

Министерство индустрии и новых технологий

Республиканское государственное предприятие
"Национальный ядерный центр Республики Казахстан"

Дочернее государственное предприятие
"Институт радиационной безопасности и экологии"

АКТУАЛЬНЫЕ ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ КАЗАХСТАНА

Выпуск 3

Том 2

*Сборник трудов
Национального ядерного центра
Республики Казахстан
за 2010 год*

Курчатов, 2011 г.

УДК 621.039

ББК 31.4

А-43 Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан подготовлен специалистами Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК под руководством заместителя генерального директора по радиоэкологии РГП НЯЦ РК Лукашенко С. Н.

Рецензенты:

1. **М.С. Панин** – проректор по научной работе и международным связям, заведующий кафедрой экологии и географии Семипалатинского государственного педагогического института, д. б. н., профессор, академик (Казахстан, г. Семей)

2. **В. П. Солодухин** – главный научный сотрудник, научный руководитель по радиоэкологии Центра комплексных экологических исследований Института ядерной физики НЯЦ РК, д.ф.-м.н. (Казахстан, г. Алматы)

Подготовка и издание сборника осуществлены при непосредственной помощи издательства ТОО «Дом печати» г. Павлодара, руководимого директором Писаревской Е. А., в сотрудничестве с Трубицкой Г.В., Вус А. Авторы благодарят коллектив за содействие и плодотворное сотрудничество.

Технические редакторы: Тоневицкая О. В., Серая О. В.

А-43 Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Национального ядерного центра Республики Казахстан за 2011 г.] / под рук. С.Н. Лукашенко. – Павлодар: Дом печати, 2011.

Вып.3. – Т.2. – 396 с.

ISBN 978-601-7112-53-0

В книге представлены работы Национального ядерного центра Республики Казахстан, выполненные, в основном, в 2010 году. В статьях отражены вопросы радиоэкологического состояния бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) и прилегающих к нему территорий, других мест проведения ядерных испытаний в Казахстане (полигон «Азгир», объекты «Лира»), обеспечения безопасного проведения работ на СИП, результаты специальных исследований и исследований «нерационных» факторы опасности на СИП. Авторы надеются, что предлагаемый сборник позволит каждому читающему получить качественную информацию о реальном нынешнем состоянии всех основных объектов Казахстана, где проводились ядерные испытания.

УДК 621.039

ББК 31.4

ISBN 978-601-7112-53-0 (т.2)

ISBN 978-601-7112-51-6 (общ.)

© ДГП Институт радиационной безопасности и экологии РГП НЯЦ РК, 2011.

© Павлодар, ТОО «Дом печати», 2011.

СОДЕРЖАНИЕ

Том 1

Предисловие редактора	8
Раздел: Радиоэкологическое состояние бывшего Семипалатинского испытательного полигона и прилегающих территорий	11
Характер и уровни радионуклидного загрязнения площадки «Опытное поле» Семипалатинского испытательного полигона <i>Мошков А.С., Лукашенко С.Н., Яковенко Ю.Ю., Стрильчук Ю.Г., Коровина О.Ю., Каширский В.В., Яковенко А.М., Шатров А.Н.</i>	13
Радиоэкологическое состояние «западной» части территории СИП <i>Стрильчук Ю.Г., Айдарханов А.О., Генова С.В., Каширский В.В., Кундузбаева А.Е., Ларионова Н.В., Магашева Р.Ю., Паницкий А.В., Субботин С.Б., Топорова А.В., Тоневицкая О.В., Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н.</i>	81
Исследования характера и уровней радионуклидного загрязнения вод р. Шаган (результаты 2010 года) <i>Генова С.В., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О.</i>	165
Исследование механизмов формирования поверхностного загрязнения почвогрунтов и донных отложений в зоне реки Шаган <i>Айдарханов А.О., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Яковенко Ю.Ю.</i>	179
Раздел: Радиоэкологическое состояние других мест проведения ядерных испытаний в Казахстане	199
Ликвидация последствий ядерных испытаний на полигоне Азгир и современная радиационная обстановка <i>Полешко А.Н., Лукашенко С.Н., Глуценко В.Н., Ахметов Е.З., Мухамбетжанов Б.Т., Севериненко М.А.</i>	201
Стратегия развития проекта «Комплексное исследование и мониторинг объектов «ЛИРА» (на основании результатов работ 1998–2010 гг.)» <i>Кадыржанов К.К., Лукашенко С.Н., Солодухин В.П., Агеева Т.И., Глуценко В.Н., Силачев И.Ю., Николаев И.М., Позняк В.Л., Новозенко В.А., Кияткина Н.Г., Глуценко Г.М., Матиенко Л.Д.</i>	247
Раздел: Обеспечение безопасного проведения работ на СИП	287
Радиоэкологическое состояние территории угольного месторождения «Каражыра» <i>Субботин С.Б., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О., Романенко В.В.</i>	289
Радиоэкологическое состояние территории месторождения «Байтемир» <i>Стрильчук Ю.Г., Айдарханов А.О., Генова С.В., Каширский В.В., Ларионова Н.В., Магашева Р.Ю., Паницкий А.В., Субботин С.Б., Топорова А.В., Тоневицкая О.В., Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н.</i>	333
Современное радиоэкологическое состояние месторождения «Есымжал» <i>Осинцев А.Ю., Мустафина Е.В., Коровина О.Ю., Субботин С.Б., Айдарханов А.О.</i>	385

К вопросу реконструкции доз населения проживающего в зоне влияния Семипалатинского ядерного испытательного полигона Лукашенко С.Н., Галич Б.В., Битенова М.М., Брянцева Н.В., Каширский В.В., Жадыранова А.А., Мещерякова А.В., Пивоваров С.П., Рухин А.Б., Середавина Т.А., Чередниченко О.Г., Губицкая Е.Г., Байгушикова Г.М.	399
Авторский указатель	423
Об основных авторах выпуска	425

Том 2

Раздел: Специальные исследования на СИП	9
Исследования и систематизация «горячих» частиц в почвах Семипалатинского испытательного полигона Горлачев И.Д., Квочкина Т.Н., Князев Б.Б., Лукашенко С.Н.	11
Особенности накопления техногенных радионуклидов сельскохозяйственными культурами в районе проведения наземных ядерных испытаний (пл. «Опытное поле») Кожыханов Т.Е., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В., Иванова А.Р., Келлер С.А.	59
Особенности перехода искусственных радионуклидов из почвы в растения степных экосистем на площадке «Опытное поле» бывшего СИП Ларионова Н.В., Лукашенко С.Н., Кундузбаева А.Е., Иванова А.Р., Келлер С.А.	85
Сравнительная оценка форм нахождения радионуклидов в почвах некоторых участков территории СИП Кундузбаева А.Е., Кабдыракова А.М., Лукашенко С.Н., Магашева Р.Ю.	101
Тритий как индикатор мест проведения ядерных испытаний Ляхова О.Н., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В., Субботин С.Б., Мульгин С.И., Жданов С.В.	121
Трансурановые элементы в организме сельскохозяйственных животных при их разведении в условиях испытательной площадки «Дегелен» Паницкий А.В., Байгазинов Ж.А., Лукашенко С.Н., Коваль А.П.	143
Выявление путей миграции техногенных радионуклидов за пределы испытательной площадки «Балапан» Субботин С.Б., Лукашенко С.Н., Романенко В.В., Каширский В.В., Пестов Е.Ю., Горбунова Э.М., Кузеванов К.И.	161
Изучение содержания трития в снежном покрове горного массива Дегелен Турченко Д.В., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О., Ляхова О.Н.	233
К вопросу о качества кумыса, производимого на производственном участке в посёлке Саржал Паницкий А.В., Лукашенко С.Н., Битенова М.М.	243
Раздел: «Нерадиационные» факторы опасности на СИП	249
Результаты рекогносцировочного исследования газовыделений у площадки «Сары-Узень» Романенко В.В., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б., Чернова Л.В.	251

Исследование характера газоносности на площадке «Балапан» <i>Романенко В.В., Субботин С.Б., Лукашенко С.Н., Чернова Л.В.</i>	275
Факторы формирования загрязнения тяжелыми металлами припортовых участков площадки «Дегелен» <i>Лукашенко С.Н., Амиров А.А.</i>	295
Раздел: Общие вопросы обеспечения радиационной безопасности	317
Оценка влияния аварии на АЭС «Фукусима-1» на радиационную ситуацию в Республике Казахстан <i>Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О., Тимонова Л.В., Силачев И.Ю., Мильц О.С., Рсымбетова Р.С.</i>	319
Разработка методики прямого определения активности ^{210}Pb и ^{214}Bi в теле человека <i>Жадыранова А.А., Каширский В.В., Шатров А.Н.</i>	329
Отработка основных этапов технологии переработки неорганических ЖРО РУ БН-350 <i>Коровина О.Ю., Лукашенко С.Н., Каширский В.В., Зверева И.О.</i>	343
Оценка качества эксплуатационных параметров рентгенодиагностического оборудования в Республике Казахстан <i>Божко В.В., Мустафина Е.В., Осинцев А.Ю.</i>	357
База данных для хранения и обработки информации по дозовым нагрузкам на персонал <i>Семенов М.С., Осинцев А.Ю., Мустафина Е.В.</i>	367
Разработка ГИС-проекта «СИП» <i>Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б.</i>	373
Авторский указатель	387
Об основных авторах выпуска	389

*20-летию Независимости
Республики Казахстан*

и

*20-летию закрытия
Семипалатинского
испытательного ядерного
полигона посвящается*

РАЗДЕЛ: СПЕЦИАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НА СИП

УДК 631.4:577.4:504.75.05:539.16

ИССЛЕДОВАНИЯ И СИСТЕМАТИЗАЦИЯ «ГОРЯЧИХ» ЧАСТИЦ В ПОЧВАХ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ПОЛИГОНА

¹Горлачев И.Д., ¹Квочкина Т.Н., ¹Князев Б.Б., ²Лукашенко С.Н.

¹ Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы, Казахстан

*² Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан*

На территории Семипалатинского испытательного полигона (СИП) было проведено 456 ядерных взрывов. Состав и распределение радионуклидов для каждого типа загрязнения почв различны. Одним из основных источников активности почв являются «горячие» частицы с размерами от десятков микрон до единиц миллиметров. Отношение активности «горячих» частиц к общей активности образца определяется природой ядерного испытания. Знание физико-химических свойств «горячих» частиц необходимо для прогнозирования степени миграции радиоактивных продуктов в окружающей среде и для оценки опасности внешнего и внутреннего облучения человеческого организма.

Целью представленной работы было выделение «горячих» частиц из проб почв, отобранных в местах проведения разных типов ядерных испытаний, их систематизация и изучение физико-химических особенностей как почвенных фракций, так и отдельных «горячих» частиц. Всего было отобрано 20 проб почв, 7 из которых на "Опытном поле", 2 – на "Атомном" озере, 3 – на площадке «Телькем-1», 3 – на участке П-2 и 5 проб соответствуют штольням 177, 139, 503, 609 площадки «Дегелен». Все пробы были исследованы на наличие «горячих» частиц методами визуальной идентификации и вынужденного деления. В общей сложности было выделено более 3000 «горячих» частиц из крупных гранулометрических фракций (размер частиц более 0,28 мм). В мелких гранулометрических фракциях частицы не выделялись, а лишь подсчитывалось их содержание. Для отдельных «горячих» частиц определены абсолютные и удельные активности, плотности, отношение изотопов $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Pu}$ и $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$, средний элементный состав и исследованы формы нахождения в них плутония. Был разработан подход для выявления присутствия, оценки количества и средней активности «горячих» частиц, основанный на анализе стандартных отклонений скоростей счета гамма и рентгеновских линий. При выполнении исследований использовались как традиционные аналитические методы, такие как гамма-, альфа- и масс-спектрометрии, рентгенофлуоресцентный анализ, так и специально разработанные нетрадиционныеходы, ориентированные на возможности Института ядерной физики.

ВВЕДЕНИЕ

Начиная с 1949 по 1989 годы на территории СИП было проведено 456 ядерных испытаний. Исследования, выполненные в течение ряда лет Институтом Ядерной Физики (ИЯФ), показали, что природа радиоактивного загрязнения почв СИП такова, что на участках с относительно невысокой средней активностью существуют области, где содержание искусственных радионуклидов в сотни и тысячи раз превосходят уровни глобальных выпадений [1].

В ходе исследований было обнаружено, что источниками активности почв, в том числе, являются частицы размером от десятков микрон до единиц миллиметров. В научной литературе подобные образования принято называть «горячими» частицами.

Более мелкие, субмикронные образования, как правило, определяют "матричную" активность пробы. Их трудно однозначно идентифицировать, поэтому они не рассматриваются как самостоятельные частицы. Таким образом, можно сказать, что «горячая» частица – это устойчивое к природным воздействиям минеральное, однозначно идентифицируемое образование, сформировавшееся в процессе ядерных испытаний при высоких температурах и обладающее высокой удельной активностью. Формирование радионуклидного состава «горячих» частиц обусловлено температурными изменениями и сложными ядерно-физическими и термодинамическими процессами, возникающими в огненном шаре и облаке ядерного взрыва. Знание физико-химических особенностей «горячих» частиц необходимо для прогнозирования миграционных свойств радиоактивных продуктов в окружающей среде и для оценки опасности внешнего и внутреннего облучения человеческого организма.

В рамках работ по изучению физико-химических свойств и систематизации «горячих» частиц был проведен гамма-спектрометрический анализ отобранных на СИП образцов почв и отдельных «горячих» частиц. "Горячие" частицы были извлечены из крупных гранулометрических фракций одиннадцати образцов почв методами вынужденного деления и визуальной идентификации, разработанными в ИЯФ.

1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

1.1. Выбор участков СИП для изучения

По характеру и масштабам загрязнения, видам преобладающих радионуклидов основные загрязненные участки полигона могут быть разделены на четыре характерных типа:

- участки с площадным загрязнением – как результат проведения наземных и воздушных ядерных взрывов;
- участки, загрязненные в результате проведения экскавационных и аварийных подземных взрывов;
- участки, загрязненные в результате проведения гидроядерных взрывов;
- приустьевые площадки штолен с водопроявлениями.

Формы нахождения радионуклидов и их распределение по площадкам для каждого типа загрязнения может существенно отличаться. Поэтому для выявления особенностей радионуклидного загрязнения были выбраны наиболее характерные участки для каждого типа проведенных испытаний. Такой подход не в состоянии дать исчерпывающую информацию о местах проведения ядерных взрывов. Однако он позволяет провести сравнительный анализ, пусть и на не очень большой статистике, форм нахождения радионуклидов в разных участках полигона и выявить, таким образом, особенности, характерные для определенных типов ядерных испытаний.

Выбранные для исследования объекты и их классификационная принадлежность представлены в таблице 1. Расположение выбранных участков на СИП показано на рисунке 1.

Таблица 1.

Классификация выбранных объектов исследования

Классификация участков	Выбранные объекты исследования
Штольни с водопроявлением (Дегелен)	Штольни № 177, 503, 609
Экспериментальные и аварийные взрывы	Телькем-1, Атомное озеро (Балапан), штольня №139
Наземные и воздушные взрывы	Юго-Западный след, Юго-Восточный след
Гидроядерные взрывы	участки П-2 и П-7
"Чистые" территории	фоновые участки на Опытном поле

Места пробоотбора.

Всего было отобрано 20 проб почв (рисунок 1).

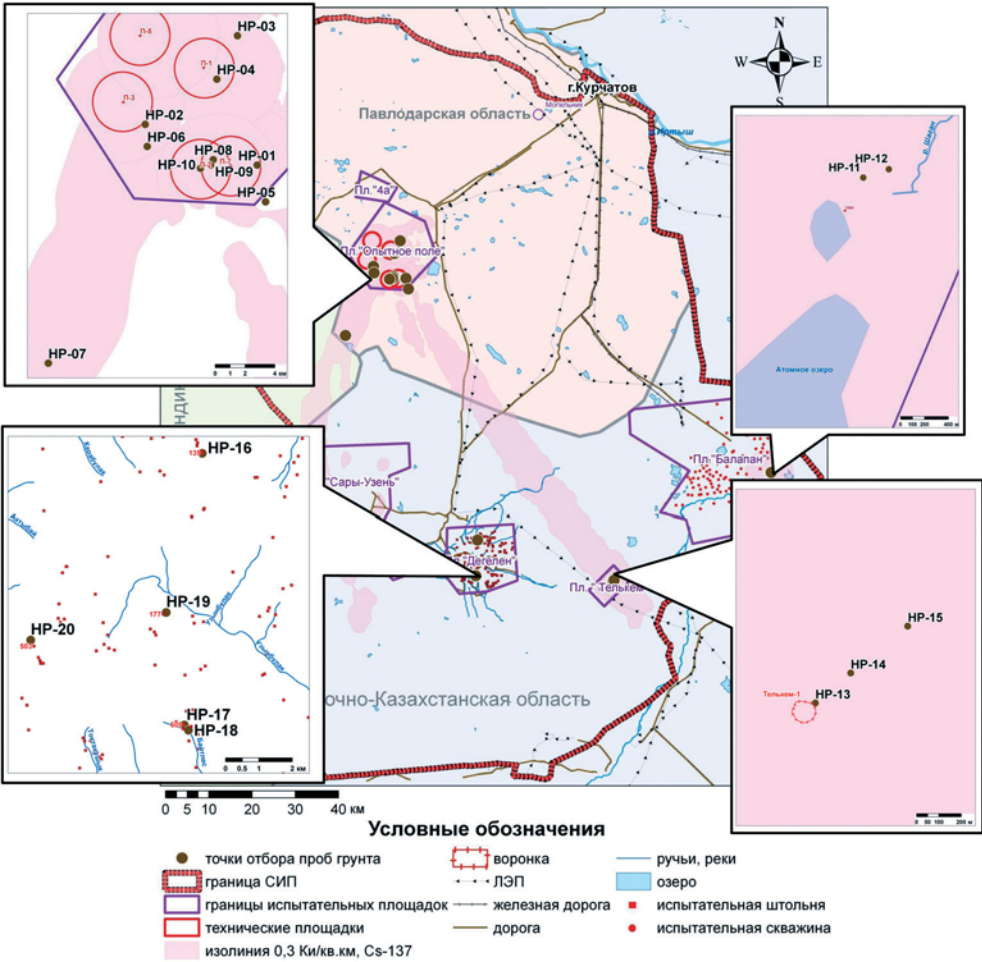


Рисунок 1. Схема расположения выбранных для исследования участков СИП

Фоновые участки. Были заранее определены три участка «Опытного поля», которые, исходя из их общей активности, в дальнейшем использовались как фоновые (пробы НР-01, НР-02 и НР-03). На «Опытном поле» были также отобраны пробы НР-04 - НР-07.

