

ФИЛИАЛ «ИНСТИТУТ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ И ЭКОЛОГИИ»
РЕСПУБЛИКАНСКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО ПРЕДПРИЯТИЯ
«НАЦИОНАЛЬНЫЙ ЯДЕРНЫЙ ЦЕНТР РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН»

На правах рукописи



Кундузбаева Асия Еркебековна

ИССЛЕДОВАНИЕ ПОДВИЖНОСТИ ИСКУССТВЕННЫХ
РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ СЕМИПАЛАТИНСКОГО
ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА ПРИ РАЗЛИЧНЫХ УСЛОВИЯХ
ФОРМИРОВАНИЯ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Специальность: 1.5.1 – радиобиология

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
Кандидат биологических наук
Паницкий А.В.

Курчатов – 2023

ВВЕДЕНИЕ.....	6
Степень разработанности темы исследования	7
ГЛАВА 1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ.....	15
1.1 Закономерности поведения искусственных радионуклидов в почвах ..	15
1.1.1 Особенности почвы как миграционной среды	15
1.1.2 Поглощительная способность почв	18
1.1.3 Механизмы миграции радионуклидов в почвах	23
1.1.4 Влияние физико-химических характеристик радионуклидов на поведение их в почве.....	25
1.1.5 Важнейшие характеристики и особенности почвенной химии некоторых радионуклидов	27
1.2 Понятие форм нахождения радионуклидов в почвах и методы их исследования	32
1.3 Исследования форм нахождения искусственных радионуклидов в почвах	37
1.4 Исследования форм нахождения радионуклидов в почвах СИП. Степень изученности вопроса.....	49
ГЛАВА 2 ОБЩАЯ И РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА	52
2.1 Природно-климатическая характеристика.....	52
2.1.1 Климат и рельеф.....	52
2.1.2 Почвенный покров.....	54
2.2 Характеристика радиоактивного загрязнения территории СИП	56
2.2.1 Испытательная площадка «Опытное поле».....	57
2.2.1.1 Эпицентральные зоны	58
2.2.1.2 Следы радиоактивных выпадений от наземных и воздушных ядерных испытаний на территории площадки «Опытное поле»	59

2.2.1.3 Следы радиоактивных выпадений, выходящие за пределы площадки «Опытное поле»	60
2.2.2 Площадка проведения экскавационного взрыва.....	61
2.2.3 Условно фоновые территории СИП.....	64
2.2.4 Испытательная площадка «Дегелен»	66
2.2.5 Площадка испытания боевых радиоактивных веществ (БРВ).....	69
ГЛАВА 3 МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ	72
3.1 Экспедиционные работы	72
3.1.1 Выбор исследуемых участков.....	72
3.1.2 Отбор проб почв	74
3.2 Камеральные и лабораторные работы.....	75
3.2.1 Пробоподготовка почв	75
3.2.2 Последовательная экстракция	75
3.2.3 Радионуклидный анализ.....	77
3.2.4 Расчеты и форма представления данных в таблицах приложений.....	79
3.2.5 Физико-химический анализ почв	80
ГЛАВА 4 ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am В ПОЧВАХ СИП	81
4.1 Формы нахождения радионуклидов в почвах объектов, подвергшихся радиоактивному загрязнению выпадениями от наземных ядерных испытаний (площадка «Опытное поле», зоны следов выпадений от наземных ядерных испытаний, расположенные за пределами площадки «Опытное поле»).....	82
4.1.1 Эпицентральные зоны	84
4.1.2 Межэпицентральные зоны.....	86
4.1.3 Зоны следов радиоактивных выпадений от наземных испытаний (24.09.1951 г (38 кт) и 12.08.1953 г. (400 кт)) за пределами площадки «Опытное поле»	88

4.2	Формы нахождения радионуклидов в почвах объектов, подвергшихся радиоактивному загрязнению выпадениями от экскавационного ядерного испытания (объект «Атомное озеро»)	92
4.3	Формы нахождения радионуклидов в почвах объектов, подвергшихся радиоактивному загрязнению глобальными выпадениями (условно фоновые территории СИП)	95
4.4	Формы нахождения радионуклидов в почвах объектов, подвергшихся загрязнению радиоактивными водотоками (луговые почвы участков в районе штолен №176 и № 177 с водопроявлением на площадке «Дегелен»).....	101
4.5	Формы нахождения радионуклидов в почвах объектов, подвергшихся загрязнению радиоактивными веществами (площадка «4а», место испытания БРВ).....	105
4.6	Оценка влияния физико-химических свойств почв на формы нахождения радионуклидов в почве	109
4.7	Оценка влияния форм нахождения радионуклидов на накопление их зональными растениями, произрастающими на территории СИП.	116
ГЛАВА 5 СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ И ПРАКТИЧЕСКОЕ ПРИМЕНЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ ИССЛЕДОВАНИЯ.....		120
5.1	Сравнительный анализ форм нахождения искусственных радионуклидов в почвах СИП.....	120
5.2	Использование параметров подвижности искусственных радионуклидов для обоснования выбора способов ремедиации объектов СИП.....	126
5.3	Использование параметров подвижности радионуклида ⁹⁰ Sr в качестве индикатора локальных следов выпадений от наземных испытаний ядерного оружия	127
ЗАКЛЮЧЕНИЕ		129
ВЫВОДЫ.....		131
СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМОЙ ЛИТЕРАТУРЫ		134
ПРИЛОЖЕНИЯ		160

Приложение А. Результаты исследования эпицентральных участков площадки «Опытное поле»	160
Приложение Б. Результаты исследования межэпицентральных зон площадки «Опытное поле»	164
Приложение В. Результаты исследования зон следов выпадений от мощных наземных испытаний на площадке «Опытное поле»	166
(след 1951 г. (38 кт) и след 1953 г. (400 кт)).....	166
Приложение Г. Результаты исследования места проведения экскавационного взрыва (объект «Атомное озеро»).....	168
Приложение Д. Результаты исследования условно фоновой территории СИП.....	170
Приложение Е. Результаты исследования площадки "Дегелен"	174
Приложение Ж. Результаты исследования площадки «4а».....	177

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы. Семипалатинский испытательный полигон (СИП), действовавший в период с 1949 по 1989 гг., являлся одним из самых крупных ядерных полигонов мира. На его территории был произведен широкий спектр ядерных (30 наземных, 86 воздушных, 340 подземных) и неядерных (гидроядерные и гидродинамические опыты с делящимися материалами, испытания боевых радиоактивных веществ (БРВ)) испытаний. Испытания на СИП обусловили радиоактивное загрязнение не только территории СИП и близлежащих территорий, но и глобальное загрязнение земной поверхности [174, 16].

Специфика испытаний, характерные природно-климатические условия региона, а также временной фактор (период взаимодействия радионуклидов с почвой – 60 лет) в совокупности обусловили формирование на территории СИП объектов с уникальными радиоэкологическими характеристиками. Объекты СИП (основные испытательные площадки и условно фоновые территории СИП) различаются уровнем и качественным составом радионуклидного загрязнения. Различные типы испытаний могли привести к неоднородному характеру радиоактивного загрязнения почвенного покрова, а следовательно, и к различной подвижности и миграционной способности искусственных радионуклидов (ИРН) в почвах СИП. В настоящее время данный вопрос требует тщательного изучения.

Почва, как важнейший компонент биогеоценозов, является главным аккумулятором и исходным звеном в биогеохимической цепи миграции радионуклидов [148, 135, 161]. Однако, информация о валовом содержании радионуклидов в почвах и сравнение его с нормируемыми показателями не дает реальной оценки опасности радионуклидов в окружающей среде. Одним из параметров, позволяющих оценивать энергию связи радионуклидов с почвенным поглощающим комплексом (ППК), а также подвижность, биологическую

доступность радионуклидов, является форма их нахождения в почвах (англ. «speciation»).

На фоне потенциальной возможности использования территории СИП в хозяйственных целях с учетом ее специфики и планируемых работ по реабилитации радиоактивно загрязненных объектов, исследования форм нахождения ИРН в почвах СИП приобретают особую актуальность.

Степень разработанности темы исследования. Изучению поведения ИРН в почвах посвящено достаточно много работ. Одной из первых работ в советской науке, посвященных данной проблеме, является труд, опубликованный в 1956 г., «О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступление в растения и накоплении в урожае», выполненный под руководством Ключковского В.М. [109, 148]. Первая часть данной работы была посвящена результатам опытов по изучению взаимодействия растворов, содержащих продукты деления, с почвами, процессов их поглощения твердой фазой почвы и способности к десорбции. В результате были выявлены закономерности, характеризующие общую специфику поведения продуктов деления в почвах, а также особенности отдельных нуклидов. В тот же период были начаты экспериментальные работы по изучению радионуклидов в упрощенных системах, в т.ч. в системе «почва-раствор» под руководством Тимофеева-Ресовского Н.В. [160, 105]. В результате данных исследований была предложена классификация радионуклидов по типу поведения в системе «почва-раствор» и выделены факторы, управляющие их подвижностью.

Следующий период развития исследований в данной области связан с Кыштымской аварией на ПО «Маяк» (1957 г), в результате которой в окружающую среду было выброшено 2 млн Ки радиоактивных веществ, которые, выпадая, сформировали Восточно-Уральский след (ВУРС) [141, 97, 98, 159]. Массовые испытания ядерного оружия определили дальнейшее направление исследований форм нахождения ИРН в почвах, поступивших с глобальными выпадениями [124, 121, 122]. Исследования последствий аварии, произошедшей в 1986 г. на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС), вскрыли новые

закономерности поведения ИРН в почве. Изучением поведения радионуклидов в почвах в зоне ЧАЭС занимались такие исследователи, как Бондаренко Г.Н., Круглов С.В., Кашпаров В.А., Санжарова Н.И., Бобовникова Ц.И., Анисимов В.С., Переволоцкий А.Н. и др. В их работах отражены закономерности поведения искусственных радионуклидов в почвах зоны аварии на ЧАЭС, отличные от ранее полученных закономерностей, что связано со спецификой чернобыльских выпадений [13, 66, 59, 12, 8, 127]. Большой вклад в исследование поведения искусственных радионуклидов в почвах внесли также такие исследователи как Павлоцкая Ф.И., Горяченкова Т.А., Куликова Н.В., Молчанова И.В., Михайловская Л.Н. и др. [29, 65, 67, 103].

Среди трудов зарубежных исследователей необходимо отметить В. Salbu, L. Skipperud, J. Guillen, D. Oughton, S.K. Gupta, K.Y. Chen, G. Lujaniene, M.K. Schultz, В. Todorov и др., внесших значительный вклад в развитие представлений о поведении радионуклидов в почвах [209, 185, 207, 187, 214, 219, 203].

На территории СИП было проведено несколько исследований, посвященных формам нахождения ИРН в почвах. Первыми и практически единственными опубликованными работами, выполненными в период действия СИП, содержащими сведения о растворимости искусственных радионуклидов в почвах, являются работы Израэля Ю.А [51, 50, 49]. Наиболее изученными из объектов СИП являются площадки «Опытное поле» (площадка проведения наземных и воздушных ядерных испытаний) и «Дегелен» (площадка проведения подземных ядерных взрывов, зона влияния радиоактивных штольневых водотоков). Их изучением в разное время занимались такие исследователи, как Дубасов Ю.В., Артемьев О.И., Лукашенко С.Н., Умаров М.А., Бахур А.Е., Сидорич Т.В. и др. [50, 49, 45, 9, 11, 164]. В значительной части проведенные исследования охватывают лишь отдельные площадки, отдельные радионуклиды и не учитывают весь перечень значимых для территории СИП техногенных радионуклидов, отсутствуют данные о влиянии почвенных свойств на поведение радионуклидов.

Таким образом, проблеме исследования форм нахождения радионуклидов в почвах в мировой науке посвящено достаточное количество работ, без осмысления которых настоящее исследование было бы невозможным. Вместе с тем, недостаточная изученность объекта исследования (территории СИП) и ограниченность области применения ранее полученных закономерностей поведения искусственных радионуклидов на других объектах предопределили выбор темы исследования.

Цель – исследование параметров подвижности (форм нахождения) искусственных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в почвах территории СИП, характеризующихся различным происхождением радиоактивного загрязнения почвенного покрова (выпадения от наземных ядерных испытаний, выпадения от экскавационного взрыва, глобальные выпадения, радиоактивные водотоки, радиоактивные вещества) с использованием единых методологических подходов.

Задачи исследования:

1. определение форм нахождения основных дозообразующих искусственных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в почвах объектов СИП, подвергшихся радиоактивному загрязнению различного характера;
2. оценка влияния физико-химических свойств почв на параметры подвижности искусственных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в почвенном покрове объектов СИП;
3. выявление закономерностей распределения форм нахождения искусственных радионуклидов в почвенном покрове территории СИП.

Научная новизна работы. Впервые для основных объектов СИП с различной природой радиоактивного загрязнения (наземные ядерные испытания (площадка «Опытное поле»), экскавационный ядерный взрыв (объект «Атомное озеро»), зоны влияния радиоактивно-загрязненных водотоков из штолен (площадка «Дегелен»), испытания БРВ (площадка «4а»), глобальные выпадения (условно фоновые территории СИП)) получены параметры подвижности (формы нахождения) ИРН – осколков деления ^{137}Cs , ^{90}Sr и трансурановых радионуклидов

$^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в почвенном покрове с использованием единой методологии исследования. Впервые на основе комплексных данных выявлена закономерность распределения форм нахождения ИРН в почвах СИП, обусловленная происхождением радиоактивного загрязнения. Установлены особенности распределения форм нахождения для каждого из изученных ИРН в почвенном покрове объектов СИП. Выявлено закономерное изменение форм нахождения радионуклида ^{90}Sr вдоль следов выпадений от наземного и экскавационного ядерных испытаний. Впервые в условиях СИП (на примере условно фоновых территорий) определено, что параметры подвижности радионуклида ^{90}Sr возможно использовать в качестве дополнительного индикатора локальных следов выпадений от наземных ядерных испытаний, расположенных за границами площадки «Опытное поле». Показано отсутствие влияния физико-химических показателей почв на параметры подвижности радионуклидов в почвах. Установлено влияние обменной и кислоторастворимой форм нахождения радионуклида ^{90}Sr на накопление его зональными травянистыми растениями, произрастающими на территории СИП.

Теоретическая и практическая значимость работы. Результаты проведенных исследований параметров подвижности ИРН (формы нахождения радионуклидов) в почвах являются одними из базовых характеристик радиоэкологического состояния почвенного покрова СИП. Исследования показали, что объекты СИП различаются не только уровнем радиоактивного загрязнения, но и параметрами подвижности ИРН в почве, и это главным образом обусловлено природой радиоактивного загрязнения и физико-химическими свойствами самих изотопов. Выявленные характеристики подвижности радионуклидов в почвах объектов СИП определяют выбор методов ремедиации почв радиоактивно загрязненных объектов СИП. В условиях СИП при исследовании условно фоновых территорий данные о формах нахождения радионуклида ^{90}Sr наряду с базовыми параметрами используются в качестве индикатора радиоактивных выпадений от наземных ядерных взрывов.

Положения, выносимые на защиту:

1. Неоднородный характер распределения параметров подвижности ИРН (форм нахождения) в почвах объектов СИП определен, главным образом, происхождением и условиями формирования радиоактивного загрязнения почвенного покрова. Характер распределения форм нахождения изотопа ^{90}Sr в почвах в наибольшей степени отражает зависимость параметров подвижности от происхождения и условий формирования радиоактивного загрязнения почвенного покрова. Достоверного влияния физико-химических свойств почв на неоднородность распределения параметров подвижности ИРН в почвенном покрове объектов СИП не установлено

2. Низкая подвижность ИРН в почвах площадок проведения наземных и экскавационного взрывов (площадка «Опытное поле», объект «Атомное озеро», зоны следов выпадений от мощных наземных взрывов, расположенных за пределами площадки «Опытное поле») обусловлена исходным привнесенным прочносвязанным состоянием радионуклидов в составе радиоактивных частиц выпадений. Глобальные выпадения, радиоактивные водотоки и радиоактивные вещества определили более высокую подвижность ИРН в почвах условно фоновых территорий СИП, площадки «Дегелен» и площадки «4а».

3. Выявлена положительная взаимосвязь между содержанием в почве обменной и кислоторастворимой форм радионуклида ^{90}Sr и накоплением его степным разнотравьем.

Предмет и объект исследования. Объектом исследования является почвенный покров основных объектов СИП с различной природой радиоактивного загрязнения. Предметом исследования являются формы нахождения радионуклидов в почвах - параметр оценки подвижности и биологической доступности радионуклидов в почвах.

Методология и методы исследования:

Исследования выполнены на основных объектах (площадках) СИП, подвергшихся радиоактивному загрязнению различного характера. Выделены

следующие источники формирования радиоактивного загрязнения и объекты исследования:

- выпадения от наземных взрывов – эпицентральные и межэпицентральные зоны наземных взрывов площадки «Опытное поле», зоны следов ближних выпадений от мощных наземных взрывов, расположенные за пределами площадки «Опытное поле»;
- выпадения от экскавационного взрыва – объект «Атомное озеро»;
- глобальные выпадения – условно фоновые территории СИП;
- радиоактивно загрязненные водотоки – площадка «Дегелен» (штольни №176 и №177);
- радиоактивные вещества – площадка «4а» испытания боевых радиоактивных веществ.

Исходными данными для выбора участков на каждом объекте стали количественные и качественные характеристики радиоактивного загрязнения почвенного покрова, данные о распределении радионуклидов в почвенном профиле.

Экспериментальное определение форм нахождения ИРН в почвах основано на методе последовательного экстрагирования. Из специальных методов были использованы количественные инструментальные и радиохимические методы радионуклидного анализа, качественные и количественные физико-химические методы исследования свойств почв. Расчет коэффициента корреляции проводился с использованием пакета программ Microsoft Office Excel 2013.

Соответствие диссертации паспорту научной специальности. В соответствии с формулой специальности 1.5.1 «Радиобиология», охватывающей проблемы радиоэкологии (п. 13), в диссертационном исследовании представлены данные о параметрах подвижности (формах нахождения) ИРН в почвах основных объектов СИП с различным характером радиоактивного загрязнения.

Степень достоверности результатов:

Исследования выполнялись аккредитованными лабораториями Филиала ИРБЭ РГП НЯЦ РК. Достоверность результатов определяется применением

современных методик, нормативных документов и аппаратуры, подтверждается большим массивом данных исследования (более 1000 проб почв и почвенных вытяжек). Статистический анализ результатов выполнен с применением пакета статистического анализа Microsoft Office Excel 2013.

Личный вклад диссертанта в работу. Автор принимал участие на всех этапах исследования. Непосредственно участвовал в разработке методологии исследования, определении цели и задач исследования, проведении лабораторных работ (определение форм нахождения радионуклидов и физико-химических свойств почв). Самостоятельно занимался обработкой результатов, обобщением, анализом и интерпретацией полученных данных, апробацией результатов исследования, подготовкой научных публикаций.

Апробация работы и публикации. Основные результаты работы были представлены на следующих международных научно-практических конференциях: "Environmental radioactivity" (Рим, Италия, 2010); «Radioecology and Environmental radioactivity» (Барселона, Испания, 2014); «Environmental radioactivity» (Салоники, Греция, 2015; 2021); «Radioecological Concentration Processes» (Севилья, Испания, 2016); «Radioecology and Environmental Radioactivity» (Берлин, Германия, 2017); «Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и проблемы нераспространения» (Курчатов, Казахстан, 2010, 2012, 2016, 2021); «Ядерная и радиационная физика» (Алматы, Казахстан, 2011, Курчатов, Казахстан, 2015; Алматы, Казахстан, 2017); «Ядерная наука и технологии» (Алматы, Казахстан, 2017), «4th Asian congress of radiation research» (Астана, Казахстан, 2017) «Радиобиология: актуальные проблемы» (Гомель, Беларусь, 2018), молодежная конференция с международным участием «Взгляд молодых ученых на современные проблемы развития радиобиологии, радиоэкологии и радиационных технологий» (Обнинск, 2016, 2019), конференция–конкурс НИОКР молодых ученых и специалистов НЯЦ РК (Курчатов, Казахстан, 2011, 2012, 2015, 2016).

По теме диссертации было опубликовано 37 печатных работ, в том числе 3 статьи в рецензируемых журналах из перечня изданий, рекомендованных ВАК Минобрнауки РФ.

Связь темы диссертации с плановой тематикой научно-исследовательских работ Филиала ИРБЭ РГП НЯЦ РК. Исследования проводились в рамках плановой темы Филиала ИРБЭ РГП НЯЦ РК по Республиканской научно-технической программе «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан» (2009-2014 гг.) и Республиканской бюджетной программе «Обеспечение радиационной безопасности на территории РК» мероприятие «Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона» (2009-2014 гг.).

Структура и объем диссертационной работы. Диссертация состоит из введения, 5 глав, заключения, выводов и списка использованной литературы, включающего 224 источника. Работа изложена на 178 страницах, содержит 27 рисунков и 25 таблиц, а также 7 приложений.

Выражаю безграничную благодарность своему учителю, наставнику Лукашенко Сергею Николаевичу. Отдельную благодарность хочу выразить научному руководителю Паницкому А.В., а также всем сотрудникам Филиала ИРБЭ РГП НЯЦ РК, принимавшим участие на различных этапах работы.

ГЛАВА 1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

1.1 Закономерности поведения искусственных радионуклидов в почвах

1.1.1 Особенности почвы как миграционной среды

Почва является одним из главных компонентов природы, в котором происходит локализация ИРН, поступающих в окружающую среду. Почва как природный адсорбента и среда миграции радионуклидов характеризуется следующими свойствами: полифункциональность, полидисперсность, присутствие органического вещества и микроорганизмов, способность к фиксации (необратимая адсорбция) некоторых ионов, непостоянство свойств почвы во времени (динамичность почвенных процессов), неоднородность химических свойств и др. [148, 135, 114, 21].

Полифункциональность. Полифункциональность почвы отражается в ее способности к обменной адсорбции катионов. Адсорбция происходит на поверхности почвенных минералов (главным образом глинистых), обладающих некомпенсированным электрическим зарядом кристаллической решетки или имеющих на поверхности ионы, способные к диссоциации при контакте с раствором. Различие в природе ионообменных мест (пестрота минералогического состава почв и разнородность обменных мест на поверхности одного и того же минерала), проявляется в различной адсорбции на них ионов, приводящей к полифункциональности. Наличие органического компонента почв, обладающих значительной способностью адсорбировать радионуклиды, выраженная сильнее, чем у многих минеральных частиц, является одной из причин полифункциональности почв [148, 135].

Полидисперсность. Полидисперсность или гетерогенность почвы как ионита (гранулометрический состав) формируется за счет содержания в ней частиц различного размера, начиная от крупинок песка до коллоидных частиц. Сорбционная поверхность увеличивается от грубых фракций к тонким (илистые и глинистые фракции), что определяется отличием фракций между собой не только

по размеру, но и по минералогическому составу и целому ряду химических и физических свойств. К примеру наиболее грубая фракция - крупный песок – в основном состоит из кварца. В более тонких фракциях, кроме кварца, присутствуют и другие первичные минералы –полевые шпаты, слюды. Фракции пыли содержат уже некоторое количество вторичных минералов, в еще более мелкой фракции, в иле – вторичные минералы преобладают. Соответственно минералогическому составу изменяется и химический состав фракций. С уменьшением размеров частиц в них закономерно падает содержание SiO_2 и возрастает процент Al_2O_3 , Fe_2O_3 , MgO , K_2O P_2O_5 , повышается содержание гумуса, обменных катионов Ca, K, Mg. Важнейшей особенностью высокодисперсной фракции является большая суммарная поверхность ее частиц. Высокодисперсные фракции частиц обладая большой поверхностью активно взаимодействуют с почвенным раствором. При большей поверхности соприкосновения такие процессы как, растворение, поглощение происходят более интенсивно [20, 148, 135, 161].

Присутствие органического вещества. Органическое вещество, не смотря на незначительную долю в почве (не более 8-10% от общей массы), существенно влияет на поведение радионуклидов в почве. Органическое вещество может как ускорять, так и замедлять миграцию. Три основных свойства почвы – способность адсорбировать радионуклиды, образовывать растворимые комплексные соединения и взаимодействовать с минеральными частицами, приводя к «экранированию» их поверхности, оказывают влияние на миграцию радионуклидов. Присутствие гуминовых кислот, обладающих хорошей адсорбцией по отношению к радионуклидам (ионный обмен, поверхностная адсорбция, образование нерастворимых комплексных соединений, совместная коагуляция и др.), приводят к замедлению миграции радионуклидов. С другой стороны, определенные компоненты гумуса (специфические вещества: лигнин, полисахариды, аминокислоты, танины) способны к образованию растворимых комплексов с радионуклидами. Высокомолекулярные вещества почвенного гумуса, обволакивая минеральные частицы, препятствуют проникновению ионов

к их поверхности, и как следствие приводит к уменьшению адсорбции радионуклидов на минеральных частицах, что ожидаемо приводит к более медленной миграции радионуклидов [148, 135].

Присутствие микроорганизмов. Микроорганизмы в почве способны после включения их в метаболические процессы трансформировать формы нахождения радионуклидов, выделяя радионуклиды в ионной форме и в форме соединений с органическим веществом [148,135].

Способность почвы к фиксации. Фиксация (необменная адсорбция) некоторых ионов определяется свойствами присутствующих в почве минеральных частиц фиксировать такие ионы, как K^+ , Rb^+ , Cs^+ , Zn^{2+} , Co^{2+} , Cu^{2+} и др. [20]. Фиксация обусловлена тем, что некоторые ионы обладают размерами, которые позволяют им внедряться в межплоскостное пространство или в кристаллическую решетку минералов (гидролюид, монтмориллонита и др.) [137]. Под фиксацией понимается прочная адсорбция, отличная от обычной ионообменной адсорбции и адсорбции, связанной с образованием нерастворимых солей. Фиксированные ионы не вытесняются в эквивалентных количествах десорбирующими солевыми растворами [135].

Изменчивость почв. Для почв характерны изменчивость ее свойств во времени (суточная, сезонная, годовая и вековая динамика). Это вызвано изменениями температуры, влажности и окислительно-восстановительного потенциала, а также ростом и отмиранием корневых систем растений, хозяйственной деятельностью человека [148, 135].

Пространственная неоднородность Пространственная неоднородность обусловлена исходной пространственной неоднородностью факторов почвообразования (первичная неоднородность), она может нарастать по мере развития почвообразовательного процесса (вторичная неоднородность) [114]. Свойства почв варьируют в пространстве, изменяются во времени и в то же время почвам свойственна буферность – способностью препятствовать своим свойствам [21].

1.1.2 Поглощительная способность почв

С точки зрения поведения радионуклидов в почве одним из важных свойств почвы является ее поглощительная способность. С ней связаны водно-физические свойства, обменные реакции, плодородие, почвенные режимы и процессы. Поглощительная способность почв определена свойствами ее компонентов (твердой, жидкой, газообразной и биологической фаз) обменно или необменно поглощать из окружающей среды различные твердые, жидкие и газообразные вещества, отдельные молекулы, катионы и анионы. Современные представления о сорбционных процессах в почве и о ее поглощительной способности, развитые в работах К.К. Гедройца, Г.Вигнера, С. Маттсона, Е.Н. Гапона, Б.П. Никольского, Н.П. Ремезова, И.Н. Антипова-Каратаева, Н.И. Горбунова и др., сформировались благодаря развитию физической и коллоидной химии. Выделяют пять видов поглощительной способности почв: механическая, химическая, биологическая, физическая и физико-химическая [23, 134, 26, 57, 133, 14, 132]:

– механическая поглощительная способность – свойство почвы поглощать поступающие с водным или воздушным потоком твердые частицы, размеры которых превышают размеры почвенных пор. Почва выполняет роль фильтра или сит, поглощая и удерживая механические частицы [23, 134, 26, 57];

– химическая поглощительная способность – это свойство почвы образовывать в химических реакциях нерастворимые или труднорастворимые соединения при взаимодействии катионов или анионов, поступающих в почву в составе атмосферных, грунтовых или поливных вод, с солями почвенного раствора, которые выпадают в осадок и примешиваются к твердым фазам почвы. Химическая поглощительная способность связана с взаимодействием ионнодисперсных систем [23, 134, 26, 57];

– биологическая поглощительная способность – обусловлена деятельностью растений и микроорганизмов, населяющих почвы и заключается в поглощении живыми организмами различных веществ из почвенного раствора. Биологической поглощительной способности свойственна большая

избирательность поглощения, обусловленная специфической потребностью для каждого вида живых организмов в элементах питания [23, 134, 26, 57];

– физическая поглотительная способность связана с изменением концентрации растворенных в почвенном растворе веществ на поверхности раздела дисперсной фазы и дисперсионной среды. С увеличением поверхности частиц увеличивается их поверхностная энергия. Вещества, понижающие поверхностное натяжение, стремятся сконцентрироваться на поверхности раздела и тем самым уменьшить энергию системы. Такие вещества называют поверхностно-активными, к ним относятся органические кислоты, алкалоиды, высокомолекулярные вещества, они обуславливают положительную физическую адсорбцию. К ним относятся многие минеральные соли, кислоты, щелочи. Они вызывают отрицательную физическую адсорбцию, при которой концентрация данных веществ уменьшается по мере приближения к поверхности частицы. С физической поглотительной способностью связано поведение воды в почвах [23, 134, 26, 57].

– физико-химическая, или обменная, поглотительная способность, – свойство почвы поглощать и обменивать некоторую часть ионов, находящихся на поверхности коллоидных частиц, глинистых минералов и связанные в функциональных группах гумусовых веществ на эквивалентное количество ионов раствора, взаимодействующего с твердой фазой почвы [23, 134];

Данная классификация не является исчерпывающей, некоторые авторы включают в нее физико-химическую поглотительную способность – необменное поглощение (сорбцию) катионов на минеральных сорбентах почвы вследствие изоморфных замещений. Наибольшая роль в почвенных процессах отведена физико-химической поглотительной, способности [134].

Все формы поглотительной способности зависят от коллоидной (илистой) части почвы, а две из них – физическая и физико-химическая непосредственно связаны с коллоидами почвы и их свойствами [132]. Поглотительная способность почв обусловлена наличием в ней Почвенного Поглощающего Комплекса (ППК). ППК представляет собой комплекс, характеризующийся с химической стороны

как комплекс нерастворимых в воде минеральных, органических, органоминеральных соединений, а с физической стороны - как совокупность высокодисперсных почвенных соединений, представленных в подавляющей части коллоидными частицами почвы органической и минеральной природы [20, 23, 139]. С экологической точки зрения ППК является геохимическим барьером для различных загрязнителей, в том числе и радионуклидов [14]. К коллоидной фракции относят почвенные частицы, имеющие диаметр меньший, чем 0,2 мкм. Эта граница несколько больше от принятой в коллоидной химии (0,1 мкм). Это связано с тем, что адсорбционная способность почвенных частиц различного размера резко возрастает начиная с 0,2 мкм [20].

Таким образом величина емкости поглощения определяется следующими факторами: содержанием высокодисперсных частиц в почве, химическим и минералогическим составом почвенных коллоидов, реакцией почвы (рН) [23, 139, 26].

Особенностью радионуклидов является их содержание в почве в ультрамикрочемических концентрациях. Например, при содержании $3,7 \times 10^{10}$ Бк/км² (1 Ки/км²) массовая концентрация радионуклидов в пахотном слое почвы составляет ⁹⁰Sr ($T_{1/2}=28,6$ года) – $2,4 \times 10^{-12}\%$, ¹³⁷Cs ($T_{1/2}=30,17$ года) – $3,9 \times 10^{-12}\%$. Очень низкая массовая концентрация ИРН и естественных радионуклидов (ЕРН) с $T_{1/2} < 10^2 - 10^4$ лет в почвах и почвенных растворах обуславливает существенную зависимость поведения радионуклидов в почвах от концентрации и свойств их изотопных или неизотопных носителей (стабильных изотопов данного химического элемента или химических элементов, сходных по физико-химическим свойствам с радионуклидами) [148, 166].

Наиболее важными процессами, определяющими поглощение радионуклидов в почвах являются ионообменное поглощение, образование химических соединений (соосаждение, образование труднорастворимых соединений и т.д.) и изоморфное замещение в кристаллических решетках [121].

Ионообменный механизм поглощения основан на реакциях обмена ионов ППК на ионы радионуклидов. Наиболее важными обменными ионами ППК

являются катионы Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , H^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+} , анионы Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NO_3^- , в незначительных количествах встречаются и другие катионы – микроэлементы [22]. Для ионного обмена характерны следующие закономерности:

– обмен между катионами ППК и почвенного раствора происходит в эквивалентных количествах. Количество поглощенных катионов в эквивалентах равно количеству эквивалентов катионов, вытесненных в почвенный раствор;

– энергия поглощения зависит от радиуса негидратированного катиона: чем больше ионный радиус или меньше радиус гидратированного иона, тем сильнее связывается ион. Это объясняется большей плотностью заряда, а, следовательно, и большей гидратированностью иона. Гидратационные оболочки изменяют свойства ионов: уменьшают их чувствительность к электростатическому притяжению, изменяют соотношение между размерами ионов. В ряду разновалентных катионов энергия поглощения возрастает с увеличением валентности ($\text{K}^+ < \text{Ca}^{2+} < \text{Fe}^{3+}$). Внутри рядов одной валентности энергия поглощения возрастает с увеличением атомной массы (${}^7\text{Li} < {}^{23}\text{Na} < {}^{39}\text{K}; {}^{27}\text{Mg} < {}^{40}\text{Ca} < {}^{59}\text{Co} < {}^{112}\text{Cd}; {}^{27}\text{Al} < {}^{56}\text{Fe}$). Под энергией поглощения понимается относительное количество поглощения катионов почвами при одинаковой их концентрации в растворе. В то же время порядок вытеснения имеет обратную зависимость, т.е. катионы с большей энергией поглощения, прочнее удерживаются в поглощенном состоянии и труднее замещаются.

– поглощение почвой катионов зависит от их концентрации в почвенном растворе: чем больше тех или иных катионов в растворе, тем с большей силой они будут поглощаться и вытеснять из ППК другие катионы и занимать преобладающее место. Следовательно, ряд катионов по степени поглощения имеет значение только в условиях эквивалентных концентраций.

По механизму ионного обмена возможно образование радионуклидами комплексных соединений, присутствующих в растворе в виде катионов, анионов или малодиссоциированных молекул. Некоторые процессы соосаждения также могут быть обусловлены процессом ионного обмена которые приводят к

образованию труднорастворимых соединений в результате процесса «старения». В целом ионообменный механизм поглощения радионуклидов почвой имеет важное значение особенно в первый момент их взаимодействия [15].

Образование химических соединений. Соосаждение радионуклидов может протекать с изотопными и неизотопными носителями, а также вследствие «захвата» осадками с сильно развитой поверхностью (соосаждение с «коллекторным» носителем) [148]. Большое значение в процессах соосаждения радионуклидов принадлежит пленкам-гелям на поверхности минеральных частиц, состоящих главным образом из амфотерных гидратов полуторных окислов, кремниевой кислоты и органических веществ. Большая роль в соосаждении радионуклидов принадлежит $\text{Fe}(\text{OH})_3$ и $\text{Al}(\text{OH})_3$, а также MnO_2 . На $\text{Fe}(\text{OH})_3$ и $\text{Al}(\text{OH})_3$ соосаждается до 80-100% ^{89}Sr [124]. Одним из основных процессов соосаждения на гидроокисях является ионный обмен в первичном слое с потенциалобразующими ионами и образования химических соединений типа алюмината и феррита [88, 121]. Радионуклиды редкоземельных элементов не принимают участие в ионном обмене, а переходят в более прочносвязанное состояние в виде гидроокисей. Наряду с полуторными гидроокисями большое значение в соосаждении имеет органическое вещество пленок-гелей, представленное гуминовыми кислотами, образующие гуматы. На процесс образования и растворения осадка влияют такие факторы, как ионный состав, pH, Eh почвенного раствора, присутствие органических и неорганических лигандов, а также природные условия (колебания температуры, влажности и др.) [148, 124]. Необменное состояние радионуклидов в почвах также возможно в результате непосредственного образования нерастворимых соединений, главным образом, данный механизм имеет значения в поглощении радионуклидов щелочно-земельных и редкоземельных элементов, для которых характерно образование труднорастворимых соединений (карбонатов, сульфатов, фосфатов) [121].

Необменное поглощение (фиксация) почвами радионуклидов связано в основном с минеральными почвенными коллоидами. Необменная фиксация обусловлена проникновением катионов в межпакетные пространства

кристаллических решеток минералов (изоморфное замещение). Свойство необменно фиксировать катионы проявляется у трехслойных глинных минералов с разбухающей решеткой (группы гидрослюд, монтмориллонита). Каолинит и другие минералы с двухслойной решеткой не обладают способностью необменно фиксировать катионы. Необменному поглощению могут подвергаться все почвенные катионы, но наибольшую выраженность имеет фиксация катионов, радиусы которых близки или немного больше радиуса гексагональных пустот решеток минералов: таковы, например, K^+ ($1,33 \times 10^{-10}$ м), NH_4^+ ($1,43 \times 10^{-10}$ м), Rb^+ ($1,49 \times 10^{-10}$ м), ^{137}Cs ($1,65 \times 10^{-10}$ м). Способностью фиксировать катионы в необменной форме обладают также и гумусовые вещества [148, 20, 26, 25].

1.1.3 Механизмы миграции радионуклидов в почвах

Следствием миграции радионуклидов в почве является их перераспределение по глубине почвы и в горизонтальном направлении, поступление в растения, грунтовые и поверхностные воды. К основным движущим силам, вызывающим миграцию радионуклидов в почвах в природных условиях относят [126, 135]:

- конвективный перенос (перемещение радионуклидов с почвенной влагой в направлении внутрипочвенного стока – фильтрация атмосферных осадков вглубь почвы, капиллярный подток влаги к поверхности почвы в результате испарения, теплоперенос влаги под действием градиента температуры, движение воды по поверхности почвы;
- диффузионный перенос свободных и адсорбированных ионов;
- миграция радионуклидов на коллоидных частицах (лессиваж);
- миграция радионуклидов по корневым системам растений;
- роющая деятельность животных;
- хозяйственная деятельность человека.

При конвективном влагопереносе происходит смещение максимума концентрации радионуклидов с постепенным его уменьшением и своего рода размыванием по почвенному профилю. Это происходит в результате процессов,

имеющих различную физическую природу. Так, при интенсивном поступлении влаги в результате осадков, особенно в теплое время года, имеет место ярко выраженное перемещение водорастворимых форм в более глубокие почвенные слои вместе с влагой. По мере уменьшения количества радионуклидов в почвенной влаге (часть их уходит с влагой в более глубокие слои) происходит изменение соотношения химических форм нахождения радионуклидов в поверхностном слое почвы и постепенное перераспределение химических форм нахождения радионуклидов. При интенсивном испарении влаги в сухую и жаркую погоду к поверхности почвы происходит подток влаги с глубинных слоев, вместе с ним поднимаются и радионуклиды [126, 135].

Часть радионуклидов в виде свободных ионов почвенного раствора и сорбированных по ионообменному принципу мигрирует в почве в направлении градиента концентрации (то есть от зоны с повышенным содержанием радиоактивных веществ в зону с меньшей концентрацией) в результате диффузионного механизма миграции. Этот вид миграции приводит к выравниванию концентрации радионуклидов по всему почвенному профилю с течением времени. В вертикальной миграции миграция радионуклидов в ионной форме играет большую роль, чем миграция на коллоидных частицах ввиду малой скорости передвижения коллоидных частиц. Но в случае, например, обильного дождя на поверхность высохшей почвы, покрытой трещинами, смыв частиц с адсорбированными на них радионуклидами может заметно повлиять на перераспределение их по почвенному профилю [126, 135].

Если поверхностные почвенные слои сильно насыщены корнями растений, то происходит миграция радионуклидов по корневым системам. В основе этого механизма лежит круговорот элементов питания в растении: поглощение корнями, перемещение по ксилеме, обратное перемещение с продуктами фотосинтеза к корням и выведение радиоактивных элементов вместе с корневыми выделениями. Если корневые системы хорошо развиты, то миграция радионуклидов по ним сопоставима с миграцией в результате конвективного влагопереноса [126, 135].

1.1.4 Влияние физико-химических характеристик радионуклидов на поведение их в почве

Распределение радионуклидов между жидкой и твердой фазами почв зависит от физико-химического состояния и свойств радионуклидов, а также от характеристики сопутствующих микро- и макропримесей. К таким свойствам относят величину и знак заряда иона, форму соединений, способность к адсорбции, комплексообразованию, гидролизу и др. [48, 135]. Согласно В.А. Ковде (1985 г.), ионы элементов, имеющие ионные потенциалы (отношение заряда иона к ионному радиусу, $Z_{Me}^{n+}/R_{Me}^{n+} \times 10^2$, пм⁻¹) $Z/r < 1,4$, характеризуются свойствами сильных оснований и мигрируют в почве в виде истинных растворов (Na^+ , K^+ , Rb^+ , Cs^+ , Ra^+ и др.). Ионы с параметрами $1,4 < Z/r < 3$ (Li^+ , Ca^{2+} , Sr^{2+} , Ba^{2+} , Mn^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} , La^{3+} , Ce^{3+} , Ac^{3+} , Np^{3+} , Am^{3+} и др.) передвигаются в катионной форме в виде истинных растворов их соединений, но при увеличении рН могут образовывать труднорастворимые гидроксиды и осаждаются в виде сульфатов, карбонатов и в виде основных солей. В этом случае возможна миграция в коллоидном состоянии и в виде механических взвесей. Ионы элементов со значениями ионного потенциала $3 < Z/r < 7$ обладают высокой чувствительностью к реакции среды, образуют труднорастворимые гидроксиды, более подвижны в щелочной среде, а их миграция происходит в виде комплексных соединений, в коллоидальном состоянии и в виде механических взвесей (Y^{3+} , Ti^{4+} , Zr^{4+} , Cr^{3+} , Fe^{3+} , Ru^{4+} , Rh^{3+} , Ce^{4+} , Th^{4+} , U^{4+} , Pu^{4+} и др.). При значениях $Z/r > 7$ перенос элементов происходит, главным образом, в форме анионов в виде истинных растворов (TcO_4^- , VO_3^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} и др.), осаждаются рядом катионов: хром – свинцом и кальцием; мышьяк – железом, медью, свинцом; бор – кальцием, магнием; молибден и висмут – свинцом, медью, железом; ванадий – медью, никелем, цинком, свинцом [148, 60].

Н.В. Тимофеевым-Ресовским с соавторами радионуклиды по типу поведения в системе почва-раствор в зависимости от концентрации стабильных изотопных носителей, рН, присутствия в растворе катионов других элементов,

наличия несорбирующихся коллоидов и органических лигандов классифицированы следующим образом [160]:

1 группа: Zn, Cd, Co- тип поведения в почве – необменный, количество в жидкой фазе почвы крайне мало, наиболее вероятные механизмы закрепления в почве – адсорбция почвенными минералами и образование комплексов с органическими и органо - минеральными лигандами. Наиболее важный фактор миграции – наличие органических лигандов. Так, степень сорбции в 11 контрастных почвах – до 99%, десорбции 1 н раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ – 1-10%.

2 группа: Na, Rb, Sr – тип поведения в почве – обменный. Наиболее вероятный механизм закрепления в почве – ионный обмен. Наиболее важный фактор миграции – присутствие в растворе других катионов. Чем их больше, тем большее количество указанных радионуклидов находится в обменных формах, так как происходит замещение катионами ионообменных мест в почвенном поглощающем комплексе. Например, сорбция ^{90}Sr 12 различными по свойствам типами почв составляет 81-99%, десорбции 1 н раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ – 80-95%.

3 группа: Cs – тип поведения в почве – необменный в микроконцентрациях и обменный в макроконцентрациях. Механизм закрепления в почве – необменное поглощение (в микроконцентрациях). Так, ^{137}Cs сорбируется до 99%, а величина десорбции составляет до 40% 1 н раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$.

4 группа. I, Ce, Pm, Zr, Nb, Fe, Ru, S – тип поведения в почве – многоморфный. Наиболее вероятный механизм закрепления в почве – образование комплексов и осаждение (коагуляция) коллоидов. Группа характеризуется наличием поглощаемых твердой фазой химических веществ и непоглощаемых миграционноспособных форм. Равновесие между формами сдвигается при изменении концентрации стабильных изотопных носителей, pH и в присутствии мигрирующих коллоидов. Эти радиоактивные элементы можно разделить на 2 группы:

4а: I, S – непоглощаемые твердой фазой почвы, образуют хорошо растворимые в почвенной влаге соединения, которые Более 50% в жидкой фазе почвы находятся в анионной форме.

4б: Ce, Pm, Zr, Nb, Fe, Ru – поглощаемые твердой фазой почвы. Находятся в почве в виде катионов, медленно мигрирующих в них. При увеличении pH сорбция $^{103,106}\text{Ru}$ в 10 контрастных по типу почвах доходит до 99%, а десорбция 1М раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ составляет 2-3%.

5 группа: Ag, Pu, Am – тип поведения – полиморфный с переменной валентностью, обладает свойствами 1, 2, 4-й групп. Важным фактором миграции является наличие восстановительных барьеров. Способность их к сорбции-десорбции зависит от большого количества факторов.

Наибольшее количество радиоизотопов, находящихся в почве в обменной форме, принадлежит 4а группе, наименьшее -1-й.

Наряду с приведенной классификацией все изученные элементы были разделены Н.В. Тимовеевым-Ресовским с соавторами на 4 группы: 1) очень малоподвижные - Zn, Cs, Co; 2) малоподвижные – Y, Ce, Fe, Zr, Nb; 3) подвижные – Na, Rb, Sr, Ru; 4) высокоподвижные – S, I – анионы [160, 148, 126].

1.1.5 Важнейшие характеристики и особенности почвенной химии некоторых радионуклидов

Цезий (Cs) – химический элемент I группы Периодической системы Д.И. Менделеева. По геохимической классификации относится к типичным щелочным металлам, является редким и рассеянным элементом. Из радиоактивных изотопов практическое и экологическое значение имеют только два – ^{134}Cs и особенно ^{137}Cs , так как они входят в состав продуктов деления и реакторных продуктов. Одним из дозообразующих для населения является ^{137}Cs – β - и γ -излучатель с периодом полураспада $T_{1/2}=30,08$ года. Период полураспада ^{134}Cs значительно меньше ($T_{1/2}=2,07$ года), поэтому в большинстве работ, касающихся изотопов цезия в радиоактивных загрязнениях, преимущественно рассматривается ^{137}Cs . Выход ^{137}Cs при делении меняется в зависимости от делящегося вещества и энергии нейтронов, вызывающих деление (5,1-6,8%). Во всех соединениях цезий, одновалентен. Как щелочной элемент, он имеет одну степень окисления (1+) и в растворах присутствует в виде катиона. Соединения цезия хорошо растворимы. Без носителя радионуклиды цезия ведут себя в

растворах как радиоколлоиды. Катион цезия обладает наибольшим радиусом среди других катионов. По ионному радиусу Cs^+ ближе всего к Rb^+ , и этим определяется изоморфизм большинства соединений цезия и рубидия и их совместное присутствие в минералах. Элементом-носителем для радиоактивных изотопов цезия в биосфере является широко распространенный биофильный элемент калий, так как стабильный цезий – достаточно редкий элемент (по данным разных авторов содержание цезия в земной коре не превышает 10 Кларк) [165]. В геохимических процессах в присутствии калия радионуклиды цезия ведут себя аналогично носителю, этим и объясняется большая подвижность цезия. В широко распространенных минералах калия цезий, наряду с рубидием, являются его заместителем, что обуславливает присутствие цезия в богатых калием алюмосиликатах. Основными механизмами взаимодействия ^{137}Cs с почвой являются необменная фиксация > обменное поглощение > осаждение-соосаждение > комплексообразование и другие взаимодействия с органическим веществом твердой фазы почвы. Значительная часть попавшего в почву ^{137}Cs закрепляется почвами по типу обменного поглощения, впоследствии происходит необменная фиксация по причине взаимодействия ^{137}Cs с кристаллической решеткой некоторых глинистых минералов. Совокупность почвенно-химических реакций, ведущих к снижению подвижности ^{137}Cs в почве получила название «старение» [148, 135]. Главным процессом, ведущим к старению ^{137}Cs в почвах является вхождение данного изотопа в межпакетные пространства вторичных глинистых минералов, приводящее к прочной фиксации ^{137}Cs , и снижению его биологической доступности. Основными факторами, определяющими взаимодействие ^{137}Cs с почвой, а, следовательно, и дальнейшее поведение его в почве, являются минералогический состав почвы, особенности структуры глинистых минералов, формы и размеры частиц этих минералов, их содержание в почве, концентрация почвенного раствора и содержание в нем конкурирующих ионов (Cs^+ , Rb^+ , NH_4^+ , K^+ , Na^+ , Sr^{2+} , Mg^{2+}). Минеральные и органические удобрения, а также известь усиливают прочность закрепления ^{137}Cs в почвах. ^{137}Cs ядерных взрывов, поступивший во внешнюю среду интенсивно включается в

процессы миграции, особенно в начальный период, чему способствует два обстоятельства. Во-первых, предшественниками ^{137}Cs являются ^{137}I (24,2 с) $\rightarrow \beta^- \rightarrow ^{137}\text{Xe}$ (3,9 мин) $\rightarrow \beta^- \rightarrow ^{137}\text{Cs}$, которые присутствуют в газовой фазе. Образовавшиеся микроаэрозоли абсорбируются более крупными частицами, образующимися при ядерных взрывах и медленно выпадающими на поверхность Земли. Процесс выпадения ускоряют атмосферные осадки и агрегация частиц с образованием более крупных. При воздушных взрывах (кроме наземных и подземных) и аварийных выбросах ядерных предприятий выпавшие радионуклиды характеризуются хорошей растворимостью, что имеет важное значение в процессах миграции. При наземных взрывах на силикатных почвогрунтах и подземных взрывах радиоактивные частицы характеризуются слабой растворимостью [145, 148, 167, 17, 161, 150].

