябрьск – к северной тайге, участок Салым – к средней тайге (таблица 2.1). Дополнительные участки УГКП-15 и УГКП-5 расположены в пределах южной тундры и лесотундры, соответственно.

Таблица 2.1.

Некоторые физико-географические и ландшафтные характеристики ключевых участков (Геоэкология СССР, 1989; Димо, 1968 Исаченко, 1985; Климатический..., 1960; Национальный..., 2011; Термограф...2016)

		Типичная тундра	Северная тайга	Северная тайга	Средняя тайга
Показатель		Газовский	Пурпе	Ноябрьск	Салым
Средняя температура, °С	Июль	10	14	16	18
	Январь	-27	-25	-24	-20
Осадки за год, мм		270	490	520	545
Коэффициент увлажнения Высоцкого-Иванова		>2,0	1,8	1,6	1,4
Количество дней со снежным покровом		240-260	200-220	200-220	180-200
Тип водного режима автономных почв		Мерзлотный застойный	Мерзлотный застойный/промывной	Промывной	Промывной
Класс геохимического ландшафта		Кислый глеевый (H ⁺ – Fe ²⁺)	Кислый глеевый (H ⁺ – Fe ²⁺)	Кислый глеевый (H ⁺ – Fe ²⁺)	Кислый и кислый глеевый (H ⁺ , H ⁺ – Fe ²⁺)
Наличие и характер распространения многолетней мерзлоты		сплошное	прерывистое	островное	отсутствует
Почвообразующие породы		ледниково-морские супесчано-суглинистые	аллювиальные супесчаные	флювио-гляциальные песчаные и супесчаные	озерно-аллювиальные суглинистые

Западная Сибирь является одной из крупнейших платформенных структур Евразии; в тектоническом отношении она представляет собой часть молодой Урало-Сибирской плиты (Региональная..., 1989; Западная Сибирь..., 2000). Большая часть Западносибирской равнины располагается в пределах

одноименной эпигерцинской плиты – крупной морфоструктуры первого порядка, фундамент которой сложен палеозойскими отложениями.

Тектоническая структура Западно-Сибирской плиты разнородна. Палеозойские отложения, находящиеся на большой глубине, перекрываются чехлом мезозойско-кайнозойских образований. Глубина залегания палеозойского фундамента в окраинных частях Западно-Сибирской равнины составляет 2000 м, во внутренних – 3500-4000 м (Геология..., 2000). Мощность мезозойско-кайнозойского чехла превышает 1000 м, а в некоторых впадинах и синеклизах составляет 3000-6000 м. В целом, современная территория Западной Сибири отличается «плоским рельефом» (Воскресенский, 1968).

Существенное влияние на формирование ландшафтов Западной Сибири оказали события четвертичного периода, в течение которого Западная Сибирь испытывала неоднократные опускания и являлась областью преимущественно аккумуляции рыхлых отложений: морских и ледниковых – на севере, аллювиальных и озерных – в центральной части равнины (Атлас СССР, 1983). Мощность четвертичных отложений в исследуемых районах достигает 200-250 м.

2.1.1. Типичнотундровые ландшафты Гыданского полуострова на четвертичных ледниково-морских супесчано-суглинистых отложениях (участок Тазовский)

В западной части Гыданского полуострова, на слабо расчлененном междуречье рек Седеяха и Нероседаяха, на участке Тазовский изучены ландшафты трещинно-полигональной типичной тундры с мохово-травянисто-кустарничковой растительностью на глееземах, криоземах и подбурах, сформировавшихся на четвертичных ледниково-морских супесчано-суглинистых отложениях в зоне практически сплошного распространения вечной мерзлоты (Геокриология СССР, 1989). Участок относится к Арктическому географическому поясу (Карта..., 2013.)

Геология и рельеф

Участок Тазовский расположен на севере Западно-Сибирской синеклизы, в строении которой принимают участие докембрийские, палеозойские и

мезозойско-кайнозойские отложения (Курчиков, 2012; Слинкин, 2013; Национальный атлас..., 2007). В тектоническом отношении полуостров охватывает большую часть Антипаютинско-Тебедеяхонской мегасинеклизы и структур ее обрамления (Садыкова, 2015).

Рельеф Гыданского полуострова представлен возвышенностями и заболоченными низинами. Полуостров наиболее приподнят в центральной части, где холмисто-моренная равнина достигает высоты 100 – 160 м над уровнем моря. По берегам распространены морские равнины. Орографически участок Тазовский приурочен к Гыданской низменности с абсолютными высотами – 55-60 м.

Климат

Согласно климатическому районированию участок Тазовский относится к районам с избыточно влажным климатом с холодным летом и умеренно суровой снежной зимой (Климатический атлас..., 1960) и расположен в Атлантической области на границе Арктического и Субарктического поясов (Национальный атлас..., 2007; Атлас Арктики, 1985). Некоторые исследователи относят климат района к слабоконтинентальному (Исаченко, 1985), однако территория Гыданского полуострова отличается более континентальным климатом, по сравнению с другими западносибирскими полуостровами (Ямал и Тазовский). Для района исследования характерно относительно небольшое количество осадков 270 мм (от 160 до 480 мм/год), две трети которых выпадет в летний период. Несмотря на это коэффициент увлажнения высокий (>2), что в первую очередь связано с невысокой испаряемостью из-за низких температур.

Исследуемая территория относится к заполярной зоне практически сплошного распространения многолетнемерзлых пород (Геокриология СССР, 1989), мощность которых достигает 300-400 м. Мощность сезонно талого слоя (СТС), как правило, не превышает 0,5 м в торфяниках, 1,0-1,5 м в суглинках и 1,5-2,0 м в песках.

Растительность

Зональным типом растительности в северных гипоарктических тундрах на Гыдане являются бугорковатые и пятнисто-бугорковатые кустарничково-

лишайниково-моховые тундры с ерником и ивой (Растительный..., 1985; Хитун, 2005). На водораздельных поверхностях с затрудненным дренажем отмечены кочкарные тундры из пушицы (*Eriophorum vaginatum*).

Поскольку в тундрах отсутствует древесная растительность, то для нее характерны гипоарктические виды, в основном низкорослые кустарники и кустарнички. Первые представлены ерником из карликовой березки (*Betulla nana*, *Betulla ixilis*), ивами (*Salix lanata*, *S. Glauca*, *S. polaris* и др.). Среди кустарничков наиболее распространены *Dryas punctata*, *Salix polaris*, *Vaccinium uliginosum*, *V. Vitis-Idaea*, *Ledum decumbens*, *Rubus chamaemorus*. (Исаченко, 1985, Хитун, 2005). Однолетние растения практически отсутствуют. Моховые сообщества представлены зелеными мхами: *Dicranum angustum*, *Aulacomnium turgidum*, *Rhacomitrium lanuginosum*, *Polytrichum alpestre* и сфагновыми – *Sphagnum lenense*. Среди лишайников наиболее часто встречаются *Cladonia deformis*, *Cetraria cuculatta*, *Alectoria ochroleuca* (Растительный..., 1985).

В целом, Для Гыданского полуострова характерна флористическая бедность, в исследуемой западной части встречаются 294 вида растений (Ребристая, 1989; Yurtsev, 1994; Хитун, 2005).

Почвы

Согласно почвенно-экологическому районированию территории России (2013) участок относится к подзоне тундровых глеевых почв (глееземов) и подбуров Субарктики (подбуров). В почвенном покрове ведущую роль занимают регулярно-циклические мерзлотные комплексы различных почв (Фридланд, 1972). Широкое распространение получили бугорково-кочкарниковые комплексы глееземов, торфяно-глееземов и криоземов (почвы пятен) и полигонально-валиковые комплексы торфяно-глееземов, глееземов и криоземов (почвы мерзлотных трещин). Гранулометрический состав почв разнообразный: от песчаных до глинистых, почвы могут формироваться также на двучленных отложениях. Почвообразующие породы имеют морской генезис (Карта..., 2013). Преобладающий тип водного режима – мерзлотный застойный (Димо, 1968; Почвенная..., 1988).

Ландшафты

На водораздельной поверхности заложена 1 катена, протяженностью почти 700 м, состоящая из семи почвенных разрезов. Расстояния между разрезами составляют 20-200 м, а относительные превышения – менее 1 м.

В автоморфных условиях на междуречье (рисунок 2.2), покрытом осоково-кустарничковым беломошно-зеленомошным сообществом, формируются торфяно-подбуры с мощностью СТС до 100 см на участках с невыраженным микрорельефом и до 20 см при его наличии. На вершинах микроповышений при глубине сезонного протаивания менее 100 см отмечаются овальные зарастающие пятна-медальоны размером 140×80 см, занимающие 20% поверхности. На их бордюрах развито кустарничковое осоковое беломошно-зеленомошное сообщество на криоземах и торфяно-глееземах. В локальных понижениях междуречья формируются торфяно-подбуры с 40-см мощностью СТС под осоково-пушицевым сообществом.



Рис. 2.2. Мелкобугристая пушицевая тундра (слева) и сфагновое кустарничковое болото (справа), участок Тазовский.

В почвах пологих склонов с крутизной около 2° и мощностью сезонно талого слоя 65 см при улучшении дренажа усиливается криогенное оструктурирование, и под ерником осоково-беломошно-зеленомошным формируются криометаморфические торфяно-глееземы. На седловинах с кочковато-бугорковатым микрорельефом и небольшой мощностью СТС (24 см)

произрастает ерник осоково-зеленомошно-сфагново-беломошный на торфяно-криоземах.

В гидроморфных условиях формируются торфяные олиготрофные типичные почвы с багульниково-морошково-сфагновой растительностью и остаточно-эутрофные с морошковой осоковой мохово-лишайниковой растительной ассоциацией.

Физико-химические свойства почв

Актуальная кислотность глееземов, криоземов и подбуров, за исключением почв пятен трещиновато-полигональных ландшафтов, возрастает на 0,5–1,5 единиц $pH_{\text{водн}}$ с 4,5–5,0 в верхних органогенных горизонтах до 6,0–7,0 на глубине 30 см (Усачева, 2017). Среди всех изученных почв почвы пятен, которые представлены криоземами, характеризуются самыми высокими значениями $pH_{\text{водн}}$ (6,5–7,3), что связано с подтягиванием растворимых форм солей магния и кальция, которые мигрируют с восходящими токами влаги в форме бикарбонатов. Часть их смывается с поверхностными водами в понижения и за пределы ландшафта, другая превращается в карбонаты и накапливается в поверхностной корке, тем самым повышая величину $pH_{\text{водн}}$.

Зольность верхних оторфованных горизонтов составляет 3–13%. Почвы элементарных ландшафтов слабо отличаются по зольности торфов и актуальной кислотности. В органоминеральных и минеральных горизонтах содержание $C_{\text{орг}}$, как правило, не превышает 1,4% за исключением криотурбированного органоминерального материала, надмерзлотных, потечно-гумусовых и иллювиально-гумусовых горизонтов. В них значения $C_{\text{орг}}$ могут достигать почти 9% за счет примеси слаборазложившихся растительных остатков и иллювиальной аккумуляции гумусовых соединений (Классификация..., 2004).

В торфяных олиготрофных почвах величина $pH_{\text{водн}}$ варьирует в пределах 4,3–4,6 при зольности 2–5%. В торфяных остаточно эутрофных почвах величина $pH_{\text{водн}}$ и зольность возрастают от верхних горизонтов к нижним с 4,6 до 5,3 и от 8 до 28% соответственно.

2.1.2. Северотаежные ландшафты средней части бассейна реки Пур на четвертичных аллювиальных супесчаных отложениях (участок Пурпе)

Участок находится в 2 км к северу от г. Губкинский в северной подзональной полосе северной тайги и характеризуется островным распространением мерзлоты и очень слабым расчленением (1‰). Абсолютные высоты достигают 45-50 м над уровнем моря.

Геология и рельеф

Участок Пурпе располагается в пределах Обско-Тазовской синеклизы, занятой обширными озерно-аллювиальными низменностями (Нижне-Обской, Надымской, долинами Пура и Таза) и разделенными образующими междуречные пространства невысокими пологосклонными возвышенностями, которые сложены преимущественно морскими и ледниково-морскими песками, суглинками и глинами. (Гвоздецкий, Михайлов, 1978). Исследуемый участок расположен в пределах Пурской низменности (Западная Сибирь, 1963).

Климат

Изученный участок относится к районам с влажным климатом с умеренно теплым летом и умеренно суровой снежной зимой (Климатический атлас..., 1960) и расположен в пределах континентальной западно-сибирской северной и центральной области умеренного пояса (Национальный атлас..., 2013), климат – континентальный. Годовая сумма осадков выше, чем в тундровой зоне, и изменяется от 160 до 720 и в среднем составляет 490 мм, в том числе 300 - 400 мм в теплый период. Коэффициент увлажнения равен 1,8-1,9. Число дней со снежным покровом составляет 200-220. Снежный покров появляется в начале октября, разрушаясь во второй половине мая (Климатический атлас..., 1960).

Исследуемая территория относится к области прерывистого распространения многолетнемерзлых пород, верхняя подошва которых как правило залегает на глубине более 2 м и характеризуется длительным сезонным промерзанием.

Растительность

В северной подзональной полосе северной тайги, к которой относится исследуемый участок, леса по площади уступают болотам (Атлас..., 1971), среди

которых преобладают плоско- и крупнобугристые мохово-лишайниковые. Мочажины между плоскими буграми представлены осоково- и пушицево-сфагновыми растительными ассоциациями (Исаченко, 1985).

На междуречьях в редкостойных елово-лиственничных кустарничковых лесах кедр и сосна встречаются в виде примеси, однако встречаются леса с преобладанием сосны в древостое (Атлас..., 1971). Средняя высота деревьев составляет 10–12 м, сомкнутость крон не превышает 0,4–0,5. В кустарничковом ярусе лесов преобладают бореальные и гипоарктические виды кустарничков: *Ledum palustre*, *Empetrum nigrum*, *Vaccinium vitis-idea*, *V. uliginosum*. Моховый покров, состоящий из зеленых *Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*, *Polytrichum alpestre*, имеет сплошное распространение. Из лишайников формируются *Cladonia arbuscula*, *Cl. rangiferina*, *Cl. Stellaris* (Растительный..., 1985). В полугидроморфных условиях для заболачивающихся участков характерны лиственничные и елово-лиственничные с примесью кедра и сосны кустарничково-лишайниково-долгомошные и кустарничково-сфагновые редкостойные леса (Растительный..., 1985; Хозяинова, 2008).

Почвы

Участок Пурпе относится к Бореальному географическому поясу, Европейско-Западно-Сибирской таежно-лесной почвенно-биоклиматической области (Карта., 2013). В автоморфных ландшафтах на элювиальных позициях формируются преимущественно различные виды подзолов. Это связано с тем, что незанятые болотами территории сложены песчаными и супесчаными отложениями (Аветов, 1997). Также здесь обнаруживаются глееземы. На плоско- и крупнобугристых болотах формируются комплексы торфяных болотных переходных и торфяных болотных деградирующих почв, соответствующие торфяным олиготрофным и эутрофным (Карта., 2013). Преобладающий тип водного режима – мерзлотный застойный (Димо, 1968).

Ландшафты

На участке заложены 3 катены. Одна катена, протяженностью 550 м, заложена на междуречье и состоит из шести разрезов. Расстояния между

разрезами варьируют в пределах 30-100 м, относительные превышения составляют около 20 см. На верховом болоте заложены 2 катены, протяженностью 40-60 м, состоящие из 6-7 разрезов. Расстояние между разрезами не превышает 10 м, а относительные превышения – менее 50 см.

В автоморфных условиях на междуречье, сложенном супесчаными аллювиальными отложениями и покрытым бором бруснично-голубично-беломошными (рисунок 2.3), формируются грубогумусовые подзолы. В полугидроморфных условиях при переходе от болотных к лесным ландшафтам, занятых ерником осоково-зеленомошным, обнаруживаются торфяно-подзолы.

В гидроморфных условиях в понижениях произрастает болотная кустарничково (*Betula nana*, *Ledum palustre*, *Calluna vulgaris*, *Rubus chamaemorus*)-осоковая долгомошно-сфагново-лишайниковая растительность (рисунок 2.3) на торфяных мерзлотных и немерзлотных почвах. На микроповышениях высотой 50 см мерзлые породы вскрыты на глубине 33 см, на их склонах – на 50 см. В разрезах, заложенных в микропонижении, с 30–40 см сочится вода, а слой мерзлых пород в пределах верхних 60 см отсутствует.



Рис. 2.3. Лесные (слева) и болотные (справа) ландшафты участка Пурпе

Физико-химические свойства почв

В органогенных горизонтах подзолов и глееземов актуальная кислотность достигает 4,0–4,5 и возрастает с глубиной до 5,0–5,5 в почвообразующей породе. Зольность оторфованных горизонтов этих почв колеблется от 7 до 37%. В

большинстве минеральных и органоминеральных горизонтов содержание $C_{\text{орг}}$ не превышает 1% и экспоненциально снижается с глубиной. Также как и в тундровых ландшафтах исключение составляют криотурбированные горизонты с включениями перегнойного материала ($C_{\text{орг}} = 4,8-7,3\%$) и некоторые потечно- и альфегумусовые горизонты с содержаниями $C_{\text{орг}}$ 1,5-2,1%.

По гранулометрическому составу ($n=7$) исследованные почвы относятся либо к супеси, либо к песку связному. Преобладающей фракцией является фракция мелкого песка (0,05-0,25 мм), на долю которого приходится от 46 до 62% при средней величине $54 \pm 5\%$. На втором месте, как правило, находится фракция крупной пыли с содержаниями 15-24% при среднем значении $19 \pm 3\%$. Минимальные содержания, не превышающие 3% ($1,4 \pm 0,8\%$), характерны для коллоидной фракции ($< 0,001$ мм).

Величина $pH_{\text{водн}}$ торфяных почв находится на уровне 3,5–4,3. Эутрофные торфа имеют зольность 6–11%, олиготрофные 1–3%. Зольность и $pH_{\text{водн}}$ верхних почвенных горизонтов слабоконтрастно снижаются от подзолов междуречья $39 \pm 28\%$ и $4,2 \pm 0,3$ ($n=4$) к торфяным почвам подчиненных ландшафтов $21 \pm 14\%$ и $3,8 \pm 0,3$ ($n=14$), соответственно. Емкость катионного обмена в торфяных олиготрофных горизонтах ($n=5$) невелика и практически не изменяется, составляя 25-31 (30 ± 4) мг-экв/100г.

2.1.3. Северотаежные ландшафты Сибирских увалов на четвертичных флювиогляциальных песчаных и супесчаных отложениях (участок Ноябрьск)

Участок расположен в 4 км к северо-востоку от г. Ноябрьск, в южной подзональной полосе северной тайги (фактически на границе со средней тайгой) на Обь-Пуровском междуречье в зоне глубокого залегания (несколько сотен метров) островной мерзлоты, не оказывающей воздействие на ландшафты. Почвообразующие породы представлены флювиогляциальными песками и супесями (Архипов, 1971).

Геология и рельеф

Участок Ноябрьск расположен в пределах средней части Сибирских Увалов - Обь-Енисейской системы субширотных поднятий, представляющих собой систему возвышенностей в центральной части Западно-Сибирской равнины. Превышение относительно соседних территорий составляет 50-100 м, абсолютные высоты достигают 150-200 м. В отличие от прилегающих территорий система этих возвышенностей, разделенных ложбинами и седловинами (Западно-Сибирская..., 1971), приурочена к полосе достаточно интенсивных новейших поднятий, амплитуда которых за четвертичное время превышала 100 – 150 м. Возвышенность образует междуречье правых притоков среднего течения Оби и верховьев рек, стекающих на север: Полуя, Надыма, Пура и Таза (Гвоздецкий, 1978).

Климат

Изученный участок относится к районам с влажным климатом с умеренно теплым летом и умеренно суровой снежной зимой (Климатический атлас..., 1960) и расположен в пределах континентальной западно-сибирской северной и центральной области умеренного пояса (Национальный атлас..., 2013), климат – континентальный. Средняя сумма годовых осадков – 520 мм изменяется от 280 до 730, из которых большая часть приходится на июль-август, минимальное количество осадков выпадает в феврале-марте. Коэффициент увлажнения равен 1,6. Участок расположен в зоне глубокого залегания (несколько сотен метров) островной мерзлоты.

Растительность

Как и в северной подзональной полосе северной тайги, в южной, к которой относится изученный участок, значительные территории занимают болота. Преобладают выпуклые олиготрофные сфагновые грядово-мочажинные и грядово-мочажинно-озерковые болота, для которых характерны сфагново-осоковые мочажины и кустарничково-сфагновые гряды (Исаченко, 1985). На северных склонах Сибирских Увалов, и на террасах рек Надым, Пур и Таз произрастают лишайниковые сосняки (*Pinus sylvestris*) с единичными лиственницей и березой. По сравнению с лесами северной полосы (участок

Пурпе) для них характерны большая сомкнутость (0,5–0,6) и высота древостоя (12–14 м). Подлесок отсутствует. Кустарничковый ярус представлен *Ledum palustre*, *Empetrum nigrum*, *Vaccinium vitis-idea*, сосредоточенными в приствольных кругах. Кустистые лишайники образуют сплошной напочвенный покров: *Cladonia stellaris*, *Cl. Rangiferina*, *Cl. Arbuscula*. Реже отмечены *Flavocetraria cucullata*, *F. nivalis*, *Cetraria islandica* и др. Зеленые мхи произрастают либо среди кустарничков, либо в микропонижениях (Хозяинова, 2008).

Почвы

По почвенно-экологическому районированию участок Ноябрьск относится к Бореальному географическому поясу, Европейско-Западно-Сибирской таежно-лесной почвенно-биоклиматической области. Наиболее распространенным зональным типом почв являются подзолы. В автоморфных условиях на вершинах увалов и увалообразных повышениях формируются иллювиально-железистые подзолы. Подзолы глееватые приурочены к полугидроморфным условиям склонов увалов. Торфяно-подзолы формируются в гидроморфных условиях на периферии болот и занимают пространства между болотами и увалами (Смоленцев, 2000). Торфяные почвы занимают обширные территории на плоских водоразделах и в межувальных пространствах. Мощность торфа изменяется от 0,3 м на периферии болот и до 3 м в их центральной части (Смоленцев, 2000). Поскольку преобладают болота верхового типа, формирующиеся здесь органогенные почвы представлены наиболее широко торфяными олиготрофными. Преобладающий тип водного режима в почвах – промывной (Димо, 1968)

Ландшафты

На междуречье заложено 2 катены. Одна катена имеет протяженность 200 м и состоит из шести разрезов. Расстояние между разрезами ≈ 30 м, относительные превышения – менее 20 см. Вторая катена, протяженностью 400 м, состоит из 8 разрезов. Расстояние между разрезами составляет 40-70 м, а относительные превышения – 20-40 см.

В автоморфных условиях на вытянутых песчаных грядах, покрытых бором кустарничково-беломошно-зеленомошным (рисунок 2.4), сформировались грубогумусовые подзолы. В полугидроморфных условиях на мелкобугорковатых склонах гряд, занятых бором голубично-беломошно-зеленомошным, обнаруживаются торфяно-подзолы. В гидроморфных условиях понижений формируются торфяные почвы под морошково-осоково-сфагновым сообществом.



Рис. 2.4. Лесные (слева) и болотные (справа) ландшафты участка Ноябрьск.

Для района исследования характерно длительное сезонное промерзание, в органогенных почвах единично отмечены ядра замерзшего торфа. Уровень грунтовых вод на водораздельных позициях находится на глубине около 120 см, в нижней части склона грив и прилегающих болотных территориях – 80 см, на приречных выровненных поверхностях болот – 40 см.

Физико-химические свойства почв

В подзолах междуручья и склонов величина $pH_{\text{водн}}$ возрастает с глубиной от 3,6–4,2 в органогенных горизонтах до 5,0–5,5 в почвообразующей породе. Зольность оторфованных горизонтов колеблется от 14 до 64%. Значения $pH_{\text{водн}}$ верхней части торфяных почв варьирует от 4,0 на наиболее возвышенных участках до 5,1 у уреза воды ручья и озера, а также при приближении к уровню грунтовых вод в почвенных разрезах. Зольность олиготрофных торфов составляет 1,5–4,0%, эутрофных 7–23%. Содержание $C_{\text{орг}}$ в элювиальных и иллювиально-

железистых горизонтах варьирует в пределах 0,2–1,5%, экспоненциально снижаясь с глубиной до 0,02–0,08%.

По гранулометрическому составу ($n=10$) исследованные почвы относятся к песку рыхлому, изредка к песку связному. Преобладающей фракцией в большинстве случаев является фракция среднего и крупного песка (0,25-1 мм), на долю которого приходится от 21 до 91% при среднем значении $69\pm 22\%$. На втором месте как правило находится фракция мелкого песка с содержаниями 9-50 % при среднем значении $25\pm 13\%$. Содержание коллоидной фракции, не достигает и 1 % ($0,35\pm 0,19\%$)

Емкость катионного обмена в торфяных олиготрофных горизонтах ($n=10$) изменяется в достаточно широком диапазоне от 20 до 120 мг-экв/100г, среднее значение составляет 47 ± 34 мг-экв/100г.

2.1.4. Среднетаежные ландшафты Обской низменности на четвертичных озерно-аллювиальных суглинистых отложениях (участок Салым)

Участок расположен в среднетаежных ландшафтах на юго-западе Среднеобской низменности, в средней части бассейна р. Большой Салым, в 3 км к югу от пос. Салым.

Геология и рельеф

Исследуемый участок расположен в пределах Среднеобской мегантеклизы, орографически соответствующей одноименной низменности. Глубина залегания фундамента составляет 2,5 – 4,0 км.

Ханты-Мансийская впадина, в пределах которой располагается Среднеобская низменность, испытывала значительное неотектоническое погружение до 100 – 200 м. В связи с этим большая часть низменности характеризуется абсолютными высотами, не превышающими 50-60 м, и представляет собой сильно заболоченную и заозерную плоскую слабонаклонную равнину. Территория отличается слабой дренированностью и сложена озерно-аллювиальными, преимущественно, песчаными отложениями.

Климат

Изученный участок относится к районам с влажным климатом с умеренно теплым летом и умеренно суровой снежной зимой (Климатический атлас..., 1960) и расположен в пределах континентальной западно-сибирской северной и центральной области умеренного пояса (Национальный атлас..., 2013), климат – континентальный.

Годовая сумма осадков в среднем составляет 545 мм, изменяясь от 284 до 710 мм (Термограф..., 2016). Коэффициент увлажнения существенно ниже, по сравнению с тундровыми и северотаежными ландшафтами, и составляет 1,4. Число дней со снежным покровом – 180-200 (Национальный..., 2013). Многолетнемерзлые породы отсутствуют.

Растительность

В средней тайге преобладают темнохвойные и сосновые леса. Зональным типом являются елово-кедровые с пихтой мелкотравно-бруснично-зеленомошные леса. По сравнению с северной тайгой здесь формируются более сомкнутые (0,6-0,7), высокоствольные (17-22 м) и продуктивные (III – IV класс бонитета) леса. В составе нижних ярусов леса возрастает роль таежного мелкотравья (*Maianthemum biofilium*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Orthilia secunda*, *Trientalis europaea*) и бореальных зеленых мхов (*Pleurozium schreberi*, *Hylocomium splendens*). (Растительный..., 1985).

В результате частых пожаров и вырубок коренные леса средней тайги замещаются сосновыми, березовыми или осиновыми лесами. На долю вторичных лесов приходится около четверти лесопокрытой площади. В среднетаежной подзоне болота занимают несколько меньшие площади, чем в северной тайге (Атлас...,1971), и обнаруживаются на водораздельных пространствах (Западная Сибирь...,1963). Здесь преобладают сфагновые грядово-мочажинные и облесенные сосновые моховые болота – рямы (Западная Сибирь,1963; Караваева, 1982). На грядах грядово-мочажинных (в центре озерково-грядово-мочажинных) комплексов формируются багульниково-кассандрово-сфагновые (*Sphagnum fuscum*, *Chamaedaphne calyculata*), а на мочажинах сфагновые с пушицей и шейхцерией (*Sphagnum balticum*, *Eriophorum vaginatum*, *Scheuchzeria palustris*)

сообщества. Местами на грядах произрастает древесная растительность: сосна (*Pinus sylvestris*) и кедр (*P. Sibirica*) (Филиппов, 2008).

Почвы

Также, как и северотаежные участки, участок Салым относится к Бореальному географическому поясу, Европейско-Западно-Сибирской таежно-лесной почвенно-биоклиматической области. Наиболее распространены подзолистые почвы, а также глееземы. На болотных переходных и верховых торфяных и грядово-мочажинных комплексах формируются торфяные болотные верховые и переходные почвы, соответствующие торфяным олиготрофным и остаточным эутрофным типам (Карта..., 2013). Преобладающий тип водного режима – промывной (Димо, 1968).

Ландшафты

На выположенной поверхности междуречья заложено 2 катены, протяженностью 300 м, состоящие из пяти разрезов. Расстояние между разрезами \approx 30-80 м, относительные превышения – около 10-20 см, в первом случае и 20-40 см, во втором.

В автоморфных условиях выровненных ландшафтов наиболее высоких участков междуречья формируются коренные смешанные мелколиственно-пихтовые рябиновые кустарничково-осоково-разнотравные леса на дерново-подзолистых почвах. Слабонаклонные склоны покрыты березово-сосновым кустарничково-хвощово-зеленомошным лесом на криометаморфических окисленно-глееватых почвах, а понижения – хвощово-сфагновым сообществом на глееземах и органо-аккумулятивных почвах. Междуречье и склоны (рисунок 2.5) покрыты бором багульниково-осоково-сфагновым и сосновым с примесью березы кустарничково-зеленомошным лесом, соответственно, на криометаморфических, реже глеевых почвах. В гидроморфных условиях проточных межгрядовых понижений под сосновым кустарничково-осоково-зеленомошным сообществом развиты торфяные олиготрофные почвы.