На участке П-2 было отобрано три пробы почв: в месте проведения ядерного (проба НР-10), гидроядерного (проба НР-08) и смешанного взрывов (проба НР-09). Пробы отбирались на гребне навала воронок и с таким расчетом, чтобы взрывы оказывали наименьшее влияние друг на друга.

«Атомное» озеро («Балапан»). Пробы были отобраны по северо-восточному лучу (радиоактивный след). Первая проба была отобрана на гребне навала воронки озера (проба НР-11). Вторая - на расстоянии 50 м (проба НР-12).

«Телькем-1». Были отобраны три пробы: первая проба отбиралась на гребне навала (проба НР-13), вторая - в 200 м (проба НР-14), третья - в 500 м (проба НР-15).

«Дегелен». Штольня №139. Проба была отобрана у портала, на склоне холма (проба НР-16).

«Дегелен». Штольня № 609. Из этой штольни были отобраны две пробы. Первая проба - у портала (проба НР-17). Вторая проба - в ста метрах от портала (проба НР-18).

«Дегелен». Штольня № 177 (проба НР-19). Проба была отобрана у портала, в русле ручья, где бежала вода.

«Дегелен». Штольня №503 (проба НР-20). Была отобрана одна проба у портала, в русле ручья, где бежала вода.

Проведение экспедиционных работ.

В местах пробоотбора измерялась мощность экспозиционной дозы (МЭД) и плотность поверхностного загрязнения α - и β -частицами.

На выбранной площадке грунт отбирался с глубины 3–5 см и площади 15х15 см². Проба взвешивалась. Полученная масса грунта сыпалась в полиэтиленовый пакет, снабжалась паспортом (пояснительной запиской) и упаковывалась так, чтобы исключить механические повреждения. В паспорте указывалось место и дата отбора, географические координаты, вес, кодовый номер, фамилия отбравшего пробу. Одновременно заполнялся полевой журнал отбора проб.

Характеристика проб почвы приведена в таблице 2.

Измерение мощности экспозиционной дозы проводилось поверенным и градуированным дозиметром ДРГ – 0.1Г с диапазоном измерения 10 мкР/час - 9,999 Р/час и пределом допускаемой основной погрешности 15 %. Измерения проводились на высоте 1 м и 3–4 см над поверхностью земли. При измерениях прибор располагался параллельно поверхности.

Измерение плотности поверхностного загрязнения по α - и β -частицам проводилось радиометром "Harwel". Диапазон измерений радиометра от 0,3 до 5000 частиц/(мин·см²). Основная погрешность измерения не превышает 20 %. При измерениях α - и β -радиометрами выбирались такие участки, на которых можно было бы обеспечить наиболее полный контакт датчика с загрязненной поверхностью, не повредив при этом защитную пленку детектора.

Для определения географических координат использовался прибор GPS NAV 5000 DLX. В соответствии с техническими характеристиками он предназначен для определения координат с точностью не хуже 15 м.

Таблица 2.

Характеристика отобранных на СИП проб

№ пробы	Географические координаты		Вес пробы, граммы	Данные измерения активности		
	широта	долгота		МЭД, мкР/ч	β, имп/сек	α, имп/сек
HP-01	50° 22' 39,5"	77° 51' 40,5"	1950	18	14	<0.5
HP-02	50° 24' 17"	77° 45' 25,6"	1500	30	20	<0.5
HP-03	50° 27' 22,1"	77° 50' 50,1"	1410	18	15	<0.5
HP-04	50° 25' 49,4"	77° 49' 34,7"	1490	26	40	<0.5
HP-05	50° 21' 19"	77° 51' 64"	1330	15	12	<0.5
HP-06	50° 23' 29"	77° 45' 30"	1450	22	17	<0.5
HP-07	50° 15' 46"	77° 39' 28"	1550	25	17	<0.5
HP-08	50° 22' 54,9"	77° 49' 12,1"	1530	30	600	450
HP-09	50° 22' 43,4"	77° 49' 2,3"	1570	380	190	2
HP-10	50° 22' 37,3"	77° 48' 27,6"	1300	1200	800	3
HP-11	49° 56' 14,7"	79° 00' 40,8"	2100	300	500	<0.5
HP-12	49° 56' 16,6"	79° 00' 51,7"	2020	60	120	<0.5
HP-13	49° 43' 43,7"	78° 29' 10,4"	1620	120	35	<0.5
HP-14	49° 43' 47,8"	78° 29' 18,6"	2520	22	17	<0.5
HP-15	49° 43' 54,2"	78° 29' 31,8"	2690	22	20	<0.5
HP-16	49° 49' 39,6"	78° 03' 34,4"	1270	100	25	1.5
HP-17	49° 45' 17,6"	78° 2' 51,1"	1260	2500	2000	<0.5
HP-18	49° 45' 12,5"	78° 2' 57"	1240	2000	5000	<0.5
HP-19	49° 47' 7,6"	78° 2' 30,9"	1170	150	600	<0.5
HP-20	49° 46' 46"	77° 59' 6,6"	1170	30	70	<0.5

1.2. Приборы и методы исследований

Помимо стандартных методик исследования радионуклидного состава фракций почв (γ-спектрометрия, α-спектрометрия, рентгенофлуоресцентный анализ), был разработан и использован ряд нестандартных методов и подходов, позволяющих расширить аналитические возможности и получить дополнительную информацию о свойствах выделенных «горячих» частиц.

1.2.1. Методы исследования фракций почв

Инструментальный радионуклидный анализ

В качестве аналитического инструмента в радионуклидном анализе использовался планарный детектор из сверхчистого Ge, обладающий большой эффективностью регистрации в диапазоне энергий от нескольких кэВ до нескольких сотен кэВ, а также высокой разрешающей способностью в области энергий 13–22 кэВ для эффективного разложения сложных рентгеновских спектров изотопов плутония и америция.

Инструментальный радионуклидный анализ был использован как для анализа гранулометрических фракций, так и для исследования свойств отдельных «горячих» частиц.

Выявление присутствия, оценка количества и средней активности «горячих» частиц в пробах почв

Принципиальная возможность оценки присутствия горячих частиц в материале почвы основана на радиоэкологических исследованиях почв и донных отложений объектов СИП, в частности, на гамма-спектрометрическом анализе содержаний таких радионуклидов, как ^{137}Cs и ^{241}Am . Было замечено, что погрешность воспроизводимости повторных измерений одних и тех же образцов часто значительно превышает инструментальную погрешность, связанную только со статистикой счета [1]. Анализ возможных причин такой вариативности скорости счета при фиксированных геометрических условиях измерений привел к выводу о наличии в некоторых образцах горячих частиц, аккумулирующих значительную часть активности всего образца. Случайное расположение нескольких высокоактивных «горячих» частиц в объеме образца объясняло резкие изменения скорости счета при перемешивании материала пробы или при измерении образцов, полученных при делении материала пробы на равные части.

Аналитическим параметром при исследовании наличия и интегральных характеристик «горячих» частиц была выбрана скорость счета, регистрируемых детектором гамма или рентгеновского излучения. Применение математического формализма, изложенного в работах [2–5], и использование метода прямого инструментального определения плутония в почве [6] позволило разработать алгоритм и методический подход, называемый методом статистических испытаний, для определения интегральных характеристик образцов почв, содержащих «горячие» частицы.

Учитывая геометрические размеры «горячих» частиц (от сотен микрон до единиц миллиметров), на аналитический параметр, используемый в разработанной математической модели (отклик детектора), будет оказывать сильное влияние взаиморасположение частицы и чувствительной поверхности детектора. Иными словами, скорость счета выбранной гамма или рентгеновской линии излучения «горячей» частицы будет зависеть не только от ее активности, но и от расстояния между детектором и «горячей» частицей, а также от ослабляющих характеристик материала образца, содержащего «горячую» частицу. Это влияние будет тем сильнее, чем меньше энергия регистрируемого излучения.

Если предположить, что в образце массой m содержится n «горячих» частиц со средней активностью определенного нуклида $\bar{A}_{HP}$, а матрица образца обладает активностью того же нуклида A_M и эта активность является гомогенной по всему объему пробы, то при случайном равномерно распределенном расположении всех «горячих» частиц в объеме образца скорость счета будет равна [3]:

$$N_{total} = \varepsilon_{int} p \left\{ \bar{A}_{HP} \sum_{i=1}^n \varepsilon_p(x_i, r_i) + \varepsilon_v A_M \right\} \quad (1)$$

где ε_{int} – внутренняя эффективность регистрации детектора, т.е. отношение числа импульсов в пике к числу фотонов, упавших на чувствительную поверхность детектора [4]; $\varepsilon_p(x_p, r_p)$ – геометрическая эффективность регистрации «горячей» частицы (точечного источника) и ε_v – геометрическая эффективность матрицы образца (объемный источник); p – вероятность перехода регистрируемой гамма линии.

Если измерительный сосуд расположен коаксиально детектору, то эффективность $\varepsilon_p(x_p, r_p)$ отдельной «горячей» частицы, находящейся внутри измерительного сосуда в произвольной точке, может быть рассчитана с использованием концепции фиктивной точки детектора. В соответствии с этим подходом, эффективность точечного источника пропорциональна $1/(HP \leftrightarrow P)^2$, где $HP \leftrightarrow P$ – расстояние между «горячей» частицей HP и фиктивной точкой P , расположенной в чувствительном объеме детектора, ниже действительной поверхности [4]. Если обозначить расстояние от этой точки P до дна измерительного сосуда как d , а расстояния от дна сосуда до «горячей» частицы HP как x , то расстояние $HP \leftrightarrow P$ будет равно $\{r^2 + (x+d)^2\}^{1/2}$. Описание экспериментального определения d можно найти, например, в [4] или [5]. Тогда расстояние, которое должен пройти фотон внутри образца до регистрации его детектором, может быть рассчитано как:

$$z = \frac{x\sqrt{r^2 + (x+d)^2}}{x+d} \quad (2)$$

Эффективность регистрации излучения от одной «горячей» частицы в положении (x, r) внутри измерительного сосуда, таким образом, будет пропорциональна:

$$\varepsilon_p(x, r) \propto \frac{\text{Exp}(-\mu \cdot \rho \cdot z)}{r^2 + (x+d)^2} \quad (3)$$

где μ – массовый коэффициент ослабления материала образца, ρ – плотность материала образца.

Геометрическая эффективность объемного образца пропорциональна [3]:

$$\varepsilon_v \propto \frac{2}{R^2} \frac{1}{H} \int_0^R \int_0^H \frac{\text{Exp}(-\mu \cdot \rho \cdot z)}{r^2 + (x+d)^2} r dx dr \quad (4)$$

Двойной интеграл (4) может быть вычислен только численно, например, методом Монте-Карло.

Если в выражении (1) вынести за скобки геометрическую эффективность объемного образца ε_v , то получим:

$$N = \varepsilon_{\text{int}} \varepsilon_v P \left\{ \frac{\overline{A}_{HP} \sum_{i=1}^n \varepsilon_p(x_i, r_i)}{\varepsilon_v} + A_M \right\} \quad (5)$$

Произведение $\varepsilon_{\text{int}} \varepsilon_v$ в выражении (5) является эффективностью регистрации пика полного поглощения. Она может быть определена для фиксированных геометрических условий экспериментально при измерениях гомогенного образца с известной активностью. Отношение суммы отдельных эффективностей равномерно распределенных в образце «горячих» частиц к эффективности объемного образца при больших значениях n , будет стремиться к n . Следовательно, при достаточно больших n левая часть

в скобках выражения (5) будет стремиться к $n \cdot \bar{A}_{HP}$. Значение $n \cdot \bar{A}_{HP}$ является важным интегральным показателем «горячих» частиц в исследуемом материале образца. Это значение может служить ключевым критерием для принятия решений о необходимости ремедиации или утилизации потенциально опасных участков почвы при радиоэкологическом обследовании мест проведения ядерных испытаний.

Число n в выражении «горячих» частиц (5) определяет поведение образца с точки зрения независимых измерений для произвольно выбранных в каждом измерении положений всех «горячих» частиц с координатами (x_i, r_i) . Если провести m независимых измерений образца, содержащего n «горячих» частиц, каждый раз обеспечивая строго произвольный характер распределения положения горячих «горячих» по его объему, то скорость счета для k -го измерения будет определяться выражением:

$$N_k = \varepsilon \cdot p \cdot \left\{ \bar{A}_{HP} \frac{\sum_{i=1}^n \varepsilon_p(x_{ki}, r_{ki})}{\varepsilon_v} + A_M \right\} \quad (6)$$

где ε – полная эффективность регистрации пика полного поглощения; $\varepsilon_p(x_{ki}, r_{ki})$ – геометрическая эффективность i -ой «горячей» частицы в k -ом измерении.

Если число «горячих» частиц в образце невелико, то в каждом измерении будет получена различная скорость счета. Степень этого отличия будет определяться числом горячих частиц, ослабляющими и геометрическими характеристиками образца и отношением «горячей» и «негорячей» фракций активности образца. С другой стороны, при очень больших значениях n весь материал образца, включая «горячую» и «негорячую» фракции, будет практически гомогенным (т.к. элементарные объемы горячих частиц будут практически равномерно заполнять весь объем образца) и, следовательно, изменения скорости счета при очередном статистическом испытании будут стремиться к нулю. Степень отличия каждого измерения скорости счета от его среднего значения аналитически можно выразить средним стандартным отклонением:

$$\sigma_N = \sqrt{\frac{\sum_{k=1}^m (N_k - \bar{N})^2}{m-1}} \quad (7)$$

Подставляя в выражение (7) выражение (6) и вместо среднего значения скорости счета выражение (5) после некоторых преобразований, получим:

$$\sigma_N = \varepsilon \cdot p \cdot n \cdot \bar{A}_{HP} \cdot \sqrt{\frac{\sum_{k=1}^m \left\{ \frac{\sum_{i=1}^n \varepsilon_p(x_{ki}, r_{ki})}{n \cdot \varepsilon_v} - 1 \right\}^2}{m-1}} \quad (8)$$

В этом выражении $\sum_{i=1}^n \varepsilon_p(x_{ki}, r_{ki}) / n$ отношение является средним арифме-

тическим значением ε_v из n произвольных значений. При $n \rightarrow \infty$, σ_N будет стремиться к нулю, т.е. материал образца с точки зрения регистрации аналитического параметра будет однородным. Это подтверждает ранее сделанный вывод о гомогенности образца при очень больших значениях n .

Если в качестве аналитического параметра для статистических испытаний использовать не скорость счета, а расчетную активность образца для фиксированных геометрических условий измерений (высота образца, диаметр, масса, расстояние детектор-образец), то для среднего стандартного отклонения расчетной активности получим выражение:

$$\sigma_A = n \cdot \bar{A}_{HP} \cdot \sqrt{\frac{\sum_{k=1}^m \left\{ \frac{\sum_{i=1}^n \varepsilon_p(x_{ki}, r_{ki})}{n \cdot \varepsilon_v} - 1 \right\}^2}{m-1}} \quad (9)$$

Обозначив

$$D(n, m) = \sqrt{\frac{\sum_{k=1}^m \left\{ \frac{\sum_{i=1}^n \varepsilon_p(x_{ki}, r_{ki})}{n \cdot \varepsilon_v} - 1 \right\}^2}{m-1}} \quad (10)$$

получим

$$\sigma_A = n \cdot \bar{A}_{HP} \cdot D(n, m) \quad (11)$$

где n – число «горячих» частиц в образце, а m – число статистических испытаний.

Функция $D(n, m)$ в правой части выражения (11) должна быть пропорциональна относительному стандартному отклонению числа «горячих» частиц в образце. Так как оценка абсолютного значения стандартного отклонения для числа дискретных событий n равна $\sqrt{n}$, то относительное значение этой величины будет равно $\sqrt{n}/n = 1/\sqrt{n}$, т.е. $D(n, m)$ будет функцией $1/\sqrt{n}$. Выражение

$$R(\mu) = D(n, m) \cdot \sqrt{n} \quad (12)$$

является функцией только геометрических условий измерений и ослабляющих характеристик образца (массового коэффициента ослабления).