Стронций (Sr) – химический элемент главной под группы II пятого периода Периодической системы. Природный стронций относится к микроэлементам и состоит из смеси четырех стабильных. Из радиоактивных изотопов стронция известны нуклиды с массовыми числами 77-83, 85, 89-99. Все они получены искусственно. Наибольший интерес представляют ^{89}Sr ($T_{1/2}=50,5$ сут.) и ^{90}Sr ($T_{1/2}=29,12$ лет), относящийся к числу самых биологически подвижных радионуклидов. Оба радионуклида в больших количествах образуются при делении урана и плутония (выход ^{89}Sr – 1,44-4,79% , ^{90}Sr – 2,23-5,57%).

Стронций – щелочно - земельный металл, степень его окисления в любых природных средах +2. По физико-химическим свойствам стронций является аналогом кальция. Растворимость бикарбоната стронция выше, чем бикарбоната кальция, отсюда высокая растворимость стронция. Однако в отсутствие носителей (кальция или стабильного стронция) радионуклиды стронция в значительной степени ведут себя как радиоколлоиды. Основным источником загрязнения внешней среды радиоактивным стронцием были испытания ядерного оружия и аварии на предприятиях топливно-ядерного цикла. При делении урана, плутония ^{90}Sr образуется в цепочке превращений: $^{90}\text{Kr} \rightarrow \beta^- \rightarrow ^{90}\text{Rb} \rightarrow \beta^- \rightarrow ^{90}\text{Sr} \rightarrow \beta^- \rightarrow ^{90}\text{Y} \rightarrow \beta^- \rightarrow ^{90}\text{Zr}$ (стабильный). ^{90}Sr имеет газовых и летучих предшественников, что

определяет дальний перенос его в составе мелких частиц и высокую подвижность в почвах по аналогии с ^{137}Cs . Основным механизмом поглощения ^{90}Sr почвой – обменное поглощение, в меньшей степени процессы осаждения-соосаждения и комплексообразование и другие взаимодействия с органическим веществом твердой фазы почвы. Ионообменное поглощение ^{90}Sr сильно зависит от присутствия макрокonzентраций катионов в растворе. Наблюдаются следующие ряды уменьшения влияния конкурирующих ионов на сорбцию ^{90}Sr твердой фазой почв: $\text{Al}^{3+} > \text{Fe}^{3+} > \text{Ba}^{2+} > \text{Ca}^{2+}$ и $\text{Sr}^{2+} = \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+ > \text{Na}^+$ [148, 124]. При увеличении концентрации анионов PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} сорбция ^{90}Sr возрастает в первую очередь за счет осаждения с труднорастворимыми соединениями Ca, Sr, Fe. Сорбируется необменно (до 99%) илистой фракцией, содержащей глинистые минералы типа асканита, бентонита, вермикулита, и т.д. В соединениях с органическим веществом почвы больше присутствует в форме сложных комплексов, в состав которых также входят Ca, Fe, Al. Предпочтительнее связывается с фульвокислотами, в меньшей степени с гуматами и гуминовой кислотой. Снижение доли ионообменно связанных форм во времени происходит достаточно медленно [134]. Известкование кислых почв, внесение фосфатов калия повышают прочность закрепления ^{90}Sr и способствуют переводу радионуклида из водорастворимой и обменной форм в необменную [143, 145, 148, 167, 17, 161, 155].

Трансурановые радионуклиды

Почвенная химия трансурановых элементов (ТУЭ) очень сложна, что обусловлено рядом факторов: отсутствием их стабильных изотопных носителей в окружающей среде, множественностью возможных степеней окисления ТУЭ в их соединениях, высокой склонностью к комплексообразованию и гидролизу [148].

Плутоний (Pu) – радиоактивный химический элемент с порядковым номером 94, относящийся к группе актиноидов. Известно 15 радиоактивных изотопов плутония с массовыми числами от 232 до 246. Стабильных изотопов не существует. Практически наиболее важен изотоп ^{239}Pu с периодом полураспада $T_{1/2}=2,4 \times 10^4$ лет. Экологическая опасность плутония обусловлена тем, что все

изотопы плутония являются α -излучателями с большими периодами полураспада. Плутоний имеет много степеней окисления от +2 до +7, основными считаются +4, +5, +6. В зависимости от концентрации плутония и его степени окисления в роли неизотопных носителей могут выступать некоторые лантаниды (Ce, La, Nd), ^{232}Th , ^{238}U . Велика роль коллекторных носителей, например, гидроксидов Fe. Основными источниками поступления плутония в окружающую среду стали испытания ядерного оружия, аварии на объектах ЯТЦ и аварии на летательных аппаратах, где плутоний используется как источник энергии. При испытаниях ядерного оружия плутоний поступал в окружающую среду в форме оксидов и отдельных атомов. Тугоплавкие оксиды плутония практически нерастворимы. Плутоний в виде атомов и их соединений более растворим. Плутоний в выбросах атомной энергетики (переработка отработанного топлива) представлен в основном растворимыми формами, а также комплексными соединениями с органическими лигандами. Основными механизмами взаимодействия плутония с почвой являются процессы осаждения-соосаждения, комплексообразования и других взаимодействий с органическим веществом почвы, в меньшей степени обменное поглощение. Растворимость его соединений определяется окислительно-восстановительным потенциалом, pH и содержанием лигандов. Биологическая доступность в почвах очень низка вследствие прочной сорбции на почвах. Основными механизмами миграции плутония в почвах являются перенос с тонкодисперсными частицами и диффузия [145, 148, 161, 167, 17, 150].

Америций (Am) – искусственный радиоактивный химический элемент с порядковым номером 95. Относится к актиноидам. Стабильных изотопов не имеет. Известны изотопы америция с массовыми числами 232, 237-247. С учетом периода полураспада и выхода в окружающую среду в результате ядерных взрывов и функционирования предприятий ЯТЦ радиологически наиболее значимым является ^{241}Am с периодом полураспада $T_{1/2}=432,8$ года, образуется при распаде ^{241}Pu . Наиболее важными механизмами взаимодействия америция являются процессы осаждения-соосаждения, комплексообразование и другие виды взаимодействия с органическим веществом почвы. Основным фактором,

влияющим на поведение америция в почвах является гидролиз. Поскольку гидроксиды америция обладают большей растворимостью, чем гидроксиды плутония, америций характеризуется более высокой подвижностью в почвах [148, 161, 145, 167, 17, 150].

1.2 Понятие форм нахождения радионуклидов в почвах и методы их исследования

В рамках радиоэкологической системы влияние радионуклидов на окружающую среду определяется не только уровнем содержания, но и их физико-химической формой. Физико-химические формы определяют поведение радионуклидов в системах окружающей среды [150, 209, 58, 215].

Информация о формах нахождения элементов представляет интерес в различных областях науки, как геохимия, химия окружающей среды, медицина (токсикология, химическая клиника), аналитическая химия и др. И для специалистов этих и других областей понятия о формах элементов существенно могут различаться. Различаются терминология и классификация форм элементов [151, 221].

В литературе встречается различная интерпретация понятия «формы нахождения» (англ. «speciation»). Одним из наиболее общих определений можно считать формулировку «Формы нахождения элемента – это характер вхождения химического элемента в систему» [130].

Более фундаментальное понятие форм нахождения элемента определено в аналитической химии, где классификация учитывает изотопный состав элементов, их окислительное состояние (валентность), возможность существования элементов в виде различных неорганических соединений и комплексов, элементоорганических соединений, макромолекулярных комплексов и т.д.

В геохимии существует классификация форм нахождения элементов в природе, зависящая от свойств самих элементов. А.И. Перельман выделил подвижные и инертные формы нахождения химических элементов в литосфере. Под подвижной формой он определил такое состояние химического элемента в горных породах, почвах и рудах, находясь в котором, элемент легко может

переходить в раствор и мигрировать. Инертная форма нахождения химического элемента представляет такое его состояние в горных породах, рудах, коре выветривания и почвах, в котором элемент в условиях данной обстановки обладает низкой миграционной способностью и не может или почти не способен переходить в раствор и мигрировать [128].

ИЮПАК (англ. IUPAC - International Union of Pure and Applied Chemistry) определил понятие «формы нахождения» (англ. «speciation») в химии как распределение элемента между определенными химическими формами в системе, а понятие «химические формы» (элемента) (англ. «chemical species» (of an element)), как специфическую форму элемента, определенную изотопным составом, электронным или окислительным состоянием, и / или комплексной или молекулярной структурой элемента [190, 206].

В рекомендациях 2000 ИЮПАК [216] определение форм нахождения рассматривают как распределение элемента между различными химическими формами в системе. Относительно данного термина было также предложено использование термина «фракционирование». Под фракционированием понимается процесс разделения анализируемого вещества или группы анализируемых веществ из определенного образца (пробы) в соответствии с их физическими (например, растворимость, размер) или химическими свойствами (например, реакционная способность, связывание и т.д.).

В радиоэкологических исследованиях чаще используется термин физико-химические формы радионуклидов в окружающей среде. При этом под определением «физико-химические» подразумевается, что формы радионуклидов в водных, наземных и биологических системах определены как физическими, так и химическими свойствами радионуклидов. После поступления радионуклидов различного происхождения в почву происходят процессы перераспределения радионуклидов между различными компонентами почвенной системы. Для выделения радионуклидов в форме различных соединений с различной энергией связи с почвенными соединениями применяют химический метод последовательного экстрагирования (выщелачивания) [209, 183, 185, 207, 219].

Каждый экстрагент вытесняет из почвенной навески ту часть химического элемента (радионуклида), которая связана только с определенной почвенной компонентой или по определенному механизму взаимодействия, при этом основным допущением является установление ионного равновесия между раствором и экстрагируемой почвой [127].

Большинство исследователей выделяют водорастворимую, обменную, необменную и прочнофиксированную. В мире используется множество различных схем последовательного экстрагирования в исследовании форм нахождения элементов (радионуклидов, тяжелых металлов, микроэлементов и др.) в почве:

•Метод А. Тиссиера. В зарубежной практике широко используют метод А. Тиссиера (A. Tissier) [217, 224, 185, 219, 146, 19, 194]. По данной схеме выделяют следующие фракции (для пробы почвы массой 1 г):

1. Обменные формы (включает и водорастворимую форму) экстрагируют при комнатной температуре с использованием растворов 1М $MgCl_2$ (хлорид магния, pH 7,0), CH_3COONa (ацетат натрия, pH 8,2). Соотношение почва:раствор – 1:8.

2. Формы, связанные с карбонатами, растворяют 1М раствором CH_3COONa (ацетат натрия, pH 5,0) при комнатной температуре в соотношении почва:раствор – 1:8.

3. Формы, связанные с оксидами железа и марганца, выделяют раствором 0,3 М раствором $Na_2S_2O_4$ (дитионит натрия) + 0,175М $Na_3(C_6H_5O_7)$ (цитрат натрия) + 0,025 М $C_6H_8O_7$ (лимонная кислота) (Андерсен и Дженне, 1970 г) или 0,004М $NH_2OH \times HCl$ (солянокислый гидроксилламин) в 25% CH_3COOH (уксусная кислота, об. конц.) при нагревании при температуре 96°C и периодическом перемешивании до полного растворения свободно связанных оксидов железа [177].

4. Формы, связанные с органическим веществом, выделяют по методу, предложенному Гуптой и Ченом [187]. Для этого используют смесь, состоящую из 3 частей 0,02М раствора HNO_3 (азотная кислота) и 5 частей 30% H_2O_2

(перекись водорода), доведенную до pH 2 азотной кислотой. Смесь нагревают при периодическом перемешивании при температуре 85°C в течение 2 часов. Затем снова добавляют 3 части 30% H₂O₂ (pH 2) и снова нагревают при 85°C в течение 3 часов. После охлаждения разбавляют смесью, состоящей из 5 частей 3,2M CH₃COONH₄ (аммоний уксуснокислый) в 20% растворе HNO₃ до 20 мл при постоянном помешивании в течение 30 мин. Добавление CH₃COONH₄ предотвращает адсорбцию выделенных элементов на осадке.

5. Остаточную форму выделяют обработкой смесью кислот HF и HClO₄ (плавиковая и хлорная кислоты) и далее определяют в выщелате валовое содержание элементов (остаточная или прочносвязанная форма).

•Метод BCR. В рамках программы BCR (в настоящее время называемая Программа стандартов и измерений Европейской комиссии) был разработан другой метод – метод BCR [220, 224, 19]. Данная методика более сжатая, в ней первые два этапа схемы A. Tissier объединены в один, в котором для выделения водорастворимых, обменных и связанных с карбонатами форм элементов используется 0,11M раствор CH₃COOH (pH 3). Формы, связанные с оксидами железа и марганца, аналогично схеме A. Tissier выделяют раствором 0,1M NH₂OH×HCl (солянокислый гидроксилламин). Формы, связанные с органическим веществом, экстрагируют 27% H₂O₂ и 1M CH₃COONH₄. Остаточную форму определяют после разложения смесью HF, HNO₃ и HClO₄.

• Протокол NIST. Национальным Институтом Стандартов и Технологий (NIST) США на базе схемы A. Tissier был разработан собственный стандартный протокол для фракционирования актиноидов из образцов почв и донных отложений [211, 213, 214, 212]. Согласно актуальной версии протокола выделяют обменную форму, формы связанную с карбонатами, с оксидами железа и марганца, с органическим веществом, кислоторастворимую и прочносвязанную. Первые три стадии практически совпадают со схемой Tissier, добавлена стадия выделения кислоторастворимой формы с использованием 8M HNO₃. В некоторых предыдущих версиях протокола рекомендовалось выделять органически связанные формы сразу же после обменных форм и с использованием 5% NaOCl.

•метод Павлоцкой Ф.И. В отечественной практике наибольшую популярность получила схема последовательной экстракции, предложенная Павлоцкой Ф.И. [124, 185, 146]. Согласно данной схеме выделяют 4 формы:

1. Водорастворимую форму извлекают с помощью дистиллированной воды в соотношении почва : раствор – 1:5 для минеральных почв легкого механического состава или 1:10 – для органогенных почв, при комнатной температуре. Суспензию встряхивают в течение 0,5 ч., затем оставляют на 1 сутки.

2. Обменные формы экстрагируют 1М раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (рН 7), при комнатной температуре, при встряхивании суспензии в течение 0,5 ч. и последующим отстаиванием в течение 1 суток.

3. Кислоторастворимые формы (формы, связанные с полуторными оксидами) выделяют раствором 1М HCl . Суспензию встряхивают в течение 0,5 ч., затем оставляют на 1 сутки при комнатной температуре.

4. Прочносвязанные формы (необменные, остаточные) выделяют из почвы дважды обрабатывая раствором 6М HCl при кипячении в течение 0,5 ч.

Существует и множество других методов, использующих последовательность постепенно более агрессивных экстрагентов, каждый из которых селективно извлекает из почвы радионуклиды, связанные с определенными компонентами почвы [205, 184, 224, 188, 185].

Как любая методика, методика последовательного экстрагирования имеет свои недостатки. Избирательная способность и воспроизводимость процедур химической экстракции изменяются в зависимости от типа экстрагента, условий экстракции, характеристик исследуемого объекта и т.д. В настоящее время обсуждается вопрос корректности оценки миграционной способности ИРН данным исследованием физико-химических форм радионуклидов. Условия экстракции не могут точно воспроизвести процессы, протекающие в системе почва-раствор-растение. В связи с этим считается обоснованным давать только качественную оценку биодоступности радионуклидов [127, 2].

1.3 Исследования форм нахождения искусственных радионуклидов в почвах

Поступление радионуклидов в почву исключительно в водорастворимой форме следует рассматривать, как идеальное, при котором радионуклиды сразу после поступления включаются в процессы перераспределения между основными почвенными фазами [127]. Одной из первых работ в области исследования поведения радионуклидов в почве является работа коллектива авторов, выполненная в период с 1949 по 1955 гг., под руководством Клечковского В.М., опубликованная в 1956 году под названием «О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае» [109, 160]. Работа была выполнена на базе Биофизической Лаборатории Московской сельскохозяйственной академии им. К.А. Тимирязева. Первая часть работы была посвящена непосредственно результатам опытов по изучению взаимодействия растворов, содержащих продукты деления, с почвами, процессов их поглощения твердой фазой почвы и способности к десорбции. Авторы уделили большое внимание изучению поведения радионуклидов в почвах, понимая, что это один из важнейших факторов, влияющих на биологическую доступность радионуклидов, в частности, на поступление их в растения. Одной из главных целей работы являлось выявление закономерностей, характеризующих как общую специфику поведения радиоактивных продуктов деления в почвах, так и особенности отдельных нуклидов. В результате исследования было показано, что при взаимодействии с почвами раствора, содержащего радиоактивные продукты деления, имеет место ярко выраженная сорбция радиоактивных веществ твердой фазой почвы, главным фактором, оказывающим влияние на интенсивность сорбции радиоактивных продуктов деления в почвах и прочность их закрепления является реакция среды. Из двух исследованных типов почв в почвах дерново-подзолистого типа радиоактивные продукты деления сорбируются менее прочно, чем в черноземе. Способность к поглощению и прочность закрепления сорбированных черноземом продуктов деления резко снижаются при удалении из него поглощенных оснований, а у подзолистой почвы соответственно возрастают

под влиянием нейтрализации кислотности путем внесения углекислого кальция. Некоторая часть сорбированных почвой радиоактивных веществ из растворов, содержащих смесь продуктов деления, находится в состоянии, способном к обменно-ионному вытеснению под действием нейтральной соли [109]. Экспериментально было выявлено, что радиостронций хорошо сорбируется на почвах, при этом практически все или почти все его количество сорбируется в ионообменной форме. Сорбированные в почвах микроколичества ионов радиостронция легко вытесняются из поглощенного состояния катионами нейтральных солей. В отличие от радиостронция сорбция радиоцезия специфичная, характеризующаяся большей прочностью, меньшей способностью к десорбции и неодинаковым отношением к вытеснению различными катионами (K^+ , Na^+ , Ca^{2+}).

В тот же период практически одновременно с работами под руководством Ключковского В.М. экспериментальные работы по изучению поведения радионуклидов в упрощенных системах (почва-раствор, почва-растения, вода-грунт, вода-гидробионты) были начаты Тимофеевым-Ресовским Н.В. с сотрудниками в лаборатории «Б» предприятия п/я 0215, и, продолженных с 1955 г в Институте биологии УФАНа. Результаты этих многочисленных экспериментов позволили провести классификацию радионуклидов по типу их поведения в системе почва-раствор (необменный; обменный; необменный в микроконцентрациях и обменный в макроконцентрациях; многоморфный и многоморфный с переменной валентностью) и выделить факторы, управляющие их подвижностью (концентрация стабильных изотопных носителей, pH, присутствие в растворе катионов других элементов, наличие несорбирующихся коллоидов и органических лигандов) [160, 102].

Более поздними специальными исследованиями были выявлены новые закономерности распределения радионуклидов по физико-химическим формам после поступления их в почву [124, 127, 65, 44, 67, 103, 68]:

– для каждого радионуклида в различных типах почв в зависимости от их влажности и температуры наблюдается своя динамика перераспределения по

формам с наступлением максимума подвижных форм, связанных с нахождением радионуклидов на неспецифических местах сорбции с низкой энергией связи [127];

– увеличение влажности почвы при прочих равных условиях способствует более медленному установлению квазиравновесного состояния по физико-химическим формам нахождения, соответственно, более продолжительному времени нахождения в обменных и подвижных формах [106, 168];

– на перераспределение радионуклидов по формам нахождения влияют почвенные характеристики, в частности содержание и состав гумуса, емкость катионного обмена почвенного поглощающего комплекса, наличие илистой и глинистой фракции. Чем выше содержание последних и больше емкость, тем быстрее и необратимее сорбируются радионуклиды и устанавливается квазиравновесное состояние по физико-химическим формам;

– количество обменных и подвижных форм радионуклида в почве во времени хорошо описывается 2-компонентной экспоненциальной зависимостью. Наиболее интенсивно процессы закрепления проходят в первые сутки после внесения в почву и 70-90% закрепляются необменно с периодом полууменьшения от нескольких суток до нескольких лет, что связано с переходом радионуклидов из мест неспецифической «слабой» сорбции к специфическим местам с высокой энергией связи;

– фиксированную/прочносвязанную или необменно сорбированную фракцию радионуклидов следует рассматривать как относительный показатель, т.к. удаление радионуклидов в обменной форме приводит к их перераспределению по физико-химическим формам в сторону снижения энергии связи с веществом почвы.

Следующий период исследований форм нахождения искусственных радионуклидов в почвах связан с Кыштымской аварией на ПО «Маяк», произошедшей в 1957 году, в результате которой в окружающую среду было выброшено более 2 млн. Ки радиоактивных веществ, которые, сформировали

Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). Радиоэкологические исследования на ВУРС начали проводиться на базе организованной в 1958 г Опытной научно-исследовательской станции (ОНИС) химкомбината «МАЯК», бессменным руководителем работ которой являлся Ключковский В.М. Особенностью радиоактивного загрязнения на ВУРС являлось то, что радионуклиды первоначально находились в виде легкорастворимых нитрат-ацетатных соединений. Из долгоживущих радионуклидов главным представляющим опасность на протяжении длительного времени после аварии представлял ^{90}Sr , в меньшей степени ^{137}Cs . Из них минимальная подвижность была характерна для ^{137}Cs , обусловленная его высокой способностью к сорбции на частицах почвы с включением его атомов в кристаллическую решетку глинистых минералов – через 1-2 года после аварии подвижность снизилась в 2-10 раз. Содержание в почвах подвижных форм стронция практически не изменялось во времени и составляло 76-90% от общего содержания его в верхнем слое почвы. Минимальная подвижность ^{90}Sr и ^{137}Cs характеризовалась в черноземе и несколько выше в серой лесной и дерново-подзолистой почвах из-за различия в почвообразовании. По прошествии времени большая подвижность ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs сохранилась. Доля обменного ^{90}Sr находилась в пределах от 82 до 88%. Существенных различий в соотношении форм ^{90}Sr в разных типах почвы не наблюдалось [141, 97].

Исследование форм нахождения ^{137}Cs в различных типах почв через 30 лет после образования ВУРСа показало, что доля подвижного цезия (водорастворимая и обменная) значительно снижена (в 2,5-3 раза) в луговых почвах и в солоди относительно результатов, полученных на 15-й и 20-й годы. В остальных почвах количество подвижного цезия практически не изменилось. Выявлена сезонная динамичность поведения подвижных форм радионуклидов с некоторым увеличением обменных форм стронция в весенний период и обменных форм цезия в осенний период, что связано с наличием и влиянием влаги. Подвижность радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах ВУРСа низкая, сравнимая с ^{137}Cs ,

доля фиксированной формы (оставшееся в почве после обработки 1М HCl) составляет 95-99% от валового [97, 98, 159].

Массовые испытания ядерного оружия определили дальнейшее направление исследований форм нахождения искусственных радионуклидов, поступивших с глобальными выпадениями [105, 124, 24]. Данные о состоянии отдельных радионуклидов в радиоактивных выпадениях необходимы для выяснения биогеохимических особенностей их поведения на земной поверхности и изучения некоторых геофизических аспектов переноса и выпадения их из атмосферы. По данным Павлоцкой Ф.И. и обобщенным ею данным других исследователей в период массовых ядерных испытаний закономерности распределения радиоактивных продуктов между растворимой и нерастворимой фракциями выпадений были практически одинаковы независимо от географического положения пунктов наблюдения и обусловлены в основном физико-химическими свойствами радионуклидов. Доля нерастворимой фракции для ^{90}Sr в среднем составляла 18%, для ^{137}Cs – 49%. Помимо свойств радионуклидов влияние на распределение радионуклидов между фракциями также оказывали характер (тип) выпадений, запыленность и химический состав выпадений. Содержание нерастворимой фракции больше в снежных выпадениях, чем в сухих выпадениях, а в них выше, чем в дождях. Повышенная запыленность воздуха в городах также определяла повышенное содержание нерастворимой фракции в выпадениях. Индустриальные районы, в атмосфере которых присутствуют неорганические и органические примеси характеризовались повышенной долей растворимой фракции радионуклидов по сравнению с неиндустриальными районами. Исследования состояния радионуклидов в растворимой фракции показали, что в глобальных выпадениях радионуклиды присутствуют в трех формах: катионной, анионной и нейтральной [124, 122]. В среднем для всех типов почв доля нахождения в катионной, анионной и нейтральной формах составила соответственно для ^{90}Sr – 90; 6 и 4 %, для ^{137}Cs – 55; 18 и 27%. Существование различных форм нахождения радионуклидов в

растворимой фракции позволило сделать вывод о том, что радионуклиды в глобальных выпадениях присутствуют в виде различных химических соединений.

Знание форм нахождения радионуклидов в нерастворимой фракции глобальных выпадений было необходимо для оценки прочности связи компонентов этой фракции, для прогноза их участия в миграционных процессах в почвенно-растительном покрове, поглощении их растениями при непосредственном попадании на надземные органы. Исследования форм нахождения радионуклидов в нерастворимой фракции глобальных выпадения методом последовательного экстрагирования показали, что ^{90}Sr находится главным образом в обменной форме, растворимой в 1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (92%), ^{137}Cs – в подвижной, растворимой в 1М HCl (65%). По степени перехода отдельных радионуклидов из нерастворимой фракции в раствор различные типы выпадений практически между собой не различаются. Вещественный анализ состав твердой фазы глобальных выпадений представляет собой смесь сплавов радионуклидов с оксидами конструкционных материалов (Fe, Ti, Al, Mn, Ni и др.) и чистых оксидов, образовавшихся при конденсации паров при постепенном снижении температуры газовой фазы, а также различных химических соединений радионуклидов, образовавшихся при взаимодействии их с парами воды, углекислого газа и прочими компонентами атмосферы (карбонаты, сульфаты, нитраты и др.) [124].

Закономерности распределения по формам нахождения радионуклидов глобальных выпадений в почвах имеет схожий характер с распределением их в глобальных выпадениях и в модельных экспериментах по внесению радионуклидов в почву, и обусловлено в первую очередь физико-химическими свойствами радионуклидов. Доля подвижного (водорастворимого и обменного) ^{90}Sr в почвах составляет 85% в пахотной и 84% в целинной дерново-подзолистой почвах, 67% - в черноземе пахотном. Установлены различия между подвижностью ^{90}Sr и стабильным Sr и Ca в почвах. Большая доля водорастворимого ^{90}Sr , и существенная роль этой формы в подвижности и миграции радионуклида по сравнению со стабильным Sr и частично Ca

обусловлены различиями в концентрации, источниках поступления нуклидов и временем взаимодействия с почвой. Так, ^{90}Sr поступал в уже сформировавшийся почвенный покров главным образом в виде водорастворимых соединений, а стабильный Sr и Ca находятся в почве с момента образования. При этом Sr связан с почвой более прочно, а Ca, являющийся одним из основных катионов ППК, легко вступает в реакции обмена, что способствует его подвижности и миграции по почвенному профилю. Различия в подвижности ^{90}Sr и стабильного Sr указывают на то, что между ними еще не прошел полный изотопный обмен и не установлено изотопное равновесие. Дальнейшее поведение радионуклидов глобальных выпадений на земной поверхности определяется не только свойствами радионуклидов и их соединений, в виде которых они поступают из атмосферы, но и совокупностью природных условий, в которые они попадают [124, 121].

Исследования последствий аварии, произошедшей в 1986 г. на Чернобыльской атомной электростанции (ЧАЭС), вскрыли новые закономерности поведения искусственных радионуклидов в почве. Существенная доля долгоживущих радионуклидов, выброшенных в окружающую среду и выпавших на земную поверхность в результате аварии, была представлена в виде топливных частиц (дезинтегрированное топливо различной дисперсности; топливно-графитовые кангломераты; топливо, вкрапленное в матрицы конструктивных материалов (Fe, Zr, Cu); частицы алюмосиликатного состава, чрезвычайно мелкозернистые (1 мкм), содержащие, как правило, постоянную примесь углерода;), другая часть – в виде аэрозольных частиц, образованных в результате процессов конденсации [169, 24, 13, 66]. Присутствие в радиоактивных выпадениях топливных частиц является специфической особенностью аварии на ЧАЭС. Ближняя 30-километровая зона аварии (около 2000 км²) преимущественно была загрязнена топливными частицами, содержащими основную часть выброшенных из реактора нелетучих радионуклидов. Загрязнение конденсационными частицами более характерно для дальней зоны аварии, доля конденсационных частиц оценивалась в 60% и 98% на расстоянии соответственно

до 25 и 60 км от станции. Уже первые результаты, полученные на топливных следах чернобыльских радиоактивных выпадений показали ограниченность области применения ранее полученных закономерностей поведения радионуклидов. На топливных следах радионуклиды отличались существенно меньшей мобильностью и биологической доступностью по сравнению с конденсационной формой выпадений (как глобальных, так и чернобыльских). Со временем происходило растворение топливных частиц в почв, что приводило к увеличению загрязнения растительности ^{90}Sr , его миграции в поверхностные и грунтовые воды [59, 12, 8]. Исследования форм нахождения радионуклидов топливных частиц в верхних слоях почвы в первые месяцы после аварии выявили, что доля водорастворимой формы ^{137}Cs не превышала 1,0%, а ^{90}Sr была на порядок выше, чем ^{137}Cs . От 2 до 11% ^{90}Sr находилось в обменной форме, от 65 до 87% – в прочносвязанной форме. Доля обменного ^{137}Cs составляла от 0,28 до 0,85%, кислоторастворимой (6М HCl) – от 1,0 до 21,6%, прочносвязанная форма являлась основной и составляла в среднем около 90%. Подвижность $^{239+240}\text{Pu}$ сравнима с ^{137}Cs , от 72 до 98% $^{239+240}\text{Pu}$ находилось в прочносвязанной форме. Для ^{241}Am более характерно, по сравнению с $^{239+240}\text{Pu}$, обменное состояние (1,3-20%), а преобладающей формой являлась кислоторастворимая форма, извлекаемая 1М HCl (20-70%). Исследование почв, загрязненных конденсационными выпадениями, выявили в верхнем слое (0-5 см) 2,5-5% ^{90}Sr и 0,45-2% ^{137}Cs в водорастворимой форме, в слое ниже 5 см содержание водорастворимой формы составляло 30-70% для ^{90}Sr и 5-15% для ^{137}Cs . Это указывало на вклад водорастворимой формы в вертикальную миграцию конденсационных выпадений [24, 104].

По данным многолетних исследований через 1,5 года контакта выпадений с почвой принадлежность радионуклидов к топливным и конденсационным частицам перестала играть ведущую роль, а более существенное влияние стали играть физико-химические свойства почв и степень дисперсности радиоактивных выпадений. Со временем по мере разрушения топливных частиц содержание обменных форм ^{90}Sr начало возрастать за счет уменьшения прочносвязанной

формы, а для ^{137}Cs доля обменной формы стала уменьшаться с увеличением прочносвязанной формы за счет его способности к образованию фиксированных форм. Это наблюдалось для всех типов почв зоны, подвергшихся загрязнению вследствие аварии. Исследование влияния физико-химических свойств почвы на растворение топливных частиц показало, что скорость растворения частиц коррелирует с кислотностью почвы. Наименьшее растворение отмечалось в нейтральных почвах независимо от направления и расстояния от ЧАЭС. В кислой и щелочной среде скорость растворения топливных частиц увеличивалась. Конечное (равновесное) соотношение форм радионуклидов определялось свойствами почв и радионуклидов [24, 44, 12, 144, 192, 129, 40, 1].

Исследованию поведения трансурановых радионуклидов посвящено сравнительно меньшее количество работ. Экспериментальные модельные и полевые исследования искусственно загрязненных радиоактивными растворами почв показали, что распределение форм нахождения трансурановых радионуклидов зависит от химических свойств радионуклидов, так и от типов почв. В различных типах почв суммарная доля водорастворимой и обменной форм ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ практически одинакова и варьирует от 4 до 22%. Содержание кислоторастворимой (6М HCl) и прочносвязанной (остаточной) для $^{239+240}\text{Pu}$ (68-85%) значительно выше, чем для ^{241}Am (20-36%). Для ^{241}Am основное содержание отмечено в подвижной форме (1М HCl) – от 55 до 60%. Распределение форм радионуклидов в различных типах почв зависит от содержания углерода в почве. Максимальное содержание водорастворимой и обменной форм радионуклидов отмечено в супесчаной почве (20,1% $^{239+240}\text{Pu}$, 16,7% ^{241}Am). В черноземе распределение иное, в нем на долю водорастворимой и обменной форм приходится 5,8% $^{239+240}\text{Pu}$ и 3,0% ^{241}Am . Изучение распределения трансурановых радионуклидов по группам и фракциям органического вещества на примере чернозема дерново-подзолистой почвы выявило связь преобладающего количества Pu и Am с малоподвижными гуматами и фульватами Ca, Fe, Al (фракции 1, 2, 3) и труднорастворимыми гуминами. При этом Pu в

большей степени связан с гуматами (66%), чем Am (21%), а в составе подвижной фракции (фракция 1a) больше Am (15,3%), чем Pu (0,4%) [28, 29].

Среди зарубежных публикаций одной из первых обзорных работ в области исследований форм нахождения радионуклидов в объектах окружающей среды является публикация «Speciation of radionuclides in the environment» [186]. В данной работе рассмотрены методы исследования форм нахождения радионуклидов в почве, донных отложениях, породах, аэрозолях, водных растворах в том числе метод последовательного экстрагирования. Отмечена низкая селективность метода последовательных экстракций, зависящая от нескольких причин: а) экстрагент часто не выделяет количественно целевую форму, а также может воздействовать на другие формы радионуклидов; б) экстракция может значительно изменять содержание и свойства неэкстрагированных компонентов в образце; в) экстрагированные радионуклиды могут повторно адсорбироваться на осадке. Среди работ, отмеченных в данном обзоре, следует выделить несколько работ, выявивших закономерности распределения форм нахождения радионуклидов в почвах. Так, van Bergeijk с соавторами установили увеличение подвижности в почве ^{137}Cs в 10 раз с увеличением содержания органического вещества (от 5% до 50%). Возможным объяснением этого эффекта авторы считают поверхностное экранирование глинистых частиц органическим веществом, с последующим уменьшением адсорбции и фиксации ^{137}Cs на минералах. Напротив, для ^{90}Sr в аналогичных условиях снижалась примерно в 10 раз, что авторы объясняют хелатированием и комплексообразованием Sr^{2+} с гуминовыми и фульвокислотами [222]. Wildung и Garland рассмотрели важность микробных процессов в поведении трансурановых элементов в почвах, поступлении их растения и организм животных [223]. Бактерии, грибы и актиномицеты способны транспортировать плутоний в клетки и изменять его форму в клетках и растворе. Получающиеся растворимые комплексы плутония определяют его подвижность в почвах. Формы комплексов в работе четко не были определены. Brainard с соавторами продемонстрировали, что в растворении актинидов чрезвычайно эффективны сидерофоры (в 103 раз

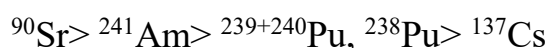
более эффективны, чем другие хелаторы) [180]. Сидерофоры представляют собой хелаторы железа с низкой молекулярной массой, которые вырабатываются микробами в ответ на низкую доступность растворимого железа. Из-за обилия в почвах бактерий, продуцирующих сидерофор, вполне вероятно, что формообразование актиноидов может быть подвержено их влиянию.

В работе Bunzl с соавторами проведены результаты исследования связей актиноидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am глобальных выпадений с почвенными компонентами на примере луговых почв Германии, отобранных поинтервально (0-2, 2-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-30 см) [181]. В работе с использованием метода A. Tissier были определены обменные формы, формы, связанные с оксидами железа и магния, связанные с органическим веществом и остаточные формы, связанные с минеральной частью. Результаты показали, что изученные радионуклиды в большинстве слоев почвы в основном связаны с органическим веществом почвы (в целом > 57%), в значительной степени радионуклиды связаны с оксидами и минералами. Во фракции, связанной с оксидами, ^{241}Am содержится больше чем $^{239+240}\text{Pu}$ (15-24% $^{239+240}\text{Pu}$, 12-64% ^{241}Am), в остаточной фракции (минералах) большинства слоев почвы $^{239+240}\text{Pu}$ присутствует больше чем ^{241}Am . Содержание обменной фракции актиноидов через 30-40 лет после их осаждения является довольно низкой, при этом содержание ^{241}Am в 7 раз больше, чем $^{239+240}\text{Pu}$ (0,5-1% $^{239+240}\text{Pu}$, 1,5-15% ^{241}Am). Несмотря на более высокое содержание ^{241}Am в обменной форме, скорости вертикальной миграции для обоих радионуклидов одинаковы.

Подвижность радионуклидов ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ глобальных выпадений в почвах елового леса Германии была исследована Bunzl с соавторами [182]. Результаты исследования с применением метода A. Tissier показали, что на момент исследования ^{137}Cs в верхних органических слоях присутствовал во всех фракциях, но в основном был связан с глинистыми минералами. В органических слоях наблюдалось увеличение содержания обменной формы ^{137}Cs с глубиной и, наоборот, уменьшение с глубиной содержания ^{137}Cs в остаточной (прочносвязанной) форме. Это указывает на то, что радиоцезий более подвижен в

более глубоких слоях почвы. $^{239+240}\text{Pu}$ в органических горизонтах в основном связан органическим веществом. С глубиной уменьшается содержание $^{239+240}\text{Pu}$ во фракции, связанной с органическим веществом, а в составе фракции, связанной с полуторными окислами увеличивается. Авторы связывают это с уменьшением количества органического вещества, присутствующего в более глубоких слоях минеральных горизонтов, и с изменениями в структуре органического вещества (например, потеря функциональных групп).

Для исследованных в работе радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в донных осадках Венецианского канала были определены следующие выводы: $^{239+240}\text{Pu}$ связан преимущественно с карбонатными (67%) железосодержащими минералами (25%), более 90% ^{241}Am связано с карбонатами. По относительной подвижности радионуклиды были расположены в следующем порядке [218]:



Аналогичные данные по $^{239+240}\text{Pu}$ были получены Schultz с соавторами на примере почв из Селлафилд. Результаты исследования форм нахождения ^{241}Am в данных образцах ^{241}Am указывают на связь с карбонатными минералами и органическим веществом [212].

Исследованные методом последовательной экстракции формы нахождения долгоживущих радионуклидов в почвах Камбрии, подвергшихся влиянию деятельности завода по переработке ядерного топлива Селлафилд, выявили, что $^{239+240}\text{Pu}$ преимущественно ассоциирован с органическим веществом почвы, ^{137}Cs – с силикатами. Ограниченная подвижность радионуклидов в исследованных почвах определила низкую вертикальную миграцию радионуклидов до глубины 15 см [202].

Aragon с соавторами методом последовательного экстрагирования исследовали формы нахождения плутония в почве из Паломарес (Испания), которая была загрязнена осколками ядерного оружия в результате авиакатастрофы [186, 179]. Они обнаружили, что более 90% от общего содержания $^{239+240}\text{Pu}$ связано с полуторными оксидами, а около 60% от общего содержания Am прочно связано с почвой, в то время остальная часть была более

подвижной, чем R_u . К сожалению, в работе не был указан тип и состав исследованной почвы.

Исследования грунтов полигона Невада показали низкую растворимость трансурановых элементов, продуктов деления и продуктов активации в водных средах, обусловленную нахождением большей части радионуклидов в составе сплавленных частиц грунта и горной породы вследствие воздействия высоких температур [191].

1.4 Исследования форм нахождения радионуклидов в почвах СИП. Степень изученности вопроса

Исследованию форм нахождения искусственных радионуклидов в почвах СИП посвящено ограниченное количество работ. Первыми и практически единственными опубликованными работами, проведенными в период действия СИП, содержащими сведения о растворимости искусственных радионуклидов в почвах являются работы Израэля Ю.А [51, 50, 49]. Работы были выполнены на пробах, отобранных в зонах свежих выпадений от экскавационных взрывов (скважины 1003 и 1004). Данные работы показали, что максимальной растворимостью в воде характеризуются изотопы, имеющие газовые или летучие предшественники в массовых цепочках. Находясь преимущественно в газовой форме данные изотопы к моменту формирования частиц сорбируются на их поверхности частиц, в связи с чем распределение данных изотопы происходит на поверхности частиц, тогда как тугоплавкие изотопы по большому счету распределяются по всему объему частиц. Аналогичные закономерности формирования радиоактивных частиц отмечены и для частиц, образованных в результате наземных и воздушных взрывов.

Опыты (Дубасов Ю.В. с соавт.) с остеклованными частицами показали, что расплавленная и оплавленная порода (гранит) площадки «Дегелен» прочно связывает долгоживущие радионуклиды [45].

Наибольшее количество исследований посвящено площадке «Опытное поле». Исследованиями ряда авторов было установлено, что радионуклиды в почвах площадки проведения наземных и воздушных ядерных испытаний

радионуклиды находятся в труднорастворимых формах. На следе выпадений от термоядерного испытания было выявлено увеличение подвижности радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$, что авторы связывали с преобладанием вклада глобальных выпадений на отдаленных участках следа, а также тенденцией уменьшения размера радиоактивных частиц с удалением от эпицентра взрыва [9, 11, 164, 163].

Более комплексный подход был применен при изучении форм нахождения искусственных радионуклидов в почвах СИП в рамках проекта К-337 Международного научно-технического центра (МНТЦ), выполненного в период 2001-2003 гг. [56]. В рамках исследования были изучены различные участки «Опытного поля» (участки проведения гидроядерных испытаний, наземных ядерных испытаний и следы выпадений от гидроядерных и наземных ядерных испытаний), в месте проведения экскавационного взрыва, на приустьевых участках и в зоне влияния подземных ядерных испытаний на площадке «Дегелен». По данным исследования минимальные выходы радионуклидов при растворении различными экстрагентами были отмечены для проб почвы участков, причастных к чисто наземным испытаниям, далее увеличивались на участках, приуроченных к гидроядерным испытаниям и экскавационным взрывам, максимальная подвижность отмечена в зоне влияния подземных ядерных испытаний на площадке «Дегелен». Максимальная подвижность была отмечена для радионуклида ^{90}Sr . Подвижность радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ сопоставима с ^{137}Cs и являлась минимальной из всех радионуклидов. В результате исследования было сделано заключение о том, что на участках наземных ядерных испытаний радионуклиды крепко связаны с почвенными элементами, и возможном вхождении их в кристаллическую структуру почвенных частиц. На участках, расположенных в зоне влияния наземных только гидроядерных испытаний, а также на различных участках горного массива Дегелен и на объекте экскавационного ядерного взрыва радионуклиды непрочно связаны с минеральной частью почвы, и они связаны больше всего с легко растворимой аморфной составляющей минеральной части почвы.

Проведенный анализ показал недостаточность изученности закономерностей поведения искусственных радионуклидов в почвах СИП. Практически все существующие работы посвящены отдельным объектам СИП и/или отдельным радионуклидам, содержат малые выборки данных (до трех точек на объект). Комплексные работы, охватывающие все объекты СИП в целом, отсутствуют, либо основаны на ограниченном массиве данных. Отсутствуют данные о влиянии почвенных свойств на формы нахождения радионуклидов в почвах.

Таким образом, проблеме исследования форм нахождения радионуклидов в почвах в мире посвящено достаточное количество работ, без осмысления которых настоящее исследование было бы невозможным. Вместе с тем недостаточная изученность объекта исследования СИП и ограниченность области применения ранее полученных закономерностей поведения искусственных радионуклидов на других объектах предопределили выбор темы исследования.

ГЛАВА 2 ОБЩАЯ И РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ТЕРРИТОРИИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

2.1 Природно-климатическая характеристика

2.1.1 Климат и рельеф

СИП расположен на территориях Восточно-Казахстанской, Павлодарской и Карагандинской областей Республики Казахстан. Общая площадь – 18500 кв. км, периметр – около 600 км.

Температурный, ветровой и влажностный режимы различных участков территории полигона ввиду особенностей их рельефа несколько отличаются друг от друга. Для всей территории полигона в целом характерен резко континентальный климат с большими суточными, сезонными и годовыми амплитудами температуры воздуха. Зима холодная, малоснежная, длится практически с ноября по март. Обычные морозы от -16 до -20°C , бывают понижения до -46°C и ниже. Наиболее холодный месяц – январь со средней температурой -20°C . Первые морозы наблюдаются во второй половине сентября, в горных районах – в начале сентября, последние – в середине мая (в горах – в начале июня). Снежный покров устанавливается в середине ноября. Высота снежного покрова 20-50 см. При этом в ноябре-декабре она чаще не превышает 3-12 см. Низкие температуры в сочетании с недостаточно мощным снежным покровом в некоторые зимы обуславливают промерзание почвы на 1,-1,3 м. Запас воды в снеге находится в пределах 40-60 мм. Снежный покров сходит в начале апреля. При сильных морозах бывают туманы (от 2 до 5 дней в месяц). Весна (фактически с апреля по май) прохладная и пасмурная в первой половине сезона, теплая и ясная - во второй, в конце сезона нередко грозы. Днем температура в апреле доходит до $+8^{\circ}\text{C}$, в мае – до $+18^{\circ}\text{C}$. Лето (июнь-август) продолжительное, жаркое и сухое. Дневные температуры от $+24$ до 27°C (максимальные до $+42^{\circ}\text{C}$). Годовое количество осадков колеблется от 160 до 400 мм. В общем, территория

полигона относится к зоне недостаточного и неустойчивого увлажнения. В засушливые годы, на которые приходится в среднем 5-6 лет за десятилетний период, осадков выпадает в полтора-два раза меньше характерной для этой местности нормы. Осень (сентябрь-октябрь) в первой половине теплая, во второй – прохладная и пасмурная с морозящими дождями. Средняя месячная относительная влажность воздуха изменяется в пределах от 37% в мае и июле до 74% в декабре [6].

Направление ветра различное. Иногда смена его происходит несколько раз в течение одних суток. Зимой и осенью преобладают ветры юго-восточного направления со средней скоростью 4-5 м/с, летом преобладают ветры северного направления. Зимой довольно часты (от 3 до 15 дней в месяц) метели. В теплое время года отмечаются пыльные бури. Однако, в общем в летний период ветровая деятельность ослабевает [173, 149].

Семипалатинский испытательный полигон располагается в восточной части Центрально-Казахстанского мелкосопочника. Территория полигона представляет собой совокупность различных форм рельефа: район мелкосопочного рельефа, район низкогорного рельефа и долины рек. Мелкосопочный рельеф характерен для большей части территории полигона. Он представляет собой чередование выровненных участков и довольно высоких холмов и сопки. Сопки имеют пологие до 10-150 м склоны. Абсолютные отметки в районе развития мелкосопочного рельефа лежат в пределах 250-500 м. Низкие мелкосопочки с превышениями в 20-50 м чередуются с различными по генезису межсочными равнинами (к примеру, в пределах площадок «Опытное поле» и «Балапан» и др.). Район низкогорного рельефа расположен на юго-западной и южной части полигона и представлен горами Мыржик (970 м) и наибольшей высокой горной группой – массивом Дегелен (1085 м). В восточной части СИП находится долина реки Шаган – левого притока реки Иртыш. Северо-восточная часть СИП граничит с долиной реки Иртыш. Наблюдаются долины других небольших рек и ручьев [174, 142].

