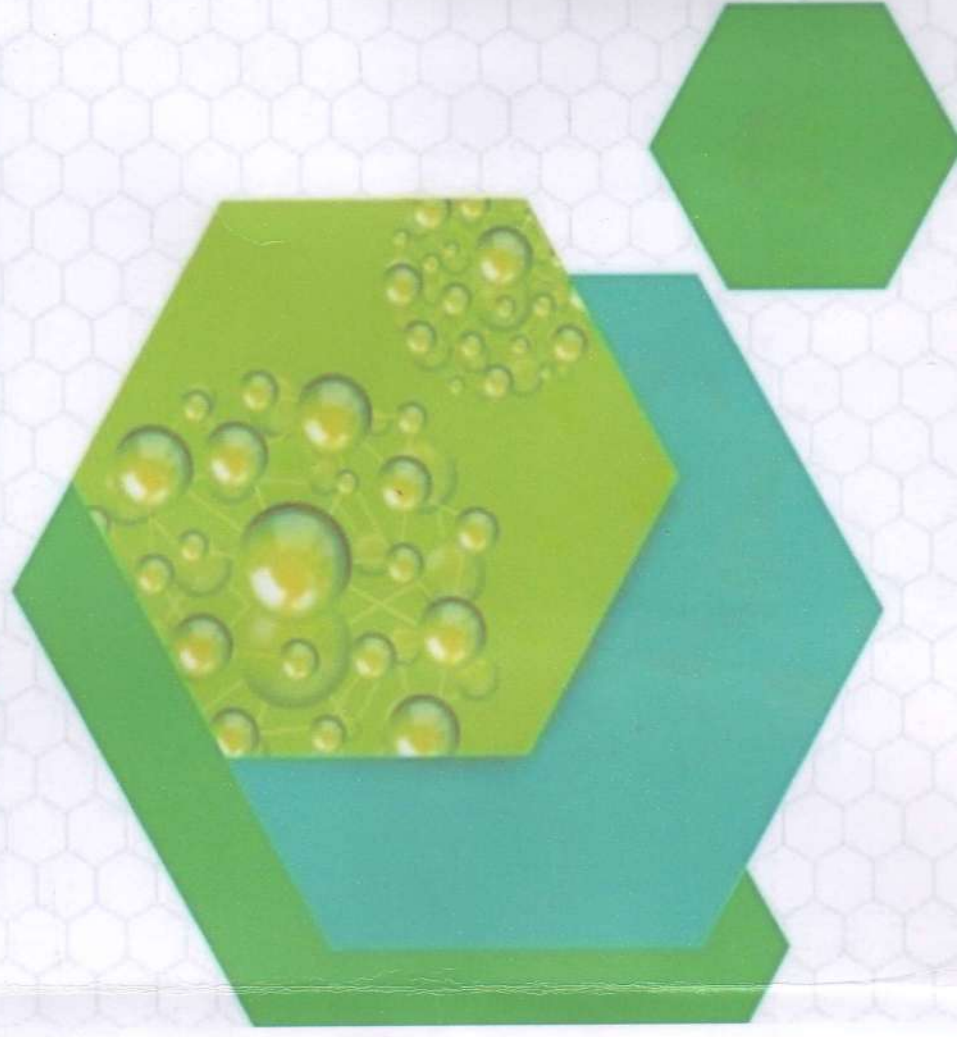


Х.Х. ТУРАЕВ, С.Ч. ЭШКАРАЕВ,
Ш.А. АБДИКОДИРОВ, Б.Э. БАБАМУРАТОВ

РАДИОМЕТРИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ ЦЕЗИЯ-137 И СТРОНЦИЯ-90 В ПОЧВАХ СУРХАНДАРЬИНСКОЙ ОБЛАСТИ



Kitob quyidagi ko'rsatilgan
muddatda topshirilishi shart

Oldingi foydalanishlar
miqdori

3

МИНИСТЕРСТВО ВЫСШЕГО И СРЕДНЕГО СПЕЦИАЛЬНОГО
ОБРАЗОВАНИЯ РЕСПУБЛИКИ УЗБЕКИСТАН

ТЕРМЕЗСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
ТЕРМЕЗСКИЙ ФИЛИАЛ ТАШКЕНТСКОГО
ГОСУДАРСТВЕННОГО ТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА
ИМЕНИ ИСЛАМА КАРИМОВА

Х.Х.ТУРАЕВ

С.Ч.ЭНКАРАЕВ

Ш.А.АБДИКОДИРОВ

Б.Э.БАБАМУРАТОВ

РАДИОМЕТРИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИО-
НУКЛИДОВ ЦЕЗИЯ-137 И СТРОНЦИЯ-90
В ПОЧВАХ СУРХАНДАРЬНСКОЙ ОБЛАСТИ

Монография

Ответственный редактор
академик АН РУз Н.А.Парпиев

Ташкент
«Университет»
2020

Тураев Х.Х., Эшкареев С.Ч., Абдикодиров Ш.А., Бабамуратов Б.Э.

Радиометрическое определение радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах Сурхандарьинской области. Монография.

–Т.: “Университет”, 2020. 112 с.

УДК: 631.4:54

ББК: 24.239

P 15

В монографии приведены результаты опытов, лабораторных исследований по определению наличия радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почве Сурхандарьинской области. Результаты лабораторных исследований могут быть использованы для количественного определения цезия-137, стронция-90, калия-40, и других в почве, природных вод и атмосфере. Предложены оптимальные условия радиометрического определения радионуклидов в почве. Проведена сравнительная характеристика радиометрического спектрометрического определения радионуклидов с современным масс-спектрометрическим методом. Материалы монографии могут быть полезны бакалаврам, магистрам, научным работникам, специалистам государственного комитета по экологии и охране окружающей среды и преподавателям ВУЗов.

Рецензенты:

Р.А.Кулматов – доктор химических наук, профессор

Э.А.Абдурахманов – доктор химических наук, профессор

K1704000000-3-388/99 Рез.2020

M355(04)-2000

Данная монография рекомендована к публикации в соответствии с решением научного Совета Термезского государственного университета № 3.5. от 24 октября 2020 года.

ISBN: 978-9943-6556-1-4

© Издательство “Университет”, Ташкент, 2020 г.

ВВЕДЕНИЕ

На сегодняшний день в мире проводятся огромные научно-исследовательские работы по радиологическому мониторингу природных сред. По данным ученых доля естественных источников радиации в суммарной дозе, накапливаемой среднестатистическим человеком на протяжении всей жизни, составляет 87%, оставшиеся 13% приходится на источники, созданные человеком. Развитые страны ежегодно исчерпывают миллиарды долларов на утилизацию радиоактивных отходов. По этой причине радиометрический мониторинг природных сред на сегодняшний день имеет важное значение. А для мониторинга необходимо оптимальная, высокоэффективная и результативная методика радиометрического определения.

В мире проводятся широкомасштабные научно-исследовательские работы по разработке методов определения наличия радионуклидов, что позволяет снизить предел обнаружения их, устранить или значительно уменьшить влияние макро и микрокомпонентов, повышает правильность и чувствительность анализа. При анализе наличия радионуклидов в природных объектах используются методы: низкофоновая радиометрия, бета-спектрометрия и масс-спектрометрия. Поэтому разработка эффективных радиометрическо-спектрометрических методик для определения радионуклидов является на сегодняшний день актуальной проблемой.

В нашей Республике уделяется большое внимание мероприятиям по системе научно обоснованного ведения промышленных объектов и охраны окружающей среды через внедрение инновационных технологий. В Стратегии действия по дальнейшему развитию Республики Узбекистан¹ намечены задачи по “Совершенствованию промышленности на качественно новый уровень, дальнейшей интенсификации производства готовой продукции на базе глубокой переработки местных сырьевых ресурсов, освое-

¹Указ Президента Республики Узбекистан за № УП-4947 от 17.08.2017 года “О стратегии действий по дальнейшему развитию Республики Узбекистан”.

нию выпуска принципиально новых видов продукции и технологий". В связи с этим имеет особое значение разработка эффективных, экспрессных и экономически дешёвых методов определения радионуклидов в природных объектах.

Монография в определенной степени направлено на выполнение задач, предусмотренных в Указе Президента Республики Узбекистан УП-4947 от 7 февраля 2017 года "О стратегии действий по дальнейшему развитию Республики Узбекистан в 2017-2021 годах" и в Постановлении Президента Республики Узбекистан ПП-4265 от 3 апреля 2019 года "О мерах по дальнейшему реформированию химической промышленности и повышению ее инвестиционной привлекательности", в Законе Республики Узбекистан №565 от 10 сентября 2019 года "Об использовании атомной энергии в мирных целях", а также в других нормативно-правовых документах, принятых в данной сфере.

В монографии приведены исследования соответствующие к приоритетным направлениям развития науки и технологий Республики VII. "Химия, химическая технология и нанотехнология".

В развитых странах широко используются радиометрические методы определения радионуклидов: радон, радий, торий, уран, плутоний, цезий, стронций и др. Но радиометрические методы определения радионуклидов в нашей стране мало изучены. Сегодня в Республике министерства чрезвычайных ситуаций и его ведомства обеспечивают радиометрический контроль с помощью портативных радиометров, у которых низкая чувствительность и селективность. Для контроля и по мониторингу бета и гамма-излучений в объектах окружающей среды их уровня вмешательства возрастает потребность в высокочувствительных и высокоэффективных методах, что является одной из актуальных проблем. А также, радиометрический метод определения должен быть безопасен для персонала и ко всему живому организму.

Необходимо отметить наиболее часто цитируемые работы по определению содержания радионуклидов авторов: Ю.А.Золотов, А.М.Чугаев, А.П.Черняев, Б.П.Черняго, А.Н.Уваров, Л.П.Рихванов, Ю.П.Попов, Ю.В.Робертус, А.В.Пузанова, Entony V.Nero, V.K.Kaltover, A.A.Гарибов, А.Дж.Микаилова, U.Sansone, K.K.Chang, R.Schorn, J.E.Moertins, F.Lietman и многих других, работающих в этой области, которые внесли высокий вклад в развитие нейтронно-активационного анализа для определения разных радионуклидов.

К этому ряду ученых относятся и современные узбекские ученые, такие как академики Ш.Т.Толипов и А.Г.Ганиев, ученые А.А.Кист, Р.А.Кулматов, У.Худойбергатов и другие создавшие Республиканскую и среднеазиатскую школу аналитической химии, посвятивших свои работы анализу на основе нейтронной активации ряда элементов.

Все это свидетельствует о широком поле для научных исследований, связанных с определением радионуклидов в почве с целью экологического и аналитического применения их в практике.

Монография выполнено в рамках плана научно-исследовательских работ прикладных и фундаментальных проектов министерства высшего и средне-специального образования Республики Узбекистан по темам А-12-ФК-17926 "Концентрирование и выделение благородных металлов из отходов гидрометаллургических предприятий современными ядерно-физическими методами" (2012-2016 гг.).

Целью исследования является разработка методики радиометрическо-спектрометрического определения цезия-137 и стронция-90 в почвах Сурхандарьинской области на основе бета и гамма-излучения и установление распределения этих радионуклидов в почвах Сурхандарьинской области.

Задачи исследования:

- разработка радиометрическо-спектрометрического метода определения радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах на основе бета- и гамма-излучений;

- оценка аналитических параметров радиометрическо-спектрометрического метода определения радионуклидов цезия-137 и стронция-90 на основе бета- и гамма-излучений;

- испытание разработанных методик в лабораторных условиях и определение оптимальных условий применения анализа в различных природных средах;

- определение закономерностей распределения и миграции радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах Сурхандарьинской области.

Объектом исследования являются стандартные образцы радионуклидов цезия-137 и стронция-90, пробы почвы из двенадцати точек бывших сельскохозяйственных аэродромов, складов токсических химических веществ и ядохимикатов Сурхандарьинской области.

Предметом исследования являются радиометрическое определение цезия-137 и стронция-90 в почвах Сурхандарьинской области с помощью радиометра-спектрометра МКГБ-01 с использованием бета и гамма-излучений. В качестве методов исследований использованы радиометрический, спектрометрический, масс-спектрометрический и статистические методы обработки полученных данных.

Научная новизна заключается в следующем:

- впервые было разработана радиометрическо-спектрометрическая методика определения цезия-137 и стронция-90 в почвах на основе бета- и гамма-излучений;

- установлены оптимальные условия определения радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах с радиометром МКГБ-01;

- определены радионуклиды в почвах на диапазоне измерения $(0,5 - 2) \cdot 10^4$ Бк/кг для цезия-137, $(0,3 - 1,5) \cdot 10^4$ Бк/кг для стронция-90 разработанным методом;

- метрологически оценены правильность и воспроизводимость разработанных методик, нижние границы определения с масс-спектрометрическим методом, установлены формы распределения и миграции радионуклидов в почвах Сурхандарьинской области.

Практические результаты монографии заключаются в следующем:

- разработана чувствительная, экспрессная, экономически дешёвая, избирательная методика радиометрического определения цезия-137 и стронция-90 в почвах;

- определены оптимальные условия определения цезия-137, стронция-90 и других радионуклидов в природных (в почвах, атмосферном воздухе, природных и сточных водах) средах.

Достоверность результатов исследования доказана такими современными физико-химическими методами как спектрометрия, радиометрия, масс-спектрометрия. Выводы сделаны на основе экспериментальных результатов, обработанных методами математической статистики.

Научная значимость результатов заключается в том, что предлагается методика определения радиоактивной зараженности почвы, атмосферного воздуха, природных и сточных вод с радионуклидами цезия-137 и стронция-90.

Практическая значимость результатов заключается в том, что разработанная методика позволяет применять радиометрическое спектрометрическое определение цезия-137, стронция-90 и других радионуклидов в воздухе, природных и сточных водах, мониторинге окружающей среды АЭС. Также, разработанная методика определения будет служить в будущем, мониторинге объектов окружающей среды,

радиологической картографии и в приборах дистанционного зондирования с помощью дрона.

На основе результатов по разработке радиометрических методов определения цезия-137 и стронция-90 в почве:

Разработанная методика использована в осуществлении научного проекта по теме А-12-ФК-17926 "Концентрирование и выделение благородных металлов из отходов гидрометаллургических предприятий современными ядерно-физическими методами" (справка Министерства высшего и среднего специального образования за №89-03-2097 от 17 июня 2020 года). И в итоге определены радионуклиды благородных металлов из отходов растворов гидрометаллургических предприятий;

Радиометрическая-спектрометрическая методика определения радионуклидов внедрена в практику АО "Алмалыкского горно-металлургического комбината" (справка АО "Алмалыкского горно-металлургического комбината" за АА №004788 от 22 июня 2020 года), что позволило определять радионуклиды в почвах на диапазоне измерения $(0,5-2) \cdot 10^4$ Бк/кг для цезия-137, $(0,3-1,5) \cdot 10^4$ Бк/кг для стронция-90.

ГЛАВА I. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МЕТОДИКИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ

1.1. МЕТРОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ РАДИОМЕТРИЧЕСКОГО ОПРЕДЕЛЕНИЯ

В природной среде атомы химических элементов состоят из положительно заряженного ядра и отрицательно заряженных электронов оболочки. Ядро состоит из нуклонов, к которым относятся нейтроны и протоны (рис.1). Число протонов определяет номер элемента, а сумма числа протонов и нейтронов равна массовому числу. Элементы, атомы которых имеют одинаковое число протонов, но различные массовые числа называются изотопами данного химического элемента.

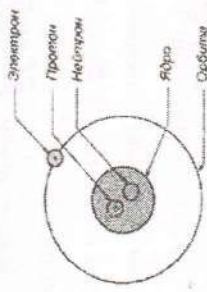


Рис.1.1. Строение атома

Явление природной радиоактивности представляет собой процесс самопроизвольного превращения неустойчивых ядер атомов некоторых элементов в ядра других элементов. Процесс самопроизвольного распада сопровождается испусканием альфа-, бета-частиц, гамма-квантов. Известно более 230 радиоактивных изотопов различных элементов, называемых радиоактивными нуклидами (радионуклидами), но наиболее важное значение для радиометрических исследований имеют изотопы калия, тория и урана [1, С.72-79].

Большинство радиоактивных элементов образуют семейства, в которых каждый элемент возникает из предыдущего, в результате α - и β -распада, цепочка распадов продолжается до тех пор, пока не образуется

устойчивое атомное ядро. Так в процессе превращения ^{238}U в стабильный свинец образуется 14 промежуточных элементов (рис.2).

При работе с естественными и искусственными радионуклидами определяется их масса, концентрация, доза и мощность дозы излучения. Массу долгоживущих радиоактивных нуклидов определяют в кг, г, мг.

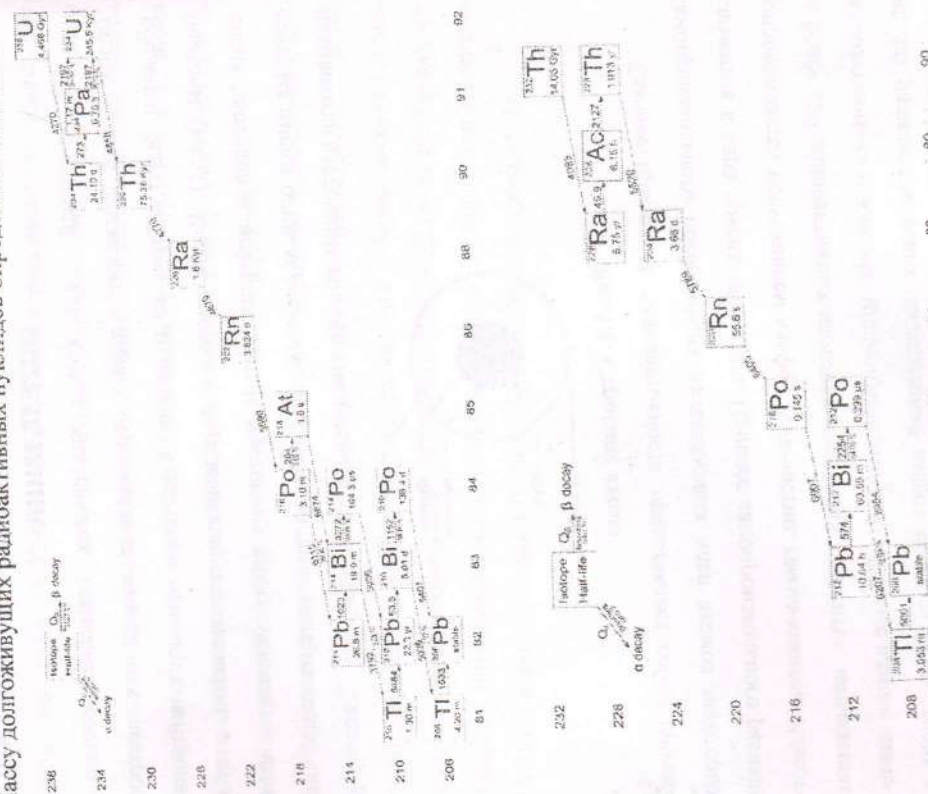


Рис.1.2. Радиоактивный ряды ^{238}U и ^{232}Th [12, С.45]

В СИ единицей для определения активности радионуклидов является беккерель (Бк) – это активность любого нуклида, в котором за 1 секунду

распадается 1 ядро. Единица названа в честь французского физика, лауреата Нобелевской премии Антуана Анри Беккереля [2, С.126-132].

Очень часто на практике используют несистемную единицу активности – Кюри (Ки) – $3,7 \times 10^{10}$ Бк (расп/сек). Эта единица возникла исторически: такой активностью обладает 1 грамм радия-226 в равновесии с дочерними продуктами распада. Именно с радием-226 долгие годы работали лауреаты Нобелевской премии французские учёные супруги Пьер Кюри и Мария Склодовская-Кюри [3, С.126-132].

Мощность дозы, т.е. облучение за единицу времени, в радиометрии выражают в амперах на килограмм (А/кг), микроинтентах в час (мкР/ч).

Радиоактивность горных пород и руд тем выше, чем больше концентрация в них естественных радиоактивных элементов. Порообразующие минералы можно разделить на четыре группы в зависимости от радиоактивности:

1. Группа минералов очень высокой радиоактивности - это минералы урана (первичные – уранит, настуран, вторичные – карбонаты, фосфаты, сульфаты уранила и др.) тория (торианит, торит, монацит и др.);
2. Группа минералов высокой радиоактивности – минералы, содержащие калий-40 (полевые шпаты, калийные соли);
3. Группа минералов средней радиоактивности – магнетит, лимонит, сульфиды и др.;
4. Группа минералов низкой радиоактивности – кварц, кальцит, гипс, каменная соль и др.

Соответственно радиоактивность горных пород определяется радиоактивностью породообразующих минералов и изменяется в очень широких пределах в зависимости от качественного и количественного состава минералов, условий образования, возраста и степени метаморфизма. Концентрация радиоактивных элементов в магматических породах возрастает от ультраосновных к кислым породам [4, С.164-172].

Радиометрические методы анализа

Методы основаны на измерении радиационного спектра излучения исследуемого образца, как по характеру излучения, так и по его интенсивности. Метод позволяет определять характер излучения, энергию и интенсивность излучения. Выделяют 2 метода в радиометрии: прямая и активационная.

Прямой метод. Если природный образец содержит в своем составе примесь радиоактивного вещества, то концентрацию этой примеси определяют, непосредственно измеряя интенсивность радиоактивного излучения. Среди обычных природных веществ такие объекты крайне редки, поэтому что большинство элементов периодической системы представляют собой смеси стабильных изотопов [5, С.126-132].

Чтобы исследовать систему, представляющую собой в естественных условиях смесь стабильных изотопов, прибегают к ее радиохимической активации, т.е. вызывают в ней реакции радиоактивного распада. **Активационный метод** заключается в облучении вещества, при обычных условиях не имеющего радиоактивного излучения, путем воздействия на образец мощным источником радиоактивного излучения. Для этого исследуемый образец помещают в реактор, представляющий собой свинцовый контейнер с ампулой, заполненной радиоактивным веществом. Например Sr^{90} (источник γ -излучения). В некоторых случаях в качестве источника с небольшой энергией β -излучения используют изотоп Гидрогена – третий. Вызванная в результате облучения в исследуемом образце, радиохимическая реакция исследуется, т.е. измеряется характер излучения и его интенсивность [6, С.226-232].

В развитых странах сегодня используются современные космические радиометры, несколько из них приведены в ниже. СВЧ-радиометр МТВЗА-ГЯ является модификацией приборов МТВЗА и МТВЗА-ОК. По характеристикам МТВЗА-ГЯ не уступает современным аналогам. Данный прибор

обеспечивает зондирование, как в окнах прозрачности атмосферы, так и в линиях поглощения атмосферы. Это, в свою очередь, позволяет проводить температурно-влажностное профилирование атмосферы и восстанавливать ее интегральные параметры, а также характеристики поверхности [Барсуков и др., 2011].

ESMR (Electrically Scanning Microwave Radiometer) был предназначен для измерения температуры поверхности, работал на одной частоте в 19,4 ГГц с горизонтальной поляризацией. Данные этого прибора использовались для картирования ледовой области и расчета концентрации морского льда.

SMMR (Scanning Multichannel Microwave Radiometer) – сканирующий пятичастотный микроволновый радиометр, измеряющий восходящее излучение системы поверхность-атмосфера на двух поляризациях (вертикальная и горизонтальная). Прибор был установлен на двух спутниках – Seasat и Nimbus-7. Основным назначением прибора было получение информации о ледовой области для задачи климатических исследований Арктики и Антарктики. SSM/I (Special Sensor Microwave/ Imager) создан на основе прибора SMMR и устанавливался на метеорологических спутниках программы DMSP (Defense Meteorological Satellite Program) с 1987 по 1999 г. Данный прибор измеряет яркостную температуру поверхности и атмосферы на четырех частотах и двух поляризациях (кроме частоты 22 ГГц). Использование конического сканирования при неизменном вертикальном угле наблюдения дало большой охват по площади и стало стандартом для радиометров космического базирования, таких как TRMM Microwave Imager, AMSR, SSMIS и др. Получаемые яркостные температуры позволяют восстанавливать четыре важных метеорологических параметра системы океан-атмосфера. скорость приводного ветра, интегральное паросодержание, водозапас облаков и интенсивность осадков. SSMIS (Special Sensor Microwave Imager/ Sounder) – новый прибор дистанционного зондирования

рического тока. В центре трубки находится металлическая нить, подключенная к положительному полюсу источника электрического тока высокого напряжения. **Процессы в счетчике.** Электроны, пронизывая стенку счетчика, попадают в положительное цилиндрическое поле, создаваемое нитью. Напряженность этого поля увеличивается по мере приближения электронов к центру. Таким образом, электрон ускоряется и вблизи нити приобретает такую энергию, которая способна ионизировать молекулы газообразного вещества. В результате, к нити подходят не электроны, а ионизированная ими лавина ионов. При ее разряде во внешней цепи возникает импульс электрического тока. В современных радиометрах вместо гальванометра, регистрирующего этот импульс, используются счетчики импульсов – механические или электрические. Для полного понятия радиометрического метода определения необходимо знать основные параметры и величины: **Счетный образец** – определенное количество вещества, полученное в результате физических или химических воздействий на пробу согласно установленной методике и предназначенное для измерений его радиационных параметров на радиометрической установке в соответствии с регламентированной методикой выполнения измерений. **Активность радионуклида (A)** – мера радиоактивности какого-либо количества радионуклида, находящегося в данном электрическом состоянии в данный момент времени:

$$A = \frac{dN}{dt} \quad (1.1)$$

где dN – ожидаемое число спонтанных ядерных превращений из данного энергетического состояния, происходящих за промежуток времени dt . Единицей активности является беккерель (Бк).