Для расчета $R(\mu)$ была разработана вычислительная программа, использующая метод Монте-Карло и математический формализм, описанный выражениями (1-6) для расчета стандартного отклонения скорости счета для различных значений n числа горя-

чих частиц и для различных энергий регистрируемого излучения. Геометрические параметры образца были выбраны близкими к стандартно используемым в практической гамма спектрометрии: диаметр образца – 7,2 см, высота – 2,0 см, масса образца - 168 г, расстояние от верхней плоскости детектора до нижней плоскости образца – 0,8 см.

На рисунке 2 представлена зависимость стандартного отклонений скоростей счета гамма и рентгеновских линий от массового коэффициента их ослабления для наиболее активной из исследованных проб – образца НР-08. Эта зависимость хорошо аппроксимируется экспоненциальной функцией.

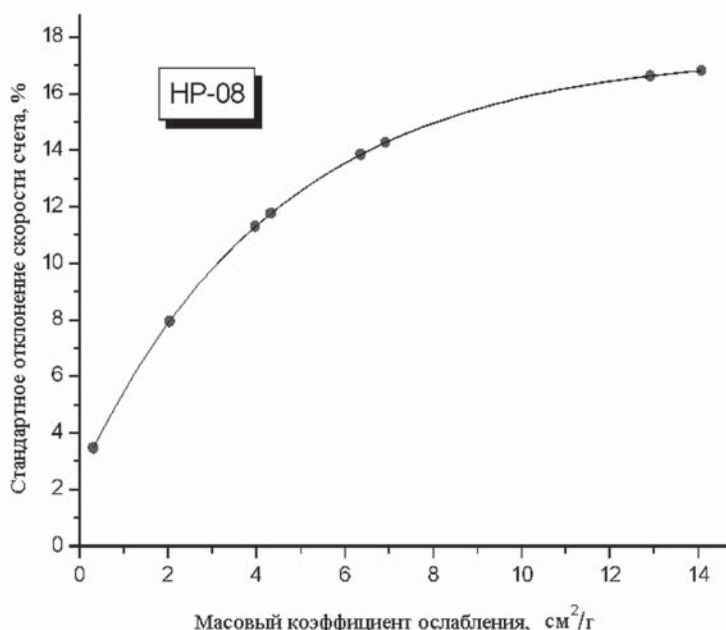


Рисунок 2. Зависимость стандартного отклонения скорости счета от массового коэффициента ослабления для образца НР-08

Аппроксимация отношения $R(\mu)$ была описана методом наименьших квадратов, где в качестве аналитического выражения использовалась функция:

$$R(\mu) = y_0 + A_1 \cdot \text{Exp}(-\mu/t) \quad (13)$$

где y_0 , A_1 и t – эмпирические коэффициенты, устанавливаемые в процессе подгонки.

Используя выражение (13) и разделив (12) на общую активность образца, получим выражение для относительного стандартного отклонения аналитического параметра:

$$S = \frac{n \cdot \bar{A}_{HP}}{n \cdot \bar{A}_{HP} + A_M} \frac{R(\mu)}{\sqrt{n}} \quad (14)$$

где $n \cdot \bar{A}_{HP}$ – активность «горячей» фракции образца; A_M – «матричная» активность пробы.

Отношение

$$R_{HP} = \frac{n \cdot \bar{A}_{HP}}{n \cdot \bar{A}_{HP} + A_M} \quad (15)$$

определяет «горячую» фракцию общей активности образца, т.е. когда A_M стремится к нулю, вся активность образца обусловлена присутствием горячих частиц и наоборот.

Окончательно, для числа «горячих» частиц в образце получим выражение:

$$\frac{n}{R_{HP}^2} = \frac{R^2(\mu)}{S^2} \quad (16)$$

Выражение (16) позволяет при известной доле активности «горячих» частиц в образце оценить их число через стандартное отклонение измеряемой скорости счета. При $R_{HP} = 1$ (т.е. когда вся активность образца связана с «горячими» частицами) выражение еще более упрощается

$$n = \frac{R^2(\mu)}{S^2} \quad (17)$$

Зная число n «горячих» частиц, можно, используя выражение (11), рассчитать среднюю активность одной горячей частицы.

Рентгенофлуоресцентный анализ (РФА)

При анализе методом РФА использовался Si(Li) детектор модели SLP10180 с активной площадью 80 мм², активной толщиной 5,0 мм, разрешением 175 эВ на 5,9 кэВ и входным защитным Ве окном толщиной 25 микрон. В качестве источников возбуждения в используемом варианте РФА применяются изотопы ¹⁰⁹Cd и ²⁴¹Am.

Радиохимический анализ проб фракций почвы на ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ⁹⁰Sr

В основе радиохимического определения содержания изотопов плутония и стронция в пробах почв лежит «Методика определения содержания искусственных радионуклидов плутония (239+240), стронция-90 в объектах окружающей среды (почвах, грунтах, донных отложениях и растениях)», разработанная и аттестованная в Лаборатории инженерной экологии ИЯФ, № Госрегистрации KZ.07.00.00471-2005 от 21.11.2005 года.

1.2.2. Методы выделения «горячих» частиц

Было использовано три альтернативных подхода к идентификации и выделению «горячих» частиц из фракций почв. Связано это с тем, что каждый из представленных методов обладает своими достоинствами и ограничениями. Использование их в комплексе позволяет, в значительной степени, компенсировать эти ограничения, повысив эффективность выделения «горячих» частиц.

Метод разделения образцов почвы на магнитную и немагнитную фракции

Ранее выполненные исследования показали, что в процессе гранулометрического разделения и обработки магнитным полем образцов почвы, отобранных на некоторых наиболее загрязненных участках, выявляется магнитная фракция с размерами частиц 0,05–0,5 мм, составляющая примерно 10% от исходного образца, содержащая в себе 80–100% америция и 50–70% плутония [1]. Это обстоятельство дает возможность легкого извлечения из пробы большой доли «горячих» частиц.

Для разделения пробы на магнитную и немагнитную составляющие была разработана установка автоматической магнитной сепарации (АМС) образцов почв СИП. Предварительно было рассмотрено два варианта установки:

- на основе электромагнита, создающего градиентное магнитное поле (вариант АМС-ЭМ);
- на основе постоянного магнита с вращающимся диском (вариант АМС-МД).

Проведенные испытания действующих макетов на модельных образцах (кварцевый песок + порошковое железо) и природном песке, содержащем магнитную фракцию (магнетит), показали, что оба варианта обеспечивают решение поставленной задачи. Однако вариант с вращающимся диском представляет собой существенно более компактное устройство (переносный вариант) с энергопотреблением около 50 Вт, что на порядок меньше, чем в случае АМС на основе электромагнита.

Метод вынужденного деления

В силу того, что не все «горячие» частицы обладают магнитными свойствами и не все чувствительные к магнитному полю частицы являются «горячими», а также из-за конечной чувствительности, метод магнитной сепарации обладает ограниченными возможностями при выделении активных частиц из фракций почв. Поэтому для решения задач поиска, выделения «горячих» частиц и получения достоверных результатов о количественных характеристиках распределения «горячих» частиц в пробах грунта требуется дополнительная высокопроизводительная методика обнаружения таких частиц с эффективностью регистрации, близкой к 100 %. С этой целью был разработан усовершенствованный вариант метода вынужденного деления, который основан на регистрации твердотельными детекторами осколков деления ядер ^{239}Pu тепловыми нейтронами. Ранее такой подход использовался для определения низких концентраций ^{235}U и ^{239}Pu в промышленных и геологических пробах, а также при оценке последствий аварии на Чернобыльской АЭС.

Большое сечение деления ^{239}Pu ($\sigma_f = 742,5$ Барн) и его высокое удельное содержание в «горячих» частицах позволяют проводить измерения при относительно небольших потоках тепловых нейтронов $\sim 10^9\text{--}10^{10}$ н/(см²с). Для получения такого потока достаточно использовать генератор тепловых нейтронов, разработанный на базе изохронного циклотрона ИЯФ У-150. Нейтроны в этом случае образуются в результате ядерных реакций ^9Be (p, xn) или ^9Be (d, xn).

При облучении реальных проб фракций почв в качестве детекторов использовалось кварцевое стекло. При этом, пробы с помощью липкой ленты наносились на подложку мишени и закрывались детектором. После облучения, для выявления треков от осколков деления, детекторы протравливались в 35 % плавиковой кислоте.

Просмотр детекторов проводился по всей площади на микроскопе МБИ-9 при 70-кратном увеличении.

Метод визуальной идентификации

Метод вынужденного деления также является неидеальным способом выделения «горячих» частиц. Он обладает рядом недостатков:

1. Выделение «горячих» частиц в этом случае основывается на детектировании продуктов деления трансурановых элементов (α -частицы и тяжелые ядра). Учитывая небольшие пробеги продуктов деления в веществе (несколько микрон), идентификация «горячих» частиц становится возможной лишь в случае присутствия активности в приповерхностной области объекта.
2. Источником осколков деления, регистрируемых детектором, могут быть не только ^{235}U и ^{239}Pu , но и природный стабильный изотоп ^{238}U . Учитывая, что природная распространенность ^{238}U в земной коре составляет $2,4 \cdot 10^{-4} \%$, он будет генерировать дополнительный фон, снижая, таким образом, чувствительность методики.
3. Как показали данные предыдущих исследований [1], на СИП присутствуют «горячие» частицы, не содержащие трансурановые элементы. Источниками активности в них являются изотопы ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{152}Eu . Использование в этом случае метода вынужденного деления для решения задачи становится затруднительным.
4. Учитывая трудоемкость и длительность анализа треков от осколков деления, может быть исследована лишь небольшая часть материала.

Ограничения метода вынужденного деления привели к необходимости разработки альтернативного подхода для выделения «горячих» частиц, лишённого указанных выше недостатков. Подобной альтернативой может служить метод визуальной идентификации.

Метод визуальной идентификации основан на предположении, что внешний вид «горячих» частиц должен отличаться от внешнего вида типичных частиц почвы, что обусловлено формированием «горячих» частиц в условиях высоких температур и давлений. Действительно, предварительный осмотр фракций почв показал наличие частиц, нехарактерных с точки зрения внешнего вида для почвы. Анализ активности фракций до и после выделения таким образом «горячих» частиц позволил сделать вывод, что большая часть активности фракции сосредоточена именно в этих частицах – активность фракции после выделения частиц была в несколько раз меньше, чем до выделения.

Очевидными достоинствами разработанного метода визуальной идентификации «горячих» частиц является простота и доступность. Метод не требует дополнительной аппаратуры. Для исследования гранулометрических фракций с размером частиц менее 0,5 мм может быть использован оптический микроскоп. Метод визуальной идентификации гораздо более экспрессный, чем метод вынужденного деления, что позволяет исследовать больший объем материала и, как следствие, выделить большее количество частиц, претендующих на роль «горячих».

Ограничение метода обусловлено начальным предположением об уникальности формы «горячих» частиц. Это, однако, справедливо не всегда, что приводит к вынуж-

денной потере частиц. Наиболее неудобны для выделения таким способом частицы образцов, отобранных на площадке «Дегелен». Связано это с тем, что «горячая» фракция почвы образовалась здесь не в результате собственно ядерных взрывов, а вследствие сорбции или оседания активности, выносимой водой, вытекающей из штолен с водопроявлениями. Поэтому «горячие» частицы в этом случае будут иметь форму тех природных объектов (частицы почвы, стебли растений, корни и т.п.), на которые активность оседает.

1.2.3. Методы изучения свойств «горячих» частиц

Для исследования структуры, фазового состава и распределения элементов в «горячих» частицах были использованы методы электронной и протонной микроскопии, масс-спектрометрии «горячих» частиц и рентгеноструктурный анализ.

Методы γ -спектрометрии и α -спектрометрии использовались для анализа активности выделенных «горячих» частиц.

Масс-спектрометрия «горячих» частиц

В настоящее время масс-спектрометрия, благодаря высокой чувствительности, является практически единственным методом измерения изотопных отношений урана и плутония [7–10].

Измерение малых концентраций радионуклидов, как правило, требует создания масс-спектральной аппаратуры с предельно высокой чувствительностью [10, 11], зачастую недоступной для серийно выпускаемых приборов. При анализе изотопного состава объектов использовалась масс-спектрометрическая установка, разработанная в Институте ядерной физики НЯЦ РК [12, 13]. В этой установке высокая чувствительность достигается путем совершенствования качества фокусировки пучка на основе использования новых отклоняющих и фокусирующих элементов призмной ионной оптики [14]. Изучение «горячих» частиц проводилось методом термоионизационной масс-спектрометрии с использованием разработанной и аттестованной методики измерения изотопных отношений плутония. Как было установлено, при использовании этой методики для проведения изотопных анализов достаточно, чтобы активность «горячих» частиц по плутонию была около 10^{-2} – 10^{-3} Бк, что находится на уровне предельной чувствительности для подобного рода измерений [7, 8].

Проведенные исследования показали, что применяемая масс-спектральная аппаратура может эффективно использоваться при исследовании изотопного состава радионуклидов в мелких «горячих» частицах, несмотря на их малую абсолютную активность (до 10^{-3} Бк).

Электронная и протонная микроскопии

Оба метода основаны на получении информации об элементном составе областей образца микронных и субмикронных размеров. В первом случае для этой цели использовался электронный микроскоп JEOL, позволяющий получать электронный пучок с энергией 40 кэВ и пространственным разрешением до 50 нм. Протонная микро-

скопия была развита на ускорителе УКП-2-1, в этом случае использовался протонный пучок с энергией 1,5 МэВ и пространственным разрешением ~10 мкм. Сканирование электронного или протонного пучка по поверхности исследуемого образца позволяет получать карты распределения элементов.

Помимо исследования поверхности «горячих» частиц, проводился анализ распределения элементов по глубине. Для этой цели была проведена отработка методики фиксации и шлифовки отдельных частиц.

Метод гидростатического взвешивания

Для измерения плотности «горячих» частиц был использован метод гидростатического взвешивания.

Плотность исследуемого объекта находится по формуле:

$$\rho_T = M_1 / (M_1 - M_2) \cdot (\rho - D) + D,$$

где: M_1 – вес тела в воздухе,

M_2 – вес тела в воде,

ρ – плотность жидкости при определенной температуре,

D – средняя плотность воздуха (0,0012 г/см³).

Измерение массы «горячих» частиц проводилось с использованием весов ВЛР-20 (цена деления 0,005 мг).

Выщелачивание «горячих» частиц

Для изучения форм нахождения радионуклидов и химических элементов в аэрозолях, выпадениях, «горячих» частицах и почвах использовался метод дробного выщелачивания, основанный на селективном растворении соединений при последовательной обработке твердой фазы различными реагентами.

Для определения содержаний биогеохимических и радиоэкологических форм наиболее часто применяют схему выщелачивания, при которой выделяют водорастворимые, обменные, подвижные, кислоторастворимые и прочнофиксированные (включая связанные с полуторными окислами, органическим веществом и аморфной кремниевой кислотой) формы.

В водную вытяжку переходят радионуклиды, находящиеся в твердой фазе в ионном состоянии и в составе растворимых комплексных соединений. Количества радионуклидов, находящихся в обменных и легкоподвижных формах, выделяют обработкой 1М ацетатно-аммиачным буфером, при этом извлекаются радионуклиды, связанные с твердой фазой по механизму ионного обмена. В 1М солянокислую вытяжку переходят подвижные формы радионуклидов, то есть те, которые находятся преимущественно в необменном состоянии и не переходящие в почвенные растворы в природной среде при обычных условиях, но способные поглощаться растениями при корневом пути поступления. Кислоторастворимые формы радионуклидов стронция и плутония получают экстракцией 6М соляной кислотой и 7.5М азотной кислотой соответственно.

К прочнофиксированным формам радионуклидов относят ту их часть, которая осталась после обработки твердой фазы вышеперечисленными реагентами. Это радионуклиды, которые необратимо сорбированы кристаллической решеткой почвенных минералов, связаны с органической частью почвы, полуторными окислами и аморфной

кремниевой кислотой. Кислоторастворимые и прочнофиксированные формы в обычных условиях недоступны для растений, но они являются потенциально-подвижными формами, так как с течением времени могут перейти в мобильные формы, чему способствуют продукты жизнедеятельности и разложения остатков растений и почвенной микрофауны, которые являются сильными комплексообразующими лигандами (щавелевая, лимонная, молочная и другие кислоты).

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Исследование образцов почвы и их отдельных фракций

2.1.1. Подготовка проб, квартование, гамма-спектрометрический анализ образцов после квартования

Отобранные в рамках экспедиционных работ 20 образцов почв высушивались в сушильном шкафу в течение 4 часов при 110°C и очищались от мелких камней и остатков корневищ растений. После этого образцы, упакованные в специальные полиэтиленовые банки, тщательно перемешивались в течение 3 часов для гомогенизации материала. Перемешивание проводилось вручную, чтобы сохранить фракционный состав пробы.

Весь объем каждой из пробы почвы был разделен на подобразцы квартованием (по 7 подобразцов для каждой пробы). Для каждого подобразца был исследован радионуклидный состав с использованием инструментального радионуклидного анализа.

Результаты анализа проб представлены в таблице 3. Погрешность, приведенная в таблице 3, складывается из статистической погрешности и неопределенности, обусловленной разбросом в активности подобразцов.

Таблица 3.