В геологическом отношении территория полигона представлена большим разнообразием горных пород от осадочных и эффузивно-осадочных (глинами, песчаниками, сланцами, туфами и т.д.) до эффузивных и интрузивных образований (липарито-дацитов, гранитов, диоритов, сиенитов и т.д.) различного возраста от четвертичного и триас-юркского до каменноугольного [64].

2.1.2 Почвенный покров

Территория полигона расположена на двух подзонах степной зоны: подзоне сухих степей с зональным подтипом каштановых почв и подзоне пустынных степей на светло-каштановых почвах. Граница между подзонами каштановых и светлокаштановых почв в пределах полигона на Прииртышской равнине проходит примерно по широте $50^{\circ}20'$ - $50^{\circ}30'$. У западной границы полигона по низкогорным массивам она резко смещается на юго – восток вдоль Чингиз–Тарбагатайской горной дуги. В центральной, южной и восточной частях полигона распространены светлокаштановые почвы, обрамленные с севера, запада и юга подзоной каштановых почв. Неоднородность почвенного покрова внутри подзон определяется условиями увлажнения и рельефом территории, а также составом почвообразующих пород [43, 153, 62, 18, 95].

Среди подтипов каштановых и светло-каштановых почв на территории полигона, кроме нормальных, встречаются также карбонатные, солонцеватые и малоразвитые роды почв.

Лугово – каштановые почвы, почвы полугидроморфного ряда, формируются под лугово - степной растительностью в пониженных формах рельефа, получают дополнительное увлажнение за счет периодического влияния неглубоких грунтовых вод или вод поверхностного стока.

В виде комплексов с другими почвами на территории полигона встречаются почвы засоленного ряда – солонцы и солончаки.

Таким образом почвенный покров Семипалатинского испытательного полигона отличается значительной неоднородностью, особенно в пределах мелкосопочных и низкогорных территорий. Комплекс биоклиматических условий определяет формирование здесь почв каштанового типа, отличающихся

невысоким производительным потенциалом. Невысокая гумусированность, низкое содержание питательных элементов, недостаточная обеспеченность влагой атмосферных осадков, сложные условия рельефа определяют основное направление хозяйственного использования почв полигона. В сельскохозяйственном отношении они могут иметь преимущественно пастбищное значение. Земледельческое использование почв без полива не может обеспечивать стабильных достаточно высоких урожаев, поэтому их освоение возможно только при условиях орошения.

Почвы полигона, формируясь в условиях напряженного гидротермического режима и высокого дефицита влаги, в большинстве своем отличаются неглубоким промачиванием с поверхности. В условиях непромывного водного режима продукты радиоактивного распада будут аккумулироваться, главным образом, в поверхностных горизонтах почв и слабо мигрировать вглубь почвенного профиля.

Таким образом, исследуемые объекты СИП в основном представлены зональными светло-каштановыми, каштановыми почвами (преимущественно мало- и неполноразвитые, реже нормальные). Наибольшее отличие почвенных характеристик из всех объектов имеет площадка «Дегелен», в руслах ручьев которой развиты в основном луговые почвы [43, 153, 62, 16, 95].

Более детальные описания почвенного покрова объектов СИП представлены в соответствующих разделах главы 5.

2.2 Характеристика радиоактивного загрязнения территории СИП

На Семипалатинском испытательном полигоне было произведено 30 наземных, 86 воздушных и 340 подземных взрывов («включая» мирные ядерные взрывы). Наземные и воздушные ядерные взрывы, а также неядерные испытания (гидроядерные и гидродинамические) производились на территории площадки «Опытное поле». Подземные ядерные взрывы проводились на основных площадках «Балапан» (в скважинах – вертикальных выработках) и «Дегелен» (в штольнях – горизонтальных горных выработках), а также на вспомогательных площадках «Сары-Узень» и «Муржик». К числу неядерных испытаний относятся испытания БРВ, проведенные на площадках «4» и «4а» [173, 174]. Схема расположения основных площадок СИП представлена на рисунке (Рисунок 1).

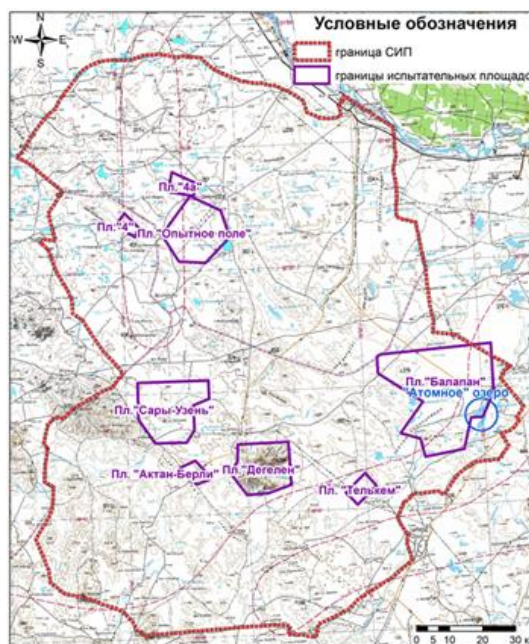


Рисунок 1 – Основные испытательные площадки СИП

Широкий спектр проведенных испытаний сформировал на территории СИП участки с различным уровнем, качественным составом, изотопным соотношением, площадью распространения радионуклидного загрязнения. Разнохарактерность испытаний на СИП могла обусловить различное поведение искусственных радионуклидов в почве.

2.2.1 Испытательная площадка «Опытное поле»

Первой испытательной площадкой на СИП, предназначенной для проведения атмосферных (наземных и воздушных) ядерных испытаний (в период с 1949 по 1962 гг.), была площадка «Опытное поле». Площадка представлена равниной, окруженной с трех сторон невысокими горами. Диаметр «Опытного поля» составляет около 20 км, площадь – 300 км², периметр – 64 км (Рисунок 1) [173, 172].

На территории «Опытного поля» было размещено 5 технических площадок. П-1, П-2 – для наземных взрывов, П-3 – для воздушных взрывов малой и средней мощности, П-5 – для воздушных взрывов большой мощности, П-2Г (П-7) – для модельных неядерных экспериментов (гидроядерные и гидродинамические) (Рисунок 2) [172].

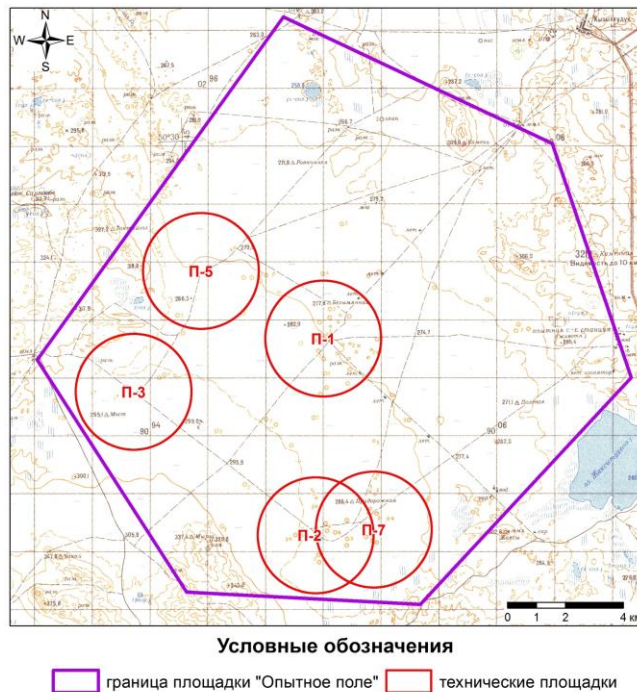


Рисунок 2. Площадка «Опытное поле»

В общем на площадке «Опытном поле» было проведено 30 наземных, из них в 5 случаях ядерное устройство не сработало, и 86 воздушных испытаний. На формирование радиационной обстановки в прилегающих к полигону районах повлияли, в основном, 11 наземных испытаний, поскольку остальные 14 были

проведены в режиме максимального осаждения продуктов ядерного взрыва непосредственно в пределах полигона [173, 154, 142, 7].

Радиоактивно загрязнение поверхностного слоя почвенного покрова площадки «Опытное поле» представлено эпицентрными зонами в виде воронок (с диаметром от нескольких десятков метров до одного километра) и зонами следов выпадений от наземных и воздушных ядерных испытаний (ширина следов варьирует от сотен метров до 10 км), а также эпицентрными зонами, не имеющими четкой геометрической формы, и следами выпадений от неядерных (гидроядерных и гидродинамических) испытаний, характеризующихся относительно малыми размерами (длина следов 3-5 км, ширина менее 100 м) [108, 113].

2.2.1.1 Эпицентрные зоны

На территории «Опытное поле» обнаружено 24 эпицентра испытаний. Из них 13 определено на технических площадках «П-2» и «П-7», 8 – на площадках «П-3» и «П-5», 2 – на площадке «П-1», и 1 – вне границ технических площадок, на объекте «В-1», расположенном на расстоянии 2 км южнее от площадки «П-3» [107]. Размеры эпицентрных зон – воронок – на площадке «Опытное поле» лежат в диапазоне от 50 до 250 м. Самая большая воронка расположена на технической площадке «П-1», радиус ее составляет 1000 м [108, 113].

Радиоактивное загрязнение в эпицентрных зонах определено присутствием продуктов деления (^{137}Cs , ^{90}Sr), продуктов активации (^{60}Co , изотопы Eu , ^3H и др.) и материала ядерного заряда ($^{239+240}\text{Pu}$, ^{235}U , ^{241}Am) (Таблица 1) [107].

Таблица 1 – Максимальные уровни удельной активности радионуклидов в почвах площадки «Опытное поле» на 2014 год

Радионуклид	Удельная активность, Бк/кг		
	Места проведения ядерных испытаний с большим энерговыделением, выше 1 кт	Места ядерных экспериментов с малым или полным отсутствием ядерного энерговыделения, менее 1 кт	Места проведения испытаний с высоким нейтронным потоком

Продукты деления ядерного взрыва	^{137}Cs	$n \cdot 10^6$	$n \cdot 10$	$n \cdot 10^3$
	^{90}Sr	$n \cdot 10^5$	$n \cdot 10$	$n \cdot 10^3$
Продукты активации ядерного взрыва	^{60}Co	$n \cdot 10^2$	$n \cdot 10$	$n \cdot 10^3$
	^{152}Eu	$n \cdot 10^3$	$n \cdot 10$	$n \cdot 10^5$
Материалы ядерного заряда	^{241}Am	$n \cdot 10^3$	$n \cdot 10^6$	$n \cdot 10^3$
	$^{239+240}\text{Pu}$	$n \cdot 10^4$	$n \cdot 10^7$	$n \cdot 10^4$

Каждому испытанию соответствует тот или иной преимущественный изотопный состав радиоактивного загрязнения.

2.2.1.2 Следы радиоактивных выпадений от наземных и воздушных ядерных испытаний на территории площадки «Опытное поле»

Следы радиоактивных выпадений сформировали наибольшие по площади участки радиоактивного загрязнения площадки «Опытное поле». Основным радионуклидом, формирующим радиоактивное загрязнение в зонах следов (около 30% территории), является изотоп ^{137}Cs , удельная активность которого в поверхностном слое почвы варьирует в пределах от 150 до $n \cdot 10^4$ Бк/кг [16, 108, 41, 121].

Масштабы следов радиоактивных выпадений зависели мощности проведенных испытаний и метеорологических условий на момент испытаний. На следах радиоактивных выпадений радиоактивному загрязнению подвергся лишь поверхностный слой почвы. В зонах следов до 90% радионуклидов сосредоточены в верхнем (0-5 см) слое. Заглубление техногенных радионуклидов могло произойти вследствие вторичных процессов перераспределения природного и антропогенного характера. Основными составляющими радиоактивного загрязнения зон следов радиоактивных выпадений являются изотопы ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , продукты активации отсутствуют. Удельная активность радионуклидов может достигать следующих значений: ^{137}Cs – $n \cdot 10^4$ Бк/кг, ^{90}Sr – $n \cdot 10^4$ Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – $n \cdot 10^3$ Бк/кг, ^{241}Am – $n \cdot 10^2$ Бк/кг. За пределами площадки «Опытное поле» активность этих радионуклидов снижается в сотни и тысячи раз [108, 113].

2.2.1.3 Следы радиоактивных выпадений, выходящие за пределы площадки «Опытное поле»

Радиоактивное загрязнение за границами площадки «Опытное поле» сформировали три наземных испытания: первое испытание на СИП 29.08.1949 г (22 кт), сформировавшее «восточный» след, испытание 24.09.1951 г. (38 кт) – «южный» след, и испытание 12.08.1953 г. (первый термоядерный взрыв, 400 кт) – «юго-восточный» след. «Южный» и «юго-восточный» идентифицированы на местности в результате аэро-гамма-спектрометрической съемки 1990-1991 гг. и современных комплексных радиоэкологических исследований территории СИП (Рисунок 3) [47].

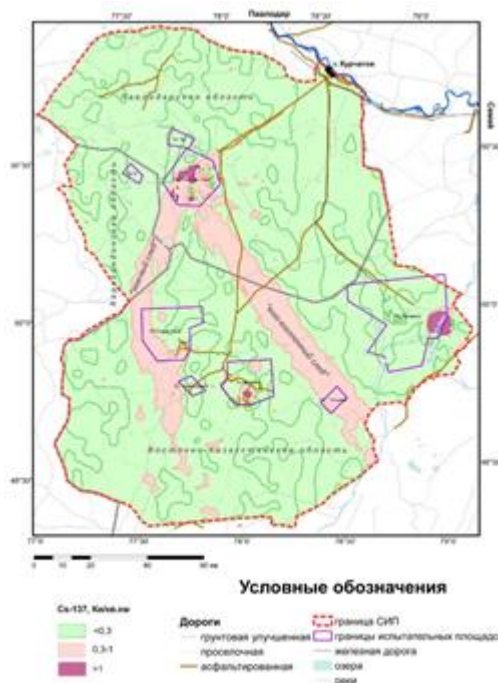


Рисунок 3. «Южный» и «юго-восточный» следы выпадений (^{137}Cs) на СИП

«Восточный» след идентифицирован в результате радиоэкологического обследования территорий, прилегающих к СИП. Данный след практически не проявляется в пределах гарницы СИП, что по-всей видимости, было обусловлено неблагоприятными метеорологическими условиями на момент испытания (сильный порывистый ветер и дождь) [47].

Размеры трех следов радиоактивных выпадений схожи. Ширина составляет 10-14 км, длина превышает 100 км. Фактическая длина данных следов радиоактивных выпадений не установлена. Продукты активации отсутствуют.

Уровень радиоактивного загрязнения следов определен характеристиками испытаний (тип делящегося материала, конструкционно-технические особенности ядерного зарядного устройства, его мощности). Важным отличием следов радиоактивных выпадений является изотопный состав загрязнения. Каждый след характеризуется индивидуальными значениями изотопных отношений $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$, $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ [47].

«Южный» след имеет юго-западное направление, далее сменяющееся сменяющееся на южное. На границе СИП он распадается на несколько участков, обнаруживаемых, в том числе, и за пределами СИП (в районе с. Кайнар) [47, 63, 110]. Удельная активность ИРН в почве участка «южного» следа на расстоянии примерно 100 км от эпицентра составляет в среднем: ^{90}Sr – ~30 Бк/кг, ^{137}Cs – ~45 Бк/кг, ^{241}Am – ~1,5 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – ~20 Бк/кг. Изотопное соотношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ составляет 0,7, $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ – 13,3 [110].

«Юго-восточный» след, выходя за пределы границы СИП, достигает села Саржал.

Удельная активность ИРН в почве участка «юго-восточного» следа на расстоянии примерно 100 км от эпицентра составляет в среднем: ^{90}Sr – ~450 Бк/кг, ^{137}Cs – ~150 Бк/кг, ^{241}Am – ~2,5 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – ~30 Бк/кг. Изотопное соотношение $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ составляет 3,0, $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ – 12,0 [155].

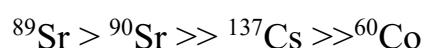
След выпадений от испытания 29.08.1949 г (22 кт) в данной работе не был рассмотрен, т.к. расположен за границей территории СИП.

2.2.2 Площадка проведения экскавационного взрыва

Большой объем промышленного строительства в бывшем СССР, тяжелый труд освоения крупнейших месторождений полезных ископаемых в малонаселенных регионах, необходимость создания водоемов в засушливых районах страны и многие другие виды работ требовали разработки и применения новых технологий, в частности, и ядерно-взрывных. Программы мирного использования энергии разрабатывались и реализовывались в СССР по Программе «Ядерные взрывы для народного хозяйства». По данной программе на территории СИП было произведено 7 взрывов (9 зарядов), из них четыре взрыва

были экскавационные – на площадках «Шаган» (объект «Атомное озеро»), «Сары-Узень», «Телькем-1» и «Телькем-2» [101]. В данной работе исследована площадка «Шаган» (объект «Атомное озеро») (Рисунок 1).

По данным исследования зоны навала было установлено, что продукты взрыва сосредоточены в основном в сравнительно тонком поверхностном слое. Также было отмечено, что в навале грунта содержится больше половины всех образовавшихся при взрыве тугоплавких радионуклидов, а содержание изотопов, имеющих летучих предшественников, меньше, поскольку они обладают способностью удерживаться в зоне дробления и растрескивания горных пород и повышенного выхода в атмосферу. [101, 51]. По результатам исследования локального следа было определено, что горизонтальная миграция радиоактивных продуктов более значима, чем вертикальная. А показатели вертикальной миграции повышаются по мере увеличения расстояния от центра взрыва, то есть на дальних расстояниях, где выпадают мелкие частицы. С уменьшением размеров частиц увеличивается и степень перехода радионуклидов в растворы. Средняя степень перехода радионуклидов из выпадений в воду через три месяца после взрыва в разных зонах была различна и имела следующие значения: на следе базисной волны она составляла 17%, на следе облака – 5%, на навале грунта – 3,4% [101, 10]. Исследования растворимости радионуклидов в почвах мест проведения экскавационных взрывов на СИП ранее имели место в период проведения испытания в другой скважине 1003 (площадка "Сары-Узень", 1965 г.). В работе [51] описано, что в результате обработки проб выпадений с ближнего следа (через 7 дней после взрыва) дистиллированной водой было обнаружено, что из изучаемых радионуклидов, в раствор переходили главным образом изотопы стронция – ^{89}Sr и ^{90}Sr . Результаты определения растворимости изотопов в зависимости от расстояния по оси следа показали, что в начале следа растворимость ^{89}Sr и ^{90}Sr возрастала практически прямолинейно, а затем устанавливалась равной 70-80%, и мало менялась с расстоянием. Изотопы по степени растворимости были расположены в ряд:



В целом, ранние исследования показали, что наибольшей способностью к переходу в водные растворы обладают изотопы, у которых имеются газовые или летучие предшественники в массовых цепочках [51].

В результате исследования современной картины радиоактивного загрязнения территории, прилегающей к «Атомному озеру» установлено, что территория загрязнена продуктами деления (^{137}Cs , ^{90}Sr), продуктами активации нейтронами элементов окружающей среды (^{60}Co , ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^3H), непрореагировавшей частью вещества заряда (^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am). Загрязнение ^{137}Cs территории носит наиболее обширный характер и распространяется во всех направлениях от воронки. При этом, детектируемые уровни (100 Бк/кг) радиоактивного загрязнения наблюдаются на расстоянии до 5 км от воронки. Загрязнение грунта ^{241}Am не носит столь масштабный характер и на удалении 2 км от воронки уже находится на уровне минимально-детектируемой активности используемого аппаратурно-методического обеспечения. Детектируемое загрязнение радионуклидом ^{152}Eu наблюдается на расстоянии до 3 км (Рисунок 4) [118].

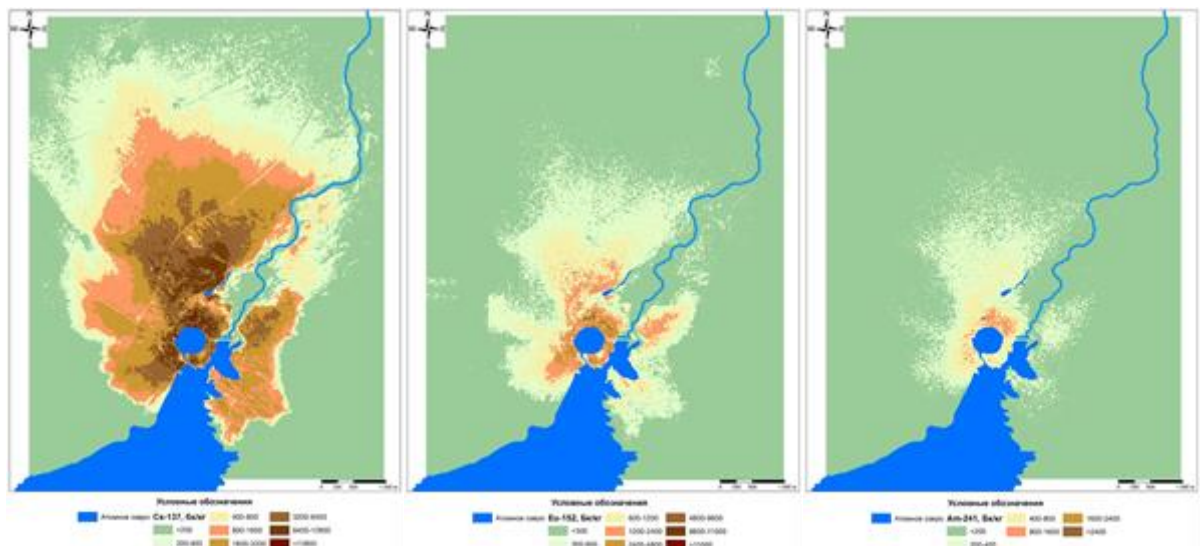


Рисунок 4. Характер площадного распределения радионуклидов ^{137}Cs , ^{152}Eu ^{241}Am на объекте «Атомное озеро»

Основное радиоактивное загрязнение, как и предполагалось, распространено в северном и северо-восточном направлении от воронки. Максимальные концентрации отмечаются на навале воронки в эпицентральной

области. По мере удаления от воронки концентрации радионуклидов значительно снижаются, вплоть до фоновых, уже на расстоянии порядка 8-10 км. Глубинное распределение за пределами навала в большинстве случаев носит классический характер, когда максимальные концентрации находятся в поверхностном слое, за исключением участков, подверженных сезонному затоплению, где за счет интенсивной инфильтрации произошло существенное перераспределение радионуклидов на глубину [118, 3, 176].

2.2.3 Условно фоновые территории СИП

В пределах границы СИП находятся значительные по площади территории, расположенные географически в различных частях полигона, вне границ испытательных площадок и практически не подвергшиеся значительному влиянию выпадений от испытаний на СИП. Данные территории на СИП были определены как условно фоновые территории (Рисунок 5) [108, 113].

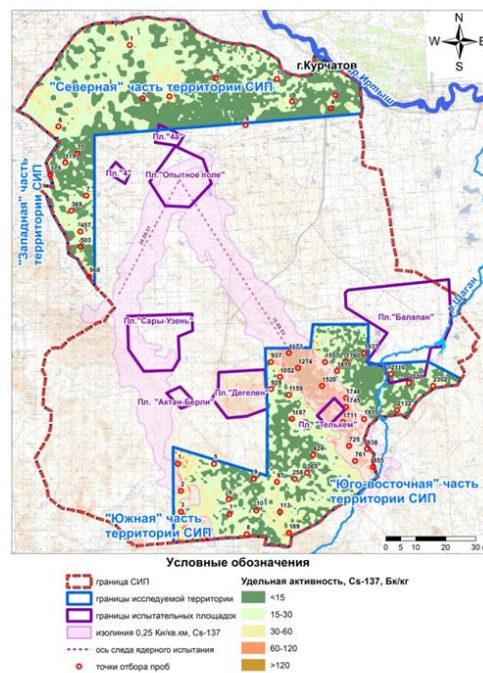


Рисунок 5. Схема расположения исследованной условно фоновой территории СИП

В настоящее время в результате комплексных радиоэкологических исследований территории СИП подробно исследованы северная (3000 км²), западная (560 км²), юго-восточная (850 км²) и южная (800 км²) части условно фоновой территории СИП (Рисунок 5) [84, 156, 138].

Анализ площадного распределения ИРН на северной и западной частях территории СИП позволяет охарактеризовать его как равномерное. В то время как на юго-восточной и южной территориях СИП наряду с фоновыми участками определены локальные участки загрязнения, образованные в результате выпадений от наземных ядерных испытаний, произведенных 12.08.1953 г (400 кт) и 24.09.1951 г (38 кт) на площадке «Опытное поле» (Рисунок 5) [110, 155, 156, 138].

В таблице (Таблица 2) представлены средние значения удельной активности ИРН в почвах условно фоновых территорий СИП [110, 84, 156, 138].

Таблица 2 – Удельная активность искусственных радионуклидов в почвах условно фоновой территории СИП, Бк/кг

Территория		^{137}Cs , Бк/кг	^{241}Am , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг
«Северная»		17,2	0,8*	10,0	4,1
«Западная»		18,0	0,9*	4,2	4,9
«Юго-восточная»	фоновая зона	18,5	0,9	2,6	4,9
	зона следа	140	2,5	460	30
«Южная»	фоновая зона	20	0,7	14	4,6
	зона следа	44	1,4	32	19
Примечание: * - в расчете средних значений учитывались в том числе данные ниже предела обнаружения					

Анализ результатов показывает, что на условно фоновых территориях, не подвергшихся влиянию выпадений от испытаний на СИП – северной, западной и фоновых участков юго-восточной и южной частей (исключены зоны следов выпадений от наземных испытаний) – содержание искусственных радионуклидов в почвах практически одинаково и соизмеримо с уровнями глобальных выпадений. Полученные данные являются объективными предпосылками для определения данных территорий в качестве фоновых.

2.2.4 Испытательная площадка «Дегелен»

Площадка представлена одноименным низкогорным массивом диаметром 17-18 км с общей площадью около 220 кв. км. Абсолютные вершины имеют разнообразные формы: острые гребневидные, круглые, плоские. Склоны изрезаны многочисленными распадками, в днищах которых часто наблюдаются русла временных водотоков. В геологическом отношении этот массив представляет собой гранитный батолит [174].

На площадке «Дегелен» проводились подземные ядерные взрывы (ПЯВ) мощностью до 150 кт в горизонтальных горных выработках – штольнях. В период с 1961 по 1989 гг. в горном массиве было испытано 295 ядерных устройств в 181 штольне [158, 149]. Всего проведено 209 испытаний (в том числе два в мирных целях). На площадке проводились групповые ядерные взрывы как в отдельных выработках (штольнях), так и при одновременном подрыве ядерных устройств более чем в одной выработке [171].

В результате взрывов в горном массиве были образованы многочисленные зоны дробления, провальных воронок и зияющих трещин, что привело к повышению проницаемости горных пород, и как следствие, усилению нисходящей фильтрации, за счет чего поверхностный водоток частично перешел в подземный. В результате поступления атмосферных осадков и трещинно-жильных вод в зоны необратимых деформаций и непосредственно в котловую полость, происходит формирование радионуклидного состава штольневых вод. (Рисунок 6) [158].

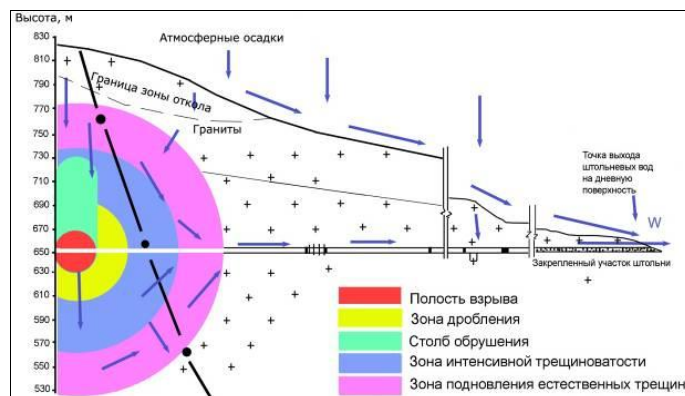


Рисунок 6. Движение подземных вод в штольне

Перемещаясь по системам трещин и полости штольни, загрязнённые радионуклидами воды, пополняют бассейн подземных вод или выходят на дневную поверхность в районе порталов штолен. Несмотря на демилитаризационные мероприятия, проведенные на данной территории в период 1996 по 1998 гг. по консервированию штолен, на некоторых штольнях наблюдалось просачивание штольневых вод через запечатывающие конструкции. Этими потоками продолжали выноситься на поверхность радионуклиды из полостей штолен. В результате в окружающую среду до сих пор продолжают выноситься радиоактивные вещества, которые аккумулируются в почвенном покрове и участвуют в геохимических процессах [158].

Для штолен с водопроявлением основным источником загрязнения радионуклидов являются радиоактивные водотоки. Исследования форм нахождения искусственных радионуклидов в воде штольневых ручьев позволили установить, что для ^{90}Sr характерна растворенная форма (фракция <3 нм), изотопы $^{239+240}\text{Pu}$ в зависимости от объекта свойственно преобладание коллоидных и растворенных форм, присутствие во взвешях, ^{137}Cs преобладает в растворенном веществе (50-70%), а также может присутствовать во взвешенных веществах [162, 4]. После поступления радионуклидов с водой в почву дальнейшее их перераспределение определено геохимическим поведением.

Из штолен с водопроявлением наиболее подробно изучены штольни № 176 и № 177 [208, 125].

Штольня № 176. Среднегодовой дебит водотока штольни № 176 превышает 500 л/мин [119]. Среднегодовая удельная активность ИРН в штольневых водах по данным радиационного мониторинга достигала следующих уровней: ^{137}Cs – 89 Бк/кг, ^{90}Sr – 275 Бк/кг, ^3H – 341 кБк/кг. Годовой вынос ИРН со штольневыми водами зависит от количества атмосферных осадков. Преобладает в водах радионуклид ^{90}Sr , содержание ^{137}Cs в 2–3 раза меньше [120].

Основное радиоактивное загрязнение определено в русле водотока штольни. Значения плотности потока β -частиц достигают 2700 част/(мин*см²).

Мощность эквивалентной дозы (МЭД) варьирует в диапазоне от 0,13 до 23,9 мкЗв/ч [208].

Штольня № 177. Штольня № 177 на период исследования характеризовалась наличием постоянного водотока (в первые годы наблюдений водопроявление было сезонным). За период радиационного мониторинга 2001–2005 гг. среднегодовой дебит воды составлял $4,4 \cdot 10^8$ (более 500 л/мин) [119]. Среднегодовая концентрация радионуклидов в штольневой воде за этот период составляла: по ^{137}Cs – от 2 до 6 Бк/кг, по ^{90}Sr – от 630 до 1100 Бк/кг, по ^3H – от 550 до 630 кБк/кг. Для изотопов $^{239+240}\text{Pu}$ отмечалось превышение уровня вмешательства по почти в 12 раз (0,56 и 6,6 Бк/кг).

Радиоактивное загрязнение водотока штольни № 177 также привязано преимущественно к центральному руслу. Плотность потока β -частиц варьирует в пределах от фоновых значений до 1200 част/(мин*см²). Значение МЭД изменяется в пределах 0,18–3,7 мкЗв/ч [125].

Максимальные уровни удельной активности ИРН в районе штольни № 176 выявлены на участках, удаленных на некотором расстоянии от портала штолен (170 м от портала на штольне № 176 и 100 м от портала штольни № 176). Оба участка привязаны к зоне выхода водотока из навала обломочного материала, что свидетельствует о его роли геохимического барьера. Удельная активность изотопа ^{137}Cs в почвах русел водотоков штолен № 176 и № 177 на расстоянии 1300 и 665 м от портала, соответственно, по сравнению с верховьями уменьшается на 3 порядка. Снижение концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах русла водотока штольни № 177 на 3 порядка отмечается на расстоянии 300 м от портала штольни. Характер распределения изотопа ^{90}Sr в луговых почвах обеих экосистем иной. Содержание ^{90}Sr почвах экосистемы штольни № 176 снижается до практически фоновых значений (50 Бк/кг) в 2-х км от портала. В почвах русла водотока штольни № 177 снижение удельной активности ^{90}Sr происходит медленнее – на 1 порядок от максимального значения его концентрация снижается лишь на расстоянии в 650 км [119].

Вертикальное распределение радионуклидов в луговых почвах имеет классический характер – отмечается снижение удельной активности с глубиной. Распределение $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am по глубине в почвенном профиле схоже. Основная доля (95%) данных изотопов находится в верхнем (0-5 см) почвенном слое, на глубине 25 см они практически отсутствуют. В водонасыщенной почвенно-грунтовой толще центральной части экосистемы водотока штольни №177 проникновение $^{239+240}\text{Pu}$ может достигать до глубины 90 см, что объясняется присутствием его в воде в растворимой (ионной) форме. Распределение ^{137}Cs по вертикали зависит от степени увлажнения. В руслах водотоков концентрация ^{137}Cs плавно уменьшается, в береговой зоне (2-3 м от центрального русла) отмечается более резкое снижение содержания по глубине, что объясняется процессами инфильтрации, протекающими в русле. И в почвенном профиле, и в русле водотока до 90% от общего содержания ^{137}Cs приходится на глубину 0-12 см. Наибольшее распределение по глубине характерно для ^{90}Sr . Характер распределения ^{90}Sr по профилю в русле и береговой зоне мало отличается, в обоих случаях на глубину 0-12 см приходится в среднем около 80% от общего содержания радионуклида. В руслах водотоков удельное содержание ^{90}Sr на глубине 150 см может достигать десятков тысяч Бк/кг [125].

2.2.5 Площадка испытания боевых радиоактивных веществ (БРВ)

В 50-е годы прошлого столетия в Советском Союзе проводились исследовательские и опытно-конструкторские работы по созданию радиологического оружия в ракетном и бомбовом исполнении (оружие массового поражения невзрывного типа – боеприпасы с боевыми радиоактивными веществами (БРВ)). В качестве боевого снаряжения использовали жидкие и порошкообразные БРВ, представлявшие собой радиоактивные отходы атомной промышленности, а также продукты, полученные после облучения специально подобранных веществ нейтронами работающего атомного реактора, т.е. путем образования наведенной активности [94]. На радиохимическом заводе (НПО «Маяк») радиоактивные продукты получали в виде азотнокислых растворов после выделения плутония-239 из облученных в промышленном реакторе урановых

«блочков», так называемая «рецептура 904» [89]. После нахождения «блочков» в реакторе около 120 дней и выдержки «блочков» в течение 3-4 месяцев под слоем воды для распада короткоживущих радионуклидов состав по активности мог быть следующий: ^{89}Sr – 7%; ^{90}Sr – 10%; ^{95}Zr – 95 и ^{95}Nb – 24%; ^{103}Ru и ^{106}Ru – 26%; ^{137}Cs – 11%; альфа-активные изотопы редкоземельных элементов – 24%. В испытаниях на СИП радиоактивной рецептурой был продукт («рецептура 904»), удельная активность которого колебалась от десятых долей до единиц кюри на литр [94].

Испытания БРВ на СИП проводили в период с 1954 по 1956 гг. на двух площадках «4» и «4а», находящихся в северо-западной части СИП (Рисунок 1) [174, 194].

На данных площадках осуществлялось диспергирование жидких радиоактивных рецептур средствами авиации (авиабомбы, ВАП – выливные авиационные приборы) и артиллерии (ствольной и реактивной). Проводился также подрыв одиночных боеприпасов с БРВ на специальных площадках, оборудованных мишенной обстановкой. В 1958 г. работы с БРВ были признаны бесперспективными и прекращены ввиду сомнительности боевой эффективности боеприпасов с БРВ при наличии атомного оружия в стране, а также из-за опасности радиационного поражения личного состава при подготовке к испытаниям [194].

По данным аэрогаммасъемки 1956 г. установлено, что основное загрязнение почвы на площадках формируют ^{137}Cs и ^{90}Sr [136]. Аэрогамма-спектрометрическая съемка, выполненная в 1990-1991 гг., не зафиксировала повышения плотностей загрязнения ^{137}Cs окружающей среды в этой части полигона [46]. Однако более поздние исследования показали присутствие локальных радиоактивно-загрязненных пятен с высокими концентрациями ИРН. По результатам поздних исследований было установлено, что количество участков локального загрязнения на площадке «4» составило 5, на площадке «4а» - 25.

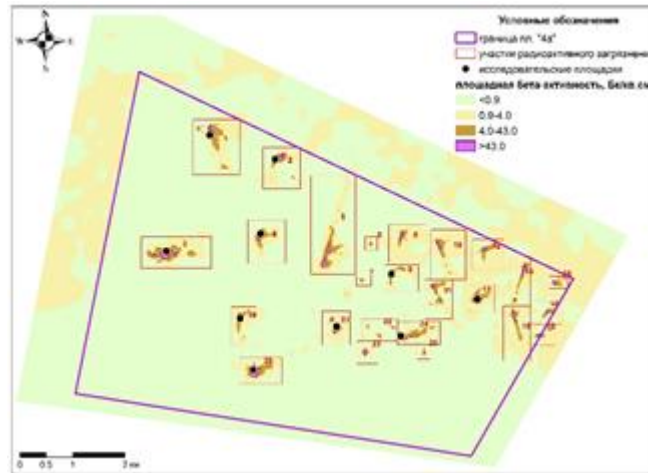


Рисунок 7. Распределение удельной активности ^{90}Sr , Бк/см² на пл.«4а»

Наибольшему загрязнению подверглась площадка «4а» (Рисунок 7) [115].

Удельная активность ИРН на различных участках площадки достигает следующих значений: ^{90}Sr – 590 МБк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – 800 кБк/кг, ^{241}Am – 30 кБк/кг, ^{137}Cs – 320 кБк/кг. Преобладающим компонентом радиоактивного загрязнения почвенного покрова площадки является изотоп ^{90}Sr . Радиоактивное загрязнение участков неоднородное, уровни радиоактивного загрязнения на участках отличаются на несколько порядков. Между собой участки могут иметь схожее и различное изотопное соотношение радиоактивного загрязнения, что говорит о том, что участки образованы от различных испытаний [115, 117, 111, 112]. Изучение вертикального распределения радионуклидов показало значительное проникновение искусственных радионуклидов вглубь почвенного профиля, особенно это проявляется для радионуклида ^{90}Sr , значительное содержание которого обнаруживается до глубины 70 см.

ГЛАВА 3 МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

3.1 Экспедиционные работы

3.1.1 Выбор исследуемых участков

Исследования проводили на основных объектах СИП, представленных испытательными площадками и условно фоновыми территориями СИП, расположенными вне границ испытательных площадок. Методология исследования учитывала различные уровни и характер радиоактивного загрязнения почвенного покрова объектов, обусловленные разным происхождением радиоактивного загрязнения. В зависимости от происхождения и типа радиоактивного загрязнения почвенного покрова объекты разделены на следующие группы:

-объекты, подвергшиеся выпадениям от мощных наземных испытаний, проведенных на площадке «Опытное поле» (эпицентральные, межэпицентральные зоны и зоны следов выпадений от мощных наземных взрывов, выходящие за пределы площадки испытания);

-объект, подвергшийся выпадениям от экскавационного испытания (объект «Атомное озеро»);

-объекты, подвергшиеся загрязнению глобальных выпадений (условно фоновые территории СИП);

-объекты, подвергшиеся загрязнению радиоактивными водотоками (участки в районе штолен №176 и № 177 с водопроявлением на площадке «Дегелен»);

-объекты, подверженные загрязнению радиоактивными веществами (площадка «4а», место испытания БРВ).

Исследуемые объекты представлены на рисунке (Рисунок 8).

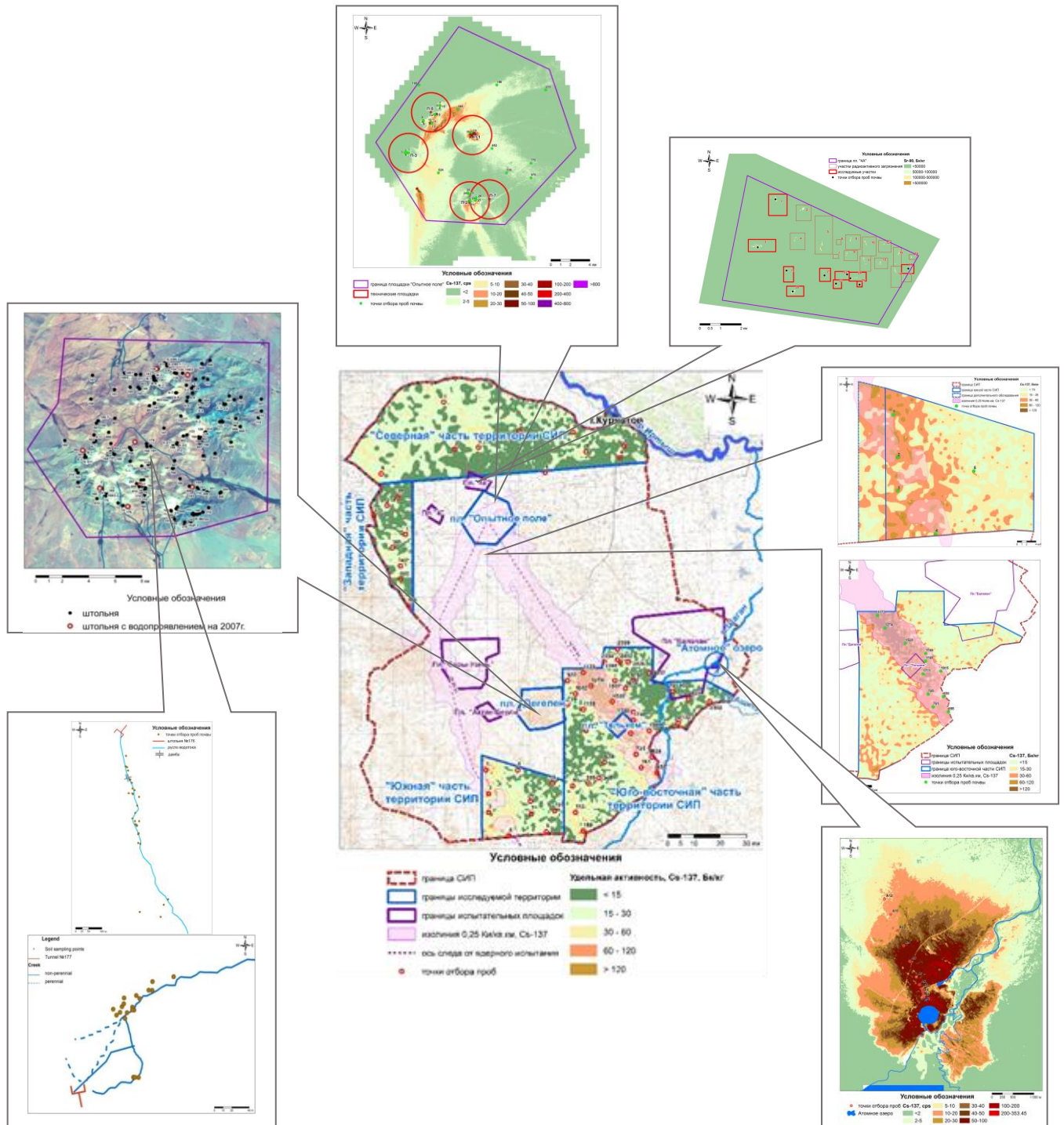


Рисунок 8. Исследуемые объекты СИП

Для изучения мест проведения наземных испытаний были выбраны эпицентральный участки и межэпицентральный зоны на площадке «Опытное поле». На площадке «Опытное поле» были изучены 10 эпицентров различных наземных ядерных испытаний, характеризующихся максимальным уровнем радиоактивного загрязнения, 9 участков межэпицентральных зон, а также участки зон следов выпадений от мощных

наземных взрывов (38 и 400 кт), расположенных за пределами площадки «Опытное поле» – на территории условно фоновой (южная и юго-восточная) территории СИП.

Для изучения форм нахождения радионуклидов в местах проведения экскавационных взрывов (подземный ядерный взрыв с выбросом грунта) был выбран объект «Атомное озеро», место проведения термоядерного экскавационного взрыва (140 кт). На данном объекте исследован профиль с максимальным уровнем радиоактивного загрязнения вдоль направления следа выпадений от базисной волны.

Условно фоновые территории СИП, расположенные за пределами испытательных площадок, загрязнение которых определено преимущественно глобальными выпадениями, были исследованы на примере северной, западной, южной и юго-восточной частей территории СИП.

В качестве объектов, подверженных влиянию радиоактивных штольневых водотоков, были выбраны участки в районе русел ручьев, вытекающих из штолен № 176 и 177.

В местах проведения испытаний БРВ объектом исследования была выбрана территория площадки «4а», особенностью которой является наличие участков с характерным радионуклидным загрязнением, состав которого преимущественно определен содержанием радионуклида ^{90}Sr в почвах, достигающий максимальных значений, равных $n \times 10^8$ Бк/кг.

3.1.2 Отбор проб почв

Место отбора проб почвы непосредственно на объектах определялось по данным предварительных площадных исследований. Как правило, отбор проб проводили в местах максимального радионуклидного загрязнения. Определение местоположения на местности по географической системе координат производилось с использованием спутникового прибора Garmin Rino 520, который позволяет определять положение точек с точностью ± 5 м. Глубина отбора проб почвы для изучения форм нахождения радионуклидов в почве определялась характером вертикального распределения радионуклидов

в почвенном профиле. В луговой экосистеме (пл. «Дегелен») производили точечный отбор проб почвы на глубину 0-20 см с площади 100 см². В степных экосистемах отбор проб почвы производили методом конверта на глубину 0-5 см, на площадке испытания БРВ – точно на глубину 0-5 см с площади 100 см². Отбор проб проводили из прикопок при помощи пробоотборных прямоугольных совков, выполненных из нержавеющей стали со сторонами 10×10 см.

3.2 Камеральные и лабораторные работы

3.2.1 Пробоподготовка почв

Подготовку проб почвы начинали сразу же после их транспортировки с полей. Пробы почвы высушивали до воздушно-сухого состояния на воздухе или в сушильном шкафу при температуре 60°C. Из почвы механически удаляли неразложившиеся органические остатки, включения, почвы вручную размалывали в ступке и просеивали через сито диаметром отверстий 1 мм. Далее пробы тщательно перемешивали, квартовали [39, 152].

3.2.2 Последовательная экстракция

Исследование форм нахождения радионуклидов в почвах проводили с использованием модифицированной схемы последовательного экстрагирования, предложенной Павлоцкой Ф.И (Таблица 3.). Данная схема предусматривала определение водорастворимой, обменной и необменных (кислоторастворимой и прочносвязанной) форм радионуклидов в почве [121, 102]. В схему была добавлена промежуточная стадия определения органически связанных форм радионуклидов с использованием 0,1 н раствора NaOH на основе методики, разработанной Тюриным И.В. [131].

Таблица 3 – Схема последовательного экстрагирования

Форма	Экстрагент	Группа соединений
Водорастворимая форма (легкодоступная форма)	H ₂ O	Водорастворимые соли неорганических кислот и органические соединения (соли, комплексы), частично соединения, сорбированные с почвой по ионному механизму
Обменная форма (легкодоступная форма)	1М CH ₃ COONH ₄ (pH=6,8)	Водорастворимые соли неорганических кислот и органические соединения (соли, комплексы), несвязанные фульваты элемента, соединения, сорбированные почвой по механизму ионного обмена, в карбонатных почвах частично карбонаты
Органическая форма (потенциальный резерв)	0.1N NaOH	Связанные с органической частью (фракции гуминовых кислот и фульвокислот), свободной или непрочно связанной с минеральной частью почвы
Кислоторастворимая форма (потенциальный резерв)	1М HCl	Карбонаты, непрочно сорбированные соединения элемента окислами железа и алюминия, глинистыми минералами, фульваты, труднообменные ионы, свежесажженные гидроокиси
Прочносвязанная форма (остаточная, недоступная форма)	-	В составе полуторных окислов железа и алюминия, ионы связанные прочно (необменно) органическим веществом почвы, адсорбированные по типу изоморфного замещения в кристаллических решетках
Примечание: к почвам с низким валовым содержанием радионуклидов применялась сокращенная схема последовательного экстрагирования, без выделения водорастворимой и органической форм		

Соотношение почвы и выщелачивающего раствора составляло 1:5 (г/мл). Масса навесок почвы составляла 100,0 г, на условно фоновых территориях - 150,0 г. Почвенную суспензию взбалтывали в течение 1 часа на ротаторе, на следующий день фильтровали через фильтр «синяя» лента. Время экстрагирования составляло в среднем 16 часов. Экстрагирование проводили при комнатной температуре, без нагревания. Водные и органические вытяжки дополнительно центрифугировали при скорости 3600 об/сек. Водные вытяжки для стабилизации подкисляли до pH=1-2.