Рис. 2.5. Сосновый с примесью березы лес (слева) и сфагновое болото (справа) участка Салым.

Физико-химические свойства почв

В глееземах, криометаморфических и органо-аккумулятивных почвах величина $pH_{\text{водн}}$ монотонно возрастает от 3,5–4,0 в верхних органогенных и органоминеральных горизонтах до 5,5–6,5 в нижних на глубине 1 м. В дерново-подзолистой почве отмечаются чуть более высокие значения $pH_{\text{водн}}$ 5,0–5,2 в органогенных и элювиальных горизонтах и 5,6–6,0 в нижних срединных. Зольность верхних органогенных горизонтов в изученных почвах составляет 6–16%, за исключением единичных разрезов торфяно-глеезема стратифицированного, органо-аккумулятивной дерновой стратифицированной и органо-криометаморфической, в которых зольность составляет 52,9–57,9%. Содержание $C_{\text{орг}}$ экспоненциально уменьшается с глубиной от $5,2 \pm 2,2\%$ ($n=13$) в органоминеральных горизонтах до $0,6 \pm 0,5\%$ ($n=40$) в минеральных: элювиальных, срединных и гидрогенных. По гранулометрическому составу ($n=7$) исследованные почвы относятся к легкосуглинистым, реже супесчаным. Преобладающей

фракцией в большинстве горизонтов является фракция крупной пыли (0,25-1 мм), на долю которой приходится от 34 до 61% при среднем значении $51 \pm 10\%$. На втором месте находится фракция мелкого песка с содержаниями 14-37 % при среднем $23 \pm 9\%$. Минимальное содержание характерно для фракции среднего и крупного песка и составляет от 0,04 до 12% (среднее $3 \pm 5\%$).

Актуальная кислотность в верхнем горизонте торфяных олиготрофных почв подчиненных позиций составляет 3,3 и слабоконтрастно возрастает до 4,2 на глубине 50 см при незначительной вариабельности зольности: $2,3 \pm 0,5\%$ ($n=17$). Емкость катионного обмена в торфяных олиготрофных горизонтах ($n=14$) варьирует в широком диапазоне 20-160 мг-экв/100г при среднем значении 61 ± 47 мг-экв/100г.

2.2. Методы исследований

2.2.1. Полевые исследования

На каждом участке заложено от 9 до 18 разрезов, изучено 1-3 катены. На всех точках проведены геоморфологические (положение в мезорельефе, наличие и характер микрорельефа), геоботанические (видовой состав растений) и почвенные описания. Названия почв давали по субстантивно-генетической классификации (Классификация..., 2004). Основные свойства исследованных генетических горизонтов и признаков, а также расшифровка их индексов приведены в Приложениях 1 и 2.

На основных ключевых участках (таблица 2.2) из верхней части почв до глубины 15-30 см пробы отбирали послойно с фиксированной площади от 100 до 400 см² с шагом 3-10 см в зависимости от мощности органогенной или органоминеральной толщи для последующего определения запаса ¹³⁷Cs в слое почвы. Из нижележащей толщи опробование выполнено погоризонтно для уточнения классификационного положения почв. Укос общей надземной фитомассы производили на фиксированной площади от 630 до 5600 см².

Дополнительные участки заложены для получения данных об уровнях активности ¹³⁷Cs и глубины обнаружения радионуклида в почвах южной тундры и лесотундры. В отличие от основных участков, здесь разрезы закладывали в

пределах основных элементарных ландшафтов, пробы почв отбирали погоризонтно, растения не отбирали.

2.2.2. Лабораторные исследования

Исходные образцы минеральной почвы, освобожденные от корней и высушенные при комнатной температуре до воздушно-сухого состояния, растирали в фарфоровой ступке и пропускали через сито с диаметром отверстий 1 мм для последующего проведения большинства химико-аналитических работ. Для анализа на гранулометрический состав из исходного образца брали навеску массой 10-15 г и растирали его резиновым пестиком, просеивая через такое же сито с удалением корней растений и скелетной части почвы. Для определения гумуса из исходного образца, растертого фарфоровым пестиком, брали среднюю пробу массой 5 – 10 г, растирали ее в кварцевой ступке и пропускали через сито диаметром 0,25 мм.

Таблица 2.2.

Методы химических анализов и число проб

Пробы, показатели, методы отбора и анализа			Участки и число проб					
			основные				дополнительные	
			Газовский	Пурпе	Ноябрьск	Салым	УКПГ-15	УКПГ-5
Пробы	Почвы	Из фиксированного объема	20	70	43	55	0	0
		Из нефиксированного объема	34	27	24	50	29	47
	Растения	С фиксированной площади	2	8	6	11	0	0
Показатели	Активность ^{137}Cs	Гамма-спектрометрический	36	90	52	91	29	47
	$\text{pH}_{\text{водн}}$	Потенциометрический	49	91	58	107	29	47
	Углерод органических веществ	Бихроматный, титриметрический	23	21	19	66	20	32
			Зольность	Сухое озоление	30	77	47	46
	Гранулометрический состав	Дифрактометрический	0	7	13	7	0	0
	Емкость катионного обмена	Титриметрический	0	5	10	14	0	0
	Валовое содержание углерода	Сжигание	0	5	10	14	0	0
	Валовое содержание азота	Сжигание	0	5	10	14	0	0
	Элементный состав	РФА	0	31	72	116	0	0

Пробы растительности и торфа высушивали до воздушно-сухого состояния и измельчали при помощи ножевой роторной мельницы РМ-120 с последующим просеиванием через сито с диаметром отверстий 1 мм.

В Эколого-геохимическом центре МГУ имени М.В. Ломоносова автором при участии И.Н. Семенкова определены актуальная кислотность, содержание углерода органического вещества почв (гумуса), а также зольность органогенных горизонтов и растений традиционными методами (Аринушкина, 1970, ГОСТ 11306-83). В 29 пробах органогенных горизонтов почв определены валовые содержания С и N на элементном анализаторе Vario EL (Германия). В этих же пробах произведена оценка емкости катионного обмена (ЕКО), определяемая как сумма обменных оснований по методу Каппена-Гильковица (Теория и практика..., 2006). Гранулометрический состав определен пирофосфатным методом на лазерном дифрактометре «Analizeter-22» (Германия) в 27 органоминеральных и минеральных пробах почв.

Комплекс проведенных химико-аналитических работ характеризует физико-химические свойства почв, которые в значительной степени определяют поведение радионуклидов в наземных экосистемах.

Элементный состав почв определен рентген-флуоресцентным методом на вакуумном спектрометре PANalytical (Нидерланды) последовательного действия с дисперсией по длине волны (аналитик – А.И. Якушев) в ИГЕМ РАН.

В лаборатории радиогеологии и радиогеоэкологии ИГЕМ РАН удельная активность ^{137}Cs в 372 пробах почв и растительности измерена Керзиным А.Л. и Соломенниковым Р.В. с помощью прямого γ -спектрометрического анализа с использованием низкофонового γ -спектрометрического комплекса оснащенного NaI(Tl) детектором 160×160 мм с колодцами 55×110 мм. В состав комплекса входит детектор ионизирующего излучения сцинтилляционный на основе кристаллов натрия йодистого, активированных таллием СДН.83.160.160-57.100 (ТУ 6-09-3943-86 и заказ, 26/12/2002, ОАО «Кристалл», Усолье-Сибирское). Детектор предназначен для спектрометрии и регистрации мягкого гамма-излучения в диапазоне энергий от 15 до 300 кэВ. Измерение активности ^{137}Cs в

пробах почвы и растений производили в соответствии с методикой выполнения измерений на сцинтилляционном гамма-спектрометре с помощью программного пакета "Спектр". Длительность экспозиции составила 3600 сек. Для измерения образцов использовали "Стакан 200". Минимально детектируемая активность ^{137}Cs за 1 час измерения для геометрии "Стакан 200" (объем пробы 200 мл, вес пробы 200 г) составляет 1 Бк, погрешность измерений: 15-60%.

2.2.3. Методы обработки данных

Все изученные почвы относятся к двум стволам: постлитогенные и органогенные. Из-за существенных морфологических и химических различий между ними они рассмотрены отдельно. Среди почв постлитогенного ствола по условиям миграции выделены 2 большие группы:

- 1) почвы тундровых и северотаежных ландшафтов
- 2) почвы среднетаежных ландшафтов.

Для оценки влияния физико-химических свойств на вертикальную миграцию ^{137}Cs почвы сгруппированы по типам и подтипам в 12 подгрупп: глееземы, торфяно-глееземы, торфяно-криоземы, подбуры, торфяно-подбуры, подзолы, торфяно-подзолы, органо-криометаморфические, органо-аккумулятивные, дерново-подзолистые, торфяные олиготрофные и эутрофные.

При оценке вертикальной миграции криоземы и глееземы как слабо отличающиеся друг от друга по условиям миграции ^{137}Cs и классификационной диагностике, а также подбуры и подзолы, занимающие сходные ландшафтные позиции, рассмотрены вместе.

Для оценки радиационного состояния ландшафтов были посчитаны величины запасов и плотности загрязнения ^{137}Cs в почвах и растениях. Под запасом радионуклида в слое почвы ($A_{\text{сп}}$) понимают физическую характеристику радиоактивного загрязнения слоя почвы, которая выражается в единицах активности радионуклида, находящегося в слое, на единицу площади (Закон РФ, 1991) и рассчитывается по формуле:

$$A_{\text{сп}} = A_{\text{п}} \cdot m/S$$

где $A_{\text{п}}$ – удельная активность радионуклида в слое почвы, Бк/кг;

m – масса образца, кг

S – площадь образца, м²

Плотность загрязнения почвы радионуклидом – это запас ¹³⁷Cs в почвенном разрезе, суммированный на всю глубину. Обе величины измеряются в Бк/м², кБк/м² или Ки/км².

Растительные ассоциации, представленные мохово-травянисто-кустарничковыми ярусами, были объединены в 6 групп: зеленомошная и кустарничково-зеленомошная, долгомошная и кустарничково-долгомошная, беломошная, кустарничковая, осоковая (кустарничково-осоковая и осоково-сфагновая), сфагновая и разнотравно-кустарничково-сфагновая.

2.2.4. Статистические методы исследований

Данные химических анализов группировали в выборки и подвергали статистической обработке в пакетах «Excel 10» и «Statistica 10»: рассчитывали средние, ошибки среднего, средние квадратичные отклонения, коэффициенты вариации (C_v), максимальные и минимальные значения, коэффициенты корреляции и другие статистические показатели.

Для оценки неоднородности первичных глобальных атмосферных выпадений ¹³⁷Cs в ландшафтах были сформированы выборки данных по наличию/отсутствию древесного яруса, сомкнутости крон и с учетом положения в рельефе (открытые местообитания, опушки и под пологом хвойного и смешанного леса. Для выявления особенностей накопления радионуклидов разными видами растений данные сгруппированы в выборки по преобладающему виду растительной ассоциации.

Для выявления особенностей накопления ¹³⁷Cs в ландшафтах сформированы выборки данных в зависимости от природной подзоны и степени гидроморфизма почв. Произведена оценка глубины его проникновения в разных типах почв по глубине обнаружения значимых (более 1 Бк/кг) уровней активности.

Латеральное распределение ¹³⁷Cs оценено с помощью коэффициента латеральной миграции, L (Гаврилова, 1989) – отношения плотности загрязнения в подчиненном ландшафте к плотности загрязнения в автономном. Контрастность

латерального распределения ^{137}Cs в почве и ландшафтах оценивали с помощью отношения максимального коэффициента латеральной миграции (L) к минимальному внутри одной катены, а также при помощи вариабельности плотности загрязнения ^{137}Cs (таблица 2.3).

Таблица 2.3.

Контрастность катены	Параметры оценки	
	L_{max}/L_{min}	$Cv, \%$
Слабоконтрастная (3)	<2,5	<35
Контрастная (3)	2,5-5	25-70
Сильноконтрастная (2)	>5	>70

За слабоконтрастные катены по распределению ^{137}Cs были приняты катены, в которых отношение L_{max} к L_{min} составляло менее 2,5, а Cv плотности загрязнения ^{137}Cs менее 35% контрастные характеризуются L_{max} / L_{min} от 2,5 до 5 и Cv от 25% до 70%, сильноконтрастные – более 5 и Cv более 70%.

Глава 3. Особенности аккумуляции ^{137}Cs в почвах

3.1. Постлитогенные почвы

Поскольку ^{137}Cs поступает в изученные ландшафты центральной части Западной Сибири, преимущественно, с атмосферными осадками и прочно фиксируется в верхней части профиля на сорбционном и биогеохимическом барьере, в постлитогенных почвах ($n=22$), традиционно отмечается поверхностно-аккумулятивное распределение ^{137}Cs , которое с частотой 64% для активности и 36% для запасов встречается в глееземах, криоземах, криометаморфических, подзолистых, подбурах и подзолах тундровых и таежных ландшафтов Западной Сибири (рисунок 3.1).

Поверхностно-аккумулятивное распределение для запасов ^{137}Cs отмечается реже, чем для его активности, поскольку органогенные горизонты почвы обладают более низкой плотностью сложения в сравнении с нижележащими минеральными горизонтами.

3.1.1. Постлитогенные почвы типичной тундры и северной тайги

3.1.1.1. Почвы с подстильно-торфяным горизонтом

В типичной тундре и северной тайге на автономных позициях междуречья и трансэлювиальных ландшафтах пологих склонов формируются постлитогенные оторфованные почвы (криоземы, глееземы, подбуры и подзолы), характеризующиеся сходным морфологическим строением (под маломощной торфяной подстилкой формируется срединный или элювиальный горизонт) и условиями миграции (реакция среды изменяется от сильноокислых значений $\text{pH}_{\text{водн}}$ до близких к нейтральным), при которых ^{137}Cs очень слабо мигрирует по профилю.

В криоземах (Т01, Т02) при наличии органогенных горизонтов максимальная активность приурочена к маломощному 3-5-см подстильно-торфяному горизонту (рисунок 3.1 б, таблица 3.1). В криоземах пятен-медальонов типичной тундры, формирующихся в результате интенсивного промерзания сильновлажных горизонтов, значимые активности ^{137}Cs не обнаружены, что вероятно связано с

механизмом образования пятен: а именно излиянием минеральной массы из нижних незагрязненных горизонтов.

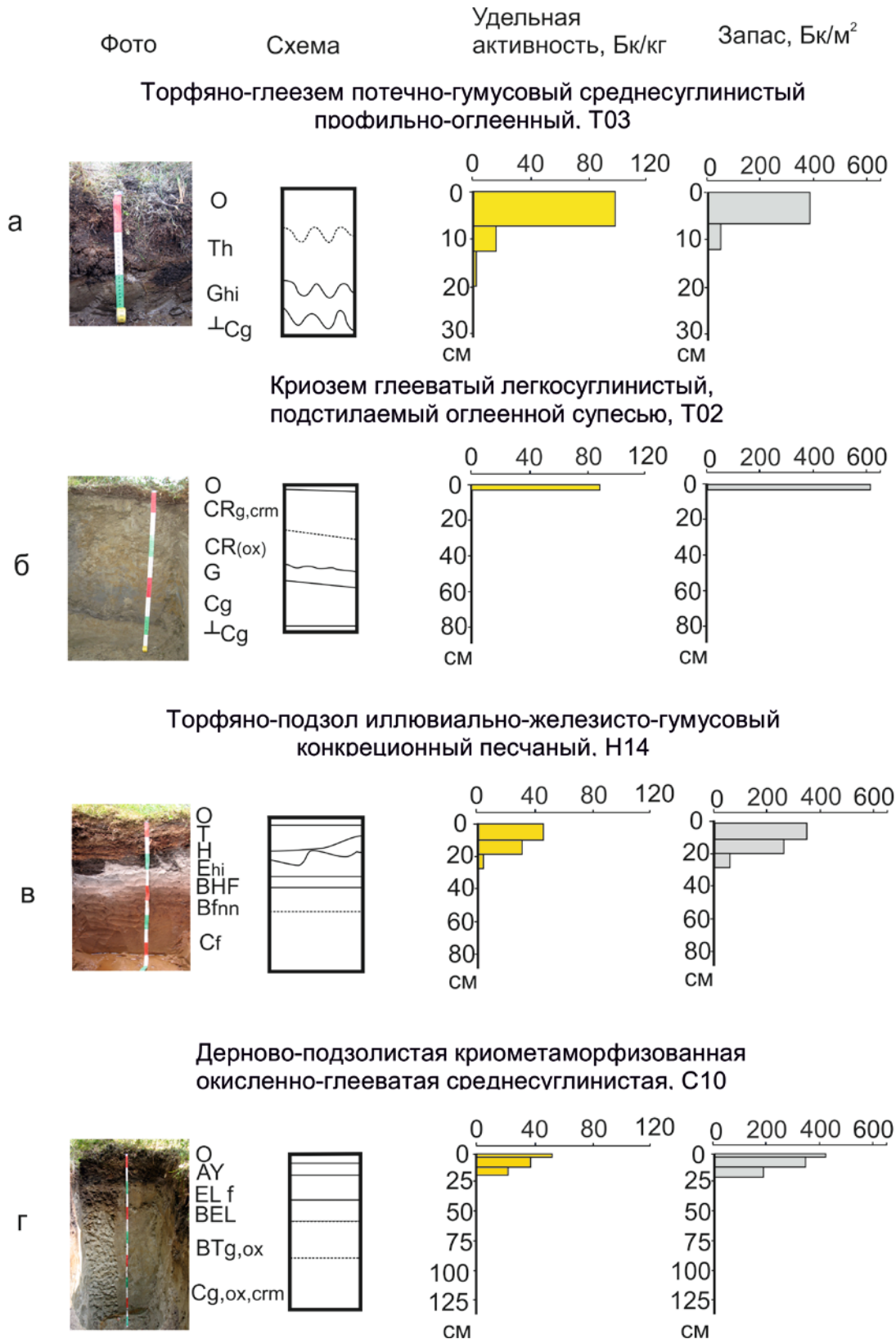


Рис. 3.1. Поверхностно-аккумулятивное распределение ¹³⁷Cs в зональных постлитогенных почвах тундры и тайги Западной Сибири

В криоземах и глееземах пятен южной тундры Западной и Средней Сибири ^{137}Cs также либо не обнаружен, либо сосредоточен в верхней полусантиметровой корочке – скреплении накипных лишайников (Усачева, 2017). В тундрово-глееватой почве пятна Яно-Индибирской низменности активность ^{137}Cs составляет менее 10 Бк/кг и приурочена к верхнему 2-см слою (Собакин, 2015). То есть криогенные процессы в почвах пятен приводят к снижению удельной активности радионуклида при перемешивании с низкоактивным материалом из нижних горизонтов почв.

Таблица 3.1.

 ^{137}Cs в тундровых и северотаежных постлитогенных почвах

почва	номер разреза	Место отбора: горизонт и глубина, см		Активность, Бк/кг	Запасы, Бк/м ²
Пятно криозем	Т01	W	0-2	н.п.о.	н.п.о.
		CRgh	2-10	н.п.о.	н.п.о.
криозем	Т02	O	0-3(5)	89±27	615±186
		CR(gcm)	3(5)-10	н.п.о.	н.п.о.
глеезем	Т06	O1	0-3	110±36,5	375±114
		O2	3-7	23±7,1	100±31
подбур	Т07	Oh	0-2(6)	110±33	530±159
		Thecr	2(6)-14(18)	н.п.о.	н.п.о.
		органический натек по биогенной трещине	2(6)-23	3±2,1	н.д.
		BF	20-30	н.п.о.	н.п.о.
подзол	П01	Oao	0-2,5	110±34	645±199
		E	5(7)-12(17)	1,3±0,9	н.д.
		BF	12(17)-30(31)	н.п.о.	н.п.о.
	Н02	Oao	0-2(4)	77±23	1090±
		Ey	2(4)-10(19)	н.п.о.	н.п.о.
	Н13	Oao	0-3	77±25	611±
		E	3-20	н.п.о.	н.п.о.
		перемещенная турбированная органика в толще горизонта E	5-18	3,4±1,5	н.д.
		Криотурбированный материал из горизонта EBFcr	20-40	1,5±0,7	н.д.
BF		45-55	н.п.о.	н.п.о.	

Здесь и далее: н.п.о. – ниже предела обнаружения, н.д. – нет данных

В глееземе (разрез Т06) максимальная активность ^{137}Cs (110 Бк/кг) приурочена к верхним 3 см подстильно-торфяного горизонта. На глубине 4-7 см она снижается почти в 5 раз, а плотность загрязнения – в 4 раза.

В подбурях (Т07) и подзолах (П01, Н02, Н13) максимальная активность (77-110 Бк/кг) и запас ^{137}Cs (530-1090 Бк/м²) приурочены соответственно к маломощной (2-6 см) перегнойной или грубогумусированной прослойке подстильно-торфяного горизонта. Кроме того, в подбуре (рисунок 3.2) низкая активность ^{137}Cs ($3,0 \pm 2,1$ Бк/кг) отмечена в трещине, заполненной до глубины 23 см осыпавшимся неоднородным перегнойно-торфяным материалом из верхнего наиболее загрязненного горизонта. При этом в горизонте ВF, обрамляющем трещину, значимых активностей не обнаружено. В подзоле иллювиально-железистом (рисунок 3.3) в турбированных и погребенных органических прослоях выявлена небольшая активность ^{137}Cs : $1,5 \pm 0,7$ (глубина отбора 20–40 см) и $3,4 \pm 1,5$ Бк/кг (5–18 см), в то время как на глубине 5–20 см вмещающего их горизонта Е значимая активность ^{137}Cs не обнаружена.



Рис. 3.2. Активность ^{137}Cs в подбуре оподзоленном (разрез Т07)



Рис. 3.3. Вертикальное распределение ^{137}Cs (аккумулятивно-элювиально-иллювиальный тип) в турбированном подзоле и гранулометрический состав, разрез Н13

Обнаружение низких активностей в погребенном материале с высоким содержанием органического вещества и турбированном материале верхней и средней части профиля почвы связано с формированием фитогенных турбаций, которые появляются в результате корневого перемешивания или при вывалах деревьев (Бобровский, 2012; Лойко, 2013; Семенов, 2013) и способствуют захоронению верхних наиболее загрязненных горизонтов. Кроме того, изученные погребенные (Н13/9) и турбированные образцы (Н13/8) содержат максимальное количество физической глины (сумма фракций < 0,01 мм) во всем разрезе – 6,2% и 1,8% (таблица 3.2), соответственно, и способны удерживать больше ^{137}Cs .

Таблица 3.2.

Гранулометрический состав подзола (разрез Н13)

Номер пробы	глубина	Содержание фракций, %; размер частиц, мм						Гранулометрический состав
		ил	пыль мелкая	пыль средняя	пыль крупная	песок мелкий	песок средний и крупный	
		<0,001	<0,005	<0,01	<0,05	<0,25	<1	
Северная тайга, участок «Ноябрьск» разрез Н13, подзол								
Н13/3	5-20	0,36	0,46	0,24	1,28	25,90	71,75	песок рыхлый
Н13/4	24 - 45	0,26	0,31	0,06	0,45	13,18	85,73	песок рыхлый
Н13/5	50 - 70	0,24	0,25	0,06	0,22	8,54	90,68	песок рыхлый
Н13/6	67 - 86	0,25	0,29	0,07	0,29	16,31	82,78	песок рыхлый
Н13/7	90 - 115	0,22	0,20	0,01	0,19	10,91	88,46	песок рыхлый
Н13/8	20-40	0,48	0,80	0,47	2,59	33,18	62,48	песок рыхлый
Н13/9	5-18	0,72	2,62	2,86	16,90	50,69	26,21	песок связный

Примечание: полужирным выделены пробы с максимальным содержанием физической глины

Таким образом, в постлитогенных оторфованных почвах, накопление ^{137}Cs приурочено к органогенным горизонтам, прежде всего – подстильно-торфяному, глубина проникновения его основных количеств не превышает 7 см. Корреляционной взаимосвязи между зольностью горизонтов О и активностью ^{137}Cs не выявлено, однако значения активности более 100 Бк/кг отмечались только в горизонтах с зольностью выше 13%. Изредка низкие активности, не превышающие 3,5 Бк/кг, связанные с механическим переносом вещества с относительно высоким содержанием физической глины в результате биогенного перемешивания почвы, отмечаются на глубине до 40 см.

3.1.1.2. Почвы с торфяным горизонтом

В типичной тундре и северной тайге на более увлажненных участках (по сравнению с междуречьями и склонами) транзитно-аккумулятивных и подчиненных позиций формируются торфяные подтипы почв, отличающиеся от аналогов автономных и трансэлювиальных ландшафтов большей мощностью торфяного горизонта (от 10 до 50 см).

В торфяно-криоземах (Т05) ^{137}Cs проникает до глубины 13 см, значения его удельной активности в подстилочно-торфяном и торфяном горизонтах близки (53 и 45 Бк/кг), однако запас (151 и 213 Бк/м²) на четверть больше в нижележащем торфяном горизонте, что связано с большим удельным весом торфа в горизонте Т по сравнению с горизонтом О (таблица 3.3).

Торфяно-глееземы ($n=2$, см. рисунок 3.1 а) характеризуются сходным распределением ^{137}Cs с торфяно-криоземами: глубина проникновения составляет 10-12 см. Максимум активности ^{137}Cs приходится на слой 6-10 см. В торфяно-глееземах, как и в типичных глееземах тундры, положение слоя максимального запаса и удельной активности радионуклида совпадает, что свойственно подстилочным горизонтам деструктивного типа с кислой реакцией среды и высокой зольностью (Щеглов, 2005).

В торфяно-подбуре (рисунок 3.4) основной запас и активность ^{137}Cs сосредоточены в верхней части горизонта Т до глубины 11 см. Однако во фрагментарном надмерзлотном перегнойном горизонте на глубине 35-43 см обнаруживается небольшая активность ^{137}Cs $5,0 \pm 1,9$ Бк/кг, свидетельствующая о возможности его накопления в надмерзлотной органической толще, выступающей в качестве механического барьера. Ранее возрастание концентрации ^{137}Cs в нижних горизонтах активного слоя было отмечено в торфяных глеевых и торфяных почвах низовьев Енисея и южнотундровых и лесотундровых ландшафтах долины р. Печоры (Когобова, 2009; Коробова, 2016).

Глубина проникновения ^{137}Cs в торфяно-подзолах ($n=4$), формирующихся в подзоне северной тайги варьирует в широком диапазоне от 10 до 30 см (рисунки 3.1в, 3.5, 3.6). Торфяно-подзол (см. рисунок 3.5), для которого характерна глубина

проникновения радиоцезия 30 см, характеризуется очень мощной торфяной толщей: 45-55 см и диагностически и классификационно близок к торфяной олиготрофной почве.

Таблица 3.3.

^{137}Cs в тундровых и северотаежных постлитогенных торфяно-почвах

почва	номер разреза	Место отбора: горизонт и глубина, см		Активность, Бк/кг	Запасы, Бк/м ²	
торфяно- глезем	Т03	О	0-6	98±30	389±119	
		Th	6-12	16±6,4	50±20	
		Th	12-20	н.п.о.	н.п.о.	
	П04	Th	0-10	33±10,1	784±240	
		Ghi	10-17	н.п.о.	н.п.о.	
Торфяно- криозем	Т05	О	0-5	53±16	151±45	
		Т	5-13	45±13,5	213±64	
		Th	13-21	н.п.о.	н.п.о.	
Торфяно- подбур	Т04	Т	0-11	33±10,5	334±106	
		Th,cr	11-17	н.п.о.	н.п.о.	
		ВН	17-30	н.п.о.	н.п.о.	
		Нфр.	35-43	5±1,9	100±38	
		Gcf	40-51	н.п.о.	н.п.о.	
Торфяно- подзол	П02	О	0-2	98±30	219±67	
		Т	2-10	60±18	285±85	
		Th	10-12	17±5,7	137±46	
		Ефр	12(13)-13(15)	н.п.о.	н.п.о.	
	П03	О	15-0	72±22	549±168	
		Th	0-10	1,4±0,9	21±13	
		Th	10-20	н.п.о.	н.п.о.	
		Е~~	20-26	н.п.о.	н.п.о.	
	Н03	погребенная органика		25-50	2,2±1,9	н.д.
			О	0-10	79±24	433±132
			Т	10-20	78±24	792±244
			Т2	20-30	13±4,3	157±52
			Т3	30-40	н.п.о.	н.п.о.
	Н14		Т3	40-50	н.п.о.	н.п.о.
			О	0-12	48±15	338±106
			Т	12-20	7±2,8	277±111
Нфр.			20-27	3,5±2,1	52±31	
	Еhi	12(30)-35	н.п.о.	н.п.о.		

Фото

Схема

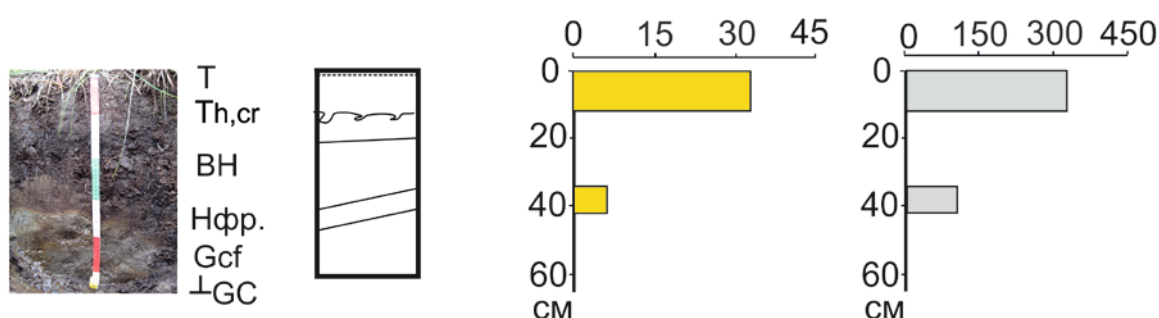
Торфяно-подбур иллювиально-гумусовый глеевый
криогенно-ожелезненный супесчаный, Т04

Рис. 3.4. Вертикальное распределение ¹³⁷Cs (аккумулятивно-элювиально-иллювиальный тип) в торфяно-подбуре, разрез Т04

Сильнокислая реакция среды ($pH_{\text{водн}} = 3,6-4,0$) в этом разрезе и низкая зольность (3-15%) способствует миграции радионуклида вглубь почвенного профиля, в то время как в торфяно-подзолах, в которых ¹³⁷Cs проникает до 10 см, величина $pH_{\text{водн}}$ в верхних горизонтах составляет 4,0-4,5 единиц, а зольность 4-24%. Максимальная активность ¹³⁷Cs, как и в торфяно-подбуре, приурочена к подстильно-торфяному горизонту, а максимальные запасы чаще всего – к нижележащему торфяному. При сходных значениях активности в горизонтах О и Т запас ¹³⁷Cs в 1,8 раз больше в более плотном торфяном (см. таблицу 3.3).