Активность радионуклида удельная (объемная) – отношение активности A радионуклида к массе m (объему V) вещества:

Земли в микроволновом диапазоне. Он объединяет возможности сразу трех предшественников: прибора SSM/T-1 Temperature Sounder, SSM/T-2 Moisture Sounder и SSM/I [Kunkee et al., 2008].

Но эти радиометры определяют радиация в огромных областях частоты (ГГц) и чувствительностью.

Для понятия радиации нужно сначала узнать о типах излучений:

Виды излучения: α -частицы – это дважды ионизированные ионы Гелия He^{2+} ; β^- – поток электронов; β^+ – поток позитронов; γ – электромагнитные колебания с длиной волны меньше рентгеновского; p – поток протонов, ионизированные атомы Гидрогена; n – поток нейтронов, частиц с массой $= 1$ и зарядом 0 (количество нейтронов определяют: $n = A - Z$); мезоны. Излучение можно характеризовать по величине энергии в электрон-вольтах (эВ). $эВ$ – это такая энергия, которой обладает частица, имеющая элементарный заряд в поле напряженностью $1В/см^2$. Чем больше энергия частицы, тем больше ее проникающая способность в материал. **Период полураспада** характеризует длительность жизни радиоактивного изотопа.

Это время, за которое распадается половина радиоактивных изотопов. Изотопы – нуклиды, имеющие одинаковый заряд, но различную массу, Изобары – нуклиды с одинаковым массовым числом, Изотоны – это нуклиды с одинаковым числом нейтронов. **Интенсивность излучения** – это число радиоактивных распадов в единицу времени. За единицу интенсивности принято 1 кюри – это составляет $3.7 \cdot 10^{10}$ распадов в секунду. Такую радиоактивность имеет 1 г радия. В аналитической практике пользуются объектами, излучение которых не превышает сотни микро кюри [7, С.126-132].

В качестве приборов для измерения радиоактивности применяют счетчики Гейгера-Мюллера. Счетчик представляет собой трубку из алюминиевой фольги, заполненную молекулами газообразного органического вещества. Корпус подключен к отрицательному полюсу источника элек-

$$A_m = \frac{A}{m} \quad (1.2)$$

$$A_v = \frac{A}{V} \quad (1.3)$$

Единица удельной активности – беккерель на килограмм, Бк/кг.

Единица объемной активности – беккерель на метр кубический, Бк/м³.

Радиометрическая установка – техническое средство (радиометр, спектрометр) для измерения активности (удельной активности) радионуклидов в счетном образце.

Минимальная измеряемая активность, $A_{\text{мин}}$ – активность счетного образца, при измерении которой на данной радиометрической установке за время один час относительная статистическая погрешность составляет 50%.

Предел дозы – величина годовой эффективной или эквивалентной дозы техногенного облучения, которая не должна превышать в условиях нормальной работы.

Уровень вмешательства (УВ) – уровень радиационного фактора, при превышении которого следует проводить определенные защитные мероприятия (1.1-Таблица) [8, С.63-72].

Таблица 1.1
Уровни вмешательства (УВ) радионуклидов в почве [9, С.125]

Радионуклид	$T_{1/2}$	УВ (Бк/кг)
1	2	3
(3) H (бета)	12,3 лет	7,7 + 3
(14) C (бета)	5,73 + 3 лет	2,4 + 2
(60) Co (бета, гамма)	5,27 лет	4,1 + 1
(89) Sr (бета)	50,5 сут	5,3 + 1

продолжение таблицы 1.1

1	2	3
(90) Sr (бета)	29,1 лет	5,0
(129) I (бета)	1,57 + 7 лет	1,3
(131) I (бета, гамма)	8,04 суток	6,3
(134) Cs (бета, гамма)	2,06 лет	7,3
(137) Cs (бета, гамма)	30,0 лет	1,1 + 1
(210) Pb (бета)	22,3 лет	2,0 - 1
(210) Po (альфа)	138 суток	1,2 - 1
(224) Ra (альфа)	3,66 суток	2,1
(226) Ra (альфа)	1,60 + 3 лет	5,0 - 1
(228) Ra (бета)	5,75 лет	2,0 - 1
(228) Th (альфа)	1,91 лет	1,9
(230) Th (альфа)	7,70 + 4 лет	6,6 - 1
(232) Th (альфа)	1,40 + 10 лет	6,0 - 1
(234) U (альфа)	2,44 + 5 лет	2,9
(238) U (альфа)	4,47 + 9 лет	3,1
(238) Pu (альфа)	87,7 лет	6,0 - 1
(239) Pu (альфа)	2,41 + 4 лет	5,6 - 1

Уровень контрольный – значение контролируемой величины дозы, мощности дозы, радиоактивного загрязнения и т.д., устанавливаемое для оперативного радиационного контроля, с целью закрепления достигнутого уровня радиационной безопасности, обеспечения дальнейшего снижения облучения персонала и населения, радиоактивного загрязнения окружающей среды. Контроль радиационный – получение информации о радиационной обстановке в организации, в окружающей среде и об уровнях облучения людей (включает дозиметрический и радиометрический контроль). Случайная (статистическая) погрешность измерения – составляющая погрешности результата измерения, изменяющаяся случайным образом при повторных измерениях одной и той же величины. Систематическая погрешность измерения – составляющая результата погрешности измерения, постоянная или слабо меняющаяся при повторных измерениях одной и той же величины, и связанная с особенностями методики подготовки счетного образца, условий измерений и процедуры проверки. Абсо-

лутная погрешность измерения – погрешность результата измерения, выраженная в единицах измеряемой величины [9, С.66-82].

Радиометры – класс приборов, по своим функциям имеющих наибольшее количество видов. Согласно МУ 2.6.1.14-2001 “Контроль радиационной обстановки. Общие требования” и установившейся практике наиболее важными направлениями радиометрии при классификации по контролируемому радиационному параметру являются:

- контроль объемной активности (ОА) радиоактивных аэрозолей (паров);
- контроль объемной активности альфа-активных газов;
- контроль объемной активности бета-активных газов, в том числе ^3H и ^{14}C ;
- контроль удельной или объемной активности радионуклидов в жидкостях и пробах окружающей среды;
- контроль поверхностного загрязнения радионуклидами.

В радиометрических измерениях находят применение носимые, переносные и стационарные радиометры. Первые два типа в основном применяются для оперативного (инспекционного) контроля. Стационарные радиометры используют для контроля отдельных точек (в том числе для аварийного контроля) или с блоками детектирования со стандартным интерфейсом в составе систем радиационного контроля. Общая структурная схема, отображающая большинство возможных видов радиометров, представлена на рис.1.3 [9, С.56-72].

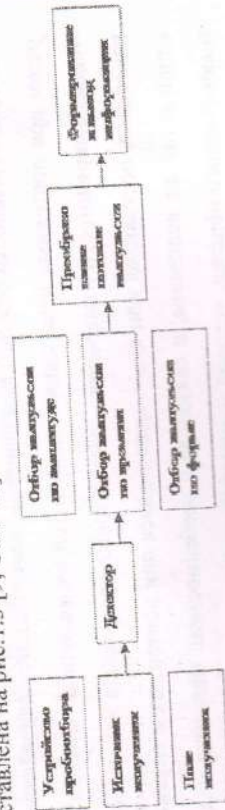


Рис.1.3. Структурная схема радиометра

Основные задачи, которые решаются при радиометрических измерениях – определение параметров поля излучения и характеристик источника излучения.

Источником излучения при радиометрических измерениях может быть специально отобранная проба. Вместо пробы можно проводить и так называемые без пробы отборные измерения, устанавливая детектор радиометра напротив трубопроводов, по которым проходит технологическая среда. Измеряемые величины здесь практически те же, что и при проба отборных измерениях, кроме аэрозолей. Вторая задача – определение характеристик поля излучения. Здесь измеряемая величина – поток или плотность потока ионизирующих частиц или фотонов в точке расположения детектора, а также временное или пространственное распределение активности излучателей или плотности потока излучения. Регистрируемое излучение при определении характеристик поля излучения может быть и альфа, и бета, и гамма-излучением, а также и нейтронным излучением. Радиометры могут измерять только один вид излучения, а могут быть приспособлены и к комбинированному излучению, т.е. определять раздельно в одном измерении плотность потока нейтронов и гамма-излучения и одновременно измерять объемную активность альфа и бета-радиоактивных изотопов [10, С.226-232].

Функциональная связь между числом выпускаемых источником частиц или характеристиками поля излучения с параметрами сигнала детектора различны. Например, радиометр может работать в режиме, когда каждая частица, попадающая в чувствительную область детектора, регистрируется, и можно подсчитать число фактов регистрации. Это будет счетчиковый режим работы радиометра. Если же частица оставляет в чувствительном объеме детектора энергию, пропорциональную своей энергии, и оставленная энергия линейно преобразуется в амплитуду сигнала на выходе детектора, то при большом потоке регистрируемых частиц

тому позират вещества детектора в исходное состояние, при котором и формируется импульс тока или напряжение на выходе детектора, будет различным. С помощью электронных схем такие импульсы можно разделить и это будет отбор по форме импульса. Возможен отбор импульсов по времени. Например, в источнике помимо излучателя, испускающего позитроны, содержатся радионуклиды, испускающие другие частицы и фотоны. Позитроны, затормозившись в веществе детектора, аннигилируют с испусканием двух одинаковых фотонов с энергией 0,511 МэВ, разлетающихся в разные стороны. Если установить два детектора с разных сторон источника, то одновременная регистрация фотонов обоими детекторами говорит о том, что произошел бета-распад (возможны, конечно, и случайные совпадения), т.е. можно определить содержание бета-излучателей в источнике [13, С.74-78].

Таким образом, при проведении радиометрических измерений нужно очень четко представлять, что измеряет данный конкретный радиометр и какие возможны помехи при измерениях.

Измерения удельной активности проб. Существуют два основных метода измерения активности радионуклида на регистрирующих установках: относительный и абсолютный.

Сущность относительного метода измерения активности радионуклида состоит в сравнении скорости счета от источника с известной активностью со скоростью счета от источника с неизвестной активностью. Активность радионуклида определяется по формуле:

$$A_x = A_{изв} \cdot N_x / N_{изв} \quad (1.4)$$

где $N_{изв}$ и N_x : — скорости счета соответственно от источника с известной и неизвестной активностью, имп./мин; $A_{изв}$ — активность источника, Бк.

Для определения активности радионуклидов относительным методом необходимо иметь большой набор источников по активности, изотопному и химическому составу. При относительном методе определения ак-

суммарная переданная энергия в единицу времени будет практически постоянной и пропорциональной потоку регистрируемых частиц. Тогда на выходе ток детектора будет пропорционален потоку регистрируемых частиц, такой режим измерений называется токовым. Возможны измерения, при которых амплитуда каждого импульса на выходе детектора пропорциональна энергии частицы, потерянной в детекторе; измеряя амплитуду, можно судить об энергии исходной частицы. Такой детектор называют дискретным пропорциональным и наиболее часто его используют при спектрметрических измерениях. В радиометрах такой режим измерений также может быть использован [11, С.98-102].

Реальная задача определения активности или плотности потока усложняется тем, что помимо измеряемого излучения на детектор действует фоновое излучение ("мешающее"), обусловленное посторонними источниками, или сопутствующее измеряемому излучению. Поэтому для радиометров очень важным является такое качество как избирательность измерения излучению по отношению к "мешающему". Эта избирательность достигается различными методами, чаще всего отбором по какому-либо признаку. Например, при измерении тонким детектором легких и тяжелых заряженных частиц одновременно, тяжелые частицы передадут значительно большую энергию чувствительному объему детектора и, следовательно, амплитуды импульсов на выходе детектора будут большими. Если подключить к выходу детектора дискриминатор амплитуд (устройство, пропускающее импульсы, превышающие некоторый выбранный порог), то регистрируемые числа событий будут принадлежать только тяжелым частицам. Это так называемый отбор по амплитуде [12, С.34-38].

В некоторых детекторах легкие и тяжелые заряженные частицы создают импульсы различной формы. Например, трек тяжелой альфа-частицы в веществе детектора достаточно плотно ионизирован, а вдоль трека легкой заряженной частицы (электрона) акты ионизации редки. По-

тивности вводят поправки на разрешающее время и фон. Относительный метод прост и точен, но может иметь большую погрешность измерений из-за неэквивалентности сравниваемых источников [14, С.77-82].

Сущность абсолютного метода измерения активности сводится к определению полной активности источника. Активность источника рассматривается как произведение измеренной скорости счета (N , имп./с) от источника на ряд поправочных коэффициентов:

$$A = K_i N, \quad (1.5)$$

где K_i — суммарный поправочный коэффициент, или, иначе, цена деления одного импульса. В паспорте на источник указаны значения:

- 1) потока бета (альфа) частиц в угол 180° ;
- 2) активности источника (для расчетов активности A , необходимо использовать значения потока с учетом поправки на распад данного источника).

Обычно радиометрические методики представляют собой недорогой экспрессный (20-25 проб и более за 8-часовую смену) вариант радиометрического альфа и бета-анализа, основной целью которого является предварительная разбраковка проб. Для определения активности радионуклидов относительным методом необходимо иметь большой набор источников по активности, изотопному и химическому составу. При относительном методе определения активности вводят поправки на разрешающее время и фон. Относительный метод прост, но может иметь большую погрешность измерений из-за неэквивалентности сравниваемых источников. Практически невозможно точно подобрать образец сравнения еще и из-за того, что реальная проба представляет собой смесь неизвестных радионуклидов [15, С.55-62].

Основой радиометрических методов является выявление и изучение естественной радиоактивности минералов и горных пород. Радиометрические методы можно разделить на полевые и лабораторные методы.

Все полевые поисковые радиометрические методы являются геохимическими, так как изучают геохимические поля радиоактивных элементов с целью выявления их ореолов рассеяния. В лабораторных условиях радиометрические методы применяются для определения содержания радиоактивных элементов в минералах, горных породах, воде и газах. С помощью радиометрических методов можно решить следующие задачи:

- геологическое картирование, которое основано на различии радиоактивности разных типов пород, а также повышение радиоактивности пород в зоне тектонических нарушений;
- литологическое расчленение горных пород. В данном случае очень важен γ -метод исследования скважин в комплексе с другими геофизическими методами в случае, когда бурение скважин осуществляется без отбора керна или выход керна мал;
- радиометрические методы широко применяются во всех видах поисков и разведки полезных ископаемых генетически и парагенетических связанных с ураном и торием. Например, к месторождениям редкоземельных элементов, боксита, олова, бериллия приурочено повышенное содержание тория; к месторождениям ниобия, тантала, вольфрама, молибдена, урана; к некоторым полиметаллическим месторождениям калия;
- разведка, определение глубины и мощности рудных тел, а также оконтуривание границ залегания. Максимальное значение радиоактивности элементов в земной коре приурочено к верхней части гранитной сферы, мощностью 25-30 км;
- определение абсолютного возраста горных пород, основанного на том, что процесс радиоактивного распада протекает с постоянной скоростью, не зависящей от окружающих физико-химических условий.

Основными методами радиометрии являются гамма-съемка, при которой регистрируют интенсивность гамма-излучения, и в меньшей степени используется радиационная съемка, основанная на измерении concentra-

ции эманации в почве и воздухе (т.е. измеряется излучение радиоактивных газов).

Радиоактивные излучения могут быть зарегистрированы двумя методами: ионизационными и импульсными. В ионизационном методе в качестве регистрирующих приборов используются ионизационные камеры, а в импульсном — счетчики излучения [16, С.72-87].

В ионизационных камерах измеряют интенсивность бета-излучения имеющего большую ионизационную способность, реже гамма-излучения. С помощью счетчиков регистрируют все виды излучения. В ионизационной камере (рис.4) находится газ и два электрода, к которым подводится напряжение в несколько сот вольт. Под действием альфа-, бета-лучей или вторичных заряженных частиц, возникающих при поглощении нейтронов, газ ионизируется, а получающиеся свободные электроны и ионы движутся к электродам. В результате в цепи возникает ток. Измеряя его или разность потенциалов, можно определить интенсивность излучений, вызывающих ионизацию [17, С.43-54].

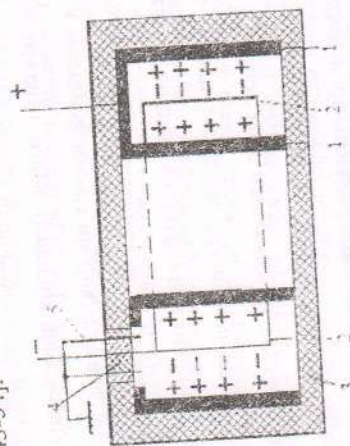


Рис. 1.4. Схема ионизационной камеры: 1 — внутренняя поверхность и сердечник камеры (положительный электрод); 2 — металлическое кольцо (отрицательный электрод); 3 — дно камеры; 4 — янтарный изолятор; 5 — охрannое кольцо

В газоразрядных счетчиках (счетчик Гейгера-Мюллера), в баллоне под пониженным давлением находится инертный газ (обычно аргон для измерения гамма-лучей или гелий для определения потока нейтронов) и два электрода под высоким напряжением (до 1000 В) (рис.1.5).



Рис. 1.5. Схема стеклянного счётчика Гейгера-Мюллера:

1 — герметически запаянная стеклянная трубка; 2 — катод (тонкий слой меди на трубке из нержавеющей стали); 3 — вывод катода; 4 — анод (тонкая натянутая нить)

При появлении хотя бы одной пары ионов возникает краткий разряд. При облучении баллона гамма-квантами возникают вторичные заряженные частицы (ионы и электроны) и в нем наблюдается система разрядов в виде импульсов тока, которые можно зафиксировать [17, С.56-62].

Сцинтилляционный счетчик состоит из сцинтиллятора (неорганические или органические кристаллы, жидкие и газообразные), способного под действием гамма-квантов испускать вспышки света (рис.1.6). Кванты света, попадая на фотокатод фотоумножителя, выбивают из него электроны. За счет вторичной эмиссии и наличия ряда электродов, находящихся под все большим напряжением, в фотоумножителе возникает лавинообразный, увеличивающийся поток электронов. В результате на аноде собирается в 10^5-10^{10} раз больше электронов, чем было выбито из фотокатода, а в цепи возникает электрический ток. Сцинтилляционный счетчик обеспечивает гораздо большую эффективность регистрации гамма-квантов (до 30-50% и более), чем газоразрядные, и даёт возможность изучения спектрального состава излучения. У сцинтилляционных счётчиков более низкий уровень их собственного и космического фона.

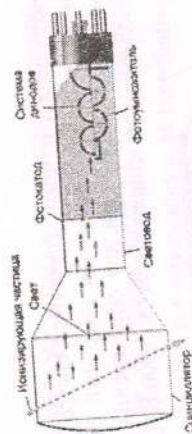


Рис.1.6. Сцинтилляционный счетчик

Полевая радиометрическая аппаратура предназначена для измерения α -, β - и γ -активности пород в процессе пешеходной, автомобильной и воздушной съемок, для обнаружения и определения концентраций радиоактивных emanаций в горных выработках, почве, воздухе и воде. По типу применяемых счетчиков приборы подразделяются на газоразрядные и сцинтилляционные, спектральный радиометрический элементный минерал [18, С.26-32].

Для гамма-съемки используют разного рода полевые радиометры со стрелочным индикатором на выходе. С помощью наушников можно услышать звуковую индикацию импульсов. Прибор состоит из выносного зонда, пульта управления и питания от сухих анодных батарей. Для того, чтобы по шкале измерительного микроамперметра можно было определить интенсивность гамма-излучения, радиометры градуируют. С этой целью используют гамма-излучения, помещаемый в коллиматор, который используют образцовый излучатель радия, помещаемый в коллиматор для создания узкого пучка гамма-излучения. В этих приборах, кроме сцинтилляционных счетчиков, имеются дискриминаторы, с помощью которых определяют интенсивности гамма-лучей разного энергетического уровня. Для изучения концентрации радона в подпочвенном воздухе используют эманометры, которые состоят из пробоотборника, поршневого насоса, сцинтилляционной камеры, измерительного пульта и соединительных радиозинковых трубок [19, С.60-73].

Определение концентраций emanаций основано на регистрации бета-частиц, излучаемых радиоактивными элементами пробы с помощью от-

крытого сцинтилляционного детектора. Прибор питается от сухих анодных батарей. Радиометрические методы по ряду используемых излучений разделили на α -, β -, γ -методы. Альфа-излучение представляет собой поток положительных заряженных частиц (ядер атомов гелия), энергия которых на длине пути около 10 см в воздухе и долей миллиметров в породах тратится на ионизацию и нагревание окружающей среды, поэтому проникающая способность у них очень мала. Т.е. α -распад — это выбрасывание (испускание) из ядра атома α -частицы, а α -частица — это 2 протона и 2 нейтрона, то есть ядро атома гелия с массой 4 единицы и зарядом +2. Скорость α -частицы при вылете из ядра от 12 до 20 тыс. км/сек. Так, например, при α -распаде урана всегда образуется торий, при α -распаде тория — радий, при распаде радия — радон, затем полоний и наконец — свинец. При этом из конкретного изотопа урана-238 образуется торий-234 (рис.1.7), затем радон-220, радон-226 и т.д.



Рис. 1.7. α -распад урана с образованием изотопа тория

α -метод используется с целью измерения α -излучения и определения концентрации радиоактивных элементов (U, ²²³Rn, ²²⁶Ra и др.) в радиоактивных рудах и породах. Использование альфа-метода является сложной задачей из-за специфики α -частиц. Для измерения α -излучения используют специальные сцинтилляционные системы, пропорциональные газы, пропорциональные счетчики и сцинтилляционные жидкостные счетчики в совокупности с преусилителем, усилителем, источником высокого напряжения, счетными и регистрирующими устройствами [20 С.12-15].

Гамма-излучение представляет собой поток электромагнитного излучения очень высокой частоты (рис. 1.9). Хотя они рассеиваются и поглощаются окружающей средой, но благодаря своей электрической нейтральности отличаются более высокой проникающей способностью (сотни метров в воздухе и до метра в горных породах). Количество и концентрация долгоживущих элементов (U, Th, ^{40}K) в горной породе определяются их массой и процентным содержанием (или эквивалентным содержанием урана).

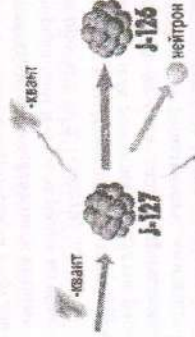


Рис. 1.9. Выделение избытка энергии в виде гамма-излучения при нейтронном распаде

Существуют различные приборы с разной чувствительностью к γ -излучению. Выбор оптимального прибора зависит от условий проведения γ -съемки и требований, предъявляемых к ее результатам. Основная масса приборов производит измерения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения от 0,1 до 10000 мкр./ч в энергетическом диапазоне от 80 кэВ до 2,6 МэВ. Лабораторный γ -метод применяется для установления содержания в пробах γ -излучающих радиоактивных элементов. Измерения γ -излучения проб производятся импульсным методом или со сцинтилляционными счетчиками. Применение этих счетчиков дает возможность производить γ -измерения с высоким уровнем чувствительности. Далее следует сравнение активности исследуемой пробы с активностью эталона при одинаковых геометрических условиях с вытекающими расчетами. В таблице 1.2 приведены некоторые методы для определения радионуклидов в почве [22, С.26-32].

Бета-излучение представляет собой поток электронов (β^- -излучение), или, чаще всего, просто β -излучение) или позитронов (β^+ -излучение), возникающих при радиоактивном распаде (рис. 1.8). В настоящее время известно около 900 бета-радиоактивных изотопов. Масса β -частиц в несколько десятков тысяч раз меньше массы альфа-частиц. В зависимости от природы источника β -излучений скорость этих частиц может лежать в пределах 0,3-0,99 скорости света. Максимальное значение для β -излучения равно 4 миллиона электрон-вольт (МэВ). β -частицы вызывают в основном ионизацию окружающей среды, т.е. образование положительных ионов и свободных электронов вследствие вырывания электронов из внешних оболочек атомов.