Органические вытяжки для радиохимических анализов дополнительно выпаривали в фарфоровых чашках при температуре 100°C, озоляли в муфельной печи при 500°C в течение 8 часов с целью разрушения

органического вещества, затем растворяли озоленный остаток в 7,5 М растворе азотной кислоты. Неизвлекаемый из почвы остаток радионуклидов принимали за прочносвязанную форму. В пробах почвенных вытяжек и почвы после выщелачивания определяли содержание радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$.

3.2.3 Радионуклидный анализ

Определение активности гамма-излучающих радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am в образцах почвы и почвенных вытяжек проводили на гамма-спектрометрах GEM FX 5825-P4 Ortec фирмы «Ametek» и BE 3830 фирмы «Canberra», оснащенных полупроводниковыми детекторами на основе высокочистого германия с относительной эффективностью регистрации 35% [5]. Для калибровки спектрометров по эффективности регистрации применялись объемные насыпные источники ОМАСН (Россия), RgU, RgTh, RgK (IAEA). Типичные пределы обнаружения радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am – 0,1 Бк/кг.

Радионуклид ^{90}Sr в почвах с высоким удельным содержанием ^{90}Sr (от 500 Бк/кг и более) определяли инструментальным методом с использованием бета-спектрометра «Прогресс» [100]. Предел обнаружения данного метода составляет 100 Бк/кг. Бета-спектрометр «Прогресс» использовался для прямого определения активности ^{90}Sr без радиохимической подготовки. Калибровка спектрометра проводится с использованием источника ^{90}Sr и ^{22}Na , которые входят в комплект прибора. Обработка спектра проводится автоматически. Предел обнаружения для навески 10 г – 100 Бк/кг.

Образцы почвы с низким содержанием радионуклида ^{90}Sr (менее 500 Бк/кг) и почвенных вытяжек анализировали радиохимическим методом с бета-спектрометрическим окончанием в соответствии с аттестованными методическими указаниями [99]. Радиохимическое определение стронция заключалось в полном кислотном разложении озоленного образца почвы концентрированными кислотами (HF , HNO_3) с дальнейшей очисткой и выделением изотопов ^{90}Sr . Активность выделенного ^{90}Sr определялась по

активности его дочернего радионуклида ^{90}Y после установления радиоактивного равновесия на бета-радиометре Tri-Carb 2910TR фирмы «Perkin Elmer». Необходимость использования полного кислотного разложения была обусловлена наличием в исследуемых почвах труднорастворимых радиоактивных частиц. Почвенные вытяжки направлялись на радиохимическое определение ^{90}Sr в неизменном виде без дополнительной обработки.

Содержание изотопов $^{239+240}\text{Pu}$ в пробах почвы и вытяжек определялось радиохимическим способом [99]. Образцы почвы последовательно проходили ряд стадий, включающих: озоление, полное кислотное разложение, радиохимическую очистку и выделение изотопов плутония с помощью анионита АВ 17×8, приготовление тонкослойных спектрометрических образцов. Счетные образцы представляют собой стальные диски, на которые методом электролитического осаждения нанесены выделяемые изотопы плутония ($^{238, 239+240}\text{Pu}$). Для контроля выхода и учета потерь использовалась изотопная метка радионуклида ^{242}Pu . Измерения счетного образца проводили на альфа-спектрометрах Alpha Analyst 7200 фирмы «Canberra» и Alpha Ensemble Ortec и Alpha Mega Ortec фирмы «Ametek». Типичный предел обнаружения для навески 10 г – 0,1 Бк/кг. Процедура разделения изотопов $^{239+240}\text{Pu}$ на колонках требует нахождения этого элемента в азотнокислой форме (7,5 М раствор). В связи с этим почвенные вытяжки перед анализом были предварительно подготовлены. После добавления изотопной метки ^{242}Pu вытяжки упаривали до влажных солей. Затем дважды обрабатывали «царской водкой» (смесью концентрированных кислот HNO_3 и HCl (1:3)) с добавлением перекиси водорода (H_2O_2 , 30%). В заключении солевой остаток растворяли горячим раствором 7,5 М HNO_3 .

Предел обнаружения радионуклидов в исследуемых пробах почвы и вытяжек рассчитывался исходя из массы навески и объема вытяжек, взятых для анализа и времени измерения. В среднем, предел обнаружения

радионуклидов в почвах и вытяжках составлял для $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,1 Бк/кг, ^{241}Am – 1,0-3,0 Бк/кг, ^{137}Cs – 1,0-3,0 Бк/кг, ^{90}Sr – 0,5 Бк/кг (для вытяжек в пересчете на воздушно-сухую почву пределы обнаружения в 5 раз выше). Погрешность аналитических измерений не превышала 30 %, а при концентрациях анализируемого радионуклида, превышающих предел его обнаружения более чем в 10 раз, погрешность аналитических измерений не превышала 10%.

3.2.4 Расчеты и форма представления данных в таблицах приложений

Результаты определения форм нахождения изучаемых радионуклидов представлены в единицах удельной активности в расчете на 1кг воздушно-сухой почвы и в процентах от суммарного содержания всех форм.

Данные содержания растворимых форм радионуклидов представлены в единицах удельной активности радионуклидов на массу воздушно-сухой почвы (с учетом использованного в методике пропорционального отношения почва : экстрагент = 1:5). Суммарное содержание форм нахождения радионуклидов принимали за общее (суммарное) содержание радионуклида в почве, т.е. за 100 %.

Расчет относительного содержания форм нахождения радионуклидов от суммарного содержания всех форм радионуклида в почве рассчитывали по следующей схеме:

$$d (\%) = \frac{YA_n}{\sum YA_i} * 100 \quad (1)$$

где YA_n – удельное содержание определяемой формы радионуклида (Бк/кг в расчете на 1 кг воздушно-сухой почвы); YA_i – суммарное содержание (Бк/кг) всех форм радионуклида.

Медиана и межквартильный размах относительного содержания форм нахождения радионуклидов рассчитывали для выборок, в которых количество численных значений больше либо равно количеству значений, определенных на уровнях менее предела обнаружения, при этом в расчетах

учитывались все значения (пределы обнаружения принимались за численные значения).

3.2.5 Физико-химический анализ почв

Исследование физико-химических свойств почв проводили по стандартным методам [31, 30, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 147].

Гранулометрический (зерновой) и микроагрегатный состав почвы определяли ситовым и пипеточным методами. Принцип пипеточного метода основан на разделении частиц по крупности при их падении в неподвижной жидкости. В основе данного принципа лежит зависимость сопротивления вязкой жидкости движению в ней твердых частиц от размеров этих частиц. Из равномерно взмученной суспензии через определенные промежутки времени с определенной глубины отбираются пипеткой пробы суспензии, фракции песка улавливали на ситах. Гранулометрический состав определяли по содержанию частиц «физической глины» на основании классификации Н.А. Качинского [31, 30].

Метод определения содержания органического вещества в почве основан на окислении органического вещества раствором двухромовокислого калия в серной кислоте при нагревании в течение 1 часа в водяной бане и последующем определении трехвалентного хрома, эквивалентного содержанию органического вещества, на фотоэлектроколориметре [32].

Актуальную кислотность почв измеряли в почвенной суспензии, приготовленной при соотношении почвы и дистиллированной воды 1:5 с использованием рН-метра Mettler Toledo S 220 Bio [33].

Содержание карбонатов в почве определяли объемным методом. Метод заключается в измерении объема диоксида углерода, выделившегося при воздействии на содержащиеся в почве карбонаты раствором соляной кислоты (НС1) [147].

ГЛАВА 4 ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am В ПОЧВАХ СИП

Базовой информацией по объектам исследования являлись данные о характере проведенных испытаний, уровнях и качественном составе радионуклидного загрязнения почвенного покрова. В результате различных типов (по характеру проведения, типу зарядного устройства, мощности) испытаний на объектах СИП сформированы различные уровни и качественный состав радионуклидного загрязнения почвенного покрова (Таблица 4) [107, 155, 3, 125, 115, 117, 116, 156, 138].

Таблица 4 – Диапазоны значений содержания искусственных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в почвах объектов СИП

Объект исследования		Содержание радионуклидов в почве исследуемых объектов, Бк/кг (Min-Max)			
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$
Площадка «Опытное поле»	Эпицентральные зоны*	340-9 000	<100-29 000	700-100 000	900-1 300 000
	Межэпицентральные зоны*	18-670	<100-1 700	<1,2-1 500	105-41 000
	Зона следа выпадений на участке В-1*	280-650	150-420	1 200-31 000	650-2 100
	Зона следа выпадений на участке П-2М*	-	-	69-180	21 000-680 000
	Участок следа (70-120 км) выпадений от термоядерного испытания (400 кт)*	29-430	13-330	0,4-9,5	2,0-122
	Участок следа (107-131 км) выпадений от ядерного испытания (38 кт)	1,3-150	22-110	0,6-6,3	14-69
Объект «Атомное озеро»*		910-14 000	650-12 000	27-600	67-2 700
Условно фоновые территории СИП	Северная часть	1,0-75	<9-81	<0,6-2,4	<3,0-12
	Западная часть	1,0-63	<1,0-36	<0,6-8,6	3,5-51
	Юго-Восточная часть	18,0-30,2	3,4-15,0	0,7-1,0	3,7-7,4
	Южная часть	0,63-75	9-16	0,13-12	0,6-4,8
Площадка «Дегелен»	Штольня № 176*	26-450 000	610-33 000	-	-
	Штольня № 177*	16-11 000	1 800-129 000	1,6-680	30-12 000

Площадка «4а» (испытания БРВ)*	85-320 000	310 000- 17 000 000	8,0-4 200	1500-57 000
«*» - данные по пробам, исследованным в работе «-» - не определено				

Максимальные уровни радиоактивного загрязнения почвенного покрова на СИП характерны для эпицентральных зон наземных, воздушных и экскавационных ядерных взрывов, участков влияния радиоактивно загрязненных штольневых водотоков, мест испытания БРВ. Характерной особенностью радиоактивного загрязнения участков испытания БРВ является наличие преимущественно стронциевого загрязнения, что связано с составом испытуемых веществ. Зоны следов выпадений от наиболее мощных наземных ядерных испытаний характеризуются относительно незначительными уровнями содержания радионуклидов, причем преимущественно осколками деления – ^{137}Cs и ^{90}Sr . На условно фоновых территориях СИП уровень содержания искусственных радионуклидов соизмерим с глобальным.

4.1 Формы нахождения радионуклидов в почвах объектов, подвергшихся радиоактивному загрязнению выпадениями от наземных ядерных испытаний (площадка «Опытное поле», зоны следов выпадений от наземных ядерных испытаний, расположенные за пределами площадки «Опытное поле»)

Территория площадки «Опытное поле» имеет высокую степень техногенной нарушенности природного ландшафта, представленную в виде воронок от различных испытаний, рвов, канав, траншей, навалов техногенного грунта, полуразрушенными строениями хозяйственного и военного назначения. Наблюдается высокая степень деградации земель, наличие большого количества шлака (оплавленного грунта), образованного в результате наземных взрывов, особенно ярко это наблюдается на площадке П-1, месте проведения термоядерного взрыва [107].

Почвенный покров достаточно исследуемой площадки однообразный. Почвы относятся к светло-каштановым, суглинистым, с поверхности слабощелочные или щелочные с рН от 7,0 до 8,4. Вниз по профилю рН почв

увеличивается до 7,9-8,8. Доля органического вещества в почвах варьирует в пределах 2-3%, в некоторых случаях значения достигают 5%. Почвы незасоленные, содержание легкорастворимых солей в поверхностных горизонтах менее 0,10%. С глубиной засоление увеличивается и может достигать 0,53%. Среди обменных оснований преобладает Са. Такие особенности, как повышение содержания органического вещества до 5% или изменчивость содержания карбонатов по профилю являются следствием антропогенными нарушения почвенного покрова [70].

В рамках изучения форм нахождения радионуклидов в почвах в местах проведения наземных и воздушных ядерных испытаний были исследованы эпицентральные и межэпицентральные участки. Схема отбора проб почвы на площадке «Опытное поле» изображена на рисунках (Рисунки 9, 10).

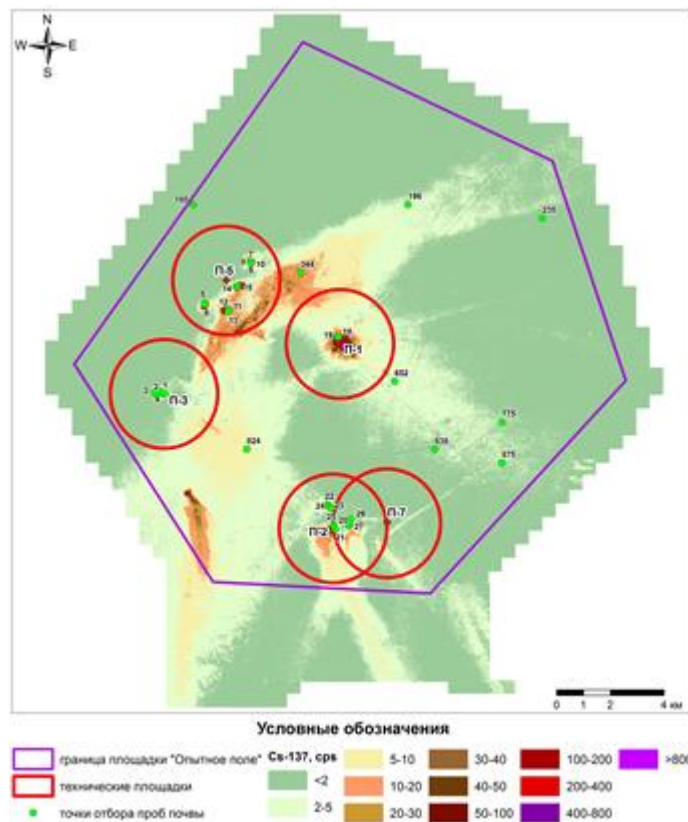


Рисунок 9. Точки отбора проб почвы на площадке «Опытное поле»

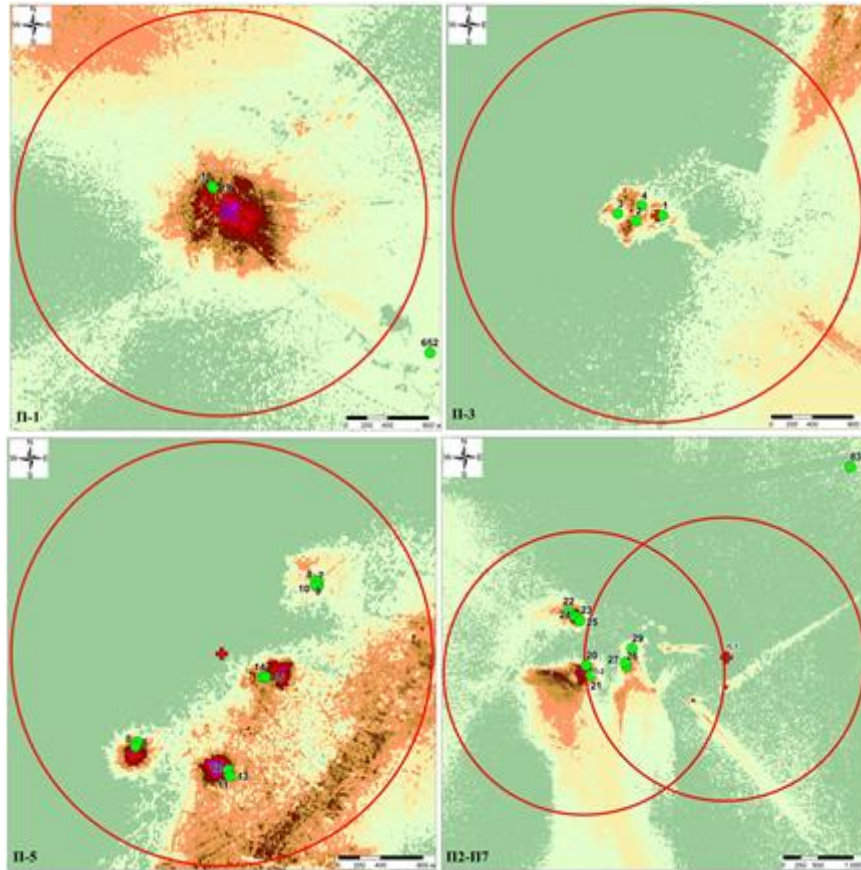


Рисунок 10. Точки отбора проб почвы на эпицентральных участках площадки «Опытное поле»

4.1.1 Эпицентральные зоны

В работе было исследовано 10 эпицентральных участков. На каждом эпицентре было отобрано от 2 до 4 смешанных проб.

Результаты исследования площадки «Опытное поле» опубликованы в следующих работах [70, 204, 200, 73, 85, 78, 198, 72, 74, 79, 75]. Результаты представлены в таблице (Таблица 5) и в Приложении А (Таблицы А.1 – А.4).

Таблица 5 – Формы нахождения ИРН в почвах эпицентральных зон площадки «Опытное поле» (% , относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Формы	Водорастворимая (H ₂ O дист.)	Обменная (1М CH ₃ COONH ₄)	Органическая (0,1н NaOH)	Кислоторастворимая (1М HCl)	Прочносвязанная (почва)
¹³⁷ Cs, n=26					
Медиана, %	–	0,66	–	–	98,6
Межквартильный размах, %	–	0,75	–	–	1,1
⁹⁰ Sr, n=14					
Медиана, %	–	1,5	–	1,4	97,4
Межквартильный	–	1,6	–	1,2	2,0

размах, %					
^{241}Am , n=14					
Медиана, %	–	–	–	7,0	92,4
Межквартильный размах, %	–	–	–	12,4	12,3
$^{239+240}\text{Pu}$, n=11					
Медиана, %	0,01	0,003	0,07	0,17	99,7
Межквартильный размах, %	0,008	0,009	0,18	0,50	0,50
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики					

Эпицентральные участки характеризуются низкой подвижностью изучаемых радионуклидов в почве. Основное содержание радионуклидов находится в прочносвязанной форме. Практически во всех образцах содержание ^{137}Cs в водорастворимой, органической и подвижной формах менее предела обнаружения используемого аппаратурно-методического обеспечения. Медианное значение содержания обменной формы в среднем составило лишь 0,66% от суммарного содержания всех форм. Из всех рассматриваемых радионуклидов ^{90}Sr наиболее подвижный. Несмотря на то, что основное его содержание в почве так же находится в основном в прочносвязанной форме (97,4%), в значительных концентрациях он определен в составе обменной (1,5%) и кислоторастворимой (1,4%) форм. Для ^{241}Am наряду с преобладанием прочносвязанной формы (92,4%) отмечено значительное его содержание в составе кислоторастворимой формы (7,0%). Преобладающее содержание радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ определено в прочносвязанной форме (99,7%), далее содержание радионуклида уменьшается в ряду: кислоторастворимая форма – 0,17%, органическая – 0,07%, водорастворимая – 0,010%, обменная – 0,003%. Выявленная низкая подвижность радионуклидов в почвах эпицентральных зон согласуется с данными исследования перехода радионуклидов из почвы в зональные растения, которые установили минимальные на СИП коэффициенты накопления радионуклидов зональными растениями на данных участках [91, 61, 90].

Несмотря на общие тенденции в распределении радионуклидов по формам нахождения наблюдается значительная вариация данных как между эпицентрами, так и в пределах одного эпицентра. Различие между эпицентрами, прежде всего, может быть связано с неоднородностью радиоактивного загрязнения почвенного покрова, обусловленной, главным образом, различием материала заряда, характеристик испытаний. Сравнительный анализ данных выявил некоторые отличия между эпицентрами. По данным содержания обменной формы ^{137}Cs следует выделить эпицентр 4 (П-5), по данным содержания кислоторастворимой формы ^{90}Sr и ^{241}Am – эпицентры 8, (П-2), 10 (П-2Г или П2/П7) и 11 (П-7). Отдельно необходимо выделить эпицентр 3 (П-5), который из всех эпицентральных участков, характеризуется максимальным содержанием в почве кислоторастворимых форм всех исследованных радионуклидов, что, вероятнее всего, объясняется наложением следов радиоактивного загрязнения от воздушного взрыва и наземных взрывов.

В результате, эпицентры наземных испытаний отличаются низкой подвижностью радионуклидов в почве, которая определена, главным образом, спецификой образования радиоактивных частиц при наземных испытаниях [49]. При этом существует значительная вариация данных форм нахождения искусственных радионуклидов как между эпицентрами, так и в пределах каждого эпицентра, что связано с неоднородностью радиоактивного загрязнения почвенного покрова, обусловленная, в том числе, разнохарактерностью проведенных испытаний на площадке.

4.1.2 Межэпицентральные зоны

На площадке «Опытное поле» дополнительно было заложено 10 исследовательских площадок на радиоактивно-загрязненных участках между эпицентрами (Рисунок 9).

Результаты исследования представлены в таблице (Таблица 6) и в Приложении Б (Таблицы Б.1 – Б.3).

Таблица 6 – Формы нахождения ИРН в почвах межэпицентральных зон площадки «Опытное поле» (% , относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Формы	Водорастворимая (H ₂ O дист.)	Обменная (1М CH ₃ COONH ₄)	Органическая (0,1н NaOH)	Кислоторастворимая (1М HCl)	Прочносвязанная (почва)
¹³⁷ Cs, n=6					
Медиана, %	–	–	–	–	97,4
Межквартильный размах, %	–	–	–	–	1,9
⁹⁰ Sr, n=4					
Медиана, %	–	1,4	–	0,70	98,0
Межквартильный размах, %	–	0,80	–	0,98	1,7
²⁴¹ Am, n=5					
Медиана, %	–	–	–	–	95,0
Межквартильный размах, %	–	–	–	–	7,3
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики					

Межэпицентральные зоны площадки «Опытное поле» аналогично эпицентральных зонам характеризуются низкой подвижностью исследованных ИРН в почве. Содержание ¹³⁷Cs в водорастворимой, обменной, органической и кислоторастворимой формах менее предела обнаружения используемого аппаратно-методического обеспечения, на долю прочносвязанной формы приходится до 97,4 % (медианное значение) от суммарного содержания всех форм. Подвижность ⁹⁰Sr в межэпицентральных зонах такая же низкая, как и в эпицентральных зонах. На долю прочносвязанной формы приходится основное содержание ⁹⁰Sr (98,0%). Основное содержание радионуклида ²⁴¹Am определено в прочносвязанной форме (не менее 95,0%). В 2-х из 5-ти образцов почвы определено содержание ²⁴¹Am в кислоторастворимой форме (8,5 и 11,7%). Количественное содержание ²⁴¹Am в водорастворимой, обменной и органической формах не установлено.

В целом, межэпицентральные зоны характеризуются низкой подвижностью радионуклидов в почве. Очевидно, что поведение радионуклидов в почвах

межэпицентральных зон сходно с эпицентральными зонами, и определено формами нахождения радионуклидов в выпадениях от наземных испытаний [170].

4.1.3 Зоны следов радиоактивных выпадений от наземных испытаний (24.09.1951 г (38 кт) и 12.08.1953 г. (400 кт)) за пределами площадки «Опытное поле»

Радиоактивные выпадения при взрывах можно условно подразделить на ближние, локальные или местные (с размером частиц более 50 мкм, первые сотни километров от места взрыва); дальние (за счет частиц размером от 50 до 10 мкм, на расстоянии нескольких тысяч километров), промежуточные, или полуглобальные (тропосферные), выпадения (длящиеся одну-две недели) и глобальные, или стратосферные (состоящие из высокодисперсных частиц с размером в единицы и доли мкм, длящиеся многие недели, месяцы и даже годы). Локальные радиоактивные выпадения как в очаге поражения, так и по ходу распространения радиоактивного облака наблюдаются при наземных или воздушных взрывах на небольшой высоте (а также при подземных взрывах со вскрытием полости взрыва или при низких надводных или подводных взрывах, которые в данной главе не рассматриваются). Зону этих выпадений нередко называют следом радиоактивного облака [96, 170, 42]. Ближние выпадения формируются в основном в результате гравитационного осаждения крупных частиц («сухие» выпадения), образующихся преимущественно при наземных ядерных взрывах или подземных взрывах с выбросом грунта. Наиболее удачным критерием для определения ближних выпадений следует считать критерий, связанный с максимальным размером частиц, которые уже не встречаются за пределами этих выпадений [48]. Им определен размер равный 50 мкм [178].

Схема выпадения самых мелких частиц радиоактивного облака, которые остаются в атмосфере, зависит от того, где произойдет их первичная стабилизация – в тропосфере или в стратосфере [42]. Основным источником глобального загрязнения поверхности Земли долгоживущими радиоизотопами – радиоактивными частицами, инжестированные в стратосферу [170, 96, 87].

Формирование следов выпадений от наземных взрывов и испытаний подчинено определенным закономерностям, связанным с процессами фракционирования продуктов взрыва и образования радиоактивных частиц.

Исследование следов выпадений проводили с целью выявления возможного изменения форм нахождения искусственных радионуклидов в почве в направлении движения следа. Особенно актуально исследование протяженных следов выпадений, выходящих за пределы границы полигона.

Результаты исследований следов выпадений опубликованы в материалах [113, 155, 84, 156, 140].

Исследования проводили в зоне следов выпадений от двух наземных испытаний относительно большой мощности, которые привели к загрязнению территории за пределами зоны полигона [173, 174]. Первое наземное ядерное испытание мощностью 38 кт было проведено 24.09.1951 г, след выпадений которого распространился в южном направлении («южный» след). Второе испытание – термоядерный наземный взрыв мощностью 400 кт, самый мощный взрыв на СИП, был проведен 12.08.1953 г. След его выпадений проходит в юго-восточном направлении («юго-восточный» след). Исследованные участки зон следов выпадений находятся за пределами границы «Опытного поля», в непосредственной близости к границам территории СИП и проходят через территорию южной и юго-восточной части условно фоновой территории СИП (Рисунки 8, 11). Исследованный участок «южного» следа расположен на расстоянии 107-131 км от эпицентра взрыва (вдоль направления следа), участок «юго-восточного» следа – на расстоянии 70-120 км от эпицентра.

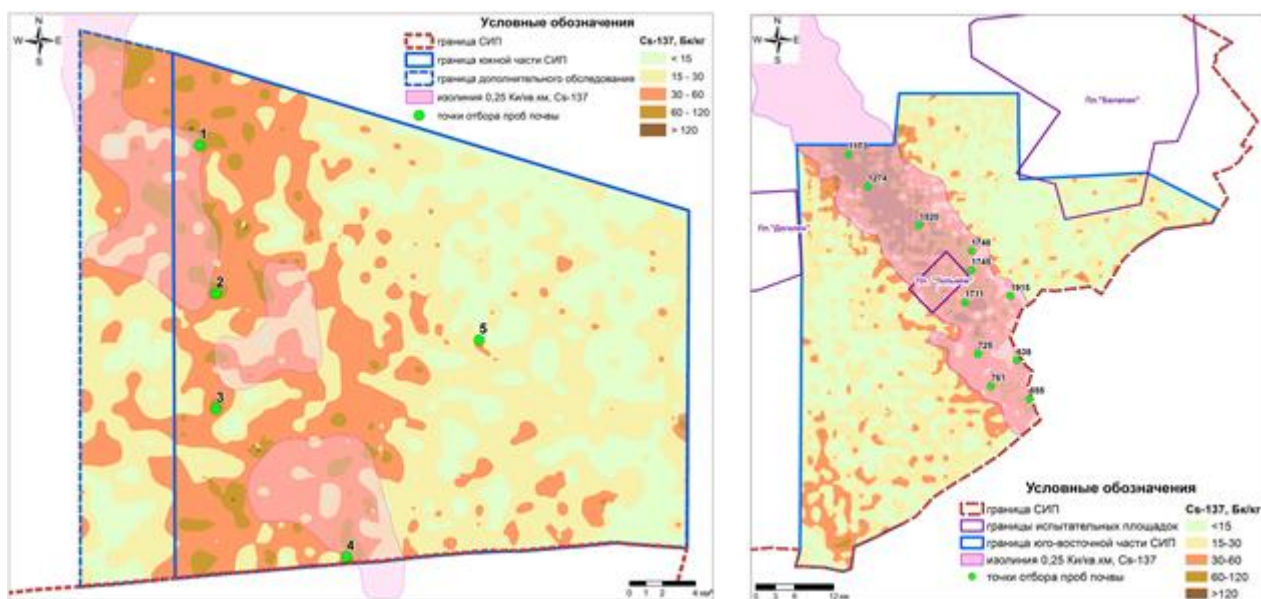


Рисунок 11. Точки отбора проб почвы в зонах следов выпадений от испытаний 1951 и 1953 гг.

Данные представлены в таблицах (Таблицы 7, 8) и в Приложении В (таблицы В1 – В2).

Таблица 7 – Формы нахождения ИРН в почвах на следе выпадений от наземного ядерного взрыва от 24.09.1951 г, 38 кт (% , относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Формы	Водорастворимая + Обменная (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Органическая (0,1н NaOH)	Кислоторастворимая (1М HCl)	Прочносвязанная (почва)
^{137}Cs , n=5				
Медиана, %	1,5	–	–	98,5
Межквартильный размах, %	1,1	–	–	1,5
^{90}Sr , n=5				
Медиана, %	8,6	–	2,9	90,0
Межквартильный размах, %	4,1	–	2,0	2,8
$^{239+240}\text{Pu}$, n=5				
Медиана, %	–	–	–	99,9
Межквартильный размах, %	–	–	–	0,10
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики				

Таблица 8 – Формы нахождения ИРН в почвах на следе выпадений от наземного ядерного взрыва от 12.08.1953 г, 400 кт (% , относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Формы	Водорастворимая + Обменная (1М CH ₃ COONH ₄)	Органическая (0,1н NaOH)	Кислоторастворимая (1М HCl)	Прочносвязанная (почва)
¹³⁷ Cs, n=9				
Медиана, %	0,60	–	0,48	99,2
Межквартильный размах, %	0,55	–	0,36	0,50
⁹⁰ Sr, n=8				
Медиана, %	0,78	–	0,34	99,0
Межквартильный размах, %	1,8	–	0,73	3,2
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, n=7				
Медиана, %	–	0,25	0,13	99,5
Межквартильный размах, %	–	0,27	0,23	0,60
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики				

Несмотря на то, что исследуемые участки расположены на значительном расстоянии от эпицентра испытаний, характер распределения форм нахождения ИРН имеет большое сходство с площадкой «Опытное поле». На обоих участках преимущественное содержание радионуклидов определено в прочносвязанной форме (медианные значения варьируют от 98,5% до 99,9%). Наблюдается отличие и между исследуемыми участками следов выпадений. В зоне следа от термоядерного испытания (400 кт) подвижность осколков деления ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr заметно ниже, чем на следе от ядерного испытания (38 кт).

Изучение характера распределения форм нахождения радионуклидов вдоль направления следов выпадений выявило изменение форм нахождения радионуклида ⁹⁰Sr на участке следа выпадений от термоядерного испытания с увеличением расстояния от эпицентра испытания (Рисунок 12).

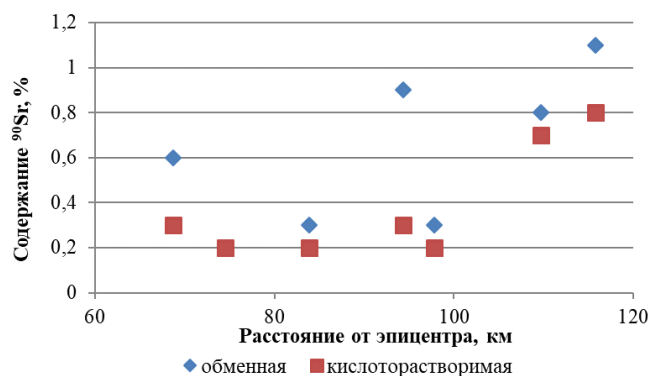


Рисунок 12. Изменение параметров подвижности ^{90}Sr в почве вдоль следа выпадений от наземного термоядерного взрыва (400 кт) на юго-восточной территории СИП

На участке следа (70-120 км от эпицентра) от термоядерного взрыва с увеличением расстояния наблюдается повышение доли обменной и кислоторастворимой форм ^{90}Sr в почве. Данная закономерность обусловлена процессами фракционирования радионуклидов и механизмами образования радиоактивных частиц при атмосферных взрывах [51, 49]. Другие исследования также выявили увеличение биологической доступности ИРН на данном участке следа по данным накопления их зональными растениями [93].

4.2 Формы нахождения радионуклидов в почвах объектов, подвергшихся радиоактивному загрязнению выпадениями от экскавационного ядерного испытания (объект «Атомное озеро»)

Объект "Атомное озеро" представляет собой озеро, выполненное ядерным экскавационным взрывом, окаймленное отвалами разной высоты и ширины. Сложены они глыбами и обломками горных пород различного генезиса, и рыхлым грунтом. Высота отвалов превышает над равниной в 30-50 м. По результатам лабораторных исследований актуальной кислотности почв, исследуемые почвы с поверхности преимущественно нейтральные. Карбонаты практически отсутствуют либо содержание их незначительно. Содержание гумуса невысокое, составляет от 0,6% до 3,9%. Содержание водорастворимых солей варьирует. В основном почвы незасоленные, за исключением единичных образцов. По механическому составу почвы, отобранные вдоль следа легкосуглинистые, среднесуглинистые, тогда как на берегу водоема почвы более легкого состава [80].

Результаты исследований мест проведения экскавационных взрывов опубликованы в публикациях [80, 204, 81, 86, 71, 197, 199, 198, 72, 74, 79, 75]. На объекте «Атомное озеро» был исследован участок максимального радионуклидного загрязнения, соответствующий следу выпадений от базисной волны [51, 49]. Отбор проб почвы проводили вдоль направления оси следа по мере увеличения расстояния от эпицентра взрыва (Рисунок 13). Всего было отобрано 12 образцов почвы. Расстояние между точками составляло от 60 до 400 м (точки А1 – А12).

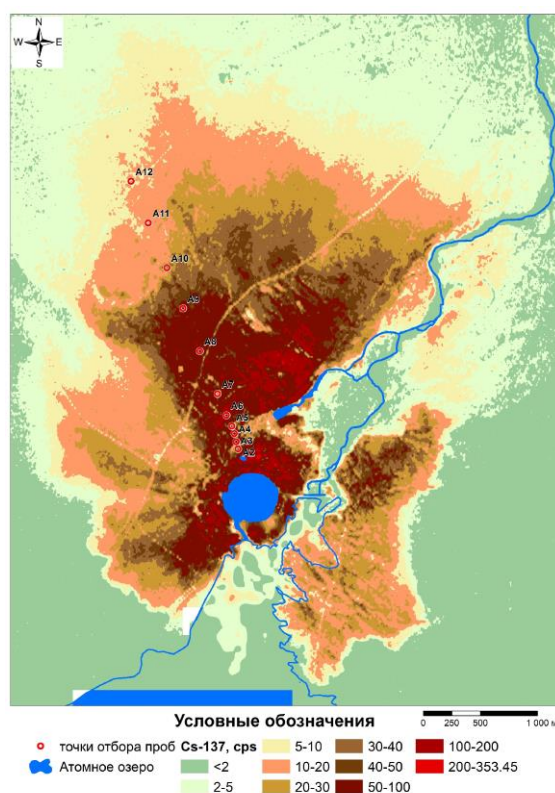


Рисунок 13. Отбор проб почвы на объекте «Атомное озеро»

Результаты исследования форм нахождения радионуклидов представлены в таблице (Таблица 9) и в Приложении Г (Таблицы Г1 – Г4).

Таблица 9 – Формы нахождения ИРН почвах объекта «Атомное озеро» (%), относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Формы	Водораст- воримая (H ₂ O дист.)	Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)	Органическая (0,1n NaOH)	Кислотораст- воримая (1M HCl)	Прочно-связанная (почва)
¹³⁷ Cs, n=11					
Медиана, %	–	–	–	1,4	98,6
Межквартильный размах, %	–	–	–	1,0	1,2

^{90}Sr , n=9					
Медиана, %	0,47	24,0	0,42	19,2	78,8
Межквартильный размах, %	3,8	25,0	0,66	9,2	36,6
^{241}Am , n=5					
Медиана, %	–	–	–	11,8	88,0
Межквартильный размах, %	–	–	–	9,2	8,5
$^{239+240}\text{Pu}$, n=9					
Медиана, %	–	–	0,78	1,3	98,0
Межквартильный размах, %	–	–	1,6	1,4	2,6
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики					

Основное содержание радионуклида ^{137}Cs отмечено в прочносвязанной форме. Изменения форм нахождения ^{137}Cs по профилю не выявлено.

Исследование характера распределения ^{241}Am по профилям не выявило каких-либо закономерностей. Основное содержание ^{241}Am распределено между двумя формами – прочносвязанной и кислоторастворимой, с преобладанием первой. Характер распределения ^{241}Am на местах проведения экскавационных взрывов схож с эпицентрными зонами площадки «Опытное поле», но отличается повышенным содержанием подвижной формы.

Для радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ закономерных изменений по профилю не выявлено. Преобладающее содержание $^{239+240}\text{Pu}$ определено в прочносвязанной форме. По сравнению с эпицентрными зонами наземных испытаний и зоной следа выпадений от наземного испытания мощностью 400 кт (1953 г.) доля органической и кислоторастворимой форм $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах объекта «Атомное озеро» заметно увеличивается.

Радионуклид ^{90}Sr в почве исследуемого объекта наиболее подвижный из всех изучаемых радионуклидов. Основное содержание ^{90}Sr распределено между прочносвязанной (78,8%), обменной (24,0%) и кислоторастворимой (19,2%) формами.

На объекте «Атомное озеро» на следе выпадений с увеличением расстояния от эпицентра взрыва отмечено увеличение доли обменной и кислоторастворимой форм ^{90}Sr (Рисунок 14).

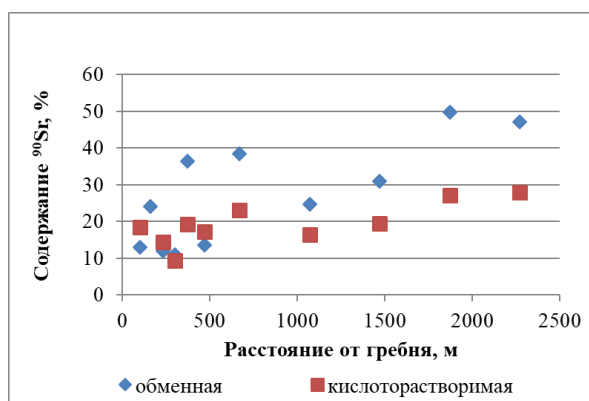


Рисунок 14. Изменение параметров подвижности ^{90}Sr вдоль следа выпадений от экскавационного взрыва («Атомное озеро»)

Полученные данные на объекте «Атомном озере» соответствуют данным исследования на подобной скважине 1003 (пл. «Сары-Узень», на 150-ые сутки со дня проведения испытания), выявившим увеличение растворимости изотопов стронция с увеличением расстояния от эпицентра испытания [51].

Таким образом, поведение радионуклидов в почвах места проведения экскавационных взрывов может быть обусловлено, в первую очередь, исходным физико-химическим состоянием радионуклидов в выпадениях [51]. Радионуклиды в почвах места проведения экскавационных взрывов характеризуются относительно низкой подвижностью, однако сравнительно большей, чем в местах проведения наземных взрывов. На следе от экскавационного взрыва на объекте «Атомное озеро» с увеличением расстояния от эпицентра взрыва выявлена тенденция увеличения подвижности и биологической доступности радионуклида ^{90}Sr по данным содержания обменной и кислоторастворимой форм.

4.3 Формы нахождения радионуклидов в почвах объектов, подвергшихся радиоактивному загрязнению глобальными выпадениями (условно фоновые территории СИП)

Результаты исследований представлены в [113, 204, 155, 140, 156, 138, 85, 157, 76, 195, 196, 198, 72, 74, 79, 75].

Условно фоновая территория СИП была исследована на примере северной, западной, юго-восточной и южной частей СИП (Рисунок 15).

На условно фоновых территориях СИП отбор проб почвы проводили на участках с повышенными уровнями радиоактивного загрязнения (на основании

результатов площадного распределения мощности экспозиционной дозы (МЭД) и плотности потока β -излучения, а в некоторых случаях по данным радионуклидных анализов).

Анализ полученных результатов исследования показал, что территории южной и юго-восточной частей СИП по сравнению с северной и западной территориями характеризуются более неоднородным распределением форм нахождения радионуклидов в почве, в особенности по данным исследования радионуклида ^{90}Sr . По результатам исследования форм нахождения ИРН в почвах южной и юго-восточной части СИП были определены зоны с различным типом распределения форм нахождения радионуклидов в почве, в частности изотопа ^{90}Sr .

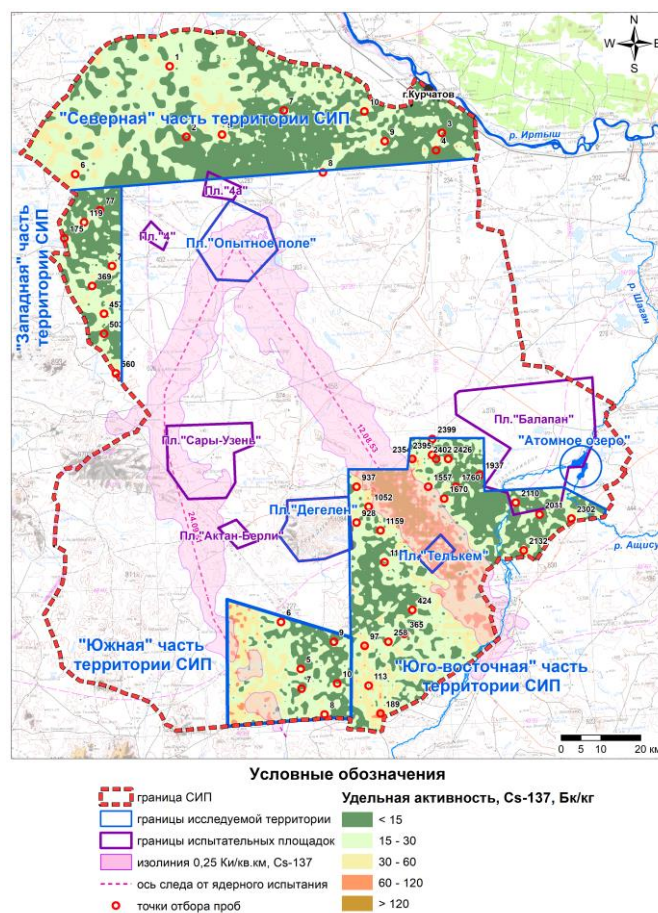


Рисунок 15. Отбор проб почвы на условно фоновой территории СИП

Одновременно с этим по данным площадных исследований территорий южной и юго-восточной частей СИП были выявлены зоны с повышенным содержанием и отличным изотопным соотношением ИРН в почве, явившихся

следствием выпадений от наземных ядерных испытаний, которые дополнительно были выявлены и подтверждены результатами исследования форм нахождения ИРН в почве. Таким образом, было выявлено, что на определенные части условно фоновой южной и юго-восточной территорий СИП влияние оказали радиоактивные выпадения от наземных ядерных испытаний на СИП.

Результаты исследования форм нахождения ИРН в выявленных зонах следов выпадений от наземных ядерных испытаний рассмотрены в разделе 4.1.4 и дополнительно представлены в данной главе для сравнения, так как участки зон следов выпадений расположены непосредственно на исследуемых условно фоновых территориях (южной и юго-восточной).

Результаты исследования условно фоновой территории СИП представлены в таблицах (Таблицы 10 – 12) и в Приложении Д (таблицы Д1 – Д3).

Таблица 10 – Формы нахождения радионуклида ^{137}Cs в почвах условно фоновой территории СИП (%), относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Формы	Водорастворимая + Обменная (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Органическая (0,1н NaOH)	Кислоторастворимая (1М HCl)	Прочносвязанная (почва)
Северная часть СИП (n=10)				
Медиана, %	–	–	–	96,4
Межквартильный размах, %	–	–	–	1,1
Западная часть СИП (n=8)				
Медиана, %	–	–	–	96,7
Межквартильный размах, %	–	–	–	1,8
Юго-восточная часть СИП (n=14)				
Медиана, %	2,4	–	–	97,1
Межквартильный размах, %	2,0	–	–	2,4
Южная часть СИП (n=5)				
Медиана, %	2,3	–	–	97,7
Межквартильный размах, %	3,0	–	–	4,3
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики				

По данным исследования радионуклида ^{137}Cs явных различий между фоновыми территориями не выявлено. Основное содержание ^{137}Cs находится в прочносвязанном состоянии (медианное значение 96,4%). Для радионуклида ^{137}Cs характерна низкая подвижность в почве. Это обусловлено главным образом

преобладающим механизмом взаимодействия данного радионуклида с почвой – необменным поглощением за счет изоморфного замещения в кристаллических структурах глинистых минералами и слюд [148, 20, 26, 25].

Таблица 11 – Формы нахождения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах условно фоновой территории СИП (% , относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Формы	Водорастворимая + Обменная (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Органическая (0,1н NaOH)	Кислоторастворимая (1М HCl)	Прочносвязанная (почва)
Северная часть СИП (n=9)				
Медиана, %	–	–	–	99,2
Межквартильный размах, %	–	–	–	0,75
Западная часть СИП (n=8)				
Медиана, %	–	–	–	99,6
Межквартильный размах, %	–	–	–	0,98
Юго-восточная часть СИП (n=8)				
Медиана, %	–	0,84	0,46	98,6
Межквартильный размах, %	–	2,1	0,56	2,2
Южная часть СИП (n=5)				
Медиана, %	–	–	–	99,5
Межквартильный размах, %	–	–	–	0,50
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики				

Аналогично цезию $^{239+240}\text{Pu}$ малоподвижен. На всех исследованных условно фоновых территориях основное содержание $^{239+240}\text{Pu}$ находится в прочносвязанной форме. Отмечено повышенное содержание органической формы $^{239+240}\text{Pu}$ за пределами следа выпадений (0,84%) от испытания мощностью 400 кт (1953 г.), по-сравнению с зоной следа (0,25%) (раздел 4.1.3). Данный факт согласуется с данными исследования на данных объектах параметров перехода радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в зональные растения [155, 140, 156]. Следует обратить внимание на влияние органически связанных форм радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почве на корневое поступление радионуклида растения.

В связи с низким уровнем содержания ИРН в почвах северной и западной территории СИП определение форм нахождения проводили по сокращенной схеме, не включавшей определение органически связанных форм.

В связи с низким уровнем содержания ^{241}Am в почвах исследуемых объектов выявить распределение форм его нахождения не удалось.

Ниже представлены результаты исследования форм нахождения радионуклида ^{90}Sr .

Таблица 12 – Формы нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах условно фоновой территории СИП (% , относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Точка отбора	Содержание форм радионуклида ^{90}Sr , Бк/кг, %			
	Водорастворимая + Обменная (1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Органическая (0,1н NaOH)	Кислоторастворимая (1М HCl)	Прочносвязанная (почва)
Северная часть (n=10)				
Медиана, %	78,8	–	–	–
Межквартильный размах, %	9,6	–	–	–
Западная часть (n=5)				
Медиана, %	40,8	–	30,5	–
Межквартильный размах, %	32,5	–	26,4	–
Юго-восточная часть СИП (n=12)				
Медиана, %	52,0	–	29,1	–
Межквартильный размах, %	23,2	–	28,6	–
Южная часть СИП (n=4)				
Медиана, %	18,2	–	7,6	78,3
Межквартильный размах, %	3,9	–	11,2	16,6
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики				

Радионуклид ^{90}Sr – наиболее подвижный из всех рассматриваемых радионуклидов. Распределение форм нахождения ^{90}Sr в почвах СИП наиболее ярко отражают разный характер радиоактивного загрязнения почвенного покрова условно фоновой территории СИП. На территориях, подверженных глобальным выпадениям, его подвижность наиболее высока. Не менее 78,8% (северная

территория) и 40,8% (западная территория) от суммарного содержания всех форм ^{90}Sr приходится на долю обменной формы.