Содержание радионуклидов в пробах СИП

Образец	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/г	²⁴¹ Am, Бк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/кг	⁶⁰ Co, Бк/кг	¹⁵² Eu, Бк/кг	¹⁵⁴ Eu, Бк/кг	¹⁵⁵ Eu, Бк/кг
НР-01	3,69 ± 1,1	453 ± 136	79,6 ± 8,0	< 3	< 2	< 1,8	< 2
НР-02	1,63 ± 0,29	97,3 ± 17,2	707 ± 129	< 1,1	6,4 ± 1,2	< 1,2	3,7 ± 0,5
НР-03	2,94 ± 1,82	122 ± 38	260 ± 174	< 5	13 ± 3	< 3	8 ± 2
НР-04	11,1 ± 1,9	1190 ± 212	962 ± 60	< 5	158	7 ± 3	10 ± 2
НР-05	3,16 ± 1,39	136 ± 27	172 ± 42	< 2	14 ± 3	< 2	< 2
НР-06	1,32 ± 0,22	105 ± 12	443 ± 59	< 3	4 ± 2	< 2	2,6 ± 0,4
НР-07	0,54 ± 0,12	25,8 ± 2,3	507 ± 14	< 4	< 3	< 3	1,3 ± 0,8
НР-08	13067 ± 744	1748310 ± 99654	2300 ± 129	86 ± 9	1510 ± 70	< 13	< 9
НР-09	11,28 ± 1,23	839 ± 112	1130 ± 87	194 ± 13	4500 ± 45	181 ± 1,9	< 10
НР-10	46,9 ± 2,4	2400 ± 161	21000 ± 600	83 ± 8	2500 ± 80	92 ± 5	46 ± 9
НР-11	11,2 ± 1,4	1040 ± 130	12100 ± 460	4000 ± 400	7600 ± 700	3600 ± 360	67 ± 9
НР-12	< 0,39	20,9 ± 2,4	540 ± 20	91 ± 10	198 ± 15	83 ± 5	
НР-13	18,12 ± 1,20	2010 ± 120	1880 ± 96	10 ± 4	34 ± 5	6 ± 3	3,7 ± 1,0
НР-14	1,14 ± 0,45	143 ± 37	247 ± 76	< 3	8 ± 2	< 1,9	2 ± 1

Образец	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/г	^{241}Am , Бк/кг	^{137}Cs , Бк/кг	^{60}Co , Бк/кг	^{152}Eu , Бк/кг	^{154}Eu , Бк/кг	^{155}Eu , Бк/кг
НР-15	< 0,35	$2,8 \pm 1,6$	106 ± 9	< 3	4 ± 2	< 1,4	< 3
НР-16	514 ± 99	42300 ± 8400	135 ± 3	< 3	4 ± 2	< 1,4	< 3
НР-17	< 3,6	128 ± 14	302000 ± 16300	< 16	< 44	< 32	< 42
НР-18	< 12	< 87	4490000 ± 67000	< 48	< 164	< 136	< 155
НР-19	$16,0 \pm 1,2$	583 ± 53	4790 ± 90	< 21	< 16	< 13	< 16
НР-20	< 0,20	< 1,2	49 ± 5	< 3	< 3	< 2	$1,8 \pm 1,0$

Наиболее активными по $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am являются пробы, отобранные в месте проведения гидроядерного взрыва (НР-08) и у портала 139 штольни площадки «Дегелен» (НР-16). Аномально высокие содержания ^{137}Cs обнаружены в пробах НР-10 – ядерный взрыв и НР-17, НР-18 – 609 штольня площадки «Дегелен». Рекордные содержания ^{60}Co , ^{152}Eu и ^{154}Eu отмечаются в пробе НР-11 – «Атомное» озеро площадки «Балапан». Повышенные содержания изотопов ^{152}Eu и ^{154}Eu наблюдаются также в пробах НР-10 и НР-09 (смешанный взрыв).

^{241}Am является продуктом β -распада ^{241}Pu с периодом полураспада 14,35 лет, который, в свою очередь, нарабатывается через (n, γ) реакцию из ^{240}Pu . Содержания ^{239}Pu и ^{240}Pu , имеющих большие периоды полураспада (6564 и 24110 лет соответственно), не могли за время, прошедшее после испытаний на СИП, претерпеть заметных количественных изменений за счет распада. Содержание ^{241}Am с периодом полураспада 432 года за это время также не могло заметно уменьшиться. Таким образом, отношение $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ является показателем возраста ядерного испытания.

На основании таблицы 3 можно заключить, что наиболее «молодым» взрывом является ядерное испытание, проведенное в 177 штольне площадки «Дегелен» (проба НР-19). Отношение $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Am}$ для него составляет 26,8. Это отношение для пробы НР-08 составляет 7,47, поэтому гидроядерный взрыв на площадке «П-2» является самым «старым» из всех исследуемых ядерных испытаний. Такие выводы, однако, могут быть сделаны лишь в предположении идентичности изотопных составов ядерных зарядов, использованных при различных испытаниях, что может быть не всегда верно.

Данные таблицы 3 с точки зрения активности проб хорошо коррелируют с результатами уровней γ -, β - и α - фонов, измеренных при проведении пробоотбора (таблица 2).

2.1.2. Разделение проб по гранулометрическим и магнитным фракциям

Для разделения проб почв на гранулометрические фракции использовалась методика мокрого отсева на вибрирующе-рассеивающем встряхивателе «Analysette 3» фирмы «FRITSCH» с размерами сит 1.25, 0.50, 0.28, 0.112 и 0.040 мм. После каждого эксперимента сита промывались в ультразвуковой ванне «Laborette 17», фирмы «FRITSCH».

Для разделения образцов почвы на фракции использовалась стандартная методика мокрого отсева. Для уменьшения вероятности загрязнения слабоактивных проб почвы высокоактивными, первыми рассеивались наименее активные образцы.

После гранулометрической сепарации проб полученные подобразцы разделялись на магнитную и немагнитную составляющие.

В таблице 4 приведены данные массовых выходов гранулометрических и магнитных фракций почв. В дальнейшем в тексте гранулометрическая фракция $f > 1,25$ мкм обозначается как фракция 1, фракция $1,25 > f > 0,5$ мкм – фракция 2, фракция $0,5 > f > 0,28$ мкм – фракция 3, фракция $0,28 > f > 0,112$ мкм – фракция 4, фракция $0,112 > f > 0,04$ мкм – фракция 5 и фракция $0,04 > f$ мкм – фракция 6.

Таблица 4.

Данные массовых выходов фракций проб почвы СИП по мокрому рассеву

Проба	Массы фракций, граммы											Общая масса пробы
	f > 1,25 мм		1,25 мм > f > 0,5 мм		0,5 мм > f > 0,28 мм		0,28 мм > f > 0,112 мм		0,112 мм > f > 0,04 мм		0,040 мм > f	
	Магнитная	Немагнитная	Магнитная	Немагнитная	Магнитная	Немагнитная	Магнитная	Немагнитная	Магнитная	Немагнитная		
НР 01	60	340	9	308	2	118	2	110	5	96	472	1522
НР 02	50	226	10	115	12	62	5	117	5	91	497	1190
НР 03	59	289	8	147	10	70	7,5	91	8,5	80	231	1001
НР-04	31	131	7	243	4	189	6	194	4	87	283	1179
НР 05	161	79	57	324	18	105	16	111	11	66	150	1098
НР 06	68	290	7	139	17	74	17	106	10	64	226	1018
НР 07	1	126	11	95	18	56	15	81	6	86	418	913
НР-08	44	186	7	230	2	113	4	109	5	82	296	1078
НР-09	46	185	7	235	25	133	13	131	6	61	213	1055
НР-10	30	108	4	189	1	134	5	155	4	89	172	891
НР-11	37	229	2	250	1	113	3	122	1	86	287	1131
НР 12	10	99	6	137	10	92	1	203	0	208	509	1275
НР-13	16	116	2	152	6	65	2	100	1	84	495	1039
НР 14	50	118	33	247	15	153	42	166	28	111	472	1435
НР 15	69	217	112	168	83	98	59	185	27	133	481	1632
НР-16	12	77	3	126	1	46	1	88	4	169	157	684
НР-17	44,5	41	4	70	2	38	1,5	54	4	56	67	385
НР-18	28	14,5	3	48	0,5	38	0	57	2	67	63	321
НР-19	7	95	2	118	3	27	0	40	0	91	397	780
НР 20	39	92	6	214	13,5	44	8,5	54	2	104	234	821

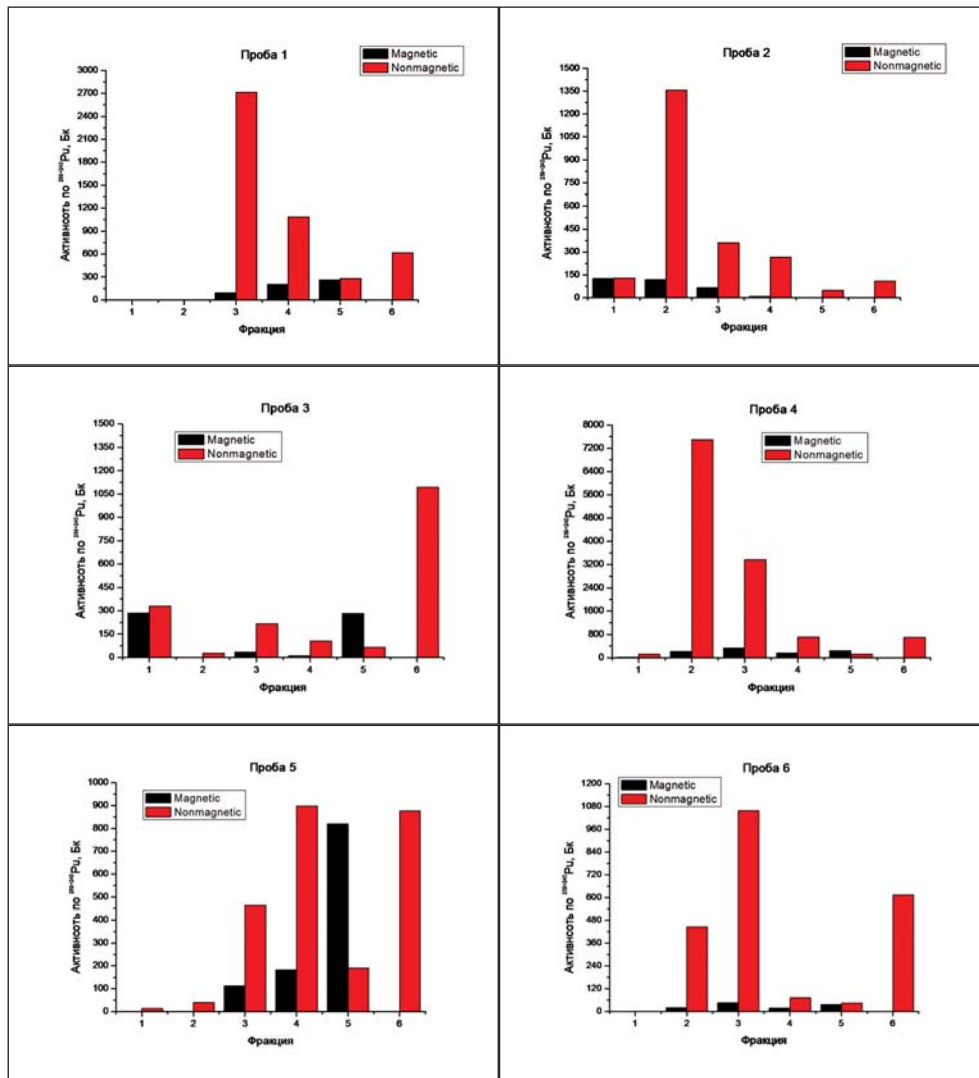
Как следует из таблицы 4, для большинства проб и фракций основу материала составляет немагнитная фракция. В некоторых пробах магнитная фракция вообще отсутствует. Исключениями являются первые фракции проб НР-05, НР-17 и НР-18, где значительная часть материала пробы сосредоточена в магнитной фракции.

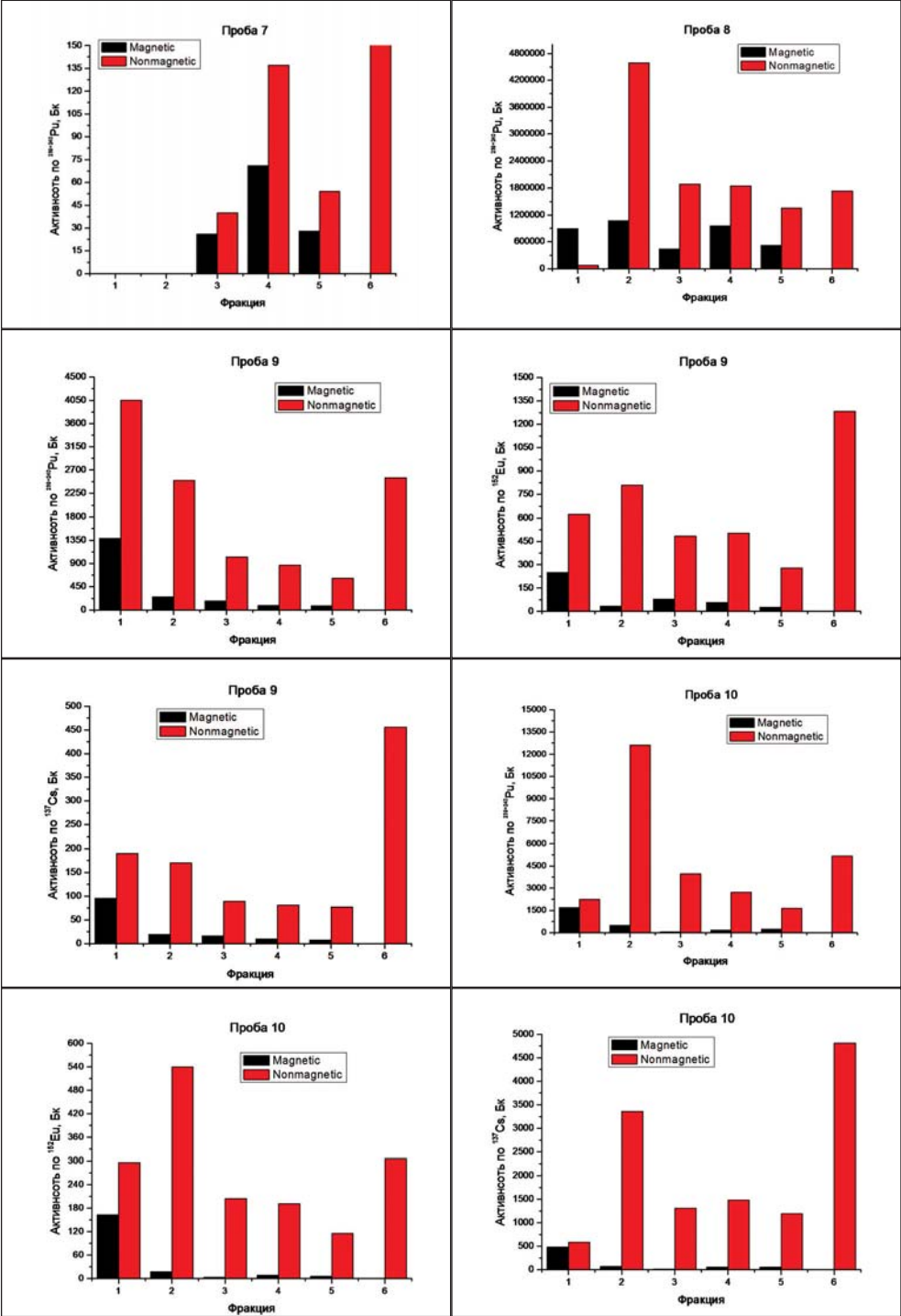
Шестая гранулометрическая фракция не разделялась на магнитную и немагнитную составляющие.

2.1.3. Гамма-спектрометрический анализ фракций почв

В соответствии с методикой, описанной выше, был выполнен гамма-спектрометрический анализ фракций почв. Аналитическими параметрами при анализе были содержания изотопов ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{152}Eu , ^{154}Eu и ^{137}Cs . Полученные данные абсолютных активностей с распределением по фракциям в графическом виде представлены на рисунке 3. Для пробы Н-12 анализ проводился без разделения фракций на магнитную и немагнитную и только для изотопов ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{152}Eu .