Рис. 3.5. Торфяно-подзол, участок «Ноябрьск», Н03

По аналогии с подзолом (см. рисунок 3.3, разрез Н13), единично в торфяно-подзоле (рисунок 3.6) небольшая активность ¹³⁷Cs ($2,2 \pm 1,9$ Бк/кг) обнаруживается в турбированных прослоях погребенного органического материала. Однако в отличие от подзола, в котором образование турбаций связано с биогенным происхождением, в торфяно-подзоле они обусловлены криогенными процессами.

Криотурбации формируются в период смыкания сезонной мерзлоты с многолетней, в результате чего в надмерзлотном слое возникает сильное давление, которое приводит к прорыву грунта на дневную поверхность и погребению верхних, чаще всего органогенных, горизонтов почвы (Алифанов, 1977; Дюкарев, 2007).

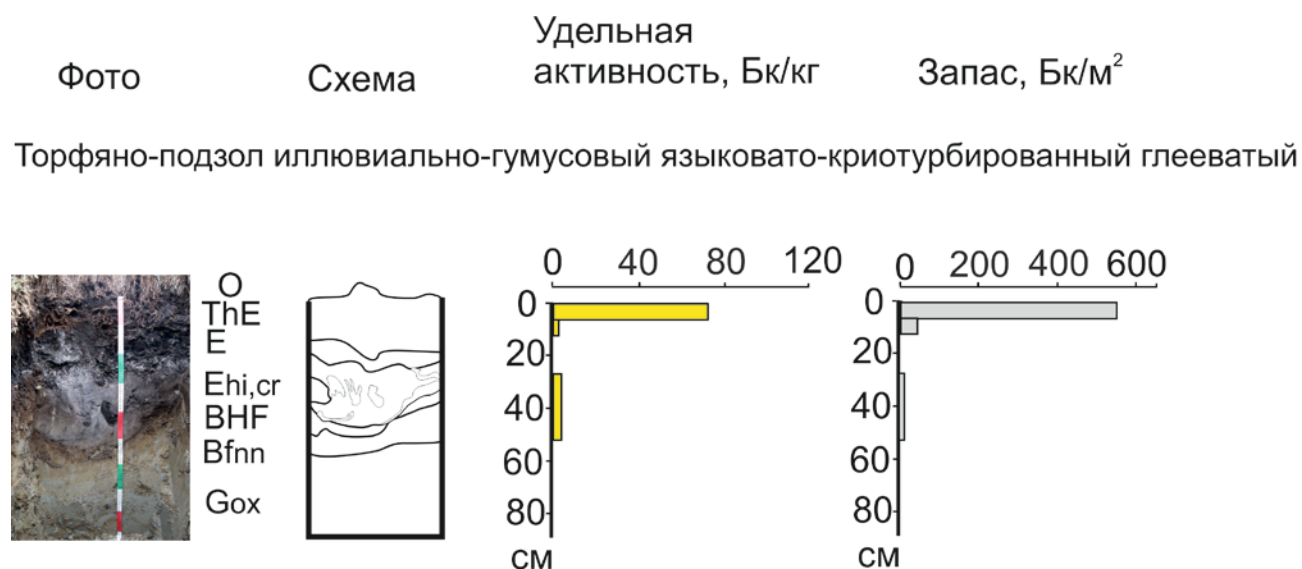


Рис. 3.6. Вертикальное распределение (аккумулятивно-элювиально-иллювиальный тип) ¹³⁷Cs в турбированном торфяно-подзоле, разрез П03.

Поскольку ¹³⁷Cs является малоподвижным в почвах элементом, то обнаружение его значимых активностей в погребенном материале, свидетельствует о том, что этот материал был погребен не ранее середины XX века. Следовательно, ¹³⁷Cs можно использовать как маркер современных почвенных турбаций различного генезиса.

Таким образом, в постлитогенных почвах ¹³⁷Cs аккумулируется в подстильно-торфяных и торфяных горизонтах, глубина проникновения его основных количеств, как правило, не превышает 10-13 см. Исключение составляет торфяно-подзол с мощной торфяной толщей и сильноокислой реакцией среды, который диагностически и по условиям миграции близок к торфяным почвам. В единичных случаях небольшие активности (≤ 5 Бк/кг), приуроченные к материалу с высоким содержанием органики и минеральной составляющей (ППП

составляют 44-62%), перемещение которого связано с криогенными процессами, отмечаются до глубины 40-50 см.

3.1.2. Постлитогенные почвы средней тайги

Среди изученных постлитогенных почв в средней тайге отмечается наибольшее разнообразие, связанное с более тяжелой по гранулометрическому составу (суглинистой) почвообразующей породой, а также в целом более контрастными геохимическими и физико-географическими условиями, по сравнению с почвами тундры и северной тайги. Исследованные постлитогенные почвы средней тайги ($n=8$) принадлежат 4 отделам: криометаморфические, глеевые, органо-аккумулятивные и текстурно-дифференцированные.

Поверхностно-аккумулятивное распределение активности ^{137}Cs в этих почвах (рисунок 3.1 г) отмечается с частотой 50% ($n=4$), запасов – в 4 раза меньше – всего 12,5%. Заглубление максимума активности радиоцезия может быть связано с его захоронением под выросшей биомассой после прекращения наиболее интенсивных радиоактивных выпадений.

Слой максимальной активности и запаса радионуклидом чаще всего не совпадают: наиболее часто встречаемый (частота 63%) тип распределения запасов ^{137}Cs – элювиально-иллювиальный с наибольшими запасами на глубине 5-13 см или 15-25 см. В первую очередь, это связано с тем, что в отличие от почв более северных участков, в среднетаежных под горизонтами Т и О формируются уплотненные серогумусовые горизонты АУ. Плотность горизонта Т на одном и том же участке в постлитогенных почвах в 3-5 раз меньше, чем в серогумусовом, а в горизонте О – в 5-8 раз.

Большинство изученных торфяно-глееземов, включая тундровые и северотаежные, относятся к потечно-гумусовым, однако только в средней тайге значимые активности обнаруживаются в горизонте Ghi на глубине 18-22 см (рисунок 3.7, таблица 3.4). При этом в торфяно-глееземе при сходных значениях активности ^{137}Cs в верхней части торфяного горизонта (17 ± 6 Бк/кг) и в потечно-гумусовом горизонте ($18\pm 5,9$ Бк/кг) величины запаса различаются в 20 раз, за счет плотности почвы.

^{137}Cs в среднетаежных постлитогенных почвах

Почва	Номер разреза	Место отбора: горизонт и глубина, см		Активность, Бк/кг	Запасы, Бк/м ²
Торфяно-глезем	C08	T	0-5	17±6	33±12
		T	5-10	37±12	112±36
		T	10-15	120±36	433±130
		Tao	15-18	97±30	946±293
		Ghi	18-22	18±5,9	662±217
		Gox(crm)	18-28	н.п.о.	н.п.о.
Органо-криометаморфическая	C01	O	0-5(6)	54±17	405±128
		Oao	5(6)-9(10)	36±11	351±107
		Oao	10 - 13	20±6,5	185±60
		BT	20-30	н.п.о.	н.п.о.
Торфянисто-дерново-криометаморфическая	C02	O	0-5	14±5,1	27±10
		T	6-11	85±26	574±176
		AYe,pir	11 - 13	18±5,9	385±126
		AYe,pir	13 - 15	2,2±1,6	53±39
		AYe,pir	15-20	н.п.о.	н.п.о.
Органо-аккумулятивная дерновая стратифицированная	C03	O1	0-5	195±59	598±181
		T	3-11(15)	200±61	4000±1220
		E~~,фр,nn	15-25	12±4,1	901±308
		конкреции	25-27	6,8±2,7	н.д.
		AУ	27-37	0±2,5	н.д.
Органо-аккумулятивная дерновая стратифицированная	C04	T	0-5	59±18	250±76
		T+AУ	5 - 9	62±19	509±156
		AУ	9 - 16	н.п.о.	н.п.о.
		AУ	16-20	н.п.о.	н.п.о.
Торфянисто-перегнойный стратифицированный глезем конкреционный	C05	TO	0-6	120±38	773±245
		Ir	6 - 15	8,3±2,7	1118±364
		Ir	15-25	11±3,7	1476±496
		конкреции	24-27(33)	6,9±3,0	н.д.
		G фр.	33-49	10±3,3	н.д.
		H	40-50	16±5,1	309±98
		H	52-60	5,6±2,2	163±64
H	60-70	0±1,2	н.д.		
Торфяный дерново-глезем криометаморфизированный	C06	O	0-7	38±12	133±42
		T	7 - 12	34±11	106±34
		AYe	12 - 19	28±8,9	867±276
		AYe	19-27	н.п.о.	н.п.о.
Дерново-подзолистая	C10	AУ	0-4	48±15	801±250
		AУ	4 - 6	20±6,6	439±145
		ELf	6 - 15	2,3±2,0	192±167
		BEL	20-30	н.п.о.	н.п.о.

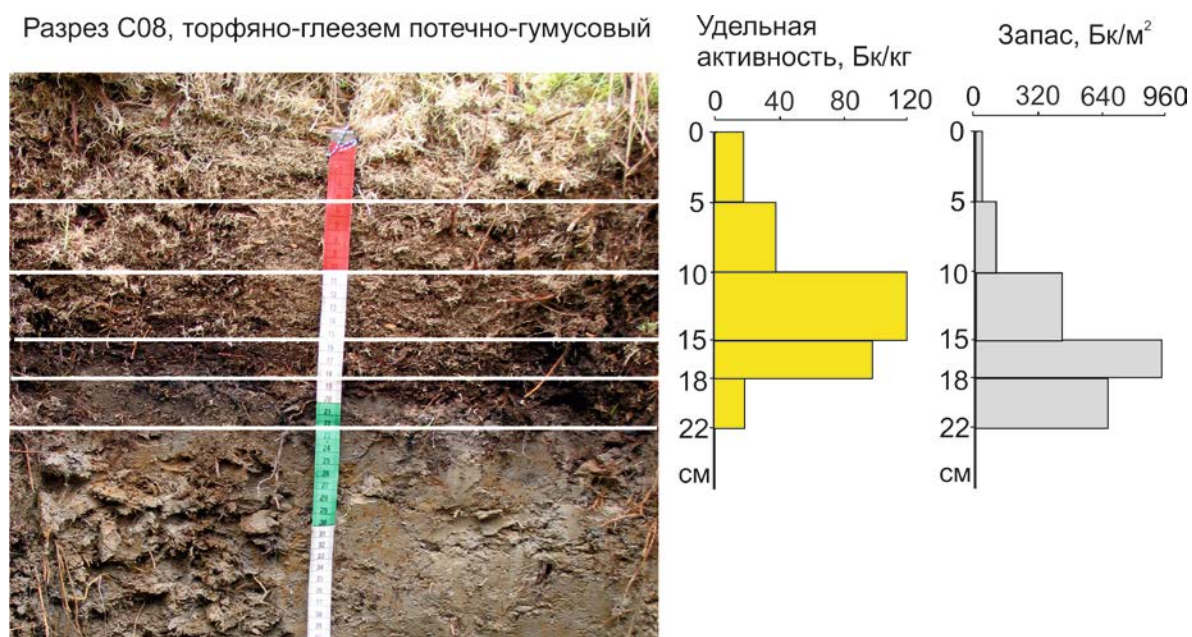


Рис. 3.7. Вертикальное распределение ^{137}Cs (элювиально-иллювиальный тип)

Значимые активности ^{137}Cs (6,8-6,9 Бк/кг) отмечаются в нижних ожелезненных (со значительным количеством ржавых и коричневатых Fe-Mn конкреций) частях стратифицированных горизонтов органо-аккумулятивных и глеевых почв на глубине 24-27 см (Семенков, 2015). Прослой из конкреций содержит Fe в 2,5-4,6 раз и Mn в 2,7-7,1 раз больше, чем выше и ниже лежащие горизонты (таблица 3.5).

Таблица 3.5.

Содержание Fe и Mn в почвах с конкреционными прослоями

почва	номер разреза	Место отбора: горизонт и глубина, см		Fe, мг/кг	Mn, мг/кг
Органо-аккумулятивная дерновая стратифицированная	С03	О1*	0-5	2,0	197
		Т*	3-11(15)	2,0	208
		Е~~,фр,nn	15-25	1,2	163
		конкреции *	25-27	5,6	1151
		АУ*	27-37	1,4	208
Торфянисто-перегнойный стратифицированный глеезем конкреционный	С05	ТО*	0-6	1,6	168
		I	6 - 15	1,4	186
		I	15-25	1,7	465
		конкреции*	24-27(33)	7,4	1796
		G фр. *	33-49	3,0	677
		Н*	40-50	1,2	206
		Н*	52-60	0,9	84
Н*	60-70	1,5	122		

* результаты приведены к золе

Небольшая аккумуляция ^{137}Cs в этих прослоях может быть связана с осаждением радионуклидов на сорбционном барьере в Fe-Mn конкрециях и пленках, формирующихся в результате смены окислительно-восстановительной обстановки, что ранее описано для почв Белоруссии (Кузнецов, 1994).

Для среднетаежной подзоны характерно наибольшее количество осадков и, соответственно, количество исходных радиоактивных выпадений. Также почвы, сформировавшиеся в средней тайге, по сравнению с северотаежными, содержат больше глинистой фракции, которая является основным носителем сорбционной емкости ^{137}Cs (таблица 3.6).

Таблица 3.6.

Гранулометрический состав почв северо- и среднетаежных ландшафтов

Номер пробы	глубина	Содержание фракций, %; размер частиц, мм						Гранулометрический состав
		ил	пыль мелкая	пыль средняя	пыль крупная	песок мелкий	песок средний и крупный	
		<0,001	<0,005	<0,01	<0,05	<0,25	<1	
Северная тайга, участок Пурпе, разрез П03, торфяно-подзол								
П03/3	10-20	0,44	2,16	2,75	23,84	54,07	16,74	связный песок
П03/4	20-26	0,8	2,62	3,06	20,85	55,92	16,75	связный песок
П03/5	26(30)-52	0,98	2,66	2,99	16,57	53,98	22,82	связный песок
П03/6	26-40(58)	1,49	4,95	3,61	17,33	52,75	19,87	супесь
П03/7	40(58)-63	1,71	5,09	3,99	20,07	55,63	13,51	супесь
П03/8	65-75	2,75	6,07	3,36	21,18	62,3	4,34	супесь
П03/9	85-95	1,68	4,40	2,44	15,02	46,14	30,32	связный песок
Северная тайга, участок Ноябрьск, разрез Н14, подзол								
Н14/3	20-27	0,71	2,99	3,70	27,51	44,23	20,85	связный песок
Н14/4	12(30)-35	0,19	0,32	0,27	1,70	21,59	75,92	песок рыхлый
Н14/5	35-45	0,19	0,32	0,27	1,70	21,59	75,92	песок рыхлый
Н14/6	45-61	0,45	0,60	0,24	1,71	36,23	60,77	песок рыхлый
Н14/7	60-70	0,20	0,30	0,05	0,69	25,76	73,00	песок рыхлый
Н14/8	80-90	0,28	0,27	0,02	0,35	21,19	77,87	песок рыхлый
Средняя тайга, участок Салым, разрез С01, органо-криометаморфическая								
С01/4	10 - 13	1,67	6,90	7,28	39,07	33,49	11,58	супесь
С01/5	20-30	4,03	12,30	9,69	57,34	16,53	0,11	легкий суглинок
С01/6	40-50	4,53	13,58	9,63	57,78	14,39	0,09	легкий суглинок
С01/7	60-70	4,59	11,70	8,68	60,56	14,37	0,10	легкий суглинок
С01/8	80-90	4,73	10,58	7,18	58,49	18,98	0,04	легкий суглинок
С01/9	100-110	4,00	10,43	5,91	51,55	27,99	0,12	легкий суглинок
С01/10	120-130	3,50	10,52	4,79	34,41	36,88	9,90	супесь

Таким образом, в постлитогенных почвах типичнотундровых ландшафтов ^{137}Cs аккумулируется преимущественно в органогенной толще почв, что, вероятно, связано с очень низким потенциалом радиальной миграции (Ландшафтно-геохимическая карта ..., 2013) из-за короткого лета в тундре. В северной тайге единично ($n=2$) обнаруживаются низкие активности (не более 1,5 Бк/кг) в минеральном (горизонт E) и турбированном минеральном субстрате. В отличие от более северных ландшафтов, в почвах средней тайги, достаточно высокие активности ^{137}Cs обнаруживаются не только в органогенной толще, но и в органо-минеральном и минеральном субстрате. В горизонтах АУ и Gh1 значения активности достигают десятков Бк/кг, в минеральном субстрате составляют 6,8-12 Бк/кг.

3.2. Органогенные почвы

В тундре и тайге Западной Сибири наиболее увлажненные позиции заняты органогенными почвами – торфяными олиготрофными и эутрофными.

Большинство исследованных органогенных почв относится к торфяным олиготрофным ($n=23$), изредка встречаются эутрофные типы ($n=2$). Ограниченное распространение торфяных эутрофных почв в Западной Сибири отмечалось ранее (Караваева, 1973, 1977) в связи с широким распространением бедных озерно-аллювиальных кварцевых песков, подстилающих торфа и вмещающих слабо минерализованные грунтовые воды. В этих почвах поверхностно-аккумулятивное распределение ^{137}Cs отмечается в 76% случаев.

Для болотных почв северотаежной подзоны отмечается сильная ($r > 0,8$, $n=9$) и умеренная прямая корреляция ($r=0,66$, $n=6$) между емкостью катионного обмена (ЕКО), характеризующей поглотительную способность почвы, и величиной удельной активности ^{137}Cs . В торфяных олиготрофных почвах средней тайги (таблица 3.7, рисунок 3.8 г, д), несмотря на отсутствие значимой корреляции ($r=-0,4$, $n=8$; $r = 0,03$, $n=6$), при увеличении ЕКО в 4-6 раз на глубине 30-40 см по сравнению с вышележащим слоем, активность ^{137}Cs также существенно возрастает (в 2-6 раз). Высокая ЕКО определяет более прочную сорбцию

радионуклидов в торфяных почвах, для которых характерно ионнообменное связывание.

В одном из разрезов (С07, таблица 3.7, рисунок 3.8 г) торфяной олиготрофной почвы при увеличении ЕКО, возрастает в 2-5 раз содержание ряда химических элементов, в том числе Rb и К – геохимических аналогов ^{137}Cs .

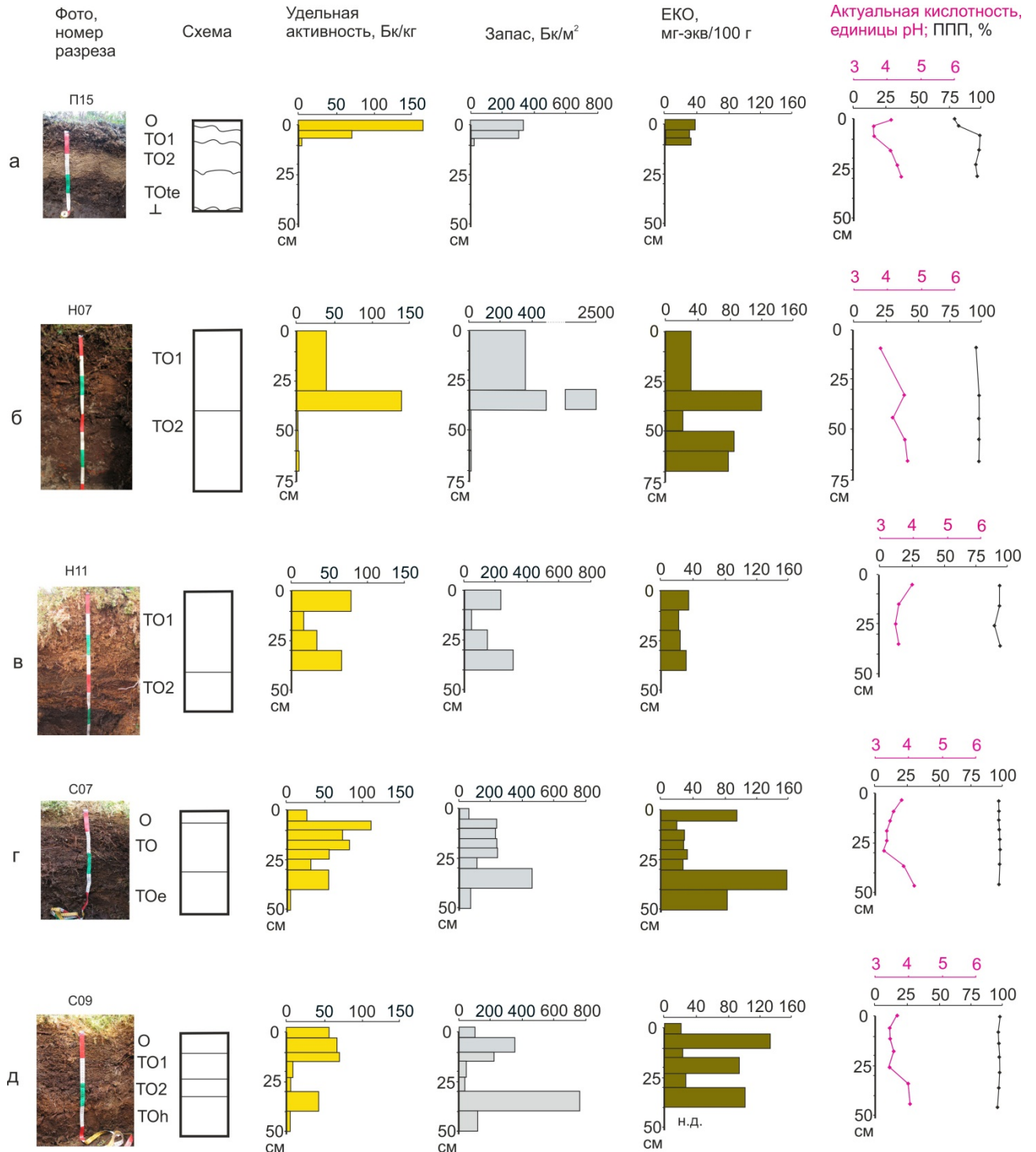


Рис. 3.8. Физико-химические свойства и вертикальное распределение ^{137}Cs в торфяных олиготрофных почвах таежных ландшафтов

Наряду с этим нахождение второго или единственного максимума содержания ^{137}Cs в таежных почвах может быть связано с его накоплением при увеличении $\text{pH}_{\text{водн}}$ более чем на 0,6 единиц в интервалах с 3,3-3,8 до 3,9-4,5 (рисунок 3.8 б, г, д) на щелочном геохимическом барьере. При этом зольность торфов очень низкая и не превышает 7%, а содержание в них $C_{\text{вал}}$ варьирует от 37 до 65% и характеризуется сильной ($r = -0,78, n=7$; $r = -0,86, n=6$) и умеренной обратной корреляцией ($r = -0,68, n=8$) с активностью ^{137}Cs . Содержание азота ($N_{\text{вал}}$) в этих почвах изменяется от 1,7 до 7,6 % и так же, как и в случае $C_{\text{вал}}$ обратно коррелирует с активностью ^{137}Cs ($r = -0,74, n=8$; $r = -0,79, n=6$; $r = -0,96, n=7$).

Таблица 3.7.

Физико-химические свойства, активность ^{137}Cs и содержание некоторых микро- и макроэлементов (мг/кг) в торфяных олиготрофных почвах средней тайги

горизонт и глубина, см		ЕКО, мг-экв/100г	$C_{\text{вал}}$, %	Зольность, %	$\text{pH}_{\text{водн}}$	^{137}Cs , Бк/кг	Mn	Cr	Rb	K
в пересчете на золу										
C07										
О	0-6	92,2	56,6	2,6	3,8	30	21	2	1,5	350
О	6-10	19,7	37,1	2,3	3,6	110	76	6	3,6	1296
ТО1	10-15	28,0	55,5	2,5	3,5	69	45	6	3,1	982
ТО1	15-20	26,8	56,4	2,0	3,4	80	21	4	2,0	550
ТО1	20-25	31,9	56,6	1,8	3,4	63	17	2	1,7	451
ТО2	25-30	26,0	56,2	1,6	3,3	35	18	1	1,1	321
ТО2	30-40	158,9	54,8	1,8	3,9	68	51	4	3,2	1585
ТО2	40-50	82,3	56,9	2,3	4,2	3,4	20	1	1,1	214
C09										
О	0-4	21,4	55,1	1,7	3,7	59	63	3	3,0	1721
О	4-11	133,6	53,9	2,6	3,5	65	37	7	2,7	845
ТО1	11-15	23,3	54,1	2,3	3,5	69	19	5	2,1	484
ТО1	15-23	89,7	55,2	1,9	3,6	9	16	2	1,3	319
ТО1	23-30	26,7	60,7	1,7	3,5	6,4	18	1	1,3	383
ТО1	30-40	94,5	55,5	2,4	4,1	39	17	2	1,4	279
ТО2	40-50	н.д.	62,7	3,5	4,1	5,3	26	4	1,6	371

В тундровых почвах (рисунок 3.9) с заглубленным максимумом отмечается прямая сильная ($r=0,9, n=4$) корреляционная связь между величиной $\text{pH}_{\text{водн}}$ и активностью ^{137}Cs : при увеличении $\text{pH}_{\text{водн}}$ с 4,3 до 4,6 единиц активность радионуклида возрастает почти в 2 раза. Однако, из-за слишком маленькой

выборки, значения не попадают в доверительный интервал. Зольность в этих горизонтах практически одинаковая и составляет 2-3%.

С другой стороны, скорости торфонакопления в типичных тундрах составляют порядка 1 мм/год, максимум активности ^{137}Cs в почве (15 Бк/кг) приходится на слой торфа 6-14 см, что возможно отражает захоронение загрязненного горизонта. Однако активность в живом сфагнуме в 1,7 раз больше, чем в горизонте TO2 и в 3 раза больше, чем в горизонте TO1 и составляет 25 Бк/кг.

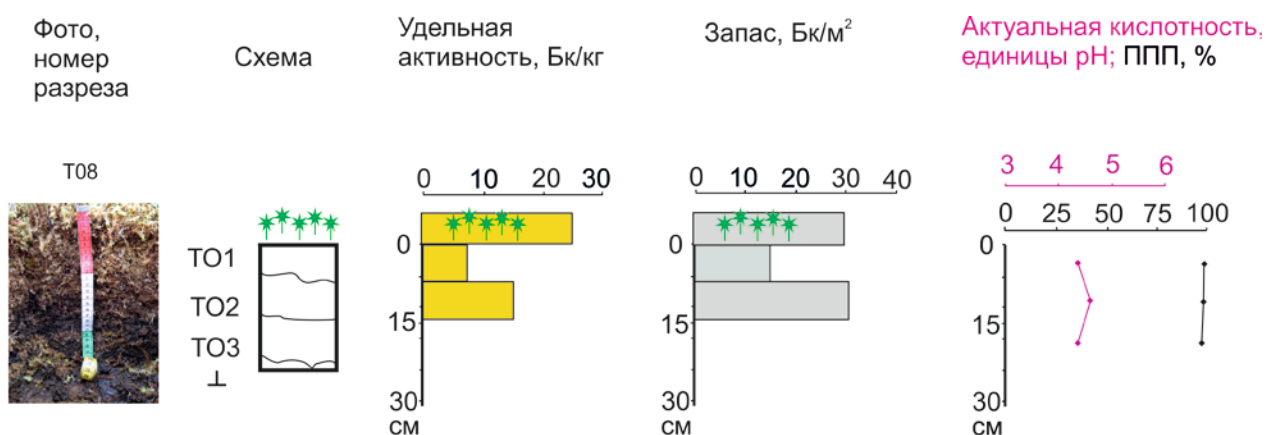


Рис. 3.9. Физико-химические свойства и вертикальное распределение ^{137}Cs в торфяных олиготрофных почвах и живом сфагнуме типичной тундры

По данным радиоуглеродного датирования угольков из северотаежных участков Пурпе и Ноябрьска, отобранных в краевой части болот, на границе гумусового горизонта подзолов и подбуров и нижней части торфяной толщи, скорость торфонакопления составляет 2 мм/год (Эколого-геохимический..., 2020). То есть за 10 лет могло сформироваться 2 см торфа, а за 70 лет (с начала первых испытаний ядерного оружия) - 14 см. В торфяных почвах тайги максимум активности ^{137}Cs находится на глубине 30-40 см, что подтверждает его внутрипрофильную миграцию и исключает возможность его захоронения в следствие процесса торфонакопления.

Ранее щелочной барьер отмечался в постлитогенных и органогенных почвах Восточно-Европейской равнины. В подзолах и подбурях Кольского полуострова отмечено накопление радионуклидов на радиальном щелочно-сорбционном барьере при переходе от органогенных горизонтов к органо-минеральным по

содержанию водорастворимого ^{137}Cs (Кузьменкова, 2010; Величкин, 2012). Кроме того, в торфяных олиготрофных почвах тундр и лесотундр Кольского полуострова очень кислая реакция среды (3,2-3,7 единиц) и кислая (4,0-4,4) способствует миграции ^{137}Cs до глубины 20-28 см при зольности 3-8% (Усачева, 2016в). В черноземах типичных Европейской территории России отмечается его накопление на щелочном барьере (Недоцук, 2007). Однако существуют работы, опровергающие зависимость между аккумуляцией ^{137}Cs и pH раствора (Куликов, 1990).