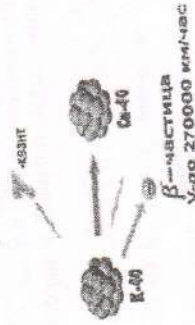


Рис. 1.8. β -распад радиоактивного изотопа калия-40 с превращением его в стабильный изотоп кальция-40

Полевые методы с использованием β -метода предназначены для оконтуривания ореолов рассеяния радиоактивных элементов в поверхностном слое горных пород или почв. Измерение β -излучения производится ионизационными методами, однако чаще всего его измеряют импульсным методом на лабораторных радиометрах. В лабораторных условиях β -метод является основным методом установления содержания урана в урановых рудах. Радиоактивность пробы руды по β -лучам сравнивается с радиоактивностью эталона в одинаковых условиях измерения.

β -метод может использоваться в комплексе с γ -методом. Комплексный β - γ -метод основан на различии вкладов каждого компонента в измеряемую активность пробы [21, С.66-72].

Таблица 1.2

Методы для радиационного контроля почвы

Измеряемые характеристики	Методы измерения	Средства измерения	Диапазон измерения Бк/кг
Суммарная альфа- и бета-активность А (Сумма альфа) и А (Сумма бета)	Альфа-бета-радиометрический с предварительным концентрированием радионуклидов (выпаривание) по регламентированной методике, из объема пробы 0,5-1,0 л	Низкофоновые альфа-бета-радиометры на основе ППД, сцинтилляционных детекторов или пропорциональных счетчиков	0,02 - 10 ⁴ (Сумма альфа) 0,2 - 10 ³ (Сумма бета)
Удельная активность (226) Ra, (228) Ra, (224) Ra	Гамма-спектрометрический с предварительным количественным концентрированием изотопов радия из объема пробы 5-10 л, герметизацией концентрата и выдержкой для накопления равновесных дочерних продуктов распада, альфа-бета-радиометрическим селективным радиохимическим выделением изотопов радия и измерением по регламентированной методике	Гамма-спектрометры на основе ППД или сцинтилляционных детекторов, низкофоновые альфа-бета радиометры	0,05 - 0,1 (Сумма бета) 10 ³
Удельная активность (210) Po, (210) Pb	Альфа-бета-радиометрический или альфа-спектрометрический (210) Po, (210) Pb или (210) Bi из объема пробы 1-3 л	Низкофоновые альфа-бета-радиометры на основе ППД, сцинтилляционных детекторов или пропорциональных счетчиков	0,02 - 10 ⁴ (альфа) 0,05 - 10 ³ (бета)
Удельная активность (137) Cs, (134) Cs	Гамма-спектрометрический инструментальный или бета-радиометрический с предварительным концентрированием изотопов цезия	Гамма-спектрометры на основе ППД или сцинтилляционных детекторов	0,1 - 10 ⁴
Удельная активность (90) Sr	Бета-спектрометрический инструментальный или бета-радиометрический с предварительным селективным концентрированием (90) Sr из объема пробы 1-5 л	Бета-спектрометры низкофоновые бета-радиометры	0,1 - 10 ⁴
Удельная активность (222) Rn	Радиометрический пробы 1-5 л	Радиометры района	6 - 800

1.2. НЕГАТИВНЫЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ОКУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

В процессе работ переработки используемых на крупных химических предприятиях и АЭС бывшего СССР, были загрязнены пойменные ландшафты рек. В результате радиационных аварий на объектах ПО "Маяк" в конце 1960-х гг. произошло радиоактивное загрязнение промышленной площадки, санитарно-защитной зоны вокруг предприятия и части территории Челябинской, Свердловской и Курганской областей. Наибольшие радиологические и радиологические последствия имели сбросы ЖРО в Течу и авария 1957 г. - взрыв емкости-хранилища РАО (Восточно-Уральский радиоактивный след). В результате аварии 1957 г. в окружающую среду (за пределами промплощадки) поступило около 2 МКюри. В 1949-1986 гг. жидкие радиоактивные отходы радиохимического производства сбрасывались непосредственно в малую реку Теча [23, С. 34-36].

В результате испытаний ядерного оружия в 60-х годах на поверхности земли северного полушария присутствует большое количество радиоактивных веществ, определяющее так называемое глобальное фоновое загрязнение. К 1986 году (до Чернобыльской аварии) общая активность ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr, находящаяся на территории северного полушария, составила десятки МКюри. Авария на ЧАЭС, произошедшая 26 апреля 1986 г., по масштабам радиоактивного загрязнения окружающей среды превзошла все предшествующие радиационные инциденты. На основе аэрогамма-съемки и наземных обследований были созданы и изданы карты загрязнения Европейской части России радионуклидами ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹Pu. Наиболее загрязненными в России являются Брянская (11 800 км² загрязненных территорий), Калужская (4 900 км²), Тульская (11 600 км²) и Орловская (8 900 км²) области [24 С. 128-132].

Радиоактивное загрязнение рек и озер обусловлено, главным образом, смывом радионуклидов с поверхности почвы территории водосбора,

Обобщая, что именно рентгенология располагает наибольшими резервами оправданного снижения индивидуальных, коллективных и популяционных доз. ООН подсчитано, что уменьшение доз медицинского облучения всего на 10%, что вполне реально, по своему эффекту равносильно полной ликвидации всех других искусственных источников радиационного воздействия на население, включая атомную энергетику. Доза медицинского облучения населения России может быть снижена примерно в 2 раза, то есть до уровня 0.5 мЗВ/год, который имеет большинство индустрально развитых стран. Ни последствия испытаний ядерного оружия, ни развитие атомной энергетики не оказали существенного влияния на дозовую нагрузку, причем вклад этих источников в облучение постоянно снижается. Вклад от природного фона постоянен. Постоянна и доза от флюорографии и рентгеновской диагностики человека. Вклад радона в дозовую нагрузку в среднем на треть меньше флюорографии [27, С.60-63].

Жизнь на Земле возникла и продолжает развиваться в условиях постоянного облучения. Известно, могут ли существовать наши экосистемы без постоянного (и как некоторым кажется – вредного) радиационного воздействия на них. Известно даже можем ли мы безнаказанно снижать дозу, получаемую населением от различных источников излучения. На Земле есть территории, где многие поколения людей живут в условиях природного радиационного фона, превышающего средний по планете показатель на 100% и даже на 1000%. Например, в Китае есть местность, где уровень естественного гамма-фона обеспечивает жителям за 70-летний период жизни 385 мЗВ, что превышает уровень, требующий переселения жителей, принятый после аварии на Чернобыльской АЭС. Однако смертность от лейкоза и рака в этих районах ниже, чем в районах с низким фоном, а часть населения этой территории – долгожители. Эти факты подтверждают, что даже значительное превышение среднего уровня радиации в течение многих лет может не оказывать отрицательного влияния на организм

причем влияние смыва особо ощутимо в зонах, загрязненных после аварии на ЧАЭС и ПО "Маяк". Однако загрязнение воды и донных отложений практически во всех реках и водоемах России не представляет опасности для водопользования, т.к. в целом происходит довольно интенсивный процесс самоочищения поверхностных вод и донных отложений. Радиологическая обстановка загрязненных территорий является важным элементом системы радиационной безопасности. Как правило, радиологические работы включают в себя детальное картирование уровней загрязнения и проведение систематических наблюдений за радиационной обстановкой. Очевидно, что выполнять исследования наземных и водных экосистем необходимо с использованием современных подходов и методов, которые требуют постоянного совершенствования и развития [25, С.34-38].

Анализ потребления энергии в мире показывает, что в ближайшие десятилетия глобальное производство энергии может быть увеличено в 2-3 раза, поэтому на первое место выходит вопрос о сырьевом ресурсе топлива. Ядерная энергетика способна к расширенному воспроизводству топлива, что обеспечивает ее неисчерпаемыми ресурсами при замкнутости топливного цикла и, по-видимому, приведет к крупномасштабному использованию атомной энергии в будущем. Однако наращивание ядерных мощностей требует обеспечения ядерной и радиационной безопасности на всех этапах жизненного цикла ядерных установок. Среди всех источников ионизирующего излучения, влияющие на человека, медицинские занимают лидирующее положение. Среди них, как в масштабах использования, так и в плане лучевой нагрузки на население, была и остается рентгеновская диагностика, на долю которой приходится около 90% всей медицинской дозы. В результате медицинского облучения население каждый год получает приблизительно такую же дозу, какой нечислится весь радиационный груз Чернобыля в интеграле за 50 лет с момента возникновения этой крупнейшей мировой техногенной катастрофы [26, С.12-15].

человека; более того, в областях с высоким радиационным фоном уровень здоровья населения достоверно выше. Даже в урановых шахтах только при получении дозы более 3 мЗВ в месяц достоверно возрастает заболеваемость раком легких [28, С.63-67].

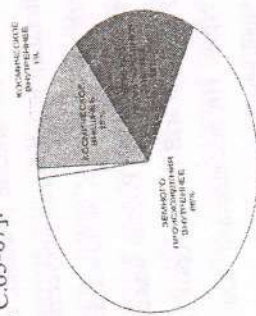


Рис.1.10. Вклад различных компонент естественной радиации в радиационную нагрузку человека

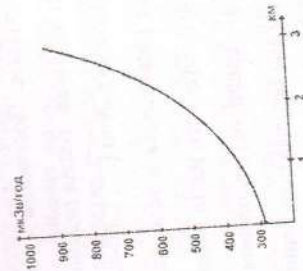


Рис.1.11. Зависимость дозы от космического излучения от высоты

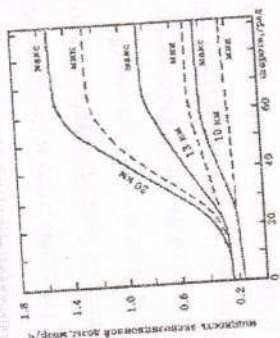


Рис.1.12. Зависимость мощности дозы от широты. Для разных высот и состояния солнечной активности

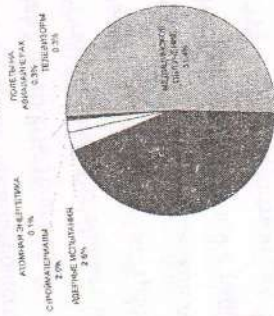


Рис.1.13. Вклад различных компонентов в полную радиационную нагрузку человека

К радиации применим физиологический закон Ардна-Шульца: слабая стимуляция оказывает активизирующее действие, средняя – нормализующее, сильная – ингибирующее, сверх сильная – подавляющее и повреждающее. Все мы знаем от каких недугов помогает аспирин. Но нельзя протолкнуть сразу всю пачку. Так и с препаратами йода, бездумное применение которых может привести к неприятным последствиям. Так и с радиацией, которая может как лечить, так и калечить. Постоянно появляются работы, свидетельствующие о том, что малые дозы облучения не только не вредны, а скорее, наоборот, повышают защитно-приспособительные силы организма [29, С.26-32].

Установлено, что основной радиационный фон на нашей планете (по крайней мере, пока) создается за счет естественных источников излучения. По данным ученых доля естественных источников радиации в суммарной дозе, накапливаемой среднестатистическим человеком на протяжении всей жизни, составляет 87%. Оставшиеся 13% приходятся на источники, созданные человеком. Из них 11,5% (или почти 88,5% “искусственной” составляющей дозы облучения) формируется за счет использования радиоизотопов в медицинской практике. И только оставшиеся 1,5% являются результатом последствий ядерных взрывов, выбросов с атомных электростанций, утечек из хранилищ ядерных отходов и т.п. [30, С.16-22]. Среди естественных источников радиации “гальму первенства” уверенно держит радон, обуславливающий до 32% общей радиационной дозы. Радон радиоактивный природный газ, абсолютно прозрачный, не имеющий ни вкуса, ни запаха. Газообразный радон-222 (наряду с йодом-131, тритием (3H) и углеродом-14) не обнаруживается стандартными методами. При наличии обоснованного подозрения на наличие вышеперечисленных радонизуклидов, в частности радона, необходимо использовать для измерения специальное оборудование. Будучи газом, он попадает в организм человека при дыхании и может вызвать пагубные для здоровья последствия,

люди вдыхают выделяемый водой радон при ее использовании. Дело в том, что в тот момент, когда вода вытекает из крана, радон выделяется из нее, в результате чего концентрация радона в кухне или ванной комнате может в 30-40 раз превышать его уровень в других помещениях (например, в жилых комнатах). Второй (ингалиционный) способ воздействия радона считается более опасным для здоровья. Агентство по охране окружающей среды США (USEPA) рекомендует в качестве рекомендованной предельно допустимую величину содержания радона в воде на уровне 11.1 Бк/л, что однако не нашло пока отражения в американском национальном стандарте качества воды (этот параметр не нормируется). В недавно вышедших российских Нормах Радиационной Безопасности (НРБ-99) предельный уровень содержания радона в воде, при котором уже требуется вмешательство, установлен на уровне 60 Бк/кг. Один из наиболее результативных методов борьбы с радоном — аэрирование воды ("пробулькивание" воды пузырьками воздуха, при котором практически весь радон в прямом смысле "улетает на ветер"). Поэтому тем, кто пользуется муниципальной водой беспокоиться практически не о чем, так как аэрирование входит в стандартную процедуру водоподготовки на городских водоочистных станциях. Что же касается индивидуальных пользователей скважинной воды, то исследования, проведенные USEPA, показали достаточно высокую эффективность активированного угля. Фильтр на основе качественного активированного угля способен удалить до 99,7% радона. Правда со временем этот показатель падает до 79%. Использование же перед угольным фильтром смягчителя воды или ионообменных смол позволяет повысить последний показатель до 85% [33, С.60-62].

прежде всего — рак легких. По данным Службы Общественного Здоровья США (US Public Health service) радон — вторая по серьезности причин возникновения у людей рака легких после курения [31, С.34-38].

Радон образуется в недрах Земли в результате распада урана, который, хоть и в незначительных количествах, но входит в состав практически всех видов грунтов и горных пород. В процессе радиоактивного распада уран превращается в радий-226, из которого, в свою очередь, и образуется радон-222. Особенно велико содержание урана (до 2 мг/л) в гранитных породах. Соответственно в районах, где преимущественным породообразованием является гранит, можно ожидать и повышенное содержание радона. Радон постепенно просачивается из недр на поверхность, где сразу рассеивается в воздухе, в результате чего его концентрация остается ничтожной и не представляет опасности. Проблемы возникают в случае, если отсутствует достаточный воздухообмен, например, в домах и других помещениях. В этом случае содержание радона в замкнутом помещении может достигнуть опасных концентраций. Так как радон попадает в здания из земли, то на западе при строительстве фундаментов в "радонно-опасных" районах широко применяют специальные защитные мембраны препятствующие просачиванию радона. Однако даже применение этих мембран не дает стопроцентной защиты. В случае, когда для снабжения дома водой используются скважины, радон попадает в дом с водой и также может скапливаться в значительных количествах в кухнях и ванных комнатах. Дело в том, что радон очень хорошо растворяется в воде и при контакте подземных вод с радоном, они очень быстро насыщаются последним. В США уровень содержания радона в грунтовых водах колеблется от 10 до 100 Беккерелей на литр, в отдельных районах доходя до сотен и даже тысяч Бк/л [32, С.26-32].

Растворенный в воде радон действует двояко. С одной стороны, он вместе с водой попадает в пищеварительную систему, а с другой стороны

ГЛАВА II. ПРИБОРЫ И МАТЕРИАЛЫ, ИСПОЛЬЗОВАННЫЕ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ РАДИОМЕТРИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ В ПОЧВАХ

2.1. ПРИБОРЫ И АППАРАТУРА

Для определения бета и гамма-излучений почвы использовали радиометр-спектрометр МКГБ-01 РАДЭК с блоками детектирования (Россия).

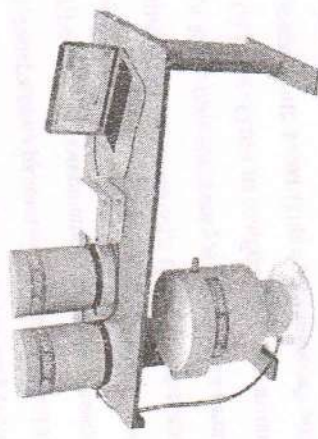


Рис. 2.1. Спектрометр МКГБ-01 "РАДЭК" в сборе



Рис. 2.2. Блоки детектирования гамма - излучения (БДЕГ-63, БДЕГ-80, БДЕГ-150)

Спектрометр обеспечивает измерение энергетического распределения гамма излучения в диапазоне энергий от 40 до 3000 кэВ бета- излучения в диапазоне энергий от 65 до 4000 кэВ. При выполнении измерений активности радионуклидов применяют средства измерений вспомогательное оборудование, приведенное в таблице 2.1 [36 С.34-38].

Таблица 2.1

Оборудование необходимое для измерения активности радионуклидов

Наименование СИ	Основные характеристики
1. Спектрометр-радиометр гамма и бета-излучений МКГБ-01 "РАДЭК" в составе:	Диапазон измерения активности ^{137}Cs с блоками детектирования БДЕГ-63 и БДЕГ-80 от 5 до 410^4 Бк. Диапазон измерения активности ^{90}Sr с блоком детектирования БДЕБ-60 от 1 до 1000 Бк. Энергетический диапазон распределения гамма- излучения от 50 до 3000 кэВ; Энергетический диапазон распределения бета-излучения от 150 до 2500 кэВ; Энергетическое разрешение для гамма- детектора по линии гамма-излучения радионуклида ^{137}Cs с энергией 661,7 кэВ не более 10%;
2. Синтезированный блок детектирования гамма излучения (БДЕГ-80, БДЕГ-63);	Энергетическое разрешение для бета- детектора по линии гамма-излучения радионуклида ^{137}Cs с энергией 624 кэВ не более 15%;
3. Аналого-цифровой преобразователь (АЦП) (МБ-198, МБ-208, МБ-129);	Интегральная нелинейность для гамма- детектора в рабочем интервале энергий не более 1%;
4. Низковольтный сетевой источник питания;	Энергетическое разрешение для бета- детектора по линии гамма-излучения радионуклида ^{137}Cs с энергией 624 кэВ не более 15%;
5. Высоковольтный источник питания (встраивается в блок детектирования);	Интегральная нелинейность для гамма- детектора в рабочем интервале энергий не более 1%;
6. Персональный компьютер;	Энергетическое разрешение для бета- детектора по линии гамма-излучения радионуклида ^{137}Cs с энергией 624 кэВ не более 15%;
7. Программное обеспечение (ASW);	Интегральная нелинейность для гамма- детектора в рабочем интервале энергий не более 1%;
8. Свинцовая защитная камера (Гамма-К, Бета-К)	Энергетическое разрешение для бета- детектора по линии гамма-излучения радионуклида ^{137}Cs с энергией 624 кэВ не более 15%;
9. Дозиметр ДБГ-06Т	Диапазон измерения МАД: 0.10-99.99 мкЗВ/ч Погрешность измерения: $\pm (15-65)\%$
10. Термометр	Диапазон измерения: $-20-50^\circ\text{C}$. Цена деления 1°C .
11. Психрометр	Диапазон относительной влажности воздуха от 10% до 100%.

Таким образом, в радиометрическом анализе основную роль играют блоки детектирования разных типов. Из них самыми эффективными являются-сцинтилляционные.

2.2. РАДИОАКТИВНОСТЬ ПОЧВЫ И ЕГО МОНИТОРИНГ

Недавно считалось, что радиоактивность почвы обусловлена главным образом деятельностью человека, т.е. техногенными радионуклидами (Sr-90, Cs-137 и т.д.). Однако сейчас абсолютно ясно, что радиоактивность почв в основном связана с наличием естественных радионуклидов, а именно, членов радиоактивных рядов U-238 и Th-232, а также K-40 [37, С.27].

В настоящее время техногенный радиационный фон обусловлен теми кими высокоактивными радионуклидами, как Cs^{137} , Sr^{90} , изотопы плутония $Pu^{239,240,238,241}$, Am^{241} . Эти и многие другие так называемые "искусственные" радионуклиды существуют в литосфере без участия человека, образуясь в результате природных ядерных реакций. За последние 100 лет произошло резкое увеличение природного радиационного фона природных сред на много порядков, и доведение его во многих случаях до опасного для человека уровня. Факторы, влияющие на радиоактивность почвы:

- тип природной среды;
- климатическая и ландшафтная зона;
- состав горных пород;
- тектоническое строение осадочного чехла и кристаллического фундамента;
- взаимосвязь горизонтов между собой;
- интенсивность и состав атмосферных выпадений (фильтрация в зоне аэрации);
- солевой состав почв;
- сезонные вариации уровня радиоактивности и резкие изменения при тектонических подвижках;
- уровень антропогенного воздействия.

С точки зрения осуществления радиационного контроля почвы представляет собой чрезвычайно сложный объект в силу следующих обстоятельств:

- широкий диапазон минерализации и состава солей;
- огромный размах природных вариаций активности, отсутствие понятия фона;
- практически полное отсутствие радиоактивного равновесия;
- разные уровни активности даже в пределах одного горизонта;
- сезонные вариации уровней активности;
- вариации активности, связанные с тектоническими подвижками;
- разнообразие радионуклидного состава почвы [38, С.66-73].

Причина резкого нарушения радиоактивного равновесия в природных почвах различна в геохимических свойствах разных элементов и ввиду изотопного сдвига (из нескольких радиоактивных изотопов одного элемента более подвижным является короткоживущий). Пути поступления радиоактивности в почвы:

1. Подземные воды
2. Радон
3. Выщелачивание из пород
4. Смыв с территорий
5. Выпадения

По данным исследователя И.Я.Василенко, Радиоактивный цезий является одним из основных дозирующих радионуклидов продуктов деления урана и плутония. Нуклид характеризуется высокой миграционной способностью во внешней среде, включая пищевые цепочки. Основным источником поступления радиоцезия человеку являются продукты питания животного и растительного происхождения. Радиоактивный цезий, поступающий животным с загрязненным кормом, в основном накапливается в мышечной ткани (до 80%) и в скелете (10%). После распада радиоактив-

ных изотопов йода основным источником внешнего и внутреннего облучения является радиоактивный цезий.

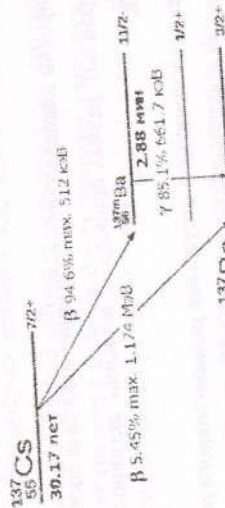


Рис.2.3. Упрощенная схема распада цезия-137

Из радиоизотопов цезия наибольшее значение имеет ^{137}Cs , характеризующийся большим выходом в реакциях деления и сроками жизни ($T_{1/2} = 30,2$ года) и токсичностью. Он считается одним из наиболее значимых радионуклидов продуктов ядерного деления. Цезий-137 — бета-излучатель со средней энергией бета-частиц 170,8 кэВ. Его дочерний радионуклид $^{137\text{m}}\text{Ba}$ имеет период полураспада 2,55 мин и испускает при распаде гамма-кванты с энергией 661,6 кэВ. У коз и овец содержание радионуклида $^{137\text{m}}\text{Ba}$ в молоке в несколько раз больше, чем у коров. В значительных количествах он накапливается в яйцах птиц. Коэффициенты накопления (превышение над содержанием в воде) ^{137}Cs в мышцах рыб достигает 1000 и более, у моллюсков — 100-700, ракообразных — 50-1200, водных растений — 100-10000. Поступление цезия человеку зависит от характера питания. Так после аварии на ЧАЭС в 1990 году вклад различных продуктов в среднесуточное поступление радионуклида в наиболее загрязненных областях Беларуси был следующим: молоко — 19%, мясо — 9%, рыба — 0,5%, картофель — 46%, овощи — 7,5%, фрукты и ягоды — 5%, хлеб и хлебобулочные изделия — 13%. Регистрируют повышенное содержание радионуклида у жителей, потребляющих в больших количествах «дары природы» (грибы, лесные ягоды и особенно дичь). Радионуклиды, поступающие в организм, относятся к неравномерно распределяемым, что приводит к практически равномер-

ному облучению органов и тканей. Этому способствует высокая проникающая способность гамма-квантов его дочернего нуклида $^{137\text{m}}\text{Ba}$, равная примерно 12 см. После радиоактивных изотопов йода и цезия следующим по значимости элементом, радиоактивные изотопы которого вносят наибольший вклад в загрязнение — стронций. Впрочем, доля стронция в облучении значительно меньше. Природный стронций относится к микроэлементам и состоит из смеси четырех стабильных изотопов ^{84}Sr (0,56%), ^{86}Sr (9,96%), ^{87}Sr (7,02%), ^{88}Sr (82%). По физико-химическим свойствам он является аналогом кальция. Стронций содержится во всех растительных и животных организмах. В организме взрослого человека содержится около 0,3 г стронция. Почти весь он находится в скелете. В условиях нормальной эксплуатации АЭС выбросы радионуклидов незначительны. В основном они обусловлены газообразными радионуклидами (радиоактивными благородными газами, ^{14}C , тритием и йодом). В условиях аварий, особенно крупных, выбросы радионуклидов, в том числе радионуклидов стронция, могут быть значительными.