Медианное значение содержания обменной формы радионуклида ^{90}Sr в почвах юго-восточной части СИП снижается до 52%, в почвах южной части СИП – до 18,2%. Приведенные результаты отражают влияние выпадений от наземных испытаний на данные территории

На следах выпадений от наземных ядерных испытаний (раздел 4.1.3) (Рисунок 11), ограниченных изолинией 0,25 Ки/кв.км ^{137}Cs по результатам аэрогаммасъемки 1991 г., произведенных на площадке «Опытное поле», параметры подвижности изотопа ^{90}Sr распределены совершенно иначе [63]. Медианное значение содержания обменной формы на следах снижается до 0,78% (юго-восточный след) и до 8,6% (южный след). Содержание кислоторастворимой формы ^{90}Sr в зоне «юго-восточного» следа (0,34%) на юго-снижается более чем на два порядка относительно территории, прилегающей к следу (29,1%). Основное содержание радионуклида ^{90}Sr обнаруживается в прочносвязанной форме (99 % на юго-восточной территории и 90 % - на южной территории). Несмотря на значительное расстояние между исследованными участками и источником загрязнения (площадки «Опытное поле»), характер распределения форм нахождения радионуклида ^{90}Sr в них практически идентичен, что является вполне закономерным.

Таким образом, на условно фоновых территориях характер распределения форм нахождения радионуклидов ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ имеет сходство с ранее рассмотренными объектами. По данным исследования параметров подвижности изотопа ^{90}Sr территории, подвергшиеся глобальным выпадениям и, подвергшиеся влиянию радиоактивных выпадений от местных наземных ядерных испытаний, характеризуются принципиально различным характером радионуклидного загрязнения почвы. Выявленные особенности позволяют использовать формы нахождения радионуклида ^{90}Sr на условно фоновых территориях СИП в качестве индикатора радиоактивных выпадений от наземных ядерных испытаний.

4.4 Формы нахождения радионуклидов в почвах объектов, подвергшихся загрязнению радиоактивными водотоками (луговые почвы участков в районе штолен №176 и № 177 с водопроявлением на площадке «Дегелен»)

Рельеф, и как следствие определенные условия увлажнения, состав почвообразующих, определили неоднородность почвенного покрова площадки «Дегелен». Наряду с широко распространенными малоразвитыми и неполноразвитыми почвами площадка характеризуется наличием нормальных почв в широких частях долины, чаще всего на внешних склонах сопок, окунтуривающих низкогорный массив. Встречаются горные каштановые почвы. В основном почвы автоморфные, развитые в условиях резкого дефицита влаги. Лугово-каштановые почвы распространены в понижениях низкогорного массива, в нижних частях склонов сопок и грядовых гор, в руслах ручьев. Почвы маломощные, мощность почвенной толщи не превышает 40-60 см, в береговой зоне 20-40 см. Почвы незасоленные, содержат достаточное количество органического вещества, особенно по центру русла. кислотность водной вытяжки слабощелочная или щелочная, редко нейтральная. Из обменных оснований преобладает Са. На участке в районе водотока штольни № 176 почвы в основном, легкосуглинистые и супесчаные, реже суглинистые. В районе штольни №177 преобладают средние и тяжелые суглинки [84, 125, 53].

Исследования на площадке «Дегелен» проводились в районе водотоков штолен № 176 и № 177. Работа опубликована в материалах [53, 204, 191, 54, 92, 55, 85, 198, 72, 74, 79, 75].

Предварительное исследование радиационного загрязнения исследуемых экосистем в районе штолен № 176 и № 177 показало, что основное загрязнение приурочено к руслу водотоков [208, 125]. Радиоактивное загрязнение участка в районе штольни № 176 обусловлено, главным образом, двумя радионуклидами – ^{137}Cs и ^{90}Sr . На припортальном участке штольни № 177 наряду с ^{137}Cs и ^{90}Sr присутствуют трансурановые радионуклиды ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$.

Отбор проб почвы на исследуемых объектах производился на участках максимального радионуклидного загрязнения, выявленных по данным

исследования площадного распределения радиоактивного загрязнения почвенного покрова.

В районе штольни № 176 пробы были отобраны вдоль русла водотока по мере отдаленности от штольни. Всего отобрано 24 точечных пробы почвы на глубину 20 см, с площади 100 см². Расстояние между максимально отдаленными точками составляло около 630 м. На рисунке (Рисунок 16) представлена схема расположения точек отбора проб почв в районе штольни № 176.

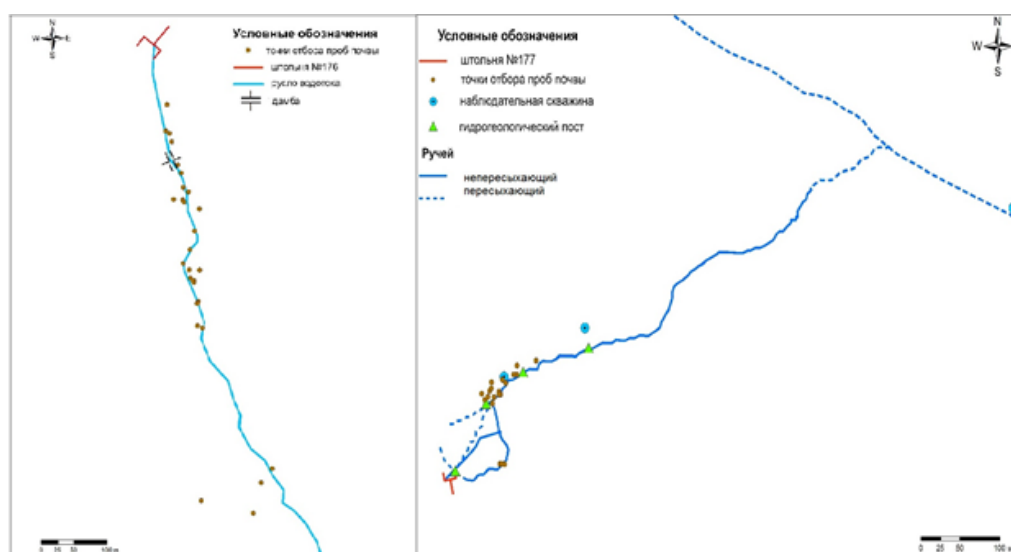


Рисунок 16. Точки отбора проб почвы в районе штолен №176 и № 177

Пробы почвы в районе штольни №177. были отобраны вдоль русла водотока по мере удаления от портала штольни (Рисунок 16). Всего было отобрано 19 образцов почвы. Из них определение форм нахождения радионуклидов ¹³⁷Cs было исследовано в 9 образцах почвы, ⁹⁰Sr – в 6 образцах, ²⁴¹Am – в 10 образцах, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – в 4 образцах почвы с максимальным содержанием изучаемых радионуклидов в почве.

Результаты исследования площадки «Дегелен» представлены в таблицах (Таблицы 13 – 15) и в Приложении Е (таблицы Е1 – Е6).

Таблица 13 – Формы нахождения ИРН ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr в почвах припортального участка штольни № 176 площадки «Дегелен» (% , относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Формы	Водораст-	Обменная	Кислотораст-	Фиксированная	Прочносвязанная
-------	-----------	----------	--------------	---------------	-----------------

	воримая (H ₂ O дист.)	(1M CH ₃ COONH ₄)	воримая (1M HCl)	(6M HCl)	(почва)
¹³⁷ Cs, n=9					
Медиана, %	–	1,4	0,92	8,6	87,8
Межквартильный размах, %	–	1,2	0,31	20,8	20,0
⁹⁰ Sr, n=23					
Медиана, %	1,3	53,4	38,2	5,0	2,0
Межквартильный размах, %	1,2	11,1	15,6	3,4	1,3
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики					

Таблица 14 – Формы нахождения ИРН ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr в почвах припортового участка штольни №177 площадки «Дегелен» (% , относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Формы	Водорастворимая (H ₂ O дист.)	Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)	Органическая (0,1N NaOH)	Кислоторастворимая (1M HCl)	Фиксированная (6M HCl)	Прочносвязанная (почва)
¹³⁷ Cs, n=8						
Медиана, %	не опр.	2,2	0,46	1,2	не опр.	95,8
Межквартильный размах, %	не опр.	3,4	0,94	1,0	не опр.	4,3
⁹⁰ Sr, n=6						
Медиана, %	0,86	52,7	2,0	32,4	9,2	2,5
Межквартильный размах, %	0,61	8,8	0,70	7,2	1,8	1,2
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики						

Несмотря на различные объемы выборок, результаты исследования форм нахождения ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в почвах двух участков схожи. Радионуклид ¹³⁷Cs в почвах характеризуется низкой подвижностью. Основное содержание приходится на долю прочносвязанной формы (медианные значения 96,4% (сумма фиксированной и прочносвязанной форм) и 95,8% для №176 и №177 штолен, соответственно). Содержание водорастворимой формы ¹³⁷Cs, в районе штольни №176 менее предела обнаружения используемой методики. В связи с этим исследование штольни №177 исключало выделение водорастворимой формы радионуклида ввиду нецелесообразности. Доля обменной формы радионуклида составляет 1,4% и 2,2%, доля кислоторастворимой формы 0,92% и 1,2% от суммарного содержания всех форм радионуклида, соответственно. В составе

органической части почвы, исследованной в почвах района штольни № 177, определено в среднем 0,46%, что является минимальным из всех форм.

Радионуклид ^{90}Sr среди всех изучаемых радионуклидов в почвах площадки "Дегелен" характеризуется наибольшими параметрами биологической доступности. Преимущественное содержание ^{90}Sr отмечено в обменной форме (53%), менее значительное содержание - в кислоторастворимой форме (38 и 32%, соответственно). На долю водорастворимой формы, обнаруженной практически во всех образцах, приходится 1,3% и 0,86%, соответственно, доля органической (определявшейся только в почвах района штольни № 177) составляет 2,0%. Доля прочносвязанной формы составляет всего 7,0% (сумма фиксированной и прочносвязанной форм) и 11,7%, соответственно.

Таблица 15 – Формы нахождения ИРН ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в почве припортового участка штольни № 177 площадки «Дегелен» (% , относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Формы	Водорастворимая + Обменная (1M $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)	Органическая (0,1n NaOH)	Кислоторастворимая (1M HCl)	Прочносвязанная (почва)
^{241}Am , n=7				
Медиана, %	–	–	39,6	60,4
Межквартильный размах, %	–	–	16,6	16,6
$^{239+240}\text{Pu}$, n=3				
Медиана, %	0,27	0,94	0,88	98,1
Межквартильный размах, %	0,56	2,2	2,2	3,7
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики				

Максимальное содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах района штольни № 177 определено в прочносвязанной форме (98,1%). На долю обменной, органической и кислоторастворимой форм приходится 0,27, 0,94% и 0,88%, соответственно.

Распределение форм нахождения ^{241}Am отличается от распределения $^{239+240}\text{Pu}$. Основное содержание ^{241}Am распределено между двумя формами – прочносвязанной (60,4%) и кислоторастворимой (39,6%). Количественно

содержание обменной и органической форм ^{241}Am удалось определить лишь в единичных пробах.

Таким образом, луговые почвы экосистем, подверженных влиянию радиоактивных штольневых водотоков, характеризуется большей подвижностью ИРН по сравнению с ранее рассмотренными объектами СИП, что обусловлено как почвенно-климатическими условиями, так и привнесенными формами радионуклидов.

4.5 Формы нахождения радионуклидов в почвах объектов, подвергшихся загрязнению радиоактивными веществами (площадка «4а», место испытания БРВ)

Большая часть исследуемой территории – это слабоволнистая межсопочная равнина с уклонами на северо-запад. Полевые обследования участка БРВ показали, что механический состав поверхностного горизонта различен. Он изменяется от наиболее тяжелых суглинков на востоке участка (№17), где абсолютные отметки поверхности находятся в пределах 260-280 м, до легких опесчаненных суглинков и супесей на западе при абсолютных отметках около 240 м. Полоса супесчаной поверхности имеет почти меридиональное направление и находится в центре участка. Такое распределение частиц связано со склоновым стоком, направленным с востока на запад. Щелочность почв увеличивается с глубиной от 6,8-7,2 в поверхностных горизонтах до 8,5-8,8 на дне разреза. Карбонаты в значительных количествах отмечены в профиле с глубины около 50 см. Значения гумуса в верхних горизонтах достигают 2-3 %. По механическому составу и засоленности почвы различные: в одном разрезе - легкие и менее засоленные легкорастворимыми солями, во втором представлены засоленными суглинками и глиной в основании разреза. Глинистые отложения представлены красноцветной корой выветривания плотных пород с включениями обломочного материала.

На площадке «4а» было исследовано 10 участков испытания БРВ (Рисунок 17).

Результаты исследований представлены в [82, 77, 83, 69, 198, 72, 74, 79, 75].

Отбор проб почвы проводили точно в местах максимального уровня радиоактивного загрязнения, на глубину 0-5 см с площади 100 см².

Основной вклад в радиоактивное загрязнение почв исследуемых участков вносит радионуклид ⁹⁰Sr, его содержание в исследованных образцах почвы колеблется в пределах от $3,1 \times 10^5$ до $1,7 \times 10^7$ Бк/кг [115].

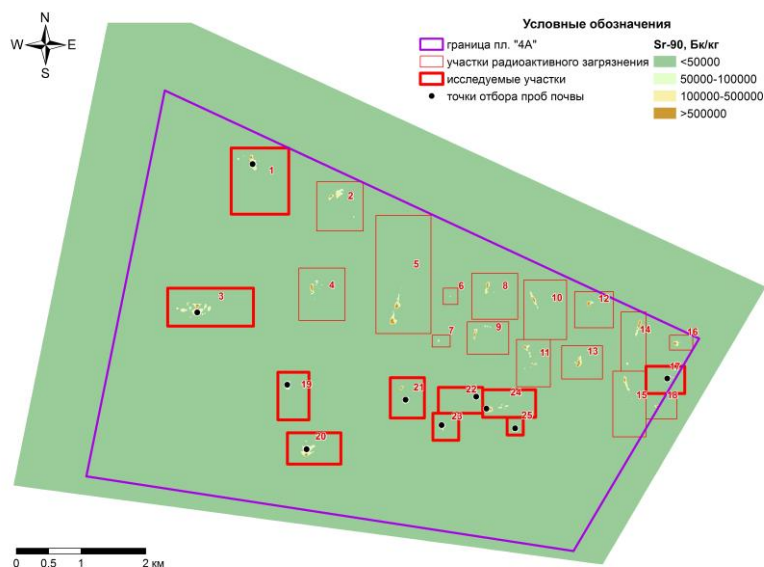


Рисунок 17. Точки отбора проб почвы на площадке "4а"

Результаты исследования форм нахождения радионуклидов в почве на территории площадки «4а» представлены в таблице (Таблица 16) и в Приложении Ж (Таблица Ж1 – Ж4).

Таблица 16 – Формы нахождения радионуклидов в почве площадки «4а» (%), относительная доля от суммарного содержания всех форм)

Формы	Водорастворимая (H ₂ O дист.)	Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)	Органическая (0,1n NaOH)	Кислоторастворимая (1M HCl)	Прочносвязанная (почва)
¹³⁷ Cs, n=6					
Медиана, %	0,30	3,9	0,28	2,6	93,1
Межквартильный размах, %	0,60	1,5	0,33	0,68	2,5
⁹⁰ Sr, n=5					
Медиана, %	0,83	59,0	1,6	26,2	9,9
Межквартильный размах, %	0,26	7,8	0,87	3,2	7,4
²⁴¹ Am, n=8					
Медиана, %	–	–	7,5	76,8	17,5
Межквартильный размах, %	–	–	5,0	7,5	8,8
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, n=7					

Медиана, %	0,060	0,027	5,2	0,95	93,7
Межквартильный размах, %	0,12	0,023	5,7	0,52	7,0
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики					

По характеру распределения форм нахождения радионуклидов в почвах площадка «4а» наибольшее сходство имеет с площадкой «Дегелен».

Преимущественное содержание ^{137}Cs определено в прочносвязанной форме (93,1%), на долю водорастворимой и органической форм приходится в среднем по 0,30 и 0,28%, соответственно. Доля обменной формы ^{137}Cs составляет 3,9%, кислоторастворимой формы – 2,6%.

Распределение форм нахождения $^{239+240}\text{Pu}$ преимущественно в прочносвязанной форме (93,7%) с минимальным содержанием в составе водорастворимой (0,060%) и обменной формах (0,027%). Доля органической формы на площадке «4а» (5,2%) в пять раз выше, чем в почвах штольни № 177 площадки «Дегелен» (0,94%). Как известно, радионуклиды $^{239+240}\text{Pu}$ склонны к связыванию с органической фракцией почв, в частности, с гуминовыми и фульвокислотами [27]. На долю кислоторастворимой формы приходится до 0,95% от суммарного содержания радионуклида в почве.

Количественное содержание радионуклида ^{241}Am в водорастворимой и обменной формах используемой методикой не определено. Практически во всех образцах преобладающей формой нахождения радионуклида является кислоторастворимая форма. При этом в некоторых участках содержание кислоторастворимая форма достигает довольно высоких значений - до 92 %, медианное значение составляет 76,8%. Отмечено повышенное содержание в почвах органических форм радионуклида ^{241}Am , в среднем составляющее значение 7,5%, что является максимальным для ^{241}Am из всех исследованных объектов. Доля прочносвязанной формы в почве площадки «4а» минимальная из всех объектов и составляет в среднем 17,5%.

Максимальными параметрами подвижности в почвах мест испытания БРВ характеризуется изотоп ^{90}Sr . Максимальное значение относительного содержания

доли водорастворимой формы радионуклида достигает 0,83% от суммарного содержания всех форм, это соответствует десяткам тысяч Бк/кг почвы. В связи с этим ожидается повышенное накопление изотопа ^{90}Sr растениями из почвы данной площадки «4а», что подтверждается результатами соответствующих исследований [91]. Максимальное содержание радионуклида ^{90}Sr в составе обменной формы, и достигает 59%.

Площадка испытаний БРВ характеризуется наиболее высокими значениями параметров подвижности искусственных радионуклидов в почвах из всех рассмотренных объектов. Площадка «4а» является крайне опасной не только по уровню удельной активности ^{90}Sr в почве, но и по данным параметров подвижности и биологической доступности радионуклида, характеризующим ее крайне неблагоприятной для живых организмов. Основным фактором высокой подвижности радионуклидов в почвах на данной площадке играют привнесенные исходные формы радионуклидов в составе БРВ.

4.6 Оценка влияния физико-химических свойств почв на формы нахождения радионуклидов в почве

Известно, что значительное влияние на поведение радионуклидов в почвах могут оказывать физико-химические свойства почв [121, 65, 126, 2, 102].

Исследование влияния почвенных свойств на подвижность радионуклидов проводилось для каждого объекта в отдельности, а также в комплексе для каштановых степных почв, являющихся типичными для всей территории СИП.

В таблице (Таблица 17) представлены диапазоны основных показателей физико-химических свойств почв (актуальная кислотность, содержание обменных оснований, органического вещества, водорастворимых солей, свободных карбонатов и физической глины (механический состав почвы)) исследованных объектов СИП.

Таблица 17 – Показатели физико-химических свойств почв

Объект	Физико-химические свойства почв						
	рН водной вытяжки	Содержание					
		обменных оснований $\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$	орг. вещества (гумус)	водорастворимых солей	свободных карбонатов	физ. глины	ила
		ммоль/100г	%				
Эпиц. зоны	7,1-8,2	8,8-25,6	1,4-6,1	0,03-0,11	0,02-1,8	27,5-67,6	17,7-40,9
Межэпиц. зоны	6,7-8,2	8,8-15,6	-	0,02-0,05	0,01-0,09	37,4-63,9	17,7-40,9
«Атомное озеро»	5,6-7,0	10,4-70,4	0,6-3,9	0,05-0,94	0,6-1,1	13,2-57,6	6,0-40,3
«Дегелен», шт. 176	6,8-7,8	17,0-40,4	7,1->15	0,02-0,07	Не обн.	15,8-37,1	0,1-10,8
«Дегелен», шт. № 177	6,8-7,9	17,0-49,6	11,4->15	0,05-0,24	Не обн.	32,0-58,9	19,1-29,1
Условно фоновые территории СИП	6,5-8,1	10,8-31,2	0,7-12,0	0,04-0,17	-	25,9-46,7	11,0-24,4
«4а» (БРВ)	6,7-7,1	8,0-10,4	1,6-5,6	0,04-0,08	Не обн.	-	-
Все объекты	5,6-8,2	8,0-70,4	0,6->15	0,02-0,94	до 1,8	13,2-67,6	0,1-40,9
«->» нет данных «не обн.» - не обнаружено							

Результаты таблицы отражают ограниченный диапазон физико-химических показателей почвенного покрова территории СИП, представленного главным образом степными каштановыми почвами.

Корреляционный анализ позволяет оценить степень влияния почвенных характеристик на распределение форм нахождения радионуклидов в почвах СИП. Корреляционные связи оценены с помощью ранговых коэффициентов Спирмена. В таблицах (Таблицы 18-22) приведены парные коэффициенты корреляции содержания форм нахождения радионуклидов в почвах с физико-химическими показателями почв для каждого объекта в отдельности, а также в целом для каштановых почв всех исследуемых объектов (Таблица 23). Корреляционные связи форм нахождения радионуклида ^{90}Sr с почвенными показателями были рассмотрены практически для всех объектов. Анализ корреляционных связей между физико-химическими свойствами почв и формами нахождения радионуклидов ^{137}Cs , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am основан на меньшем объеме количественных данных, так как большая часть значений содержания форм нахождения данных радионуклидов находится на уровне ниже предела обнаружения методики.

Таблица 18 – Коэффициенты корреляции (Спирмена) форм нахождения радионуклидов в почвах с физико-химическими показателями почв на площадке «Опытное поле» (эпицентральные зоны)

Параметры	рН	Содержание				
		обменных оснований $\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$	орг. вещества (гумус)	водорастворимых солей	свободных карбонатов	ила
		ммоль/100г	%			
^{90}Sr						
обменный (n=14)	-0,15	0,45	0,01	-0,39	-0,17	0,05
кислоторастворимый (n=14)	0,02	0,53	0,01	-0,18	0,02	0,16
^{241}Am						
кислоторастворимый (n=14)	0,63	0,28	-0,61	0,57	-0,01	0,18
$^{239+240}\text{Pu}$						
водорастворимый (n=8)	0,01	-0,26	-0,26	0,15	-0,16	-0,36
обменный (n=8)	0,50	0,31	-0,26	0	0,57	-0,02
органический (n=8)	0,07	-0,43	0,16	0,51	-0,11	-0,30

кислотораствори- мый (n=8)	0,68	0,18	-0,21	0,71	-0,03	0,32
Примечание: Жирным шрифтом выделены достоверные коэффициенты корреляции						

На эпицентральных участках установлены высокие значения коэффициента корреляции Спирмена между содержанием в почве водорастворимых солей и кислоторастворимой формой радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ ($K_{\text{корр.}} = 0,71$ ($p=0,05$)) (Таблица 18).

На рисунке (Рисунок 18) приведены графики зависимостей между почвенными физико-химическими показателями и данными содержания форм нахождения радионуклидов, характеризующихся высоким значением коэффициента корреляции ($>0,7$).

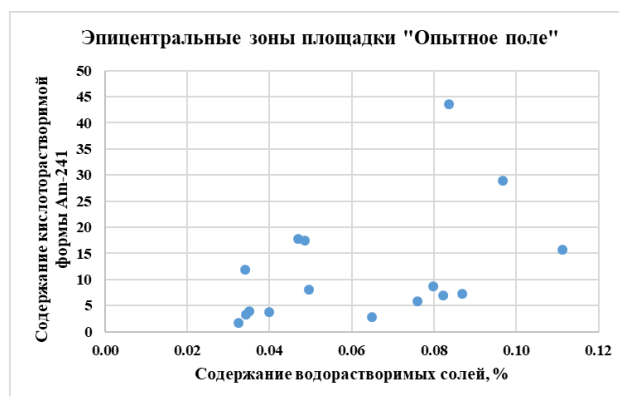


Рисунок 18. Влияние физико-химических показателей почв на содержание форм нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах эпицентральных зон площадки «Опытное поле»

По графику рассеяния можно судить об отсутствии корреляции между данными показателями.

На объекте «Атомное озеро» высокое значение коэффициента Спирмена определено между содержанием в почве водорастворимых солей и содержанием водорастворимой формы ^{90}Sr ($K_{\text{корр.}} = 0,92$ ($p=0,05$)) (Таблица 19).

Таблица 19 – Коэффициенты корреляции (Спирмена) форм нахождения радионуклидов в почвах с физико-химическими показателями почв на объекте «Атомное озеро»

Параметры	рН	Содержание				
		обменных оснований $\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$	орг. вещества (гумус)	водораство- римых солей	свободных карбонатов	ила
		ммоль/100г	%			

¹³⁷ Cs						
кислоторастворимый (n=11)	0,06	0,03	-0,60	0,25	0,28	0,02
⁹⁰ Sr						
водорастворимый (n=7)	0,29	0,57	-0,51	0,92	0,60	0,46
обменный (n=7)	-0,29	0,75	-0,67	0,39	0,07	0,61
органический (n=7)	0,35	0,46	-0,53	0,68	0,71	0,32
кислоторастворимый (n=7)	-0,22	0,36	-0,77	0,43	0,18	0,14
Примечание: Жирным шрифтом выделены достоверные парные коэффициенты корреляции						

Обратная корреляционная сильная связь определена между содержанием органического вещества и водорастворимой формы ⁹⁰Sr ($K_{\text{корр.}} = 0,77$ ($p=0,05$)).

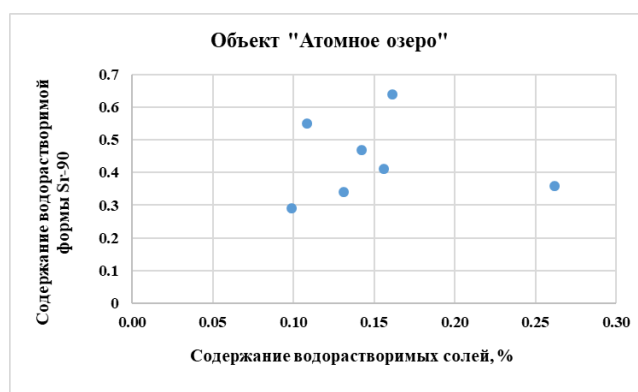


Рисунок 19 Влияние физико-химических показателей почв на содержание форм нахождения радионуклидов в почвах объекта «Атомное озеро»

Однако, как видно из графика, достоверность выявленной корреляционной связи весьма сомнительна (Рисунок 19).

На условно фоновых территориях достоверных коэффициентов корреляции между формами нахождения радионуклидов и физико-химическими параметрами почв не определено (Таблица 20).

Таблица 20 – Коэффициенты корреляции (Спирмена) форм нахождения радионуклидов в почвах с физико-химическими показателями почв на условно фоновой территории

Параметры	рН	Содержание				
		обменных оснований Ca ²⁺ +Mg ²⁺	орг. вещества (гумус)	водорастворимых солей	свободных карбонатов	ила
		ммоль/100г	%			
⁹⁰ Sr						
обменный (n=10)	0,12	0,22	0,44	0,49	не опр.	0,30

кислоторастворимый (n=10)	-0,16	-0,14	0,47	0,31	не опр.	-0,05
Примечание: Жирным шрифтом выделены достоверные парные коэффициенты корреляции						

В луговых почвах площадки «Дегелен» корреляционная связь между физико-химическими показателями почв и формами нахождения радионуклидов не выявлена (Таблицы 21-22, Рисунок 20).

Таблица 21 – Коэффициенты корреляции (Спирмена) форм нахождения радионуклидов в почвах с физико-химическими показателями почв на площадке «Дегелен» (штольня № 176)

Параметры	рН	Содержание				
		обменных оснований Ca ²⁺ +Mg ²⁺	орг. вещества (гумус)	водораствори- мых солей	свободных карбонатов	ила
		ммоль/100г	%			
¹³⁷ Cs						
обменный (n=9)	0,41	0,02	-0,68	-0,37	не обн.	0,21
кислоторастворимый (n=9)	0,32	0,30	-0,53	-0,41	не обн.	-0,29
⁹⁰ Sr						
водорастворимый (n=22)	-0,12	-0,26	-0,14	0,12	не обн.	0,38
обменный (n=22)	-0,06	-0,65	-0,18	-0,36	не обн.	-0,28
кислоторастворимый (n=22)	-0,03	0,29	-0,30	0,22	не обн.	-0,27
Примечание: Жирным шрифтом выделены достоверные парные коэффициенты корреляции						

Таблица 22 – Коэффициенты корреляции (Спирмена) форм нахождения радионуклидов в почвах с физико-химическими показателями почв на площадке «Дегелен» (штольня № 177)

Параметры	рН	Содержание				
		обменных оснований Ca ²⁺ +Mg ²⁺	орг. вещества (гумус)	водораствори- мых солей	свободных карбонатов	ила
		ммоль/100г	%			
⁹⁰ Sr						
водорастворимый (n=6)	-0,67	0,94	0,66	0,94	не обн.	-0,14
обменный (n=6)	0,41	-0,66	-0,71	-0,66	не обн.	0,03
органический (n=6)	-0,33	0,41	0,18	0,41	не обн.	0,53
кислотораствори- мый (n=6)	-0,38	0,83	0,77	0,83	не обн.	0,08
Примечание: Жирным шрифтом выделены достоверные парные коэффициенты корреляции						

«n» - количество парных параметров, использованных в расчете коэффициентов корреляции

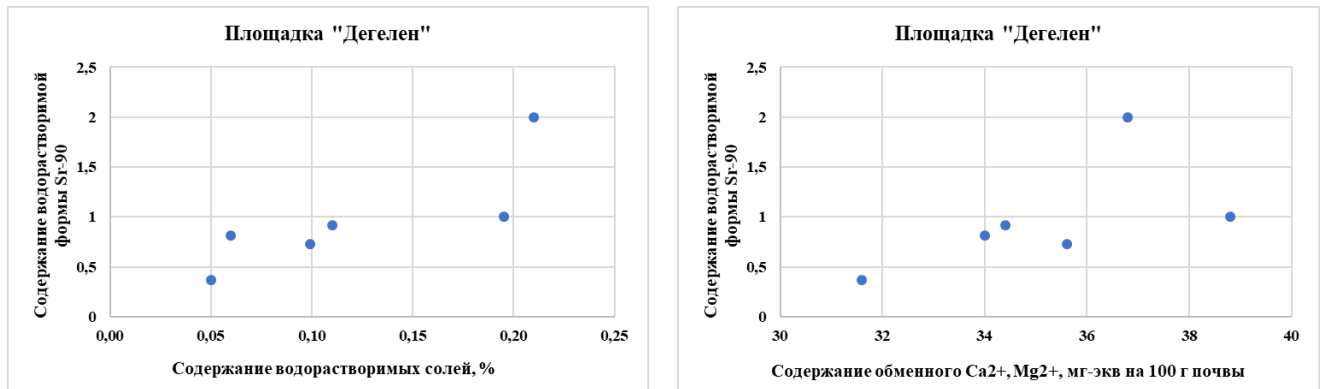


Рисунок 20. Влияние физико-химических показателей почв на содержание форм нахождения радионуклидов в почвах штольни №177

На площадке испытаний БРВ корреляционные связи между содержанием форм нахождения радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ и физико-химическими параметрами почв не определены вследствие малого объема выборки.

Комплексное изучение корреляционных связей между физико-химическими показателями каштановых степных почв объектов СИП и формами нахождения радионуклидов в почвах выявил средние по силе корреляционные связи между содержанием в почве органического вещества и ила и содержанием кислоторастворимой формы ^{90}Sr (Таблица 23).

Таблица 23 – Коэффициенты корреляции форм нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах с физико-химическими показателями почв СИП (все объекты)

Параметры	рН	Содержание				
		обменных оснований $\text{Ca}^{2+}+\text{Mg}^{2+}$	орг. вещества (гумус)	водорастворимых солей	свободных карбонатов	ила
		ммоль/100г	%			
^{90}Sr						
водорастворимый	<u>0,37</u> n=42	<u>-0,07</u> n=42	<u>0,26</u> n=42	<u>-0,34</u> n=39	<u>0,40</u> n=42	<u>-0,15</u> n=38
обменный	<u>-0,37</u> n=63	<u>0,38</u> n=63	<u>0,59</u> n=53	<u>-0,19</u> n=57	<u>-0,28</u> n=63	<u>-0,58</u> n=60
кислоторастворимый	<u>-0,24</u> n=63	<u>0,61</u> n=63	<u>0,68</u> n=53	<u>-0,23</u> n=57	<u>-0,29</u> n=63	<u>-0,68</u> n=60

Примечание:

В числителе – парные коэффициенты корреляции Спирмена

В знаменателе – n - количество парных параметров, использованных в расчете коэффициентов корреляции

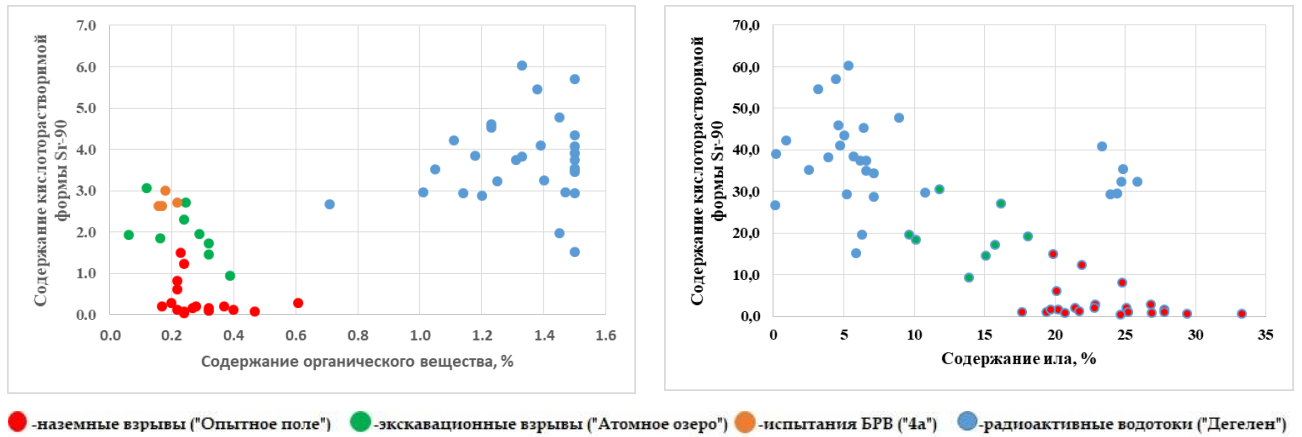


Рисунок 21. Влияние физико-химических показателей почв на содержание форм нахождения ^{90}Sr в почвах всех объектов СИП

Из графиков рассеяния (Рисунок 21) видно, что в данной ситуации высокая корреляция, является следствием неоднородности в выборке, а вовсе не отражает «истинную» зависимость между двумя исследуемыми переменными. При рассмотрении каждого их множеств в отдельности подобная корреляция отсутствует.

Таким образом, на СИП влияние физико-химических параметров почв на содержание форм нахождения ИРН в почвах не определено. Физико-химические свойства почв не оказывают влияние на неоднородность параметров подвижности (форм нахождения) ИРН в почвах объектов СИП.

4.7 Оценка влияния форм нахождения радионуклидов на накопление их зональными растениями, произрастающими на территории СИП.

Состояние и формы нахождения радионуклидов почвах в значительной степени определяют их биологическую доступность [143]. Доступными для растений считаются водорастворимая и обменная формы [121, 102]. Для оценки связи форм нахождения ИРН и накопления радионуклидов растениями, произрастающими на территории СИП, был проведен ранговый корреляционный анализ данных содержания водорастворимой и обменной форм радионуклидов и параметров накопления (коэффициент накопления K_n) радионуклидов зональными растениями. Коэффициенты накопления радионуклидов растениями, сопряженно отобранными в точках отбора проб почвы для исследования форм нахождения радионуклидов на объектах исследования территории СИП [90].

Ниже представлены достоверно значимые парные коэффициенты корреляции Спирмена между содержанием доступных растением форм ИРН и коэффициентом накопления радионуклидов растениями для каждого объекта в отдельности (Таблица 24). Достоверные связи были определены для двух радионуклидов – ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ ($p=0,05$). Установить взаимосвязи между содержанием в почве доступных форм радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am и накоплением их зональными растениями не удалось вследствие ограниченного количества либо отсутствия количественных результатов определения содержания водорастворимой и обменной форм для данных радионуклидов.

Определена тенденция в накоплении радионуклидов ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ полынью (*Artemisia gracileccens*), произрастающей в зоне следа выпадений от экскавационного взрыва (объект «Атомное озеро») с увеличением содержания в почве обменной формы ^{90}Sr ($K_{\text{корр.}} = 0,90$ ($p=0,05$)) и органической формы $^{239+240}\text{Pu}$ ($K_{\text{корр.}} = 0,96$ ($p=0,05$)).

Таблица 24 – Коэффициенты корреляции между коэффициентами накопления (K_n) радионуклидов ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ растениями и содержанием в почве доступных форм нахождения радионуклидов для объектов СИП

Объект	Форма нахождения радионуклида	Растение	K_n ^{90}Sr	K_n $^{239+240}\text{Pu}$
Зона выпадений от экскавационного взрыва (объект Атомное озеро)	^{90}Sr обменный (n=8)	полынь	0,90	-
	$^{239+240}\text{Pu}$ органический (n=7)	полынь	-	0,96
Участки влияния радиоактивных водотоков (пл. Дегелен, шт. №176»)	^{90}Sr водорастворимый (n=10)	шиповник	0,67	-
	^{90}Sr водорастворимый (n=9)	волоснец	0,94	-

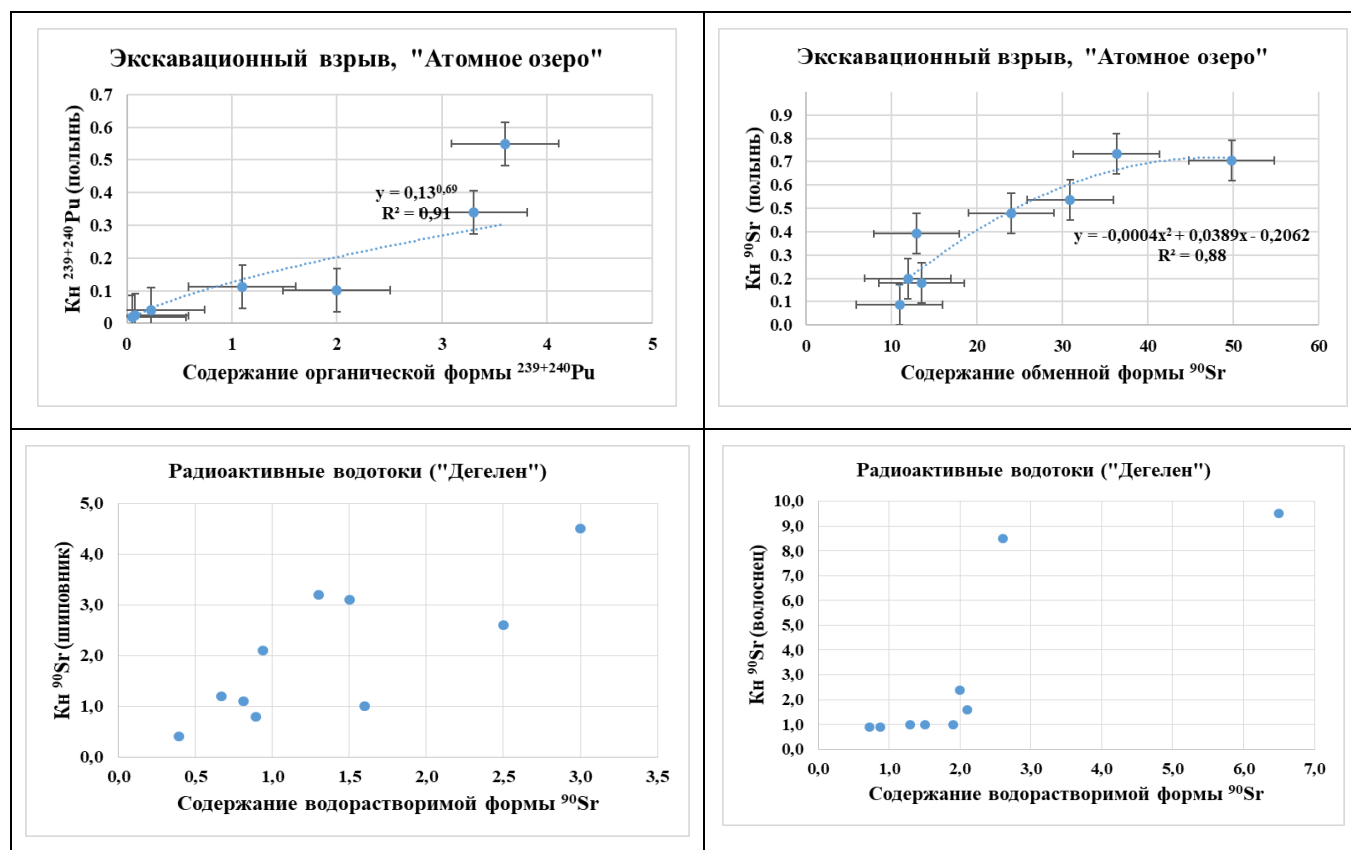


Рисунок 22. Влияние форм нахождения радионуклидов ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ на накопление радионуклидов растениями на объектах СИП

Из графиков рассеяния (Рисунок 22) можно судить о том, что высокие значения коэффициентов корреляции, рассчитанные для данных о содержании водорастворимой формы ^{90}Sr и накоплением его шиповником (*Rosa glabrifolia*) и волоснецом (*Elymus angustus*), произрастающих на луговых почвах зоны влияния радиоактивного водотока (штольня № 176, площадка «Дегелен»), не являются достоверными.

Дополнительно был проведен непараметрический корреляционный анализ между параметрами подвижности радионуклидов и их накоплением зональными растениями для всех объектов СИП (Таблица 25, Рисунок 23) [91, 90, 93, 92].

Таблица 25 – Коэффициенты корреляции между коэффициентами накопления (K_n) радионуклидов ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ растениями и содержанием в почве доступных нахождения радионуклидов для всей территории СИП

Форма нахождения радионуклида	K_n ^{137}Cs	K_n ^{90}Sr	K_n ^{241}Am	K_n $^{239+240}\text{Pu}$
Обменная	$\frac{0,31}{n=74}$	$\frac{0,90}{n=70}$	-	$\frac{0,34}{n=25}$
Органическая	-	-	-	$\frac{0,55}{n=50}$
Кислоторастворимая	$\frac{0,40}{n=87}$	$\frac{0,89}{n=95}$	$\frac{0,49}{n=45}$	$\frac{0,35}{n=60}$

Анализ данных, полученных для всех объектов СИП, выявил достоверные высокие коэффициенты корреляции Спирмена между содержанием в почве обменной ($K_{\text{корр.}} = 0,90$ ($p=0,05$)) и кислоторастворимой формы ^{90}Sr и накоплением его зональными травянистыми растениями ($K_{\text{корр.}} = 0,89$ ($p=0,05$)).

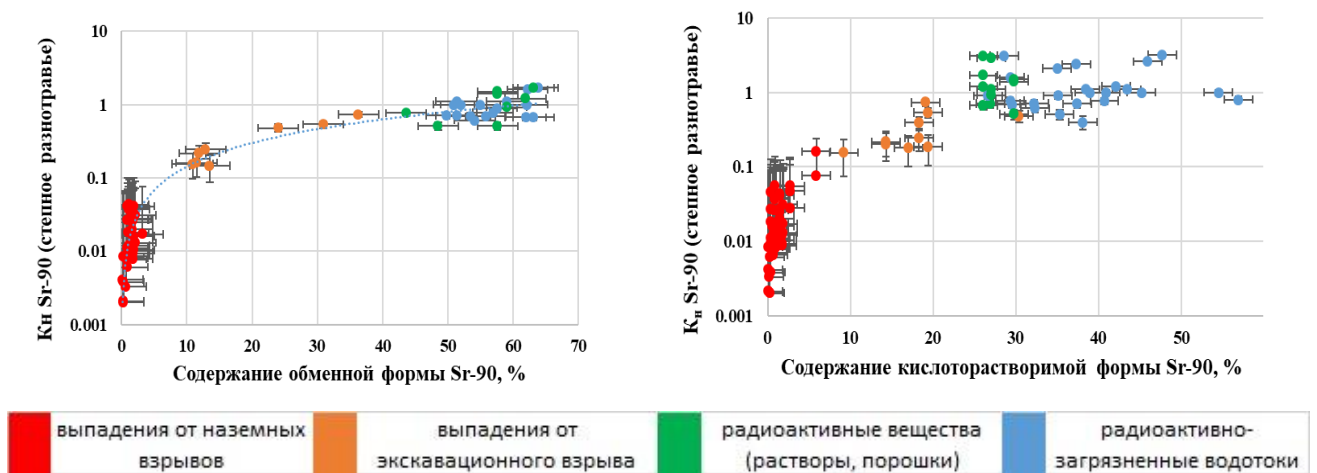


Рисунок 23. Влияние форм нахождения радионуклида ^{90}Sr на его накопление растениями на территории СИП

Представленная диаграмма рассеяния показывает, что выявленная взаимосвязь обусловлена условиями формирования радиоактивного загрязнения почвенного покрова объектов СИП. Минимальные значения параметров подвижности и накопления ИРН характерны для объектов, подвергшихся влиянию выпадений от наземных испытаний, далее они увеличиваются на

объекте, подвергшемся радиоактивным выпадениям от экскавационного взрыва и максимальные значения параметров определены на объектах, загрязненных радиоактивными водотоками и веществами.

ГЛАВА 5 СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ И ПРАКТИЧЕСКОЕ ПРИМЕНЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ ИССЛЕДОВАНИЯ

5.1 Сравнительный анализ форм нахождения искусственных радионуклидов в почвах СИП

В целях комплексной оценки проведен сравнительный анализ форм нахождения искусственных радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в почвах различных объектов СИП. Данные представлены по всем основным объектам СИП отдельно для каждого радионуклида (Рисунки 24-27).

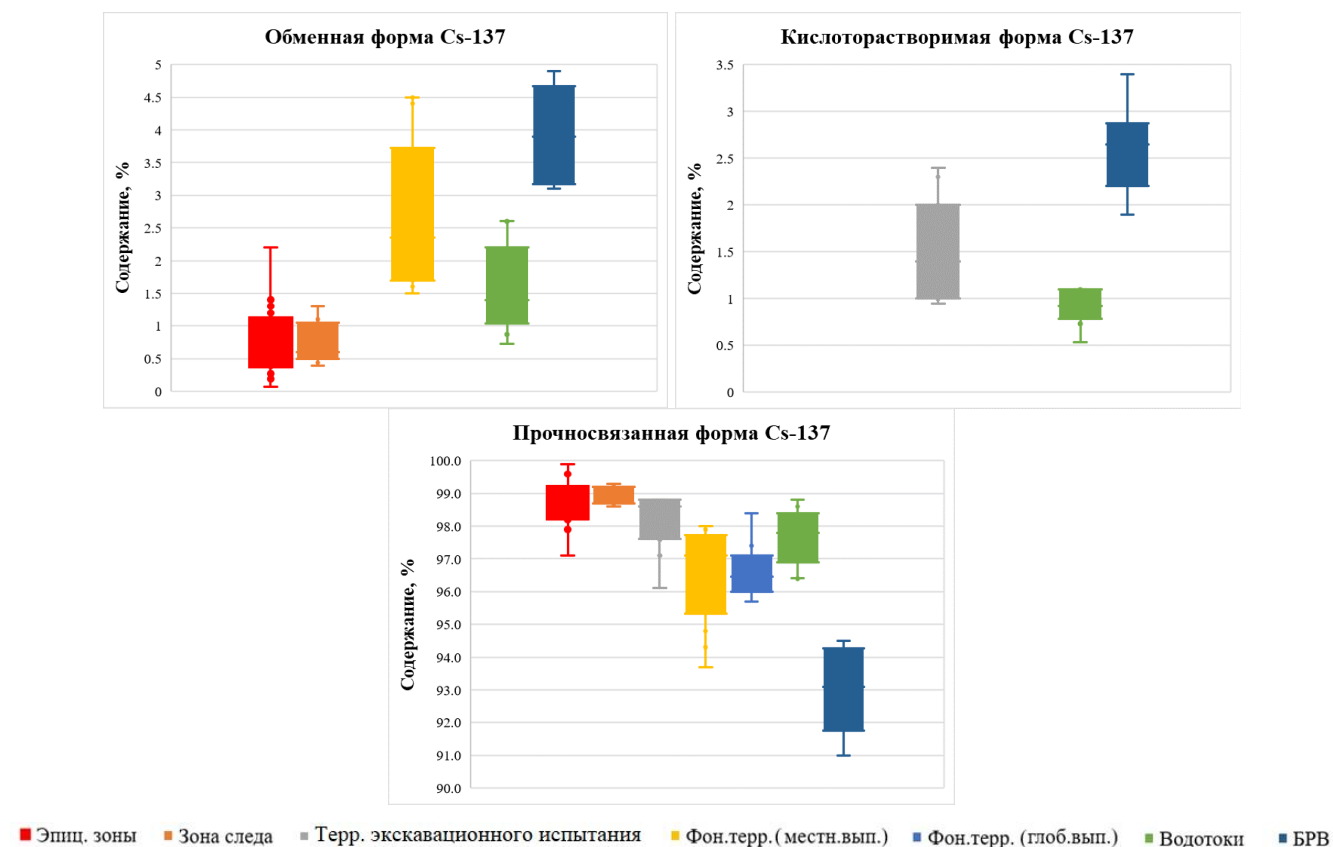


Рисунок 24. Формы нахождения радионуклида ^{137}Cs в почвах СИП

В почвах СИП независимо от происхождения радионуклидного загрязнения ^{137}Cs характеризуется низкой подвижностью, наименьшей из всех изученных радионуклидов (Рисунок 24). Подобное поведение является типичным для ^{137}Cs за

счет изоморфного замещения в кристаллической решетке минералов. Преобладающее содержание ^{137}Cs в почвах СИП находится в прочносвязанной форме, содержание которой изменяется от 93% (на площадке «4а»), до 96% (на площадке «Дегелен») и достигает 99% в местах проведения экскавационных и наземных взрывов (объект «Атомное озеро», площадка «Опытное поле»).