При поверхностно-аккумулятивном (рисунок 3.8 а) и элювиально-иллювиальном (рисунки 3.8 б, 3.9) распределении максимум запаса ^{137}Cs совпадает с максимумом активности. При аккумулятивно-элювиально-иллювиальном распределении (рисунок 3.8 в, г, д) величина максимального запаса радионуклидом будет находиться на глубине 30-40 см, в связи с увеличением удельного веса торфа с глубиной в 1,5-4,5 раза.

Единично удельная активность ^{137}Cs , обнаруженная в профиле почвы, не превышает 2 Бк/кг, а основная активность (85 Бк/кг) приурочена к живому мху.

Таким образом, нарушение поверхностно-аккумулятивного распределения в торфяных почвах, как правило, связано с осаждением ^{137}Cs на щелочно-сорбционном геохимическом барьере, который диагностирован по увеличению емкости катионного обмена и величины актуальной кислотности.

3.3. Глубина проникновения ^{137}Cs в почвах

По степени гидроморфизма

Автоморфные почвы (подзолы, подбуры, глееземы, криоземы, органо-криометаморфические и дерново-подзолистые) формируются преимущественно в автономных позициях, реже в трансэлювиальных, и принадлежат исключительно постлитогенному стволу (таблица 3.8). Для них характерны наименьшие глубины проникновения ^{137}Cs , поскольку здесь формируются маломощные органогенные и гумусовые горизонты, являющиеся сорбционным барьером для радионуклида. Их

мощность, как правило, не превышает 6 см, а средняя глубина проникновения в автоморфных почвах составляет $4,3 \pm 3,9$ см.

Таблица 3.8.

Глубина проникновения ^{137}Cs (см) в автоморфных, полугидроморфных и гидроморфных почвах тундры и тайги Западной Сибири

Почвы (число разрезов)	Среднее \pm стандартное отклонение
Автоморфные (8)	$4,3 \pm 3,9$
Полугидроморфные (8)	$12,8 \pm 8,8$
Гидроморфные постлитогенные (6)	$23,8 \pm 18,9$
Гидроморфные органогенные (25)	$16,3 \pm 13,3$
Гидроморфные постлитогенные и органогенные (31)	$17,7 \pm 14,5$

Постлитогенные полугидроморфные почвы характеризуются наличием торфяного горизонта или торфяной толщей суммарной мощностью более 10 см. Средняя глубина проникновения ^{137}Cs в полугидроморфных почвах в 3 раза больше, чем в автоморфных и в среднем составляет $12,8 \pm 8,8$ см.

Гидроморфные почвы занимают подчиненные позиции. Для них характерно наибольшее проникновение ^{137}Cs вглубь по почвенному профилю, которое в среднем составляет $17,7 \pm 14,5$ см, поскольку высокая насыщенность этих почв влагой ускоряет процессы конвективного и диффузионного переносов (Лоцилов, 1991; Щеглов, 2000). Кроме того, миграционная подвижность радионуклида возрастает вследствие повышенного количества растворимых органических веществ, образующих с ним подвижные органоминеральные соединения (Агапкина, 1994; Щеглов, 2000).

Таким образом, глубина проникновения значимых количеств ^{137}Cs увеличивается от автоморфных почв к полугидроморфным в 3 раза и гидроморфным в 4 раза за счет увеличения подвижности ^{137}Cs в кислых торфяных горизонтах и почвах и более благоприятных условий для конвективного переноса в условиях высокой влагопроницаемости (Щеглов, 2000).

В почвах гидроморфного ряда интенсивность миграции в 2-3 раза выше, чем в автоморфных.

По классификационным таксонам

Вне зависимости от степени гидроморфизма в органогенных почвах ($n=25$) ^{137}Cs , в среднем, проникает на 22% глубже, чем в постлитогенных ($n=22$, $12,7\pm 13,4$ см) при большей вариабельности за счет более благоприятных условий миграции в водной среде: большей обводненности, мощности органогенных горизонтов и кислотности среды. В этих условиях подвижность ^{137}Cs возрастает, чему способствует образование его низкомолекулярных растворимых комплексных соединений с фульвокислотами (Котова, 1998).

Кроме того, для фиксации ^{137}Cs в органогенных почвах, по сравнению с постлитогенными, требуется больше времени. Это связано с тем, органические молекулы сорбируются на поверхности глинистых частиц и закрывают доступ катионам Cs к сорбционным центрам FES, расположенным между слоями кристаллической решетки в области их расширенных краев (Санжарова, 2014; Коноплева, 2016) и, таким образом, затрудняют диффузию внутрь кристаллической решетки (Absalom, 1995).

В связи с существенным почвенным разнообразием на исследуемых участках и небольшой выборкой по отдельным типам почв, для расчета средней глубины проникновения ^{137}Cs (таблица 3.9) в отдельных группах почв также использованы данные автора по глубине проникновения ^{137}Cs в почвах южной тундры и лесотундры Западной Сибири и южной тундры и северной тайги Средней Сибири (Усачева, 2017).

В торфяных типах и подтипах почв ^{137}Cs проникает в 1,3-1,5 раз глубже, чем в типичных, что, по-видимому, связано с низкой удерживающей способностью торфов по сравнению с органо-минеральными и минеральными горизонтами, в которых выше содержание глинистых минералов.

Глубина проникновения ^{137}Cs в основных типах почв, см

Почвы (число разрезов)		Среднее±стандартное отклонение
Глееземы	Типичные (10)	6,5±6,7
	Торфяные (11)	12,1±5,1
Криоземы	Типичные (6)	4,2±3,3
	Торфяные(1)	13
Подбуры	Типичные (11)	9,6±9,8
	Торфяные (2)	12,0±2,0
Подзолы	Типичные (2)	5,5±0,5
	Торфяные (4)	25,5±12,8
Криометаморфические	Типичные(0)	-
	Органо (6)	11,3±8,7
Торфяные	Олиготрофные (23)	16,0±13,5
	Эутрофные (2)	18,0±8,0

Таким образом, в очень кислых торфяных почвах ^{137}Cs активнее мигрирует, чем в кислых (рН 4,0–5,0) альфегумусовых, криометаморфических, криотурбированных и текстурно-дифференцированных почвах. Также более высокая миграционная способность радионуклида связана с минимальным содержанием глинистых минералов, способных образовывать сорбционный барьер.

Глава 4. Накопление ^{137}Cs в растительности

Выделяют 2 основных пути поступления ^{137}Cs в растения. Первый путь – аэральный (первичное поступление), при котором радионуклид попадает из воздуха в результате его осаждения на наземные органы растений. (Марей, 1974). Основными механизмами аэрального поступления радионуклидов в растения являются ионно-обменные реакции и диффузия. Аэральное поступление ^{137}Cs является доминирующим в период интенсивных атмосферных выпадений радионуклида, т.е. в первые годы после проведения испытаний ядерного оружия, а также при крупных авариях на АЭС. Кроме того, радионуклиды, осевшие на почву, могут подниматься ветром или дождем и повторно оседать на растительность. Загрязнение растений на несельскохозяйственных территориях может происходить при пыльных бурях, горении торфяников и лесов.

На лесные массивы выпадает на 15-30% больше осадков, чем на незалесенные участки (Федоров, 1977; Щеглов, 2000). Кроме того, осаждение «сухих» чернобыльских выпадений аэрозолей на территории с древесным покровом в 1,6 раза больше, чем на территории, занятые травянистой растительностью (Линник, 2016а).

В лесах существенная часть (20-100%) радионуклидов, в том числе ^{137}Cs , задерживается кронами деревьев (Щеглов, 2000). Задерживание зависит от видового состава древесного яруса, сомкнутости крон, климатических и вегетационных условий и пр. Наибольшее поглощение свойственно хвойным породам, а также лиственным породам в весенне-летний период при максимальном развитии поверхности листовой пластины (Щеглов, 2000). Задерживающая способность лиственных лесов в осенне-зимний период существенно снижается (Алексахин, 1977).

^{137}Cs , выпавший на поверхность крон, достаточно легко сдувается ветром и смывается осадками (Алексахин, 1977; Щеглов, 2000), и, как правило, попадает на поверхность лесной подстилки. Однако, так же как и другие ионы, ^{137}Cs может поступать в ткани растений через устьица и далее аккумулироваться в них. Закрепившийся в кронах лиственных деревьев ^{137}Cs осенью вместе с опадом

попадает на поверхность почвы. В хвойных лесах через 5-7 лет после радиоактивных выпадений ^{137}Cs на 95–99 % аккумулируется в подстилке (Сухоруков, 2000).

Период полного разложения лесной подстилки в таежной зоне длится от 3 до 8 лет (Молчанов, 1973). Поскольку пик выпадений ^{137}Cs приходился на 1960-ые гг., то хвойный и лиственный опад тех лет полностью разложился и частично преобразовался в гумусовые вещества почв, частично минерализовался. В настоящее время в лесных биогеоценозах минимальный уровень накопления ^{137}Cs отмечается в компонентах древесной растительности (Щеглов, 2000; Цветнова, 2004).

В дальнейшем наибольшее влияние на содержание радионуклида в растениях оказывает его поступление из почвы (вторичное), при котором радионуклид попадает в растения вместе с почвенными растворами по корневой системе (Марей, 1974, Щеглов, 2000). На поступление ^{137}Cs из почвы в растение влияет множество факторов, основными из которых являются физико-химические и механические свойства почвы (Репях, 2000). Было установлено, что поступление ^{137}Cs в растения напрямую зависит от количества радионуклида, находящегося в почве в обменной форме (Белова, 2009). ^{137}Cs является нуклидом с умеренно пониженной интенсивностью перехода из почв в растения (Парамонова, 2017а). Уровни активности радиоцезия в растениях фоновых ландшафтов зачастую находятся ниже предела обнаружения γ -спектрометрическим методом (Репях, 2000).

Биологическим аналогом ^{137}Cs является калий (K), считается, что поведение радионуклида в наземных экосистемах и в системе «почва-растение» определяется теми же закономерностями, что и поведение его стабильного химического аналога (Щеглов, 2000). Однако в ряде исследований было показано, что при корневом потреблении растениями поведение K и ^{137}Cs не идентично и находится в сложной взаимозависимости (Tamronnet, 2008; Парамонова, 2017а). Таким образом, несмотря на достаточно большое количество работ, по некоторым

аспектам поведения ^{137}Cs в системе «почва-растение» до сих пор нет единого мнения.

Задерживающая способность травянистой растительности зависит от ее проективного покрытия, величины биомассы, строения поверхности листьев и др. (Щеглов, 2000). В напочвенном покрове по степени перехвата радионуклидов, в том числе ^{137}Cs , установлен следующий ряд: травянистые растения и кустарнички < лишайники << мхи (Щеглов, 2000; Щербов, 2000; Михайловская, 2015). Как правило, мхи накапливают до 10 раз больше радионуклидов, чем травянистые виды растений и в 2-3 раза больше, чем лишайники (Щеглов, 2001).

По сравнению с мхами и лишайниками высшие травянистые и кустарничковые растения слабо аккумулируют ^{137}Cs (Сухоруков, 2000; Михайловская, 2015). На примере надземной массы лугового и лесного разнотравья автоморфных ландшафтов Уральского региона показано, что в травянистых растениях активность ^{137}Cs в 2000-х гг. не превышала 12 Бк/кг, в среднем составляя 3,3 Бк/кг, а накопительная способность в них, в первую очередь, зависит от вида, а не от семейства (бобовые, гречишные, злаки, хвощи и пр.) или класса (двудольные, однодольные, плауновидные, хвощовые, папоротниковые) (Михайловская, 2015). Кроме того, многочисленными работами по изучению содержания ^{137}Cs в травянистых растениях автоморфных ландшафтов установлено, что большая часть радионуклида сосредоточена в корнях, а не в их надземных частях. (Кропачева, 2011; Сковородникова, 2011; Романцова, 2012; Парамонова, 2013).

Мхи и лишайники, являющиеся индикаторами атмосферного загрязнения различными поллютантами за счет отсутствия корневой системы, накапливают существенные количества радионуклидов, поскольку обладают высокой сорбционной емкостью и прочно фиксируют высокодисперсные радиоактивные частицы. Кроме того, они характеризуются медленным нарастанием и отмиранием фитомассы (Сухоруков, 2000). Так, для мхов таежной и тундровой зоны ежегодный прирост составляет 1-2 мм/год, что объясняет более длительное нахождение радионуклидов в тканях этих растений или на их поверхности, по

сравнению с травянистыми и древесными растениями. С этим же отчасти связаны большие величины удельной активности ^{137}Cs во мхах и лишайниках. Поэтому межвидовые особенности накопления ^{137}Cs естественной растительностью фоновых ландшафтов тундры и тайги изучены наиболее подробно для мхов и лишайников (Сухоруков и др., 2000; Щербов, 2000; Бязров, 2002; Ефремова, 2002; Страховенко, 2008; Кузьменкова, 2010; Михайловская, 2015).

В конце 1990-х гг. на юге Западной Сибири активность ^{137}Cs в наземных мхах составляла около 130 Бк/кг, в лишайниках рода *Cladonia* изменялась от 10 Бк/кг на Алтае до 370 Бк/кг в тундрах Ямала (Сухоруков, 2000). В 2000-х гг. в фоновых южнотаежных ландшафтах Урала разброс активности ^{137}Cs в фитомассе мхов родов *Dicranum*, *Hylocomium*, *Pleurozium*, *Polytrichum* составлял 40–1200 Бк/кг, при среднем 180 Бк/кг (Михайловская, 2015), а для лишайников родов *Cladonia* и *Cetraria* – 130 Бк/кг. В этот же период времени активность ^{137}Cs тех же родов лишайников в Западной Сибири была в 2 раза меньше, чем на Урале и составляла 50–60 Бк/кг (Страховенко, 2008), а в таежно-луговых и таежно-аласных ландшафтах Восточной Сибири не превышала 36 Бк/кг (Яковлева, 2006).

На фоновых территориях Кольского полуострова в середине 2000-х в лишайниках *Cladonia* и *Cetraria* активность радиоцезия составляла 30–40 Бк/кг (Кузьменкова, 2010), 10 лет спустя варьировала от 10 до 43 Бк/кг при среднем значении 20 ± 7 Бк/кг (Усачева, 2016в).

На примере арктотундровых ландшафтов Новой Земли показано, что удельная активность ^{137}Cs в нижних частях живых мхов в 5-6 раз больше, чем в верхних (Лаверов, 2016; Усачева, 2016а) и по данным на 2014 г. составляет 230-300 и 45-57 Бк/кг соответственно. Ранее максимальное накопление в нижних бурых частях мхов наблюдалось для территории Западной (Сухоруков, 2000; Щербов, 2000; Ефремова, 2002) и Восточной (Коробова, 2016) Сибири. По мнению некоторых исследователей (Щербов, 2000) максимальное содержание ^{137}Cs в нижних частях мхов, по-видимому, отражает время выпадения радиоактивных осадков.

Таким образом, в тундровых и таежных ландшафтах Восточно-Европейской и Западно-Сибирской равнин с конца XX века уменьшается удельная активность ^{137}Cs во мхах и лишайниках из-за незначительного поступления радионуклидов и их естественного распада, что соответствует данным по глобальным радиоактивным выпадениям (Sources..., 2010; 2011).

4.1. Межвидовые особенности накопления ^{137}Cs в растительных ассоциациях

Поскольку в настоящее время для древесной растительности фоновых ландшафтов характерны минимальные уровни содержания ^{137}Cs , нами был изучен преимущественно живой напочвенный покров, представляющий собой совокупность мхов, лишайников, травянистых растений и кустарничков, произрастающих на лесопокрытых и непокрытых лесом территориях.

В связи с тем, что на ключевых участках отбиралась общая наземная фитомасса без разделения на отдельные виды, межвидовые особенности накопления ^{137}Cs растениями оценивались по преобладающему виду или типу сообщества.

Во всех исследованных ландшафтах, вне зависимости от природной подзоны, средние величины активности ^{137}Cs уменьшаются от бриевых мхов (представители родов *Dicranum* и *Politrichum*) к лишайниковым (*Cladonia* и *Cetraria*), кустарничковым (доминанты *Vaccínium*, *Lédum*, *Rubus chamaemorus*, *Salix polaris*), осоковым (*Erióphorum vaginátum*) и сфагновым (таблица 4.1), что, вероятно, связано с филогенетическими особенностями накопления металлов (Авессаломова, 2006) и ранее отмечалось для тяжелых металлов в растениях тайги и тундры Восточно-Европейской равнины (Тентюков, 2010). С другой стороны, такое распределение может быть связано с тем, что многие представители мхов и низших растений относятся к калиефильным организмам (Михайловская, 2015), а поведение ^{137}Cs коррелирует с содержанием К (Robison, 2009). Ряд изученных растительных сообществ тундр и тайги Западной Сибири по уменьшению средних величин запасов ^{137}Cs сходен с рядом по активности: зеленомошная и

долгомошная > лишайниковая, сфагновая, кустарничковая >> осоковая (Усачева, 2016б).

Несмотря на то, что основное количество ^{137}Cs накапливается в лишайниках и мхах при их поверхностном загрязнении, нельзя исключить возможность дополнительного поступления радионуклидов из поверхностных слоев почвы через базальные части растений. Это подтверждается данными активности радионуклидов в верхушках и базальных частях разновозрастных мхов *Dicranum* и *Polytrichum* в зоне влияния аварии на ЧАЭС (Нифонтова, 2003).

Таблица 4.1.

^{137}Cs в мохово-травянисто-кустарничковом ярусе изученных тундровых и таежных ландшафтов Западной Сибири

Растительная ассоциация	Доминант	Удельная активность, Бк/кг	Запасы, Бк/м ²
Зеленомошная и кустарничково-зеленомошная (3)	<i>Dicranum sp.</i>	$\frac{120 \pm 23}{94-150}$	$\frac{293 \pm 34}{256-337}$
Долгомошная и кустарничково-долгомошная (5)	<i>Polytrichum sp.</i>	$\frac{116 \pm 35}{82-165}$	$\frac{302 \pm 99}{96-410}$
Беломошная (5)	<i>Cladonia sp.</i> , <i>Cetraria sp.</i>	$\frac{87 \pm 44}{52-170}$	$\frac{173 \pm 50}{116-237}$
Кустарничковая (8)	<i>Vaccinium</i> , <i>Lédum</i> , <i>Salix p.</i>	$\frac{71 \pm 36}{6-110}$	$\frac{120 \pm 128}{4-410}$
Осоковая (кустарничково-осоковая и осоково-сфагновая) (4)	<i>Eriophorum vaginatum</i>	$\frac{68 \pm 58}{6-150}$	$\frac{30 \pm 25}{4-70}$
Сфагновая и разнотравно-кустарничково-сфагновая (12)	<i>Sphagnum sp.</i>	$\frac{66 \pm 47}{6-165}$	$\frac{162 \pm 219}{4-736}$

Примечание. Над чертой – среднее значение и стандартное отклонение, под чертой – минимум и максимум, в скобках – число проб.

В верховых сфагновых болотах преобладают нисходящие потоки влаги. Однако в первой половине лета в период интенсивной транспирации наблюдаются кратковременные восходящие потоки в поверхностном слое болота. В эти потоки вовлекаются некоторые радионуклиды, в том числе ^{137}Cs , который может накапливаться в живом теле сфагнума (Торшин, 2016).

Осоковые сообщества, для которых характерны низкие значения фитомассы, отличаются наименьшими величинами запасов ^{137}Cs : при сходных значениях удельной активности в кустарничках и осоках, последние запасают в 3 раза меньше. Травянисто-кустарничковая растительность накапливает меньше ^{137}Cs , чем мхи. Так, при одинаковых уровнях активности ^{137}Cs в одном ландшафте, запасы во мхах до 10 раз больше (рисунок 4.1), чем в осоках и кустарничках, что также, в первую очередь, связано с величиной фитомассы.

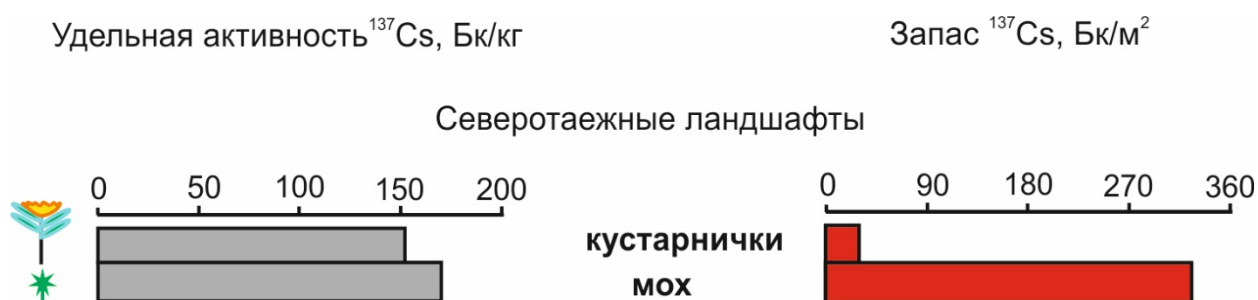


Рис. 4.1. Активность и запас ^{137}Cs в растительности трансэлювиального ландшафта участка Пурпе (П15)

Единично отобранная проба корней кустарничковых растений (брусника, шикша) в сосновом лесу участка Ноябрьск показала, что в их надземной фитомассе активность ^{137}Cs (150 Бк/кг) в 1,5 раза больше, чем в корнях (100 Бк/кг).

Во мхах родов *Dicranum* и *Politrichum* активность радионуклида больше, чем в сфагновых, что ранее отмечалось на Алтае и Пур-Тазовском междуречье (Щербов, 2000). Среди всех моховых ассоциаций сфагновые характеризуются не только наименьшими средними величинами активности и запасов ^{137}Cs (66 Бк/кг и 162 Бк/м²), но и максимальной вариабельностью показателей: C_v составляет 81 и 148% соответственно. По-видимому, относительно низкие уровни накопления ^{137}Cs в сфагновых мхах, связаны с особенностями гидрологического режима болотных экосистем, которые способствуют более быстрому вымыванию радионуклида из сфагнумов (Нифонтова, 2003), по сравнению с бриевыми мхами. Наименьшая вариабельность активности и запасов ^{137}Cs обнаружена в

зеленомошных растительных ассоциациях (*Cv* составляет 19 и 11% соответственно).

На верховом болоте в подзоне северной тайги (Пурпе) были отобраны отдельные пробы лишайников *Cetraria sp.* и *Cladonia sp.*, активность в которых составила 94 и 52 Бк/кг, соответственно. Ранее большее накопление ^{137}Cs в лишайниках рода *Cetraria* по сравнению с *Cladonia* отмечалось и в других регионах. Так, на примере тундр и лесотундр Кольского полуострова было показано, что лишайник рода *Cetraria* поглощает в среднем в 1,4 раза больше ^{137}Cs , чем *Cladonia*. (Кузьменкова, 2010).

4.2. ^{137}Cs в растительности различных местообитаний

Усредненные величины активности и запасов ^{137}Cs в зональных и болотных ландшафтах тундры и тайги максимальны в напочвенном покрове открытых пространств (таблица 4.2), они превышают аналогичные показатели в лесных биогеоценозах в 2-3 раза. При этом содержания ^{137}Cs в почвах, сформировавшихся под пологом леса, напротив, характеризуются более высокими величинами, чем непокрытые лесом территории.

Таблица 4.2.

^{137}Cs в напочвенном покрове изученных местообитаний Западной Сибири

Местообитание	Сомкнутость крон	Активность, Бк/кг	Запасы, Бк/м ²
Лес (8)	0,4–0,7	$\frac{53}{98}$ 0–150	$\frac{78}{138}$ 0–337
Разреженный лес или опушка (13)	0,1–0,3	$\frac{89}{42}$ 52–160	$\frac{203}{52}$ 55–351
Открытые местообитания (5)	<0,1	$\frac{94}{50}$ 25–170	$\frac{227}{93}$ 13–736

Примечание. Над чертой – среднее значение и коэффициент вариации (%), под чертой – минимум и максимум, в скобках – число проб.

Как было отмечено выше, на лесные массивы выпадает большее количество осадков, значительная часть которых задерживается кронами (Щеглов, 2000). На открытых пространствах весь выпавший ^{137}Cs попадает сразу на напочвенный покров, минуя верхние ярусы растительности. Более высокое содержание ^{137}Cs в

почвах под лесом подтверждает, что хвойный и лиственный опад пиковых глобальных радиоактивных выпадений полностью разложился.

С другой стороны, к открытым местообитаниям или опушкам чаще всего приурочены ландшафты верховых болот, в которых отмечаются оптимальные условия для миграции радионуклида в системе «почва-растение»: бедность минеральными солями, низкая кислотность, постоянное переувлажнение (Марей, 1974).

Более высокие величины запасов ^{137}Cs по сравнению с уровнями активности в нижнем растительном ярусе на открытых пространствах и в разреженных лесах объясняются повышенными значениями фитомассы наземной растительности, которая несколько угнетается в затененных местообитаниях сосновых и смешанных лесов.

4.3. Вклад растительности в суммарный запас ^{137}Cs в системе «почва-растение»

От средней тайги к северной в напочвенном покрове (таблица 4.3) увеличивается частота обнаружения высокоактивных (более 100 Бк/кг) проб, что приводит к росту средних величин активности и запасов ^{137}Cs в растениях.

Таблица 4.3.

^{137}Cs в напочвенном покрове тундры и тайги Западной Сибири

Ландшафты	Активность, Бк/кг	Запасы, Бк/м ²
Типичнотундровые (2)	70 ± 64 25-115	157 ± 180 30-285
Северотаежные: Пурпе (9)	115 ± 35 72-170	253 ± 185 96-410
Северотаежные: Ноябрьск (7)	86 ± 34 52-150	308 ± 207 116-736
Среднетаежные (8)	34 ± 36 0-110	42 ± 57 0-180

Примечание. Над чертой – среднее значение и стандартное отклонение, под чертой – минимум и максимум, в скобках – число проб.

На напочвенный ярус Западной Сибири в среднем приходится 27% от суммарных запасов в системе «почва-растение» при очень высокой

вариабельности ($C_v=95\%$). Вклад растительности в суммарный запас ^{137}Cs в системе «почва-растение» возрастает от среднетаежных к тундровым ландшафтам.

Так, в напочвенном покрове средней тайги (Салым, $n=8$) в среднем сосредоточено 4% от суммарных запасов в ландшафте, южной подзональной полосы) северной тайги (Ноябрьск, $n=6$) - 35%, северной подзональной полосы северной тайги (Пурпе, $n=11$) - 36% и в тундре – 39% (рисунок 4.2).

По-видимому, такое соотношение в первую очередь связано с особенностями вторичной миграции из почв в растения, определяющиеся типом водного режима, зольностью торфяных и оторфованных горизонтов и гранулометрическим составом. В зональных ландшафтах средней тайги с легкосуглинистыми почвами и породами, на долю растительности приходится, как правило, менее 1% от суммарных запасов ^{137}Cs , что, по-видимому, связано с более тяжелым гранулометрическим составом, способствующим необменной фиксации ^{137}Cs , а также более высокой актуальной кислотностью почв по сравнению с северотаежной подзоной. В ландшафтах северной тайги, сформировавшихся на легких песчаных и супесчаных отложениях, доля ^{137}Cs в растительности возрастает. На примере территорий, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС, показано, что песчаные почвы отличались наибольшим содержанием подвижных форм ^{137}Cs (Коробова, 2016). Так, по литературным данным (Санжарова, 2014), в почвах, легких по гранулометрическому составу, имеющих высокую гидролитическую кислотность и малую степень насыщенности основаниями, содержание ^{137}Cs в ионообменной форме, т.е. доступного для растений, может достигать 41%.

Кроме того, как было отмечено выше, ежегодный прирост для мхов тундры и тайги в среднем составляет 1-2 мм/год, соответственно, за 50 лет прирост мхов составил 5-10 см. Таким образом, большой прирост фитомассы, характерный для южных участков, может способствовать «разбавлению» пиковых глобальных радиоактивных выпадений ^{137}Cs 1960-х гг.