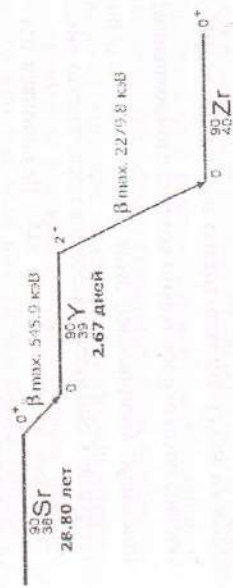


Рис. 2.4. Схема цепочки распада $^{90}\text{Sr} \rightarrow ^{90}\text{Y} \rightarrow ^{90}\text{Zr}$

Наибольший практический интерес представляют: ^{89}Sr ($T_{1/2} = 50,5$ суток) и ^{90}Sr ($T_{1/2} = 29,1$ лет), характеризующиеся большим выходом в реакциях деления урана и плутония. Как ^{89}Sr , так и ^{90}Sr являются бета-излучателями. При распаде ^{89}Sr образуется стабильный изотоп итрия (^{89}Y). При распаде ^{90}Sr образуется бета-активный ^{90}Y , который в свою очередь распадается с образованием стабильного изотопа циркония (^{90}Zr). При рас-

паде стронция-90 образуются электроны с энергиями до 546 кэВ, при последующем распаде иттрия-90 образуются электроны с энергиями до 2,28 МэВ. В начальный период ^{89}Sr является одним из компонентов загрязнения внешней среды в зонах близких выпадений радионуклидов. Однако у ^{89}Sr относительно небольшой период полураспада и со временем начинает преобладать ^{90}Sr . Животным радиоактивный стронций в основном поступает с кормом и в меньшей степени с водой (около 2%). Помимо скелета наибольшая концентрация стронция отмечена в печени и почках, минимальная — в мышцах и особенно в жире, где концентрация в 4-6 раз меньше, чем в других мягких тканях. Содержание стронция в гидробионтах зависит от концентрации нуклида в воде и степени ее минерализации. Так у рыб Балтийского моря содержание стронция в 5 раз больше, чем у рыб Атлантического океана. Коэффициент накопления достигает 10-100, в основном стронций депонируется в скелете. Радиоактивный стронций относится к остеотропным биологически опасным радионуклидам. Как чистый бета-излучатель основную опасность он представляет при поступлении в организм. Населению нуклид в основном поступает с загрязненными продуктами. Ингаляционный путь имеет меньшее значение. Радиостронций избирательно откладывается в костях, особенно у детей, подвергая кости и заключенный в них костный мозг постоянному облучению. Таким образом, для радиационного анализа почвы необходимы специальные методы и подходы, учитывающие эти обстоятельства. Один из методов радиационного контроля почвы основан на концентрировании радионуклидов из объема водной пробы методом упаривания до сухого остатка, измерения скорости радиометра скорости счета альфа- и бета-излучения полученного остатка, сравнении со скоростью счета образца сравнения с аттестованными значениями активности и расчете суммарной альфа- и бета-активности пробы. Суммарная активность — это условная активность счѐтного образца, численно равная активности регламентированного образца сравнения при

одинаковых показаний радиометра. Опыт исследований подземных источников водоснабжения показывает, что существенный вклад в активность могут вносить изотопы урана и Ra^{226} с энергией альфа-излучения 4,5-4,7 МэВ, а солевой состав представлен солями CaCO_3 и CaSO_4 . Однако, исключать возможное присутствие в значимых количествах изотопов с большими значениями энергии альфа-излучения (до 5,7 МэВ у ^{224}Ra) нельзя. Учет их возможного присутствия может быть проведен либо применением методов подготовки счетных образцов с известным радионуклидным и соевым составом (например, позлементного химического выделения), либо путем увеличения неопределенности результата измерений на величину возможных вариаций измеряемой величины. Для любого исследования необходимо провести градуировку радиометра (определение эффективного порога и чувствительности), а также дополнить программное обеспечение модулями, позволяющими учитывать энергию альфа-излучения [39, С.43-48].

Для обеспечения возможности выполнения такого учета требуется информация о составе пробы или средней энергии альфа-излучения. В результате измерений, помимо значений удельной активности и неопределенности, выданных прибором, необходимо включить значение дополнительной составляющей неопределенности измерения, обусловленной возможными вариациями радионуклидного состава проб почвы. Для счетных образцов, полученных из проб почвы методом выпаривания и измеряемых на альфа-радиометре с порогом 2 МэВ, эта величина может быть оценена как 30%. В случае использования метода выпаривания при проведении процедуры подготовки счетного образца, значение массы осадка должно достигнуть суммы исходных масс солей, внесенных в пробу. Измерения проводятся на мало фоновой аппаратуре высокой чувствительности [40, С.87-92]. А в нашем радиометре-спектрометре МКГБ-01 для определения активности радионуклидов пробы почв используются в сухом виде. За-

оно приводит к повышенной радиоактивности водорослей, рыб и других организмов, которые обладают способностью накапливать и концентрировать радиоактивные вещества [43, С.52-56].

Сточные воды предприятий атомной промышленности, научно-исследовательских, медицинских и других учреждений, использующих в своей работе радиоактивные изотопы, являются причиной загрязнения природных сред искусственными радиоактивными элементами. Ненадежная изоляция твердых и полужидких радиоактивных отходов при их захоронении также может привести к заражению ими подземных и поверхностных вод [44, С.26-32].

Мониторинг радиоактивного загрязнения почвы осуществляется министерством по чрезвычайным ситуациям длительное время. По средним многолетним данным, в России концентрация трития в водах морей колеблется в пределах 4-10 Бк/л, при определенной тенденции к спаду. Фоновые уровни загрязнения рек России тритием в 1997 г. составляли 2-7 Бк/л при среднем значении по России в пределах 4 Бк/л [45, С.66-72].

Обогащение поверхностных вод радиоактивными веществами происходит вследствие выщелачивания и растворения радиоактивных минералов, при добыче и промывке руд, при загрязнении источников сточными водами атомных реакторов, предприятий по изготовлению и регенерации теплоделяющих элементов, медицинских учреждений. В источниках водоснабжения могут присутствовать изотопы: ^{10}Be , ^{14}C , ^{24}Na , ^{27}Mg , ^{40}K , ^{45}Ca , ^{87}Rb , ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{91}Y , ^{95}Nb , ^{106}Ru , ^{131}I , ^{137}Cs , ^{140}Ba , ^{144}Ce , ^{230}Rn , ^{226}Ra , ^{232}U и другие [46, С.78-82].

Источниками радиоактивного загрязнения почвы естественными радионуклидами являются также отвалы горных пород на горнодобывающих и перерабатывающих предприятиях. При этом радиологическую опасность представляют не только предприятия по добыче и переработке распавшихся материалов, но и предприятия добычи не урановых руд и

загрязнение почвы фосфором минеральных удобрений из-за небольшой подвижности элемента невелико, и практически концентрация его в природных поверхностных водах не возрастает. Повышенное поступление фосфорных удобрений в почву может быть связано с эрозией почвы. В обычных условиях усиленное поступление фосфора в почву может наблюдаться при внесении удобрений весной на не оттаявшую почву. В таких случаях содержание фосфора в почве может значительно повыситься и вызвать интенсивное цветение. В результате может измениться экологическая обстановка почвы, стать беднее флора и фауна. При многолетнем применении больших доз фосфорных удобрений в почве могут накапливаться соли тяжелых металлов, в них в небольших количествах тяжелые металлы: уран, торий и их дочерние продукты радиоактивного распада. Особенно много таких примесей в суперфосфате. Кроме урана и тория в фосфорных удобрениях содержатся стронций, фтор и редкоземельные элементы. Поэтому во избежание возможности вовлечения в биологический круговорот токсических и радиоактивных элементов применение фосфорных удобрений должно находиться под постоянным контролем агрохимиков [41, С.16-22].

Радиоактивное загрязнение почвы весьма опасно даже при очень малых концентрациях радиоактивных веществ. Наиболее вредны "долгоживущие" и подвижные в воде радиоактивные элементы (стронций-90, уран-226, цезий и др.). Они попадают в поверхностные водоемы при сбрасывании радиоактивных отходов, захоронении их на дне и др., в результате просачивания в глубь земли вместе с атмосферными водами или в результате взаимодействия подземных вод с сферическими горными породами [42, С.36-42].

Радиоактивные вещества в повышенной концентрации являются опаснейшим видом загрязнений, несущим угрозу не только почве, но и верхним слоям суши и мировому океану. Загрязнение природных сред радиоактивными веществами вредно не только само по себе, но и тем, что

органических энергоносителей. Радиоактивное загрязнение окружающей среды происходит также в результате проникновения в нее радионуклидов естественного происхождения. К источникам таких загрязнений и соответствующих дозовых нагрузок на население относятся тепловые электростанции, работающие на угле. По данным сравнительных исследований, уровни дозовых нагрузок от этих станций могут в десятки раз превышать уровни, создаваемые атомными станциями при их нормальной эксплуатации. Активность радиоактивных выбросов крупных электростанций, работающих на угле, составляет от 8 до 20 Кюри в сутки [47, С.12-18].

В РФ мониторинг загрязнения окружающей среды ведет Государственная сеть наблюдения за состоянием и загрязнением окружающей природной среды. В рамках этой службы в 2017 году пункты наблюдения за загрязнением почв расположены в 176 хозяйствах. В отобранных пробах определяется содержание 21 пестицида. Сеть комплексного мониторинга загрязнений природной среды и состояния растительности включает 30 постов и 131 станцию федерального уровня. В Неваде (США) в 1999 г. и последовавшего радиоактивного дождя было обнаружено временное превышение допустимого уровня радиоактивности. Большая часть радиоактивных частиц находилась во взвешенном состоянии и была задержана обычными установками для очищения питьевой воды. Требуется еще много исследований для определения действительной степени загрязнения воды и связанного с этим потенциального риска и ущерба. Это относится как к поверхностным водам, так и к почвенным [48, С.66-72].

Установлено, что более 400 видов веществ могут вызывать загрязнение почвы. В случае превышения допустимой нормы хотя бы по одному из трех показателей вредности: санитарно-токсикологическому, общесанитарному или органолептическому, почва считается загрязненной. Различают следующие главные загрязнители: химические (нефть и нефтепродукты, синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ), пестициды,

минеральные удобрения, тяжелые металлы, диоксины и др.), бактериальные (вирусы и болезнетворные микроорганизмы) и физические (радиоактивные вещества, тепло и др.) [49, С.16-22].

МЧС выполняет функции по организации и проведению мониторинга радиоактивного и химического загрязнения атмосферного воздуха, поверхностных вод и почв на территории страны, оперативному контролю и прецизионным измерениям этих загрязнений в зонах чрезвычайных ситуаций и предупреждению об их экстремально высоких уровнях [50, С.23-32].

По данным медиков загрязняющие вещества почвы в сочетании с хлор-ионом, тяжелыми металлами, радиоактивными элементами и другими компонентами образуют вредные токсичные вещества, вызывающие экологический иммунодефицит, аллергические, онкологические заболевания, болезни сердца и кишечно-желудочного тракта [51, С.36-42].

Обычно принимаются все необходимые меры для охраны источников природных сред от загрязнения радиоактивными отходами. Приведенные в литературе данные показывают, что содержание радиоактивных изотопов в поверхностных водах в большинстве случаев ниже предельно допустимых концентраций при продолжительном потреблении воды. Поэтому в настоящее время нет необходимости производить дезактивацию питьевых вод в широких масштабах. В условиях мирного времени загрязнение водоемов радиоактивными веществами может оказаться лишь следствием чрезвычайных обстоятельств, носящих временный характер (например, при авариях атомных реакторов, неполадках в работе сооружений по обезвреживанию сточных вод предприятий атомной промышленности, при опытных взрывах атомных и водородных бомб и т. п.) [52, С.26-32].

Загрязнение почвы радионуклидами обуславливается атмосферными явлениями. Этот источник является основным, т. к. потребность человека в воздухе примерно в 10 тыс. раз больше, чем в воде и пище. Плотный имеет свойство накапливаться в поверхностных слоях почвы, поэтому значи-

тельное количество осадочного плутония возвращается в атмосферу пылью. Измерения, сделанные вдоль трасс, показывают тысячекратное превышение уровня радиоактивного загрязнения над глобальным [51, С.46-52].

Крупнейшая по масштабам и последствиям авария на АЭС произошла в 1986 г. в Чернобыле. В эпицентре аварии уровень загрязнения был настолько высок, что население ряда районов пришлось эвакуировать, а почва, поверхностные воды, растительный покров оказались радиоактивно зараженными на многие десятилетия [54, С.16-23].

За последние 20 лет смертность в этом регионе возросла на 20% и превысила рождаемость. Чрезвычайная концентрация радиоактивных отходов, загрязнение поверхностных водоемов, наличие связи подземных вод с открытой гидрографической системой Обского бассейна создают беспрецедентно высокую степень риска в этом густонаселенном регионе страны [55, С.22-27].

По аналогии с вредными химическими веществами объемная активность называется также концентрацией радионуклида (в воде или в воздухе), а поверхностная активность — плотностью радиоактивного загрязнения [56, С.60-62].

Значительным воздействием угледобывающей деятельности и ее последствий на окружающую среду являются химическое и пылевое загрязнения воздушного бассейна поверхностных и подземных вод, почв. Большая роль в этом принадлежит продуктам горения и выщелачивания породных отвалов. Актуальна проблема зараженности отходов угледобывающих предприятий, включая закрытые, радиоактивными элементами и тяжелыми металлами [57, С.60-63].

Наряду с контролируемым сбросом жидких отходов в моря в некоторых зарубежных странах осуществляется захоронение металлических контейнеров, заполненных жидкими радиоактивными отходами, на дно морей

и океанов. Так, например, в Северной Атлантике в 1970 г. было затоплено 480 контейнеров (по 200 л каждый) общим весом 180 т с радиоактивными отходами из центра ядерных исследований в Карлсруэ (ФРГ). При таком способе захоронения неизбежна утечка жидких радиоактивных отходов в воду вследствие нарушения герметичности контейнеров (разрушения под действием столба воды или ударов, коррозии стенок и пр.). Даже если захоронение отходов произведено на глубокие подводные впадины, возможно загрязнение поверхностных слоев океана, так как во впадинах существуют вертикальные потоки вод [58, С.34-38].

Теория и практика санитарной охраны водоемов, нашедшие отражение в современном водно-санитарном законодательстве, отдают предпочтение мероприятиям по уменьшению поступления в водоемы загрязнений. Соответственно в "Правилах по охране поверхностных вод от загрязнения сточными водами", запрещается спускать в непроточные озера, пруды и водохранилища сточные воды, содержащие -стабильные вещества, которые не подвергаются биохимическому, химическому и физическим процессам самоочищения, а также радиоактивные вещества, кроме того, предусматривается запрещение спуска в водоемы сточных вод: а) которые в наблюдением технико-экономических условий могут быть устранены путем рациональной технологии, максимального использования в оборотной системе водоснабжения, использования на полях орошения; б) содержащие сточные отходы, которые могут быть утилизированы на донном или на других, заинтересованных в этих отходах предприятиях [59, С.26-32].

Специальная обработка состоит из обеззараживания и санитарной обработки. Обеззараживание включает в себя следующие операции: дезактивацию, дегазацию, дезинфекцию и дератизацию. Дезактивация — это удаление радиоактивных веществ с поверхностей различных предметов, а также очистка от них воды. Различают механический и физико-химический (химический) способы удаления радиоактивных веществ (ра-

диоактивной пыли) с очищаемых поверхностей. Механическое удаление радиоактивной пыли сводится к смыванию ее водой под давлением с поверхностей загрязненных предметов. При использовании химического способа радиоактивную пыль связывают специальными растворами, препятствуя тем самым ее распространению в окружающей среде. Для этого используют поверхностно-активные (порошок Ф-2, препарат ОП-7, ОП-10) и комплексообразующие вещества, кислоты и щелочи (фосфаты натрия, трилон Б, шавелевую и лимонную кислоты, соли этих кислот) [60, С.16-22].

К влажным осадкам ИСО 5667-8 относят дождь, и снег. Требования стандарта не распространяются на методы отбора проб влаги, полученной из росы, тумана, инея, облаков. Атмосферные осадки из-за содержащихся в них кислот, загрязнений, биологических агентов оказывает значительное влияние на экосистемы, а также на качество поверхностных вод. Микропримеси многих химических элементов, включая радиоактивные, попадают в атмосферу и адсорбируются различными частицами, которые удаляются осадками. Эти компоненты осадков также, как и микропримеси органических веществ, оказывают постоянное токсическое воздействие на водную биоту [61, С.26-32].

В представленных экспертной комиссией материалах отмечались достаточно сложные гидрогеологические условия в районе размещения комплекса реактора ПИК, связанные с карстовыми процессами и высокой трещиноватостью ордовикского водоносного горизонта, подземные воды которого разгружаются в открытые водоемы. Рассмотрена миграция радионуклидов в подземные воды, проведено прогнозное математическое моделирование этих процессов и показана защищенность подземных вод. При оценке возможного радиоактивного загрязнения поверхностных вод отмечается, что питание речных вод на 90-95% обеспечивается за счет подземных вод. Отсюда следует, что при защищенности от радиоактивного загрязнения подземных вод реки будут радиационной частицами [62, С.26].

Накопление их происходит на геохимических барьерах разного рода (химическом, сорбционном, восстановительном и др.) в бессточных водоемах (озера, водохранилища), долинах рек и заболоченных низинах, у аэродинамических барьеров (рифовые зоны и протяженные глубинные рифы, лесные массивы на водоразделах) и в подземных водах, являющихся одним из конечных резервуаров накопления компонентов загрязненного поверхностного стока и радиоактивных атмосферных осадков. Поступление радионуклидов по зонам разломов в подземные воды и вышележащие природные среды имеют пульсационный характер, вследствие чего могут иметь место залповые выбросы радиоактивных элементов в окружающую среду [63, С.46-53].

Таким образом, почва оказывает огромное влияние на здоровье населения, имеет большое гигиеническое значение и является: 1) главным фактором формирования естественных и искусственных провинций, играющих ведущую роль в возникновении и профилактике эндемических заболеваний; 2) средой, обеспечивающей циркуляцию в системе "внешняя среда - человек" химических и радиоактивных веществ, а также экзогенных химических веществ, поступающих в почву с выбросами промышленных предприятий, автотранспорта, со сточными водами и т. д., и в связи с этим фактором, влияющим на здоровье населения; 3) одним из источников химического и биологического загрязнения атмосферного воздуха, подземных и поверхностных вод, а также растений, используемых человеком для питания; 4) фактором передачи инфекционных заболеваний; 5) естественной, наиболее подходящей средой для обезвреживания жидких и твердых отходов [64, С.26-32].

Опираясь на вышесказанное, можно сделать вывод, что долгоживущие радионуклиды находятся в почве в обменной и необменной формах и могут быть представлены радионуклидами, необратимо сорбированными почвой, а также радионуклидами, входящими в состав подземных вод.

2.3. ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЪЕКТОВ ИССЛЕДОВАНИЙ И МЕТОДИКИ ПРИГОТОВЛЕНИЯ ИСПОЛЗУЕМЫХ РАСТВОРОВ

Для проведения экспериментов сначала готовили химическую посуду (мыль в "Хромовой смеси", мыль в горячей и холодной воде) и высушивали 2 часа в сушильном шкафу СНОЛ-80-01. Стандартные растворы реагентов с концентрацией $1,0 \text{ мг/см}^3$ готовили растворением их соответствующей массы по методике [65; С.15-17].

Минеральные кислоты (соляная и азотная) марки х.ч. использованы в чистом виде и растворенными в дистиллированной воде. Дистиллированная вода, не содержащая меди, перегнанная в стеклянном приборе, используется для приготовления растворов и разбавлений проб. ГОСТ 4388-72.

Для приготовления растворов стандартных образцов сульфата стронция и цезия, $0,01 \text{ г}$ растворяли в 1000 мл дистиллированной воды [66; С.26-32].

Сроки хранения приготовленных растворов:

Концентрацией $0,1 \text{ г/дм}^3$ хранят в течение 1 месяца;

Концентрацией $0,01 \text{ г/дм}^3$ хранят в течение 1 недели;

Концентрацией $0,001 \text{ г/дм}^3$ хранят в течение 1 суток;

Использованные в данной работе все неорганические и органические реагенты, а также стандартные растворы (титры), имели соответствующие и необходимые товарные знаки, а применяемые реагенты имели квалификации "х.ч." или "ч.д.а." и характеризовались собственными физико-химическими константами. В специальных и особых случаях непосредственно перед их употреблением они подвергались дополнительной очистке, свойства которых соответствовали справочным и истинным данным [67, С.26-32].

2.4. ОТБОР ПРОБЫ, РЕГИСТРАЦИЯ И ОБРАБОТКА ПРОБ

Исследование проводили в статических условиях из проб почвы отобранных из 12 точек неблагоприятных мест, с точки зрения радиоактивно загрязненных, Сурхандарьинской области. Пробы почв из ядохимиката и центрального склада ядохимикатов отбирали по стандарту O'zDSt IS/IEC 17025:2017 [68, С.34-38], а пробы почв из мест бывших сельхоз аэродромов отбирали по методике РД. 118.0027714.16-92 "Руководство по использованию сельхоз аэродромов в хозяйственных работах" по схеме 2.5.

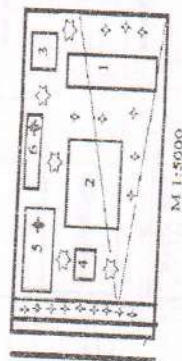


Рис.2.5. Предполагаемая схема сельхоз аэродрома

Условные обозначения:

- граница аэродрома.
- дорога.
- ирригационная сеть.
- холостое место
- лужайка
- 1- полоса взлет-вылета
- 2- ангар
- 3- место подготовки и заправки химикатов
- 4- водная яма
- 5- место заправки химикатов
- 6- место хранения химикатов.
- ★ место отбора проб

Каждую пробу в лаборатории измельчали до диаметра 5 мм , и пропускали через сито с отверстием 5 мм . Пробы высушивали течение 2 часов в сушильном шкафу марки СНОЛ-80-01. После остывания проб мерили в аналитическом весе и идентифицировали. Из серии проб сначала готовили счетный образец.

При изготовлении счетных образцов из проб почвы применяют следующие средства измерений и оборудование, которые приведены в табл. 2.2.

Таблица 2.2

Средство измерений радиометрического анализа почвы [70, С.34]

Наименование Оборудования	Технические Характеристики	Кол-во	Примечание
1. Весы аналитические	ГОСТ 24104-80	3	4
2. Контейнер для счетных образцов "сосуд Мариотта"		1	Объем 1000 см ³
3. Лабораторная дробилка		10	
4. Реактивы и материалы:			
• спирт этиловый	ГОСТ 18300-87	0,02 л	На 1 пробу
• нитра		40 г	На 1 пробу
• клей ПВА		50 г	На 1 пробу
• кислота соляная	ГОСТ 3118-77	20 см ³	На 1 пробу
• кислота азотная	ГОСТ 4461-77	20 см ³	На 1 пробу
• кислота лимонная	ГОСТ 4461-77	20 см ³	На 1 пробу
5. Мисорубка	Ширина 3 см	3 см	На 1 пробу
6. Нож		1	Бытовой
7. Печь муфельная	ТУ 16-681.052-84	1	Хозяйственный с терморегулятором до 1000 °С
8. Пилетка 4-1-2-0,5	ГОСТ 29227-91	5	
9. Пилетка электрическая с закрытой спиралью		1	220 В, 1000 Вт
10. Сита почвенные с диаметром 0,5 мм	ТУ 46-47-885-73	3	
11. Сетка фарфоровая с пестиком	ГОСТ 9147-80	5	
12. Тигель фарфоровый	ГОСТ 9147-80	5	
13. Чашка фарфоровая	ГОСТ 9147-80	5	
14. Шкаф сушильный СНОЛ-80-01	ТУ 16-531-639-78	1	

Работы по изготовлению счетных образцов проводят в лабораторных условиях, оснащенных вытяжным шкафом, раковиной с горячей и холодной водой, столами с полиэтиленовым или эмалевым покрытием для раздельной работы с пробами почв.

Счетный образец — эта часть пробы подготовленная к измерению и размещенная в измерительной кювете соответствующей радиометрической установки. Счетный образец подготовили по схеме приведенной на рис. 2.4.