В зависимости от места пробоотбора выявляются следующие особенности распределений активностей по фракциям:





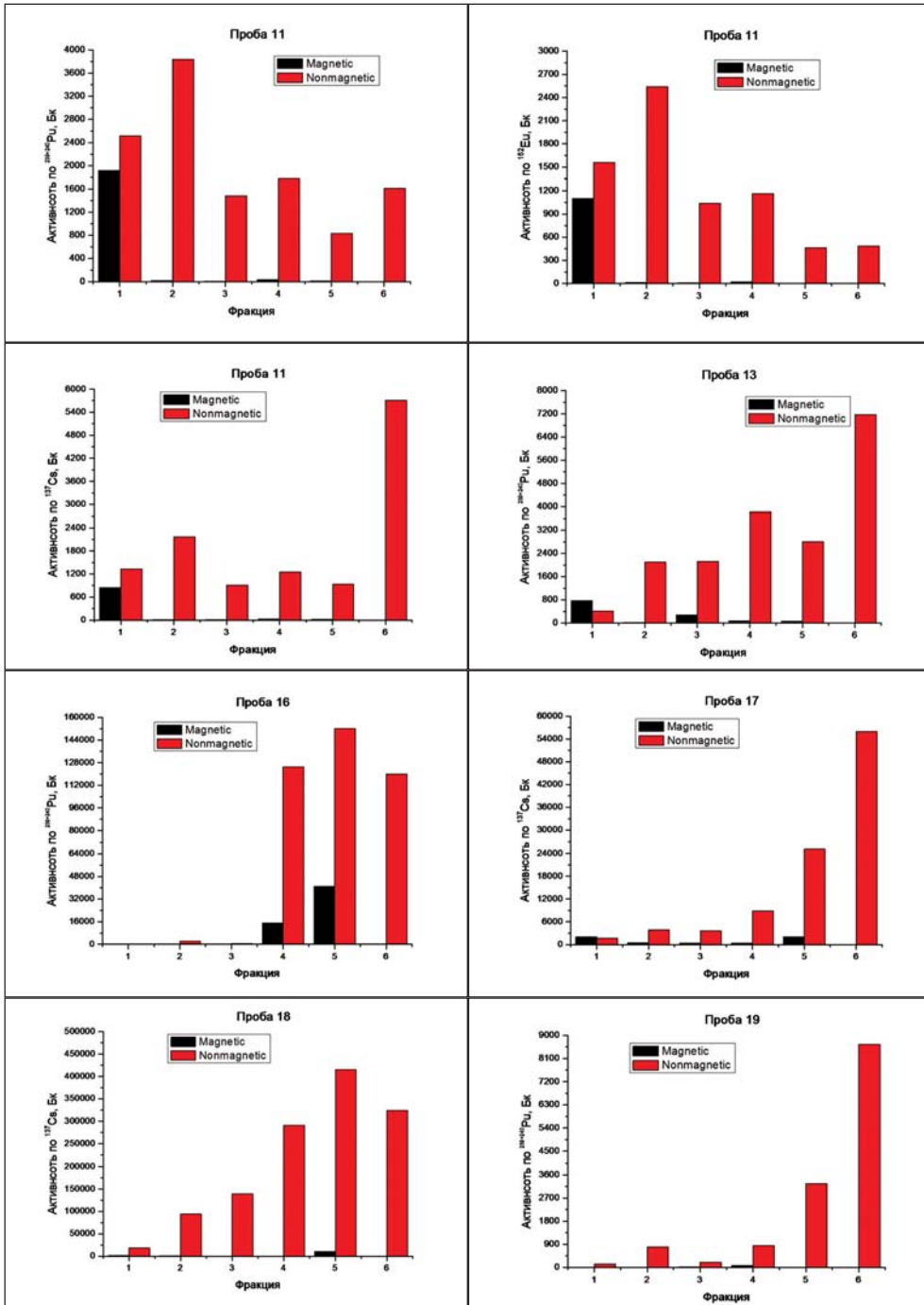


Рисунок 3. Распределение активностей проб по гранулометрическим фракциям

«Опытное поле» юго-восточный и юго-западный следы (пробы НР-01-НР-07)

Пробы, в том числе и фоновые (НР-01-НР-03), схожи по своим радионуклидным составам. Активность по $^{239+240}\text{Pu}$ изменяется в диапазоне от 540 Бк/кг (НР-07) до 11100 Бк/кг (НР-04). Прослеживается зависимость активности пробы от расстояния до эпицентра взрыва. Как правило, большая доля активности сосредоточена в немагнитной фракции, что определяется, прежде всего, соотношением масс магнитной и немагнитной фракций.

Для наиболее активной пробы НР-04 (юго-восточный след 1,2 км от эпицентра) максимум активности по плутонию сосредоточен во второй гранулометрической фракции (57 % от общей активности пробы). По мере удаления от эпицентра (проба НР-05 – 10 км от эпицентра взрыва) максимум активности смещается в область более мелких гранулометрических фракций 4, 5 и 6. Аналогичная ситуация наблюдается для проб юго-западного следа. Если для пробы НР-06 (8 км от эпицентра) максимум активности приходится на 3 фракцию (47 % от общей активности пробы), то для пробы НР-07 (16 км от эпицентра) более активными становятся 4 и 6 фракции. Так как мелкие фракции в большей степени подвержены ветровому переносу, можно предположить, что по мере удаления от эпицентра все большую роль начинает играть привнесенная активность из районов более близких к эпицентральной области.

Участок П-2 (пробы НР-08-НР-10)

Проба НР-08 (эпицентральная область гидроядерного взрыва) является самой активной из всех отобранных проб по изотопам $^{239+240}\text{Pu}$ (средняя удельная активность 13067000 Бк/кг). Максимум активности приходится на вторую гранулометрическую фракцию (37 % от общей активности пробы). Для остальных фракций активности распределены примерно равномерно. Максимум абсолютной активности пробы по ^{137}Cs приходится на 6 (34 %) и 2 (32 %) фракции, а по ^{152}Eu – на 2 фракцию – 41 % от общей активности пробы. За исключением 6 фракции, наблюдается высокая степень корреляции в распределении активностей плутония и цезия по фракциям (коэффициент корреляции 0,987). При вычислении корреляционных коэффициентов использовалась программа ORIGIN.

Аналогичная ситуация наблюдается для пробы НР-10, отобранной в месте проведения ядерного взрыва. Максимум активности по плутонию также приходится на вторую фракцию (42 % от общей активности пробы), хотя удельная активность пробы НР-10 в 279 раз ниже активности пробы НР-08. Проба НР-10 имеет самую высокую из всех образцов, отобранных на участке П-2, удельную активность по цезию (21000 Бк/кг) и высокую активность по ^{152}Eu (2500 Бк/кг). Максимум абсолютной активности по цезию приходится на 6 (36 %) и 2 (26 %) фракции, а по европию – на вторую (30 %) и первую (25 %) фракции. Наблюдается высокая степень корреляции в распределении активностей плутония и европия по фракциям (коэффициент корреляции 0,929) и за исключением 6 фракции для системы плутоний - цезия (коэффициент корреляции 0,953). Это указывает на общую природу происхождения этих изотопов.

Удельная активность пробы НР-09, отобранной на месте смешанного взрыва, на три порядка меньше аналогичного показателя для пробы НР-08. Для этой пробы наиболее активной по плутонию является первая гранулометрическая фракция (40 % от общей активности пробы). В то же время, из трех проб участка П-2 проба НР-09 яв-

ляется самой активной по ^{152}Eu с максимумом абсолютной активности, приходящейся на шестую гранулометрическую фракцию (29 %). Впрочем, первая и вторая фракции также имеют сравнимые активности (20 % и 19 % соответственно). Также, как и для проб НР-08 и НР-10, за исключением 6 фракции, наблюдается высокая степень корреляции в распределении активностей плутония и цезия по фракциям (коэффициент корреляции 0,948) и цезия и европия фракциям (коэффициент корреляции 0,947).

Таким образом, несмотря на разную природу взрывов, проведенных в местах отбора проб НР-08, НР-09 и НР-10, и большие отличия в активностях, распределение активностей изотопов $^{239+240}\text{Pu}$, ^{152}Eu и ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям является практически идентичным с максимумом, приходящимся для европия и плутония на крупные фракции (1 и 2). Большая доля активности этих проб по цезию помимо крупных фракций сосредоточена в самой мелкой части проб – в шестой фракции. Для всех трех проб наблюдается высокая степень корреляции в распределении активностей плутония и цезия по фракциям, что указывает на общую природу происхождения этих изотопов. По-видимому, часть активности шестых фракций проб по цезию является привнесенной. Связь ^{152}Eu с изотопами $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs выявляется не во всех пробах.

«Атомное» озеро (пробы НР-11, НР-12)

Характерной особенностью пробы НР-11 является ее высокая удельная активность по изотопу ^{152}Eu (7600 Бк/кг) – наивысшая из всех отобранных проб. Содержания $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{137}Cs в пробе не являются рекордными, но также достаточно высокие (11200 и 12100 Бк/кг соответственно). Максимум абсолютных активностей по плутонию и европию приходятся на крупные гранулометрические фракции: в первой фракции сосредоточено 32 % активности пробы по плутонию и 32 % по европию, во второй фракции – 28 % по плутонию и 30 % по европию. Наиболее активной по цезию является шестая фракция (43 % от общей активности пробы). Прослеживаются очень хорошие корреляционные связи в распределениях по фракциям изотопов $^{239+240}\text{Pu}$, ^{137}Cs и ^{152}Eu . Коэффициенты корреляций плутоний – цезий – 0,967, плутоний – европий – 0,977 и цезий – европий – 0,967. Из корреляционной связи выпадает только 6 фракция цезия.

Проба НР-11 была отобрана на гребне озера, проба НР-12 – на расстоянии 50 м. Смещение точки пробоотбора на 50 метров приводит к уменьшению удельной активности пробы по плутонию более чем на два порядка, по европию – в 38 раз и по цезию – в 22 раза, что указывает на то, что практически вся активность в районе Атомного озера сосредоточена в непосредственной близости от места ядерного взрыва и быстро спадает с удалением от эпицентра.

«Телькем-1» (пробы НР-13-НР-15)

Наибольшую удельную активность по всем изотопам имеет проба НР-13, отобранная на гребне. С удалением от гребня активность проб быстро уменьшается. Так, удельная активность пробы НР-14 (удаленность 200 м от места отбора пробы НР-13) по плутонию в 16 раз меньше активности пробы НР-13, а пробы НР-15 – почти на два порядка.

Для пробы НР-13 максимум абсолютных активностей по плутонию и цезию сосредоточены в 6 фракции (37 и 82 % соответственно). Причем, если активности по плутонию более крупных фракций также значимы, то практически вся активность по цезию сосредоточена в самой мелкой фракции. Такое распределение активностей по

гранулометрическим фракциям, по-видимому, свидетельствует о том, что большая часть активных частиц привнесено в исследуемый район за счет различных природных факторов. Для пробы НР-13 прослеживается корреляционная связь плутоний – европий (коэффициент корреляции 0,94), где выпадает из общей закономерности лишь 1 немагнитная фракция. Для цезия из-за низкой активности фракций подобные связи выявить не представляется возможным.

Площадка «Дегелен» (пробы НР-16-НР-20)

Пробы, отобранные на одной площадке, имеют разный радионуклидный состав. Из всех отобранных 20 проб проба НР-16 (139 штольня) имеет вторую после НР-08 удельную активность по плутонию (514000 Бк/кг). Пробы НР-17 и НР-18 (609 штольня) наиболее активны по цезию (203000 и 4490000 Бк/кг соответственно) и практически неактивны по плутонию и европию. Проба НР-19 (177 штольня) имеет достаточно высокие, хотя и не рекордные активности как по плутонию (16000 Бк/кг), так и по цезию (4790 Бк/кг). Наконец, проба НР-20 (503 штольня) является практически неактивной по всем изотопам. Такое широкое разнообразие изотопных составов определяется, по-видимому, как характерами ядерных испытаний, так и условиями переноса активности из внутренних полостей штолен к portalу.

Несмотря на различие в радионуклидных составах, пробы площадки «Дегелен» имеют схожее распределение активностей по гранулометрическим фракциям. Наибольшая доля абсолютных активностей в них, и это их отличает от остальных отобранных на Полигоне проб, сосредоточена в мелких гранулометрических фракциях (5, 6 и иногда 4).

Практически вся активность по плутонию в пробе НР-16 сосредоточена в 4 (31 % от общей активности пробы), 5 (42 %) и 6 (26 %) гранулометрических фракциях. Максимум активности по цезию в пробах НР-17 и НР-19 сосредоточен в 6 фракции (54 и 72 % соответственно). Наконец, характер распределения активности цезия по фракциям для пробы НР-18 имеет более плавный характер с максимумом в 5 фракции (33 % от общей активности пробы).

Доминирование в распределениях активностей мелких фракций, имеющих наилучшие сорбционные свойства, объясняется тем, что радионуклиды накапливаются здесь в результате взаимодействия почвенных частиц с грунтовыми водами, истекающими из штолен. Это объясняет и аномально большие содержания цезия, который имеет из всех изучаемых радионуклидов лучшие миграционные способности.

Особенностью штольни 609 (пробы НР-17, НР-18) является увеличение удельной активности пробы по цезию с удалением от портала. Этот феномен, по-видимому, объясняется особенностями рельефа местности в местах пробоотбора.

Выводы:

Пробы почв, отобранные в разных местах СИП («Опытное поле», площадка «П-2», «Атомное» озеро, площадка «Телькем-1»), где были проведены различные типы ядерных испытаний (наземные, воздушные, экскавационные), имеют общие особенности распределения активностей радионуклидов по гранулометрическим фракциям. В местах, расположенных в непосредственной близости от эпицентров взрывов, основная доля активностей проб сосредоточена в крупных гранулометрических фракциях: обычно 2 (размер частиц от 0,5 до 1,25 мм), реже – 1 (>1,25 мм) и 3 (0,28 – 0,5 мм).

Активность этих проб сформировалась в результате взаимодействия частиц почв с материалом заряда в момент ядерных взрывов. По мере удаления от эпицентров максимум активностей проб смещается в область более мелких фракций – 6 ($<0,04$ мм) и реже 4 ($0,112 - 0,28$ мм) и 5 ($0,04 - 0,112$ мм). Этот процесс сопровождается уменьшением общей активности проб. Определяющую роль в накоплении активностей в этом случае играет ветровой перенос мелких почвенных частиц.

Для проб, отобранных на площадке «Дегелен», характерно в распределении активностей доминирование мелких гранулометрических фракций. Радионуклиды накапливаются здесь в результате взаимодействия почвенных частиц с грунтовыми водами, истекающими из штолен.

Магнитные фракции почв имеют высокие удельные активности. Однако масса этих фракций, как правило, существенно меньше соответствующих немагнитных фракций. Поэтому для большинства проб основная часть абсолютных активностей сосредоточена в немагнитных фракциях.

Для проб НР-08-НР-11 и НР-13 хорошо прослеживаются корреляционные связи в распределениях отдельных изотопов по гранулометрическим фракциям, что указывает на общую природу их происхождения. Исключение составляет, как правило, лишь шестая гранулометрическая фракция, большая доля активности в которой является, по-видимому, привнесенной.

2.1.3. Рентгенофлуоресцентный анализ фракций почв

При исследовании почв СИП, помимо содержания и распределения радионуклидов, важной характеристикой ядерного испытания может быть наличие сопутствующих радионуклидам стабильных химических элементов. Выявление таких связей может помочь определить условия взрыва и тип оболочки ядерного заряда. В качестве аналитического инструмента для подобного рода исследований в Проекте использовался метод РФА, описанный выше. Средние содержания химических элементов в пробах, отобранных на СИП, аналогичны этому же параметру для обычных спокойных почв. Поэтому для выявления связей были исследованы распределения по гранулометрическим фракциям химических элементов и радиоактивных изотопов.

Сравнение данных рентгенофлуоресцентного анализа фракций и удельных активностей почв по плутонию показывают, что корреляционная связь прослеживается для изотопов $^{239+240}\text{Pu}$ и элементов Fe (коэффициент корреляции 0,87) и Sr (коэффициент корреляции 0,90) только для наиболее активной по плутонию пробы НР-08. Для остальных проб среди исследуемых химических элементов, если вклад материала заряда и присутствует, он существенно меньше среднего содержания химических элементов во фракциях.

Таким образом, можно констатировать, что предположение о возможной генетической связи некоторых химических элементов и плутония в активных пробах вообще и в «горячих» частицах в частности не находит подтверждения в полученных экспериментальных данных. Большая часть материала проб и, как следствие, связанных с ним химических элементов имеет естественное происхождение.

2.1.4. Выявление присутствия, оценка количества и средней активности «горячих» частиц в пробах

На основании разработанного подхода были проведены эксперименты по оценке присутствия «горячих» частиц в материале почвы с использованием повторного перемешивания. Для достижения максимального эффекта от перемешивания материала образца были учтены рекомендации по выбору геометрических условий измерений, сформулированные в работе [4].

Масса каждого из пяти подготовленных для эксперимента образцов составляла 98 грамм. Высота образцов варьировалась в зависимости от плотности материала.

Для каждого образца была проведена серия 16 последовательных перемешиваний и измерений. Для образца НР-16 было проведено 3 подобных серии. После каждой серии измерений определялись скорости счета для линий с энергиями 13,5 кэВ ($^{238+239+240}\text{Pu}$), 13,9 кэВ ($^{238+239+240}\text{Pu}$), 17,2 кэВ ($^{238+239+240}\text{Pu}$), 17,7 кэВ ($^{238+239+240}\text{Pu}$), 20,2 кэВ ($^{238+239+240}\text{Pu}$), 20,8 кэВ ($^{238+239+240}\text{Pu}$), 26,4 кэВ (^{241}Am), 59,5 кэВ (^{241}Am) и 129,3 кэВ (^{239}Pu). По 16 измеренным скоростям счета для каждой энергии рассчитывались стандартные отклонения. Для каждой гамма или рентгеновской линии по справочным таблицам [15] были рассчитаны полные массовые коэффициенты ослабления из предположения кремниевой матрицы, так как этот элемент наиболее близок по своим характеристикам к почвам со средним элементным составом.

Полученные зависимости стандартных отклонений скоростей счета гамма и рентгеновских линий от массового коэффициента их ослабления для наиболее активных из исследованных проб – образцов НР-08 и НР-16 носят ярко выраженный экспоненциальный характер (для пробы НР-08 зависимость показана на рисунке 2). В соответствии с математическим формализмом в случае отсутствия «горячих» частиц в образце (вся активность сосредоточена в мелкодисперсной матричной фракции), либо в случае большого количества «горячих» частиц, когда они определяют общую матричную активность образца, стандартные отклонения скоростей счета гамма и рентгеновских линий должны определяться только статистическими погрешностями измерений. Как следует из таблицы 3, для образцов 8 и 16 и для всех энергетических линий отношение стандартного отклонения к статистической погрешности превышает порядок. Значительное отличие стандартных отклонений от статистических погрешностей указывает на то, что количество «горячих» частиц в этих пробах конечно. Экспоненциальный характер зависимости стандартных отклонений скоростей счета от массового коэффициента ослабления подтверждает правильность выбора математического аппарата.