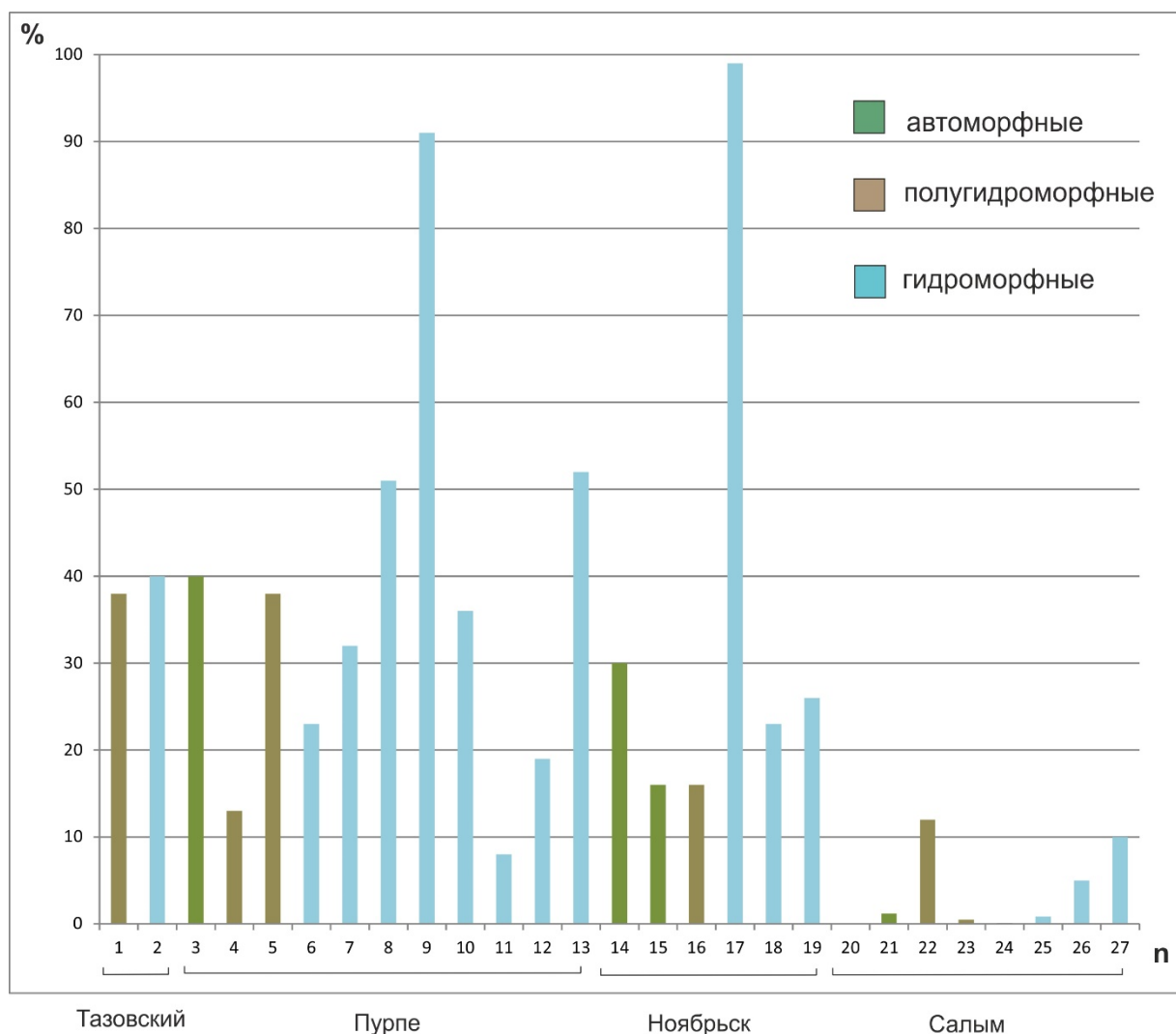


Рис. 4.2. Вклад напочвенного покрова (%) в суммарное загрязнение ландшафтов

Доля запасов радионуклида, приходящаяся на растительность, возрастает от автоморфных почв к гидроморфным (см. рисунок 4.2), поскольку биологическая доступность ^{137}Cs в торфяных почвах, сформировавшихся в гидроморфных условиях, значительно выше, чем в автоморфных минеральных почвах (Парамонова, 2017а).

В мертвом покрове, представленном неразложившимся хвойным опадом сосновых лесов северной тайги активность ^{137}Cs составляет 85 Бк/кг, запасы – 425 Бк/м², что составляет 40% от суммарного содержания в ландшафте. В средней тайге в смешанном хвойно-лиственном опаде могут обнаруживаться как значения ниже предела обнаружения, так и значимые содержания ^{137}Cs (60 Бк/кг, 179

Бк/м²). Однако эти величины не превышают 6% от суммарного содержания ¹³⁷Cs в ландшафте.

4.4. Коэффициенты накопления и перехода ¹³⁷Cs в системе «почва-растительность»

Одним из показателей, характеризующих способность почвы к самоочищению, является коэффициент перехода ($K_{п}$), рассчитываемый как:

$$K_{п} = A_{р} / A_{сп}$$

где $A_{р}$ – удельная активность радионуклида в растениях, Бк/кг;

$A_{сп}$ – плотность загрязнения почвы, кБк/м².

Для травянистых растений растений, как правило, используют данные по плотности загрязнения ¹³⁷Cs верхнего корнеобитаемого слоя почвы.

Еще один коэффициент (таблица 4.4), отражающий интенсивность поступления радионуклидов из почвы в растения – коэффициент накопления ($K_{н}$), определяется как:

$$K_{н} = A_{р} / A_{п}$$

где $A_{п}$ – удельная активность радионуклида в почве, Бк/кг.

За рубежом также используют аналогичные показатели – Transfer factor (F_v или TF) – аналог $K_{н}$ и Aggregated transfer factor (Tag) – аналог $K_{п}$ (Handbook..., 2010, Quantities..., 2001, Санжарова, 2014).

По накоплению радиоцезия растениями выделяют 5 групп (Крупные..., 2001): с сильным накоплением ($K_{н} > 10$); слабым накоплением ($1 > K_{н} > 10$); отсутствием аккумуляции ($0,1 > K_{н} > 1,0$); со слабой дискриминацией при переходе из почвы ($0,01 < K_{н} < 0,1$) и сильной дискриминацией ($K_{н} < 0,01$).

В большинстве изученных ландшафтов для ¹³⁷Cs характерно слабая аккумуляция из почвы в растения ($1 > K_{н} > 10$, $n=16$), единично отмечается сильное накопление. Во всех изученных природных подзонах накопление радионуклида растениями характерно исключительно для гидроморфных и полугидроморфных почв болотных и переходных к ним ландшафтов. Это связано с более высокой биологической доступностью ¹³⁷Cs для растений в сильно кислых переувлажненных ландшафтах, а также с механизмом фолитарного поглощения.

Т.е. $K_n > 1$ приурочен к растительности органогенных торфяных почв или минеральных почв, имеющих мощный торфяной горизонт. Отсутствие аккумуляции ^{137}Cs ($0,1 > K_n > 1,0$), за редким исключением, характерно только для растений зональных ландшафтов всех исследованных ключевых участков. Единично в зональных ландшафтах средней тайги отмечается слабая дискриминация ($0,01 < K_n < 0,1$) ^{137}Cs при переходе из почвы в растения ($K_n=0,05$).

Таблица 4.4.

Активность ^{137}Cs в растениях и верхнем почвенном горизонте, запас в верхнем корнеобитаемом 20-см слое почв и коэффициенты накопления и перехода ^{137}Cs в системе «почва-растительность»

Ландшафты /особенности водного режима почв/позиция в рельефе				Активность, Бк/кг		Запас, Бк/м ² Верхние 20 см почвы	Коэффициент		
				растения	почвы		K_n	K_p	
Типичная тундра (Тазовский)	Зональные	Полугидроморфные	ТЭА	115	120	475	0,96	242,1	
	Болотные	Гидроморфные	СА	25	8	45	3,13	555,6	
Северная тайга (Пурпе)	Зональные	Полугидроморфные	А	90	98	541	0,92	166,4	
	Переходные	Полугидроморфные	ТСА	160	72	570	2,19	280,7	
	Болотные	Гидроморфные	СА	150	73	333	2,05	450,5	
			СА	94	51	323	1,84	291,0	
			СА	82	67	387	1,22	211,9	
			СА	115	81	244	1,42	471,3	
			СА	140	6	58	23,33	2413,8	
			СА	91	19	199	4,79	457,3	
			СА	99	63	378	1,57	261,9	
			ТСА	94	76	331	1,24	284,0	
Северная тайга (Ноябрьск)	Зональные	Автоморфные	А	150	77	1090	1,95	137,6	
			ТЭ	52	75	611	0,69	85,1	
	Переходные	Полугидроморфные	ТЭ	94	79	1382	1,19	68,0	
	Болотные	Гидроморфные	ТСА	82	0	-	-	-	
			СА	55	165	2530	0,33	21,7	
			СА	66	48	667	1,38	99,0	
	Средняя тайга (Салым)	Зональные	Автоморфные	ТЭ	11	58	1203	0,19	9,1
Полугидроморфные				ЭА	21	17	2186	1,24	9,6
				ТЭ	10	14	1039	0,71	9,6
Гидроморфные		СА	6	120	3367	0,05	1,8		
		Болотные	Гидроморфные	ТСА	110	30	797	3,67	138,0
				СА	75	59	775	1,15	96,8

Ландшафты: А – автономные, ТЭ – трансэлювиальные склонов, ТЭА – трансэлювиально-аккумулятивные, ЭА – элювиально-аккумулятивные, ТСА – трансупераквальные, СА – супераквальные

Таким образом, полученные нами данные по накоплению радионуклида в растениях согласуются с литературными. Ранее было установлено, что максимальное накопление ^{137}Cs отмечено в растениях, произрастающих на почвах с низким уровнем плодородия и/или характеризующихся легким гранулометрическим составом (Санжарова, 2014). В первую очередь к таким почвам относятся торфяные и дерново-подзолистые (Сысоева, 2004; Цыбулько, 2015). На примере дерново-подзолистой песчаной почвы было показано, что при уменьшении содержания обменной формы ^{137}Cs происходит и уменьшение K_n радионуклида (Белова, 2009; Санжарова, 2014). Минимальное накопление радионуклида характерно для растений на тяжелосуглинистых и глинистых почвах: черноземах, серых лесных, каштановых (Soil-to-plant..., 1982; Санжарова, 1994, 2004, 2014; Сельскохозяйственная..., 1991). В зависимости от типа почвы накопление радиоцезия растениями может различаться практически в 30 раз (Сысоева, 2004).

Максимальные коэффициенты перехода ^{137}Cs из почвы в растения характерны для ландшафтов типично тундры и северной подзональной полосы северной тайги, минимальные – для средней тайги. При чем в последних отчетливо прослеживается разница между минеральными почвами ($K_n = 1,8-9,6(\text{Бк/кг})/(\text{кБк/м}^2)$) и торфяными ($K_n = 97-138(\text{Бк/кг})/(\text{кБк/м}^2)$). Сравнение K_n минеральных почв среднетаежных ландшафтов с северотаежными и тундровыми указывает на значительное большее накопление в растениях ^{137}Cs для более северных участков, почвы которых характеризуются более легким гранулометрическим составом.

Из литературных данных (Санжарова, 2014) известно, что средние K_n ^{137}Cs для травянистой растительности лугов различных типов изменяются от 0,5 до 32,7 $(\text{Бк/кг})/(\text{кБк/м}^2)$, а максимальные коэффициенты перехода радионуклида характерны для болотных лугов. При чем, максимальный уровень накопления

^{137}Cs отмечается в травостое на торфянике верхового типа, где средняя величина $K_{\text{п}}$ больше в 2,3 и 3,5 раза, чем в травостое торфяника переходного и низинного типа, соответственно (Подворко, 2004).

Наименьшие $K_{\text{п}}$ типичны для растений суходольных лугов, в которых отмечается значительная вариабельность в зависимости от гранулометрического состава почв. $K_{\text{п}}$ радиоцезия уменьшается от песчаных к тяжелосуглинистым почвам (Парамонова, 2017а). В целом, $K_{\text{п}}$ характеризуется достаточно широкой вариабельностью. Так, для различных видов растений, встречающихся на одном типе луга $K_{\text{п}}$ может варьировать от 6,5 до 115 (Санжарова, 2014).

Нами выявлены значительно более высокие коэффициенты накопления и поглощения ^{137}Cs по сравнению с литературными данными. Это в первую очередь объясняется тем, что большинство исследований на эту тему посвящено сельскохозяйственным культурам и травянистым растениям, произрастающим преимущественно на территориях, загрязненных в результате ЧАЭС. (Фесенко, 1996; Санжарова, 1997; Кузнецов, 2009; Шамшурина, 2009; Романцова, 2012; Парамонова, 2013, 2017б; Кловская, 2015). На загрязненных территориях почвы имеют существенно более высокие величины активности и запасов радиоцезия, чем фоновые участки. Соответственно, полученные расчетные величины коэффициентов для фоновых ландшафтов Западной Сибири в значительной мере отличаются от их загрязненных аналогов.

Прослеживается тренд уменьшения $K_{\text{н}}$ и $K_{\text{п}}$ от тундровых к среднетаежным ландшафтам, что по-видимому, наряду с гранулометрическим составом почв, также может быть связано с особенностями водного режима. Для почв типичной тундры характерен мерзлотный водозастойный тип, для средней тайги – промывной.

Таким образом, средние величины активности ^{137}Cs в растительных сообществах тундры и тайги Западной уменьшаются в ряду: зеленомошная и долгомошная >> лишайниковая > кустарничковая, осоковая, сфагновая. Доля ^{137}Cs , накапливаемая в нижнем растительном ярусе системы «почва-растение»,

увеличивается от автоморфных почв к гидроморфным и от среднетаежных ландшафтов к тундровым.

Глава 5. Особенности накопления ^{137}Cs в ландшафтах и оценка радиационного состояния

Латеральное распределение ^{137}Cs в глобально-загрязненных почвах сопряженных ландшафтов изучено слабее, чем вертикальное.

На примере южнотаежных ландшафтов Европейской территории России (Вологодская, Ярославская, Ивановская области), незагрязненных в результате аварии на ЧАЭС, показано, что в почвах геохимически подчиненных позиций рельефа (локальные депрессии на водоразделах, подножия склонов и речных террас) возможно небольшое накопление ^{137}Cs (Парамонова, 2008, 2010). Однако наряду с этим величины удельной активности ^{137}Cs в пределах отдельных выборок варьируют в очень широком диапазоне, в связи с чем невозможно говорить о достоверности различий в параметрах аккумуляции радионуклидов в почвах различных геоморфологических позиций и необходимо проводить дополнительные полевые исследования с анализом существенно более обширного полевого материала. По состоянию на 2008 год средняя величина удельной активности ^{137}Cs для почв составляла $9,3 \pm 1,3$ Бк/кг, а плотность загрязнения – 1500 ± 200 Бк/м². Коэффициенты латеральной миграции (L) ^{137}Cs в почвах разных катен изменяются от 0,7 в транзитно-элювиальных до 2,5 в транзитно-аккумулятивных позициях (Парамонова, 2008).

В загрязненных в результате аварии на ЧАЭС лесостепных ландшафтах Европейской территории России также отмечается накопление в подчиненных позициях рельефа. Так, суммарные запасы ^{137}Cs в почвах днища балки (Тульская область) в 4,2 раза больше, чем в почвах целинных водораздельных участков (Кузнецов, 2009). По другим данным (Шошин, 2014) для этого же региона в отрицательных формах рельефа наблюдается незначительное увеличение концентрации радионуклида.

В почвах фоновых ландшафтов южной тайги и смешанных лесов Заволжья плотность загрязнения ^{137}Cs составляет 800-1000 Бк/м². Коэффициенты вариации для дерново-подзола в сосновом лесу составляют 25% и для аллювиальной

луговой среднесуглинистой почвы в пойменном смешанном лесу – 36% (Гончаров, 2013).

В почвах южнотаежных и лесостепных ландшафтов Уральского региона фоновое загрязнение ^{137}Cs варьирует в широком диапазоне от 1000 до 7200 Бк/м². Максимум запаса ^{137}Cs приурочен к почвам лесных автоморфных ландшафтов и в среднем составляет 4400 ± 700 Бк/м², минимум – к почвам гидроморфных лугов со средними значениями 3900 ± 700 Бк/м² (Михайловская, 2015).

В глобально-загрязненных почвах южной тундры и лесотундры Европейской территории России (низовья р. Печоры) плотность загрязнения почв ^{137}Cs изменяется в пределах 1000-6000 Бк/м² (Коробова, 2016). Водораздельные почвы высоких террас характеризуются более высокой активностью ^{137}Cs верхних горизонтов (215 Бк/кг) по сравнению с пойменными почвами (до 20 Бк/кг). При этом запас ^{137}Cs в пойменных почвах был сопоставимым и более высоким (2000-6000 Бк/м²), чем тот же показатель, зафиксированный на террасах (1000-2400 Бк/м²). Установлено, что в пределах поймы процессы миграции способствуют захораниванию и перераспределению ^{137}Cs глобальных выпадений (Коробова, 2016).

В фоновых тундровых и таежных автоморфных ландшафтах Восточной Сибири (Якутия) современный уровень глобального загрязнения ^{137}Cs в мерзлотных почвах, представленных подбурами, глееземами, торфяными, подзолистыми и др., изменяется от 366 до 2465 Бк/м² (Собакин, 2010). На разных участках выявлено, что ^{137}Cs может накапливаться как в аккумулятивных ландшафтах (пойма), так и в транзитных (высокая пойма). Перераспределение ^{137}Cs в почвах происходит не только в геохимически сопряженных по мезорельефу ландшафтах, но также и в почвах мерзлотного микрорельефа. Так, в почвах западин и трещин, сформировавшихся в микропонижениях, запасы ^{137}Cs в среднем в 2,7 раза больше, чем в почвах слабовыпуклых полигонов, которые часто представлены пятнами без растительности (Собакин, 2010).

5.1. Дифференциация латерального распределения ^{137}Cs в ландшафтах на локальном уровне

Слабоконтрастные катены

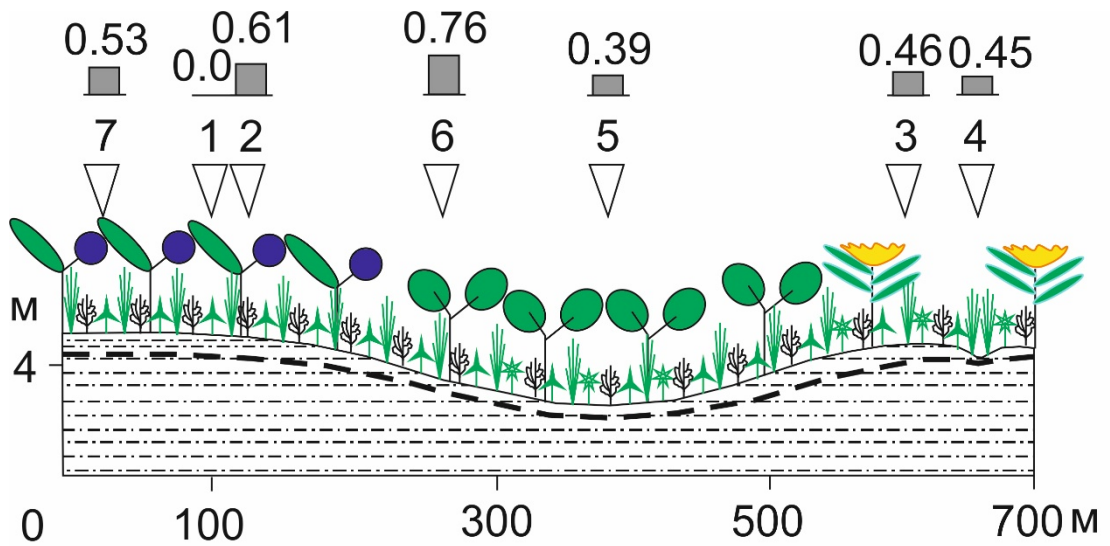
^{137}Cs слабоконтрастно распределен в трех катенах на двух ключевых участках в типичной тундре и северной тайге.

В тундровой катене (рисунок 5.1) величина плотности загрязнения ^{137}Cs , преимущественно, варьирует в пределах 400-800 Бк/м² при $L=0,7-1,4$ и коэффициенте вариации 25%, что отражает его поступление лишь с глобальными выпадениями (Sources..., 2010, 2011).

На пятнах-медальонах выявлено существенное снижение плотности загрязнения ^{137}Cs , что, по-видимому, связано с криогенным перемешиванием неактивного минерального материала из нижних горизонтов почвы с верхними. В результате активность ^{137}Cs снижается до уровня ниже инструментально определяемого (Семенков, 2015). Радионуклиды накапливаются в трансэлювиальной позиции склонов, что, вероятно, связано с нахождением линейного механического барьера, при котором происходит уменьшение интенсивности механической миграции элементов в минеральной или коллоидной форме. В целом, довольно слабая латеральная миграция в этих ландшафтах в первую очередь определяется низкой расчлененностью рельефа.

В слабоконтрастных северотаежных болотных катенах (рисунки 5.2, 5.3) протяженностью 60 и 40 м с торфяными олиготрофными почвами под сфагновыми и осоково-сфагновыми ерниками наблюдается сходная латеральная дифференциация: L изменяется от 0,8 до 1,8 (300-700 Бк/м²), при $Cv = 31\%$ в первом случае и от 1 до 2,5 (330-800 Бк/м²) при $Cv = 30\%$ во втором.

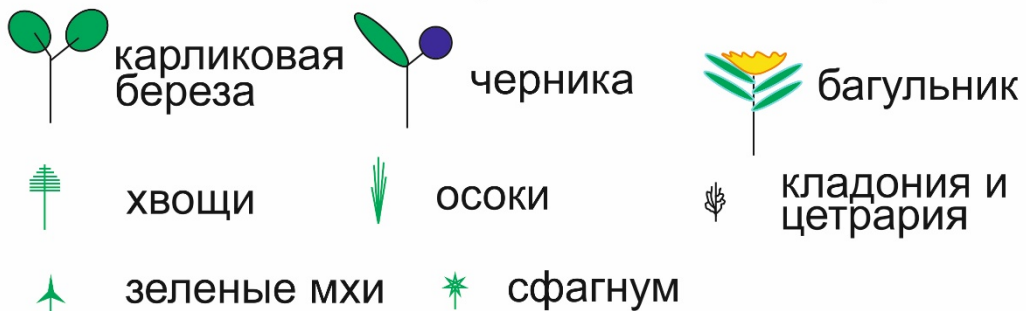
Схожая вариабельность запаса ^{137}Cs (36%) в гидроморфных условиях отмечалась ранее в почвах хвойных и мелколиственных лесов Брянского полесья (Линник, 2008) и связана с сильной первичной неоднородностью выпадений.



Древесный ярус



Мохово-травянисто-кустарничковый ярус



Почвообразующие породы



— — — — — глубина залегания вечной мерзлоты

..... уровень грунтовых вод

0,39 запасы цезия в $\text{кБк}/\text{м}^2$ в ландшафте



5 номер разреза



место заложения разреза

Рис. 5.1. Типичнотундровая слабоконтрастная катена (участок Тазовский)

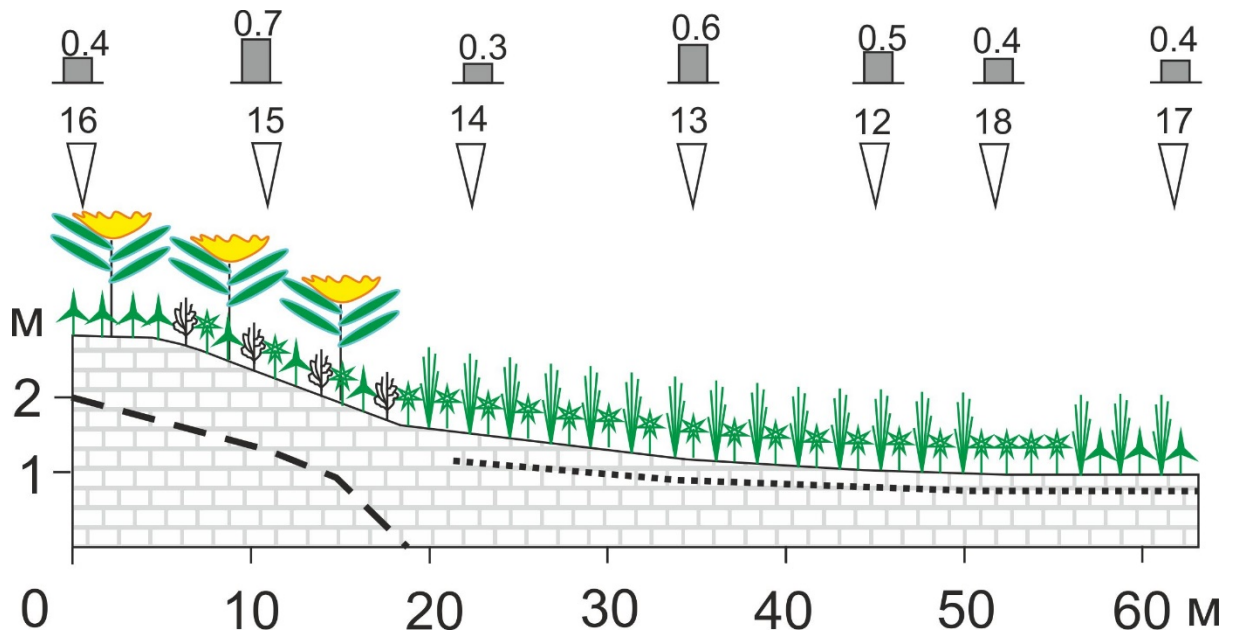


Рис. 5.2. Северотаежная болотная слабоконтрастная catena (участок Пурпе)

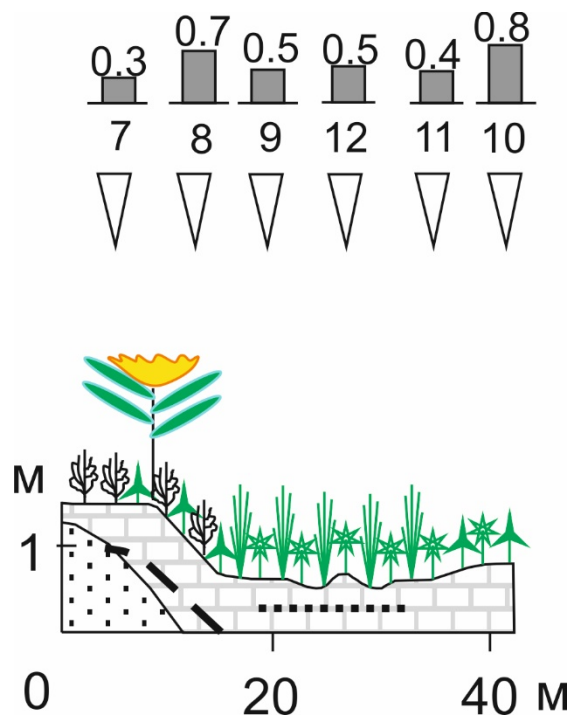


Рис. 5.3. Северотаежная болотная слабоконтрастная catena (участок Пурпе)

Контрастные катены

Контрастные катены отмечаются на трех ключевых участках во всех изученных таежных подзонах Западной Сибири. Общей чертой всех контрастных катен является то, что максимум накопления ^{137}Cs приурочен к автономному

ландшафту. Такое распределение по-видимому также связано с первичной пространственной неоднородностью выпадений радионуклида, поскольку считается, что горизонтальная миграция при равнинном или слабовсхолмленном рельефе в лесных биогеоценозах практически отсутствует (Богачев, 1997).

В северотаежной заболачивающейся катене, несмотря на очень низкую расчлененность рельефа (рисунок 5.4), L варьирует в пределах 0,2-1,0 с максимумом содержания ^{137}Cs в ландшафтах междуречья, представленных борами на подзолах (1100 Бк/м²) и C_v 42%. Такое распределение, вероятно, связано с интенсивным выносом радионуклидов из очень кислых торфяных почв с величиной $\text{pH}_{\text{водн}}$ ниже 4,0 и слабым выносом из менее кислых подзолов с $\text{pH}_{\text{водн}}$ верхних горизонтов 4,0 – 4,6 (Щеглов, 2000, 2005; Величкин, 2012; Семенков, 2015).

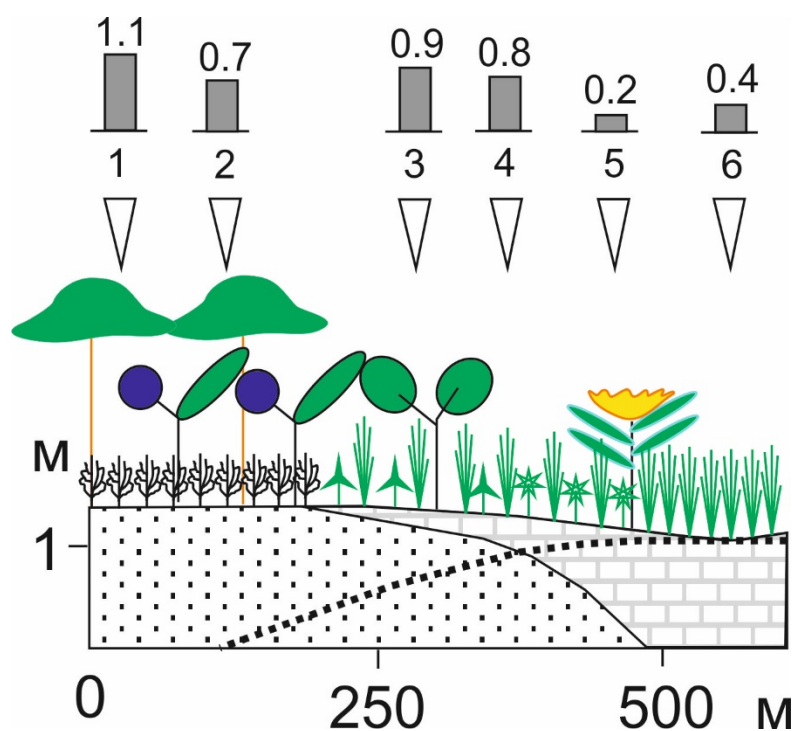


Рис. 5.4. Северотаежная контрастная катена (участок Пурпе)

В сходной с предыдущей катене (рисунок 5.5) на границе средней и северной тайги L изменяется от 0,2 до 1,0 и C_v 50%, при повышенной (1600 Бк/м²) плотности загрязнения ^{137}Cs в автономных и минимуме в подчиненных (300 Бк/м²) ландшафтах. Вероятно, это связано с более высокими значениями $\text{pH}_{\text{водн}}$

среды в почвах автономных ландшафтов, в которых радионуклиды менее подвижны (Щеглов, 2000, 2005; Величкин, 2012).

В среднетаежной заболачивающей катене (рисунок 5.6) L варьирует в пределах 0,4-1,0. Несмотря на невысокую вариабельность ($Cv=29\%$) плотности загрязнения радионуклидом, его максимальное содержание (2200 Бк/м^2) больше, чем в аналогичных катенах в 1,4-2,0 раза. Максимум ^{137}Cs содержится в автономном ландшафте (2200 Бк/м^2), минимум – в трансэлювиальном (900 Бк/м^2). Выявлен существенный вынос ^{137}Cs из ландшафтов склонов со смешанным березово-сосновым лесом на органо-аккумулятивной почве, где происходит латеральное внутрипочвенное перемещение ^{137}Cs из ландшафтов повышенных элементов рельефа в почвы подчиненных позиций. Отсутствие интенсивного латерального выноса радионуклидов из торфяных олиготрофных почв подчиненных позиций, по-видимому, связано с формированием биогеохимического и комплексного щелочно-сорбционно-глеевого барьера, характерного для окраин торфяных болот (Перельман, 1999).