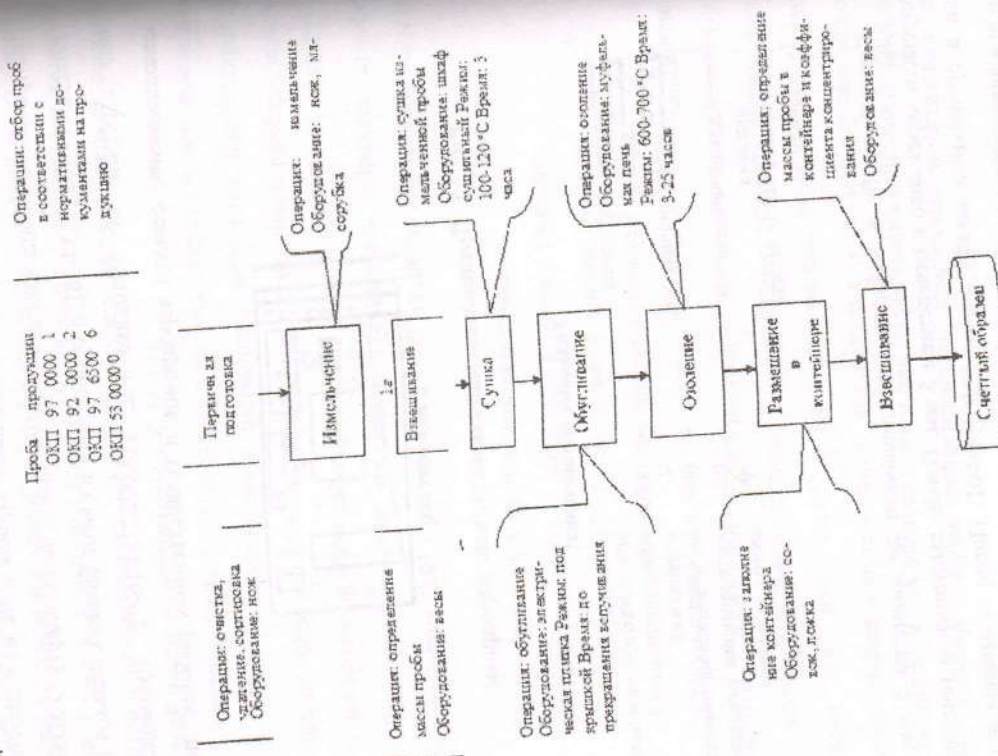


Рис. 2.6. Схема подготовки счетного образца из проб почвы [69, С.34-38]

2.5. ТЕХНИЧЕСКИЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ РАДИОМЕТРА-СПЕКТРОМЕТРА МКГБ-01 "РАДЭК"

Радиометр МКГБ-01 устанавливает измерение удельной активности некоторых радионуклидов в пробах почвы, продукции промышленных предприятий, предприятий сельского хозяйства, объектов окружающей среды [72, С.34-38].

Методики радиометрических определений распространяется на пробы, изготавливаемые из следующих объектов:

- Продукции растениеводства сельского и лесного хозяйства;
- Продукции мясной, молочной, рыбной, мукомольно-крупяной, комбикормовой промышленности;
- Плодов, ягод, грибов дикорастущих;
- Медикаментов, химико-фармацевтической продукции и продукции медицинского назначения;
- Материалов строительных;

Продукции лесозаготовительной и лесопильно-деревообрабатывающей промышленности;

- Воды;
- Активированного угля;

Диапазон измерения удельной активности радионуклидов в пробах и характеристики погрешности измерения по паспорту радиометра МКГБ-01 приведены в таблице 2.4.

Диапазон измерения удельной активности радионуклидов в пробах и характеристики погрешности измерения по паспорту радиометра МКГБ-01 приведены в таблице 2.4.

Диапазон измерения удельной активности радионуклидов в пробах и характеристики погрешности измерения по паспорту радиометра МКГБ-01 приведены в таблице 2.4.

Таблица 2.4
Диапазоны измерения удельной активности радионуклидов [73, 140с]

Радионуклид	Диапазон измерения, Бк/кг при объемном весе проб г/см ³			Доверительные границы погрешности измерения на границах диапазона, %
	0,2	1,0	2,0	
¹³⁷ Cs	0,2-4*10 ³	0,1-2*10 ⁴	0,3-1*10 ⁴	35 10
⁹⁰ Sr	0,7-7*10 ⁴	0,15-1,5*10 ⁴	0,3-3*10 ⁴	40 10

Масса пробы, необходимая для изготовления счетных образцов приведена в табл.2.3 [71, С.34].

Полученную пробу почвы регистрировали в журнале и идентифицировали продукцию.

Таблица 2.3
Выбор массы проб для радиометрических определений [71, С.56]

Продукция	Масса, кг (нетто)
1. Продукции растениеводства сельского и лесного хозяйства	2
2. Продукции мясной, молочной, рыбной, мукомольно-крупяной, комбикормовой промышленности	2
3. Плоды, ягоды, грибы дикорастущие	15
4. Материалы строительные	2
5. Продукция лесозаготовительной и лесопильно-деревообрабатывающей промышленности	2
6. Почва	3

Подготавливали 5 контейнеров, после остывания, пробу размещали в контейнеры, заполняя контейнеры пробой до метки на корпусе контейнера.

Контейнеры взвешивали и определяли массу (1-5) контейнера с пробой в граммах и определяли массу счетного образца по формуле:

$$m_{so} = m_{кг} \cdot m_{г} \quad (2.1)$$

Потом определяли насыпную плотность счетного образца по формуле:

$$\rho_{so} = m_{so} / 1000 \quad \text{г/см}^3 \quad (2.2)$$

Насыпная плотность каждого счетного образца не превышала 2 г/см³. Заполняли этикетку на каждый счетный образец, в которой указывали номер пробы, массу счетного образца. Этикетку закрепляли на корпусе счетного образца с помощью липкой ленты.

Пробы почв сохраняются в специальном помещении в течение года.

“Методика выполнения измерений плотности потока радона-222 с различных поверхностей”.

“Методика выполнения измерений объемной активности радона-222 в помещениях различного назначения”.

Рабочие условия эксплуатации спектрометра.

Спектрометр должен применяться только в лабораторных условиях:

- Температура окружающего воздуха $20 \pm 5^\circ\text{C}$;
- Относительная влажность воздуха до $(70 \pm 3)\%$;
- Атмосферное давление в диапазоне 101 ± 5 кПа;
- Напряженность постоянных и переменных сетевых частот магнитных полей 40 А/м [74, С.34-38].

Спектрометр соответствует требованиям ГОСТ 27451-87, группа исполнения В1 исполнение спектрометра по степени защиты от проникновения воды, пыли и посторонних твердых частиц по ГОСТ 14254-96 (МЭК 60529) соответствует группе IP52 [75, С.34-38].

2.6. МЕТОДИКА РАСЧЕТОВ И АВТОМАТИЧЕСКОЙ ОБРАБОТКИ ПОЛУЧЕННЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ В ПРОГРАММЕ “ASW”

Радиометр измеряет энергию активности выбранных радионуклидов в течение 1000 с и выводит на экран данные измерения (рис 2.4).

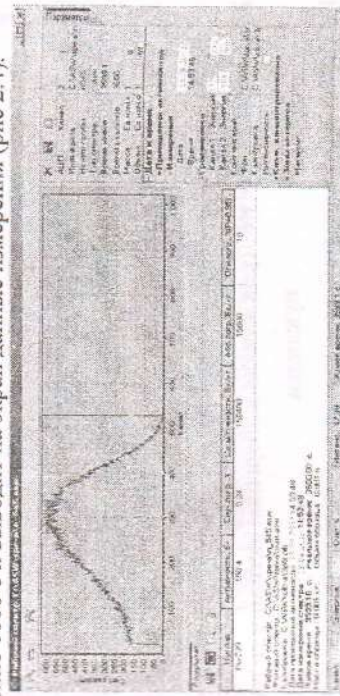


Рис.2.7. Данные радиометра МКГБ-01 с помощью программы “ASW”

Спектрометр предназначен для измерения энергетического распределения гамма- и бета излучения и активности гамма-, бета- и альфа-излучающих радионуклидов.

СПР относится к стационарным средствам измерения и предназначен для эксплуатации в лабораторных условиях. СПР применяется для измерения активности (удельной активности) природных ^{232}Th , ^{235}U , ^{238}U , ^{40}K и искусственных гамма-излучающих радионуклидов в пробах почв, горных пород, растительности, воды, продуктах питания, строительных материалах, материалах химических производств, сплавах, металлоломе и других технологических продуктах, а также альфа и бета излучающих радионуклидов в продуктах питания, биологических пробах и других материалах.

Также, при наличии соответствующих калибровок и методов измерений, спектрометр может применяться для решения различных задач радиационного контроля, в том числе определения удельной эффективной активности природных радионуклидов в строительных материалах, сырьевых изделиях, отходах промышленного производства и горных породах.

Радиометр-спектрометр МКГБ-01 РАДЭК используется в радиометрическом определении с некоторыми разработанными методиками предоставленную компанией РАДЭК:

“Методика измерений активности (удельной активности) гамма-излучающих радионуклидов в счетных образцах с применением полупроводникового спектрометра энергии гамма-излучения программным обеспечением “ASW””.

“Методика измерений суммарной (удельной) активности альфа-излучающих и бета-излучающих радионуклидов в питьевой воде водоисточника и природных водах с помощью альфа-бета радиометра”.

Программа "ASW" автоматически выполняет математические данные по уравнению (2.3.) для представления энергии фотона как функции номер канала C [76,78-81];

$$E = E_0 + BC + AC^2 \quad (2.3)$$

где E_0 , B и A – постоянные.

Таблица 2.1

Параметры соответствия для расчета энергии [77, С.38]

Параметры	Значение
E_0	$-31,84534 \pm 57857$
B	$3,38299 \pm 0,03104$
A	$1,81853 \cdot 10^{-5} \pm 3,5325 \cdot 10^{-5}$

На рис.2.8 показана кривая калибровки энергии.

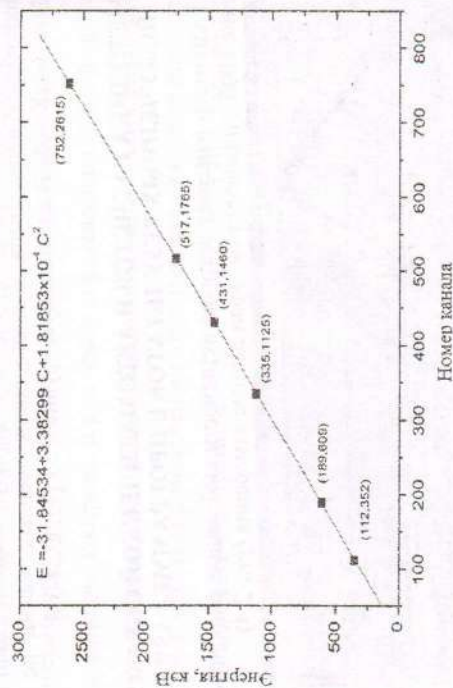


Рис. 2.8. Соответствие номеров канала к энергиям активности радионуклидов

На рис.2.8 можно видеть, что изотерма энергии и номеров канала является прямым линейным.

Объемную активность контрольной пробы почвы вычисляем по формуле:

$$a_{ак} = a_r \cdot \rho \cdot V_r / V_k = 10,45 \cdot 1,0 \cdot 50 \cdot 35 = 18287,5 \approx 1,83 \text{ Бк/кг}$$

где, $a_{ак}$ – активность контрольной пробы, Бк/кг.

a_r – удельная активность стандартного образца, Бк/кг.

ρ – плотность контрольного образца г/см³.

V_r – объем стандартного образца см³.

V_k – объем контрольной пробы, см³.

Вычисляем относительное отклонение результата измерения объемной активности контрольной пробы a_a от ее действительного значения $a_{ак}$ по формуле:

$$\delta(a_a) = [a_a \cdot a_{ак} / a_{ак}] \cdot 100\% = [1,927 - 1,83] \cdot 100 = 0,097 \cdot 100 = 9,7\%$$

Если найденное значение не превышает 10% можно считать, что методика обеспечивает измерение активности бета- и гамма-излучающих радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почве.

Определение активностей радионуклидов методом "окон"

Скорость счета в импульсах в секунду $(S_i)^x$ в каждом из энергетических "окон" i в спектре счетного образца можно представить в виде:

$$(S_i)^x = \sum X_i / A_i \cdot (S_i)^i \quad [79, \text{С.48}]$$

где X_i – неизвестная (искомая) активность i-го нуклида в счетном образце, Бк;

A – Активность i-го радионуклида в, Бк в эталонном образце;

$(S_i)^x$ – счет в i-ом окне библиотечного (эталонного) спектра i-го нуклида, с⁻¹.

Процесс вычислений заключается в следующем:

– Вычисляют скорости счета в окнах; из измеренных скоростей счета вычитаются фоновые значения скоростей счета;

“Показатель соответствия (ПС)” – отношение измеренной удельной активности одного радионуклида в счетном образце к значению допускаемого предела для этого радионуклида.

“Суммарный показатель соответствия” – сумма имеющихся значе- ний показателей соответствия для всего счетного образца.

Для определения суммарного показателя соответствия счетного об- раза указывают в измеренном спектре тип материала.

Если поле “Материал” в спектре заполнено, и список материалов в программе “ASW” содержит соответствующие допускаемые пределы хотя бы по одному радионуклиду для этого материала, то при проведении обра- ботки спектра в таблице результатов будет представлено два дополнитель- ных столбца “ДП” и “ПС”. В них будут отражены упомянутые ранее вели- чины “Допускаемый предел” и “Показатель соответствия”. Также под таб- лicei результатов будет показана строка “Суммарный показатель соответ- ствия ...” (табл.2.5).

Таблица 2.5
Суммарная показатель соответствия определения радионуклидов в программе “ASW”

Радионук- лиды	Актив- ность, Бк/кг	Случайная погреш- ность, %	Удельная активность, Бк/кг	Абсолютная погреш- ность, к/кг	Относи- тельная по- грешность, %	ДП, Бк/кг	ПС, %
Si-90	7,9	0,07	7,3	530	9,7	300	99,5
K-40	13,1	0,19	13,0	3100	23,2	150	74,6
Сг-137	0,8	0,08	0,7	470	9,8	1000	98,0

– Производят подбор активностей радионуклидов в смеси методом наименьших квадратов по системе линейных уравнений (1);

– Вычисляют случайные погрешности определения активности радионуклидов

В случайную погрешность входит как статистическая составляющая так и погрешность за счет несоответствия измеренного спектра сум- ме вкладов от спектров образцовых источников.

Границы погрешности результата измерения активности (удельной активности) $A [(0,95)]$ (при доверительной вероятности $P=0,95$) находят по формуле (в процентах):

$$A(0,95) = K[0 + \delta] \quad [80, С.80].$$

Где δ – не исключённая систематическая погрешность результата измерения;

$[8]$ – доверительная случайная составляющая погрешности результата измерения активности i -того радионуклида.

Сравнение с допускаемыми пределами радиометра МКГБ-01 РАД

Для оценки уровня радиационной безопасности измеряемого ма- териала проводят сравнение полученных результатов с установленными нормативами.

В программе “ASW” для этих целей вводятся понятия:

“Материал” – идентификационное условное название материала, которому присвоены нормативные значения удельных активностей для од- го или нескольких радионуклидов;

“Допускаемый предел (ДП)” – допустимое значение удельной ак- тивности радионуклида в материале, при превышении которого материал таеется радиационно-небезопасным.

ГЛАВА III. РАЗРАБОТКА РАДИОМЕТРИЧЕСКО-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКОГО МЕТОДА ОПРЕДЕЛЕНИЯ АКТИВНОСТИ БЕТА И ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЙ ЦЕЗИЯ-137 И СТРОНЦИЯ-90 В ПОЧВАХ СУРХАНДАРЬ И АНАЛИТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА

В мировой практике мониторинг радиоактивно-загрязненных участков осуществляется с использованием аппаратурных средств и методов аэро-гамма-съемки на базе летающих аппаратов. По данным подобного дистанционного сканирования загрязненных участков с измерением мощности дозы гамма-излучения составляется радиационная карта загрязнения местности. К стати в Республике Узбекистан не составляется радиационные карты. Получаемые данные характеризуют радиационное поле у поверхности, но не позволяют оценить степень радиационного загрязнения почвы различными радионуклидами [81, С.84-88].

В развитых странах для мониторинга радиоактивного загрязнения почв широко используется переносная гамма-спектрометрическая аппаратура имеющей детектор, на одном метре от загрязненной поверхности. Значительный вес и необходимость наличия информации о толщине загрязненного радионуклидами слоя вызывает некоторые трудности при использовании такого оборудования.

Отсутствие необходимости в коллиматоре и предварительном определении характера радионуклидов по свойствам почвы повысит эффективность портативных гамма-спектрометров в области *in situ* (на месте) измерений. В то же время возможность проведения локальных *in situ* измерений с целью оперативного получения информации о радиоактивном загрязнении почв и донных отложений существенно актуализировалась после радиационной аварии на АЭС Фукусима-1, вызвавшей загрязнение территорий региона Тохоку, Япония, радионуклидами Cs-134 и Cs-137 [82, С.34-38].

Современные приборы для локальных *in situ* измерений, позволяющее оперативно и с заданной точностью получать полные сведения о характере радиоактивного загрязнения, о типах радионуклидов, об уровнях их активности и толщине загрязненного слоя, играют важную роль в процессе принятия основательных решений и игнорирующих мер по радиационной защите населения. Его наличие и применение позволяет снизить уровень материальных затрат и степень отрицательных последствий от радиационных аварий [83, С.34-38].

Несмотря на значительный уровень аппаратурного снабжения, а также метрологического и методического снабжения в области радиационных измерений, отсутствует соответствующее теоретическая основа и практические решения в области измерений радиоактивного загрязнения почв.

Традиционными методами обследования загрязненных радионуклидами участков являются авиационная гамма-съемка (аэрогамма-съемка), метод пробоотбора и методы полевой радиометрии.

Аэрогамма-съемка обширно используется при осмотре загрязненных территорий. Начиная с середины 50-х годов, аэрогамма-съемка использовалась при обследовании территорий, примыкающих к полигонам испытания ядерного оружия. Так, например, в 1956 г. была проведена аэрогамма-съемка прилегающих к Семипалатинскому полигону районов на расстояниях до 500 км от центра опытного поля, схожие исследования проводились при испытаниях на Новой Земле и позднее - после аварии на ЧАЭС. И в данное время этот метод широко применяется в ведущих научных и научно-производственных организациях и структурах и улучшается на базе развития новейших приборных средств [106, С.67-74].

Авиационная гамма-съемка имеет ряд совершенств и назначения, в основном, для проведения широкомасштабных измерений огромных территорий, загрязненных в результате испытаний ядерного оружия или ава-

Метод пробоотбора содержит в себя три этапа: 1 – отбор проб (счетных образцов) на местности; 2 – радиохимическое выделение и концентрирование определяемого радионуклида (при необходимости); 3 – спектрометрический анализ счетных образцов и определение активности имеющихся в них радионуклидов. Такой прием является достаточно трудоемким, отвечающим длительным по времени и довольно дорогим. Наиболее красочным примером этого может быть, определение ^{90}Sr , возникающего γ -излучающим радионуклидом, отвечающим радиохимическим выделением из исследуемых образцов. ^{90}Sr занимает особое место из-за своей высокой подвижности в водной и почвенных средах. Являясь химическим аналогом стабильного кальция, ^{90}Sr может через пищевые цепочки попадать в организм человека и накапливаться в костных тканях (^{90}Sr – остеотропный радионуклид), что делает его довольно тяжким с радиологической точки зрения. Это обстоятельство вызывает устойчивый контроль над содержанием ^{90}Sr в почве и воде на загрязненных территориях.

Альтернативой традиционным радиохимическим методам может предлагаться радиометрический метод определения содержания ^{90}Sr . Основным несовершенством радиометрического метода является его средняя чувствительность, однако он вполне конкурентно способен, если измерять уровни активности ^{90}Sr выше предела его чувствительности.

При эксплуатации ядерных реакторов является необходимость определения радиационных характеристик как в процессе пребывания его в реакторе, так и в процессе хранения после выгрузки. Знание радиационных характеристик значительно при его транспортировке и утилизации, при радиохимической и металлургической переработке отходов. Так как представляет собой высокоактивный материал, превращение с которым не возможно провести какие-либо операции по оценке его характеристик разрушающими методами, перспективным представляется применение спектрометрического метода, относящегося к методам неразрушающего анализа.

рийных инцидентов. Все-таки для исследования загрязненности густонаселенных пунктов, пойменных участков рек азотгамма-съемка не всегда проводится, т.к. пространственное разрешение этого метода невысокое и недостаточно для получения детальной информации, необходимой для проведения реабилитационных мероприятий на этих территориях.

Методы полевой радиометрии тоже применяются при обследовании загрязненных радионуклидами территорий. Недостатком ранее известного методик полевой гамма-радиометрии [108, С.7-9] была необходимость проведения предварительной дополнительной информации о характере загрязнения радионуклидов в почве в окрестности 10-15 м от спектрометрического детектора, расположенного на высоте ~1м над поверхностью почвы. Здесь предполагалось осуществление процедуры отбора пробы с последующим спектрометрическим анализом ее на предмет оценки характерного распределения радионуклидов по глубине, для того чтобы учитывать самопоглощение излучения заглубленных в почве радионуклидов. Для этого предполагается наличие мобильного передвижного спектрометрического комплекса с помощью которого в полевых условиях осуществлялись бы процедура отбора пробы и ее анализ. Это обстоятельство делало этот подход трудоемким и неэффективным. Поэтому очень важно развитие методов полевой радиометрии, которые обеспечивали бы измерения в полевых условиях без какого-либо предварительного извещения о характере загрязнения радионуклидов в почве при проведении исследований загрязненных территорий населенных пунктов, пойменных участков рек и т.п.

Метод пробоотбора является классическим способом определения характеристик загрязнения почвы. Как правило, традиционным проявляются измерения активности гамма-излучающих радионуклидов счетных образцов почвы спектрометрическими полупроводниковыми или сцинтилляционными детекторами в геометриях сосуда Маринелли, «геологическое кольцо» или «Дента» [109, С. 45-46].

3.1. КАЛИБРОВКА РАДИОМЕТРА МКГБ-01

Калибровку радиометра с блоком детектирования БДЕГ-80 проводили с использованием сертифицированного стандарта RGK-1 (радионуклид калий-40 с гамма-излучением) [85, С.40-42]. Были использованы следующие гамма-линии: Pb-214 (352 кэВ), Bi-214 (609 кэВ), K-40 (1460 кэВ), Bi-214 (1765 кэВ) и Ti-208 (2615кэВ). Для этого в программе "ASW" радиометра МКГБ-01, выбираются параметры измерения, то есть геометрия измерения и тип пробы как на рис.3.1 и 3.2:

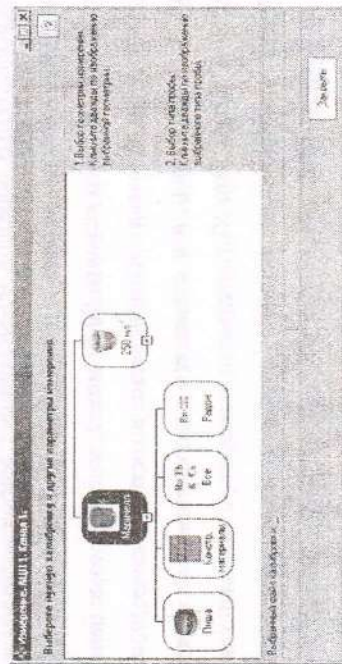


Рис. 3.1. Выбор параметров измерения при калибровке радиометра МКГБ-01

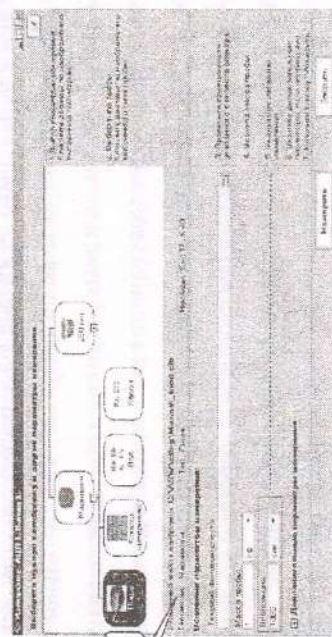


Рис. 3.2. Выбор других параметров измерения: масса пробы, канал спектра, время измерения

Радиометр измеряет энергию активности радионуклида калий-40 в течение 1000 с и выводит на экран данные измерения (рис.3.3).