На площадке «Опытное поле» в водорастворимой форме ^{137}Cs практически отсутствует, в составе обменной, органической и кислоторастворимой форм определен в единичных образцах. На следах выпадений от мощных наземных испытаний 1951 и 1953 гг. он стабильно определяется в составе обменной формы (1,5% и 0,60%, соответственно), а также увеличивается частота случаев обнаружения его в составе кислоторастворимой формы. В месте проведения экскавационного взрыва доля кислоторастворимой формы ^{137}Cs увеличивается до 1,4% (объект «Атомное озеро»). На условно фоновых территориях (глобальные выпадения – северная и западная части СИП) вследствие низкого содержания в почве ^{137}Cs количественно определен лишь в прочносвязанной форме. На следах выпадений от наземных испытаний 1951 и 1953 гг. (юго-восточная и южная части СИП) увеличивается количество образцов с содержанием обменной и подвижной форм ^{137}Cs . В луговых почвах экосистемы в районе штольни № 176 площадки «Дегелен» медианное значение содержания ^{137}Cs в обменной форме составляет 1,4%, кислоторастворимой формы – 0,92%. В районе штольни № 177 содержание обменной достигает 2,2%, органической – 0,46%, подвижной – 1,2%. В почвах площадки испытания БРВ радионуклид ^{137}Cs наиболее подвижен – увеличивается частота встречаемости содержания его в водорастворимой форме на уровне 0,30%, на долю обменной формы приходится 3,9%, на долю органической формы – 0,28%, кислоторастворимой формы – 2,6%. Из диаграмм отмечается заметное увеличение медианного значения содержания обменной и кислоторастворимой форм ^{137}Cs в последовательном ряду, начиная от объектов, подвергшихся выпадениям от наземных испытаний, завершая объектами испытания БРВ. Выбивается из общей закономерности участки, подверженные загрязнению

радиоактивными водотоками, характеризующиеся высоким содержанием органического вещества и глинистых минералов.

Радионуклид $^{239+240}\text{Pu}$ характеризуется низкой подвижностью сравнимой с радионуклидом ^{137}Cs (Рисунок 25). Основная доля $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах всех исследованных объектов СИП определена в прочносвязанной форме. Практически повсеместно определено содержание $^{239+240}\text{Pu}$ определено в составе водорастворимой, обменной, органической, кислоторастворимой форм, но в незначительных количествах. Особенностью распределения форм нахождения $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах СИП является его нахождение в составе органической формы, и ее величина отражает различие в характере радиоактивного загрязнения почвенного покрова объектов СИП. Минимальное содержание органической формы отмечено в эпицентральных зонах площадки «Опытное поле» (0,07 %), далее увеличивается на следах наземных взрывов (0,25 % на следе выпадений от наземного взрыва 1953 г.). На условно фоновых территориях, подвергшихся влиянию выпадений от наземных взрывов (юго-восточная часть СИП), доля органической формы составляет 0,84%, в районе штольни № 177 доля органической формы также составляет 0,94%, в местах испытания БРВ ее содержание максимально – 5,2 %.

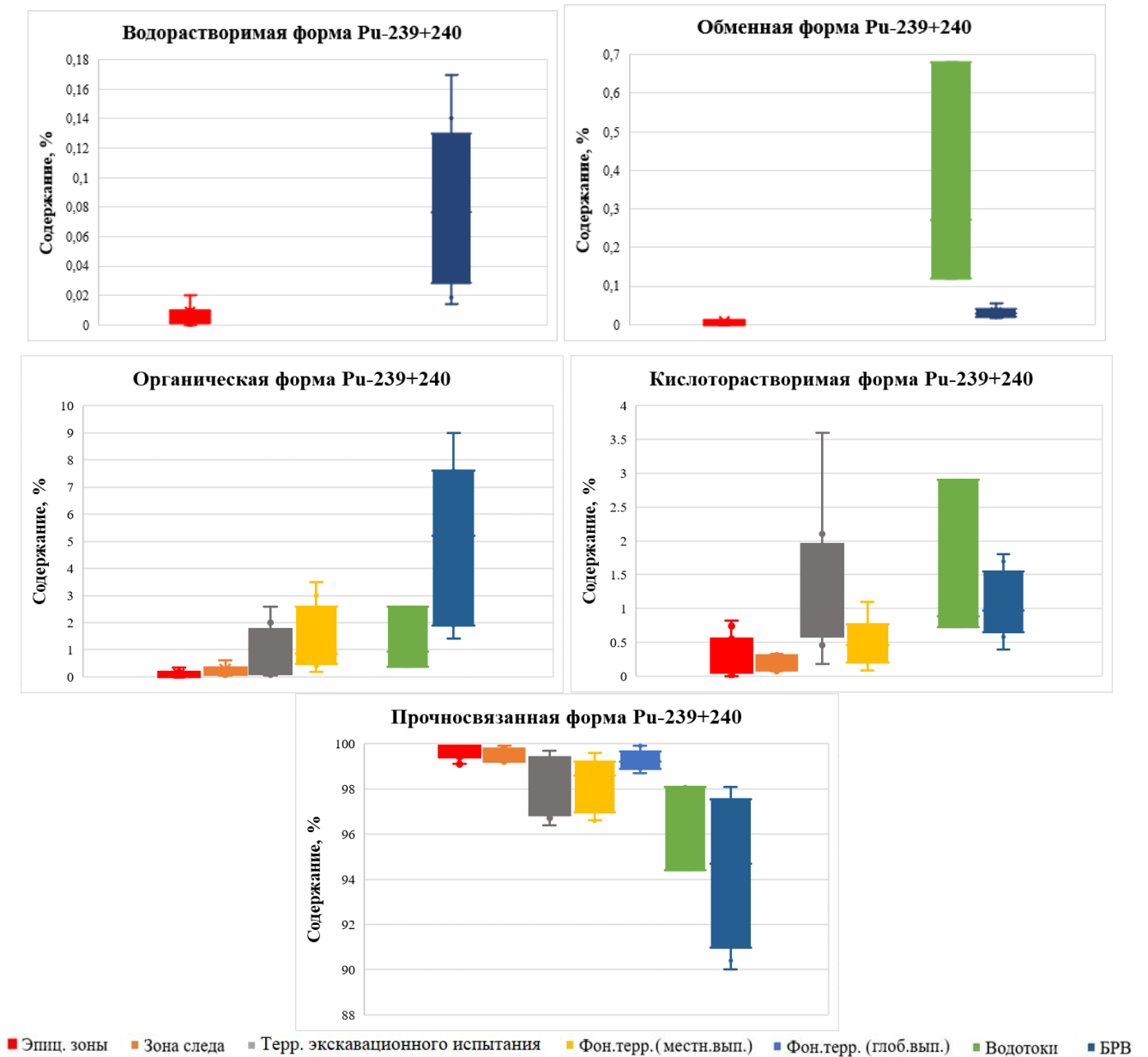


Рисунок 25. Формы нахождения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах СИП

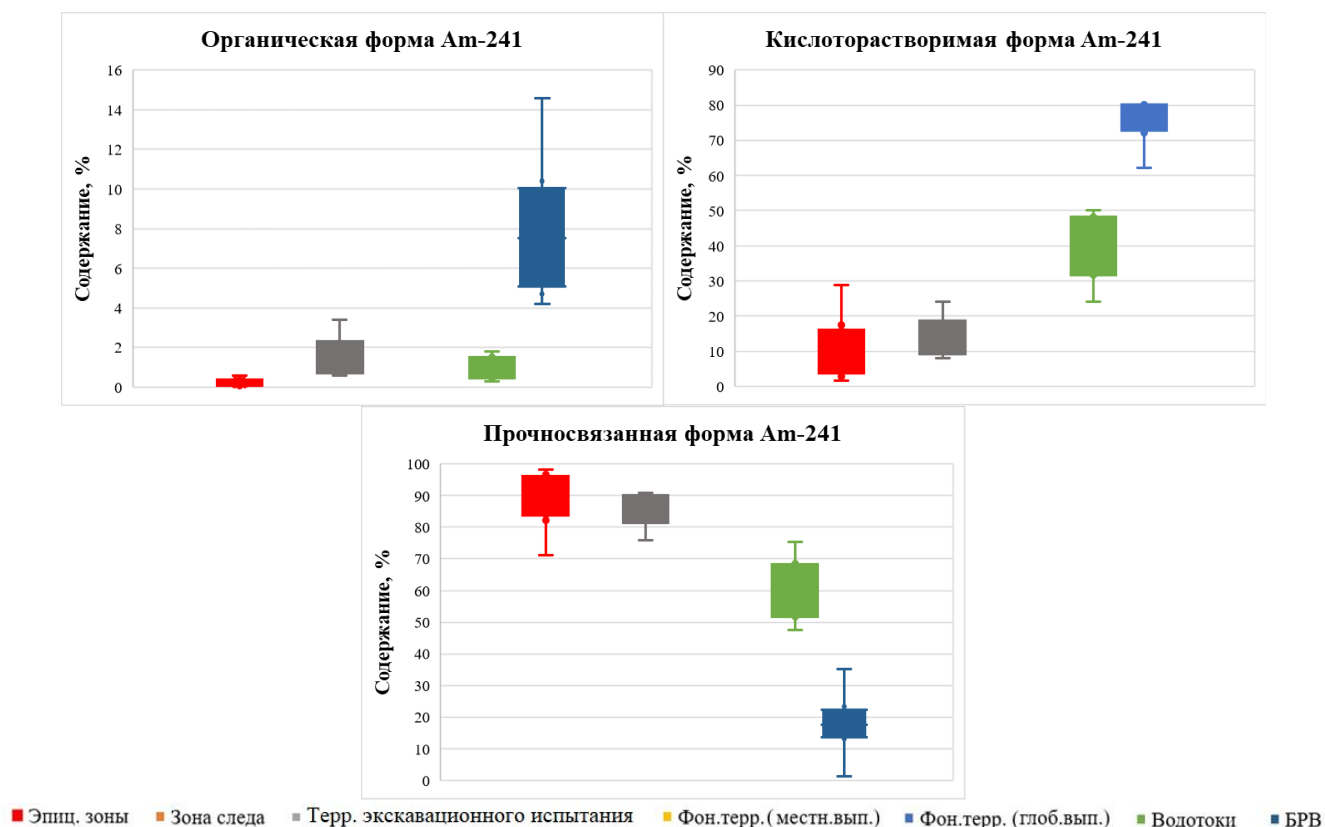


Рисунок 26. Формы нахождения радионуклида ^{241}Am в почвах СИП

Особенностью поведения радионуклида ^{241}Am в почвах объектов СИП является его распределение между двумя основными формами – кислоторастворимой и прочносвязанной (Рисунок 26). В представленном ряду объектов отмечается увеличение доли кислоторастворимой формы относительно прочносвязанной. В почвах эпицентральных зон площадки «Опытное поле» на долю кислоторастворимой формы приходится 7,0%, прочносвязанной – не менее 92%. На объекте «Атомное озеро» доля кислоторастворимой формы достигает медианного значения 11,8%, содержание прочносвязанной формы составляет не менее 88%. На площадке «Дегелен» содержание кислоторастворимой формы ^{241}Am возрастает до 40%, медианное значение прочносвязанной формы снижается до 60%. В почвах площадки «4а» доля кислоторастворимой формы начинает преобладать, составляя 77%, дополнительно определено содержание радионуклида в составе органической формы на уровне 5,0% от суммарного содержания всех форм радионуклида.

Изотоп ^{90}Sr наиболее подвижный из изученных радионуклидов (Рисунок 27).

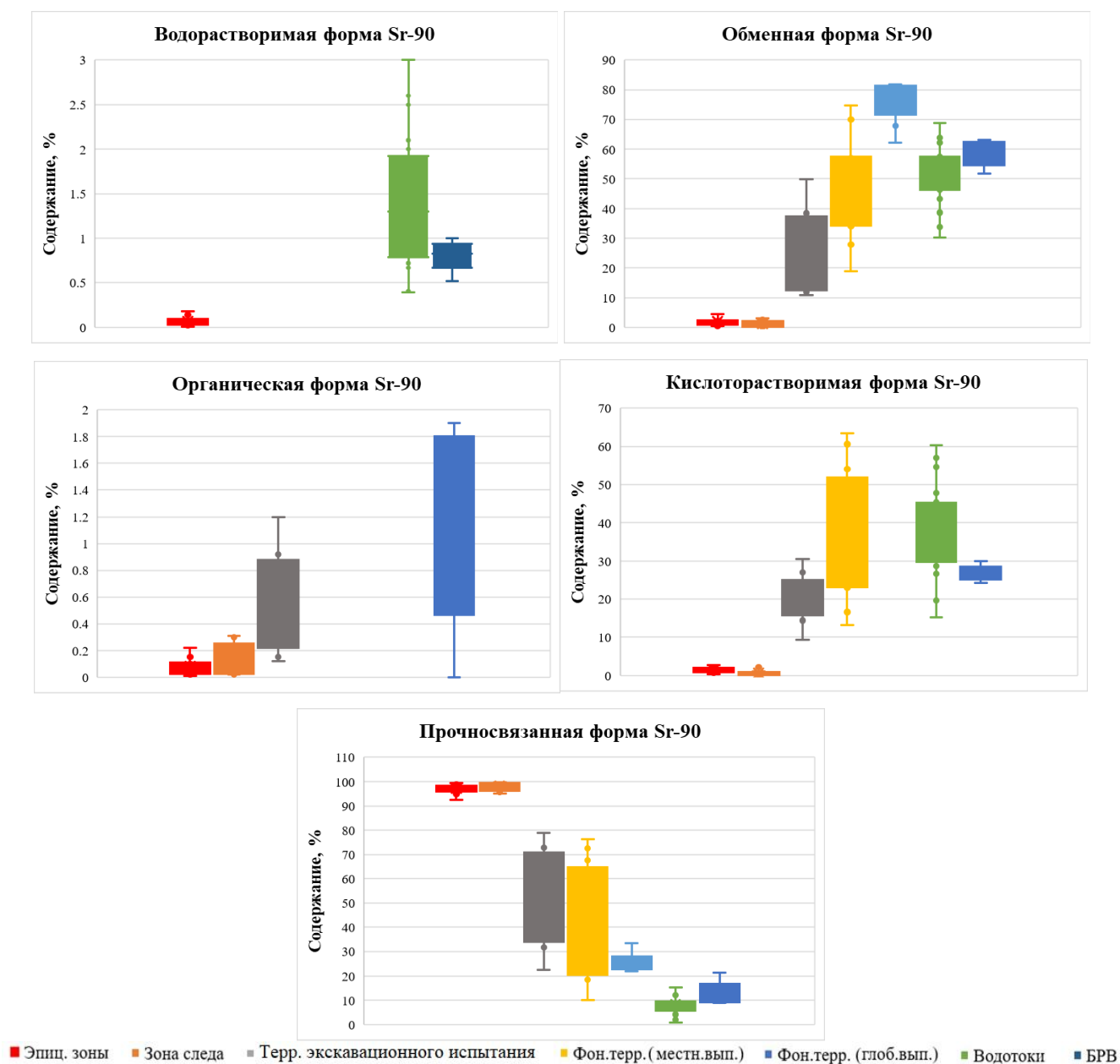


Рисунок 27. Формы нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах СИП

Минимальная подвижность изотопа отмечена в эпицентральных, межэпицентральных зонах, далее увеличивается в местах проведения экскавационных взрывов. Во всех исследованных объектах поведение ^{90}Sr очевидно обусловлено его первоначальными формами в выпадениях. На условно фоновых территориях, участках радиоактивных водотоков и местах проведения испытаний БРВ поведение ^{90}Sr в почве принципиально иное и более характерное

для данного радионуклида [124, 109, 123]. В них характер распределения ^{90}Sr обусловлен физико-химическими свойствами радионуклида и особенностями его взаимодействия с почвенными компонентами.

Сравнительный анализ объектов СИП по характеру распределения форм нахождения радионуклидов в почвах выявил следующие закономерности. Наименьшей подвижностью радионуклидов характеризуются объекты, подвергшиеся радиоактивным выпадениям от наземных и экскавационного испытаний. На объектах, подвергшихся влиянию глобальных выпадений, загрязнению радиоактивными водотоками и радиоактивными веществами, подвижность ИРН заметно увеличивается, а для изотопа ^{90}Sr в наибольшей степени.

5.2 Использование параметров подвижности искусственных радионуклидов для обоснования выбора способов ремедиации объектов СИП

Различные источники радиоактивного загрязнения и широкий спектр параметров почвы и окружающей среды влияют на поведение радионуклидов в наземных системах. Практическое применение технологий и приемов очистки почв в большой степени определяется характеристиками почв, а также свойствами радионуклидов (летучесть, подвижность, способность образовывать в почве прочносвязанные соединения и т.д.) и их связи с частицами. Более слабые связи между радионуклидом и компонентами почвы обуславливают более высокую мобильность радионуклида, более высокий потенциал перехода радионуклида в биоту. Значение имеет степень однородности распределения физико-химических свойств и радионуклидов в толще [175, 189]. Помимо валового содержания радионуклида в почве, понимание его экологического поведения путем определения закономерностей распределения в различных фракциях почвы имеет принципиальное значение для выбора оптимальных технологий рекультивации. Из-за большого количества факторов, влияющих на результат ремедиации почвы, оптимальное решение в каждом конкретном случае должно приниматься индивидуально. Учитывая пространственное распределение радионуклидного загрязнения и установленные параметры подвижности

радионуклидов в почвах рекомендуются следующие методы ремедиации объектов на СИП (без учета экономической целесообразности):

Для объектов, подвергшихся радиоактивному загрязнению радиоактивными водотоками и веществами (площадки «Дегелен» и «4а»), характеризующихся локальным характером радионуклидного загрязнения с проникновением на значительную глубину, и высокой подвижностью ИРН в почве, рекомендуются следующие методы ремедиации:

- извлечение и экстракция/промывка грунта соответствующими экстрагирующими растворами. С дальнейшим размещением очищенного грунта на свалку или возвращением в первоначальное место [175];

- иммобилизация радионуклидов за счет перевода радионуклидов в малоподвижные соединения с использованием различных добавок и сорбционных материалов (гипс, известь, $Al_2(SO_4)_3$, торф, бентонит, цеолиты, органические мелиоранты, удобрения и сорбенты и т.д.) [175, 52].

Для объектов, подвергшихся радиоактивному загрязнению выпадениями от наземных и экскавационных ядерных испытаний, характеризующихся низкой подвижностью радионуклидов, применение вышеперечисленных технологий ремедиации нецелесообразно. Рекомендуются преимущественно *in-situ* механические способы изоляции: заглубление радиоактивно загрязненного слоя; ограждение радиоактивно-загрязненных участков [175]. Для них также нецелесообразно применение технологии фиторемедиации вследствие низкой подвижности ИРН в почвах.

5.3 Использование параметров подвижности радионуклида ^{90}Sr в качестве индикатора локальных следов выпадений от наземных испытаний ядерного оружия

В зависимости от источника происхождения радиоактивного загрязнения количественные параметры подвижности радионуклида ^{90}Sr в почвах СИП варьируют в широких пределах. Распределение форм нахождения изотопа ^{90}Sr наиболее ярко отражают различие в характере радиоактивного загрязнения почвенного покрова объектов СИП. Установлена тенденция увеличения

подвижности ^{90}Sr вдоль следов выпадений от наземного (38 кт, 24.09.1951 г.) и экскавационного взрывов («Атомное озеро») (разделы 4.1.3., 4.2). Установленные закономерности распределения параметров подвижности радионуклида ^{90}Sr в почвах на следах выпадений от наземных ядерных испытаний (38 кт, 24.09.1951 г. и 400 кт, 12.08.1953 г) и прилегающих к ним территорий определяют возможность использования данных о формах нахождения радионуклида ^{90}Sr в комплексе с базовыми параметрами в качестве индикатора локальных следов выпадений от наземных ядерных взрывов на условно фоновых территориях СИП.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате проведенных на территории Семипалатинского полигона испытаний различного типа были сформированы объекты (площадки проведения испытаний), характеризующиеся различным качественным и количественным составом радионуклидного загрязнения почвенного покрова.

Комплексные исследования форм нахождения ИРН ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr в почвах различных объектов СИП, впервые проведенные с применением единых методологических подходов, позволили более глубоко изучить характер радиоактивного загрязнения почвенного покрова. Полученные результаты показали, что параметры подвижности ИРН (формы нахождения) в почвах исследованных объектов СИП имеют неоднородный характер. Была выявлена закономерность увеличения параметров подвижности искусственных радионуклидов в почвах объектов СИП в следующем ряду: объекты, подвергшиеся выпадениям от наземных ядерных испытаний (эпицентральные, межэпицентральные участки площадки «Опытное поле») – зоны следов ближних выпадений от мощных наземных испытаний, проведенных на площадке «Опытное поле» (38 кт от 24.09.1951 и 400 кт от 12.08.1953) – объект, подвергшийся выпадениям от экскавационного взрыва (объект «Атомное озеро») – территории, подвергшиеся влиянию ближних выпадений от мощных наземных испытаний (юго-восточная и южная части условно фоновой территории СИП) – условно фоновые территории, подвергшиеся глобальным выпадениям (северная и западная части условно фоновой территории СИП) – зоны влияния штольневых радиоактивных водотоков (площадка «Дегелен») – объекты, подвергшиеся загрязнению радиоактивными веществами (площадка испытания БРВ «4а»). Результаты исследования позволили сделать вывод о том, что подвижность ИРН в почвах объектов СИП определена происхождением и условиями формирования радиоактивного загрязнения почвенного покрова. Наиболее подвижным из исследованных радионуклидов оказался изотоп ^{90}Sr , параметры подвижности

которого максимально отражают неоднородность характера радиоактивного загрязнения почвенного покрова объектов СИП. Получены уникальные данные о формах нахождения трансурановых радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах объектов СИП. Судить о различии в характере радиоактивного загрязнения почвенного покрова объектов СИП позволяют данные относительного содержания в почве кислоторастворимой формы радионуклида ^{241}Am и органической формы радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$. Проведенный корреляционный анализ не выявил влияния почвенных показателей на формы нахождения ИРН в почвах.

На основе полученных экспериментальных данных о подвижности ИРН в почвах даны рекомендации по выбору методов ремедиации объектов СИП. Предложено использование параметров подвижности радионуклида ^{90}Sr в качестве дополнительного индикатора следов выпадений от наземных ядерных испытаний.

Перспективы дальнейшей разработки темы состоят в поиске наиболее эффективных схем экстрагирования трансурановых радионуклидов для более точной оценки их подвижности в почве.

ВЫВОДЫ

1. В почвах СИП, независимо от происхождения радиоактивного загрязнения, радионуклид ^{137}Cs характеризуется низкой подвижностью. Основное содержание ^{137}Cs в почвах находится в прочносвязанной форме, медианное значение содержания которой изменяется от 93 % (на площадке испытания БРВ «4а»), до 96 % (на участках, подвергшихся влиянию радиоактивных водотоков (площадка «Дегелен»), и глобальных выпадений (условно фоновые территории)) и достигает 99 % на объектах, загрязненных выпадениями от наземных и экскавационных взрывов (площадка «Опытное поле, объект «Атомное озеро»).

2. Изотопы $^{239+240}\text{Pu}$ характеризуются низкой подвижностью. Их основная доля в почвах всех исследованных объектов СИП определена в прочносвязанной форме. $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах СИП стабильно определяется в составе органической формы, и ее величина отражает различие в характере радиоактивного загрязнения почвенного покрова объектов СИП. Минимальное медианное значение содержания органической формы отмечено в эпицентральных зонах площадки «Опытное поле» (0,07 %), далее увеличивается на следах наземных взрывов (0,25 % на следе выпадений от взрыва 1953 г.) и на объекте проведения экскавационного взрыва (0,78 %). На условно фоновых территориях, подвергшихся влиянию выпадений от наземных взрывов (юго-восточная часть СИП), медианное значение органической формы составляет 0,84 %, в почвах экосистемы в районе штольни № 177 доля органической формы составляет 0,94 %, в местах испытания БРВ ее содержание максимально – 5,2 %.

3. Особенностью радионуклида ^{241}Am в почвах объектов СИП является его относительное распределение между двумя основными формами – кислоторастворимой и прочносвязанной. В условиях СИП характер распределения ^{241}Am между кислоторастворимой и прочносвязанной формой отражает различие характера радионуклидного загрязнения почвенного покрова объектов СИП. В почвах эпицентральных зон площадки «Опытное поле» на долю

кислоторастворимой формы приходится не менее 7,0 %, прочносвязанной – не менее 92 %. На объекте «Атомное озеро», подверженному выпадениям от экскавационного испытания, медианное значение содержания кислоторастворимой формы достигает 11,8 %, содержание прочносвязанной формы снижается до 88 %. На объектах, подверженных влиянию радиоактивных водотоков (площадка «Дегелен»), медианное значение содержания кислоторастворимой формы ^{241}Am повышается до 39 %, прочносвязанной формы – снижается до 60 %. В почвах площадки испытания БРВ (площадка «4а») доля кислоторастворимой формы преобладает, и составляет 76,8 %, доля прочносвязанной формы снижается до 17,5 %.

4. Из изученных радионуклидов данные форм нахождения изотопа ^{90}Sr максимально отражают неоднородность характера радиоактивного загрязнения почвенного покрова объектов СИП. В зависимости от типа загрязнения доля той или иной формы может варьировать в широких пределах: медианное значение содержания водорастворимой формы ^{90}Sr варьирует от $< 0,47$ до 1,3 %, обменной – от 0,78 до 78,8 %, подвижной – от 0,34 до 38,2 %, прочносвязанной – от 7,0 до 99 %. Дополнительно выявлено увеличение параметров подвижности изотопа ^{90}Sr на следах выпадений от мощного наземного ядерного испытания (38 кт, 24.09.1951) и экскавационного взрыва, обусловленное процессами фракционирования радионуклидов во время испытаний. В условиях СИП на условно фоновых территориях параметры подвижности радионуклида ^{90}Sr допустимо использовать в качестве дополнительного индикатора радиоактивных выпадений от наземных ядерных испытаний.

5. По данным форм нахождения ИРН выявлены различия в характере радионуклидного загрязнения почвенного покрова объектов СИП. Подвижность радионуклидов в почвах на объектах СИП увеличивается в следующем ряду: объекты, подвергшиеся выпадениям от наземных ядерных испытаний (эпицентральные, межэпицентральные участки площадки «Опытное поле») – зоны следов ближних выпадений от мощных наземных испытаний, проведенных на площадке «Опытное поле» (38 кт от 24.09.1951 и 400 кт от 12.08.1953) –

объект, подвергшийся выпадениям от экскавационного взрыва (объект «Атомное озеро») – территории, подвергшиеся влиянию ближних выпадений от мощных наземных испытаний (юго-восточная и южная части условно фоновой территории СИП) – условно фоновые территории, подвергшиеся глобальным выпадениям (северная и западная части условно фоновой территории СИП) – зоны влияния штольневых радиоактивных водотоков (площадка «Дегелен») – объекты, подвергшиеся загрязнению радиоактивными веществами (площадка испытания БРВ «4а»).

6. Корреляционный анализ не выявил достоверного влияния физико-химических параметров почв на неоднородность параметров подвижности радионуклидов в почвах СИП.

7. Подвижность ИРН в почвах объектов СИП определена, главным образом, происхождением и условиями формирования радиоактивного загрязнения почвенного покрова. Низкая подвижность радионуклидов в почвах площадок проведения наземных и экскавационных взрывов обусловлена исходным привнесенным прочносвязанным состоянием радионуклидов в составе радиоактивных частиц выпадений от наземных и экскавационных взрывов. Повышенная растворимость радиоактивных частиц в составе глобальных выпадений, растворимые исходные формы ИРН, поступивших в почву с радиоактивными водотоками и радиоактивными веществами, обусловили повышенную подвижность ИРН в почвах условно фоновых территорий СИП, площадки «Дегелен» и площадки «4а» испытания БРВ.

8. Определена положительная тенденция в увеличении накопления радионуклидов ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ растением полынью (*Artemisia gracileccens*) на следе выпадений от экскавационного взрыва (объект Атомное озеро), связанная с повышением содержания обменной формы ^{90}Sr ($K_{\text{корр.}} = 0,90$ ($p=0,05$)) и органической формы $^{239+240}\text{Pu}$ ($K_{\text{корр.}} = 0,96$ ($p=0,05$)) в почве. Для объектов СИП выявлена положительная взаимосвязь между содержанием в почве обменной и кислоторастворимой формы ^{90}Sr и накоплением его зональными травянистыми растениями.

СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агеев, В.А. Оценка степени трансформации топливных частиц в почвах ближней зоны ЧАЭС / В.А. Агеев, С.Л. Выричек, А.А. Ключников, А.П. Лашко, Е.Б. Левшин, А.А. Одинцов. – Чернобыль, 1997. – 16 с.. – (Предпр. / НАН Украины, МНТЦ «Укрытие»).
2. Агеец, В.Ю. Система радиэкологических контролер в агрофере Беларуси / В.Ю. Агеец. – Гомель : РНИУП «Институт радиологии», 2001. – 250 с.
3. Айдарханов, А.О. Результаты радиологического обследования территории, прилегающей к «Атомному» озеру / А.О. Айдарханов [и др.] // Актуальные вопросы радиэкологии Казахстана : сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК за 2014-2016 гг. / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар: Дом печати, 2017. – Вып. 6. – Т.2.– С. 125-142. – ISBN 978-601-7844-53-0.
4. Айдарханова, А.К. Миграция техногенных радионуклидов на бывшей испытательной площадке «Дегелен» Семипалатинского испытательного полигона / А.К. Айдарханова, Ж.Е. Жапашева, Т.Ю. Богатырева // Радиохимия 2018: сб. тез. IX Рос. конф. с междунар. участ., 17 – 21 сентября 2018 г. – Санкт-Петербург. – 2018. – С. 201.
5. Активность радионуклидов в счетных образцах / Методика измерений на гамма-спектрометрах с использованием программного обеспечения «SpectraLine». Менделеево: ГНМЦ «ВНИИФТРИ», 2014. Свидетельство об аттестации № 43151.4Б207/01.00294-2010 от 28.02.2014 г. 27 с.
6. Акчурин, И.А. Семипалатинский ядерный полигон. Создание, становление, деятельность / И.А. Акчурин. – М. : «Голден Би», 2007. – 258 с.: ил.
7. Андрюшин, И.А. Общие характеристики и некоторые вопросы экологических последствий ядерных испытаний СССР / И.А. Андрюшин, Р.И. Илькаев, А.К. Чернышев // Труды РФЯЦ-ВНИИЭФ, Том 1, Саров : Научно-исследовательское издание. – 2001. – 637 с.
8. Анисимов, В.С. О формах нахождения и вертикальном распределении ^{137}Cs в

почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС / В.С. Анисимов, Н.И. Санжарова, Р.М. Алексахин // Почвоведение. – 1991. – № 9. – С. 31-40.

9. Артемьев, О.И. Изучение форм нахождения $^{239+240}\text{Pu}$ в радиоактивных выпадениях атмосферных ядерных взрывов на Семипалатинском полигоне / О.И. Артемьев, М.А. Умаров, Т.В. Сидорич // Вестник НЯЦ РК. – 2003. – № 3. – С. 48-51.

10. Ахметов, М.А. Характеристика исходных данных радиационного состояния эпицентральной зоны объекта «Чаган» - экскавационного ядерного взрыва для создания искусственного водохранилища / М.А. Ахметов [и др.] // Известия НАН Республики Казахстан. Серия физ.-мат. – 1994 – №6. – С. 79- 97.

11. Бахур, А.Е. Радиоактивные частицы в почвах Семипалатинского полигона / А.Е. Бахур // Радиация и риск. – 1997. – № 9. – С. 71-84.

12. Бобовникова, Ц.И. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов, и их трансформация в почвах зоны аварии на ЧАЭС / Ц.И. Бобовникова, Е.П. Вирченко, А.В. Коноплев, А.А. Сиверина, И.Г. Шкуратова // Почвоведение. – 1990. – № 10. – С. 20-25.

13. Бондаренко, Г.Н. Горячие частицы: морфология, вещественный состав, подвижность радионуклидов / Г.Н. Бондаренко, А.Г. Чекалов, С.И. Рыбалко // Тез. Докл. Всесоюз. совещ. «Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов», Суздаль, 13-17 нояб. 1989 г. – М. : ГЕОХИ АН СССР, 1989. – С. 56.

14. Вальков, В.Ф. Почвоведение: учебник для бакалавров / В.Ф. Вальков, К.Ш. Казеев, С.И. Колесников. – 4-е изд., перераб. и доп. – М.: Издательство Юрайт, 2014. – 527 с.

15. Вальков, В.Ф. Почвоведение: учебник для вузов / В.Ф. Вальков, К.Ш. Казеев, С.И. Колесников.– М.: ИКЦ «МарТ», Ростов н/Д: Издательский центр «МарТ», 2004. – 496 с.

16. Василенко, И.Я. Чернобыль и проблемы радиобиологии: Радиация. Источники, нормирование облучения / И.Я Василенко // Природа. – 2001. – №4. – С. 10-16.

17. Василенко, О.И. Радиационная экология : учебное пособие / О.И. Василенко – М.: Медицина, 2004. – 215 с.
18. Вернер, Дж. Д. Радиационное загрязнение почв. Семипалатинского испытательного полигона и возможности их реабилитации / Дж. Д. Вернер, Р.Ю. Магашева, Г.Н. Якунин // Здоровье человека и окружающая среда: материалы конф., 2001г. – Бишкек. – 2001. – С. 30-36.
19. Водяницкий, К.Н. Методы последовательной экстракции тяжелых металлов из почв – новые подходы и минералогический контроль (аналитический обзор) / К.Н. Водяницкий // Почвоведение. – 2006. – № 10. – С. 1190-1199.
20. Возбуждая, О.Е. Химия почв / О.Е. Возбуждая – М. : Высш. шк., 1968. – 427 с.
21. Воробьева, Л.А. Химический анализ почв: учебник / Л.А Воробьева – М. : Изд-во МГУ, 1998. – 272 с.
22. Ганжара, Н.Ф. Почвоведение / Н.Ф. Ганжара / под ред. Л.Н. Новикова. – М.: Агроконсалт, 2001. – 392 с : ил.
23. Гедройц, К. К. Учение о поглотительной способности почв / К.К. Гедройц. – Пг. : Ред.-изд. ком. Нар. ком. земледелия, 1922. – 56 с.
24. Геохимия техногенных радионуклидов / под ред. Э.В. Собоновича, Г.Н. Бондаренко. – Киев : Наукова думка, 2002. – 332 с.
25. Горбунов, Н.И. Высокодисперсные минералы и методы их изучения / Н.И. Горбунов. – М. : Изд-во АН СССР, 1963. – 303 с.
26. Горбунов, Н.И. Почвенные коллоиды / Н.И. Горбунов. – М. : АН СССР, 1957. – 148 с.
27. Горяченкова, Т.А. Миграционная подвижность плутония и америция в почвах в зависимости от добавок природных и модифицированных органических соединений / Т.А. Горяченкова, И.Е. Казинская, В.С. Рылеева, А.В. Абрамова, А.П. Новиков // Радиохимия. – 2013. – № 6. – С. 553-560.
28. Горяченкова, Т.А. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах / Т.А. Горяченкова, И.Е. Казинская, Е.А. Лавринович, А.П. Новиков // Материалы IV Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», г. Томск, 4-8 июня 2013 г. – Томск : Издательство

ТПУ, 2013. – 620 с.

29. Горяченкова, Т.А. Формы нахождения плутония в почвах / Т.А. Горяченкова, Нгуен Тхань Бинь, Ф.И. Павлоцкая // Радиохимия. – 1990. – № 2. – С. 47-54.

30. ГОСТ 12536-2014 Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) и микроагрегатного состава. – Взамен ГОСТ 12536-1979 ; введ. 2016-09-01. – М.: Стандартиформ, 2015. – 18 с.

31. ГОСТ 12536-79. Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) состава и микроагрегатного состава. – Взамен . ГОСТ 12536-67 ; введ. 1980-07-01. – М.: Изд-во стандартов, 1979. -13 с.

32. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. – Взамен ГОСТ 26213-84 ; введ. 1991-12-29. – М.: Изд-во стандартов, 1992. – 6 с.

33. ГОСТ 26423-85. Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки. – Введ. 1986-01-01. – М.: Изд-во стандартов, 1985. – 8 с.

34. ГОСТ 26424-85. Почвы. Методы определения ионов карбоната и бикарбоната в водной вытяжке. – Введ. 1986-01-01. – М.: Изд-во стандартов, 1985. – 4 с.

35. ГОСТ 26425-85. Почвы. Методы определения иона хлорида в водной вытяжке. – Введ. 1986-01-01. – М.: Изд-во стандартов, 1985. – 9 с.

36. ГОСТ 26426-85. Почвы. Методы определения иона сульфата в водной вытяжке. – Введ. 1986-01-01. – М.: Изд-во стандартов, 1985. – 7 с.

37. ГОСТ 26428-85. Почвы. Методы определения кальция и магния в водной вытяжке. – Введ. 1986-01-01. – М.: Изд-во стандартов, 1985. – 8 с.

38. ГОСТ 26487-85. Почвы. Определение обменного кальция и обменного (подвижного) магния методами ЦИНАО. – Введ. 1985-03-26. - М.: Изд-во стандартов, 1985. – 33 с.

39. ГОСТ 29269-91. Почвы. Общие требования к проведению анализов. – Введ. 1993-07-01. – М.: Изд-во стандартов, 1992. –7 с.

40. Гребенщикова, Н.В. Исследование закономерностей поведения радиоцезия в почвенно-растительном покрове Белорусского Полесья после аварии на ЧАЭС / Н.В. Гребенщикова, С.К. Фирсакова, А.А. Новик, С.В. Тимофеев // Агрехимия. –

1992. – № 1. – С. 91-99.

41. Давыдов, М.Г. Радиоэкология: учебник для вузов / М. Г. Давыдов, Л.В. Зорина, Е.А. Бураева; ред. В.М. Разномазов. — Ростов н/Д : Феникс, 2013. — 635 с. : ил.

42. Действие ядерного оружия / пер. с англ П.С. Дмитриева. — 2-е изд., испр. — М.: Воениздат, 1965. — 679 с.

43. Джанпеисов, З.Р. Почвы Казахской ССР. В 16 вып. Вып 3. Павлодарская область / АН КазССР; Ин-т почвоведения.; З.Р. Джанпеисов, А.А. Соколов, К.Ш. Фаизов; редкол.: гл. ред. А.И. Безсонов. — Алма-Ата : Изд-во АН Каз ССР, 1960. — 267 с.

44. Диденко, Л.Г. Особенности поведения ^{90}Sr в почвах, загрязненных аварийным выбросом ЧАЭС / Л.Г. Диденко // Экология. — 1992. — № 6. — С. 70-72.

45. Дубасов, Ю.В. Выщелачивание радионуклидов из продуктов подземных ядерных взрывов в граните: эксперименты с радиоактивными образцами расплавленной породы из полостей взрывов на Семипалатинском полигоне / Ю.В., Дубасов, Е.А. Смирнова, С.И. Малимонова // Радиохимия. — 2012. — Т. 54. — № 3. — С. 274-282.

46. Дубасов, Ю.В. Комплексные исследования сейсмической, радиационной и санитарно-эпидемиологической обстановки района Семипалатинского полигона при подземных ядерных взрывах: отчет о НИР / рук. Ю.В. Дубасов; исполн.: А.С. Кривохватский, Ю.И. Баранов. — С.-Петербург : Фонды НПО «Радиевый институт», 1992. — 72 с.

47. Дубасов, Ю.В. Радиационная обстановка за пределами Семипалатинского испытательного полигона / Ю.В. Дубасов, А.С. Кривохватский, Н.П. Филонов, К.В. Харитонов // Бюллетень центра общественной информации по атомной энергии. Москва : ЦНИИ Атоминформ — 1993. — №9. — 5–10 с.

48. Израэль Ю.А. Гамма-излучение радиоактивных выпадений / Ю.А. Израэль Ю.А., Е.Д. Стукин. — М.: Атомиздат. — 1967, 222 с.

49. Израэль Ю.А. Изотопный состав радиоактивных выпадений / Ю.А. Израэль. Ленинград : Гидрометеоздат, 1973. — 109 с.

50. Израэль, Ю.А. Особенности радиоактивного загрязнения атмосферы и местности при одиночных и групповом подземных ядерных взрывах с выбросом грунта / Ю.А. Израэль, Ю.Е. Казаков, А.А. Тер – Сааков / Атомные взрывы в мирных целях. М.: Атомиздат, 1970. – С. 103-132.
51. Израэль, Ю.А. Радиоактивное загрязнение природных сред при подземных ядерных взрывах и методы его прогнозирования / Ю.А. Израэль, В.Н. Петров В.Н. А.Я. Прессман, Ф.Я. Ровинский, Е.Д. Стукин, А.А. Тер-Сааков: Гидрометеорологическое изд., 1970. – 67 с.
52. Кабата-Пендиас, А. Пендиас, Х. Микроэлементы в почвах и растениях / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас; пер.с англ. – М.: Мир, 1987. – 439 с.
53. Кабдыракова, А.М. Формы нахождения радионуклидов в почвах экосистем водотоков горного массива Дегелен / А.М Кабдыракова, А.Е. Кундузбаева., С.Н.Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2007-2009 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко – Павлодар: Дом печати, 2010. – Вып. 2. – С. 285–299.
54. Кабдыракова, А.М. Формы нахождения радионуклидов в почвах экосистем водотоков горного массива Дегелен. / А.М Кабдыракова, А.Е. Кундузбаева, С.Н.Лукашенко // Тезисы докладов IV Международной научно-практической конференции «Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и перспективы развития» 25-27 августа, 2010г. – Курчатов – 2010г. – С. 67-69.
55. Кабдыракова, А.М. Формы нахождения радионуклидов в почвах экосистем водотоков горного массива Дегелен / А.М. Кабдыракова, А.Е. Кундузбаева, С.Н. Лукашенко // Вестник НЯЦ РК. – Курчатов, 2011. – Вып. 2. – С. 28 – 36.
56. Кадыржанов, К.К. Особенности состава, форм нахождения и распределения радионуклидов на различных площадках СИП / К.К. Кадыржанов, С. Хажекбер, И.В. Казачевский, В.П. Солодухин, С.Н. Лукашенко // Вестник НЯЦ. – 2000. – № 3. – С. 15-21.
57. Кауричев, И.С. Почвоведение / И.С. Кауричев, Н.П. Панов, Н.Н. Розов, М.В. Стратонович, .Д. Фокин / под ред. Е.М. Козиной. – М.: Агропромиздат, 1989. –

719 с : ил.

58. Кашпаров, В.А. Влияние физико-химических форм радионуклидов на их биологическую доступность / В.А. Кашпаров // Вісник аграрної науки. – 2001, С. 11-17.

59. Кашпаров, В.А. Оценка и прогнозирование радиоэкологической обстановки при радиационных авариях с выбросом частиц облученного ядерного топлива (на примере аварии на Чернобыльской АЭС: дис. ...канд. биол. наук : 03.0.01 : защищена 18.02.00 / Кашпаров Валерий Александрович. – Обнинск, 2000. – 392 с.

60. Ковда, В.А. Биогеохимия почвенного покрова / В.А. Ковда. – М. : Наука, 1985. – 264 с.

61. Кожуханов, Т.Е. К вопросу о вариативности поступления искусственных радионуклидов в растениеводческую продукцию при ее производстве на площадке «Опытное поле» территории СИП / Т.Е. Кожуханов, С.Н. Лукашенко, А.Е. Кундузбаева, Р.Ю. Магашева // Вестник НЯЦ РК. – Курчатов, 2013. – Вып. 4. – С. 16 – 27.

62. Колходжаев, М.К. Почвы Казахской ССР. В 16 вып. Вып 10. Семипалатинская область / АН КазССР; Ин-т почвоведения; М.К. Колходжаев, Н.И. Котин, А.А. Соколов; гл. ред. У.У. Успанов. – Алма-Ата : Наука, 1968. – Вып. 10. – 476 с.

63. Комплекс аэрогеофизических работ в районе Семипалатинского испытательного полигона. КАЭ ПГО «Аэрогеология». – М., 1990.

64. Коновалов, В.Е. и др. Геологическое строение и полезные ископаемые территории Семипалатинского испытательного полигона. / В.Е. Коновалов, Е.Ю. Пестов, Л.А. Русинова // Вестник КазНТУ. – 2014. – № 1 (101). – С. 31-37.

65. Котова, А.Ю. Поведение некоторых радионуклидов в различных почвах / А.Ю. Котова, Н.И. Санжарова // Почвоведение. – 2002. – № 1. – С. 108-120.

66. Круглов, С.В. О формировании радионуклидного состава почв в зоне аварии Чернобыльской АЭС / С.В. Круглов, Р.М. Алексахин, Н.А. Васильева, А.Д. Куринов, А.Н. Ратников // Почвоведение – 1990. – № 10. – С. 26-34.

67. Куликов Н.В. Континентальная радиоэкология (почвенные и пресноводные экосистемы) / Н.В. Куликов, И.В. Молчанова – М. : Наука, 1975. – 184 с.

68. Куликов, Н.В. Радиоэкология почвенно-растительного покрова / Н.В. Куликов, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева. – Свердловск : УрО РАН СССР, 1990. – 173 с.
69. Кундузбаева А.Е, Кабдыракова А.М., Лукашенко С.Н. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах Семипалатинского испытательного полигона / Семипалатинский испытательный полигон: наследие и перспективы развития научно-технического потенциала: сборник докл. IX Междунар. конф., 07-09 сентября 2021 г. – Курчатова: РГП НЯЦ РК, 2021. – С. 109-110.
70. Кундузбаева А.Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах на территории площадки "Опытное поле" / А.Е. Кундузбаева, С.Н.Лукашенко, Р.Ю. Магашева // Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко. – Павлодар : Дом печати, 2013. – Вып. 4. – Т.2. – С. 181-208.
71. Кундузбаева А.Е., Лукашенко С.Н. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах объекта «Атомное озеро» Семипалатинского испытательного полигона // Сборник докладов молодежного круглого стола в рамках XLVI Международных радиоэкологических чтений, посвященных действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Ключковскому, г. Обнинск, 30 ноября – 1 декабря 2017 г. Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2017. – С. 68-75.
72. Кундузбаева, А. Е. Исследование форм нахождения радионуклидов в почвах различных объектов СИП / А. Е. Кундузбаева, А. М. Кабдыракова, С. Н. Лукашенко // Взгляд молодых ученых на современные проблемы развития радиобиологии, радиоэкологии и радиационных технологий: сб. докл. молодеж. конф. с междунар. участием, 7-8 сентября 2016 г. – Обнинск: ФГБНУ ВНИИРАЭ, 2016. - С. 156-163.
73. Кундузбаева, А. Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах на территории площадки «Опытное поле» / А.Е. Кундузбаева, С.Н. Лукашенко, Р.Ю. Магашева // Актуальные вопросы мирного использования атомной энергии: материалы Междунар. конф., Молодых ученых и специалистов, 6-8 июня 2012 г. / Отв. ред. К.К. Кадыржанов. - Алматы: ИЯФ НЯЦ РК, 2012. - С. 212-214.