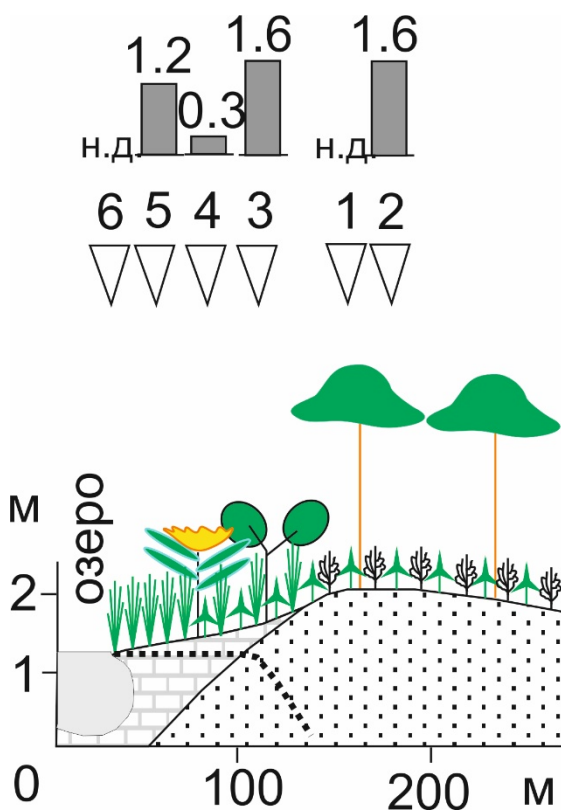


Рис. 5.5. Северотаежная контрастная катена (участок Ноябрьск)

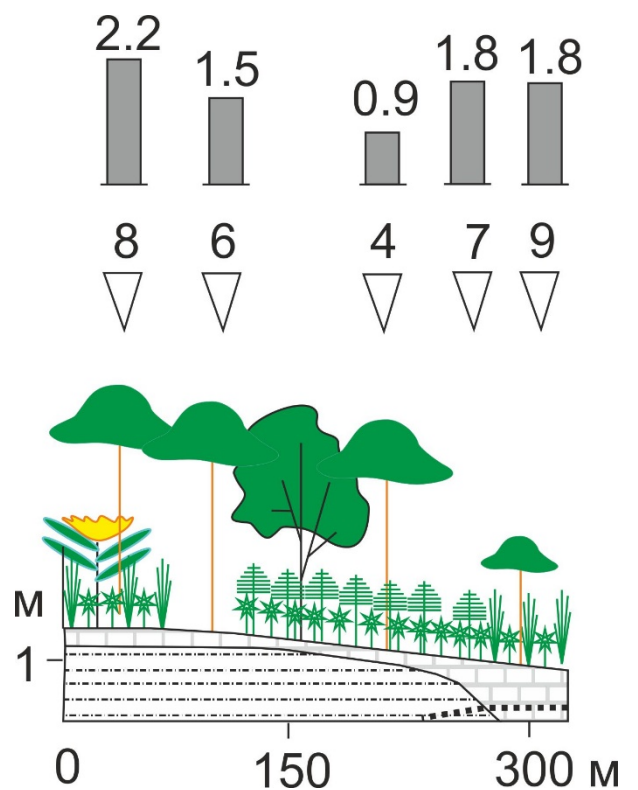


Рис. 5.6. Среднетаежная контрастная катена (участок Салым)

Сильноконтрастные катены

Сильноконтрастные катены в Западной Сибири обнаруживаются в подзоне средней тайги и на границе с ней на ключевых участках Салым и Ноябрьск.

На границе средней и северной тайги (рисунок 5.7) L изменяется в 10 раз от 0,1 до 1,0. Плотность загрязнения ^{137}Cs варьирует ($Cv=71\%$) в широких пределах от 2860 Бк/м² в торфяно-подзолах автономных ландшафтов до 470 Бк/м² в торфяных олиготрофных почвах транзитных позиций. В супераквальных ландшафтах также наблюдается накопление ^{137}Cs в торфяных олиготрофных почвах, связанное с накоплением на биогеохимическом барьере.

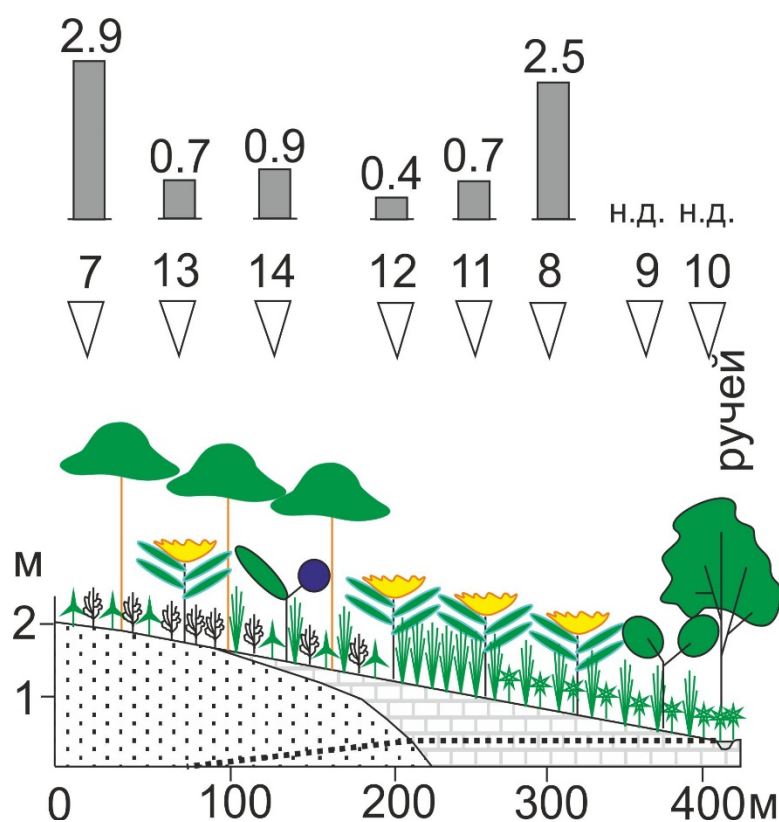


Рис. 5.7. Северотаежная сильноконтрастная катена (участок Ноябрьск)

Среднетаежная катена (рисунок 5.8) характеризуется максимальной вариабельностью ($Cv=76\%$) и запасом ^{137}Cs среди всех изученных катен, L изменяется от 0,7 до 3,9.

Радионуклиды аккумулируются в глееземах (р.5) и органо-аккумулятивных почвах (р.3) супераквальных ландшафтов, где его запасы составляют 3840–5530 Бк/м², при аналогичном показателе в органо-криометаморфических почвах

трансэлювиальных ландшафтов (р.1,2) и дерново-подзолистых почвах автономного ландшафта (р.10) – 1050–1430 Бк/м². По-видимому, накопление ¹³⁷Cs в почвах подчиненных позиций в первую очередь происходит за счет его радиального и латерального внутрипрофильного перемещения по катене. Так, в торфяно-глееземах значимые величины активности и запасов ¹³⁷Cs обнаружены в образцах, отобранных непрерывно из слоев почвенной колонки до глубины 60 см, а в органо-аккумулятивной почве до глубины 27 см. В то время, как в дерново-подзолистых и органо-криометаморфических почвах, занимающих вершины и склоны гряд, слой со значимой активностью ¹³⁷Cs находится на глубине до 10-15 см.

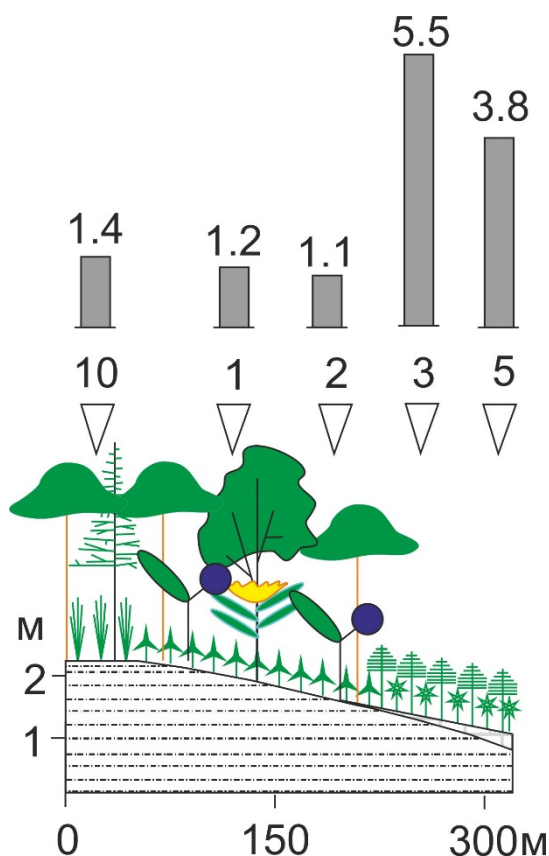


Рис. 5.8. Среднетаежная сильноконтрастная катена (участок Салым)

С другой стороны, максимальная аккумуляция ¹³⁷Cs в супераквальных ландшафтах может свидетельствовать о вторичном перераспределении радионуклидов и их вторичном накоплении (Глазовская, 2002; Коробова, 2016).

Таким образом, в тундровых и северотаежных катенах латеральное распределение ¹³⁷Cs слабоконтрастно, в средней тайге и на границе с ней – более

контрастно, что объясняется с одной стороны большей расчлененностью рельефа, с другой – большим разнообразием почв и их свойств на более южных участках, а также существованием латерального биогеохимического барьера для миграции радиоцезия в краевых частях болот (Страх, 1999) и тяжелых металлов в почвах подчиненных ландшафтов таежных катен (Авессаломова, 2012; Семенков, 2016).

5.2. Дифференциация распределения ^{137}Cs на региональном уровне

За счет выполнения большей части ядерных взрывов в северном полушарии и особенностей атмосферной циркуляции, связанной с существенно более медленной скоростью меридионального перемещения по сравнению с широтной, максимальные значения глобального радиационного фона приходятся на широтные пояса $40\text{-}50^\circ$ и $50\text{-}60^\circ$ с. ш. (Болтнева, 1977; Израэль, 2000), к северу и югу от них значения уменьшаются. Глобальный радиационный мониторинг (Израэль, 2000), проведенный в 1990-х гг., при помощи аэрогаммаспектральной съемки с практически повсеместным пробоотбором, показал, что для широтного пояса $50\text{-}60^\circ$ с. ш. радиационный фон, обусловленный ^{137}Cs , варьирует в диапазоне $0,4\text{-}2,0$ кБк/ м^2 в пересчете на 2012 г (Усачева, 2017).

По данным о плотности загрязнения широтного пояса $60\text{-}70^\circ$ с.ш. (Sources..., 2010), с учетом радиоактивного распада были рассчитаны предполагаемые запасы ^{137}Cs на каждый год (рисунок 5.9) без учета его выноса за пределы ландшафта (Семенков, 2013).

В связи с тем, что ^{137}Cs является среднеживущим радионуклидом, с течением времени, несмотря на уменьшение выпадений, его количество в почве увеличивалось (Марей, 1974). Суммарные запасы ^{137}Cs в почвах широтного пояса $60\text{-}70^\circ$ с.ш. максимальны с 2002 по 2012 год и в настоящее время постепенно уменьшаются (Sources..., 2010; Семенков, 2013).

По литературным данным средняя плотность глобального радиоактивного загрязнения ^{137}Cs ландшафтов Западной Сибири в широтном поясе $60\text{-}70^\circ$ с.ш. варьирует в пределах $600\text{-}1200$ Бк/ м^2 (Израэль, 2000) в пересчете на 2012 г.

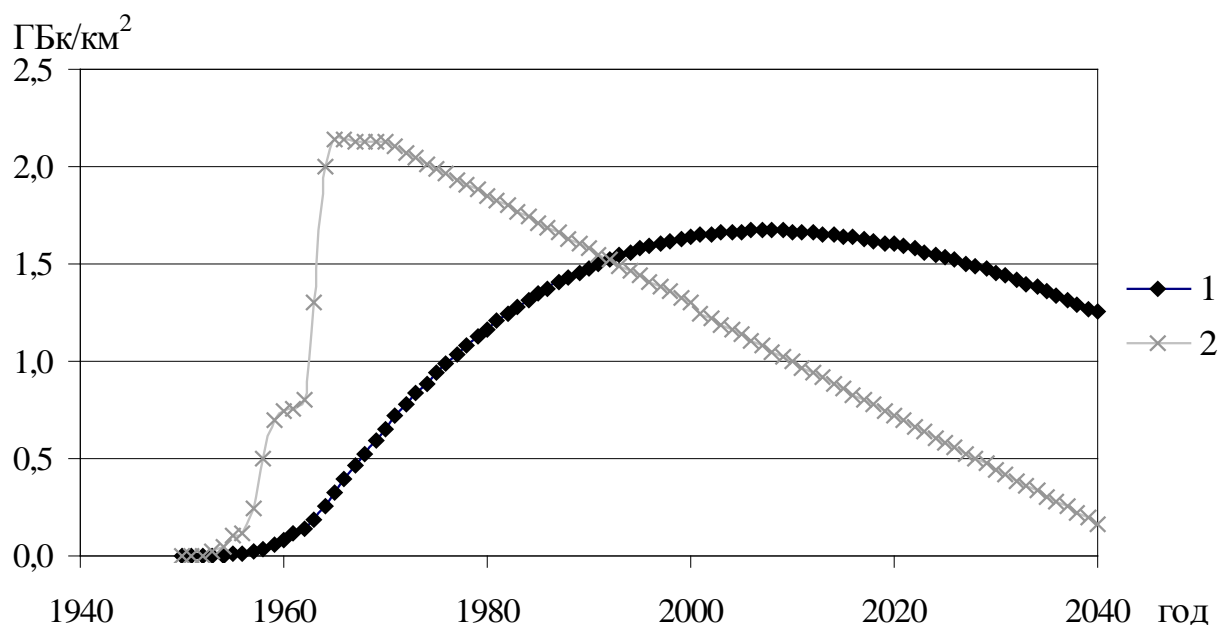


Рис. 5.9. Интенсивность глобальных атмосферных выпадений ^{137}Cs в широтном поясе $60 - 70^\circ$ с.ш. (2) и его кумулятивный запас в почве (1). (Семенков, 2013)

В изученных болотных почвах Западной Сибири глубина обнаружения основных количеств ^{137}Cs увеличивается в таежных ландшафтах с севера на юг в 5 раз: от $8,4 \pm 2,6$ см – в северной тайге до $45,0 \pm 7,1$ см – в средней тайге. В типичной тундре глубина проникновения радионуклида больше, чем в северной подзональной полосе северной тайги, что, скорее всего, связано с маленькой выборкой органогенных почв. Кроме того, в болотных ландшафтах от типичных тундр к средней тайге средние значения плотности загрязнения ^{137}Cs увеличиваются почти в 7 раз: от 262 ± 264 Бк/м² – в типичных тундрах до 1785 ± 17 Бк/м² – в средней тайге (таблица 5.1).

Сходная, однако менее контрастная, картина отмечается для зональных почв и ландшафтов: по направлению с севера на юг в диапазоне $70^\circ - 60^\circ$ с.ш. величины плотности загрязнения ^{137}Cs изменяются в 5 раз от 443 ± 240 Бк/м² до 2212 ± 1638 Бк/м², а глубина проникновения радионуклида возрастает в 3-3,5 раза. Такое распределение ^{137}Cs в первую очередь связано с годовым количеством осадков, которое увеличивается от северных широт к более южным. Кроме того,

существенное влияние оказывает водный режим почв, изменяясь от мерзлотного водозастойного в типичных тундрах до промывного в средней тайге.

Таблица 5.1

Глубина проникновения ^{137}Cs в почвах и плотность загрязнения в ландшафтах Западной Сибири

Ландшафты	Безморозный период, дней	Годовое количество осадков, мм	Постлиггенные зональные			Органогенные болотные		
			Глубина, см	Плотность загрязнения, $\frac{\text{Бк}}{\text{м}^2}$	n	Глубина, см	Плотность загрязнения, $\frac{\text{Бк}}{\text{м}^2}$	n
Типичная тундра	50-60	270	7,1±5,0	457±237	7	12,0±2,8	262±264	2
Северная тайга	70-80	490	6,1±5,8	878±150	4	8,4±2,6	481±177	13
Граница северной и средней тайги	80-90	520	12,0±15,6	1310±505	3	23,0±13	1134±1032	8
Средняя тайга	90-100	545	21,1±17,2	2212±1638	8	45,0±7,1	1785±17	2

В Западной Сибири широтная зональность глобальных радиоактивных выпадений ^{137}Cs и локальные отклонения от нее тесно связаны с закономерностями в распределении осадков (Болтнева, 1977). Прямая связь между годовой суммой осадков и интенсивностью глобальных выпадений ^{137}Cs при подчиненной роли широтной зональности показана на примере тундровых ландшафтов Исландии (Wright, 1999), таежных ландшафтов Швеции (Almgren, 2006), тундровых и таежных ландшафтах Восточной Сибири (Собакин, 2010), а также выявлена при анализе данных наблюдений за период 1954–1976 гг. на 10659 метеостанциях по всему миру (Palsson, 2013).

При минерализации и гумификации растительных остатков происходит высвобождение радионуклидов и их переход в почву, связанный с образованием мобильных металлорганических комплексов, которые способны мигрировать по почвенному профилю (Шошин, 2014). Поскольку процессы минерализации и гумификации протекают на протяжении всего безморозного периода (Тулина, 2010), то чем длиннее безморозный период и выше биогеохимический потенциал миграции (Касимов, 2009), тем сильнее он способствует накоплению и проникновению ^{137}Cs непосредственно в почву.

Сравнение глубины проникновения ^{137}Cs на одних и тех же участках показывает, что интенсивность миграции радионуклида в 1,4-2,1 раза выше в болотных ландшафтах, чем в зональных. Это в первую очередь связано с тем, что при избыточном увлажнении микроколичества радионуклидов ведут себя аналогично типоморфным элементам, т.е. переходят в более подвижное состояние и перераспределяются по почвенному профилю (Шошин, 2014).

Ранее, в почвах Сибири в направлении от северных широт к южным также отмечалось трех-четырёхкратное увеличение значений удельной активности ^{137}Cs (Черняго, 2004; Рихванов, 2013).

В почвах пробы с активностью ^{137}Cs более 100 Бк/кг диагностированы только в приповерхностных органогенных горизонтах (до глубины 12 см) с зольностью более 12% ($n = 14$), причем частота обнаружения таких проб увеличивается с севера на юг (таблица 5.2). Относительно высокая зольность в этих горизонтах свидетельствует о наличии достаточного количества глинистых минералов, способных сорбировать большое количество ^{137}Cs .

Таблица 5.2

Частота обнаружения высокоактивных проб ^{137}Cs

ландшафты	участок	почвы	растения
Типичная тундра	Тазовский	2	1
Северная тайга	Пурпе	3	6
Граница северной и средней тайги	Ноябрьск	4	2
Средняя тайга	Салым	5	1

Обратный тренд отмечается для растительности: количество высокоактивных проб увеличивается от южной тайги к северной. В типичных тундрах активность радиоцезия более 100 Бк/кг обнаружена только в одной пробе, что связано с маленькой выборкой растительности на этом участке (всего было отобрано 2 пробы растений).

5.3. Экологическая оценка радиационного состояния

Также как и в фоновых ландшафтах Восточно-Европейской равнины, Урала и Восточной Сибири (Парамонова, 2008; Собакин, 2010; Михайловская, 2015), в Западной Сибири в ряду ландшафтов от типичной тундры к средней тайге плотность загрязнения ^{137}Cs увеличивается в среднем в 5 раз (рисунок 5.10) и в среднем составляет 400 Бк/м^2 в тундре, 800 Бк/м^2 в северной тайге и 2100 Бк/м^2 в средней тайге.

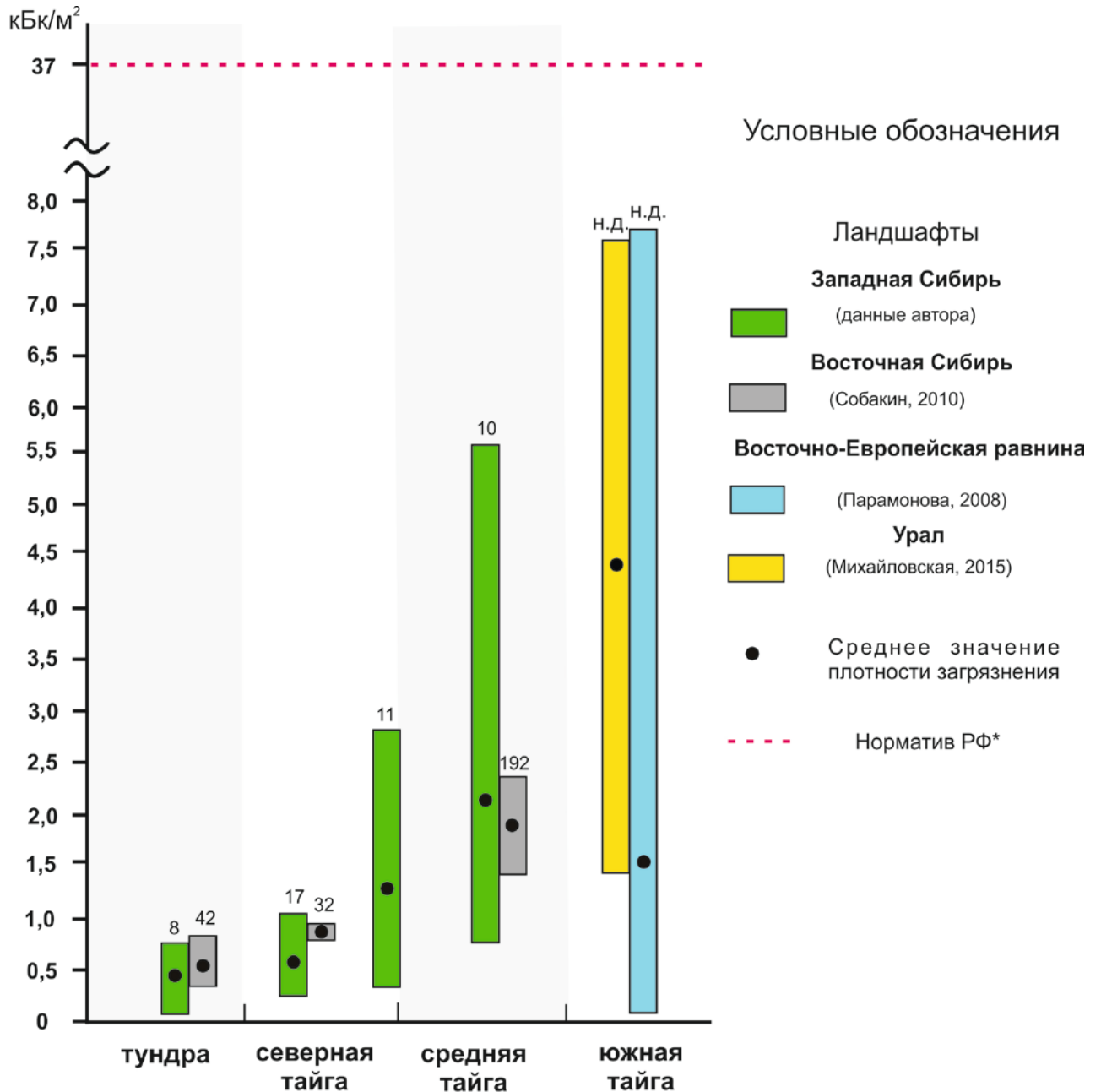


Рис. 5.10. Плотность загрязнения ^{137}Cs в ландшафтах: среднее и размах

Цифры над столбцами – количество опробованных почв
 * 37 кБк/м^2 – верхняя граница допустимого уровня

В тундровых и таежных ландшафтах Восточной Сибири на территории Якутии средний уровень загрязнения ^{137}Cs близок к аналогичным ландшафтам Западной Сибири, однако последние характеризуются существенно большей вариабельностью.

Поскольку для почв и растений отсутствуют нормативы по величине активности ^{137}Cs , а есть только допустимые величины плотности загрязнения радиоцезием почвы, то нормирование идет в соответствии с ними.

Согласно закону РФ от 15.05.1991 N 1244-1 "О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС" и [СанПиН 2.6.1.2523-09](#) «Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009) участок земной поверхности является радиоактивно загрязненным, если плотность загрязнения ^{137}Cs превышает 37000 Бк/м^2 (37 кБк/м^2) или 1 Ки/км^2 . В фоновых ландшафтах Западной Сибири средние величины плотности загрязнения ^{137}Cs меньше в 17–82 раза от установленного в РФ норматива, а максимальные – в 7–49.

Таким образом, радиационной фон, обусловленный глобальными выпадениями радиоцезия, является низким. Изученные ландшафты тундры и тайги Западной Сибири не загрязнены ^{137}Cs : средние величины плотности загрязнения не превышают 6% от установленного в РФ норматива, а максимальные – 15%. С течением времени активность и запасы ^{137}Cs в почвах и растительности будут снижаться в связи с естественным распадом радионуклида и его незначительным поступлением из атмосферы.

Заключение

Результаты исследования позволяют сделать следующие выводы:

1. Накопление радиоцезия в почвах тундры и тайги Западной Сибири происходит преимущественно в органогенной толще до глубины 20 см. При этом максимальные значения удельной активности ^{137}Cs , как правило, приурочены к верхнему подстилочно-торфяному горизонту и не превышают 200 Бк/кг. Это обусловлено с одной стороны тем, что радионуклиды поступают из атмосферы, с другой стороны тем, что даже незначительное количество глинистых частиц представляют собой сорбционный барьер для ^{137}Cs .

2. Нарушение поверхностно-аккумулятивного распределения в постлитогенных почвах связано с процессами криогенного массообмена и образованием педотурбаций. Приуроченность значимых уровней активности ^{137}Cs к погребенному и турбированному материалу позволяет идентифицировать почвенные турбации различного генезиса как современные, перемещение которых произошло во второй половине XX века.

3. В очень кислых ($\text{pH}_{\text{водн}}$ 3,3–4,2) торфяных олиготрофных почвах ^{137}Cs активнее мигрирует, чем в кислых ($\text{pH}_{\text{водн}}$ 4,0–5,0) альфегумусовых, глеевых, криометаморфических, криотурбированных и текстурно-дифференцированных почвах.

4. Средние величины активности ^{137}Cs в растительных сообществах тундры и тайги Западной Сибири уменьшаются в ряду: зеленомошная и долгомошная >> лишайниковая > кустарничковая, осоковая, сфагновая. Более высокие уровни радиоактивности во мхах и лишайниках определяются филогенетическими особенностями растений, проявляющимися в процессе накопления радионуклидов. Выявленная закономерность отмечалась и ранее для других регионов России.

5. Частота встречаемости уровней активности, превышающей 100 Бк/кг, в пробах растительности увеличивается от средней тайги к северной, что приводит к росту средних величин активности и запасов ^{137}Cs в напочвенном покрове.

Вклад растительности в суммарное загрязнение радиоцезием системы «почва-растение» возрастает от 4% в средней тайге до 39% в тундре.

6. Процессы латерального перераспределения ^{137}Cs в катенах выражены слабо. Пространственная вариабельность запасов радиоцезия в ландшафтах преимущественно связана с первичной неоднородностью радиоактивных выпадений. Контрастность латерального распределения ^{137}Cs в почвах увеличивается от тундровых к среднетаежным ландшафтам, что объясняется с одной стороны большей степенью расчлененности рельефа, с другой – бóльшим разнообразием почв и их свойств на южных участках.

7. На региональном уровне в изученных зональных и болотных ландшафтах Западной Сибири глубина обнаружения значимой активности ^{137}Cs в почвах увеличивается с севера на юг в 3,5-5 раз, а средние запасы радионуклида – в 5-7 раз. Такое распределение ^{137}Cs , в первую очередь, связано с годовым количеством осадков, которое увеличивается от северных широт к южным. Существенное влияние оказывает водный режим почв, изменяясь от мерзлотного водозастойного в типичных тундрах до промывного в средней тайге. Также влияет и продолжительность безморозного периода, во время которого происходит минерализация и гумификация растительных остатков, способствующие накоплению и проникновению ^{137}Cs непосредственно в почву.