Для образцов 9, 10 и 13 отношения стандартных отклонений к статистическим погрешностям не превышает 5, а в некоторых случаях статистическая погрешность превышает стандартное отклонение. Это обусловлено малой долей активности, сосредоточенной в «горячей» фракции образцов.

В работе [4] с помощью математического моделирования было сделано заключение о том, что увеличение ослабляющих свойств среды приводит к увеличению ширины и частоты распределения скоростей счета (увеличению стандартного отклонения) и асимметрии распределения. Данные, полученные в настоящем эксперименте, подтверждают эти предположения, а также дают представление о характере изменения стандартного отклонения при увеличении ослабляющих характеристик среды.

2.2. Изучение структуры и состава «горячих» частиц

2.2.1. Идентификация и выделение «горячих» частиц

Как уже указывалось выше, работы по выделению «горячих» частиц проводились с использованием трех методов: магнитной сепарации, вынужденного деления и визуальной идентификации. При этом, магнитная сепарация использовалась как вспомогательный метод. Количество, средние абсолютные и удельные активности выделенных «горячих» частиц из 1, 2 и 3 гранулометрических фракций представлены в таблице 5. Выделение из фракции 3 в силу ограничения метода визуальной идентификации выполнялось только методом вынужденного деления. В таблице 5 разными цветами показаны используемые методы выделения (синим – метод вынужденного деления, красным – метод визуальной идентификации).

Для фракций 4 и 5 частицы не выделялись, а лишь подсчитывалось их количество. В этом случае для идентификации использовался метод вынужденного деления. Условно обнаруженные частицы этих фракций в зависимости от числа треков (активность частицы) на детекторе были разделены на четыре цветовые группы (черные – число осколков от частицы на детекторе от 5 до 10, синие – число осколков от 10 до 30, зеленые – число осколков от 30 до 100 и красные – число осколков больше 100). Полученные результаты представлены в таблице 6. Активности частиц 4 и 5 фракций не измерялись.

На основании полученных данных можно предположить, что количество обнаруженных «горячих» частиц, их форма и средние активности зависят от общей активности пробы и типа ядерного испытания. На рисунке 4 показаны типичные «горячие» частицы, отобранные на разных участках СИП.

«Опытное поле» (пробы НР-01 – НР-07)

Отобранные частицы, по-видимому, представляют собой спекшиеся минеральные образования. Оплавленная форма частиц указывает на их формирование в условиях высоких температур и давлений. Присутствуют частицы каплевидной и шарообразной формы.

Всего из семи проб, отобранных на «Опытном поле», выделено из первой фракции 46 «горячих» частиц, из второй фракции – 215 и из третьей фракции – 61 (таблица 5). Обнаружено в четвертой фракции 91 «горячая» частица и в пятой фракции – 118 частиц (таблица 6). Среднее число частиц, обнаруженных в 1 грамме пробы, составляет 0.1 – для 1 фракции, 1.1 – для 2 фракции, 5.2 – для 3 фракции, 135 частиц для 4 фракции и 440 – для 5 фракции. В среднем на 10000 частиц грунта приходится 4 «горячие» частицы первой фракции, 13 частиц второй фракции и 16 частиц 3 фракции.

Наибольшее количество выделенных частиц крупных гранулометрических фракций приходится на самую активную пробу НР-04 (166 частиц), большинство из которых (121 частица) – на вторую гранулометрическую фракцию. Наибольшее количество частиц 4 и 5 фракций обнаружено в пробе НР-05 (310 и 685 соответственно).

Таблица 5.

"Горячие" частицы, выделенные из 1, 2 и 3 гранулометрических фракций

Фракция	Масса фракции, г	Абсол. активность фракции по Р _и , Бк	Средняя удельная активность фракции по Р _и , кБк/кг	Метод выделения	Кол-во частиц	Число частиц на 1 г пробы (на 1000 частиц почвы)	Средняя абсол. активность частиц по Р _и , Бк	Средняя удельная активность частиц по Р _и , кБк/кг	Доля активности фракции, сосредоточенной в «горячих» частицах
1	194	6,3	0,028	В.и.	2	0,01 (0,04)	0,45	41	14
1	150	139	0,93	В.и.	4	0,03 (0,12)	13	3200	37
2	75	890	12	В.и.	41	0,55 (0,61)	2,8	5500	13
	2,6	31		В.д.	2	0,77 (0,85)	0,51	1000	3,3
3	2,1	12	5,9	В.д.	5	2,4 (0,72)	0,35	~3500	15
					Проба НР-03				
1	190	336	1,8	В.и.	3	0,02 (0,08)	53	9000	47
3	1,7	5,3	3,1	В.д.	23	14 (4,2)	0,1	~330	43
					Проба НР-04				
1	110	96	0,87	В.и.	33	0,3 (1,3)	1,2	280	41
	8,9	7,7		В.д.	2	0,22 (0,92)	2,8	650	72
2	150	4620	31	В.и.	96	0,64 (0,70)	4,5	7500	9,4
	5,9	183		В.д.	25	4,2 (4,6)	1,8	3000	25
3	1,5	29	19	В.д.	10	6,7 (2,0)	1,9	~9000	67
					Проба НР-05				
1	120	8,6	0,072	В.и.	1	0,008 (0,03)	3,8	170	44
	9,5	0,68		В.д.	1	0,11 (0,46)	0,03	1,3	4,4
2	190	9,2	0,048	В.и.	9	0,05 (0,06)	0,23	140	23
3	2,2	10	4,6	В.д.	6	2,7 (0,81)	0,62	~3700	37
					Проба НР-06				
2	90	287	3,2	В.и.	34	0,38 (0,42)	1,6	4400	19
	5,6	18		В.д.	8	1,4 (1,5)	0,89	2450	40
3	2,0	24	12	В.д.	9	4,5 (1,4)	0,40	~4000	15
					Проба НР-07				
3	10	8,8	0,88	В.д.	8	0,8 (0,25)	0,17	~1700	16

Фракция	Масса фракции, г	Абсол. активность фракции по Р _и , Бк	Средняя удельная активность по Р _и , кБк/кг	Метод выделения	Кол-во частиц	Число частиц на 1 г пробы (на 1000 частиц почвы)	Средняя абсол. активность частиц по Р _и , Бк	Средняя удельная активность частиц по Р _и , кБк/кг	Доля активности фракции, сосредоточенной в «горячих» частицах
1	124	518000	4180	В.и.	Проба НР-08	0,67 (2,8)	3600	770000	58
	3,6	15100		В.д.		44 (185)	28	6000	30
	117	2790000	23900	В.и.		4,6 (5,1)	1300	1100000	25
2	1,0	23900		В.д.	113	113 (124)	185	157000	88
3	1,4	28400	20300	В.д.	34	24 (7,2)	102	~1000000	12
1	123	2890	23,5	В.и.	Проба НР-09	1,2 (5,0)	8,5	1300	42
	10	235		В.д.	12	1,2 (5,0)	1,3	199	6,7
	134	1530	11	В.и.	41	0,31 (0,34)	1,4	2800	3,8
2	5,5	61		В.д.	66	12 (13)	0,52	1040	56
3	2,2	17	7,7	В.д.	64	29 (8,7)	<0,01	~100	<4
1	82	2350	29	В.и.	Проба НР-10	9,7 (41)			
	10	290		В.д.	129	13 (55)	2,2	320	98
	104	7050	68	В.и.	377	3,6 (4,0)			
2	3,5	238		В.д.	193	55 (61)	0,77	408	62
3	1,5	45	30	В.д.	99	66 (20)	0,23	~2300	51
1	120	2000	17	В.и.	Проба НР-11	0,14 (0,59)	0,58	140	0,5
	127	1950	15	В.и.	33	0,26 (0,29)	0,11	12	0,2
3	10	<1,6	<0,16	В.д.	Проба НР-12	0,1 (0,03)	<0,01	~100	
1	10	89	8,9	В.д.	Проба НР-13	0,1 (0,42)	7,2	1700	8,1
	1,9	64	34	В.д.	2	1,1 (0,33)	3,1	~31000	10
3	3,0	8,4	2,8	В.д.	Проба НР-14	3,3 (0,99)	0,08	~800	10
3	3,0	<0,18	<0,06	В.д.	Проба НР-15	1,3 (0,39)	0,16	1400	

Фракция	Масса фракции, г	Абсол. активность фракции по Р _и , Бк	Средняя удельная активность по Р _и , кБк/кг	Метод выделения	Кол-во частиц	Число частиц на 1 г пробы (на 1000 частиц почвы)	Средняя абсол. активность частиц по Р _и , Бк	Средняя удельная активность частиц по Р _и , кБк/кг	Доля активности фракций, сосредоточенной в «горячих» частицах
					Проба НР-16				
1	3,2	10	3,2	В.д.	7	2,2 (9,2)	0,085	17	6
2	68	1220	18	В.и.	26	0,38 (0,42)			
	2,5	45		В.д.	5	2 (2,2)	0,46	290	5
3	1,0	15	15	В.д.	4	4 (1,2)	0,052	100	1,4
					Проба НР-17				
1	10	<4,6	<0,46	В.д.	64	6,4 (27)	<0,01	<2	
2	3,9	<1,9	<0,49	В.д.	Не подсчитывались				
3	0,6	1,6	2,6	В.д.	Не подсчитывались				
					Проба НР-18				
1	8,1	<9,0	<1,1	В.д.	268	33 (139)	0,022	15	
2	2,5	<1,9	<0,75	В.д.	Не подсчитывались				
3	0,34	<0,2	<0,61	В.д.	Не подсчитывались				
					Проба НР-19				
1	10	13	1,3	В.д.	97	9,7 (41)	0,05	34	35
2	3,5	24	6,7	В.д.	Не подсчитывались				
3	0,85	6,3	7,4	В.д.	Не подсчитывались				
					Проба НР-20				
1	6,8	<0,68	<0,1	В.д.	7	1,0 (4,2)	0,01	6,8	
2	4,5	<0,45	<0,1	В.д.	5	1,1 (1,2)	0,11	30	
3	3,1	<0,5	<0,16	В.д.	45	15 (4,5)	0,06	65	
Примечание. Метод выделения: В.д. – вынужденного деления; В.и. – визуальной идентификации.									

Таблица 6.

Количество «горячих» частиц, обнаруженных в 4 и 5 фракциях проб

Проба	Группа «горячих» частиц	Фракция 4			Фракция 5		
		Вес пробы, г	Число частиц	Число частиц на 1 г пробы	Вес пробы, г	Число частиц	Число частиц на 1 г пробы
НР-02	Красные	0,39	нет	нет	0,24	нет	нет
	Зеленые		16	40		12	50
	Синие		12	30		32	134
	Черные		20	50		56	235
	ИТОГО		48	120		100	419
НР-03	Красные	0,65	1	2	0,26	6	23
	Зеленые		2	3		7	27
	Синие		14	21		22	85
	Черные		53	81		64	245
	ИТОГО		70	107		99	380
НР-04	Красные	0,53	1	2	0,26	5	20
	Зеленые		4	8		11	43
	Синие		15	29		32	125
	Черные		42	80		55	215
	ИТОГО		62	119		103	403
НР-05	Красные	0,77	2	2,6	0,35	1	2,9
	Зеленые		6	8		10	35
	Синие		87	113		60	171
	Черные		144	187		170	485
	ИТОГО		239	311		241	694
НР-06	Красные	0,70	<1	<1	0,26	12	46
	Зеленые		10	14		16	62
	Синие		29	42		46	177
	Черные		88	126		81	312
	ИТОГО		128	182		155	597
НР-07	Красные	0,90	5	5,6	0,21	1	4,8
	Зеленые		11	12,2		11	52
	Синие		36	40		31	148
	Черные		41	46		82	392
	ИТОГО		93	104		125	597
НР-08	Красные	0,44	245	560	0,20	2508	12540
	Зеленые		1699	3860		5319	26590
	Синие		3836	8720		40410	202040
	Черные		3467	7880		35312	176560
	ИТОГО		9247	21020		83549	417730
НР-09	Красные	0,72	39	54	0,30	50	167
	Зеленые		41	57		62	206
	Синие		54	75		123	410
	Черные		43	59		114	380
	ИТОГО		177	245		349	1163
НР-10	Красные	0,72	7	10	0,36	4	10
	Зеленые		54	75		20	55
	Синие		238	330		260	720
	Черные		357	495		492	1365
	ИТОГО		656	910		776	215
НР-11	Красные	0,41	нет	нет	0,25	нет	нет
	Зеленые		4	10		8	32
	Синие		48	117		20	80
	Черные		188	459		212	848
	ИТОГО		240	586		240	960

Проба	Группа «горячих» частиц	Фракция 4			Фракция 5		
		Вес пробы. г	Число частиц	Число частиц на 1 г пробы	Вес пробы. г	Число частиц	Число частиц на 1 г пробы
НР-12	Красные	1,00	нет	нет	0,27	нет	нет
	Зеленые		1	1		нет	нет
	Синие		64	64		34	125
	Черные		88	88		78	289
	ИТОГО		153	153		112	414
НР-13	Красные	0,37	12	32	0,25	28	112
	Зеленые		нет	нет		17	68
	Синие		нет	нет		29	116
	Черные		нет	нет		39	156
	ИТОГО		12	32		113	452
НР-14	Красные	0,36	нет	нет	0,37	нет	нет
	Зеленые		5	14		3	8
	Синие		42	117		9	24
	Черные		147	408		140	380
	ИТОГО		194	539		152	412
НР-15	Красные	0,79	нет	нет	0,46	11	24
	Зеленые		5	6		28	60
	Синие		78	99		121	263
	Черные		269	340		265	576
	ИТОГО		352	445		425	923
НР-16	Красные	0,24	7	29	0,12	15	125
	Зеленые		10	42		24	200
	Синие		64	266		102	850
	Черные		54	225		78	650
	ИТОГО		135	562		219	1825
НР-17	Красные	0,39	126	320	0,27	11	41
	Зеленые		262	670		35	130
	Синие		3230	8280		1276	4725
	Черные		3898	9995		2105	7798
	ИТОГО		7516	19265		3427	12694
НР-18	Красные	0,10	450	4500	0,09	38	420
	Зеленые		7405	74050		1912	21240
	Синие		18398	183980		33750	375000
	Черные		4500	45000		37875	420830
	ИТОГО		30753	307530		73575	817490
НР-19	Красные	0,79	97	125	0,12	Нет	нет
	Зеленые		2092	2650		230	1920
	Синие		9292	11760		13790	114915
	Черные		5425	6865		25565	213040
	ИТОГО		16906	21400		39585	329875
НР-20	Красные	0,31	16	50	0,09	15	165
	Зеленые		202	650		15	165
	Синие		4469	14415		612	6800
	Черные		2948	9510		2025	22500
	ИТОГО		7635	24625		2667	29630
Примечание: Красные - число следов осколков в отметке от ГЧ: (> 100) Зеленые - число следов осколков в отметке от ГЧ (30-100) Синие - число следов осколков в отметке от ГЧ (10-30) Черные - число следов осколков в отметке от ГЧ (5-10)							

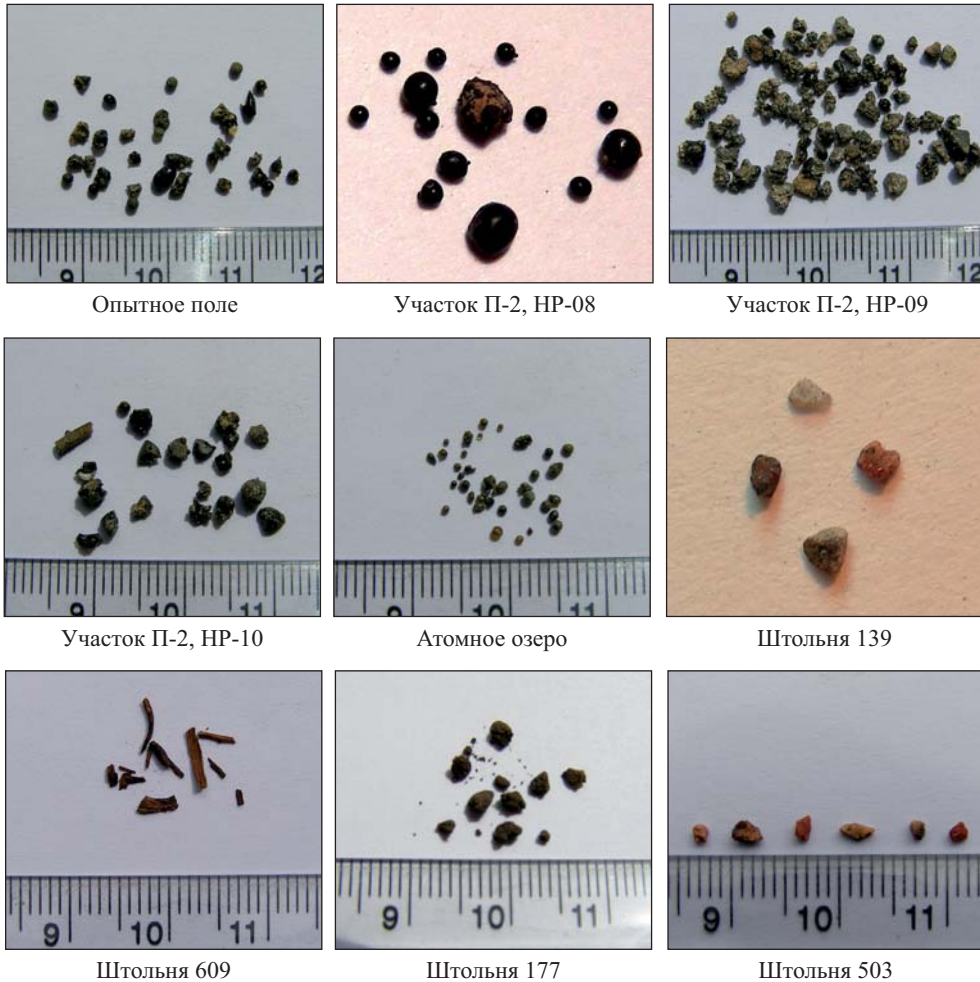


Рисунок 4. Типичные «горячие» частицы, отобранные на разных участках СИП

Средние абсолютная и удельная активности частиц 1 гранулометрической фракции составляют 11 Бк и 2000 кБк/кг соответственно. Для 2 фракции эти характеристики составляют 1,7 Бк и 3430 кБк/кг, для 3 фракции 0,59 Бк и 3700 кБк/кг соответственно.