74. Кундузбаева, А. Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах Семипалатинского испытательного полигона / А. Е. Кундузбаева, А. М. Кабдыракова, С. Н. Лукашенко // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы V Междунар. конф., 13-16 сентября 2016 г. – Томск: СТТ, 2016. - С. 375-379.
75. Кундузбаева, А. Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах Семипалатинского испытательного полигона. / А. Е. Кундузбаева, С. Н. Лукашенко // Радиобиология: вызовы XXI века: материалы Междунар. науч. конф., 27-30 сентября 2017 г. – Гомель, 2017. – С.103-105.
76. Кундузбаева, А. Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий Семипалатинского испытательного полигона / А. Е. Кундузбаева, С. Н. Лукашенко, А. М. Кабдыракова, Г. А. Бакирова // Ядерная и радиационная физика: тез. X Междунар. конф., 8 - 11 сентября 2015 г. - Курчатов: РГП НЯЦ РК, 2015. – С. 131.
77. Кундузбаева, А.Е. Формы нахождения ^{90}Sr в почвах испытательной площадки боевых радиоактивных веществ на Семипалатинском испытательном полигоне / А.Е. Кундузбаева, А.М. Кабдыракова, С.Н. Лукашенко, Н.В. Ларионова // Современные проблемы науки и образования. – 2016. – № 4. – URL: <http://www.science-education.ru/article/view?id=25081> (дата обращения: 25.08.2016)
78. Кундузбаева, А.Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах на территории СИП / А.Е. Кундузбаева, С.Н. Лукашенко, Р.Ю. Магашева // Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и перспективы развития: тез. докл. V междунар. науч.-практическая конф., 12-14 сентября. – Павлодар: Дом печати, 2012. - С.45-47.
79. Кундузбаева, А.Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах Семипалатинского испытательного полигона / А.Е. Кундузбаева, С.Н. Лукашенко // Тез. докл. VII междунар. науч.-практ. конф. "Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и перспективы развития", 21-23 сентября 2016 г., г. Курчатов, С. 64-65. – ISBN 978-601-80602-4-3.
80. Кундузбаева, А.Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах

объекта «Атомное озеро» Семипалатинского испытательного полигона / А.Е. Кундузбаева, А.М. Кабдыракова, Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2017. – № 4. – С. 399 – 413.

81. Кундузбаева, А.Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах «Атомного» озера Семипалатинского испытательного полигона / А.Е. Кундузбаева, А.М. Кабдыракова, Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2014-2016 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко – Павлодар: Дом печати, 2017. – Вып. 6. – Т.1. – С. 288 – 305.

82. Кундузбаева, А.Е. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах испытательной площадки боевых радиоактивных веществ / А.Е. Кундузбаева [и др.] // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2007-2009 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко – Павлодар: Дом печати, 2013. – Вып. 4. – Т.2. – С. 167–180.

83. Кундузбаева, А.Е., Кабдыракова А.М., Бакирова Г.А., Паницкий А.В. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах площадки испытания боевых радиоактивных веществ на Семипалатинском испытательном полигоне // Современные проблемы радиобиологии, радиоэкологии и агроэкологии: тез. докл. VII Междунар. молодежной конф., 03-04 октября 2019 г. – Обнинск, 2019. - С. 157-161.

84. Кундузбаева, А.Е., Кабдыракова А.М., Лукашенко С.Н. Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах условно «фоновых» территорий Семипалатинского испытательного полигона / А.Е. Кундузбаева, А.М. Кабдыракова, С.Н. Лукашенко // Современная наука: актуальные проблемы теории и практики. – 2016. – № 6. – С. 3-17.

85. Кундузбаева, А.Е., Кабдыракова А.М., Лукашенко С.Н., Магашева Р.Ю. Формы нахождения радионуклидов в почвах некоторых участков территории СИП / Тезисы докладов 8 Международной конференции «Ядерная и радиационная физика» 20-23 сентября, 2011г. – Алматы – 2011г. – С. 254-255.

86. Кундузбаева, А.Е., Лукашенко С.Н. Формы нахождения искусственных

- радионуклидов в почвах места проведения экскавационного взрыва на СИП («Атомное» озеро) // Ядерная и радиационная физика: тез. XI Междунар. конф. 12-15 сентября 2017 г. – Алматы, 2017. – С. 324-325.
87. Лавренчик, В.Н. Глобальное выпадение продуктов ядерных взрывов / В.Н. Лавренчик. – М.: Атомиздат, 1965. – 169 с.
88. Лаврухина, А.К., Малышева Т.В., Павлоцкая Ф.И. Радиохимический анализ / А.К. Лаврухина, Т.В. Малышева, Ф.И. Павлоцкая. – М. : Издво АН СССР, 1963 г. – 219 с.
89. Ларин, В.И. Комбинат «Маяк» - проблема на века. 2-е изд. перераб. / В.И. Ларин. – М. : КМК, 2001. – 504 с.
90. Ларионова, Н.В. Накопление искусственных радионуклидов растениями на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона: дис. ... канд. биол. наук : 03.01.01 : защищена 26.12.13 / Ларионова Наталья Владимировна. – Обнинск. – 2013. – 171 с.
91. Ларионова, Н.В. Особенности накопления искусственных радионуклидов степными растениями на площадке «Опытное поле» бывшего СИП / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, А.Е. Кундузбаева, С.А. Келлер // Вестник НЯЦ РК. – Курчатов, 2011. – Вып. 3. – С. 120 – 124.
92. Ларионова, Н.В. Особенности накопления техногенных радионуклидов растениями лугового биогеоценоза / Н.В. Ларионова, С.Н. Лукашенко, А.М. Кабдыракова, А.Е. Кундузбаева // Вестник НЯЦ РК. – Курчатов, 2010. – Вып. 2. – С. 136 – 144.
93. Ларионова, Н.В. Поступление радионуклидов из почвы в растения в зоне радиоактивных выпадений при прохождении радиоактивного облака ("след" от взрыва 1953 года.) / Н.В. Ларионова [и др.] // Актуальные вопросы радиозэкологии Казахстана : сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко – Павлодар: Дом печати, 2013. – Вып. 4. – Т.2. – С. 159 – 166.
94. Логачев, В. Радиозэкологические последствия испытаний БРВ на Семипалатинском полигоне / В. Логачев, А. Матущенко // Бюллетень по атомной

энергии. – 2002. – № 12. – С. 62-67.

95. Магашева, Р.Ю. Характеристика почвенно-растительного покрова испытательной площадки «Дегелен» / Р.Ю. Магашева, Б.М. Султанова, А.В. Паницкий // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана: сборник трудов Национального ядерного центра РК за 2011-2012 гг. / под рук. С.Н. Лукашенко. – Павлодар: Дом печати, 2013. – Вып. 4. – Т.2. – С. 287-310. – ISBN 978-601-7112-74-5.

96. Максимов, М.Т. Радиоактивные загрязнения и их измерения / М.Т. Максимов, Г.О. Оджагов. – М. : Энергоатомиздат, 1989. – 304 с.

97. Мартюшов, В.З. Состояние радионуклидов в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа / В.З. Мартюшов, Д.А. Спирин, В.В. Базылев // Экология – 1995. – №2. – С. 110-113.

98. Мартюшов, В.З. Формы нахождения стронция-90 и цезия-137 и связь стронция-90 с макро- и микроэлементами в почвах ВУРСа / В.З. Мартюшов, В.В. Базылев, В.В. Мартюшов, Т.А. Григорьева // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин: Сборник научных трудов – Вып.5 . – 2004. – С. 67-75.

99. Методика выполнения измерений «Определение удельной активности искусственных радионуклидов плутония-(239+240), стронция-90 в объектах окружающей среды: почвах, грунтах, донных отложениях и растениях» КZ.07.00.03445-2016.

100. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс» [Текст]. – Менделеево: ГНМЦ «ВНИИФТРИ», 2004. – 30 с

101. Мирные ядерные взрывы. Обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении. Факты. Свидетельства. Воспоминания / В.А. Логачев [и др.] ; редколл: В.А. Логачев [и др.]. – М.: Изд. АТ, 2001. – 519 с.

102. Михайловская, Л.Н. Миграция и трансформация физико-химических форм радионуклидов аварийных выпадений ЧАЭС в почвах и лесных подстилках / Л.Н. Михайловская // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Екатеринбург : Изд-во УГТУ, 1999. – Вып. С. 291-322.

103. Молчанова, И.В. О прочности закрепления радионуклидов в почвах и озерных грунтах / И.В. Молчанова, Л.Н. Михайловская // Радиоактивные изотопы в почвенно-растительном покрове, 1979. – С. 22-28.
104. Молчанова, И.В. Подвижность радионуклидов в почвенно-растительном покрове аварийной зоны чернобыльской АЭС / И.В. Молчанова, Л.Н. Михайловская, Е.Н. Караваяева // Экология. – 1991. – вып. № 3. – С. 89-91.
105. Молчанова, И.В. Радиоэкологические исследования в России / И.В. Молчанова, В.Н. Позолотина // Экология. – 1999. – №2. – С. 99-104.
106. Молчанова, И.В. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове / И.В. Молчанова, Е.Н. Караваяева. – Екатеринбург : УрО РАН, 2001. – 162 с.
107. Мошков, А.С. Характер и уровни радионуклидного загрязнения площадки «Опытное поле» Семипалатинского испытательного полигона / Мошков А.С. [и др.] // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана: сборник трудов Национального Ядерного центра РК за 2010 год / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар : Дом печати, 2011. – Вып. 3. – том 1. – 431 с.
108. Назарбаев, Н.А. Проведение комплекса научно-технических и инженерных работ по приведению бывшего Семипалатинского испытательного полигона в безопасное состояние: в 3 т. / Н.А. Назарбаев [и др.] – Павлодар : Дом печати, 2016. – том 2. – 448 с.
109. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае / под. Ред. В.М. Ключковского. – М. : АН СССР, 1956. – 177 с.
110. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона : отчет по РБП 036 «Обеспечение радиационной безопасности на территории РК» мероприятие 1 по договору №КАЭ59 от 26.08.2013 г. (информационный) / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК ; рук. Стрильчук Ю.Г. – Курчатов, 2013. – 106 с. – Инв. № О-1149.
111. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона: отчет о РБП 011 (информационный) / ДГП ИРБЭ РГП НЯЦ РК; рук.

Птицкая Л.Д. – Курчатов: ИРБЭ, 2005.

112. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона: отчет о РБП 011 (информационный) / ДГП ИРБЭ РГП НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ, 2007.

113. Оптимизация исследований территорий Семипалатинского испытательного полигона с целью их передачи в хозяйственный оборот / под ред. С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана. – Павлодар : Дом печати, 2015. – Вып. 5. – С. 149–167.

114. Орлов, Д.С. Химия почв: учебник / Д.С. Орлов, Л.К. Садовникова, Н.И. Суханова. – М. : Высш. шк., 2005. – 558 с.

115. Осинцев, А.Ю. Исследование характера и уровней радиоактивного загрязнения площадки испытаний боевых радиоактивных веществ / А.Ю. Осинцев, С.Е. Сальменбаев // Фундаментальные исследования. – 2014. – № 6. – С. 279-287.

116. Осинцев, А.Ю. Исследование характера и уровней радиоактивного загрязнения площадки испытаний боевых радиоактивных веществ. / А.Ю. Осинцев, С.Е. Сальменбаев // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко - Павлодар: Дом печати, 2013. – Вып. 4. – Т.2. – С. 189–201.

117. Осинцев, А.Ю., Нефедов Р.А. О характере поверхностного загрязнения искусственными радионуклидами испытательной площадки 4 и 4 «А», расположенных в пределах Семипалатинского испытательного полигона / А.Ю. Осинцев, Р.А. Нефедов // Современные проблемы науки и образования. – 2014. – № 2. – 518 с.

118. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК [НТП «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан»]: информационный отчет за 2013 г. / ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н.. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2013. – 146 с.

119. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной

безопасности и экологии НЯЦ РК [НТП 0346 «Развитие атомной энергетики в Республике Казахстан»]: информационный отчет за 2005 г. / ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Птицкая Л.Д. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2005. – 39 с.

120. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК [РНЦТП «Развитие атомной энергетики в Казахстане»]: информационный отчет за 1999-2003 гг. / ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Птицкая Л.Д. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2003. – 99 с.

121. Павлоцкая, Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. / Ф.И. Павлоцкая. – М. : Атомиздат, 1974. – 215 с.

122. Павлоцкая, Ф.И. Об изучении форм поступления некоторых продуктов деления на земную поверхность / Ф.И. Павлоцкая Ф.И., Л.И. Зацепина // Атомная энергия. – 1966. – № 4. – С. 333-337.

123. Павлоцкая, Ф.И. Относительная подвижность и формы нахождения стронция 90, стронция и кальция в дерново-подзолистой почве / Ф.И. Павлоцкая, Л.Н. Зацепина – М.: Государственный комитет по использованию атомной энергии СССР. – 1973. – 38 с.

124. Павлоцкая, Ф.И. Состояние и формы нахождения радиоизотопов в глобальных выпадениях / Ф.И. Павлоцкая. – М. : Атомиздат, 1973. – 36 с.

125. Паницкий, А.В. Характерные особенности радиоактивного загрязнения компонентов природной среды экосистем водотоков штолен горного массива Дегелен / А.В. Паницкий, Р.Ю. Магашева, С.Н. Лукашенко // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сборник трудов института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг. / под рук. С.Н. Лукашенко. – Павлодар : Дом печати, 2010. – Вып.2. – С. 57-102.

126. Переволоцкий, А.Н. Радиоэкология: пособие / А.Н. Переволоцкий, А.В. Гаврилов, И.М. Булавик. – Мн : НПООО «Пион», 2001. – 112 с.

127. Переволоцкий, А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах / А.Н. Переволоцкий – Гомель : РНИУП «Ин-т радиологии», 2006. – 255 с.

128. Перельман, А.И. Геохимия / А.И. Перельман. – М : Высшая школа, 1979. – 423 с.

129. Подоляк, А.Г. Влияние вертикальной миграции и форм нахождения ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах на их биологическую доступность на примере естественных лугов Белорусского Полесья / А.Г. Подоляк // Агрохимия. – 2007. – № 2. – С. 72-82.
130. Покровский М.П. О классификации форм нахождения элементов (к постановке задачи) / М.П. Покровский // Тр. ИГГ УрО РАН. – вып. 163. – 2016. – с. 119-125.
131. Пономарева, В.В. Гумус и почвообразование (методы и результаты изучения) / В.В. Пономарева, Т.А. Плотникова. – Л. : Наука, 1980. – С. 66
132. Почвоведение : учебник / под общ. ред. В.А. Рожкова. – М. : Издательский дом «Лесная промышленность», 2006. – 308 с.
133. Почвоведение : учебник. В 2 ч. Ч.2. Почва и почвообразование / под ред. В.А. Ковды, Б.Г. Розанова. – М.: Высшая школа, 1988. – 400 с : ил.
134. Пристер, Б. С. Основы сельскохозяйственной радиологии : монография / Б.С. Пристер, Н.А. Лошилов, О.Ф. Немец, В.А. Поярков. – 2-е изд., перераб. и доп. – Киев: Урожай, 1991. – 471 с : ил.
135. Прохоров, В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-механические механизмы и моделирование / под ред. Р.М. Алексахина – М. : Энергоиздат, 1981. – 98 с. : ил.
136. Птицкая, Л.Д. Исследование очагов загрязнения природной среды территории Семипалатинского полигона и разработка программы реабилитации экологии / Л.Д. Птицкая, О.И. Артемьев и др. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 1998. – 450 с.
137. Радиоактивность и пища человека / под ред. Р. Рассела : [пер. с англ.] ; под ред. В.М. Ключковского. – М. : Атомиздат, 1971. – 373 с.
138. Радиоэкологическое состояние "Северной" части территории Семипалатинского испытательного полигона / под рук. Лукашенко С.Н. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана – Павлодар : Дом печати, 2010. – Вып.1. – С. 94-101. – ISBN 978-601-7112-28-8.
139. Ремезов, Н.П. Почвенные коллоиды и поглощательная способность почв. / Н.П. Ремезов. – М. : Государственное изд-во сельскохозяйственной литературы,

1957. – 225 с.

140. Республиканская Бюджетная программа 005 «Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан»: отчет о РБП 038 (информационный) по договору № КЭ35 11.05.2014 / ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2014. – 206 с.

141. Романов, Г.Н. Поведение радиоактивных веществ в окружающей среде / Г.Н. Романов, Д.А. Спирин, Р.М. Алексахин // Природа – 1990. – №5. – С. 53–58.

142. Сайбеков, Т.С. Атлас. Радиоэкологическая обстановка на территории Республики Казахстан с 1954 по 1994 годы. Т.16. Семипалатинская область / Т.С. Сайбеков, Ж.А. Абылаев. – Алматы : Министерство экологии и биоресурсов РК, 1997. – 400 с.: ил.

143. Санжарова, Н.И. Роль химии в реабилитации сельскохозяйственных угодий, подвергшихся радиоактивному загрязнению / Н.И. Санжарова, А.А. Сысоева, Н.Н. Исамов, Р.М. Алексахин, В.К. Кузнецов, Т.Л. Жигарева // Рос. хим. ж. (Ж. Рос. хим. об-ва им. Д.И. Менделеева). – 2005. – т. XLIX. – С. 26-34.

144. Санжарова, Н.И. Формы нахождения в почвах и динамика накопления ^{137}Cs в сельскохозяйственных культурах после аварии на ЧАЭС / Н.И. Санжарова, С.В. Фесенко, К.Б. Лисянский, В.К. Кузнецов, Т.Н. Абрамова, В.А. Котик // Почвоведение. – 1997. – № 2. – С. 159-164.

145. Сапожников, Р.А. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика / Ю.А. Сапожников, Р.А. Алиев, С.Н. Калмыков. – М. : БИНОМ. Лаборатория знаний, 2006. – 286 с : ил.

146. Сарасеко, Е.Г. Химические методы определения форм нахождения радионуклидов в почвах разных типов / Е.Г. Сарасеко, Е.И. Дегтярева // Веснік МДПУ імя І. П. Шамякіна. – 2012 – вып. 34 – С. 37-42.

147. Сборник методических указаний по лабораторным исследованиям почв и растительности Республики Казахстан / под рук. Дюсенбекова З.Д. – Алматы : Государственный научно-производственный центр земельных ресурсов и землеустройства. – 1998. – С. 128-130.

148. Сельскохозяйственная радиоэкология / под ред. Р.М. Алексахина, Н.А

Корнеева. – М. : Экология, 1992. – 400 с.

149. Семипалатинский испытательный полигон. Создание. Деятельность. Конверсия. Воспоминания / редкол.: В.С. Школьник [и др.] – Алматы, 2003 – 282 с.

150. Сеницын, Н.М. Химия долгоживущих осколочных элементов / Н.М. Сеницын, Г.В. Корпусов, Л.М. Зайцев / под ред. А.В. Николаева. – М. : Атомиздат, 1970. – 326 с.

151. Спиваков, Б.Я. Анализ объектов окружающей среды / Б.Я. Спиваков // ЭКОАНАЛИТИКА-2000 : Тез. докл. 4-й Всерос. конф. с междунар. участием, Краснодар, 17–23 сент., 2000. – Краснодар, 2000, с. 67–68.

152. СТ РК ISO 11464-2012. Почвы. Предварительная обработка образцов для физико-химического анализа. – Введен 2013-07-01. – Астана: Госстандарт, 2013. – 12 с.

153. Стороженко, Д.М. Почвы Казахской ССР. В 16 вып. Вып 8. Карагандинская область / АН КазССР; Ин-т почвоведения.; Д.М. Стороженко; гл. ред. У.У. Успанов – Алма-Ата : Наука, 1967. – Вып. 8. – 332 с.

154. Стратегическое ядерное вооружение России / П.Л. Подвиг [и др.]; под ред. П. Л. Подвига. – М.: ИздАТ, 1998. – 492 с. : ил.

155. Стрильчук, Ю.Г. Радиоэкологическое состояние "юго-восточной" части территории СИП / Ю.Г. Стрильчук и др. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011-2012 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко - Павлодар: Дом печати, 2013. – Вып. 4. – Т.1. – С. 15-116.

156. Стрильчук, Ю.Г. Радиоэкологическое состояние "юго-восточной" части территории СИП / Ю.Г. Стрильчук [и др.] // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана : сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2014-2016 гг. / под ред. С.Н. Лукашенко. – Павлодар : Дом печати, 2017. – Вып. 6. – Т.1. – С. 11-90.

157. Стрильчук, Ю.Г., Тоневицкая О.В., Яковенко Ю.Ю., Айдарханов А.О., Субботин С.Б., Генова С.Н., Ларионова Н.В., Кундузбаева А.Е., Магашева Р.Ю., Паницкий А.В., Топорова А.В., Лукашенко С.Н. Радиоэкологическое состояние

«западной» части территории СИП / Тезисы докладов 8 Международной конференции «Ядерная и радиационная физика» 20-23 сентября, 2011г. – Алматы – 2011г. – С. 236.

158. Субботин, С.Б. Подземная миграция искусственных радионуклидов за пределы горного массива «Дегелен» / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, В.М. Каширский [и др.]. // Актуальные вопросы радиозэкологии Казахстана : сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг. / под рук. Лукашенко С.Н. – Павлодар : Дом печати, 2010. – Вып. 2. – С. 103-156. – ISBN 978-601-7112-28-8.

159. Тарасов, О.В. Формы состояния и миграция радионуклидов в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа / О.В. Тарасов, О.В. Федорова, И.Г. Тананаев, В.И. Сергиенко // Вестник ДВО РАН. – 2016 – №1. – С. 47-52

160. Тимофеев-Ресовский, Н.В. Поведение радиоактивных изотопов в системе почва-раствор / Н.В. Тимофеев-Ресовский, А.А. Титлянова, Н.А. Тимофеева, Г.И. Махонина, И.В. Молчанова, М.Я. Чеботина / Радиоактивность почв и методы ее определения. – М. : Наука, 1966. – С. 46-80.

161. Титаева, Н.А. Ядерная геохимия : учебник / Н.А. Титаева. – 2-е изд., испр. и доп. – М. : Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.

162. Торопов, А.С. Фракционирование форм нахождения техногенных радионуклидов в водных объектах Семипалатинского испытательного полигона / А.С. Торопов // Известия Томского политехи, ун-та. Инжиниринг георесурсов. – 2018. – Т. 329, № 6. – С. 74-84

163. Умаров, М.А. Искусственные радионуклиды в радиоактивных выпадениях по термоядерному следу на Семипалатинском испытательном полигоне: дис. ... канд. хим. наук : 03.00.16 : защищена 28.06.07 / Умаров Мурат Алпыспаевич. – Алматы. – 2007. – 97 с.

164. Умаров, М.А. Радиоактивные выпадения от атмосферных ядерных испытаний / М.А. Умаров, О.И. Артемьев // Вестник НЯЦ РК. – 2001. – № 3. – С. 20-24.

165. Ферсман, А.Е. Геохимия / А.Е. Ферсман. – Ленинград : Госхимтехиздат,

1933. – Том 1. – 332 с.

166. Фокин, А.Д. Проблема антропогенных загрязнений почв / А.Д. Фокин А.Д // Почвоведение. – 1989. – С. 85-93.

167. Фокин, А.Д. Сельскохозяйственная радиология: учебник / А.Д. Фокин, А.А. Лурье, С.П. Торшин – 2-е изд., перераб. и доп. – СПб. : Лань, 2011. – 416 с.

168. Фрид, А.С., Об измерении коэффициента распределения радиоизотопов во влажной почве / А.С. Фрид, В.М. Прохоров // Миграция в почве и ее моделирование: Научные труды – М: Почвенный институт им. В.В. Докучаева, 2006. – С. 90-100.

169. Чернобыль: Радиоактивное загрязнение природных сред / под редакцией Ю.А. Израэля. – Л. : Гидрометеиздат, 1990. – 296 с.

170. Эйзенбад, М. Радиоактивность внешней среды / М. Эйзенбад ; пер. с англ. Р.М. Алексахина, Р.М., Д.П. Осанова, Г.Б. Радзиевского; под ред с пред. П.П. Лярского. – М.: Атомиздат, 1967. – 332 с.

171. Ядерные испытания СССР. В.Н. Михайлова [и др.]; редколл.: В.Н. Михайлов [и др.] / Саров, 1997. – Том 2. – 373 с.

172. Ядерные испытания СССР. Общие характеристики. Цели. Организация ядерных испытаний СССР / В.Н. Михайлова [и др.]; редколл.: В.Н. Михайлов [и др.]; . – М.: ИздАТ, 1997. – 30 с. : ил.

173. Ядерные испытания СССР. Семипалатинский полигон: обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний. / кол. авторов под рук. В. А. Логачева. – М. : Вторая типография ФУ «Медбиоэкстрем» при Минздраве России, 1997. – 319 с. : ил.

174. Ядерные испытания СССР: Современное радиозэкологическое состояние полигонов. Факты. Свидетельства. Воспоминания / редколл.: В.А. Логачева [и др.] – Москва : ИздАт, 2002. – 639 с.: ил.

175. Янин, Е.П. Ремедиация территорий, загрязненных химическими элементами: общие подходы, правовые аспекты, основанные способы зарубежный опыт) / Е.П. Янин // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. – 2013. - №3. – с. 3-105.

176. Aidarkhanov A.O. Mechanisms for surface contamination of soils and bottom sediments in the Shagan River zone within former Semipalatinsk Nuclear Test Site / A.O. Aidarkhanov [et al.] // J. of Environ. Radioactivity. – 2013. – № 124. – P. 163-170.
177. Anderson B. J. Free-iron and –manganese oxide content of reference clays / B. J. Anderson, E. A. Jenne // Soil Science. – 1970 – Vol. 109. – Issue 3. – P. 163-169.
178. Anderson, A.D. A theory for close-in fallout from land-surface nuclear bursts / A.D. Anderson // J. Meteorol. – 1961. – V. 18. – №4 – P. 431-442.
179. Aragon, A. Study of specificity in the sequential leaching of Pu and Am in low contaminated soils / A. Aragon, A. Espinosa, C. E. Iranzo, A. Bellido, J. Gutierrez. // Proc. Internat. Symp. Radioecology, Znojmo, 12–19 October 1992. Commission of European Communities. – 1992.
180. Brainard, J. R. Actinide binding and solubilization by microbial siderophores / J.R. Brainard et al. // Radiochim. Acta. – 1992. – Vol. 58/59. – P. 357-363.
181. Bunzl, K. Association of fallout $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am with various soil components in successive layers of a grassland soil / K. Bunzl, H. Flessa, W. Kracke, W. Schimmack // Environ. Sci. Technol. – 1995. – Vol. 29. –P. 2513-2518.
182. Bunzl, K. Forms of fallout ^{137}Cs and $^{239+240}\text{Pu}$ in successive horizons of a forest soil / K.Bunzl, W.Kracke, W.Schimmack, L.Zelles // // J. Environ. Radioact. – 1998. – Vol. 39. – P. 55-68.
183. Chezom, D. Comparative study of different leaching procedures / Chezom, D. K. Chimi, S. Choden, T. Wangmo, S.K. Gupta // International Journal of engineering and general science. – 2013 – V. 1. – Issue. 2– P. 23-28.
184. Galan, E. Utilidad de las tecnicas de extraccion secuencial en la mejora de la caracterizacion mineralogical por DRX de suelos y sedimentos con altos contenidos de oxidos de hierro / Galan, E. et al. // Libro de conferencias resúmenes de la XV Reunion Científica de la Sociedad Española de Arcillas. – 1999. – Vol. 15. – P. 68-69.
185. Guillen, J. Transfer of radionuclides to plants: influence on the speciation of radionuclides in soils / J. Guillen, A. Baeza, A. Salas, J.G. Muñoz-Munoz, A. Muñoz-Serrano / Radionuclide contamination and remediation through plants. Switzerland,

- 2014: Springer International publishing. – P. 107-123.
186. Gunten, H. R. Speciation of Radionuclides in the Environment / H. R. von Gunten, P. Beneš // *Radiochimica Acta*. – 1995. – Vol. 69. – P. 1-29.
187. Gupta, S.K. Partitioning of trace metals in selective chemical fractions of nearshore sediments / S.K. Gupta, K.Y. Chen // *Environ. Lett.* – 1975. – № 10. – P. 129-158.
188. Haas, A. Sequential extraction procedures for the study of heavy metals in soils, sediments and waste materials – a critical review / A. Haas, P. Fine // *Environmental Science and Technology*. – 2010. – №. 40– P. 365-399.
189. International Atomic Energy Agency / *Technologies for Remediation of Radioactively Contaminated Sites*, 1999. IAEA-TECDOC-1086.
190. IUPAC. Compendium of chemical terminology. Gold book / compiled by A.D. McNaught, A. Wilkinson. Version 2.3.3b, 2014
191. Kabdyrakova, A.M. / Radionuclides species in soils of the watercourse ecosystem at Degelen mountain of former Semipalatinsk test site / A.M. Kabdyrakova, A.E. Kunduzbaeva, S.N. Lukashenko // *Book of abstracts «Environmental radioactivity»*, Rome 25th – 27th October, 2010 y. – Rome – 2010 y.
192. Kashparov, V.A.. Kinetics of dissolution of Chernobyl fuel particles in soil in natural conditions / V.A. Kashparov, N.Anamdach, S.I. Zvarich, V. Yoschenko, I.M. Maloshtan, L. Dewiere // *J. Environ. Radioactivity*. – 2004. – Vol. 72/3. – P. 335-353.
193. Keepax, R.E. Speciation of heavy metals and radioisotopes / R.E.Keepax, L.N. Moyes, F.R. Livens // *Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*; vol. 2. *Environmental and Ecological Chemistry*. – 2011.– P. 165-199.
194. Kennedy, V.H. Use of single and sequential chemical extractants to assess radionuclide and heavy metal availability from soils for root uptake / V.H. Kennedy, A.L. Sanchez, D.G. Oughton, A.P. Rowland // *Analyst*. – 1997. – Vol. 122. – P. 89R-100R.
195. Kunduzbaeva, A.E. Research of species of artificial radionuclides ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am and $^{239+240}\text{Pu}$ in soils of conditionally «background» territories of Semipalatinsk test site / A.E. Kunduzbaeva, S.N. Lukashenko [et al.] // *Meeting in St. Petersburg:*

Fourth International Conference, Dedicated to N.W. Timofeev-Ressovski and His Scientific School «Modern Problems of Genetics, Radiobiology, Radioecology and Evolution»; Fourth Readings after V.I.Korogodin & V.A. Shevchenko; IUR Advanced Research Workshop «Radioecology Meets Radiobiology: a Reappraisal of Basic Mechanisms of Radiation», St. Petersburg, 2-6 June 2015: Abstracts, Papers by Young Scientists. – Dubna: JINR, 2015. – P.179.

196. Kunduzbaeva, A.E. Research of species of artificial radionuclides ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{234+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in soils of conditionally «background» territories of Semipalatinsk test site / A.E. Kunduzbaeva, A.M. Kabdyrakova, , S.N. Lukashenko // Book of abstracts of the III International Conference on «Environmental Radioactivity: New Challenges with New Technologies» (ENVIRA2015) (21-29 September 2015 г.), Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki, 2015. – C. 123.

197. Kunduzbayeva, A. Speciation of artificial radionuclides in soils of the Atomic lake objects (site of excavation nuclear explosion) of Semipalatinsk test site / A.E. Kunduzbaeva, A.M. Kabdyrakova, N. Larionova, S.N. Lukashenko // Abstracts book of 4th International Conference on Radioecology & Environmental Radioactivity, 3-8 September, 2017. – Berlin, 2017. – P. 517-519.

198. Kunduzbayeva, A.E. Speciation of artificial radionuclides in soils of Semipalatinsk test site / A.E. Kunduzbayeva, S.N. Lukashenko // Book of abstracts and program of Second International Conference on Radioecological Concentration Processes. 06-09 November 2016. – Sevilla, Spain. – 2016. – P. 58.

199. Kunduzbayeva, A.Ye. Peculiarities of artificial radionuclides speciation in soils of Semipalatinsk test site / A.Ye. Kunduzbayeva, S.N. Lukashenko // Book of abstracts of the IV Asian Congress of Radiation Research, Institute of radiobiology and radiation protection (16-18 August 2017), Astana, 2017. – P. 132.

200. Kunduzbayeva, A.Ye. Speciation of ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , and $^{239+240}\text{Pu}$ artificial radionuclides in soils at the Semipalatinsk test site / A.Ye. Kunduzbayeva, S.N. Lukashenko, A.M. Kabdyrakova, N.V. Larionova, R.Yu. Magasheva, G.A. Bakirova //Journal of Environmental Radioactivity. – 2022. – Vol. 249(1–2): 106867 DOI: 10.1016/j.jenvrad.2022.106867.

- 201 Lee, S. Y. Characteristics of radioactivity contamination of soil at the Nevada test site / S.Y Lee, T. Tamura, E.H. Essington // Nucl. and Chem. Waste Management. – 1987. – Vol. 7. – P. 179-190.
202. Livens, F.R. Chemical associations of artificial radionuclides in Cumbrian soils / F.R. Livens, M.S. Baxter // J. Environ. Radioact. – 1988. – Vol. 7. – P. 75-86.
203. Lujaniene, G. Sorption of cesium, plutonium and americium on clay minerals / G Lujaniene, S. Motiejūnas, J. Šapolaitė // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry – 2007. – Vol. 274, Issue 2, P. 345-353.
204. Lukashenko, S. Radioactive particles released from different sources in the Semipalatinsk test site. / S. Lukashenko, A. Kabdyrakova, O.C. Lind, I.Gorlachev, A. Kunduzbayeva, T. Kvochkina, K. Janssens, W. De. Nolf, Yu. Yakovenko, B. Salbu // J. Environ. Radioact. – 2020. – Vol. 216. –P. 106-160.
205. Maiz, I. Evaluation of heavy metal availability in polluted soils by two sequential extraction procedures using factor analysis / I. Maiz, I. Arambarri, R. Garcia, E. Millan // Environmental pollution. – 2000. – Vol. 110. – №1. – P. 3-9.
206. Noldberg, M. Glossary of terms used in toxicokinetics / M. Noldberg et al / IUPAC. Recommendations 2003, 2004.
207. Oughton, D. Determination of radionuclides species in natural waters, soils, and sediment / D. Oughton, B. Salbu, L. Skipperud / Nuclear physical methods in radioecological investigations of nuclear test sites. Netherlands. 2000. – Vol. 31. – P. 117-125.
208. Panitskiy, A.V. Nature of radioactive contamination of components of ecosystems of streamflows from tunnels of Degelen massif / A.V. Panitskiy, S.N. Lukashenko // J. of Environ. Radioactivity. – 2015. – P. 32-40.
209. Salbu, B. Speciation of radionuclides in the environment / B. Salbu, L. Skipperud // J. Environ. Radioactivity. – 2009. – № 100. – P. 281-282.
210. Salbu, B. Speciation techniques in radioecology / B. Salbu, L. Skipperud // J. Environ. Radioactivity. – 2009. – vol. 100. – P. 280-282.
211. Schultz, M.K. Geochemical partitioning of actinides using sequential chemical extraction: Comparison to stable element / M.K. Schultz, W.C. Burnett, G.W. Keneth,

- K.G.V. Inn, G. Smith // *J. Radioanal. Nucl. Chem.* – 1998. – Vol. 234. –P. 251-256.
212. Schultz, M.K. Conference Report: NIST Speciation workshop Gaithersburg / M.K. Schultz, W.C. Burnett, K.G.V. Inn, J.W.L. Thomas, Z.C. Lin // *J. Res. Natl. Inst. Stand. Technol.* – 1996. – № 101(5). – P. 707–715.
213. Schultz, M.K. Identification of radionuclide partitioning in soils and sediments: determination of optimum conditions for exchangeable fraction of the NIST standard sequential extraction protocol / M.K. Schultz, K.G.V. Inn, Z.C. Lin, G. Smith, S.R. Biegalski, J. Filliben // *Appl. Radiat. Isot.* – 1997. – Vol. 49. –P. 1289-1293.
214. Schultz, M.K.. Evaluation of a sequential extraction method for determining actinide fractionation in soils and sediments / M.K Schultz, W.C. Burnett K.G.V. Inn // *J. Environ. Radioactivity.* – 1998. – Vol. 40. –P. 155-174.
215. Steiness E. Radioecology / E Steiness / Nuclear physics methods and accelerators in biology and medicine: AIP Conference proceedings, 2007 : American Inst. of Physics. – V. 958. – P. 23-27.
216. Templeton, D.M. Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches (IUPAC Recommendations 2000) / D.M. Templeton et al. // *Pure Appl. Chem.* – 2000. – Vol. 72 – №8.– P. 1453-1470.
217. Tessier, A. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals / A. Tessier, P.G.C. Campbell, M. Bisson // *Analytical chemistry.* – 1979. – Vol. 51, No. 7, P. 844-851.
218. Testa, C. Concentration and speciation of plutonium, americium, uranium, thorium, potassium and ^{137}Cs in a venice canal sediment sample / C. Testa et al. // *Czech. J. Phys.* – 1999. – Vol. 49. –P. 649-656.
219. Todorov, B. Fractionation of ^{137}Cs and ^{60}Co in soils by sequential extraction / B. Todorov, G. Pekov, R. Djingova // *Journal of Radioanalytical and nuclear chemistry.* – 2008 – Vol. 278. – № 1. – P. 9-5.
220. Ure, A.M. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the commission of the European communities / A.M. Ure, P.H.

- Quevauviller, H. Muntau, B. Griepink // International Journal of environmental analytical chemistry. – 1993. – Vol. 51. – P. 135-151.
221. URL: <http://www.lomonosov-fund.ru/enc/ru/encyclopedia:0131043>.
222. van Bergeijk, K.E. Influence of pH, soil type and soil organic matter content on soil-to-plant transfer of radiocaesium and -strontium as analyzed by a non-parametric method / K.E. van Bergeijk, H. Nordijk, J. Lembrechts, M.J. Frissel // J. Environ. Radioact. – 1992. – Vol. 15. – P. 265-276.
223. Wildung, R.E. The Relationship of microbial processes to the fate and behavior of transuranic elements in soils, plants and animals / R.E. Wildung, T.R. Garland / Transuranic Elements in the Environment ed. by W. C. Hanson. – 1980. P. 300-335.
224. Zimmerman, A. J. Heavy metal analysis in soil by sequential extraction: a review of procedures / A.J. Zimmerman, D.C. Weindorf // Int. J. of Analyt. Chemistry. – 2010. – Vol. 2010. – doi:10.1155/2010/387803.

ПРИЛОЖЕНИЯ

**Приложение А. Результаты исследования эпицентральных участков
площадки «Опытное поле»**

Таблица А.1 – Формы нахождения радионуклида ^{137}Cs в почвах эпицентральных зон площадки «Опытное поле» (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=26)

№ п/п	Место отбора, № точки	Содержание форм радионуклида ^{137}Cs , Бк/кг, %										
		Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1n NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)		
		Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	
1	П-3, Э.1	1	<2,0	<0,22	<6,5	<0,71	<2,0	<0,22	<7,0	<0,76	900±100	99,0±1,0
2		<6,0	<0,42	<5,5	<0,39	<7,0	<0,49	<7,0	<0,49	1400±100	99,1±0,9	
3		<7,0	<1,3	<6,0	<1,2	<2,0	<0,38	<7,0	<1,3	500±50	97,9±2,1	
4		<5,5	<0,67	<5,5	<0,67	<6,5	<0,79	<6,5	<0,79	800±90	98,6±1,4	
5	П-5, Э.2	5	<2,0	<0,18	<6,5	<0,58	<6,0	<0,54	<5,5	<0,49	1100±100	99,1±0,9
6		<1,0	<0,01	<5,5	<0,07	<7,0	<0,09	<6,0	<0,08	7600±800	99,9±0,1	
7	П-5, Э.3	7	<2,5	<0,16	8,5±1,5	0,63±0,08	2,5±0,5	0,24±0,08	20±5	1,4±0,1	1500±100	97,9±0,1
8		<2,0	<0,58	<2,0	<0,58	<5,0	<1,5	<5,0	<1,5	330±30	98,0±2,0	
9		<4,0	<0,19	<4,0	<0,19	<3,0	<0,14	<5,0	<0,24	2100±200	99,6±0,4	
10		<3,5	<0,47	6,5±1,0	1,2±0,37	<2,0	<0,27	6,5±2	1,2±0,37	730±70	97,9±0,4	
11	П-5, Э.4	11	<5,0	<0,08	65±5	1,1±0,04	3,0±0,5	0,09±0,04	35±5	0,61±0,04	6000±700	98,2±0,04
12		<2,5	<0,03	80±5	1,2±0,05	<4,5	<0,06	45±5	0,57±0,05	7100±700	98,2±0,05	
13		<6,5	<0,30	16±2	1,0±0,3	<6,0	<0,28	3,7±0,8	0,46±0,3	2100±200	98,8±0,3	
14	П-5, Э.5	14	<5,0	<0,32	12±2	1,3±0,5	<4,0	<0,26	<7,5	<0,49	1500±200	98,6±0,5
15		<1,3	<0,06	<5,5	<0,27	<4,0	<0,20	<7,5	<0,37	2000±200	99,6±0,4	
16	П-1, Э.7	18	<4,6	<0,06	20±3	0,32±0,07	<0,6	<0,01	<5,9	<0,07	8046±800	99,7±0,1
17		<8,0	<0,26	<6,5	<0,21	<6,5	<0,21	<4,5	<0,14	3100±300	99,6±0,4	
18	П-2, Э.8	20	<7,5	<0,41	<7,5	<0,41	<8,0	<0,44	9,0±2,0	1,1±0,6	1800±200	98,9±0,6
19		<3,0	<0,09	40±5	1,4±0,2	10±2	0,6±0,2	<13,5	<0,41	3200±300	98,2±0,2	
20	П-2, Э.9	22	<7,5	<0,90	<5,0	<0,60	<6,0	<0,72	<4,5	<0,54	810±80	98,6±1,4
21		<15,0	<0,97	<10,0	<0,65	<5,5	<0,36	<8,0	<0,52	1500±200	98,8±1,2	
22		<5,0	<0,11	32±4	1,1±0,4	<8,5	<0,19	<17,5	<0,40	4300±400	98,8±0,4	
23		<0,4	<0,06	1,2±0,2	0,30±0,10	<0,5	<0,07	<0,5	<0,08	650±20	99,7±0,1	
24	П-2Г, Э.10	26	<0,5	<0,08	5,2±0,3	0,97±0,11	<0,3	<0,05	<0,5	<0,08	600±10	99,0±0,1
25		<0,7	<0,14	2,8±0,5	0,70±0,13	<0,6	<0,12	3,0±1,6	0,74±0,13	480±10	98,7±0,1	
26	П-7, Э.11	29	<1,1	<0,02	134±1,4	2,2±0,02	<0,6	<0,01	63±9	0,95±0,02	6580±40	97,1±0,02
Медиана, %		–		0,66		–		–		98,6		
Межквартильный размах, %		–		0,75		–		–		1,1		

*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики

Таблица А.2 – Формы нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах эпицентральных зон площадки «Опытное поле» (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=14)

№ п/п	Место отбора, № точки		Содержание форм радионуклида ^{90}Sr , Бк/кг, %									
			Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
			Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
1	П-3, Э.1	1	<1,5	<0,14	32±1	3,2±0,2	<1,6	<0,15	20±1	2,0±0,1	1000±300	94,9±0,1
2	П-5, Э.2	5	<1,0	<0,03	50±1	1,6±0,03	<0,85	<0,03	30±1	1,0±0,03	3000±550	97,3±0,03
3	П-5, Э.4	11	<3,0	<0,03	106±2	1,2±0,03	<2,2	<0,03	162±2	1,9±0,03	8300±1300	96,8±0,03
4		13	<1,6	<0,04	65±1	1,7±0,06	<2,8	<0,07	32±1	0,84±0,06	4000±700	97,6±0,1
5	П-5, Э.5	14	<1,5	<0,06	24±1	1,1±0,1	<2,4	<0,10	36±1	1,6±0,1	2300±500	97,4±0,1
6		15	<1,0	<0,02	16±1	0,40±0,02	<0,7	<0,02	35±1	0,84±0,02	4200±700	98,8±0,02
7	П-1, Э.7	18	<3,2	<0,01	105±2	0,31±0,01	<3,5	<0,01	126±12	0,37±0,01	35000±4200	99,3±0,01
8		19	<2,3	<0,03	55±1	0,72±0,02	<1,8	<0,02	55±1	0,72±0,02	7800±1200	98,6±0,02
9	П-2, Э.8	20	4,3±0,6	0,18±0,03	125±2	4,4±0,04	<2,0	<0,07	80±2	2,8±0,04	2600±500	92,5±0,04
10	П-2, Э.9	22	<0,7	<0,08	9,0±0,6	7,0±0,1	<1,0	<0,11	7,0±0,6	0,76±0,1	900±200	98,2±0,1
11		23	<0,7	<0,03	18±1	0,9±0,1	<2,4	<0,11	22±1	1,1±0,1	2100±500	98,1±0,1
12		24	<2,4	<0,06	50±1	1,4±0,1	<2,1	<0,06	102±2	2,8±0,1	3600±600	95,9±0,1
13		25	<1,0	<0,15	9,5±0,6	1,6±0,2	<1,4	<0,22	9,2±0,6	1,6±0,2	640±120	97,0±0,2
14	П-2Г, Э.10	27	<0,8	<0,08	19±1	2,1±0,1	<1,0	<0,11	19±1	2,0±0,1	900±250	95,9±0,1
Медиана, %			–		1,5		–		1,4		97,4	
Межквартильный размах, %			–		1,6		–		1,2		2,00	
<p>*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики</p>												

Таблица А.3 – Формы нахождения радионуклида ^{241}Am в почвах эпицентральных зон площадки «Опытное поле» (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=14)

№ п/п	Место отбора, № точки		Содержание форм радионуклида ^{241}Am , Бк/кг, %									
			Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1М CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислоторастворимая (1М HCl)		Прочносвязанная (почва)	
			Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
1	П-3, Э.1	1	<3,5	<0,35	<7,0	<0,70	<4,5	<0,40	80±15	8,7±0,7	900±90	91,2±0,7
2	П-5, Э.3	10	<3,5	<0,15	<3,5	<0,15	<4,0	<0,18	350±35	15,7±0,2	1900±100	84,2±0,2
3	П-5, Э.4	11	<6,5	<0,08	<4,0	<0,05	<2,0	<0,02	490±50	5,8±0,1	8100±800	94,3±0,1
4		12	<3,0	<0,02	<3,5	<0,03	<12,5	<0,09	3900±100	28,9±0,1	9600±1000	71,1±0,1
5		13	<4,0	<0,35	<1,5	<0,13	<2,8	<0,25	27±5	2,8±0,4	1100±70	97,3±0,4
6	П-5, Э.5	14	<3,5	<0,83	<2,5	<0,59	<2,5	<0,59	25±5	6,9±1,0	390±40	92,1±1,0
7		15	<2,0	<0,15	<3,2	<0,24	<3,5	<0,27	90±10	7,2±0,3	1200±70	92,7±0,3
8	П-2, Э.8	20	<4,5	<0,25	<4,5	<0,25	<5,0	<0,27	320±65	17,8±0,8	1500±200	82,2±0,4
9	П-2, Э.9	22	<4,5	<0,14	<5,0	<0,15	<4,5	<0,14	50±5	1,7±0,2	3200±300	98,2±0,2
10		23	<4,5	<0,13	<5,0	<0,14	14±2,5	0,52±0,13	130±15	3,8±0,1	3400±300	95,8±0,1
11		24	<8,5	<0,12	<4,5	<0,06	<5,0	<0,07	275±15	4,0±0,1	6700±700	95,9±0,1
12		25	2,8±0,3	0,1±0,15	0,75±0,1	0,35±0,15	7,1±1,6	0,35±0,15	277±15	8,1±0,2	3200±200	91,8±0,2
13	П-2Г, Э.10	26	<0,25	<0,05	<0,17	<0,03	<0,47	<0,09	94±10	17,4±0,1	450±20	82,6±0,1
14		27	<0,61	<0,10	<0,18	<0,03	<0,47	<0,08	20±2	3,3±0,1	600±30	96,7±0,1
Медиана, %			–		–		–		7,0		92,4	
Межквартильный размах, %			–		–		–		12,4		12,3	
<p>*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики</p>												

Таблица А.4 – Формы нахождения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах эпицентральных зон площадки «Опытное поле» (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=11)