8. Испытания на Семипалатинском и Новоземельском полигонах, а также авария на ПО «Маяк» существенно не повлияли на радиационное состояние тундровых и таежных ландшафтов Западной Сибири, в связи с их удаленностью на 800-2100 км от ключевых участков. Средние и максимальные величины плотности загрязнения ^{137}Cs в почвах значительно ниже предельно допустимой величины, поскольку основное поступление ^{137}Cs в изученные ландшафты связано с глобальными радиоактивными выпадениями.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Авессаломова, И. А. Биогеохимия среднетаежных ландшафтов юга Архангельской области / И. А. Авессаломова // Вестник Московского университета. Серия 5: География. – 2006. – № 1. – С. 50-56.
2. Авессаломова, И. А. Катенарная геохимическая организация таежных ландшафтов Восточно-Европейской равнины / И. А. Авессаломова // Геохимия ландшафтов и география почв. К 100-летию М.А. Глазовской. – М.: АПР, 2012. – С. 97–117.
3. Аветов, Н. А. Почвенный покров таежных и пойменных ландшафтов бассейна р. Пур Западной Сибири / Н. А. Аветов, С. Я. Трофимов // Почвоведение. – 1997. – № 1. – С. 31-35.
4. Агапкина, Г. И. Динамика содержания и органические формы соединений радионуклидов в жидкой фазе лесных почв зоны загрязнения ЧАЭС / Г. И. Агапкина, Ф. А. Тихомиров, А. И. Щеглов // Экология. – 1994. – № 1. – С. 21-28.
5. Аклеев, А. В. Последствия ядерной аварии на АЭС «ФУКУСИМА-1» (обзор доклада НКДАР ООН 2013 г.) / А. В. Аклеев, В. К. Иванов, Т. Г. Сазыкина, С. М. Шинкарев // Медицинская радиология и радиационная безопасность. – 2015. – Т. 60, № 5. – С. 12-24.
6. Алексахин, Р. М. Итоги преодоления последствий Чернобыльской катастрофы в агрофере / Р. М. Алексахин // Агрехимический вестник. – М.: Химия в сел. хоз-ве, 2006. – № 2. – С. 2-5.
7. Алексахин, Р. М. Колыбель отечественной радиоэкологии (к 50-летию Кыштымской радиационной аварии) / Р. М. Алексахин, Б. С. Пристер // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2008. – № 2. – С. 234-250.
8. Алексахин, Р. М. Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах / Р. М. Алексахин, М. А. Нарышкин. – М.: Наука, 1977. – 144 с.
9. Алексахин, Р. М. Радиоактивное загрязнение почв как тип их деградации / Р. М. Алексахин // Почвоведение. – 2009. – № 12. – С. 1487-1498.
10. Алексахин, Р. М. Сельскохозяйственная радиоэкология: результаты, актуальные задачи, перспективы (к итогам 10-летних исследований в регионе

аварии на Чернобыльской АЭС) / Р. М. Алексахин // Радиация и риск. – 1997. – Вып. 9. – С. 44 – 47.

11. Алифанов, В. М. Морфология криогенных почв / В. М. Алифанов, А. С. Керженцев, О. В. Макеев // Криогенные почвы и их рациональное использование / под ред. О. В. Макеева. – М.: Наука, 1977. – С. 31-41.

12. Анисимов, В. С. О формах нахождения и вертикальном распределении цезия-137 в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС / В. С. Анисимов, Н. И. Санжарова, Р. М. Алексахин // Почвоведение. – 1991. – № 9. – С. 31-40.

13. Аринушкина, Е. В. Руководство по химическому анализу почв: учебное пособие / Е. В. Аринушкина. – 2-е изд. – М.: изд-во Моск. ун-та. – 1970. – 488 с.

14. Артамонова, С. Ю. Геотехногенные системы подземных ядерных взрывов на территории Якутии (1974-1987 гг.): геоэкологические модели и особенности переноса радионуклидов и сопутствующих элементов: дис. ... докт. геол.-минер. наук: 25.00.36 / Артамонова Светлана Юрьевна. – Томск, 2015. – 291 с.

15. Архипов, С. А. Четвертичный период в Западной Сибири / С. А. Архипов. – Новосибирск: Наука, 1971. – 335 с.

16. Атлас Арктики / ред. Е. С. Короткевич, Ю. А. Кручинин, В. Ф. Марков, А. Ф. Трешников. – М.: ГУГК, 1985. – 204 с.

17. Атлас загрязнения Европы цезием после Чернобыльской аварии // Ю. А. Израэль. – Люксембург: Бюро по официальным изданиям Европейских сообществ, 1998. – 108 с.

18. Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины / науч. рук. Ю. А. Израэль. – М.: ИГКЭ Росгидромета; СПб.: Картографическая фабрика ВСЕГЕИ, 1998. – 142 с.

19. Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС и пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь) / под ред. Ю. А. Израэля и И. М. Богдевича. – М.: фонд «Инфосфера» НИА-Природа, 2009. – 140 с.

20. Атлас СССР. Карты природы. Четвертичные отложения Масштаб: 1:16000000. / Главное управление геодезии и картографии при Совете Министров СССР. –

Москва. 1983. – Стр. 90-91

21. Атлас Тюменской области [Карты]. – М.; Тюмень: ГУГК, 1971. – Т.1. – 181с.
22. Балыкин, Д. Н. Эколого-геохимическая оценка долины реки Васюган (Томская область) / Д. Н. Балыкин, А. В. Пузанов, С. Н. Балыкин // География и природные ресурсы. – 2013. – № 2. – С. 96-102.
23. Белова, Н. В. Влияние калийных удобрений на транслокацию ^{137}Cs в растения из дерново-подзолистой песчаной почвы / Н. В. Белова, Н. И. Санжарова, Л. А. Воробьёва, [и др.] // Агрохимия. – 2009. – № 11. – С. 50–56.
24. Бобовникова, Ц. И. Химические формы радионуклидов в атмосферных выпадениях после Чернобыльской аварии и их трансформация в почве / Ц. И. Бобовникова, А. В. Коноплев, К. П. Махонько [и др.] // Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере: тез. докл. Четвёртой конференции научного совета при ГЕОХИ АН СССР по программе «АЭС-ВО» (Гомель, октябрь 1990 г.). – Гомель: [б. и.], 1990. – С. 34.
25. Бобровский, М. В. Роль ветровалов в формировании профилей темногумусовых почв на территории заповедника «Калужские засеки» / М. В. Бобровский, С. В. Лойко, Г. И. Истигечев // Труды государственного природного заповедника «Калужские засеки». – Т. 2. – Калуга: изд-во «Эйдос», 2012. – С. 213-229.
26. Богачев, А. В. Миграция ^{137}Cs и калия в системе «почва-растение». Факты, закономерности, гипотезы: учебное пособие. / А.В. Богачев. – М.: ИБРАЭ РАН, 1997. – 35 с.
27. Болтнева, Л. И. Глобальное загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr и дозы внешнего облучения на территории СССР/ Л. И. Болтнева, Ю. А. Израэль, В.А. Ионов [и др.] // Атомная энергия. 1977. – Т. 42. – Вып. 5. – С. 355-360.
28. Бондарь, Ю. И. Распределение изотопов цезия и стронция по формам в радиоактивно загрязненной почве / Ю. И. Бондарь, М. А. Сидельцева, В. В. Сутямова // Геохимические пути миграции искусственных радионуклидов в биосфере: тез. докл. Четвёртой конференции научного совета при ГЕОХИ АН СССР по программе «АЭС-ВО» (Гомель, октябрь 1990 г.). – Гомель: [б. и.], 1990. – С. 35.

29. Булгаков, А. А. Моделирование фиксации ^{137}Cs в почвах / А. А. Булгаков // Почвоведение. – 2009. – № 6. – С. 726-732.
30. Вакуловский, С. М. Перенос радионуклидов в р. Енисей / С. М. Вакуловский, Э. Г. Тертышник, А. И. Кабанов // Атомная энергия. – 2008. – Т. 105, вып.5. – С. 285-291.
31. Величкин, В. И. Радиогеоэкологические исследования в зонах влияния предприятий атомной промышленности/ В. И. Величкин, Е.Н. Борисенко, А.Ю. Мирошников [и др.]. // Геохимия ландшафтов и география почв. К 100-летию М.А.Глазовской. – М.: АПР. – 2012. – С. 316-344.
32. Воскресенский, С.С. Геоморфология СССР: учебник / С.С. Воскресенский. – М.: Высш. школа, 1968. – 372 с.
33. Гаврилова, И. П. Практикум по геохимии ландшафта: учебное пособие / И.П. Гаврилова, Н.С. Касимов. – М.: изд-во Моск. ун-та, 1989. – 73 с.
34. Гвоздецкий, Н.А. Физическая география СССР, Азиатская часть: учебник / Н. А. Гвоздецкий, Н. И. Михайлов. – 3-е изд., испр. и доп. – М.: Мысль, 1978. – 512 с.
35. Геокриология СССР. Западная Сибирь / под ред. Э. Д. Ершова. – М.: Недра, 1989. – 454 с.
36. Геология и полезные ископаемые России. В 6 томах. Том 2. Западная Сибирь / гл. ред. В. П. Орлов; ред. 2-го тома А. Э. Конторович, В. С. Сурков. –СПб.: изд-во ВСЕГЕИ, 2000. – Т. 2. – 477 с.
37. Геохимия техногенных радионуклидов /Отв. ред. Э. В. Собонович, Г. Н. Бондаренко / Нац. акад. наук Украины. Ин-т геохимии окружающей среды. – Киев: Наукова думка. – 2002. – 332 с.
38. Глазовская, М. А. Геохимические основы типологии и методики исследований природных ландшафтов / М. А. Глазовская. – Смоленск: Ойкумена, 2002. – 228 с.
39. Гончаров, Е. А. Распределение техногенных и естественных радионуклидов в лесных экосистемах заповедника «Большая Кокшага» / Е. А. Гончаров, Д. И. Пилагин // Вестник ПГТУ. – 2013. – № 4 (20). – С. 76-87.
40. Гордиенко, В. А. Сравнительный анализ радиоактивного загрязнения, создаваемого АЭС и ТЭС, работающими на угле / В. А. Гордиенко, С. Н. Брыкин,

- Р. Е. Кузин [и др.] // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 3. Физ. Астрон. – 2012. – № 1. – С. 123-130.
41. ГОСТ 11306-83. Торф и продукты его переработки. Методы определения зольности.
42. Димо, В. Н. Тепловой и водный режим почв СССР / В. Н. Димо, А. А. Роде // 9-й Международный конгресс почвоведов (Аделаида (Австралия), 1968 г.). – М.: «Наука», 1968. – 143 с.
43. Дюкарев, А. Г. Современные криоморфозы в ландшафтах южной тайги Западной Сибири / А. Г. Дюкарев, Н. Н. Пологова // География и природные ресурсы. – 2007. – №1. – С. 96-100.
44. Ефремова, Т. Т. Аккумуляция ^{137}Cs в болотах междуречья Оби и Томи/ Т. Т. Ефремова, Ф. В. Сухоруков, С.П. Ефремов [и др.] // Почвоведение. – 2002. – №1 – С. 100-107.
45. Закон РФ № 1244-1 от 15.05.1991 г. (в ред. от 30.11.2011 № 346-ФЗ) // О социальной защите граждан, подвергшихся воздействию радиации вследствие катастрофы на Чернобыльской АЭС. Справочная правовая система «Консультант плюс».
46. Западная Сибирь / под ред. Г. И. Рихтера. – М.: изд-во АН СССР, 1963. – 488 с.
47. Западно-Сибирская равнина / С.А. Архипов, В. В. Вдовин, Б. В. Мизеров, В. А. Николаев// История развития рельефа Сибири и Дальнего Востока. – М.: Наука, 1970. – 283 с.
48. Иванова, Н. Н. Оценка перераспределения ^{137}Cs экзогенными процессами в днище долины р. Плава (Тульская область) после аварии на Чернобыльской АЭС / Н. Н. Иванова, Е. Н. Шамшурина, В. Н. Голосов [и др.] // Вестн. Моск. ун-та. – Сер. 5 География. – 2014. – №1. – С. 24-34.
49. Израэль, Ю. А. Радиоактивное загрязнение земной поверхности / Ю. А. Израэль // Вестник РАН. – 1998. – Т. 68, №10. – С. 4-24.
50. Израэль, Ю. А. Радиоактивное загрязнение цезием-137 территории России на рубеже веков / Ю. А. Израэль, Е. В. Квасникова, И. М. Назаров, Е. Д. Стукин // Метеорология и гидрология. – 2000. – № 4. – С. 20-31.

51. Израэль, Ю.А. Картографическое обобщение радиоэкологической ситуации на Южном Урале / Ю. А. Израэль, В. В. Снакин, В. Н. Василенко [и др.] // Метеорология и гидрология. – 2014. – № 7. – С.5-13.
52. Ионизирующие излучения: источники и биологические эффекты // Доклад Научного Комитета ООН по действию атомной радиации (НКДАР) за 1982 г. в Генеральной Ассамблее (Вена, март, 1982 г.). – Нью-Йорк, ООН, 1982. – Т.1. – 882 с.
53. Исаченко, А. Г. Ландшафты СССР / А. Г. Исаченко. – Л.: изд-во ЛГУ, 1985. – 320 с.
54. Ихнашов, Б. С., Капитонов И.М., Юдин Н.П. Частицы и атомные ядра./ Б. С. Ихнашов, И. М. Капитонов, Н. П. Юдин // М.: ЛКИ – 2007 – 584 с.
55. Кагиров, Д. Р. Атомное заражение Южного Урала: инциденты и устранение их последствий (1940–1970-е годы) / Д. Р. Кагиров // Вестник Челябинского государственного университета. – 2013. – № 12 (5). – С. 48-52.
56. Караваева, Е. Н. Техногенные радионуклиды в почвенно-растительном покрове природных экосистем: дис. ... докт. биол. наук: 03.00.16 / Караваева Елена Николаевна. – Пермь, 2002. – 371 с.
57. Караваева, Н. А. Заболачивание и эволюция почв / Н. А. Караваева. – М.: Наука, 1982. – 296 с.
58. Караваева, Н. А. Почвы тайги Западной Сибири / Н.А. Караваева. – М.: Наука, 1973. – 172 с.
59. Караваева, Н. А. Типы и механизмы заболачивания почв в лесной зоне / Н. А. Караваева, М. И. Нейштадт [и др.]// Научные предпосылки освоения болот Западной Сибири – М.: Наука, 1977. – С. 124-137.
60. Карта ландшафтно-геохимических условий миграции радионуклидов и размещения источников радиоактивного загрязнения России [М. 1:4000000] / под ред. акад. Н. П. Лаверова. – М.: ИГЕМ РАН, 1994.
61. Карта почвенно-экологического районирования Российской Федерации. Масштаб 1:2500000 / под ред. Г. В. Добровольского, И. С. Урусевской / И. С. Урусевская, И. О. Алябина, В. П. Винюкова [и др.] – М: ООО "Талка+", 2013. – 16

с.

62. Касимов, Н. С. Ландшафтно-геохимические системы и процессы. Катенарная ландшафтно-геохимическая организация / Н. С. Касимов, О. А. Самонова // География, общество, окружающая среда. Функционирование и современное состояние ландшафтов. – М.: ИД Городец, 2004. – Т. 2. – С. 489-500.
63. Касимов, Н. С., Гаврилова И.П., Герасимова М.И., Богданова М.Д. Новая ландшафтно-геохимическая карта России / Н. С. Касимов, И. П. Гаврилова, М. И. Герасимова, М. Д. Богданова // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 2009. – № 1. – С. 30-37.
64. Квасникова, Е. В. Цезий-137 в почвах ландшафтов через 20 лет после аварии на Чернобыльской АЭС / Е. В. Квасникова, О. М. Жукова, С. К. Гордеев [и др.] // Изв. РАН. Сер. геогр. – 2009. – № 5. – С. 66-83.
65. Квасникова, Е.В. Антропогенные радионуклиды и их картографирование в ландшафтах суши: дисс... докт. геогр. наук: 25.00.36 / Елена Валентиновна Квасникова - Москва, 2002.- 270 с.
66. Классификация и диагностика почв России / Л. Л. Шишов, В. Д. Тонконогов, И. И. Лебедева, М. И. Герасимова. – Смоленск: Ойкумена, 2004. – 341 с.
67. Клечковский, В. М. Сорбция микроколичеств стронция и цезия в почвах / В. М. Клечковский, Л. И. Соколова, Г. Н. Целищева // Тез. докл. 2-ой межд. конф. по мирн. исп. ат. энерг. – 1958. – Т. 5. – С.28.
68. Климатический атлас СССР [Карты]. – Том 1. – М: ГУГМС СССР, 1960. – 182 с.
69. Кловская, Ю. М. Корневое поступление ^{137}Cs в растениях из агрегированных почв на начальных этапах загрязнения радионуклидом и с течением времени: дис. ... канд. биол. наук: 06.01.04 / Кловская Юлия Михайловна. – М., 2015. – 109 с.
70. Коноплев, А. В. Вертикальное распределение радиоцезия в почвах зоны аварии на АЭС Фукусима-1 / А. В. Коноплев, В. Н. Голосов, В. И. Йощенко [и др.] // Почвоведение. – 2016. – № 5. – С. 620-632.
71. Коноплев, А. В. Поведение радиоцезия фукусимского происхождения в окружающей среде - сравнение с чернобылем/ А. В. Коноплев// Сборник статей

по материалам научно-практической конференции с международным участием «Экологическая, промышленная и энергетическая безопасность-2017» – 2017. – С. 653-657.

72. Коноплев, А.В. Определение характеристик равновесной селективной сорбции радиоцезия почвами и донными отложениями / А. В. Коноплев, И. В. Коноплева // Геохимия. – 1999. – №2. – С.1-8.

73. Коноплева, И. В. Исследование биологической доступности ^{137}Cs в почвах лесных экосистем: дис. ... канд. биол. наук: 03.00.01 / Коноплева Ирина Валиевна. – Обнинск, 1999. – 119 с.

74. Коноплева, И. В. Селективная сорбция радиоцезия сорбентами на основе природных глин / И. В. Коноплева // Сорбционные и хроматографические процессы. – 2016. – Т. 16. – № 4. – С. 446-456.

75. Коробова, Е. М. Распределение ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям и в профиле аллювиальных почв поймы р. Ипуть и ее притока р. Булдынка (Брянская область) / Е. М. Коробова, Н. П. Чижикова, В. Г. Линник // Почвоведение. – 2007. – № 4. – С. 404–417.

76. Коробова, Е.М. Генезис и закономерности пространственной организации современных биогеохимических провинций: дис. ... докт. геол.-минер. наук: 25.00.09 / Коробова Елена Михайловна. – Москва, 2016. – 328 с.

77. Котова, А. Ю. Исследование механизмов сорбции и биологической доступности ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs , ^{144}Ce в почвах различных типов: автореф. дис. ... канд. биол.: 03.00.01 / Котова Анна Юрьевна. – Обнинск, 1998. – 27 с.

78. Кропачева, М.Ю. Поведение ^{137}Cs в системе почва-ризосфера-растение на примере поймы реки Енисей / М. Ю. Кропачева, А. В. Чугуевский, М. С. Мельгунов, А. А. Богуш // Сибирский экологический журнал. – 2011. – № 5. – С. 719-727.

79. Крупные радиационные аварии: последствия и защитные меры / под ред. Л. А. Ильина, В. А. Губанова. – М.: ИздАТ. 2001. – 752 с.

80. Кузнецов, В. А. Радионуклиды и коллоидные соединения марганца в ландшафтах / В. А. Кузнецов, В. А. Генералова // Литосфера. 1994. № 1. С. 146-159.

81. Кузнецов, В. К. Горизонтальная и вертикальная миграция ^{137}Cs в склоновых ландшафтах / В. К. Кузнецов, К. Г. Калашников, В. П. Грунская, Н. И. Санжарова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2009. – Т. 49, № 3. – С. 282-290.
82. Кузьменкова, Н. В. Миграция и аккумуляция ^{137}Cs в ландшафтах северо-западной части Кольского полуострова: автореферат дис. ... кандидата географических наук: 25.00.36 / Кузьменкова Наталья Викторовна. – Москва, 2010. – 24 с.
83. Куликов, Н. В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова / Н. В. Куликов, И. В. Молчанова, Е. Н. Караваева. – Свердловск: [УрО АН СССР]. – 1990. – 173 с.
84. Курчиков, А. Р. Геологическое строение и перспективы нефтегазоносности Гыданского полуострова севера Западной Сибири / А. Р. Курчиков, В. Н. Бородкин, А. С. Недосекин, С. М. Зарипов. – Наука и ТЭК. – Тюмень: МИПТЭК, 2012. – № 3. – С. 10-15.
85. Лаверов, Н. П. Геохимическая структура и радиационное состояние прибрежных ландшафтов заливов Карского моря Новой Земли / Н. П. Лаверов, В. И. Величкин, А. Ю. Мирошников [и др.] // Доклады Академии наук. – 2016. – Т. 467. – № 3. – С. 342-346.
86. Линник, В. Г. а Многомасштабность уровней загрязнения Cs-137 ландшафтов Брянской области (по данным аэрогаммасъемки) / В. Г. Линник, А. В. Соколов, П. В. Соколов // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: последствия и пути преодоления (Обнинск, 19–21 апреля 2016 г): труды научно-практ. конф. / под ред. В. М. Шершакова. – ФГБПУ «НПО Тайфун». Изд-во Нижний Новгород. – 2016а. – С. 267-297.
87. Линник, В. Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели: дис. ... докт. геогр. наук: 25.00.23 / Линник Виталий Григорьевич. – Москва, 2008. – 270 с.
88. Линник, В. Г. Ландшафтно-биогеохимические факторы трансформации поля загрязнения Cs-137 в Брянской области / В. Г. Линник, И. В. Мироненко, Н. И. Волкова, А. В. Соколова // Геохимия. – 2017. – № 10. – С. 891-906.

89. Линник, В. Г. Формирование паттернов цезия-137 в каскадных ландшафтно-геохимических системах агроландшафтов Брянского Ополья / В. Г. Линник, И. В. Мироненко, А. В. Соколов // Геохимия ландшафтов (к 100-летию А. И. Перельмана). Доклады Всероссийской научной конференции, Москва, 2016. – М.: Изд. Геогр. факультета МГУ им. М.В. Ломоносова, 2016б. – С. 317-321.
90. Лойко, С. В. Признаки ветровального морфогенеза в фоновых почвах черневой Тайги (на примере Томь-Яйского междуречья) / С. В. Лойко, М. В. Бобровский, Т. А. Новокрещенных // Вестник Томского гос. ун-та. Биология. – 2013. – № 4 (24). – С. 20-35.
91. Лоцилов, Н. А. Вертикальная миграция в почвах Полесья радионуклидов выброса ЧАЭС в различных физико-химических формах / Н. А. Лоцилов, Ю. А. Иванов, В. А. Кашпаров [и др.] // Проблемы сельскохозяйственной радиологии / под ред. Н. А. Лоцилова. – Киев: Укр. НИИ с.-х. радиологии, 1991. – С. 36-44.
92. Маликова, И. Н. О неоднородности современного распределения радиоцезия в почвах Западной Сибири / И. Н. Маликова, Ф. В. Сухоруков, В. Д. Страховенко, Б. Л. Щербов // Радиоэкология XXI века: Мат. Международной научно-практической конф. (Красноярск, 14-16 мая 2012 г.). – Красноярск: СФУ, 2012. – С. 300-306.
93. Мамихин, С. В. Вертикальное распределение ^{137}Cs в аллювиальных почвах поймы р. Локна (Тульская область) в отдаленный период после аварии на ЧАЭС и его моделирование / С. В. Мамихин, В. Н. Голосов, Т. А. Парамонова [и др.] // Почвоведение. – 2016. – № 12. – С. 1521-1533.
94. Марей, А. Н. Глобальное выпадение цезия-137 и человек / А. Н. Марей, Р. М. Бархударов, Н. Я. Новикова. – М.: Атомиздат, 1974. – 168 с.
95. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / под общ. рук. проф. В. А. Логачева. – М.: ИздАТ, 2001. – 519 с.
96. Михайлов, В. Н. Ядерный полигон на Новой Земле./ В.Н. Михайлов // Ядерные испытания. Кн. 1: Ядерные испытания в Арктике. –Т. 1. – 2006 – С. 232-252.
97. 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.
98. Моисеев, А. А. Цезий-137 в биосфере / А. А. Моисеев, П. В. Рамзаев. – М.: Атомиздат, 1975. – 182 с.
99. Молчанов, А. А. Влияние леса на окружающую среду / А. А. Молчанов. – М.: Наука. – 1973. – 359 с.
100. Национальный атлас России: в 4 томах; 2004–2008. Т. 2: Природа. Экология. – М.: Роскартография. – 2007. – Т. 2. – 496 с.
101. Национальный атлас почв Российской Федерации / под ред. С.А. Шобы – М.: Астрель: АСТ– 2011. – 632 с.
102. Недоцук, В. Е. Кадастровая оценка земель, загрязненных радионуклидами (на примере Воронежской области): автореф. дис. ... канд. географ. наук: 25.00.26 / Недоцук Валерий Евгеньевич. – Воронеж, 2007. – 23 с.
103. Нифонтова, М. Г. Лихено- и бриоиндикация радиоактивного загрязнения среды: автореф. дис. ... докт. биол. наук: 03.00.16 / Нифонтова Майя Гедальевна. – Пермь, 2003. – 50 с.
104. Основы государственной политики Российской Федерации в Арктике на период до 2035 года, утв. Президентом РФ 05.03.2020 № 164 [Электронный ресурс] // Сайт президента России. URL: <http://static.kremlin.ru/media/events/files/ru/f8ZpjhpAaQ0WB1zjywN04OgKiI1mAvaM.pdf> (дата обращения: 25.04.2020).
105. Павлоцкая, Ф. И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах / Ф. И. Павлоцкая. – М., Атомиздат. – 1974. – 216 с.
106. Панов, А. В. Радиоэкологическая ситуация в сельскохозяйственной сфере на загрязненных территориях России в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС / А. В. Панов, С. В. Фесенко, Р. М. Алексахин [и др.] // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – Т. 47, № 4. – С. 423-434.
107. Парамонова, Т. А. Аккумуляция техногенного Cs-137 в почвах фоновых ландшафтов южной тайги европейской территории России / Т. А. Парамонова, С.В. Мамихин // Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы. – Обнинск: Всерос. науч.-исслед. ин-т с.-х. радиологии и агроэкологии, 2008. – С.

229-239.

108. Парамонова, Т. А. Корневое поглощение ^{137}Cs и его распределение между надземными и подземными органами растений: анализ литературы / Т. А. Парамонова, С. В. Мамихин // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2017а. – Т.57. – № 6. – С. 646-662.

109. Парамонова, Т. А. Сравнительный анализ поступления Cs-137 в луговую растительность районов черноземной зоны, в различной степени загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС / Т. А. Парамонова, Е. Н. Шамшурина, В. Р. Беляев, О. Л. Комиссарова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2017б. – Т.57, № 4. – С. 429-439.

110. Парамонова, Т. А. Сравнительный анализ поступления цезия-137 и калия-40 в травянистую растительность на радиоактивно загрязненной территории Тульской области / Т. А. Парамонова, Н. А. Романцова // Живые и биокосные системы. – № 5. – 2013; URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue-5/article-4>

111. Парамонова, Т. А., Шамшурина Е. Н. Закономерности накопления и пространственного распределения cs-137 в почвах Вологодской области / Т. А. Парамонова, Е. Н. Шамшурина // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Т. 13. – Изд-во Уральского университета, Екатеринбург. –2010. –С. 204-222.

112. Перельман, А. И. Геохимия ландшафтов: учебник / А. И. Перельман, Н. С. Касимов. – М.: «Астрей-2000», 1999. – 610 с.

113. Подворко, Г. А. Закономерности миграции ^{137}Cs на болотных лугах в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС: автореф. дис. ...канд. биол. наук: 03.00.01/ Подворко Галина Анатольевна. – Обнинск, 2004. – 27 с.

114. Почвенная карта РСФСР. Масштаб 1:2500000 / гл. ред. В. М. Фридланд. – М.: ГУГК, 1988. – 16 л.

115. Пузанов, А. В. Радиоактивные элементы в почвах бассейна р. Нижняя Тунгуска / А. В. Пузанов, С. Н. Балыкин, Д. Н. Балыкин // Мир науки, культуры, образования. – 2008. – № 5. – С. 26-29.

116. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в

- 2014 году // Ежегодник ФГБУ НПО «Тайфун». – Обнинск: Росгидромет, 2015. – 350 с.
117. Радиоэкологическая обстановка в регионах расположения предприятий Росатома // под ред. И. И. Линге и И. И. Крышева. – М.: «Сам полиграфист», 2015. – 296 с.
118. Растительный покров Западно-Сибирской равнины / И. С. Ильина, Е. И. Лапшина, Н. Н. Лавренко [и др.]. – Новосибирск: Наука: Сибирское отделение, 1985. – 251 с.
119. Ребристая, О. В. Флора Тазовского полуострова (север Западной Сибири) / О. В. Ребристая, В. А. Творогов, О. В. Хитун // Ботанический журнал. – 1989. – Т. 74, № 1. – С. 22-35.
120. Репях, С. М. Изучение пространственной неоднородности накопления техногенных радионуклидов в компонентах лесного биогеоценоза Красноярского края / С. М. Репях, М. А. Катанаева, А. Г. Ковалев, Л. Н. Руденко // Химия растительного сырья. – 2000. – №1. – С. 51-56.
121. Рихванов, Л. П. Радиоактивные элементы в почвах Сибири / Л. П. Рихванов, В. Д. Страховенко, И. Н. Маликова // Мат-лы IV Междунар. конф. Томск, 4–8 июня 2013 г. – 2013. – С. 448-451.
122. Романцова, Н. А. Особенности биогеохимических циклов цезия-137 в травянистых экосистемах на радиоактивно загрязненной территории Тульской области: дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08 / Романцова Наталья Александровна. – Москва, 2012. – 126 с.
123. Садыкова, Я. В. Гидрогеология полуострова Гыдан / Я. В. Садыкова // Интерэкспо Гео-Сибирь. – 2015. – Т. 2, № 1. – С. 140-144.
124. Санжарова, Н. И. Динамика биологической доступности ^{137}Cs в системе почва-растение после аварии на Чернобыльской АЭС / Н. И. Санжарова, С. В. Фесенко, Р. М. Алексахин // Доклады Академии Наук. – 1994. – Т. 338, № 4. – С. 564-566.
125. Санжарова, Н. И. Переход ^{137}Cs в растения из дерново-подзолистой почвы в зависимости от дозы калия и степени его подвижности / Н. И. Санжарова, Н. В. Белова, П. И. Юриков [и др.] // Агрехимия. – 2004. – № 7. – С.58-66.