Частицы первой фракции пробы НР-03 (3 частицы) имеют наибольшую среднюю абсолютную (53 Бк) и удельную (5000 кБк/кг) активности.

Средняя эффективность выделения активности из первой фракции составляет 37 %, из второй – 19 %, из третьей – 32 %. Таким образом, наиболее эффективно «горячие» частицы выделяются из первой и третьей фракций.

Площадка «П-2» (пробы НР-08 – НР-10)

Гидродерный взрыв, гребень (проба НР-08)

Оплавленная форма частиц указывает на их формирование в условиях высоких температур и давлений. Практически все частицы каплевидной и шарообразной формы.

Проба НР-08 является абсолютным рекордсменом по количеству обнаруженных «горячих» частиц. Всего из пробы выделено из первой фракции 243 «горячие» частицы, из второй фракции – 652 и из третьей фракции – 34. Обнаружено в четвертой фракции 9247 «горячих» частиц и в пятой фракции – 83549 частиц. Среднее число частиц в 1 грамме пробы составляет 1,9 – для 1 фракции, 5,5 – для 2 фракции, 24 – для 3 фракции, 21020 частиц для 4 фракции и 417730 – для 5 фракции. В среднем на 10000 частиц грунта приходится 80 «горячих» частиц первой фракции, 61 частица второй фракции и 72 частицы 3 фракции.

Средние абсолютная и удельная активности частиц 1 гранулометрической фракции составляют 1250 Бк и 267000 кБк/кг соответственно. Для 2 фракции эти характеристики составляют 1110 Бк и 937000 кБк/кг. И для 3 фракции 102 Бк и ~1000000 кБк/кг соответственно.

Средняя эффективность выделения активности из первой фракции составляет 57 %, из второй – 26 %, из третьей – 12 %.

Смешанный взрыв, гребень (проба НР-09)

Отобранные частицы, по-видимому, представляют собой спекшиеся минеральные образования. Оплавленная форма частиц указывает на их формирование в условиях высоких температур и давлений.

Всего из пробы выделено из первой фракции 154 «горячие» частицы, из второй фракции – 107 и из третьей фракции – 64. Обнаружено в четвертой фракции 177 «горячих» частиц и в пятой фракции – 349 частиц. Среднее число частиц в 1 грамме пробы составляет 1.2 – для 1 фракции, 7.5 – для 2 фракции, 29 – для 3 фракции, 245 частиц для 4 фракции и 1163 – для 5 фракции. В среднем на 10000 частиц грунта приходится 50 «горячих» частиц первой фракции, 8.4 частицы второй фракции и 87 частицы 3 фракции.

Средние абсолютная и удельная активности частиц 1 гранулометрической фракции составляют 7,9 Бк и 1214 кБк/кг соответственно. Для 2 фракции эти характеристики составляют 0,86 Бк и 1714 кБк/кг. И для 3 фракции <0,01 Бк и ~100 кБк/кг соответственно.

Средняя эффективность выделения активности из первой фракции составляет 39 %, из второй – 5,8 %, из третьей – <4 %.

Ядерный взрыв, гребень (проба НР-10)

Отобранные частицы по внешнему виду схожи с «горячими» частицами, отобранными на «Опытном поле» (пробы НР-01 – НР-07), что, по-видимому, указывает на одинаковую природу их происхождения.

По количеству обнаруженных «горячих» частиц проба НР-10 уступает только пробе НР-08. В то же время, из крупных гранулометрических фракций в данном случае выделено наибольшее количество частиц. Всего из пробы НР-10 выделено из первой фракции 927 «горячих» частиц, из второй фракции – 570 и из третьей фракции – 99. Обнаружено в четвертой фракции 656 «горячих» частиц и в пятой фракции

– 776 частиц. Среднее число частиц в 1 грамме пробы составляет 10 – для 1 фракции, 21 для 2 фракции, 66 для 3 фракции, 910 частиц для 4 фракции и 215 – для 5 фракции. В среднем на 10000 частиц грунта приходится 425 «горячих» частиц первой фракции, 58 частицы второй фракции и 200 частиц 3 фракции.

Средние абсолютная и удельная активности частиц измерены только для «горячих» частиц, выделенных методом вынужденного деления и составляют для 1 гранулометрической фракции 2,2 Бк и 320 кБк/кг соответственно. Для 2 фракции эти характеристики составляют 0,77 Бк и 408 кБк/кг. И для 3 фракции 0,23 Бк и 2300 кБк/кг соответственно.

Средняя эффективность выделения активности методом вынужденного деления из первой фракции составляет 98 %, из второй – 62 %, из третьей – 51 %.

Таким образом, хотя из пробы НР-10 выделено больше всего «горячих» частиц с высокой эффективностью выделения, средняя активность их относительно невелика. Поэтому и общая активность пробы по плутонию не так значима, как можно было бы предположить.

«Атомное» озеро (пробы НР-11 – НР-12)

Из трех проб, отобранных в месте проведения экскавационного взрыва («Атомное» озеро), частицы выделены практически только из пробы НР-11 (гребень). Как уже указывалось выше, активность образцов почв быстро падает с удалением от эпицентра. Поэтому небольшое количество «горячих» частиц, выделенных из пробы НР-12, лишь подтверждает этот факт.

Оплавленная форма выделенных частиц, схожая с частицами пробы НР-08, указывает на их формирование в условиях высоких температур и давлений. Практически все частицы каплевидной и шарообразной формы.

Всего из пробы НР-11 выделено из первой фракции 17 «горячих» частиц методом визуальной идентификации и из второй фракции – 33. Метод вынужденного деления «горячих» частиц в этих фракциях не выявил. Обнаружено в четвертой и пятой фракциях по 240 «горячих» частиц. Среднее число частиц в 1 грамме пробы составляет 0,14 – для 1 фракции, 0,26 – для 2 фракции, 586 частиц – для 4 фракции и 960 – для 5 фракции. В среднем на 10000 частиц грунта приходится 5,9 «горячих» частиц первой фракции и 2,9 частиц второй фракции.

Средние абсолютная и удельная активности частиц составляют для 1 гранулометрической фракции 0,58 Бк и 140 кБк/кг соответственно. Для 2 фракции эти характеристики составляют 0,11 Бк и 12 кБк/кг.

Средняя эффективность выделения активности из первой фракции составляет 0,5%, из второй – 0,2%. По-видимому, в образце присутствуют «горячие» частицы, неотличимые по внешнему виду от обычных почвенных частиц, что затрудняет их выделение методом визуальной идентификации.

Площадка «Телькем-1» (пробы НР-13 – НР-15)

Методом визуальной идентификации в пробах площадки «Телькем-1» «горячие» частицы обнаружены не были. Методом вынужденного деления удалось выделить лишь 17 частиц, дающих трековые отметки на стеклянном детекторе. Из 17 частиц 16 относятся к третьей гранулометрической фракции и лишь одна – к первой.

Большинство частиц малоактивны. Исключение составляют только три частицы пробы НР-13, средняя абсолютная активность которых больше 3 Бк.

Площадка «Дегелен» (пробы НР-16 – НР-20)

По своему внешнему виду «горячие» частицы площадки «Дегелен» можно разделить на 2 категории:

1. Частицы проб НР-16 (штольня 139) и НР-20 (штольня 503) представляют собой естественные минеральные образования. Следов оплавления на их поверхности не присутствует, что отличает их от большинства других частиц, выделенных из почв СИП.
2. Обнаруженные активные образования проб НР-17, НР-18 (штольня 609) и НР-19 (штольня 177) имеют ярко выраженное органическое происхождение. В первом случае это, по-видимому, остатки древесного материала, травы и листьев, во втором – легко разрушаемые аморфные конгломераты, похожие на остатки торфа.

Учитывая характер штолен (наличие водопроявлений), можно предположить, что активность частиц обусловлена контактом с водой, вытекающей из внутренних областей тоннеля. Внешний вид частиц, по-видимому, определяется условиями и местом пробоотбора.

За исключением частиц 1 фракции пробы НР-16, все остальные «горячие» частицы обнаружены и выделены с использованием метода вынужденного деления. Трудности метода визуальной идентификации обусловлены тем, что по внешним признакам выделенные активные образования мало похожи на типичные «горячие» частицы СИП.

При просмотре детекторов было обнаружено, что во второй и третьей фракциях проб НР-17 – НР-19 отметки от «горячих» частиц очень слабые, но покрывают практически всю поверхность стекла. При детальном просмотре на микроскопе видно, что отметки от отдельных частиц в них перекрываются. Определить полное число горячих частиц в этих фракциях по всей площади детекторов под микроскопом практически невозможно. Поэтому в таблице 5 для этих фракций указано, что частицы не подсчитывались. Такой характер распределения активности внутри фракции больше подходит под разряд «матричная активность».

Средние абсолютные активности выделенных «горячих» образований по плутонию невелики (от 0,01 до 0,46 Бк), что определяет невысокую удельную активность частиц (6,8 кБк/кг до 290 кБк/кг). В то же время, как следует из таблиц 5 и 6, число обнаруженных «горячих» частиц достаточно велико, особенно для проб НР-17 – НР-19.

2.2.2. Отношение Pu/Am для выделенных «горячих» частиц пробы НР-08

Как уже указывалось выше, отношение Pu/Am в пробах определяется датой и типом ядерного испытания. Остается, однако, вопрос: все ли «горячие» частицы, выделенные из одной и той же пробы, имеют общий генезис или – для всех ли частиц отношение Pu/Am остается постоянным. Измерение активностей по плутонию и америцию для отдельных частиц является достаточно трудоемкой задачей, в особенности, если активности частиц невелики. Поэтому было решено попытаться ответить на вопрос об общности происхождения «горячих» частиц хотя бы для одной наиболее активной пробы НР-08. Для этой цели были измерены активности изотопов $^{239+240}Pu$ и ^{241}Am с

использованием гамма-спектрометрии для 249 частиц трех крупных гранулометрических фракций.

Среднее значение отношения Pu/Am для всех исследованных частиц составляет 7,0, что хорошо согласуется с отношением плутония к америцию, полученным для всей пробы НР-08 (равное 7,5). Несмотря на большую вариацию активностей отдельных частиц (стандартное отклонение 2863 %), отношение Pu/Am меняется в небольшом диапазоне и, как результат, стандартное отклонение для всех фракций не превышает 5,4 %.

Этот вывод подтверждает рисунок 5, где показана зависимость активностей плутония и америция для разных «горячих» частиц пробы НР-08. Как видно из рисунка, практически все точки идеально лежат на прямой (коэффициент корреляции 0,9999), угол наклона которой соответствует отношению $Pu/Am = 7,0$.

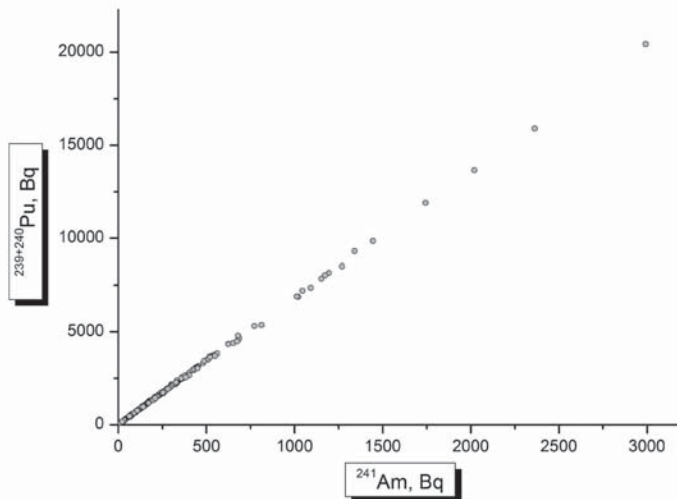


Рисунок 5. Зависимость активности по плутонию от активности по америцию для разных «горячих» частиц пробы НР-08

Таким образом, можно констатировать, что для большинства «горячих» частиц пробы НР-08 отношение Pu/Am является в хорошем приближении константой, не зависящей от размера частиц и их активностей.

На рисунке 6 показано распределение количества «горячих» частиц по активностям плутония. При этом, весь диапазон активностей был разбит в логарифмическом масштабе на пять поддиапазонов. Как следует из рисунка 6, с уменьшением размера частиц максимум смещается в область меньших активностей. Так, для первой гранулометрической фракции больше всего частиц имеют активности более 1000 Бк. Во второй фракции присутствует больше всего частиц с активностями в диапазоне от 100 до 1000 Бк. Наконец, в третьей фракции больше всего частиц с активностями в диапазоне от 10 до 100 Бк.

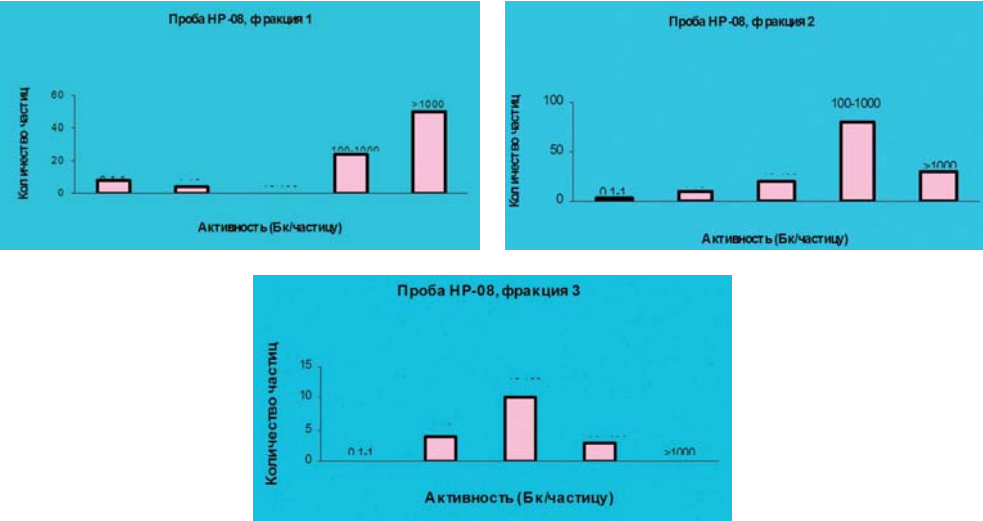


Рисунок 6. Распределение «горячих» частиц по активностям плутония для фракций 1, 2 и 3. Частицы выделены из пробы НР-08.

2.2.3. Масс-спектрометрия «горячих» частиц

В рамках выполненных работ был исследован изотопный (отношения изотопов $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ и $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$) состав 21 частицы, выделенных из почв Полигона. Для этой цели использовался метод масс-спектрометрии, описанный выше.

Результаты измерений представлены в таблице 7. В последней графе таблицы указаны отношения суммарных ионных токов по изотопным линиям урана к суммарным ионным токам по изотопным линиям плутония. Эти отношения, зная природную распространенность урана, позволяют оценить содержание элементного плутония в «горячих» частицах.

Таблица 7.

Результаты определения изотопных отношений $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ и $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$

№ ча-стицы	Масса, мг	Активность по $^{239+240}\text{Pu}$, Бк	Отношение $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$	Отношение $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	Отноше-ние $I_{\text{Pu}}/I_{\text{U}}$
НР-03, 1 фракция (>1,25 мм)					
1	5,1	не определялось	0,22	0,07	0,17
НР-03, 2 фракция (от 0,5 до 1,25 мм)					
2	1,0	2,5	0,17	0,062	0,19
НР-03, 3 фракция (от 0,28 до 0,5 мм)					
3	не определялось	0,17	0,44	0,071	0,83
4	не определялось	0,09	0,33	0,06	0,48
НР-04, 2 фракция (от 0,5 до 1,25 мм)					
5	0,1	14,9	0,25	0,048	4
6	0,3	1,4	0,22	0,053	4

№ ча- стицы	Масса, мг	Активность по $^{239+240}\text{Pu}$, Бк	Отношение $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$	Отношение $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	Отноше- ние $I_{\text{Pu}}/I_{\text{U}}$
НР-04, 3 фракция (от 0,28 до 0,5 мм)					
7	не определялось	6,2	0,69	0,052	0,48
НР-08, 1 фракция (>1,25 мм)					
8	5,2	4,71	0,14	<0,02	<0,1
9	не определялось	не определялось	8,2	0,048	0,21
НР-08, 2 фракция (от 0,5 до 1,25 мм)					
10	0,26	209	9,1	0,049	1,31
11	1,7	2530	10,6	0,048	1,15
12	не определялось	280	10,5	0,038	0,36
13	не определялось	не определялось	7,4	0,048	0,21
14	не определялось	не определялось	0,77	0,049	0,41
НР-09, 1 фракция (>1,25 мм)					
15	5,45	8,71	<0,005	0,052	<0,1
16	6,32	7,90	0,20	0,065	0,67
НР-09, 2 фракция (от 0,5 до 1,25 мм)					
17	не определялось	1,2	0,23	0,050	0,042
18	не определялось	3,72	0,008	<0,02	<0,1
19	1,61	2,26	0,18	0,045	0,77
НР-10, 1 фракция (>1,25 мм)					
20	9,6	9,6	0,010	0,067	0,089
21	11,7	8,7	0,009	0,07	0,10

Как следует из таблицы 7, отношение изотопов $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ для частиц разных фракций, отобранных на разных участках СИП, меняется в небольшом интервале значений (от <0,02 до 0,07).