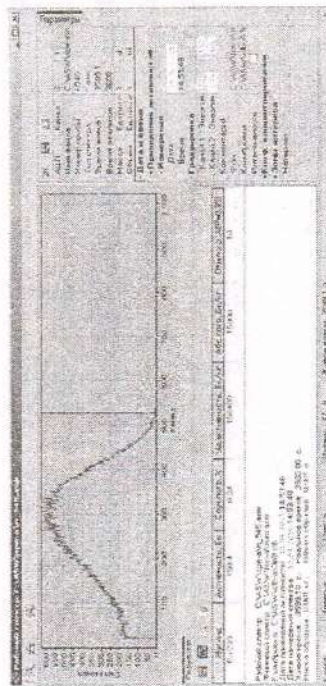


Рис.3.3. Данные калибровки радиометра МКГБ-01 с помощью программы "ASW"

Программа "ASW" автоматически выполняет математические данные по уравнению (2.3.) для представления энергии фотона и составляет кривые энергия активности калия-40 от номеров канала.

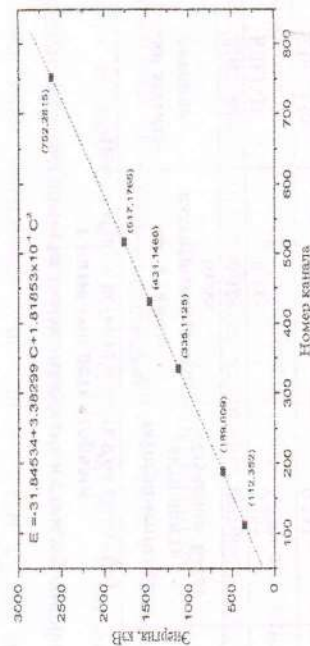


Рис.3.4.Соответствие номеров канала к энергиям активности радионуклида калий-40

На рис.3.4 можно видеть, что изотерма энергии и номеров канала является прямой линией. Значит калибровка проведена успешно.

Измерение фона. При условии, что дистиллированная вода не радиоактивна, фоновая активность была определена путем запуска инертного

образца, состоящего из полиэтиленового пакета, заполненного с дистиллированной водой. Фон измеряли в течение 3000 секунд (50 мин) и вычитали из каждого записанного спектра.

Таким образом, мы подготовили радиометр МКГ Б-01 к анализу и теперь можно будет определить оптимальные условия измерения.

3.2. ОПРЕДЕЛЕНИЯ ОПТИМАЛЬНЫХ УСЛОВИЙ РАДИОМЕТРИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ПОЧВЫ

В аналитической химии определение оптимальных условий очень важно для установления точности и достоверности определения. Для отбора детекторов измеряли гамма-излучения стандартного образца почвы с активностью 0,385 Бк/кг полученного из агентства "Узстандарт". Активность образца измеряли 3 раза в течение 15 минут. Результаты экспериментальных исследований приведены в табл.3.1.

Таблица 3.1
Результаты активности гамма-излучения стандартного образца с разными детекторами
($E=624$ кЭв, чувствительность 0,64 имп/с*Бк)

№	Блоки детектирования	Стандартная активность гамма-излучения образца, Бк/кг	Экспериментальная активность γ -излучения, Бк/кг	Погрешность измерения, %
1	БДЕГ-63	0,385	0,270	30%
2	БДЕГ-80	0,385	0,327	15%
3	БДЕГ-150	0,385	0,231	40%

Из таблицы видно, активность гамма-излучения стандартного образца приближается к истинному значению с детекторами БДЕГ-80. Детекторы БДЕГ-63 и БДЕГ-150 можно использовать в анализе сельскохозяйственных растений и кормов. Детектор БДЕГ-80 мы используем в следующих экспериментах, но и у детектора БДЕГ-80

погрешность измерения высокая (15%). Поэтому отбираем другие параметры измерения.

С отбором детектора мы теперь выбираем время измерения. Время измерения очень важно. Потому что в экологических чрезвычайных ситуациях главную роль играет быстрота определения опасности экологической катастрофы. Результаты эксперимента приведены в рис.3.5.

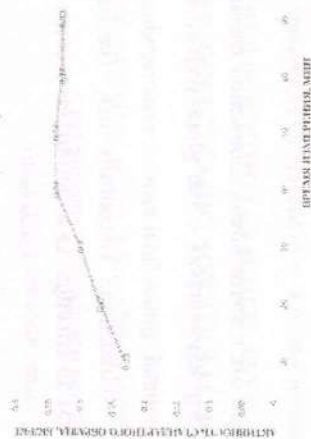


Рис. 3.5. Зависимость активности стандартного образца от времени измерения

Из рис.3.5 можно видеть, что оптимальное время измерения 40 минут. После 40 минут значение активности стандартного образца почти не изменяется. Мы установили, что, для определения активностей радионуклидов в почве вполне хватает 40 минутного измерения, чем в природных водах (более 180 минут анализа).

Следующий шаг определить зависимость измерений от температуры помещения, где проведены обследования. Для этого использовали тот же стандартный образец, и оптимальные условия которые мы установили выше. В рисунке 3.6 приведены зависимость активности гамма-излучения стандартного образца от температуры измерения.

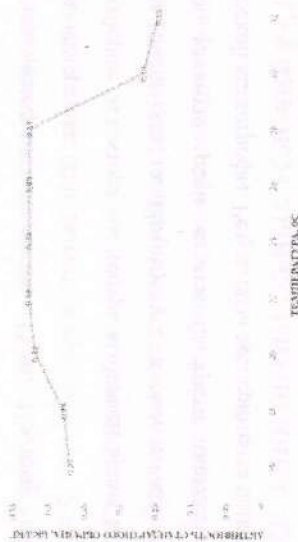


Рис.3.6. Зависимость активности ст. образца от температуры

Рис.3.6 показывает, что комнатная температура (22°C) является оптимальной для определения гамма-излучений радионуклидов. После 30°C, измерения гамма-излучений резко ухудшаются. Видимо после 30°C радионуклиды начинают понемногу упариваться и это понижает значения определения.

Чтобы полностью установить оптимальное условия определения, нам нужно выбрать сосуд измерений. Нам известно, в радиометрическом определении используется сосуд Маринелли (емкостью 1000, 2000 и 3000 см³), полиэтиленовая бутыл (емкостью 200, 500 и 1000 см³), полиэтиленовая чашка (емкостью 100, 250 и 500 см³) и другие.

Для исследования почвы нам удобен сосуд Маринелли с емкостью 2000 см³, так как нам необходимо будет более 1 кг пробы почвы для измерений.

Мы определили оптимальные условия определения, но погрешность измерения все ещё остается высокой (15%). Чтобы понизить погрешности измерения до 10% и для автоматизации определения используем портативный компьютер подключённый к детектору и обеспеченный программой "ASW".

Подводя итог из исследований пункта 3.2, мы получили оптимальные условия определения радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почве:

- Доверительная погрешность определения коэффициентов чувствительности спектрометра не превышает $\pm 10\%$;

- Значение плотности счетного образца находится в пределах от 0,2 до 2 г/см³;

- Время измерения – 2400 с (40 мин).

- Чувствительность определения 0,64 имп/с*Бк.

- Блок детектирования БДЕГ-80.

- Сосуд для измерения "Маринелли".

- Диапазон измерения $0,5 \cdot 10^4$ Бк/кг для цезия-137, $0,3 \cdot 1,5 \cdot 10^4$ для стронция-90.

3.3. РАДИОМЕТРИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ АКТИВНОСТИ БЕТА-ИЗЛУЧЕНИЙ СТРОНЦИЯ-90 В ПОЧВАХ

Радиозэкологическая обстановка загрязненных территорий являются важным элементом системы радиационной безопасности. Как правило, радиозэкологические работы включают в себя детальное картирование уровней загрязнения и проведение систематических наблюдений за радиационной обстановкой. Очевидно, что выполнять исследования наземных и водных экосистем необходимо с использованием современных подходов и методов, которые требуют постоянного совершенствования и развития. Радиометр-спектрометр МКГБ-01 предназначен для определения в стационарных условиях, то есть он не используется в полевых измерениях. Хотя его погрешность средняя (10%) чем в других подобных приборах, из-за быстроты измерения, чувствительности и удобством обращения прибором к радиометру МКГБ-01 нет равных.

Стандартные и контрольные пробы анализировали на содержание в них активности радионуклида стронция-90 радиометрическим спектрометрическим методом. Радиометр МКГБ-01 присоединен к портативному компьютеру и работает с программой "ASW". Программа "ASW" разработанная компанией РАДЭК (Россия) упростила работу с радиомет-

ром. То есть с программой "ASW" нет необходимости контроля фона каждые 2 часа, вычисления результатов, анализ точности результатов и анализ погрешности определения. А также "ASW" программа обеспечивает вычисления удельной активности радионуклидов ($\alpha_{\text{уд}}$) как отдельно, так и несколькими радионуклидами. Отбор проб проведен по схеме 2.3, и подоготовлен счетный образец. После калибровки радиометра и измерения фона можно начинать определение. Продолжительность измерения – 40 минут. Результаты исследований представлены в табл.3.2.

Таблица 3.2
РЕЗУЛЬТАТЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ β -ИЗЛУЧЕНИЙ СТРОНИЦЫ-90 В ПОЧВАХ СУРХАНДАРЬИНСКОЙ ОБЛАСТИ С ПОМОЩЬЮ РАДИОМЕТРА МКГБ-01 РАДЭК (2018 г, период весна)

*Штрих код проб		Место отбора проб		Значение удельной активности β -излучений Sr-90, Бк/кг ($YB=5,0$)
(t _{изм} =40 мин, E _{max} =624 кЭв, ЧВ=0,64 имп/с*Бк, БДТЕГ-80, сосул Маринелли)				0,95
1	J-19 B	18-участок земли ф/х Ислам Асидбек бывшего сельхоз аэродрома А.Навои Джаркурганского района		
2	T3-19 B	212-участок земли ф/х Сурхан бывшего сельхоз аэродрома Янгиярик Термезского района		0,98
3	T-19B	58-участок земли ф/х Равшан бывшего сельхоз аэродрома Дустилик Термезского района		1,032
4	M-19 B	36-участок земли ф/х Гарб дарвозаси бывшего сельхоз аэродрома Р.Буриев Музrabатского района		1,12
5	A-19 B	32-участок земли ф/х Мирзабад юккалши бывшего сельхоз аэродрома Карасу Ангорского района		1,28
6	Sh-19 B	43-участок земли ф/х Р.Курбанов бывшего сельхоз аэродрома В.Кадыров Шерабадского района		1,33
7	T2-19 B	22-участок земли ф/х Рахматжан бывшего сельхоз аэродрома Намуна Термезского района		1,66
8	D-19 B	188-участок земли ф/х Исмаил бывшего сельхоз аэродрома Галаба Денаудского района		1,85
9	U-19 B	5-участок земли ф/х А.Темур бывшего сельхоз аэродрома Б.Ачилдиев Узунского района		2,08
10	S-19 B	61-участок земли ф/х А.Юсупов бывшего сельхоз аэродрома Сариясия Сариясийского района		5,42
11	T4-19 B	Центр склад АО "Агрохимзашита" Термез. р-на		5,66
12	T5-19 B	Ядомогильник в поселке Гулбахор Термез. р-на		8,77

*-следующих таблицах указаны только штрих коды проб почвы.

Из таблицы видно, что в весенний период в 2018 году высокое значение β -излучений Sr-90 получено в точках 9, 11 и 12. Эти значения являются высокими над уровнем вмешательства ($YB\ Sr-90=5,0$). 9-точка это 61-участок земли фермерского хозяйства А.Юсупов бывшего сельхоз аэродрома Сариясия Сариясийского района и в 80-годы XX века здесь накопились в год до 200 т пестицидов, фунгицидов, дефолиантов и других химикатов. Это в 2 раза больше, чем в других бывших сельхоз аэродромах.

11-точка Центральный склад АО "Агрохимзашита" Сурхандарьинской области находившийся в поселке Учкызыл Термезского района и раздаточный пункт ядохимикатов для всей области. На центральном складе раздавалось всем районам каждый месяц до 1,5 тысячи тонн ядохимикатов. 12-точка является Ядомогильник для не использующих ядохимикатов. Из литературы нам известно [16, С. 125] что фосфорные удобрения и пестициды является объектами накопления радионуклидов стронция-90 и цезия-137. Видимо по этой причине в этих точках концентрация радионуклида стронций-90 высокая.

Как известно радиометрический анализ почв проводится обычно два раза в год (в весенне-осенний период). Для сопоставления и определения миграции радионуклидов мы проводили определение и в осенний период.

Таблица 3.3
Результаты определения β -излучений стронция-90 в почвах Сурхандарьинской области с помощью радиометра МКГБ-01 РАДЭК (2018 г, период осень)

*Штрих код проб		Значение удельной активности β -излучений Sr-90, Бк/кг ($YB=5,0$)		Повышение от YB
(t _{изм} =40 мин, E _{max} =624 кЭв, ЧВ=0,64 имп/с*Бк, БДТЕГ-80, сосул Маринелли)				4
1	2	3		
1	J-19 B	0,73		-
2	T3-19 B	0,92		-
3	T-19B	0,71		-
4	M-19 B	0,77		-
5	A-19 B	1,11		-
6	Sh-19 B	1,22		-
7	T2-19 B	1,55		-

Итак мы определили β -излучение Sr-90 в почвах, и установили, что повышенная концентрация стронция-90 наблюдается в точках 11 и 12, то есть на центральном складе АО "Агрохимзащита" Сурхандарьинской области и Ядомогильнике.

Теперь для сопоставления и получения достоверного результата определяем γ -излучения активности радионуклида стронций-90. Нам известно [102, С.87] энергия интенсивности гамма-излучения радионуклидов выше, чем бета-излучения. Из результатов пункта 3.3 можно сделать вывод, что причиной накопления радионуклида стронций-90 в почвах Сурхандарьинской области, является несоблюдение мер по транспортировке, хранению и использованию минеральных удобрений и химических вредных веществ в конце XX века. Эти вредные вещества за более 30 лет накопились в почве и распространены от 2 до 50 км загрязняя почву, растительность и подземные воды. Вместе с подземными водами, радионуклид стронций-90 попадает в природные воды Сурхандарьи, и заражают все живые организмы, в том числе человека. В результате повышается уровень заболеваний онкологическими болезнями в Сурхандарьинской области.

3.4. РАДИОМЕТРИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ АКТИВНОСТИ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЙ СТРОНЦИЯ-90 В ПОЧВАХ

Активности гамма-излучения стронция-90 в почвах определены по вышеописанной методике. Результаты γ -излучений Sr-90 приведены в таблицах 3.4 и 3.5.

На таблице 3.4 можно видеть, что в точках 10, 11 и 12 уровень вмешательства радионуклидов выше чем в других точках из-за вышеуказанной причины. Но в 10-точке к повышению активностей радионуклида стронций-90 есть ещё одна причина. 10-точкой является 61-участок земли ф/х А.Юсулов бывшего сельхоз аэродрома Сариясия Сариясийского района, который находится в 12 км ниже Хандизинской обогатительной фабрики. За счет рудных работ, радионуклиды из рудника с помощью атмосферных

продолжение таблицы 3.1

1	2	3	4
8	D-19 B	1,63	-
9	U-19 B	1,34	-
10	S-19 B	4,68	-
11	T4-19 B	5,09	+
12	T5-19 B	7,81	+

Из таблицы 3.3 видно, что в осенний период 2018 года высокое значение β -излучений Sr-90 получено в точках 11 и 12. Эти значения являются высоким над уровнем вмешательства (УВ Sr-90=5,0). В 9-точке β -излучений Sr-90 понизился над УВ. Из литературы нам известно [128, С.128], что в предгорных районах радионуклиды из за зимнего и весеннего снега, дождей и других атмосферных явлений растворяются и попадают в грунтовые воды. С нашей точки зрения в Сариясийской 9-точке по этой причине УВ стронция понизился. В других точках уровень активности радионуклида стронций-90 ниже чем УВ, видимо у этих точек накопление фосфорных удобрений и пестицидов невысокое, чем в других точках.

Отобразим данные 11 и 12-таблиц в графическом виде. На рисунке синяя изотерма принадлежит для периода весна, а желтая изотерма для периода осень.

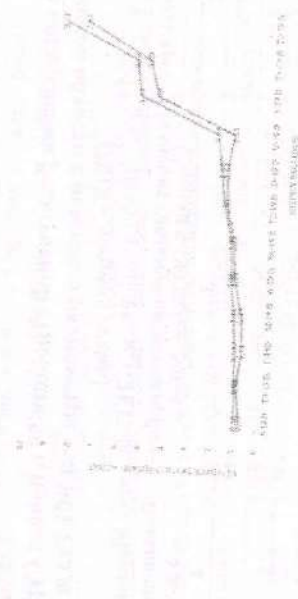


Рис. 3.7. Данные активностей радионуклида стронций-90 в пробах почв

явлений, попадают в подземные воды, и мигрируют в 61-участок, который находится вблизи и ниже от этого рудника.

Таблица 3.4
Результаты определения γ -излучений строения-90 в почвах Сурхандарьинской области с помощью радиометра мкгб-01 радэк (2018 г, период весна)

($t_{изм}=40$ мин, $E_{max}=624$ кЭв, $\psi B=0,64$ имп/с*Бк, БДЕГ-80, сосуд Мари-нелли)

№	*Штрих код проб	Значение удельной активности γ -излучений Sr-90, Бк/кг ($\psi B=5,0$)	Повышение от УВ
1	J-19 B	1,05	-
2	T3-19 B	1,04	-
3	T-19 B	1,060	-
4	M-19 B	1,08	-
5	A-19 B	1,36	-
6	Sh-19 B	1,28	-
7	T2-19 B	1,75	-
8	D-19 B	1,90	-
9	U-19 B	1,98	-
10	S-19 B	5,35	+
11	T4-19 B	5,54	+
12	T5-19 B	8,60	+

Таблица 3.5
Результаты определения γ -излучений строения-90 в почвах Сурхандарьинской области с помощью радиометра мкгб-01 радэк (2018 г, период осень)

($t_{изм}=40$ мин, $E_{max}=624$ кЭв, $\psi B=0,64$ имп/с*Бк, БДЕГ-80, сосуд Мари-нелли)

№	*Штрих код проб	Значение удельной активности γ -излучений Sr-90, Бк/кг ($\psi B=5,0$)	Повышение от УВ
1	2	3	4
1	J-19 B	0,78	-
2	T3-19 B	0,84	-
3	T-19 B	0,88	-
4	M-19 B	0,82	-
5	A-19 B	1,08	-
6	Sh-19 B	1,06	-
7	T2-19 B	1,43	-
8	D-19 B	1,57	-
9	U-19 B	1,25	-
10	S-19 B	4,59	-
11	T4-19 B	5,05	+
12	T5-19 B	7,75	+

И здесь из-за зимних и весенних атмосферных осадков, содержание радионуклида стронций-90 ниже чем в осеннем периоде.

Данные 3.4 и 3.5 таблиц выражаем в графическом виде.

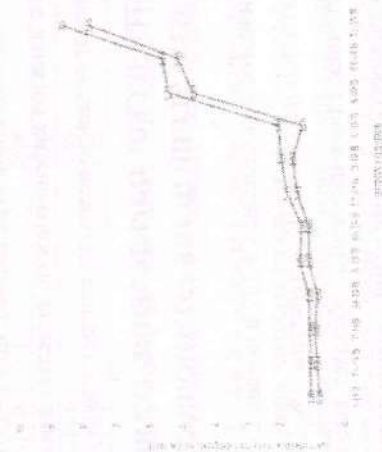


Рис. 3.8. Зависимость активности радионуклида стронций-90 от времени года

Сопоставив данные β и γ -излучений Sr-90 можно сделать вывод, степень погрешности сохраняется на уровне 10% и что определение проводится правильно.

Результаты 11, 12, 13 и 14 таблицы показаны на рисунке 3.9, полученной с программой "ASW".

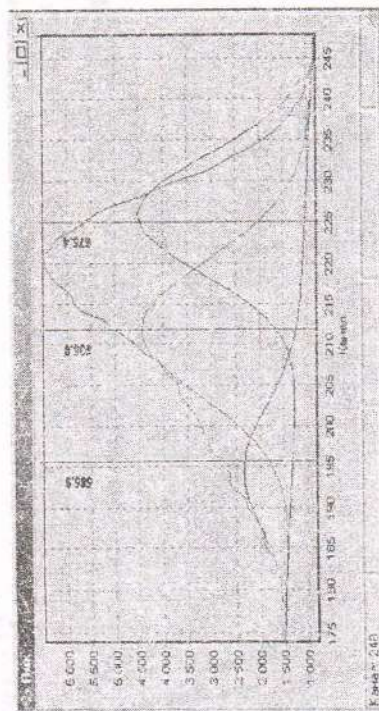


Рис. 3.9. Кривые β и γ -излучений Sr-90 в почвах Сурхандарьинской области, полученной программой "ASW"

На рис.3.9 показаны кривые повышенного значения активности стронция-90 в 11 и 12-точках со значениями активности 5,09, 5,05, 7,75 и 7,81 соответственно. Программа "ASW" автоматически вычисляет активность бета- и гамма- излучения стронция-90, определяет погрешность измерения, энергично каналов интенсивности, выделяет пики спектров интенсивности и сохраняет среднюю величину с штрих кодом пробы.

3.5. РАДИОМЕТРИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ АКТИВНОСТИ БЕТА-ИЗЛУЧЕНИЙ ЦЕЗИЯ-137 В ПОЧВАХ

Радиометрическое определение Cs-137 в почвах Сурхандарьи проводили по вышеуказанной методике. По литературы [98, С. 176] нам известно, что цезий-137 источник гамма-излучения, обладает высокой энергией активности и проходимость. А также цезий хорошо растворим в воде, чем стронций. Но накопления цезия в почве наблюдаются из-за гербицидов, фунгицидов и калийных удобрений. Если в почве повышается количество гербицидов, фунгицидов, калийных удобрений и других химических вредных веществ, то в почве повышается концентрация цезия. Конечно из-за хорошей растворимости в воде цезия, основное количество цезия попадает в подземные воды.

Таблица 3.6
Результаты определения β -излучений цезия-137 в почвах Сурхандарьинской области с помощью радиометра мкгб-01 радэк (2018 г, период весна)

№	*Штрих код проб	Значение удельной активности β -излучений Cs-137, Бк/кг (УВ=1,4 $\pm$ 1)		Повышение от УВ
		1	2	
1	J-19 B	2,05	2,05	+
2	T3-19 B	1,04	1,04	-
3	T-19 B	1,08	1,08	-
4	M-19 B	1,18	1,18	+
5	A-19 B	1,36	1,36	+

продолжение таблицы 3.6

1	2	3	4
6	Sh-19 B	1,48	+
7	T2-19 B	1,65	+
8	D-19 B	2,30	+
9	U-19 B	2,08	+
10	S-19 B	2,35	+
11	T4-19 B	3,46	+
12	T5-19 B	3,75	+

Из таблицы видно, во всех точках УВ цезия-137 повышены, кроме точек 2 и 3. А в точках 8, 9, 11 и 12 данные бета-излучений цезия в 2-3 раза больше от УВ. Точки 2 и 3 участки земель "Золотых фермерских хозяйств" Термезского района, которые каждый год по 3-4 раза анализирует качество почвы в лаборатории "Агрохимстанция" Сурхандарьинской области и сообщает Агротехнические меры (рекультивация земель) почвы. Поэтому в этих точках уровень вмешательства цезия ниже. Другие точки (1, 4, 5, 6, 7, 8, 9) не используются в сельском хозяйстве, и являются резервными землями районных хозкимптов. Здесь не проводились рекультивационные меры. В других точках (10, 11 и 12) повышенная концентрация цезия объясняется по причине накопления химических вредных веществ, которые предсказаны в пункте 3.2.