126. Санжарова, Н. И. Формы нахождения ^{137}Cs в почвах и динамика накопления в сельскохозяйственных культурах после аварии на Чернобыльской АЭС / Н. И. Санжарова, С. В. Фесенко, К. Б. Лисянский [и др.] // Почвоведение. – 1997. – № 2. – С.159-164.
127. Санжарова, Н. И. Эволюция представлений о подвижности ^{137}Cs в системе почва-растение и роли калия в этих процессах / Н. И. Санжарова, Н. В. Белова, Н. В. Андреева // Агрохимия. – 2014. – № 5. – С. 79-93.
128. Сельскохозяйственная радиоэкология / Р. М. Алексахин, А. В. Васильев, В. Г. Дикарев [и др.] / под ред. Корнеева Н.А., Алексахина Р. М. – М.: Экология, 1991. – 396 с.
129. Семенов И. Н. Латеральное распределение форм металлов в тундровых, таежных и лесостепных катенах Восточно-Европейской равнины / И. Н. Семенов, Н. С. Касимов, Е. В Терская // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 2016. – № 6. – С. 29-39.
130. Семенов, И. Н. Распределение цезия-137 глобальных атмосферных выпадений в таежных и тундровых катенах реки Обь / И. Н. Семенов, А. А. Усачева, А. Ю. Мирошников // Геология рудных месторождений. – 2015. – Т. 57 – № 2. – С. 154–173.
131. Семенов, И. Н. Цезий-137 как маркер современных почвенных турбаций / И.Н. Семенов, А. А. Усачева // Фундаментальные исследования. 2013. Т. 7. № 10. С. 1475–1481.
132. Сковородникова, Н. А. Накопление ^{137}Cs в корнях и надземной фитомассе травянистой растительности различных экосистем / Н. А. Сковородникова, Г. В. Чекин, Ю. Г. Поцепай, Е. В. Борздыко // Вестник Брянск. гос. ун-та. – 2011. – № 4. – С. 284-287.
133. Слинкин, А. В. Закономерности геологического строения и перспективы нефтегазоносности мезозойско-кайнозойского осадочного чехла Гыданской нефтегазоносной области: автореф. дис. ... канд. геол.-минер. наук: 25.00.12 / Слинкин Андрей Валентинович. – Тюмень, 2013. – 16 с.
134. Смоленцев, Б. С. Структура почвенного покрова Сибирских Увалов: Северо-

таежная подзона Западной Сибири: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.27 / Смоленцев Борис Анатольевич. – Новосибирск, 2000. – 23 с.

135. Собакин, П. И. Миграция ^{137}Cs в мерзлотных почвах Якутии/ П. И. Собакин // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2010. – Т. 2. Вып. 5. – С. 590-598.

136. Собакин, П. И. Миграция естественных и искусственных радионуклидов в мерзлотных почвах Якутии: дис. ... докт. биол. наук: 03.02.13 / Собакин Петр Иннокентьевич. – Улан-Удэ, 2015. – 323 с.

137. Спиридонов С. И. Чернобыль и окружающая среда / С. И. Спиридонов, Р. М. Алексахин, С. В. Фесенко, Н. И. Санжарова // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – Т. 47, №2. – С.196-203.

138. Спиридонов, С.И. Прогнозирование поведения ^{137}Cs в системе почва – растения на территории Семипалатинского испытательного полигона/ С.И. Спиридонов, М.К. Мукушева, И.А. Гонтаренко, С.В. Фесенко, С.А. Баранов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – Т. 45. – № 4. – С. 488-497.

139. Страх, Л. И. Геохимические барьеры краевой зоны болота Белорусского Полесья и концентрации на них цезия-137: дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.01 / Страх Людмила Ивановна. – Москва, 1999. – 148 с.

140. 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.

141. Судакова, Е.А., Рябинина Н.И., Маркова Т.А. и др. Картографический метод исследования современных пространственных региональных особенностей радиоактивного загрязнения территории России цезием-137 / Е. А. Судакова, Н. И. Рябинина, Т.А. Маркова [и др.] // Отчет о НИР № 98-05-64512. [Электронный ресурс] Информационный бюллетень РФФИ. – 1999. – Вып. 7. URL: <https://www.elibrary.ru/item.asp?id=750523>

142. Сухоруков Ф. В. Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири (источники и уровни загрязнения) / Ф. В. Сухоруков, И. Н. Маликова, В. М. Гавшин [и др.] // Сибирский экологический журнал. – 2000. – № 1. – С. 31-38.

143. Сысоева, А. А. Экспериментальное исследование и моделирование процессов,

определяющих подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs в системе почва-растение: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.01 / Сысоева Анастасия Анатольевна. – Обнинск, 2004. – 29 с.

144. Телелекова, А. Д. Радионуклиды в природной среде Кольского полуострова / А. Д. Телелекова, А. В. Евсеев // Проблемы региональной экологии. – 2014. – №5. – С. 89-94.

145. Тентюков, М. П. Геохимия ландшафтов равнинных тундр (на примере Ямала и Большеземельской тундры) / М. П. Тентюков. – Сыктывкар, 2010. – 260 с.

146. Теория и практика химического анализа почв / Л.А. Воробьева, О.В. Лопухина, И.А. Салпагарова [и др.] / под ред. Л. А. Воробьевой. – М.: ГЕОС, 2006. – 400 с.

147. Термограф: архивные данные температуры воздуха и количества осадков [Электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://thermograph.ru/>, свободный. – (дата обращения 17.03.2016).

148. Титаева, Н. А. Ядерная геохимия: учебник / Н. А. Титаева. – 2-е изд. – М.: Изво МГУ. – 2000. – 336 с.

149. Титлянова, А. А. Поведение цезия в почвах и слоистых минералах и накопление его в растениях: автореф. дис... кандидата биол. наук: 03.00.01 / Титлянова Аргента Антаниновна. – Свердловск, 1963. – 28 с.

150. Торшин, С. П. Биогеохимия радионуклидов: учебник / С. П. Торшин, Г. А. Смолина. – М.: ИНФРА-М, 2016. – 320 с.

151. Тулина, А. С. Роль минерализации органического вещества дерново-подзолистых и торфяно-болотных почв в накоплении ^{137}Cs растениями / А. С. Тулина, В. М. Семенов, Н. Н. Цыбулько [и др.] // Почвоведение. – 2010. – № 10. – С. 1197-1207.

152. Усачева, А. А. Геохимические особенности арктотундровых ландшафтов восточного побережья Новой Земли / А.А. Усачева, И.Н. Семенов, А.Ю. Мирошников [и др.] // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 2016а. – № 6. – С. 87-95.

153. 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. – 2016б. – № 9. – С. 185-189.
154. Усачева, А. А. Цезий-137 в растительности севера Европейской территории России и Западной Сибири / А. А. Усачева, И. Н. Семенов // материалы Шестой Российской молодежной науч.-практ. школы с международным участием «Новое в познании процессов рудообразования» (Москва, 28 ноября - 2 декабря 2016 г.). – М.: ИГЕМ РАН, 2016в. – С. 340-342.
155. Усачева, А.А. ^{137}Cs в растениях и почвах таежных и тундровых ландшафтов Западной и Средней Сибири / А. А. Усачева, И. Н. Семенов // Геохимия ландшафтов. К 100-летию со дня рождения Александра Ильича Перельмана – АПР Москва, 2017. – С. 498–521.
156. Федоров, С. Ф. Исследование элементов водного баланса в лесной зоне Европейской территории СССР / С. Ф. Федоров. – Л.: Гидрометеиздат. – 1977. – 264 с.
157. Фесенко, С. В. Изменение биологической доступности ^{137}Cs в луговых экосистемах после аварии на Чернобыльской АЭС / С. В. Фесенко, С. И. Спиридонов, Н. И. Санжарова, Р. М. Алексахин // Доклады Академии наук. – 1996. – Т. 347, № 6. – С. 847-849.
158. Филиппов, И. В. Типы болотных микроландшафтов озерно-болотных систем Среднего Приобья / И. В. Филиппов, Е. Д. Лапшина // Динамика окружающей среды и глобальные изменения климата. – Югорский государственный университет (Ханты-Мансийск). – 2008. – Т. 1, № S1. – С. 115-124.
159. Фридланд, В. М. Структура почвенного покрова / В. М. Фридланд. – М: Мысль, 1972. – 424 с.
160. Хитун, О. В. Зональная и экотопологическая дифференциация флоры центральной части Западносибирской Арктики: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.05 / Хитун Ольга Всеволодовна. – Санкт-Петербург, 2005. – 251 с.
161. Хозяинова, Н. В. Флора и растительность северной тайги Пуровского района Тюменской области (север Западной Сибири) / Н. В. Хозяинова // Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения. – Тюмень, 2008. — Вып. № 8. – С. 27-

42.

162. Цветнова, О. Б. Особенности накопления ^{137}Cs и тяжелых металлов в компонентах напочвенного покрова лесных экосистем / О. Б. Цветнова, А. И. Щеглов // Актуальные проблемы лесного комплекса. Сборник научных трудов БГИТА. – Т. 8. – Брянск, 2004. – С.131-135.

163. Цыбулько, Н. Н. Временная динамика параметров миграции ^{137}Cs и ^{90}Sr в системе почва-растение: сравнительный анализ /Н. Н. Цыбулько // Почвоведение и агрохимия. – 2015. – № 2(55). – С. 92-101.

164. Часников, И. Я. Эхо ядерных взрывов. /И. Я. Часников //Алматы: Принт-С – 1996. –98 с.

165. Черняго, Б. П. «Глобальный» цезий-137: от Байкала до Северного Ледовитого океана/ Б. П. Черняго, В. Г. Бычинский, Г. И. Калиновский // Мат-лы II междунар. конф. Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. – Томск: ИД «Тандем-Арт». – 2004. – С. 647-648.

166. Шамшурина, Е. Н. Влияние массопереноса на пространственное распределение ^{137}Cs в почвах малых водосборов лесостепной зоны (на примере Курской области): автореф. дис. ... кандидат. биол. наук: 03.00.27 / Шамшурина Евгения Николаевна. – Москва, 2009. – 26 с.

167. Шафиков, А. М. Радиационные риски в Российской Федерации и зарубежных странах: понятие, виды и способы защиты / А. М. Шафиков // Вестник Южно-Уральского гос. ун-та. – 2011. – № 6. – С. 84-87.

168. Шошин, В. И. Состояние ^{137}Cs в почвах радиоактивно загрязненных защитных лесов Брянской области / В. И. Шошин, З. Н. Маркина, В. В. Вечеров // Лесотехнический журнал. – 2014. – Т.4. – №. 2 (14). – С. 42-51.

169. Щеглов, А. И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: по материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС / А. И. Щеглов. – М.: Наука, 2000. – 268 с.

170. Щеглов, А. И. Роль лесных подстилок в миграции элементов- техногенных загрязнителей / А. И. Щеглов, О. Б. Цветнова, Л. Г. Богатырев // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. –2005. – Т. 6. –Екатеринбург: Изд-во

Уральского университета. – С. 248-268.

171. Щеглов, А. И. Роль лесных экосистем при радиоактивном загрязнении / А. И. Щеглов, О. Б. Цветнова // Природа. – 2001. – № 4. – С. 23-32.

172. Щербов, Б. В. Сравнительная характеристика современного радиоактивного загрязнения территорий Западной Сибири, прилегающих к Семипалатинскому и Новоземельскому полигонам (на примере Алтая и Пур-Газовского междуречья) / Б.В. Щербов, В. Д. Страховенко, И. Н. Маликова [и др.] // Сибирский экологический журнал. – 2001. – № 1. – С. 51 -60

173. Эколого-геохимический микромир почвенного покрова Западной Сибири. Отчет о выполнении НИР./ И. Н. Семенов, В. В. Крупская, С. А. Гаранина [и др.] [Электронный ресурс] // ИСТИНА: Интеллектуальная Система Тематического Исследования Наукометрических данных URL: <https://istina.msu.ru/projects/299413904/> (дата обращения: 15.06.2020).

174. Яковлева В. Д. Физико-экологическое исследование воздействия мирных подземных ядерных взрывов на окружающую среду в условиях криолитозоны: автореф. дис. ... канд. биол.: 03.00.01 / Валентина Дмитриевна Яковлева. – Якутск, 2006. –21 с.

175. Aarkrog, A. Environmental modelling of radioactive contamination of floodplains and sorlakes along the Tеча and Iset rivers / A. Aarkrog, A.V. Trapeznikov, I. V. Molchanova [et al.] // J. of Environmental Radioactivity. – 2000. – V. 49. – P. 243-257.

176. Aarkrog, A. Radioactive inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990-1995) / A. Aarkrog, H. Dahlgaard, S. P. Nielsen [et al.] // Science of the Total Environment. – 1997. – V. 201. – P. 137-154.

177. Absalom, J. P. Radio-caesium fixation dynamics: measurement in six Cumbrian soils / J. P. Absalom, S. D. Young, N. M. Crout // European J. of Soil Science. – 1995. – V.46, № 1. – P. 461-469.

178. Almgren, S. GIS supported calculations of ^{137}Cs deposition in Sweden based on precipitation data / S. Almgren, S., E. Nilsson, B. Erlandsson [et al.] // Sc. of the Total Environ. – V. 368. – 2006. – P. 804–813.

179. Bergan, T. D. Radioactive fallout in Norway from atmospheric nuclear weapons tests / T. D. Bergan // *J. of Environmental Radioactivity*. – 2002. – V. 60, № 1-2. – P.189-208.
180. Bolt, G. H. A study between three categories of potassium in an illitic soil // G. H. Bolt, M.E. Sumner, A. Kamphorst // *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*–1963 –V. 27. – P. 294-299.
181. Brouwer, E. Cesium and rubidium ion equilibrium in illite clay/ E. Brouwer, B. Baeyens, A. Maes, A. Cremers // *J. Phys. Chem.* 1983. – V. 87. –P. 1213-1219.
182. Comans, R.N.J. Sorption of caesium on illite: non-equilibrium behaviour and reversibility/ R.N.J. Comans, M. Haller, P. De Preter // *Geochim. Cosmochim Acta*. 1991. – V. 55. – P. 433-440.
183. Cremers , A. Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils /A. Cremers, A. Elsen, P. De Preter,A. Maes // *Nature*. – 1988. – V. 335. – № 6187. – P. 247-249.
184. Gauthier-Lafaye, F. Radioisotope contaminations from releases of the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia, Russia) / F. Gauthier-Lafaye, L. Pourcelot, J. Eikenberg [et al.] // *J. of Environmental Radioactivity*. – 2008. – V. 99, № 4. – P. 680-693.
185. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and fresh-water environments. – Vienna: International atomic energy agency (IAEA), 2010. –Technical Reports Series (TRS) №.472. – 208 p.
186. INES: The International Nuclear and Radiological Event Scale User's Manual: [Электронный ресурс] / International Atomic Energy Agency Vienna, Austria. – 2013. – 218 p. URL: <https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/INES2013web.pdf> .
187. Isaksson, M. Calculations of the deposition of ^{137}Cs from nuclear bomb tests and from the Chernobyl accident over the province of Skåne in the southern part of Sweden based on precipitation / M. Isaksson, B. Erlandsson, M.-L. Linderson // *J. of Environmental Radioactivity*. – 2000. – V.49, № 1. – P. 97-112.
188. Konoplev, A. Behavior of accidentally released radiocesium in soil–water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective / A. Konoplev, V. Golosov, G. Laptev [et al.] // *J. of Environmental Radioactivity*. – 2016. – V. 151, № 3. – P. 568-578.
189. Korobova, E. Natural and technogenic elements in soils and water of the lower

- Yenisey flood plain and terraces: regional and local landscape geochemical distribution patterns controlled by natural processes / E. Korobova, N. Ukraintseva, V. Surkov [et al.] // Radioprotection. – 2009. – Vol. – 44. – № 5. – P.725-730.
190. Krouglov, S.V. Long-term study on the transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr from Chernobyl-contaminated soils to grain crops / S.V. Krouglov, A.S. Filipas, R.M. Alexakhin, N.P. Arkhipov // J. Environ. Radioactiv. – 1997. – V. 34. – № 3. – P. 267-286.
191. Miroshnikov, A. Yu. Migration of global radioactive fallout to the Arctic ocean (on the example of the Ob'river drainage basin) / A. Yu. Miroshnikov, I. N. Semenov // Radiation Protection Dosimetry. – 2012. – V. 152, № 1–3. – P. 89–93.
192. Mouri, G. Assessment of the caesium-137 flux adsorbed to suspended sediment in a reservoir in the contaminated Fukushima region in Japan / G. Mouri, V. Golosov, M. Shiiba, T. Hori // Environmental Pollution. – 2014. – V.187. – № 4 – P. 31-41.
193. Nordyke, M.D. The Soviet Program for Peaceful Uses of Nuclear Explosions / Nordyke M.D. // Lawrence Livermore National Lab. Technical Report UCRL-ID-124410-Rev-2. –2000. – 74 p.
194. Palsson, S. E. A simple model to estimate deposition based on a statistical reassessment of global fallout data / S. E. Palsson, B. J. Howard, T. D. Bergan [et al.] // J. of Environmental Radioactivity. – 2013. – V. 121. – P. 75-86.
195. Palsson, S. E. Prediction of spatial variation in global fallout of ^{137}Cs using precipitation / S. E. Palsson, B. J. Howard, S. M. Wright // Science of The Total Environment. – 2006. – V. 367, № 2-3. – P. 745-756.
196. Quantities, units and terms in radioecology. International Commission on Radiation Units and Measurements. ICRU Report 65 // J. ICRU. – 2001. – V.1.
197. 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 [et al.] // J Environ Radioact. 2009. V. 100. № 1. P. 76–83.
198. Semizhon, T. Transport and distribution of artificial gamma-emitting radionuclides in the River Yenisei and its sediment / T. Semizhon, S. Röllin, Y. Spasova, E. Klemt // J. of Environmental Radioactivity. – 2010. – V. 101, № 5. – P. 385-402.

199. Soil-to-plant concentration factors for radiological assessments / Y. C. Ng, S. E. Thompson, C. S. Colshier // Final report Lawrence Livermore national Laboratory, UCID-19463. – September, 1982. – 132p.
200. Sources and effects of ionizing radiation. UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. – V. I. – [Электронный ресурс] – New York: United Nations, 2010. – URL: https://www.unscear.org/docs/publications/2008/UNSCEAR_2008_Report_Vol.I.pdf
201. Sources and Effects of Ionizing Radiation. Volume II: Effects, Scientific Annexes C, D and E. – United Nations sales publication E.11.IX.3. – [Электронный ресурс] – New York: United Nations. – 2011. – URL: https://www.unscear.org/docs/reports/2008/11-80076_Report_2008_Annex_D.pdf
202. Strand, P. Radioactivity / P. Strand, A. Cooke // AMAP, Assessment Report: Arctic Pollution Issues. – Oslo, 1998. – P. 526 – 552.
203. Tamponnet, C. An overview of BORIS: Bioavailability of radionuclides in soils / C. Tamponnet, A. Martin-Garin, M. A. Gonze [et al.] // J. of Environmental Radioactivity. – 2008. – V. 99. – № 5. – P. 820–830.
204. Tessier, A. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals / A. Tessier, P.G. C. Cambell, M. Bisson // J. of Analytical Chemistry. – 1979. – Vol. 51, № 7. – P. 844-851.
205. The radiological accident in the reprocessing plant at Tomsk. – Vienna: International Atomic Energy Agency (IAEA), 1998. – 77 p.
206. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation UNSCEAR 2013. Report to the General Assembly, with scientific annexes [Электронный ресурс] – New York: United Nations, 2014. – 321 p. URL: https://www.unscear.org/docs/publications/2013/UNSCEAR_2013_Report_Vol.I.pdf/
207. Vakulovsky, S. M. Estimation and Prediction of the Consequences for the Environment and Population of Radioactive Contamination of the River Yenisei by Discharges of the Krasnoyarsk Mining and Chemical Industrial Complex / S. M. Vakulovsky // Final Project Technical Report of International Science and Technology Centre (ISTC) Project 1404. – Obninsk: SPA-Typhoon, 2003. – 258 p.

208. Wright, S. M. Prediction of ^{137}Cs deposition from atmospheric nuclear weapons tests within the Arctic / S. M. Wright, B. J. Howard, P. Strand [et al.] // *Environ. Pollut.* – 1999. – V. 104. – P. 131–143.
209. Yurtsev, B. A. Floristic division of the Arctic / B. A. Yurtsev // *J. of Vegetation Science.* – 1994. – Vol. 5. – P. 765-774.
210. Zhumadilov, K., Ivannikov A., Zharlyganova D., Stepanenko V., Zhumadilov Z., et al. The influence of the Lop Nor Nuclear Weapons Test Base to the population of the Republic of Kazakhstan/ K. Zhumadilov, A. Ivannikov, D. Zharlyganova [et al.] // *Radiation Measurements.* – 2011. – Vol. 46. – P. 425 -429.

Генетические горизонты и их индексы по (Классификация..., 2004)

Индекс	Горизонт	Основные свойства
Органогенные и гумусовые		
О	Подстильно-торфяной	Мощность < 10 см. Реакция кислая. ППП >35%. Степень разложения орг. остатков ≤ 50%. Наиболее характерен для автоморфных почв таежных и тундровых ландшафтов.
Т	Торфяной	Мощность 10-50 см. Реакция кислая. ППП >35%. Степень разложения орг. остатков ≤ 50%. Формируется в условиях регулярного переувлажнения в таежных и тундровых ландшафтах.
ТО	Олиготрофно-торфяной	Мощность ≥ 50 см. Реакция сильнокислая или кислая. Степень разложения орг. остатков ≤ 50%. В течение практически всего вегетационного периода насыщен водой. Характерен для ландшафтов верховых болот.
ТЕ	Эутрофно-торфяной	Мощность ≥ 50 см. Реакция от кислой до нейтральной. Степень разложения орг. остатков ≤ 50%. В течение значительной части вегетационного периода насыщен водой. Характерен для ландшафтов низинных болот.
Н	Перегнойный	Мощность >5 см. ППП >25%. Степень разложения орг. остатков >50%. Большую часть вегетационного периода находится во влажном состоянии. Наиболее характерен для почв холодных гумидных ландшафтов.
АО	Грубогумусовый	Мощность >10 см. Реакция кислая или слабокислая ППП 15-35%. Наиболее характерен для почв средне- и южно-таежных ландшафтов.
АУ	Серогумусовый (дерновый)	Мощность >5 см. Реакция кислая или слабокислая. Содержание гумуса 0,5 - 6%. Может иметь примесь слаборазл. растительных остатков. Характерен для лесных, лесостепных, реже пойменных и тундровых ландшафтов.
W	Гумусово-слаборазвитый	Мощность < 5 см. Горизонт начальных стадий аккумуляции гумуса. Содержание гумуса ≤ 0,5-1,0%. Выделяется как диагностический горизонт в почвах, не имеющих других горизонтов.
Элювиальные		
Е	Подзолистый	Мощность >2 см. Реакция кислая или сильнокислая. Насыщенность основаниями < 50%. Белесый. Гранулометрический состав от песчаного до легкосуглинистого. Характерен для почв таежных и тундровых ландшафтов.
EL	Элювиальный	Наиболее светлый в профиле. Гранулометрический состав от средне-суглинистого до супесчаного. Реакция от сильнокислой до нейтральной. Характерен для почв таежных ландшафтов.
BEL	Субэлювиальный	Состоит из комбинации светлых и бурых фрагментов (морфонов), различающихся по сложению, гранулометрическому составу и структуре. Представляет собой зону деградации верхней части текстурного горизонта ВТ.
Срединные		
BHF	Альфегумусовый	Реакция кислая. Гранулометрический состав от песчаного до легкосуглинистого. По соотношению красящих оксидов железа и орг. вещества в составе пленок различают две модификации горизонта: ВН и ВF.
BH	Иллювиально-гумусовый	Цвет кофейно-коричневый. Содержание гумуса 3 -10%. Содержание оксалатрастворимых форм железа 2-5%.
BF	Иллювиально-железистый	Цвет желто-охристый. Содержание гумуса < 3 %. Содержание оксалатрастворимых форм железа < 2%.
BT	Текстурный	Цвет бурый или коричневато-бурый. Гранулометрический состав от средних суглинков до средних глин.. Реакция от кислой до близкой к нейтральной. Обогащен илом и полуторными оксидами.
CRM	Криометаморфический	Мощность >10 см. Специфическая угловато-крупитчатая или линзовидная криогенная структура. Формируется при педогенном переослаивании минеральной массы в условиях длительной сезонной и многолетней мерзлоты.
CR	Криогенный	Цвет грязно-бурый или серовато-бурый. Гранулометрический состав суглинистый. Реакция близкая к нейтральной. Формируется в результате активных криогенных процессов Приурочен к надмерзлотной толще.
Гидрогенные		
G	Глеевый	Реакция от кислой до нейтральной. Окрашен в сизые, зеленоватые или голубые цвета. Наиболее характерен для переувлажненных почв тундровых и лесных ландшафтов

Диагностические признаки и их индексы по (Классификация..., 2004)

Индекс	Признак	Основные свойства
Переходные		
ao	Грубогумусированный	Темный грубогумусовый материал, состоящий из механической смеси различных по степени разложённости органических остатков с минеральными компонентами и локализованный под подстильно-торфяным горизонтом. Мощность слоя этого материала менее 10 см, что недостаточно для выделения грубогумусового горизонта. Выделяется как малый горизонт.
h	Перегнойный	Наличие перегнойного материала мажущейся консистенции, распределенного в массе торфяного или гумусового горизонтов или локализованного в виде малого горизонта у нижней границы подстильно-торфяного и торфяного горизонтов. Диагностирует перегнойный и перегнойно-гумусовый подтипы.
e	Оподзоленный	Наличие в горизонтах верхней части профиля тонкой (менее 2 см) белесой прослойки (иногда отдельных линз), или же расплывчатых осветленных пятен, в которых минеральные зерна и мелкие агрегаты частично лишены красящих пленок. Может выделяться как малый горизонт или признак, накладывающийся на срединный или гумусовый горизонт.
f	Ожелезненный	Наличие признаков аккумуляции железистых соединений в виде тонких желтоватых или желтовато-охристых пленок иллювирувания или выветривания на поверхности минеральных зерен и агрегатов
сгг	Криометаморфизованный	Наличие относительно маломощного (до 10-12 см) слоя с мелкоореховатой или рассыпчатой угловато-крупитчатой структурой, залегающего над текстурным горизонтом. Рассматривается как малый горизонт и отличается от криометаморфического горизонта меньшей мощностью и более крупным (около 15 мм) размером педов.
g	Глееватый	Наличие сизоватых или зеленоватых тонов окраски, охристо-ржавых пятен, а также конкреций и примазок, свидетельствующих о перераспределении оксидов железа в условиях периодического переувлажнения. В отличие от глеевого горизонта холодные тона окраски занимают менее 50% площади вертикального среза. Относится к любому минеральному горизонту.
Процессные		
Миграция, аккумуляция и сегрегация оксидов железа и гумусовых соединений		
np	Конкреционный	Обилие (10-20%) железистых конкреций в элювиальном горизонте дерново-подзолистых почв и подбелов темно-гумусовых, сопровождающееся сильным (до белого цвета) осветлением горизонта и значительным уплотнением его нижней части, которая служит временным водоупором, способствуя формированию конкреций.
cf	Криогенно-ожелезненный	Наличие в верхней и, иногда, в нижней части глеевого горизонта ржаво-охристой каймы, имеющей характерную икряную структуру. Формирование охристой каймы связано с миграцией закисных форм оксида железа из глеевого горизонта к верхнему и нижнему фронтам промерзания. Наблюдается над и под глеевым горизонтом. Диагностирует одноименный подтип в типе глееземов.
ох	Окисленно-глеевый	Состоит из комбинации светлых и бурых фрагментов (морфонов), различающихся по сложению, гранулометрическому составу и структуре. Представляет собой зону деградации верхней части текстурного горизонта ВТ.
Миграция и аккумуляция гумусовых и гумусово-глинистых соединений		
hi	Потечно-гумусовый	Наличие в минеральном горизонте коричневой или темно-серой прокраски подвижным органическим веществом, поступающим из вышележащего органогенного горизонта. Проявляется в минеральном горизонте.
у	Языковатый	Наличие в текстурном или альфегумусовом горизонте глубоко проникающих в него узких клиновидных языков, заполненных осветленным и облегченным материалом верхних горизонтов. Является основанием для выделения языковатых подтипов.

Приложение 2. (Продолжение)

Индекс	Признак	Основные свойства
Эволюционные		
cg	Криотурбированный	Наличие мерзлотных нарушений, проявляющихся в изгибах горизонтов, иногда в форме вихревого рисунка минеральной массы, а также присутствие фрагментов погребенных органогенных горизонтов, которые не препятствуют диагностике исходного типа почв. Диагностирует одноименный подтип в почвах с близким залеганием многолетней или сезонной мерзлоты.
rig	Пирогенный	Наличие остаточных продуктов горения торфа на поверхности торфяной толщи в виде слоя желто-охристой золы мощностью более 2 см, цвет которой определяется значительным содержанием оксидов железа. Ниже залегает исходная органогенная толща, содержащая обугленные древесные остатки. Выделяется как малый горизонт над торфяным горизонтом. Диагностирует одноименный подтип в типах торфяных почв.
Унаследованные		
⊥	Мерзлотный	Наличие в пределах верхнего метра плотной льдистой мерзлоты в период максимального протаивания почвы, определяемой морфологически в профиле или металлическим щупом. Накладывается на любые горизонты профиля, находящиеся в мерзлом состоянии. Диагностирует одноименный подтип в типах почв, формирующихся в областях с многолетней и длительной сезонной мерзлотой.
Субстратные		
г	Стратифицированный	Наличие на поверхности почвы наноса негумусированного природного минерального материала мощностью 5-40 см. Выделяется как малый горизонт над засыпанным гумусовым (органогенным) горизонтом.

Другие обозначения (Классификация..., 2004)

Индекс	Расшифровка
С	Рыхлая почвообразующая порода, затронутая почвообразованием в степени, не достаточной для ее идентификации как диагностического горизонта. Допускается выделение генетических признаков.
ТТ	Органогенная порода, представленная торфяной залежью, залегающей глубже 50 см.
~~	Слоистые отложения
фр.	Фрагментарно выраженный горизонт