№ п/п	Место отбора, № точки		Содержание форм радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг, %									
			Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1М CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислоторастворимая (1М HCl)		Прочносвязанная (почва)	
			Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
1	П-3, Э.1	1	<0,13	<0,0005	<0,28	<0,001	2,5±0,2	0,011±0,001	3,4±0,8	0,010±0,001	27200±1900	99,9±0,001
2		6	<0,32	<0,0016	0,38±0,05	0,0030±0,0008	0,9±0,14	0,0050±0,0008	110±5	0,55±0,001	19800±800	99,4±0,001
3	П-5, Э.4	11	<0,33	<0,0012	0,19±0,03	0,0015±0,0006	28±2	0,10±0,001	46±2	0,17±0,001	26700±3400	99,7±0,001
4		13	2,3±0,3	0,03±0,0005	<0,05	<0,001	16±4	0,19±0,0005	4,0±0,5	0,05±0,0005	8200±800	99,7±0,0005
5	П-5, Э.5	14	<0,85	<0,01	<0,50	<0,01	30±2	0,34±0,01	16±2	0,19±0,01	9000±700	99,5±0,01
6		15	<0,35	<0,01	<0,20	<0,003	11±2	0,19±0,01	45±2	0,74±0,01	6100±600	99,1±0,01
7	П-2, Э.8	21	3,8±0,3	0,01	4,5±0,9	0,01	22±2	0,07	37±2	0,12	31800±900	99,8
8	П-2, Э.9	22	<1,0	<0,0001	<1,1	<0,0001	18±2	0,0011±0,0001	7,0±1,0	0,0005±0,0001	180000±16000	99,9±0,0001
9	П-2Г, Э.10	26	0,87±0,06	0,01	0,62±0,04	0,01	17±2	0,17	36±1	0,36	10000±1000	99,5
10		27	0,24±0,04	0,002	0,11±0,02	0,001	6,5±0,3	0,07	6,7±0,3	0,07	10000±2000	99,9
11	П-7, Э.11	29	6,2±0,3	0,02	11,0±0,3	0,04	0,68±0,04	0,003	214±9	0,82	26000±3000	99,1
Медиана, %			0,01		0,003		0,07		0,17		99,7	
Межквартильный размах, %			0,008		0,009		0,18		0,50		0,50	
<p>*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики</p>												

**Приложение Б. Результаты исследования межэпицентральных зон площадки
«Опытное поле»**

Таблица Б.1 – Формы нахождения радионуклида ^{137}Cs в почвах межэпицентральных зон площадки «Опытное поле» (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=6)

№ п/п	№ точки	Содержание форм радионуклида ^{137}Cs , Бк/кг, %									
		Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1М CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислоторастворимая (1М HCl)		Прочносвязанная (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
1	824	<3,0	<0,4	<2,0	<0,3	<7,0	<0,9	12±2	2,3±0,8	760±150	97,7±0,8
2	652	<2,5	<1,3	<4,5	<2,3	<7,0	<3,6	<2,5	<1,3	180±40	95,8±4,2
3	344	<2,0	<0,3	<3,0	<0,5	<3,0	<0,5	<6,5	<1,0	640±130	98,9±1,2
4	775	<2,5	<1,9	<1,5	<1,2	<2,0	<1,6	<3,0	<2,3	120±20	96,5±3,5
5	875	<2,5	<1,6	<2,5	<1,6	<2,5	<1,6	<2,5	<1,6	150±30	97,0±3,2
6	838	<2,5	<1,0	<2,5	<1,0	<2,5	<1,0	<2,5	<1,0	240±50	98,0±2,0
Медиана, %		–		–		–		–		97,4	
Межквартильный размах, %		–		–		–		–		1,9	

*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики

Таблица Б.2 – Формы нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах межэпицентральных зон площадки «Опытное поле» (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=4)

№ п/п	№ точки	Содержание форм радионуклида ^{90}Sr , Бк/кг, %									
		Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1М CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислоторастворимая (1М HCl)		Прочносвязанная (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
1	824	<0,75	<0,12	11±1	1,9±0,1	<1,0	<0,17	9,3±0,8	1,6±0,1	590±170	96,5±0,1
2	344	<0,75	<0,04	12±1	1,0±0,04	<0,65	<0,04	7,8±0,6	0,46±0,04	1690±330	98,7±0,04
3	875	<0,65	<0,11	9,3±0,6	1,7±0,1	<0,65	<0,11	2,0±0,5	0,45±0,11	570±180	97,9±0,1
4	838	<0,7	<0,09	8,0±0,6	1,2±0,1	<0,7	<0,09	6,2±0,8	0,93±0,1	730±200	98,0±0,1
Медиана, %		–		1,4		–		0,70		98,0	
Межквартильный размах, %		–		0,80		–		0,98		1,7	

*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики

Таблица Б.3 – Формы нахождения радионуклида ^{241}Am в почвах межэпицентральных зон площадки «Опытное поле» (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=5)

№ п/п	№ точки	Содержание форм радионуклида ^{241}Am , Бк/кг, %									
		Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1М CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислоторастворимая (1М HCl)		Прочносвязанная (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
1	824	<2,5	<0,38	<35	<5,3	<6,0	<0,91	55±10	11,7±3,3	560±110	88,3±3,3
2	344	<15	<5,4	<2,5	<0,90	<2,5	<0,90	<8,0	<2,9	250±50	95,0±5
3	775	<2,5	<0,66	<1,5	<0,39	<2,0	<0,52	<15	<3,9	360±70	97,2±2,7
4	875	<1,0	<0,73	<2,0	<1,5	<2,0	<1,5	<2,5	<1,8	130±30	97,3±2,8
5	838	<2,0	<0,13	<2,0	<0,13	<4,5	<0,29	125±25	8,5±0,3	1400±300	91,6±0,3
Медиана, %		–		–		–		–		95,0	
Межквартильный размах, %		–		–		–		–		7,3	
<p>*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики</p>											

Приложение В. Результаты исследования зон следов выпадений от мощных наземных испытаний на площадке «Опытное поле»

(след 1951 г. (38 кт) и след 1953 г. (400 кт))

Таблица В.1 – Формы нахождения радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах зоны следа выпадений от наземного ядерного взрыва от 24.09.1951 г, 38 кт (Бк/кг, % от суммарного содержания)

№ точки	Водорастворимая (H ₂ O дист.) + Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1n NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
^{137}Cs , n=5								
1	1,0±0,2	1,5±0,4	<0,4	<0,41	<0,4	<0,43	90±18	98,5±0,4
2	0,6±0,1	0,81±0,26	<0,2	<0,20	<0,3	<0,31	103±20	99,2±0,3
3	1,9±0,2	2,3±0,2	<0,3	<0,32	0,5±0,1	0,73±0,16	87±17	97,2±0,2
4	2,7±0,3	2,2±0,1	<0,3	<0,25	0,4±0,1	0,44±0,13	126±25	97,5±0,1
5	0,6±0,1	1,5±0,4	<0,3	<0,50	<0,2	<0,33	52±11	98,5±0,4
Медиана, %	1,5		–		–		98,5	
Межквартильный размах, %	1,1		–		–		1,5	
^{90}Sr , n=5								
1	5,3±0,4	9,1±0,5	<0,62	<1,0	3,6±0,5	3,1±0,5	54±6	87,9±0,5
2	4,4±0,4	6,3±0,6	<0,99	<1,3	4,3±0,6	3,7±0,6	68±7	90,0±0,6
3	3,5±0,4	8,6±1,4	<0,65	<1,3	<0,8	<1,5	44±9	91,3±1,4
4	3,6±0,3	4,8±0,2	<0,39	<0,50	3,1±0,2	2,9±0,2	72±8	92,2±0,2
5	2,8±0,3	10,2±1,4	<0,51	<1,6	<0,4	<1,2	29±7	90,0±1,4
Медиана, %	8,6		–		2,9		90,0	
Межквартильный размах, %	4,1		–		2,0		2,8	
$^{239+240}\text{Pu}$, n=5								
1	<0,011	<0,03	<0,014	<0,04	<0,016	<0,04	36±7	99,9±0,1
2	<0,012	<0,02	<0,014	<0,03	<0,03	<0,06	52±11	99,9±0,1
3	<0,011	<0,04	0,06 ± 0,01	0,29±0,09	<0,05	<0,14	32±4	99,7±0,1
4	<0,017	<0,04	<0,016	<0,04	<0,01	<0,02	42±6	99,9±0,1
5	<0,011	<0,07	<0,014	<0,09	<0,01	<0,06	17±3	99,9±0,1
Медиана, %	–		–		–		99,9	
Межквартильный размах, %	–		–		–		0,10	
* - относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики								

Таблица В.2 – Формы нахождения радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах зоны следа выпадений от наземного ядерного взрыва от 12.08.1953 г, 400 кт (Бк/кг, % от суммарного содержания)

№ точки	Водорастворимая (H ₂ O дист.) + Обменная (1М CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислоторастворимая (1М HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
^{137}Cs , n=9								
761	0,7±0,1	1,3±0,48	<0,4	<0,47	<0,4	<0,48	84±10	98,7±0,5
838	<0,6	<0,39	<0,4	<0,22	0,8±0,2	0,79±0,31	162±30	99,2±0,3
1173	1,7±0,2	0,60±0,07	<0,4	<0,13	0,6±0,1	0,67±0,07	326±65	99,3±0,1
1274	2,7±0,5	0,61±0,06	<0,6	<0,11	1,4±0,3	0,34±0,06	493±100	99,2±0,1
1520	2,4±0,5	0,44±0,02	<0,2	<0,03	2,2±0,4	0,40±0,02	577±110	99,2±0,02
1711	1,1±0,1	0,58±0,08	<0,3	<0,15	1,6±0,2	0,81±0,08	215±40	98,7±0,1
1745	1,7±0,3	1,1±0,2	<0,4	<0,21	<0,4	<0,22	196±40	98,9±0,2
1748	1,2±0,2	1,0±0,2	<0,5	<0,33	0,6±0,1	0,59±0,17	140±30	98,6±0,2
1915	<0,5	<0,56	<0,5	<0,58	<0,4	<0,45	90±20	99,2±0,8
Медиана, %	0,60		–		0,48		99,2	
Межквартильный размах, %	0,55		–		0,36		0,50	
^{90}Sr , n=8								
725	3,8±0,3	3,0±0,2	<0,4	<0,30	2,6±0,4	1,0±0,2	130±25	95,2±0,2
761	5,0±0,4	2,5±,2	<0,7	<0,31	4,2±0,4	2,2±0,2	204±40	95,6±0,2
838	4,9±0,3	0,92±0,04	<0,4	<0,07	3,9±0,4	0,71±0,04	580±130	98,4±0,04
1173	9,2±0,4	0,65±0,04	<1,0	<0,07	4,2±0,3	0,31±0,04	1500±300	99,1±0,01
1274	3,9±0,3	0,19±0,01	<0,5	<0,02	3,7±0,4	0,18±0,01	2170±390	99,6±0,01
1520	6,3±0,4	0,27±0,01	<0,5	<0,02	4,3±0,4	0,19±0,01	2400±360	99,5±0,01
1711	2,7±0,3	0,30±0,03	<0,5	<0,05	2,1±0,3	0,23±0,03	1020±150	99,5±0,03
1745	6,0±0,4	0,90±0,05	<0,7	<0,10	2,2±0,3	0,37±0,05	660±130	98,8±0,05
Медиана, %	0,78		–		0,34		99,0	
Межквартильный размах, %	1,8		–		0,73		3,2	
$^{239+240}\text{Pu}$, n=7								
838	0,08±0,02	0,20	0,11±0,02	0,25	0,15±0,02	0,33	42,9±6,0	99,2
855	0,05±0,02	0,14	0,13±0,02	0,35	0,12±0,02	0,31	36,7±5,5	99,2
1173	<0,01	<0,02	<0,07	<0,08	0,07±0,01	0,13±0,05	87,9±8,0	99,8±0,1
1274	<0,01	<0,01	0,41±0,03	0,32±0,01	0,09±0,02	0,08±0,01	130±10	99,6±0,01
1520	<0,01	<0,01	0,051±0,08	0,048±0,005	0,09±0,01	0,085±0,005	117±4	99,9±0,005
1711	<0,01	<0,01	0,32±0,02	0,61±0,04	<0,04	<0,07	55,4±7,5	99,4±0,04
1915	<0,01	<0,06	<0,05	<0,24	<0,04	<0,18	22,0±3	99,5±0,2
Медиана, %	–		0,25		0,13		99,5	
Межквартильный размах, %	–		0,27		0,23		0,60	
<p>*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики</p>								

Приложение Г. Результаты исследования места проведения экскавационного взрыва (объект «Атомное озеро»)

Таблица Г.1 – Формы нахождения радионуклида ^{137}Cs в почвах объекта «Атомное озеро» (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=11)

№ точки	Содержание форм радионуклида ^{137}Cs , Бк/кг, %									
	Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1n NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
Зона следа выпадений										
A1	<10	<0,11	<10	<0,11	<7,5	<0,08	115±25	1,5±0,2	8900±1800	98,6±0,2
A2	<12	<0,34	<9,5	<0,27	<15	<0,43	65±10	2,4±0,5	3400±700	97,6±0,5
A3	<9,5	<0,07	34±6,5	0,30±0,06	<8,0	<0,06	140±30	0,99±0,06	14000±3000	98,8±0,1
A4	<16	<0,09	55±10	0,39±0,07	<8,0	<0,05	150±30	0,94±0,07	17000±3000	98,8±0,1
A5	<2,0	<0,11	<10	<0,54	<5,5	<0,30	32±6,5	2,3±0,5	1800±400	97,8±0,5
A6	<7,5	<0,06	<47	<0,36	<8,5	<0,06	120±25	1,2±0,2	13000±3000	98,8±0,2
A7	<8,0	<0,23	<26	<0,75	<6,0	<0,17	28±5,5	1,4±0,6	3400±700	98,6±0,6
A8	<24	<0,33	<44	<0,59	<8,5	<0,12	65±10	1,3±0,5	7100±1400	98,7±0,5
A9	<8,0	<0,17	<42	<0,91	<7,5	<0,16	37±7,5	1,4±0,6	4500±900	98,5±0,6
A11	<8,5	<1,0	17±3,5	2,8±0,9	<7,0	<0,79	9,5±2,5	2,0±0,9	840±170	96,1±0,9
A12	<5,0	<0,34	28±7,5	2,4±0,5	<8,5	<0,59	8,5±2,0	1,0±0,5	1400±300	97,1±0,5
Медиана, %	–		–		–		1,4		98,6	
Межквартильный размах, %	–		–		–		1,0		1,2	
*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики										

Таблица Г.2 – Формы нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах объекта «Атомное озеро» (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=9)

№ точки	Содержание форм радионуклида ^{90}Sr , Бк/кг, %									
	Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1n NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
Зона следа выпадений										
A1	11±0,5	0,29	490±75	12,9	4,5±1,0	0,12	700±100	18,4	2600±400	68,3
A2	175±25	7,6	550±100	24,0	28±4,0	1,2	700±100	30,5	840±130	36,6
A3	20±3	0,34	700±100	11,9	25±4,0	0,42	850±150	14,4	4300±600	72,9
A4	21±3	0,41	550±100	10,9	20±3,0	0,40	470±70	9,3	4000±600	79,0
A5	180±25	11,9	550±100	36,3	14±2,0	0,92	290±45	19,2	480 ± 70	31,7
A6	26±4	0,64	550±100	13,5	12±2,0	0,29	700±100	17,1	2800 ± 400	68,5
A7	8,0±1,0	0,47	650±100	38,4	14±2,0	0,83	390±60	23,0	630 ± 90	37,2
A9	17±2	0,55	950±150	30,9	4,5±0,5	0,15	600±100	19,5	1500 ± 200	48,8
A10	3,5±0,5	0,36	490±75	49,8	4,5±0,5	0,46	265±15	27,0	220 ± 30	22,4
Медиана, %	0,47		24,0		0,42		19,2		48,8	
Межквартильный размах, %	3,8		25,0		0,66		9,2		36,6	
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики										

Таблица Г.3 – Формы нахождения радионуклида ^{241}Am в почвах объекта «Атомное озеро» (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=5)

№ точки	Содержание форм радионуклида ^{241}Am , Бк/кг, %									
	Водораст-воримая (H ₂ O дист.)		Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислотораст-воримая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
Зона следа выпадений										
A1	<25	<5,0	<8,5	<1,7	<4,0	<0,8	40±8	11,8±38	420±80	88±4
A2	<20	<15,0	<4,5	<3,4	<4,5	<3,4	17±3,5	24±11	87±17	76±11
A3	<25	<3,8	<4,5	<0,68	<4,0	<0,60	39±8	8,1±2,2	590±120	91±2
A4	<45	<7,2	<4,2	<0,68	<7,5	<1,2	39±8	10,4±4,2	530±110	89±4
A6	<4,5	<1,0	<13,5	<2,9	<4,5	<1,0	50±10	13,2±2,4	390±80	87±2
Медиана, %	–		–		–		11,8		88,0	
Межквартильный размах, %	–		–		–		9,4		8,5	
* - относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики										

Таблица Г.4 – Формы нахождения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах объекта «Атомное озеро» (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=9)

№ точки	Содержание форм радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг, %									
	Водораст-воримая (H ₂ O дист.)		Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислотораст-воримая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
Зона следа выпадений										
A3	<0,55	<0,032	<0,86	<0,05	<1,3	<0,075	11,0±2	0,72±0,08	1700±200	99,3±0,1
A4	<1,1	<0,22	<0,67	<0,14	<0,62	<0,13	7,6±0,9	1,8±0,24	480±100	98,2±0,2
A6	<0,45	<0,017	<0,45	<0,017	<1,2	<0,046	11,0±1,4	0,46±0,04	2600±300	99,5±0,04
A7	<0,34	<0,33	<0,64	<0,63	1,3±0,3	1,3±0,48	2,1±0,55	3,6±0,48	97±16	97,2±0,5
A8	<0,38	<0,045	<1,5	<0,18	<1,9	<0,23	<1,6	<0,18	840±120	99,7±0,3
A9	<0,38	<0,11	<0,38	<0,11	4,8±0,7	1,5±0,11	2,6±0,6	0,90±0,11	320±50	98,0±0,11
A10	<0,38	<0,28	<0,50	<0,37	1,0±0,2	0,78±0,3	2,5±0,5	2,1±0,3	130±10	97,0±0,3
A11	<0,46	<0,56	<0,28	<0,34	1,7±0,3	2,0±1,3	<1,4	<1,7	79±6	96,7±1,3
A12	<0,33	<0,32	<0,51	<0,49	2,8±0,4	2,6±1,1	<1,4	<1,3	100±10	96,4±1,1
Медиана, %	–		–		0,78		1,3		98,0	
Межквартильный размах, %	–		–		1,6		1,4		2,6	
* - относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики										

Приложение Д. Результаты исследования условно фоновой территории СИП

Таблица Д.1 – Формы нахождения радионуклида ^{137}Cs в почвах условно фоновой территории СИП (Бк/кг, % доля от суммарного содержания всех форм, n=37)

№ точки	Содержание форм радионуклида ^{137}Cs , Бк/кг, %							
	Водорастворимая (H ₂ O дист.) + Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
Северная часть СИП (n=10)								
1	<0,9	<4,3	–	–	<0,6	<2,8	20±4	96,6±3,6
2	<0,8	<3,3	–	–	<0,7	<2,9	23±4	97,0±3,1
3	<0,9	<4,2	–	–	<0,7	<3,2	20±4	96,3±3,7
4	<0,8	<4,4	–	–	<0,6	<3,1	17±3	96,2±3,8
5	<0,8	<3,4	–	–	<0,7	<2,7	23±4	97,0±3,0
6	<0,9	<1,7	–	–	<0,7	<1,4	50±10	98,4±1,6
7	3,2±0,6	7,4±0,8	–	–	<0,7	<1,5	45±10	92,6±0,8
8	<0,8	<3,0	–	–	<0,6	<2,3	26±5	97,4±3,6
9	<0,8	<3,8	–	–	<0,8	<3,8	18±3	96,1±3,8
10	<0,8	<5,0	–	–	<0,6	<4,2	14±3	95,7±4,6
Медиана, %	–		–		–		96,4	
Межквартильный размах, %	–		–		–		1,1	
Западная часть СИП (n=8)								
7	<1,0	<4,0	–	–	<0,8	<2,9	24±5	96,6±3,4
77	<1,1	<2,9	–	–	<0,9	<2,3	35±7	97,4±2,6
119	<0,9	<6,7	–	–	<0,8	<5,8	12±3	93,8±6,2
175	<1,8	<5,0	–	–	<1,3	<3,7	32±6	95,6±4,4
369	<1,0	<2,1	–	–	<0,9	<2,0	44±12	98,0±2,0
457	<0,9	<3,1	–	–	<0,9	<3,1	26±5	96,8±3,1
503	<0,9	<2,3	–	–	<0,9	<2,3	37±7	97,6±2,3
560	<2,0	<4,9	–	–	<0,9	<2,4	37±7	96,4±3,6
Медиана, %	–		–		–		96,7	
Межквартильный размах, %	–		–		–		1,8	
Юго-восточная часть СИП (n=14)								
97	<0,4	<1,7	<0,4	<1,6	<0,3	<1,4	24±5	97,6±2,4
113	2,2±0,2	3,3±0,3	<0,4	<0,53	1,4±0,2	2,2±0,3	70±14	94,8±0,3
189	0,8±0,1	2,5±0,7	<0,1	<0,32	<0,5	<1,1	43±8	97,5±0,7
258	2,9±0,3	4,4±0,1	<0,2	<0,25	1,2±0,2	1,9±0,1	63±12	93,7±0,1
365	<0,4	<1,8	<0,2	<0,67	<0,4	<1,6	24±5	98,0±2,0
424	3,3±0,3	3,5	0,7±0,1	0,77	1,4±0,3	1,5	90±18	94,3
928	<0,9	<1,5	<0,2	<0,36	0,7±0,1	2,0±0,9	57±9	97,9±0,9
937	1,2±0,2	2,2±0,6	<0,5	<0,61	<0,4	<0,56	72±14	97,8±0,6
1052	0,6±0,1	3,2±1,4	<0,5	<1,5	<0,4	<1,3	31±1	96,8±1,4
1159	1,1±0,2	4,5±1,4	<0,5	<1,6	<0,4	<1,2	32±6	95,5±1,4
1187	<0,5	<1,6	<0,5	<1,7	<0,4	<1,5	28±5	97,7±2,4
1557	<0,7	<4,5	<0,3	<1,8	<0,4	<2,5	14±3	95,6±4,4
1670	0,9±0,2	1,7±0,2	<0,2	<0,4	0,6±0,1	1,2±0,2	60±10	97,3±0,2
1760	<0,5	<2,1	<0,5	<2,2	<0,4	<1,7	20±4	96,9±3,0
Медиана, %	2,4		–		–		97,1	
Межквартильный размах, %	2,0		–		–		2,4	
Южная часть СИП (n=5)								
5	1,8±0,4	3,8±0,3	<0,3	<0,64	1,3±0,3	1,0	50±10	95,2±0,3
7	<0,1	<0,46	<0,2	<0,68	<0,2	<0,54	28±5	99,2±0,8
8	0,5±0,1	2,3±0,5	<0,2	<0,68	<0,1	<0,38	29±6	97,7±0,5

9	1,6±0,4	4,3±0,3	<0,2	<0,51	0,8±0,2	2,2±0,3	38±7	93,8±0,3
10	0,6±0,1	1,7±0,4	<0,2	<0,43	<0,2	<0,32	48±10	98,4±0,4
Медиана, %	2,3		–		–		97,7	
Межквартильный размах, %	3,0		–		–		4,3	
*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики								

Таблица Д.2 – Формы нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах условно фоновой территории СИП (Бк/кг, % доля от суммарного содержания всех форм, n=31)

Точка отбора	Содержание форм радионуклида ^{90}Sr , Бк/кг, %							
	Водорастворимая (H ₂ O дист.) + Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1n NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%*	Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
Северная часть (n=10)								
1	4,7±0,5	78,8±21,2	–	–	<1,3	<16,3	<2,1	<26,0
2	5,1±0,4	81,6±18,4	–	–	<1,1	<13,1	<1,9	<23,6
3	4,0±0,5	81,2±18,8	–	–	<1,0	<15,7	<1,4	<22,0
4	3,7±0,4	81,9±18,1	–	–	<0,7	<11,9	<1,4	<24,3
5	44±4	76,8	–	–	10±1	17,6	3,2±1,0	5,6
6	4,7±0,5	62,2±10,8	–	–	<2,0	<21,5	2,5±0,7	40,0±10,8
7	6,0±0,7	67,9±11,7	–	–	2,2±0,6	32,0±11,7	<2,5	<23,4
8	4,5±0,5	80,4±19,6	–	–	<1,2	<16,1	<1,7	<23,0
9	3,3±0,5	73,0±26,8	–	–	<1,4	<20,1	<2,4	<33,6
10	3,8±0,4	78,8±21,2	–	–	<1,1	<16,9	<1,7	<25,6
Медиана, %	78,8		–		–		–	
Межквартильный размах, %	9,6		–		–		–	
Западная часть (n=5)								
77	5,1±0,6	61,4±10,9	–	–	2,8±0,5	38,6±10,9	<2,2	<21,9
369	6,6±0,7	69,6±9,2	–	–	2,3±0,6	30,5±9,2	<2,0	<18,3
457	2,0±0,6	30,8±12,3	–	–	6,0±0,6	69,1±12,3	<2,6	<24,6
503	3,5±2,0	35,2	–	–	2,6±0,6	25,6	4,0±1,0	39,2
560	4,1±0,6	40,8	–	–	2,9±0,8	29,2	3,0±1,0	30,0
Медиана, %	40,8		–		30,5		–	
Межквартильный размах, %	32,5		–		26,4		–	
Юго-восточная часть СИП (n=12)								
97	1,9±0,3	54,8±37,8	<0,3	<2,9	0,8±0,2	45,2±37,8	<8,0	<72,6
189	5,1±0,4	34,0±1,2	<0,4	<2,5	2,4±0,3	16,6±1,2	<7,6	<49,4
258	5,4±0,4	57,6±26,2	<0,4	<2,2	3,2±0,3	45,0±26,2	<8,2	<47,7
365	2,6±0,3	18,8±5,0	<0,3	<1,7	1,5±0,3	13,2±5,0	<14,4	<76,3
928	4,6±0,3	34,8±8,4	<0,4	<2,3	2,5±0,3	22,9±8,4	<9,8	<56,7
1187	2,7±0,3	37,6±16,2	<0,4	<3,5	1,0±0,3	24,0±16,2	<8,7	<67,5
1557	2,5±0,4	57,0±22,6	<0,5	<7,4	2,8±0,3	60,6±22,6	<1,5	<20,3
1670	1,5±0,3	27,9±3,8	<0,5	<7,6	1,5±0,3	27,9±3,8	<2,8	<44,4
2011	2,5±0,3	51,1±5,0	<0,5	<10,0	1,4±0,3	30,3±5,0	<1,0	<18,5
2110	1,9±0,4	74,8±36,8	<0,5	<9,3	1,3±0,3	63,4±36,8	<1,3	<26,3
2132	4,5±0,4	70,0±19,8	<0,5	<5,5	3,0±0,3	54,0±19,8	<0,9	<10,1
2302	2,9±0,4	52,9±4,6	<0,6	<9,2	1,3±0,3	25,9±4,6	<1,3	<21,3
Медиана, %	52,0		–		29,1		–	
Межквартильный размах, %	23,2		–		28,6		–	

размах, %	Южная часть СИП (n=4)							
7	1,3±0,3	15,8±5,4	<0,53	<4,2	<0,8	<6,5	10±4	84,2±5,4
8	2,9±0,3	17,4±3,0	<0,65	<3,2	<0,6	<2,8	16±4	82,6±3,0
9	3,6±0,3	20,4±1,5	<0,57	<3,0	2,8±0,4	17,1±1,5	12±4	65,0±1,5
10	3,6±0,3	19,1±1,6	<0,67	<3,2	1,4±0,3	8,6±1,6	15±5	74,0±1,6
Медиана, %	18,2		–		7,6		78,3	
Межквартильный размах, %	3,9		–		11,2		16,6	
*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики								

Таблица Д.3 – Формы нахождения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах условно фоновой территории СИП (Бк/кг, % доля от суммарного содержания всех форм, n=31)

Точка отбора	Содержание форм радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг, %							
	Водорастворимая (H ₂ O дист.) + Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1n NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
Северная часть СИП (n=9)								
1	<0,020	<0,28	–	–	0,062±0,02	1,0±0,14	6,9±1,4	98,9±0,1
2	<0,028	<0,31	–	–	0,093±0,02	1,2±0,2	8,9±1,7	98,9±0,2
3	<0,017	<0,53	–	–	<0,021	<0,66	3,2±0,6	99,4±0,6
4	<0,021	<0,87	–	–	<0,040	<1,7	2,3±0,5	98,7±1,3
5	<0,021	<0,84	–	–	<0,017	<0,66	2,5±0,3	99,2±0,8
6	<0,023	<0,12	–	–	<0,023	<0,12	19,6±3,0	99,9±0,1
7	<0,019	<0,09	–	–	<0,050	<0,25	20,2±4,0	99,9±0,2
8	<0,024	<0,34	–	–	<0,053	<0,75	7,0±1,3	99,4±0,5
9	<0,018	<0,87	–	–	<0,02	<0,98	2,0±0,3	99,0±0,9
Медиана, %	–		–		–		99,2	
Межквартильный размах, %	–		–		–		0,75	
Западная часть СИП (n=8)								
7	<0,02	<1,5	–	–	<0,02	<1,4	1,4±0,3	98,6±1,4
77	<0,02	<0,38	–	–	<0,02	<0,35	5,9±1,2	99,7±0,4
119	<0,02	<0,29	–	–	<0,02	<0,22	8,1±0,13	99,8±0,3
175	<0,03	<2,0	–	–	<0,02	<1,8	1,3±0,2	98,1±1,9
369	<0,02	<0,51	–	–	<0,02	<0,44	4,6±0,9	99,6±0,5
457	<0,03	<0,20	–	–	<0,02	<0,16	14±3	99,8±0,2
503	<0,04	<0,77	–	–	<0,02	<0,44	4,8±0,9	99,4±0,6
560	<0,03	<0,37	–	–	<0,04	<0,49	7,5±1,5	99,5±0,4
Медиана, %	–		–		–		99,6	
Межквартильный размах, %	–		–		–		0,98	
Юго-восточная часть СИП (n=8)								
1052	<0,016	<0,070	<0,045	<0,19	0,15±0,01	0,77±0,13	23,1±3,0	99,2±0,1
1159	<0,006	<0,055	<0,040	<0,40	<0,021	<0,21	10,0±2,0	99,6±0,3
1187	<0,007	<0,16	0,13±0,01	3,5±0,5	<0,033	0,76	4,2±0,8	96,6±0,5

1557	<0,015	<0,039	0,33±0,02	0,89±0,06	<0,035	<0,089	39,0±5,0	99,1±0,1
1670	<0,017	<0,082	0,26±0,02	1,3±0,04	0,11±0,02	0,57±0,04	20,0±3,0	98,1±0,04
2110	<0,020	<0,089	0,68±0,03	3,0±0,04	0,070±0,01	0,35±0,04	22,0±3,0	96,6±0,04
2132	<0,027	<0,17	0,10±0,01	0,79±0,18	<0,03	0,20	16,0±3,0	99,2±0,2
2302	<0,018	<0,09	0,14±0,02	0,74±0,04	0,21±0,02	1,1±0,04	19,0±3,0	98,1±0,04
Медиана, %	–		0,84		0,46		98,6	
Межкварт ильный размах, %	–		2,1		0,56		2,2	
Южная часть СИП (n=5)								
5	<0,014	<0,17	<0,016	<0,19	<0,013	<0,16	8,1±0,4	99,8±0,3
7	<0,011	<0,15	<0,014	<0,18	<0,05	<0,63	7,4±0,4	99,5±0,5
8	<0,013	<0,36	<0,015	<0,41	<0,008	<0,23	3,6±0,3	99,5±0,5
9	<0,012	<0,20	<0,04	<0,64	<0,05	<0,82	5,8±0,3	99,1±0,8
10	<0,013	<0,13	0,06±0,01	0,65	<0,009	<0,09	9,8±0,4	99,2±0,1
Медиана, %	–		–		–		99,5	
Межкварт ильный размах, %	–		–		–		0,50	
<p>*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики</p>								

**Приложение Е. Результаты исследования площадки "Дегелен"
(штольни №176 и №177)**

Таблица Е.1 – Формы нахождения радионуклида ^{137}Cs в почвах припортального участка штольни № 176 (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=9)

№ п/п	Содержание форм радионуклида ^{137}Cs , Бк/кг									
	Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Фиксированная (6M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%	Бк/кг	%*
1	<5,5	<0,20	35±5	1,4±0,1	28±2	1,1±0,1	225±103	8,2±0,1	2500±200	89,6±0,1
2	<5,5	<0,69	18±2	2,6±0,3	10±2	1,6±0,3	66±4	8,6±0,3	700±70	87,8±0,3
3	<5,5	<0,11	130±5	2,6±0,1	53±4	1,0±0,1	320±10	6,2±0,1	4700±500	90,2±0,1
4	<5,5	<0,03	115±5	0,73±0,02	84±4	0,53±0,02	845±15	5,3±0,02	15000±2000	93,5±0,02
5	<5,5	<0,16	38±2	1,2±0,1	26±2	0,84±0,08	175±10	5,2±0,1	3200±300	93,0±0,1
6	<5,5	<0,24	26±2	1,2±0,1	18±2	0,92±0,12	515±35	22,8±0,1	1700±200	75,2±0,1
7	<5,5	<0,56	14±2	1,7±0,3	8,5±2	1,1±0,3	260±35	26,6±0,3	700±70	71,1±0,3
8	<5,5	<0,30	13±2	0,87±0,15	10±2	0,73±0,15	480±35	26,6±0,2	1300±100	72,0±0,2
9	<5,5	<0,10	95±5	1,8±0,05	42±2	0,85±0,05	1400±60	26,8±0,05	3700±400	70,6±0,05
Медиана, %	–		1,4		0,92		8,6		87,8	
Межквартильный размах, %	–		1,2		0,31		20,8		20,0	
*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики										

Таблица Е.2 – Формы нахождения радионуклида ^{137}Cs в почвах припортального участка штольни №177 (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=8)

№ п/п	Содержание форм радионуклида ^{137}Cs , Бк/кг, %							
	Водорастворимая (H ₂ O дист.) + Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1n NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%	Бк/кг	%*
1	22±4	1,1	5,5±0,8	0,27	26±3	1,3	2000±140	97,4
2	15±3	1,4	4,7±0,7	0,44	13±1	1,2	1030±110	96,9
3	180±30	8,1	31±4	1,4	60±5	2,7	1960±90	87,9
4	86±15	4,9	7,8±1,2	0,45	36±3	2,1	1620±90	92,6
5	18±4	0,27	19±3	0,29	63±1	1,0	6430±190	98,5
6	53±8	2,8	9,2±1,4	0,48	6,0±2	0,31	1850±130	96,4
7	198±30	3,6	47±7	0,85	79±6	1,4	5220±180	94,2

9	24±4	1,5	35±5	2,2	14±1	0,9	1510±40	95,3
Медиана, %	2,2		0,46		1,2		95,8	
Межквартильный размах, %	3,4		0,94		1,0		4,3	

Таблица Е.3 – Формы нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах припортового участка штольни № 176 (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=23)

№ п/п	Содержание форм радионуклида ^{90}Sr , Бк/кг, %									
	Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Фиксированная (6M HCl)		Прочносвязанная (почва)*	
	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%	Бк/кг	%*
1	180±36	1,3	9150±1500	63,8	2825±480	19,7	1900±300	13,2	290±40	2,0
2	120±25	0,71	10500±1700	62,1	2575±150	15,2	3000±500	17,8	700±110	4,1
3	120±25	0,41	15465±2500	53,4	10850±1800	37,5	2150±350	7,4	380±60	1,3
4	235±45	1,7	7260±1235	51,3	5450±900	38,5	1000±150	7,1	200±30	1,4
5	260±50	1,6	6540±1110	39,7	9000±1500	54,6	400±80	2,4	280 ± 40	1,7
6	38±10	1,3	1170±200	38,6	1450±250	47,8	300±50	9,9	73±11	2,4
7	80±15	2,5	1410±280	43,2	1500±300	46,0	200±50	6,1	73±11	2,2
8	70±15	3,0	717±120	30,3	1425±250	60,3	100±25	4,2	53±8	2,2
9	25±6	1,5	1060±180	64,1	475±80	28,7	70±15	4,2	23±3	1,4
10	130±25	0,81	7765±1320	48,6	6950±1200	43,5	800±150	5,0	330±50	2,1
11	140±25	0,67	11815±1890	56,2	8870±1500	42,2	150±30	0,71	49±7	0,2
12	150±27	0,39	21500±3450	55,8	14700±2500	38,2	1650±300	4,3	510±80	1,3
13	60±15	0,94	3500±600	54,6	2250±400	35,1	475±100	7,4	130±20	2,0
14	46±10	0,89	1750±300	33,8	2950±500	57,0	275±50	5,3	150±20	2,9
15	245±40	1,9	6500±1100	50,9	5790±1000	45,3	125±25	1,0	110±10	0,9
16	175±30	1,5	6500±1000	54,9	4855±900	41,0	150±25	1,3	150±20	1,3
17	155±30	1,3	6000±1000	52,0	4500±900	39,0	700±125	6,1	190±30	1,6
18	55±10	0,72	4365±700	57,5	2670±650	35,2	300±50	4,0	190±30	2,6
19	90±20	0,87	7100±1200	68,9	2745±650	26,7	275±50	2,7	90±14	0,9
20	35±10	2,6	620±130	46,4	460±90	34,5	60±5	4,5	160±20	12,0
21	165±30	2,1	5000±800	62,2	2360±400	29,4	350±75	4,4	160±20	2,0
22	55±12	2,0	1370±245	48,6	1055±190	37,4	250±50	8,9	89±13	3,2
23	110±20	6,5	910±175	54,1	500±90	29,7	100±20	5,9	61±9	3,6
Медиана, %	1,3		53,4		38,2		5,0		2,0	
Межквартильный размах, %	1,2		11,1		15,6		3,4		1,3	

Таблица Е.4 – Формы нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах припортового участка штольни № 177 (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=6)

№ п/п	Содержание форм радионуклида ^{90}Sr , Бк/кг, %											
	Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1n NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Фиксированная (6M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%	Бк/кг	%*
1	850±150	0,81	60000±10000	56,9	2250±350	2,1	31000±5000	29,4	9000±1500	8,5	2300±300	2,2
2	850±150	0,73	65000±10000	55,8	1650±250	1,4	34500±5500	29,6	11500±2000	9,9	3100±500	2,7
3	250±50	0,37	35000±5500	51,3	1250±200	1,8	22000±3500	32,3	7500±1500	11,0	2200±300	3,2

4	900±150	0,92	50000±8000	54,1	2250±400	2,4	30000±5000	32,4	7500±1500	8,1	1800±300	1,9
5	1850±300	2,0	40000±6500	43,6	1875±325	2,0	37500±6000	40,8	8500±1500	9,3	2100±300	2,3
6	1000±150	1,0	50000±8000	48,5	2500±450	2,4	36500±6000	35,4	9500±1500	9,2	3600±600	3,5
Медиана, %	0,86		52,7		2,0		32,4		9,2		2,5	
Межквартильный размах, %	0,61		8,8		0,70		7,2		1,8		1,2	

Таблица Е.5 – Формы нахождения радионуклида ^{241}Am в почвах припортового участка штольни № 177 (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=7)

№ п/п	Содержание форм радионуклида ^{241}Am , Бк/кг, %							
	Водорастворимая (H_2O дист.) + Обменная ($1\text{M CH}_3\text{COONH}_4$)		Органическая ($0,1\text{n NaOH}$)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
1	8,0±3,2	2,7±0,2	<1,6	<0,49	158±6	50,0±0,2	150±10	47,5±0,2
2	<0,7	<0,60	<1,6	<1,3	36±2	31,6±1,0	79±8	68,4±1,0
3	<8,0	<2,9	<0,8	<0,28	129±2	48,2±1,6	139±8	51,8±1,6
4	<7,0	<2,4	1,9±0,5	1,8±1,2	68±3	24,1±1,2	220±10	75,4±1,2
5	<2,6	<2,2	<1,8	<1,5	53±4	46,6±1,8	61±2	53,2±1,8
6	<1,7	<0,46	<1,6	<0,44	144±7	39,6±0,4	220±10	60,4±0,4
7	<3,3	<1,2	<3,3	<1,2	93±3	35,8±1,2	169±3	64,1±1,2
Медиана, %	–		–		39,6		60,4	
Межквартильный размах, %	–		–		16,6		16,6	

*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики

Таблица Е.6 – Формы нахождения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах припортового участка штольни № 177 (Бк/кг, % от суммарного содержания, n=3)

№ п/п	Содержание форм радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг, %							
	Водорастворимая (H_2O дист.) + Обменная ($1\text{M CH}_3\text{COONH}_4$)		Органическая ($0,1\text{n NaOH}$)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
1	43,0±6,0	0,68	24,0±1,0	0,37	56±2,0	0,88	6230±60	98,1
2	4,8±0,8	0,12	106±3	2,6	122±2	2,9	3920±40	94,4
3	5,2±0,9	0,27	18,0±1,0	0,94	14,0±1,0	0,73	1870±5	98,1
Медиана, %	0,27		0,94		0,88		98,1	
Межквартильный размах, %	0,56		2,2		2,2		3,7	

Приложение Ж. Результаты исследования площадки «4а»

Таблица Ж.1 – Формы нахождения радионуклида ^{137}Cs в почвах площадки «4а»
(Бк/кг, % от суммарного содержания всех форм, n=6)

№ п/п	№ участка	Содержание форм радионуклида ^{137}Cs , Бк/кг, %									
		Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1n NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
		Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
1	уч.3	<6,5	<0,59	50±10	4,6±0,8	<10	<0,91	30±5	3,4±0,8	1000±100	92,0±0,8
2	уч.20	11±2	1,1	48±4	4,9	4,0±1	0,40	26±3	2,6	900±100	91,0
3	уч.21	250±25	0,12	7500±1000	3,5	550±50	0,26	5000±500	2,3	200000±2000	93,8
4	уч.22	22±2,5	0,20	470±5	4,3	34±1	0,31	295±30	2,7	10000±1000	92,4
5	уч.23	<7,0	<0,39	60±5	3,1±0,3	<2,5	<0,13	46±6	2,7±0,3	1800±200	94,2±0,3
6	уч.24	32±2	0,10	1015±10	3,2	70±5	0,22	615±50	1,9	30000±3000	94,5
Медиана, %		0,30		3,9		0,28		2,6		93,1	
Межквартильный размах, %		0,60		1,5		0,33		0,68		2,5	

*- относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения
медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики

Таблица Ж.2 – Формы нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах площадки «4а»
(Бк/кг, % от суммарного содержания всех форм, n=5)

№ п/п	№ участка	Содержание форм радионуклида ^{90}Sr , Бк/кг, %									
		Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1M CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1n NaOH)		Кислоторастворимая (1M HCl)		Прочносвязанная (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
1	уч.1	1,6×10 ⁴ ±0,8×10 ³	0,83	12,1×10 ⁵ ±4,0×10 ³	63,1	1,8×10 ⁴ ±0,8×10 ³	0,93	5,1×10 ⁵ ±2,3×10 ³	26,2	1,7×10 ⁵ ±1,8×10 ⁴	9,9
2	уч.3	7,4×10 ⁴ ±3,5×10 ²	0,87	48,8×10 ⁵ ±1,4×10 ⁴	57,6	16,0×10 ⁴ ±8,0×10 ³	1,9	2,5×10 ⁶ ±3,1×10 ³	29,9	8,3×10 ⁵ ±8,7×10 ⁴	9,8
3	уч.17	5,4×10 ⁴ ±2,5×10 ³	1,0	26,7×10 ⁵ ±8,0×10 ³	51,7	8,6×10 ⁴ ±4,0×10 ³	1,7	1,2×10 ⁶ ±2,0×10 ³	24,3	1,1×10 ⁶ ±1,2×10 ⁵	8,8
4	уч.19	2,0×10 ⁴ ±1,0×10 ³	0,52	23,8×10 ⁵ ±7,0×10 ³	61,9	5,8×10 ⁴ ±3,0×10 ³	1,5	1,0×10 ⁶ ±1,5×10 ³	26,2	3,8×10 ⁵ ±4,1×10 ⁴	12,2
5	уч.20	1,0×10 ⁴ ±0,5×10 ³	0,82	7,3×10 ⁵ ±2,0×10 ³	59,0	1,2×10 ⁴ ±0,6×10 ³	0,93	3,3×10 ⁵ ±1,5×10 ³	27,1	1,5×10 ⁵ ±1,6×10 ⁵	21,3
Медиана, %		0,83		59,0		1,6		26,2		9,9	
Межквартильный размах, %		0,26		7,8		0,78		3,2		7,4	

Таблица Ж.3 – Формы нахождения радионуклида ^{241}Am в почвах площадки «4а»
(Бк/кг, % от суммарного содержания всех форм, n=8)

№ п/п	№ участка	Содержание форм радионуклида ^{241}Am , Бк/кг, %									
		Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1М CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислоторастворимая (1М HCl)		Прочносвязанная (почва)	
		Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%*
1	уч.1	<6,0	<1,5	<20	<5,0	18±4	7,8±3,2	275±30	72,2±3,2	80±8	23,4±3,2
2	уч.3	<12,5	<1,4	<40	<4,5	55±5	9,0±3,0	650±50	75,4±3,0	140±10	18,6±3,0
3	уч.17	<5,0	<2,6	<15	<7,7	18±2	14,6±5,2	135±15	74,2±5,2	22±4	16,4±5,2
4	уч.20	<13,5	<0,92	<30	<2,0	70±5	6,3±1,5	1160±150	80,2±1,5	200±20	15,1±1,5
5	уч.21	<9,0	<0,39	<25	<1,1	150±15	7,2±0,7	2100±200	92,2±0,7	11±2	1,2±0,7
6	уч.22	<3,0	<1,6	<10	<5,3	13±1	10,4±3,4	145±5	80,2±3,4	18±2	13,0±3,4
7	уч.24	<2,5	<0,72	<10	<2,9	10±2	4,7±1,8	265±5	78,1±1,8	60±6	19,1±1,8
8	уч.25	<10	<0,76	<30,5	<2,3	35±5	4,2±1,5	795±10	62,2±1,5	440±40	35,1±1,5
Медиана, %		–		–		7,5		76,8		17,5	
Межквартильный размах, %		–		–		5,0		7,5		8,8	
* - относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения медиана и межквартильный размах данных относительного содержания форм нахождения радионуклидов (%) рассчитывались для выборок, в которых количество численных данных больше либо равно количеству данных на уровне менее предела обнаружения методики											

Таблица Ж.4 – Формы нахождения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах площадки «4а» (Бк/кг, % от суммарного содержания всех форм, n=7)

№ п/п	№ участка	Содержание форм радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг, %									
		Водорастворимая (H ₂ O дист.)		Обменная (1М CH ₃ COONH ₄)		Органическая (0,1н NaOH)		Кислоторастворимая (1М HCl)		Прочносвязанная (почва)	
		Бк/кг	%*	Бк/кг	%*	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
1	уч.3	<2,2	<0,014	2,4±0,2	0,02±0,01	1000±100	6,2±0,01	180±20	1,1±0,01	15000±2000	92,7±0,01
2	уч.17	2,2±0,3	0,058	1,6±1,2	0,042	350±35	9,0	33±4	0,85	3500±400	90,0
3	уч.19	1,4±0,2	0,06±0,01	<0,5	<0,018	40±5	1,4±0,01	26±4	0,95±0,01	2700±300	97,6±0,01
4	уч.20	20±2	0,093	6,0±1,5	0,028	400±20	1,9	125±5	0,58	21000±2000	97,4
5	уч.21	25±3	0,019	35±5	0,027	6750±500	5,2	1350±350	1,0	121000±1400	93,7
6	уч.22	10,5±2	0,17	3,5±0,5	0,055	480±5	7,6	115±5	1,8	5700±600	90,4
7	уч.23	4,0±1,0	0,14	0,55±0,02	0,019	105±5	3,7	11,0±2,0	0,39	2700±300	95,7
Медиана, %		0,060		0,027		5,2		0,95		93,7	
Межквартильный размах, %		0,12		0,023		5,7		0,52		7,0	
* - относительное содержание с долей неопределенности, учитывающей долю форм, содержание которых определено на уровнях менее предела обнаружения											