Таблица 3.7

Результаты определения β -излучений цезия-137 в почвах Сурхандарьинской области с помощью радиометра мкгб-01 радэк (2018 г, период осень)

№	*Штрих код проб	Значение удельной активности β -излучений Cs-137, Бк/кг (УВ=1,1 $\pm$ 1)		Повышение от УВ
		1	2	
1	J-19 B	1,75	1,75	+
2	T3-19 B	0,84	0,84	-
3	T-19 B	0,78	0,78	-
4	M-19 B	0,96	0,96	-
5	A-19 B	1,12	1,12	+
6	Sh-19 B	1,23	1,23	+
7	T2-19 B	1,42	1,42	+
8	D-19 B	2,11	2,11	+

Таблица 3.9

Результаты определения активности γ -излучений цезия-137 в почвах Сурхандарьинской области с помощью радиометра мкгб-01 радэк

(2018 г, период весна)

($t_{\text{изм}}=40$ мин, $E_{\text{max}}=624$ кЭв, $ЧВ=0,64$ имп/с*Бк, БДЕГ -80, сосуд Маринелли)

№	*Штрих код проб	Значение удельной активности γ -излучений Sr-90, Бк/кг (УВ=1,1±1)	Повышение от УВ
1	T-19 B	1,01	-
2	A-19 B	1,16	+
3	D-19 B	1,70	+
4	T2-19 B	1,65	+
5	T3-19 B	1,01	-
6	J-19 B	1,03	+
7	M-19 B	1,04	+
8	U-19 B	1,78	+
9	S-19 B	4,65	+
10	Sh-19 B	1,18	+
11	T4-19 B	5,34	+
12	T5-19 B	8,40	+

Из таблицы можно увидеть УВ цезия понижается в точках 1 и 5, а 6 и 7 точках в уровне УВ. Но в точках 6 и 7 выше чем УВ цезия. Эта объясняется тем, что в точках 6 и 7, чем в точках 1 и 5 солёность почвы высокая. Солёность повышает концентрацию радионуклидов [104, С.145]. В остальных точках повышенная. В 9,11 и 12-точках сверх повышенная. Но эта повышенность не от результатов засоленности почвы, а за счет высокого содержания пестицидов в этих точках. В пестицидах содержатся радионуклиды и они способны концентрировать радионуклиды в почвах. Чем больше содержание пестицидов в почве, тем высокая активность радионуклидов. То есть в точках 9, 11 и 12 на сегодняшний день накапливались до 150 кг пестицидов и они углублены до 60 см в почве.

продолжение таблицы 3.7

1	2	3	4
9	U-19 B	1,78	+
10	S-19 B	2,12	+
11	T4-19 B	3,26	+
12	T5-19 B	3,15	+

В осеннем периоде данные исследований показывают понижение значений, но эти понижения не велики. Этому понижению есть объяснение что, из-за зимних и весенних атмосферных осадков цезий растворяется в воде и попадает в подземные воды.

По данным таблиц 3.7 и 3.8, выражаем кривые активности радионуклида в весеннем и в осеннем периодах.

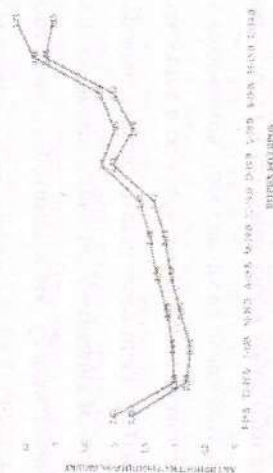


Рис. 3.10. Кривые активности бета-излучений Cs-137 от времени года

На рис.3.10 синяя изотерма для весеннего периода, а желтая изотерма для осеннего периода. Можно видеть, что в точках 10, 11 и 12 концентрация радионуклида цезий-137 повышенная над УВ.

3.6. РАДИОМЕТРИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ АКТИВНОСТИ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЙ ЦЕЗИЯ-137 В ПОЧВАХ

Для определения активности гамма-излучений цезия-137 в почвах отобрали те же пробы почв которые использовали в других исследованиях. Результаты экспериментов приведены в таблице 3.9.

Таблица 3.10

Результаты определения γ -излучений цезия-137 в почвах Сурхандарьинской области с помощью радиометра МКГ-01 (ранее (2018 г. вторая осень)

($t_{\text{исп}}=40$ мин, $E_{\text{max}}=624$ кЭв, ЧД=0.34 мкн/с²Рк, БЗЕТ-30, кода МАРНАС-2)

№	*Игра код проб	Значение удельной активности γ -излучений Sr-90, Бк/кг (УБ=1,4-1)	Повышен
1	T-19B	0.89	-
2	A-19B	1.01	-
3	D-19B	1.58	+
4	T2-19B	1.48	+
5	T3-19B	0.90	-
6	J-19B	0.88	-
7	M-19B	0.94	-
8	U-19B	1.55	-
9	S-19B	4.23	+
10	Sh-19B	1.03	-
11	T4-19B	5.17	+
12	T5-19B	8.22	+

В осеннем периоде радиоактивность цезия-137 заметно повышается. Эта видно в точках 1,2,5,6,7 и 10. А в других точках УБ повышена. Это объясняется атмосферными осадками в зимних и весенних периодах. Так как, из-за растворимости цезия в воде, цезий попадает в подземные воды. А повышенное количество цезия в точках 4, 8-12 повышается тем, что в этих точках погода сухая в зимних и весенних периодах, чем в других точках. Так как эти точки расположены в южных частях области. Но в точках 11 и 12 наличие радионуклида цезий-137 сверх повышенной и этому есть объяснения - в этих точках накоплена до 50 кг токсических химических.

ГЛАВА IV. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ ИССЛЕДОВАНИЙ И ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ СУРХАНДАРЬИ

Загрязнение окружающей среды различными радионуклидами, содержащимися в почвах, промышленных отходах и выбросах различных производств вызывает серьезные нарушения в состоянии важнейших физиолого-биохимических процессов и функций живых организмов, тем самым наносят существенный ущерб народному хозяйству. Из существующих радионуклидов около 15 нуклидов особо опасны для человека и его окружения, такие как уран, торий, плутоний, радий, радон, цезий, стронций, калий и др [97, С.34].

Основными источниками загрязнения окружающей среды радионуклидами также являются места добычи (шахты, карьеры, руды) и обработки, а также различного рода отстойники, хранилища и отвалы [102, С.24].

В 80-годы XX века в сельском хозяйстве Республики было использовано огромное количество пестицидов, фунгицидов, гербицидов и других химических веществ, в результате которого происходит избирательная эмиссия различного рода загрязнителей и радионуклидов во всемерно растущем масштабе по большим ареалам. Нагрузка воздуха антропогенными загрязнителями охватывает большие ареалы, проявляясь по-разному и вызывая при этом необратимые изменения. Радионуклиды могут действовать непосредственно через системы пищеварения и дыхательных органов изменяя при этом экосистемы человека, животных и растений. Как известно, радионуклиды относятся к наиболее опасным загрязнителям и характеризуются высокой проникающей способностью и ионизированием.

Незначительная часть этих радионуклидов попадая в организм, вызывает онкологические болезни.

Таким образом, важнейшим направлением охраны чистоты и качества объектов окружающей среды в настоящее время является уменьшение и по возможности исключение степени внешнего и скрытого воздействия радионуклидов на флору и фауну. В результате исследований проводимых по данной проблеме, наблюдается тенденция повышения заболеваемости населения Республики Узбекистан онкологическими болезнями, а это доказывает необходимость проводить учёт прогнозируемого диагностирования и реального загрязнения окружающей среды радионуклидами.

Для количественного определения радионуклидов цезия и стронция в реальных объектах: водах, почвах, растениях, рудах, пищевых продуктах, промышленных материалах и природных объектах прежде всего необходимо установить точность их определения.

В этой связи, а также актуальностью поднятой в работе проблем, представляло интерес проверить удельную активность абсолютной погрешности определения бета- и гамма-излучений стронция-90 и цезия-137.

Контроль качества результатов измерений проводили в форме внутреннего оперативного контроля (ВОК) повторяемости результатов измерений. ВОК повторяемости результатов измерений проводят после настройки спектрометра с применением контрольных образцов. ВОК повторяемости результатов измерений выполняют, используя заранее подготовленную пробу почвы или песка. Масса пробы для периодического контроля не менее 6 кг.

Для определения точности радиометрического анализа пробы почвы (точка Т-19В) самым низким показателям активности, анализировали в современных физико-химических методах.

4.1. МАСС-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВ СУХАНДАРЬИНСКОЙ ОБЛАСТИ

Для определения точности и достоверности результатов исследования, мы проводили контрольные эксперименты в масс-спектрометре марки DELTA Plus в аккредитованной радиологической лаборатории ЦГЭСН Сухандарьинской области. Масс-спектрометрия-метод исследования и идентификации вещества, позволяющий определять концентрацию различных компонентов в пробе. Основой для измерения служит ионизация компонентов, позволяющая физически различать компоненты на основе характеризующего их отношения массы к заряду m/z , измеряя интенсивность ионного тока, производят отдельный подсчёт доли каждого из компонентов (получать *масс-спектр* вещества) [109. С.45].

Масс-спектр-зависимость интенсивности ионного тока (количества вещества) от отношения массы к заряду (природы вещества). Поскольку масса любой молекулы складывается из масс составляющих её атомов, масс-спектр всегда дискретен, хотя при низком разрешении масс-спектрометра пики разных компонентов могут перекрываться или даже сливаться. Природа анализируемого вещества, особенности метода ионизации и вторичные процессы в масс-спектрометре могут влиять на масс-спектр. Так, ионы с одинаковыми отношениями массы к заряду могут оканываться в разных частях спектра и даже сделать часть его непрерывным.

Для контрольного эксперимента отобрали пробу почвы с самым низким значением активностей – точка Т-19В (Массив Дустлик Термезского района). Результаты исследований приведены в таблице 4.1.

Таким образом, важнейшим направлением охраны чистоты и качества объектов окружающей среды в настоящее время является уменьшение и по возможности исключение степени внешнего и скрытого воздействия радионуклидов на флору и фауну. В результате исследований, проводимых по данной проблеме, наблюдается тенденция повышения заболеваемости населения Республики Узбекистан онкологическими болезнями, а это доказывает необходимость проводить учёт прогнозируемого диагностирования и реального загрязнения окружающей среды радионуклидами.

Для количественного определения радионуклидов цезия и стронция в реальных объектах: водах, почвах, растениях, рудах, пищевых продуктах, промышленных материалах и природных объектах прежде всего необходимо установить точность их определения.

В этой связи, а также актуальностью поднятой в работе проблем, представляло интерес проверить удельную активность абсолютной погрешности определения бета- и гамма-излучений стронция-90 и цезия-137.

Контроль качества результатов измерений проводили в форме внутреннего оперативного контроля (ВОК) повторяемости результатов измерений. ВОК повторяемости результатов измерений проводят после настройки спектрометра с применением контрольных образцов. ВОК повторяемости результатов измерений выполняют, используя заранее подготовленную пробу почвы или песка. Масса пробы для периодического контроля не менее 6 кг.

Для определения точности радиометрического анализа пробы почвы (точка T-19B) самым низким показателям активности, анализировали в современных физико-химических методах.

4.1. МАСС-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВ СУРХАНДАРЬИНСКОЙ ОБЛАСТИ

Для определения точности и достоверности результатов исследования, мы проводили контрольные эксперименты в масс-спектрометре марки DELTA Plus в аккредитованной радиологической лаборатории ЦЭСН Сурхандарьинской области. Масс-спектрометрия-метод исследования и идентификации вещества, позволяющий определять концентрацию различных компонентов в пробе. Основой для измерения служит ионизация компонентов, позволяющая физически различать компоненты на основе характеризующего их отношения массы к заряду и, измеряя интенсивность ионного тока, производить отдельный подсчёт доли каждого из компонентов (получать *масс-спектр* вещества) [109. С.45].

Масс-спектр-зависимость интенсивности ионного тока (количества вещества) от отношения массы к заряду (природы вещества). Поскольку масса любой молекулы складывается из масс составляющих её атомов, масс-спектр всегда дискретен, хотя при низком разрешении масс-спектрометра пики разных компонентов могут перекрываться или даже сливаться. Природа анализируемого вещества, особенности метода ионизации и вторичные процессы в масс-спектрометре могут влиять на масс-спектр. Так, ионы с одинаковыми отношениями массы к заряду могут оканчиваться в разных частях спектра и даже сделать часть его непрерывным.

Для контрольного эксперимента отобрали пробу почвы с самым низким значением активностей – точка T-19B (Массив Дустлик Термезского района). Результаты исследований приведены в таблице 4.1.

Таблица 4.2
Сопоставительные параметры радиометров используемых в
радиометрическом определении

Радиометры	Чувствительность, мкВ/с/Бк	Диапазон измерения, Бк/кг	Время измерения, мин	Погрешность измерения, %	Особенности приборы
МКГБ-01	0,64	$0,5 \cdot 10^3$ Cs-137, 0,3- $1,5 \cdot 10^4$ Sr-90	40	10	Средняя чувствительность, средняя погрешность измерения, простота определения автоматизация измерения, дешёвые приборы
УМФ-1500	0,96	$2 \cdot 10^4$	300	15-30	Низкая чувствительность, сложность определения, высокая погрешность измерения
Масс-спектрометр DELTA Plus	0,46	$0,1 \cdot 5 \cdot 10^5$	240	3	Высокая чувствительность, низкая погрешность измерения, сложность определения, дорогостоящие приборы

4.2. ПРАКТИЧЕСКОЕ АПРОБИРОВАНИЕ МЕТОДИКИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ

Разработанная нами методика определения активностей радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах Сурхандарьинской области с помощью бета- и гамма-излучений в радиометре-спектрометре МКГБ-01 апробирована в аккредитованной лаборатории АО АГМК. Пробы почв отобраны по методике приведенной в разделе 3.3, из участков ф/х Термезского района в марте 2020 года. Результаты исследования приведены в табл. 4.3.

Таблица 4.1
Результаты определения γ -излучений цезия-137 в почвах Сурхандарьинской области с помощью масс-спектрометра

(t _{изм} =300 мин, E _{max} =760 кЭв, ЧВ=0,46 имп/с/Бк)			
№	*Идентиф. код проб	Данные активностей γ -излучения Sr-90 в масс-спектрометре, Бк/кг	Данные активностей γ -излучения Sr-90 в радиометре МКГБ-01, Бк/кг
1	T-19B-1	0,79	0,89
2	T-19B-2	0,84	0,91
3	T-19B-3	0,96	0,93
4	Средняя	0,86	0,91

Из результатов масс-спектрометрических исследований можно сделать вывод, что данные масс-спектрометрических экспериментов по определению активности гамма-излучения цезия-137 от данных радиометрического мало различаются (0,86 от 0,89) то есть погрешность измерения сохраняется на уровне 10%. Итак, можно удостовериться в точности и достоверности радиометрическо-спектрометрического определения радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах Сурхандарьинской области. Следует отметить, что достоинства масс-спектрометрического метода определения является точность и высокая чувствительность. Но его дорогая стоимость и длительное время измерения уменьшает его качества. А разработанный нами метод определения хотя имеет среднюю чувствительность и погрешности измерения, из-за малого времени измерения, дешёвых приборов и простоты измерения превышает качество прибора и является достоинством определения. Так как, в случаях экологических чрезвычайных ситуациях меры по обеспечению охраны живого организма и объектов окружающей среды, преимуществом является быстрая определения степени экологического ущерба. И здесь можно принаести следующую таблицу, для сопоставления приборов радиометрическо-спектрометрического определения радионуклидов.

Таблица 4.3

Результаты определения β - и γ -излучений стронция-90 в почвах Термезского района Сурхандарьинской области

($t_{\text{изл}}=40$ мин, $E_{\text{max}}=624$ кэВ, ЧВ=0,64 имп/с*Бк, БДЕГ-80, сосуд Маринелли)

№	*Штрих код проб	Место отбора пробы	Значение удельной активности β -излучений Sr-90, Бк/кг (УВ=5,0)	Значение удельной активности γ -излучений Sr-90, Бк/кг (УВ=5,0)
1	T1-20 В	12-участок ф/х Амир полвон Термезского района	0,80	0,94
2	T2-20 В	13-участок ф/х Амир полвон Термезского района	0,76	0,89
3	T3-20 В	18-участок ф/х Термизий Термезского района	0,91	0,93
4	T4-20 Г	19-участок ф/х Термизий Термезского района	0,75	0,82
5	T5-20 Г	21-участок ф/х Зурмала Термезского района	0,64	0,75

Разработанная методика с помощью бета- и гамма-излучений для определения активности радионуклидов цезия-137 и стронция-90 с использованием блока детектирования БДЕГ-80 позволяет определять содержание радионуклидов с активностями $0,5 \cdot 10^4$ Бк/кг для цезия-137, $0,3 \cdot 1,5 \cdot 10^4$ для стронция-90, в пробах почвы сложного состава с чувствительностью 0,64 имп/с*Бк. Установлено, что применение блоков детектирования БДЕГ-63 и БДЕГ-150 в разработанной методике ухудшает его измерительные характеристики, так как они приспособлены в основном в донных отложениях.

Таблица 4.4

Результаты определения β - и γ -излучений цезия-137 в почвах Термезского района Сурхандарьинской области

($t_{\text{изл}}=40$ мин, $E_{\text{max}}=624$ кэВ, ЧВ=0,64 имп/с*Бк, БДЕГ-80, сосуд Маринелли)

№	*Штрих код проб	Место отбора пробы	Значение удельной активности β -излучений Cs-137, Бк/кг (УВ=1,1±1)	Значение удельной активности γ -излучений Cs-137, Бк/кг (УВ=1,1±1)
1	T1-20 В	12-участок ф/х Амир полвон Термезского района	0,80	0,94
2	T2-20 В	13-участок ф/х Амир полвон Термезского района	0,76	0,89
3	T3-20 В	18-участок ф/х Термизий Термезского района	0,91	0,93
4	T4-20 Г	19-участок ф/х Термизий Термезского района	0,75	0,82
5	T5-20 Г	21-участок ф/х Зурмала Термезского района	0,64	0,75

Предложенная методика расширит ассортимент методик определения радионуклидов стронция-90 и цезия-137 в различных пробах почвы, в строительных материалах, приречных и сточных водах.

Разработанная методика определения радионуклидов стронция-90 и цезия-137 в пробах почвы апробирована и внедрена в практику при анализе проб почвы в лаборатории аналитической химии АО Адмалыкского горно-металлургического комбината.

4.3. ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ ЦЕЗИЯ-137 И СТРОНИЦА-90 В ПОЧВАХ СУРХАНДАРЬНСКОЙ ОБЛАСТИ

ОБЛАСТИ

Почвенный состав Сурхандарьи сложный и разного строения, в северной части имеют снегово-ледниковое питание, а в южной части насосного орошения с Амударьи и в формировании химического состава основную роль должны играть солёность, эрозия и атмосферные осадки. Из данных исследований видно, активность природных радионуклидов повышено в северной части области, то есть в Денауском, Узунском и Сариясском районах. Это объясняется горными работами Хондизинского месторождения. В других районах по отчетам АО «Агрохимзащита» Сурхандарьинской области повышенная концентрация активности радионуклидов цезия и стронция объясняется складами накопления ядохимикатов несколько тысяч тонн в 80-годы XX века.

Таблица 4.5
Параметры увеличения регрессии для радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах Сурхандарьинской области (2018г.)

Радионуклиды	$y = a + bx$		r, x, y
	A	B	
Cs-137	0.11	0.023	0.45
Sr-90	0.6	1.170	0.34
K-40	0.75	0.943	0.76

Для этих радионуклидов, по-видимому, формирования в почве главную роль играют использование ядохимикатов, эрозия и атмосферные осадки. Таким образом, можно утверждать, что использование ядохимикатов и атмосферные осадки являются главным источником формирования радионуклидов в почвах Сурхандарьинской области.

В табл.4.5 представлены параметры уравнений регрессии (типа $y = Ax + B$) для некоторых радионуклидов. Эти уравнения могут быть использованы для приближенного расчета и прогноза содержания некоторых

радионуклидов в почвах Сурхандарьи. Точность расчетов с помощью уравнений во многих случаях достаточна для расчета содержания исследуемых радионуклидов по содержанию других компонентов.

Во взвесах, отобранных проб из участков Сурхандарьинской области (12 точек), значения корреляционных связей между радионуклидов изменяются (табл. 4.6).

Таблица 4.6

Коэффициенты корреляции между радионуклидами в почвах Сурхандарьи

радионуклиды	Место отбора проб	Годы	Цезий-137	Стронций-90	Калий-40
Цезий-137	Сарияссия	2016	1,236	1,098	0,984
		2017	1,368	1,115	1,006
		2018	1,379	1,296	1,085
	Узун	2016	-0,044	-0,518	-0,313
		2017	0,601	0,245	0,108
		2018	0,062	-0,103	-0,301
	Денау	2016	-0,082	0,198	0,121
		2017	-0,122	-0,118	-0,120
		2018	-0,622	-0,368	0,550
	Кумкурган	2016	0,039	0,092	0,654
		2017	-0,060	0,695	-0,333
		2018	0,346	-0,226	-0,239
Стронций-90	Джаркурган	2016	-0,138	-0,406	0,335
		2017	0,093	0,434	-0,294
		2018	0,198	-0,136	-0,324
	Шерабад	2016	0,127	0,310	0,365
		2017	-0,012	0,555	0,648
		2018	-0,160	0,142	0,268
	Музрабат	2016	0,125	0,215	0,115
		2017	-0,012	0,527	0,227
		2018	-0,157	0,128	0,028
	Ангор	2016	0,234	0,433	0,353
		2017	0,328	0,260	0,160
		2018	0,423	0,026	0,126
Термез		2016	1,256	1,068	1,068
		2017	1,268	1,187	1,287
		2018	1,364	1,235	1,135

Наличие высокой положительной значимой связи между концентрациями и некоторых радионуклидов свидетельствует, по-видимому, о их

ВЫВОДЫ

1. Разработана методика радиометрическо-спектрометрического определения радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах с помощью бета- и гамма-излучений с блоком детектирования БДЕГ-80. А также, установлена автоматическая калибровка радиометра МКГБ-01 со сертифицированными стандартным образцом РГК-1 на основе Рb-214 (352 кэВ), Вt-214 (609 кэВ), К-40 (1460 кэВ) и Тl-208 (2615 кэВ) гамма-спектральными энергетическими значениями в программе "ASW".

2. Выявлены оптимальные условия разработанной методики: доверительная погрешность определения коэффициентов чувствительности спектрометра не превышает $\pm 10\%$, значение плотности счетного образца находится в пределах от 0,2 до 2 г/см³, время измерения – 40 мин, чувствительность определения 0,64 имп/с*бкл, блок детектирования БДЕГ-80, суд для измерения – "Маринелли", диапазон измерения $(0,5-2) \cdot 10^4$ бкл/кг для цезия-137 и $(0,3-1,5) \cdot 10^4$ для стронция-90.

3. Разработан селективный, экспрессный, эффективный радиометрическо-спектрометрический метод определения радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах, которые испытаны в лабораторных условиях, а также определены удельная активность радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах Сурхандарьи разработанным методом. А также, достоверность и правильность разработанного метода показаны с масс-спектрометрическим методом.

4. Обоснованы закономерности распределения и миграции радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах Сурхандарьинской области со статистическими исследованиями в весенних и осенних периодах года в пробах почв отобранных из 12 точек вероятно радиоактивно зараженных мест области.

5. Разработанная радиометрическо-спектрометрическая методика определения радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах внедрена в практику аналитической лаборатории АО "АГМК" и рекомендована для анализа реальных объектов.

совместной миграции в подземные воды. Эти связи могут выражаться в совместном их поступлении через атмосферные осадки, где эти элементы взаимосвязаны и присутствуют в растворенной форме в концентрациях, и исследуемым вблизи рек. Коэффициенты корреляции в растворенной фазе в верхних створах рек больше, чем в нижних.

Некоторое изменение взаимосвязи между радионуклидами в южных частях области по сравнению с северными обусловлено неравномерным и нецелесообразным использованием и хранением ядохимикатов.

Таким образом, можно утверждать, что неравномерное и нецелесообразное использование и хранение ядохимикатов, а также, атмосферные осадки являются главными источниками формирования радионуклидов в почвах.

СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Стукалов П.М., Ровный С.И. Радиоэкологическая изученность зоны влияния ПО "Маяк". Радиоэкология водных систем // -М.: Мир, 2009. №.1. -С.5-13.
2. Борисов Г.И., Говор Л.И., Куркин В.А. Применение полупроводникового гамма-спектрометра в полевых условиях для измерения дозальных радиоактивных загрязнений //ВАНТ, сер. Ядерно-физические исследования (теория и эксперимент). - 1989. Т.12. вып.2. -С.53-58.
3. Борисов Г.И., Говор Л.И., Куркин В.А. Практическая гамма-спектрометрия //АНРИ. 1994. №. 1. -С.52-64.
4. А.П.Говорун, В.И.Ликсонов, В.П.Ромашко и др. "Спектрально-чувствительный переносной коллимированный гамма-радиометр "КО-РАД", ПТЭ № 5, 1994. -С.207-208.
5. Говорун А.П., Ликсонов В.И., Потапов В.Н., Уруцкоев Л.И., Чесноков А.В., Шербак С.Б. Метод определения плотности загрязнения и оценка глубины проникновения в почве 137 Cs. Атомная энергия //Март, 1995. Т.78. №. 3. -С.199-204.
6. Говорун А.П., Иванов О.П., Ликсонов В.И., Потапов В.Н., Уруцкоев Л.И., Чесноков А.В., Шербак С.Б. Прибор для измерения поверхностной активности 137 Cs в почве методом полевой радиометрии. Контроль и диагностика //М. 1999. №. 4. -С.23-27.
7. Израэль Ю.А. Состояние и комплексный мониторинг природной среды и климата. Пределы измерений //М. Наука. 2001.
8. Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды //М. БИНОМ. Лаборатория знаний. 2006. -С.286
9. Котан Р.М., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Основы гамма-спектрометрии окружающей среды // М. Энергоатомиздат. 1991. -С.311.
10. Монсеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. 3-е изд., перераб. и доп //М. Энергоатомиздат. 1984. -С.296.
11. Гришаев С.И., Игнатов С.М., Масленников Л.А. и др. Детекторы γ -излучения типа сцинтиллятор-фотодиод на основе пластин высокоомного кремния. Приборы и техника эксперимента //М. 1995. №. 5. -С.71-75.
12. Мартыненко В.П., Линник В.Г., Говорун А.П., Потапов В.Н. Сопоставление результатов полевой радиометрии и отбора проб при исследовании распределения 137Cs в почвах Брянской области. Атомная энергия //М. 2003. Т.95. №.4. -С.312-319.
13. Иваницкая М.В., Исаева Л.Н. Ячменев В.А., и др. Распределение уровней загрязнения Cs-137 поймы реки Теча в поселке Бродокалмак, Проблемы экологии Южного Урала //М. 1996. №.1. -С.7-18.
14. Мартышов В.В., Спирин Д.А., Базылев В.В. и др. Радиологические аспекты поведения долгоживущих радионуклидов в пойменных ландшафтах верхнего течения реки Течи //М. Экология, 1997. №. 5. -С.361-368.
15. Линник В.Г., Сурков В.В., Потапов В.Н., Волосов А.Г., Коробова Е.М., Боргуис А., Браун Дж. Литолого-геоморфологические особенности распределения радионуклидов в пойменных ландшафтах р. Енисей //М. Геология и геофизика. 2004. №.10. -С.1220-1234.
16. Потапов В.Н., Игнатов. С.М., Чиркин. В.М., Линник В.Г. Радиометрический способ измерения активности радионуклидов 137 Cs в донных отложениях с использованием водного погружного детектора у Атомная Энергия //М. 2001. Вып.3. Т.9. -С.216-222.
17. Материалы и изделия строительные. Определение удельной эффективной активности естественных радионуклидов. Издание официальное ГОСТ 30108-94.55.

18. Смирнов В.П., Игнатов С.М., Потапов В.Н., Уруцков Л.И., Чесноков А.В. Радиационный фон естественных радионуклидов строительных материалов. Строительные материалы //М. 1999. № 4. –С.17-19.
19. Израиль Ю.А., Вакуловский С.М., Тертышник Э.Г., Боролина Т.С., Исхра А.А. Техногенные радионуклиды в реке Енисей //СПб. Гидрометеоздат. – 2005. №. 2. –С.294-299.
20. Израиль Ю. А. Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий //СПб. Прогресс-Погода. 1996. –С.356
21. Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б., Мартынова А.М. Радиоактивное загрязнение р. Енисей, обусловленное сбросами Красноярского горнохимического комбината //М. Атомная энергия. 1993. Т.74. Вып.2. – С. 144-150.
22. Носов А.В., Мартынова А.М. Анализ радиационной обстановки на р. Енисей после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов Красноярского ГХК //М. Атомная энергия. 1996. Т.81. Вып. 3. –С.226-232.
23. Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И., Болсуновский А.Я. Техногенные радионуклиды в аллювиальных почвах реки Енисей (остров Атамановский). Актуальные вопросы геологии и географии Сибири //Томск. – 1998. – Т. 3. - С. 283287.
24. Фридмана Ш.М., Пегоева А.Н. Сборник статей Методика и некоторые результаты авиационной гамма-съемки радиоактивных загрязнений территории европейской части России // СПб Гидрометгиздат. 1994.
25. Кольчужкин А.М., Учайкин В.В. Введение в теорию прохождения частиц через вещество //М. Атомиздат. – 1978. – С. 256.
26. Михайлов Г.А. Некоторые вопросы теории методов Монте-Карло //Новосибирск Наука. – 1974. – С. 141.
27. Ермаков С.М., Михайлов Г.А. Статистическое моделирование //М. Наука. – 1982. – С. 173.
28. Соболев И.М. Численные методы Монте-Карло //М. Наука. 1973. –С.258.
29. Кольчужкин А.М., Богданов А.В. Метод Монте-Карло в теории переноса излучений //Томск ТПУ. 2006. –С.120.
30. Учайкин В.В., Лаппа А.В. Применение вероятностных уравнений к анализу Монтекарловских оценок с бесконечной дисперсией. Статистическое моделирование в математической физике //Новосибирск. 1976. – С.65-74.
31. Лаппа А.В., Учайкин В.В., Кольчужкин А.М., Суслик А.З. Метод рандомизации сечений в расчетах прохождения частиц через неоднородную среду. Статистическое моделирование в математической физике //Новосибирск. 1976. –С.1726.
32. Израэль Ю.А., Стукин Е.Д. Гамма-излучение радиоактивных выпадений //М. Атомиздат. 1967. –С.223.
33. Машкович В.П., Кудряцева А.В. Защита от ионизирующих излучений //М. Энергоатомиздат. 1995. –С.496.
34. Машкович В.П., Кудряцева А.В. Защита от ионизирующих излучений //М. Энергоатомиздат. 2009. –С.196.
35. Гусев Н.Г., Беляев В.А. Радиационные выбросы в биосфере //М. Энергоатомиздат. 1991. –С.256.
36. Бейтмен Г., Эрлейн А. Таблицы интегральных преобразований. Преобразование Фурье, Лапласа, Меллина //М. –1968. –С.344.
37. Мамихин С.В., Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И. Динамика содержания ^{137}Cs в лесных биоценозах, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС //М. Экология. 1994. №. 2. –С.43-49.
38. Болтнева Л.И. и др. Глубинное распределение ^{137}Cs в некоторых типах почв СССР в 1967 г. и мощность экспозиционной дозы гамма-излучения //М. Радиобиология. 1971. вып.13.

39. Болтнева Л.И., Израэль Ю.А., Ионов В.А., Назаров И.М. Глобальное загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr и дозы внешнего облучения на территории СССР //М. Атомная энергия. 1977. Т.42. вып.5. –С.355-360.
40. Иванов О.П., Потапов В.И., Щербак С.Б. Расчет мощности эквивалентной дозы гамма-излучения над плоской поверхностью с неравномерно распределенной активностью радионуклидов //М. Атомная энергия. 1995. Т.79. вып.2. –С.130-134.
41. Линник В.Г. ГИС-технологии при радиэкологических исследованиях пойменных ландшафтов //М. Прикладная геохимия. 2004. Вып.5. –С.329-345.
42. Андреев Д.С., Ерохина К.И., Звонов В.С., Лемберг И.Х. Определение эффективности регистрации гамма-квантов в пиках энергии с помощью нуклидов со сложной схемой распада в условиях близкой геометрии //М. Известия АН СССР. 1973.
43. Бушуев А.В., Кожин А.Ф., Ли Жуьндун и др. Определение выделения ТВС исследовательского реактора методом их повторного кратковременного облучения и последующего γ -спектрометрического измерения //М. Атомная энергия. 2004. вып.2. Т.97. –С.139-145.
44. Бушуев А.В., Кожин А.Ф., Ли Жуьндун и др. Неразрушающий анализ содержания ^{137}Cs в топливе отработавших ТВС ИРТ-3М //М. Атомная энергия. 2006. вып.5. Т.101. –С.396-399.
45. Райлли Д., Энслин Н., Смит Х., мл. Крайнер С. Пассивный неразрушающий анализ ядерных материалов //М. БИНОМ. 2000. –С.703.
46. Фролов В.В. Ядерно-физические методы контроля делящихся веществ //М. Энергоатомиздат. 1989. –С.184.
47. Колобашкин В.М., Рубцов П.М., Ружанский П.А., Сидоренко В.Д. Радиационные характеристики облученного ядерного топлива //М. Энергоатомиздат. 1983. –С.384.
48. Потапов В.И., Волкович А.П., Смирский Ю.Н. Спектрометрический способ оценки характеристик отработавшего ядерного топлива //М. Атомная энергия. 2009. Т.106. вып.5. –С.273-277.
49. Говорун А.П., Никсонов В.И., Потапов В.И. и др. Способ определения удельной активности Sr-90 в почве методом полевой спектрометрии //М. 1997. №.2. –С.42-50.
50. Лаппа А.В. и др. Программа расчета электронно-фотонных полей в гетерогенных средах //Тбилиси Тезисы докладов III Всесоюзной научной конференции по защите от ионизирующих излучений ядерно-технических установок. 1981. –С.29.
51. Антропов С.Ю., Ермилов А.П., Ермилов С.А., Комаров Н.А. Бета-спектрометрическое измерение активности стронция-90 в пробах внешней среды и пищевых продуктах //М. АНРИ. 1994. №.1. –С.29-33.
52. Антропов С.Ю., Ермилов А.П., Ермилов С.А., Комаров Н.А. Особенности мониторинга стронция-90 //М. АНРИ. 1994. №.1. –С.22-29.
53. Игнатов С.М., Никсонов В.И., Потапов В.И. и др. Определение удельной активности Sr-90 в почве методом полевой радиометрии //М. 1999. №. 1. –С.25-28.
54. Волков В.Г., Волкович А.Г., Иванов О.П., Потапов В.И. и др. Радиационное обследование радиоактивных объектов Кирово-Чепецкого химического комбината //М. Атомная энергия. 2009. Т.107. вып.2. –С.75-81.
55. Игнатов С.М., Потапов В.И., Урушков Я.И. и др. Автоматизированная система дистанционного определения характеристик полей фонового ионизирующего излучения аварийных объектов. Приборы и техника эксперимента //М. 1998. №.4. –С.134-139.
56. Волкович А.Г., Коба Ю.В., Ликсонов В.И. и др. Применение коллимированного детектора при ликвидации последствий аварии в ма-

67. Ляпидевский В.К. Методы детектирования излучений //М. Энергоатомиздат. 1987. –С.408.
68. Garibov S.R. Determination of natural radionuclides in soil and water samples taken from central Aran zone. Abstracts collection on new challenges in the European area //Baku International Baku Form. –2013. pp. 250-251.
69. John E. Moerlins, Mikhail K. Khankhasayev, Steven F. Leitman, Emazar J. Makhmudov. Transboundary Water Resources: A Foundation for Regional Stability in Central Asia //The NATO Science for Peace and Security Program. –2008. pp.313.
70. Mikayilova A.C. Determination of natural radionuclides in drinking and agricultural water. *Kimya Problemleri - Chemical Problems* //Baku. 2012. no.1. pp.96-99.
71. Akerblom G. Investigation and mapping of radon risk areas. Paper presented at the International Symposium on Geological Mapping in the Service of Environmental Planning Commission for the Geological Map of the World //Trondheim Norway Geology for Environmental Planning. 1986. pp.96-106.
72. Babak O., Deutsch C.V. Improved spatial modeling by merging multiple secondary data for intrinsic collocated cokriging //Journal of Petroleum Science and Engineering. 2009. pp.93-99.
73. Buttafioco G., Tallarico A., Falcone G., Guagliardi I. A geostatistical approach for mapping and uncertainty assessment of geodesic radon gas in soil in an area of southern //Italy Environmental Earth Sciences 61. 2010. pp. 491-505.
74. Caciolli A., Baldoncini M., Bezzon G., Brogгинi C., Buso G., Calligari I., Colonna T., Fiorentini G., Guastaldi E., Mantovani F., Massa G., Menegazzo R., Mou L., Rossi Alvarez C., Shyti M., Xhixha G., Zhanon A. A new FSA approach for in situ gamma-ray spectroscopy //Science of The Total Environment 414. 2012. pp.639-645.

шинном зале 4 энергоблока Чернобыльской АЭС //М. Атомная энергия 1990. Т.69. вып.6. –С.389-391.

57. Волкович А.Г., Потапов В.Н., Смирнов С.В. и др. Измерение полей фотонного ионизирующего излучения в реакторном зале 4-го блока Чернобыльской АЭС //М. Атомная энергия. 2010. Т.48. вып.2. –С.103-104.
58. Шевелева Я.В., Лалетин Н.И. Метод поверхностных псевдоисточников для решения уравнения переноса нейтронов (СМ-приближения). Методы расчета полей тепловых нейтронов в решетках реакторов //М. Атомиздат. 1974. –С.187-215.
59. Тихонов А.Н., Гончарский А.В., Степанов А.В., Ягода А.Т. Численные методы решения некорректных задач //М. Наука. 1990. –С.187.
60. Гусев Н.Г. и др. Защита от ионизирующих излучений //М. Атомиздат. 2008. Т.1. С.256-258.
61. Кейз К., Цвайфель П. Линейная теория переноса //М. Мир. 1972.
62. Потапов В.Н., Чесноков А.В., Щербак С.Б. Расчет распределения мощности эквивалентной дозы на основе данных, полученных с помощью гамма-локатора //М. Атомная энергия. 2002. Т.92. №.4. –С.324-332.
63. РАН Н.Н. Волков В. Г., Чесноков А. В. Реабилитация радиационного наследия. Научно-технический опыт Курчатовского института //М. ИздАТ. 2008. –С.120.
64. Клемин С., Кузнецов Ю., Филатов Л. и др. Кремниевый фотоэлектронный умножитель //М. Наука. 2007. №. 8. –С.80-86.
65. Игнатов С.М., Маневский Д.А., Потапов В.Н., Чиркин В.М. Сцинтилляционный детектор гамма - излучения на основе твердотельного фотоумножителя //М. ПТЭ. 2007. №. 3. –С.1-6.
66. Игнатов С.М., Потапов В.Н., Неретин С.М. и др. Детекторы нейтронного излучения на основе твердотельных кремниевых фотоумножителей //М. ПТЭ. 2009. №. 4. –С.1-6.

75. Damley A.G., Bristow Q., Donhoff D.K., Darnley A.G. and Grasty R.L. Mapping from the air by gamma-ray spectrometry //Toronto Proceedings Third International Symposium 11. 1960. pp.485-500.
76. DeFelice P., Fazio A., Vidmar T., Korun M. Close-geometry efficiency calibration of p-type HPGe detectors with a Cs-137 point source //Applied Radiation and Isotopes 64. 2006. pp.1303-1306.
77. Engelbrecht R., Shwaiger M. State of the art of standard methods used for environmental radioactivity monitoring //Applied Radiation and Isotopes 66. 2008. pp.1604-1606.
78. Grasty L., Kosanke K.L., Foote R.S. Fields of view of airborne gamma-ray detectors //Geophysics 44. 1979. pp.1447-11.
79. Guo Q., Cheng J., and Chen Y. Dose evaluation of indoor thoron progeny in some areas in China. In: The Natural Radiation Environment VII //Greece Proceedings of an International Symposium. 2002. pp.506-511.
80. Hess V.F. Messungen der durchdringenden Strahlung bei zwei Freiballonfahrten (Measurements of penetrating radiation during two free balloon flights) //Berlin. Wiener Sitzungsberichte Berichte 120. 1992. -P.1575-1585.
81. International Atomic Energy Agency (IAEA), 2003. IAEA TECDOC No.1363 - Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data. Vienna. 1992. -P.575-585.
82. Kozak K., Swakon J., Paszkowski M., Gradzinski R., Loskiewicz J., Janik M., Mazur J., Bogacz J., Horwacik T. and Olko P. Correlation between radon concentration and geological structure of the Krakow area //Greece The Natural Radiation Environment VII. Proceedings of an International Symposium 2002. pp.464-469.
83. Lovborg L. The calibration of airborne and portable gamma ray spectrometers - theory, problems and facilities //Danish Atomic Energy Commission RISO report. 1986. -M.2456.
84. Murith C., and Gurtner A. Mesures in situ et irradiation externe //Switzerland Swiss Federal Office of Public Health. 1993.
85. Pei T., Qin C.Z., Zhu A.X., Yang L., Luo M., Li B., Zhou C. Mapping soil organic matter using the topographic wetness index: A comparative study based on different flow-direction algorithms and kriging methods //Ecological Indicators 10. 2010. pp.610-619.
86. Rybach L., Bachler D., Bucher B., Schwarz G. Radiation doses of Swiss population from external sources //Journal of Environmental Radioactivity 62. 2002. pp.277-286.
87. Sanderson D., A.Cresswell, Hardeman F., Debauche A. An airborne gamma-ray spectrometry survey of nuclear sites in Belgium //J. Env. Radioat. 72. 2004. pp.213-212.
88. Tanner A.B. Radon migration in the ground: a supplementary review //National Technical Information Service. 1980. pp.5-56.
89. Tomarchio E., and Rizzo S. Coincidence-summing correction equations in gamma-ray spectrometry with p-type HPGe detectors //Radiation Physics and Chemistry 80. 2011. pp.318-323.
90. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation Report to the General Assembly, with Annexes. Sources and Effects of Ionizing Radiation //New York Sources United Nation. 2000. pp.654.
91. Verdoya M., Chiozzi P., De Felice P., Pasquale V., Bochiolo M., Genovesi I. Natural gamma ray spectrometry as a tool for radiation dose and radon hazard modelling //Appl Radiat Isot 67. 2009. pp.964-965.
92. Xu W., Tran T., Srivastava R., Journal A. Integrating seismic data in reservoir modeling: The collocated cokriging alternative //Washington SPE Annual Technical Conference and Exhibition, Society of Petroleum Engineers
93. Ярын В.П. Подготовка проб природных вод для измерения суммарной альфа- и бета-активности. Методические рекомендации ВИМС.

Утверждена. Нач. Центра метрологии ионизирующих излучений ГП ВНИИФТРИ Госстандарта РФ. 28.02.97.

93. Ярын В.П. Методика измерения суммарной альфа- и бета-активности сухих остатков водных проб с помощью проточного пропорционального счетчика NRR-610. Дополнение к методическим рекомендациям "подготовка проб природных вод для измерения суммарной альфа- и бета-активности". Утверждена. Нач. Центра метрологии ионизирующих излучений ГП ВНИИФТРИ //Госстандарта РФ. М. 1997. С.12-17.

94. Ярын В.П. Методика измерения суммарной альфа- и бета-активности водных проб с помощью альфа- бета радиометра УМФ-2000. Утверждена Нач. Центра метрологии ионизирующих излучений ГП ВНИИФТРИ //Госстандарта РФ. М. 1997. С.23-24.

95. Ярын В.П. Радиометрическое определение полония-210 и свинца-210 в водах. Утверждена. ВИМС 02.12.92. Согласована. Нач. Центра метрологии ионизирующих излучений НПО ВНИИФТРИ //Госстандарта РФ. – 1992. –С.12-14.

96. Ярын В.П. Методика выполнения измерений объемной активности изотопов урана (234, 238) в пробах природных вод альфа-спектрометрическим методом с радиохимическим выделением. Утверждена. ВИМС. 12.05.99. Утверждена. Директор Центра метрологии ионизирующих излучений ГНМЦ ВНИИФТРИ //Госстандарта РФ. – 1999. С.5-8.

97. Ярын В.П. Методика выполнения измерения объемной активности радия-226 и радия-228 в пробах природных вод гамма-спектрометрическим методом с предварительным концентрированием //Проект. ВИМС. С.5-8.

98. Ярын В.П. Методика выполнения измерений объемной активности изотопов тория (232, 230, 228) в пробах природных вод альфа-спектрометрическим методом с радиохимическим выделением. Утвержде-

на. ВНИМС 19.11.97. Согласована. Нач. Центра метрологии ионизирующих излучений НПО ВНИИФТРИ //Госстандарта РФ. - С. 95.

99. Ярын В.П. Методика выполнения измерений объемной активности изотопов плутония (239 + 240, 238) в пробах природных вод альфа-спектрометрическим методом с радиохимическим выделением. Утверждена. ВИМС 31.02.99. Утверждена. Директор Центра метрологии ионизирующих излучений ГНМЦ ВНИИФТРИ //Госстандарта РФ. – 1999. -С.15-19.

100. Методические рекомендации по определению естественных изотопов: радия-224, свинца-210, тория-232, урана-238, радия-226 в пробах питьевой воды, почвы и золы растений //МР ЛНИИРГ МЗ РСФСР. Л. 1978.

101. Зыкова А. С. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды //М. – 2007. - С. 8-10.

102. Тураев Х.Х., Эшкараев С.Ч. Радиометрическое определение цезия-137 в почвах Сурхандарьинской области Республики Узбекистан с помощью бета-и гамма-излучений //М. Универсум. – 2020. №. 6. С.124-129.

103. Эшкараев С.Ч., Тураев Х.Х. Радиометрическое определение с-137 в почвах Сурхандарьинской области Республики Узбекистан с помощью бета-и гамма-излучений //М. Универсум. – 2020. - №. 6. - С. 124-129.

104. Тураев Х.Х., Эшкараев С.Ч. Радиометрическое определение стронция-90 в почвах Сурхандарьинской области с помощью бета-и гамма-излучений //Т. НамДУ. – 2020. №. 6.

105. Тураев Х.Х., Эшкараев С.Ч. Радиометрическое определение цезия-137 и стронция в почвах Сурхандарьинской области с помощью блока детектора БДЕГ-80 //Т. СамДУ. – 2020. №. 9.

106. Диссертация на соискание ученой степени доктора философических наук С.Ч.Эшкараева. Самарканд-2020. E-mail: devonx-ona@samdu.uz.

УСЛОВНЫЕ СОКРАЩЕНИЯ И ОБОЗНАЧЕНИЯ

БД	блок детектирования
ПРН	природные радионуклиды
ПК	персональный компьютер
Бк	беккерель (единица измерений бета и гамма-излучения)
ASW	программа для определения бета и гамма-излучений
АЭС	атомная электростанция
ПДК	предельная допустимая концентрация
УВ	уровень вмешательства
БДЕГ-80	блок детектирования гамма излучений

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	3
ГЛАВА I. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ МЕТОДИКИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ	9
1.1. Метрологические основы радиометрического определения	9
1.2. Негативное воздействие радионуклидов на окружающую среду	31
ГЛАВА II. ПРИБОРЫ И МАТЕРИАЛЫ РАДИОМЕТРИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ В ПОЧВАХ	38
2.1. Приборы и аппаратура	38
2.2. Радиоактивность почвы и его мониторинг	40
2.3. Характеристика объектов исследований и методики приготовления используемых растворов	54
2.4. Отбор пробы, регистрация и обработка проб	55
2.5. Технические характеристики радиометра-спектрометра МКТБ-01 РАДЭК	59
2.6. Методика расчетов и автоматической обработки полученных результатов в программе "ASW"	61
ГЛАВА III. РАЗРАБОТКА РАДИОМЕТРИЧЕСКО-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКОГО МЕТОДА ОПРЕДЕЛЕНИЯ АКТИВНОСТИ БЕТА И ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЙ ЦЕЗИЯ-137 И СТРОНЦИЯ-90 В ПОЧВАХ СУРХАНДАРЬИ И АНАЛИТИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА	66
3.1. Калибровка радиометра использованной в радиометрическом определении активности цезия-137 и стронция-90 в почвах	70
3.2. Определение оптимальных условий радиометрического анализа почвы	72
3.3. Радиометрическое определение активности бета-излучения стронция-90 в почвах	75
3.4. Радиометрическое определение активности гамма-излучений стронция-90 в почвах	79
3.5. Радиометрическое определение активности бета-излучения цезия-137 в почвах	82
3.6. Радиометрическое определение активности гамма-излучений цезия-137 в почвах	84
ГЛАВА IV. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ ИССЛЕДОВАНИЙ И ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ СУРХАНДАРЬИ	87
4.1. Масс-спектрометрические исследования почв Сурхандарьи	89
4.2. Практическое апробирование методики определения	91
4.3. Закономерности распределения радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах Сурхандарьинской области	94
ВЫВОДЫ	97
СПИСОК ИСПОЛЬЗОВАННОЙ ЛИТЕРАТУРЫ	98

ТУРАЕВ ХАЙИТ ХУДОЙНАЗАРОВИЧ,
ЭШКАРАЕВ САДРИДИН ЧОРНЕВИЧ,
АБДИКОДИРОВ ШАВКАТ АБДИХАМИДОВИЧ,
БАБАМУРАТОВ БЕКЗОД ЭРГАШЕВИЧ

**РАДИОМЕТРИЧЕСКОЕ ОПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИ-
ДОВ ЦЕЗИЯ-137 И СТРОНЦИЯ-90 В ПОЧВАХ СУРХАНДА-
РЬИНСКОЙ ОБЛАСТИ
(монография)**

Редактор А.М.Хусейнов

Подписано в печать 10.12.2020г. Формат 60x84 1/16
Учет. изд. листов 7,0. Усл. печат. лист 7,0. Тираж 500 экз.

Заказ № 198. Цена договорная.

Издательство "Университет", Ташкент 100174

ВУЗ-городок, НУУЗ им. М.Улутбека, Административное здание.

Отпечатано в типографии НУУЗ им. М.Улутбека