Несколько иная ситуация характерна для отношения изотопов $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$. Природное соотношение этих изотопов составляет $^{235}\text{U}/^{238}\text{U} \approx 0.0072$. Близки к этому значению отношения ^{235}U и ^{238}U только для четырех частиц, выделенных из первой ($^{235}\text{U}/^{238}\text{U} < 0,005$) и второй ($^{235}\text{U}/^{238}\text{U} = 0,008$) фракций пробы НР-09 и из первой фракции пробы НР-10 ($^{235}\text{U}/^{238}\text{U} = 0,01$ и $0,009$). Для всех остальных частиц это отношение меняется в диапазоне от 0,14 до 10,6. Наибольшие значения отношений $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ наблюдаются для пробы НР-08 (площадка П-2, гидроядерный взрыв).

2.2.4. Электронная и протонная микроскопии «горячих» частиц

Наличие повышенных содержаний радиоактивных изотопов в выделенных «горячих» частицах, в особенности изотопов плутония, сам по себе факт чрезвычайно важный. Однако остается невыясненным вопрос характера распределения активности по объему частицы. Используемые для измерения содержаний изотопов $^{239+240}\text{Pu}$ методы гамма- и альфа-спектрометрии ответ на этот вопрос не дают. В то же время, эта информация могла бы помочь понять механизм формирования «горячей» частицы. Так, если частица образовалась в результате спекания активности ядерного заряда с веществом почвы, то распределение радиоактивных изотопов по объему должно быть достаточно равномерным. В то же время, если частицы почвы взаимодействовали с радиоактивным облаком в условиях не очень высоких температур и давлений, то должно было происходить осаждение активности на поверхность частицы. В этом случае радиоактивные изотопы должны быть только в приповерхностных слоях «горячей» частицы.

Для исследования распределения активности по объему «горячих» частиц использовались электронный и протонный микроскопы. Методики анализа описаны выше. Все измерения производились последовательным сканированием отдельных участков образцов площадью 200×200 мкм с шагом ~ 20 мкм. После анализа поверхностного распределения элементов делался шлиф частицы, и сканирование поверхности возобновлялось. Толщина шлифа составляла ~ 150 мкм. Для каждой исследуемой частицы делалось 3 шлифа.

Анализ объемного распределения химических элементов проводился для «горячих» частиц первой гранулометрической фракции (диаметр более 1,25 мм). Это объясняется трудностями, возникающими при фиксации частицы на поверхности подложки и их шлифовке в случае использования частиц более мелких фракций.

Всего в рамках выполнения проекта было исследовано по три «горячие» частицы двумя используемыми методами. Так как одной из основных целей этих работ было получение карт распределения радиоактивных элементов, для анализа выбирались активные частицы (с активностью по плутонию от 200 до 1000 Бк), выделенные из пробы НР-08.

На основании полученных данных можно сделать следующие выводы:

1. Все исследованные частицы имеют схожий средний элементный состав как естественной поверхности, так и шлифов. Средний элементный состав частиц близок к элементному составу типичных почв (основа SiO_2 с примесью оксидов Al_2O_3 , NaO , Fe_2O_3), что указывает на то, что матричной основой «горячих» частиц является материал почвы.
2. Элементов – продуктов ядерного взрыва (прежде всего Pu) в «горячих» частицах не обнаружено. Для наиболее активных из исследованных частиц (абсолютная активность по плутонию около 1000 Бк) при равномерном распределении элементов по объему частицы содержание элементного плутония должно составлять ~ 25 мкг/г. Чувствительности используемых методов по плутонию в случае 1000 секундного измерения спектров в точке составляют для электронного микрозонда ~ 1500 мкг/г и для протонного микрозонда ~ 300 мкг/г. При равномерном распределении плутония по объему частицы чувствительности обоих методов недостаточны для анализа трансурановых элементов. Поэтому оба аналитических метода способны зафиксировать плутоний только в случае его локального скопления в небольшой по сравнению с объемом всей частицы области.
3. Участков с аномально-высоким содержанием трансурановых элементов не обнаружено. Это указывает либо на то, что локализации плутония не происходит и он равномерно распределен по объему «горячей» частицы, либо концентрирование плутония все равно недостаточно для его регистрации.
4. Ограничение чувствительности в области трансурановых элементов определяется в случае электронного микрозонда высоким уровнем фона тормозного излучения электронов. При анализе на протонном пучке (протонный микрозонд) ситуация иная: фоновое излучение в энергетическом диапазоне рентгеновских квантов, соответствующем трансурановым элементам (от 13 до 18 кэВ), обусловлено тормозным излучением протонного пучка в веществе частицы, выход которого примерно на два порядка меньше выхода тормозного электронного излучения. Поэтому чувствительность метода в

случае протонного микрозонда определяется, прежде всего, статистикой анализа, которую можно повысить за счет увеличения времени измерения спектра в каждой точке. Таким путем, в принципе, можно достичь чувствительности, достаточной для регистрации рентгеновских линий от элементного плутония. Однако, это приводит к очень большим временам исследования распределения плутония по объему «горячей» частицы.

2.2.5. Измерение плотности «горячих» частиц

В соответствии с методикой, описанной выше, были измерены плотности 427 «горячих» частиц, выделенных из 1 и 2 фракций проб почв, отобранных на СИП. В таблице 8 представлены средние значения и диапазоны вариаций плотностей исследованных частиц. Как следует из таблицы 8, средние плотности «горячих» частиц для разных проб и фракций меняются в достаточно узком диапазоне от 1,5 до 3,2 г/см³, что близко к плотности обычных почвенных частиц. Для отдельных частиц плотности достигают значений 1,16 г/см³ (проба НР-16, фракция 2) и 4,5 г/см³ (проба НР-08, фракция 2).

Таблица 8.

Средние плотности «горячих» частиц и диапазон вариации плотностей

Проба	Фракция	Количество частиц	Средняя масса, мг	Диапазон изменения масс, мг	Средняя плотность, г/см ³	Диапазон изменения плотностей, г/см ³
НР-01	1	1			2,4	
НР-02	1	1			2,0	
НР-03	1	2			2,2	2,13 - 2,21
НР-04	1	1			1,7	
НР-04	2	2			1,5	1,35 - 1,61
НР-05	1	1			2,3	
НР-05	2	3			1,6	1,53 - 1,65
НР-08	1	102	5,1	1,2 - 23	2,6	1,81 - 3,9
НР-08	2	30	0,98	0,3 - 3,1	2,7	1,5 - 4,5
НР-09	1	144	8,0		2,1	
НР-09	2	42	3,1		2,0	
НР-11	1	19	4,83		2,2	
НР-11	2	36	1,26		1,5	
НР-16	1	5	5,7	3,0 - 9,5	2,0	1,9 - 2,1
НР-16	2	24	1,2	0,3-3,2	1,8	1,16-4,07
НР-16	3	2	0,30	0,17 - 0,44	3,2	2,7 - 3,7
НР-17	1	3	22	18 - 25	2,6	2,4 - 2,9
НР-18	1	1	4,4		1,7	
НР-19	1	1	13,8		2,9	
НР-20	1	1	3,2		2,0	
НР-20	2	6	6,5	4,0 - 11	2,0	1,8 - 2,3

2.2.6. Выщелачивание «горячих» частиц

Выщелачивание плутония является достаточно трудоемкой процедурой, требующей большого количества трассера (²³⁶Pu), что накладывает ограничение на количество изучаемых объектов. Поэтому методологически было решено по возможности

более полно исследовать массив частиц, выделенных из одной пробы НР-08. Такой выбор обусловлен высоким содержанием плутония в исходной пробе НР-08 (13067 Бк/г) и широким диапазоном активностей выделенных «горячих» частиц (от единиц до десятков тысяч Беккерелей на частицу).

Всего было исследовано 11 «горячих» частиц 1 и 2 гранулометрических фракций пробы НР-08. Для сравнения было изучено также по две частицы проб НР-09 и НР-10. Частицы пробы НР-08 охватывают диапазон активностей от 0,22 Бк до 1740 Бк.

Полученные данные активностей для разных форм нахождения плутония представлены в таблице 9. В таблице оранжевым цветом отмечены доминирующие формы для каждой частицы.

Таблица 9.

Формы нахождения плутония в «горячих» частицах

Проба, фракция	Исходная активность, Бк	Активности для разных форм плутония, Бк		
		Подвижные (1 М HCl)	Кислоторастворимые (7,5М HNO ₃)	Прочнофиксируемые (остаток после выщелачивания)
НР-08, 1	5,0	2,5	1,9	0,65
НР-08, 1	1740	0,0049	0,003	1740
НР-08, 2	0,22	0,12	0,074	0,027
НР-08, 2	15,5	14,8	0,56	0,14
НР-08, 2	206	0,015	0,450	206
НР-08, 2	640	0,150	0,30	640
НР-08, 2	795	0,050	0,190	795
НР-08, 2	902	0,36	2,7	899
НР-08, 2	925	0,037	0,066	925
НР-08, 2	1200	0,810	3,24	1195
НР-08, 2	1550	0,031	0,047	1550
НР-09, 1	2,0	0,022	0,02	1,96
НР-09, 2	1,2	< 0,01	0,026	1,16
НР-10, 1	6,0	0,61	0,006	5,38
НР-10, 1	13,8	0,004	0,006	13,8

Результаты выщелачивания «горячих» частиц показывают, что в частицах с абсолютной активностью более 100 Бк преобладающая часть плутония (около 99 %) находится в трудно растворимой форме, т.е. в основном входит в кристаллическую решетку плохо растворимой минеральной части. Обнаружение плутония в разных геохимических формах (подвижной, кислоторастворимой, прочнофиксируемой) в частицах с меньшей абсолютной активностью (<100 Бк) свидетельствует о его неравномерном распределении по объему матрицы и вхождении в состав разных групп соединений, различающихся по своим свойствам и растворимости.

Полученные результаты можно интерпретировать предположением, что включение плутония в состав соединений происходило двумя разными механизмами: 1. Распределение плутония в объеме химически устойчивой матрицы в результате изо- и гетеро-валентного замещения или 2. Сорбционное распределение на поверхности или в тонком приповерхностном слое радиоактивной субстанции.

ВЫВОДЫ

В результате проведенных работ было установлено:

1. Пробы почв, отобранные в разных местах СИП («Опытное поле», площадка «П-2», «Атомное» озеро, площадка «Телькем-1»), где были проведены различные типы ядерных испытаний (наземные, воздушные, экскавационные), имеют общие особенности распределения активностей радионуклидов по гранулометрическим фракциям. В местах, расположенных в непосредственной близости от эпицентров взрывов, основная доля активностей проб сосредоточена в крупных гранулометрических фракциях: обычно 2 (размер частиц от 0,5 до 1,25 мм), реже – 1 ($>1,25$ мм) и 3 (0,28 – 0,5 мм). Активность этих проб сформировалась в результате взаимодействия частиц почв с материалом заряда в момент ядерных взрывов. По мере удаления от эпицентров максимум активностей проб смещается в область более мелких фракций – 6 ($<0,04$ мм) и реже 4 (0,112 – 0,28 мм) и 5 (0,04 – 0,112 мм). Этот процесс сопровождается уменьшением общей активности проб. Определяющую роль в накоплении активностей в этом случае играет ветровой перенос мелких почвенных частиц. Для проб, отобранных на площадке «Дегелен», характерно в распределении активностей доминирование мелких гранулометрических фракций. Радионуклиды накапливаются здесь в результате взаимодействия почвенных частиц с грунтовыми водами, истекающими из штолен.
2. Магнитные фракции почв имеют высокие удельные активности. Однако масса этих фракций, как правило, существенно меньше соответствующих немагнитных фракций. Поэтому для большинства проб основная доля абсолютных активностей сосредоточена в немагнитных фракциях.
3. Общее количество «горячих» частиц, выделенных методами визуальной идентификации и вынужденного деления, составляет: 1734 для 1 гранулометрической фракции, 1613 для 2 фракции и 324 для 3 фракции. 63 % всех частиц 1 фракции и 74 % частиц 2 фракции выделены методом визуальной идентификации. Метод визуальной идентификации является более эффективным для крупных гранулометрических фракций, что обусловлено гораздо большей массой образца, вовлеченной в анализ в этом случае. В то же время, в пересчете на 1 грамм образца больше частиц выделяется методом вынужденного деления, что объясняется его более высокой чувствительностью. Поэтому можно заключить, что при выделении «горячих» частиц из образца небольшой массы (до 10 грамм) лучше использовать метод вынужденного деления. Из больших образцов (свыше 10 грамм) «горячие» частицы более эффективно выделять методом визуальной идентификации.
4. Для большинства проб средние абсолютные активности выделенных «горячих» частиц не превышают 60 Бк для 1 фракции, 4,5 Бк для 2 фракции и 3,1 Бк для 3 фракции. Исключение составляет проба НР-08, для которой аналогичные параметры составляют 1248, 1107 и 102 Бк соответственно.
5. Удельные активности всех выделенных частиц на несколько порядков превышают удельные активности соответствующих гранулометрических фрак-

- ций. Это указывает на то, что в соответствии с принятым определением понятия «горячая» частица, выделенные активные образования действительно относятся к этой категории объектов.
6. Выделенные частицы отличаются по внешнему виду. Это объясняется разными условиями формирования объемной структуры «горячих» частиц.
 7. Среднее отношение $^{(239+240)}\text{Pu}/^{(241)}\text{Am}$ для «горячих» частиц, выделенных из крупных гранулометрических фракций (7,0), близко к отношению этих изотопов для всей пробы НР-08. Стандартное отклонение отношений изотопов $^{(239+240)}\text{Pu}/^{(241)}\text{Am}$ для разных частиц пробы НР-08 не превышает 5,4 %, что указывает на общий генезис выделенных частиц.
 8. Отношение изотопов $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ для частиц разных фракций, отобранных на разных участках СИП, меняется в небольшом интервале значений (от <0,02 до 0,07). Несколько иная ситуация характерна для отношения изотопов $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$. Природное соотношение этих изотопов составляет $^{235}\text{U}/^{238}\text{U} \approx 0,0072$. Близки к этому значению отношения ^{235}U и ^{238}U только для четырех частиц, выделенных из первой ($^{235}\text{U}/^{238}\text{U} < 0,005$) и второй ($^{235}\text{U}/^{238}\text{U} = 0,008$) фракций пробы НР-09 и из первой фракции пробы НР-10 ($^{235}\text{U}/^{238}\text{U} = 0,01$ и 0,009). Для всех остальных частиц это отношение меняется в диапазоне от 0,14 до 10,6. Наибольшие значения отношений $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ наблюдаются для пробы НР-08 (площадка П-2, гидроядерный взрыв).
 9. Все исследованные с помощью электронного и протонного микрозондов частицы имеют схожий средний элементный состав как естественной поверхности, так и шлифов. Средний элементный состав частиц близок к элементному составу типичных почв (основа SiO_2 с примесью оксидов Al_2O_3 , NaO , Fe_2O_3), что указывает на то, что матричной основой «горячих» частиц является материал почвы.
 10. Средние плотности «горячих» частиц для разных проб и фракций меняются в достаточно узком диапазоне от 1,5 до 3,2 г/см³, что близко к плотности обычных почвенных частиц.
 11. Результаты выщелачивания «горячих» частиц показывают, что в частицах с абсолютной активностью более 100 Бк преобладающая часть плутония (около 99 %) находится в трудно растворимой форме, т.е. в основном входит в кристаллическую решетку плохо растворимой минеральной части. Обнаружение плутония в разных геохимических формах (подвижной, кислоторастворимой, прочнофиксированной) в частицах с меньшей абсолютной активностью (<100 Бк) свидетельствует о его неравномерном распределении по объему матрицы и вхождении в состав разных групп соединений, различающихся по своим свойствам и растворимости. Полученные результаты можно интерпретировать предположением, что включение плутония в состав соединений происходило двумя разными механизмами: 1. распределение плутония в объеме химически устойчивой матрицы в результате изо- и гетеро-валентного замещения или 2. сорбционное распределение на поверхности или в тонком приповерхностном слое радиоактивной субстанции.

Авторский коллектив выражает благодарность Солодухину В.Н., Мульгину С.И., Матиенко Л.Д., Кияткиной Н.Г., Назаренко Л.М., Субботину С.Б., Платову А.В., Ермакову Е.Л., Левину В.Л. за активное участие и поддержку проведенных исследований.

ЛИТЕРАТУРА

1. Характеристика радиологических и нерадиологических загрязнителей в месте расположения Семипалатинского полигона: заключительный технический отчет по проекту МНТЦ К-053-96 / менеджер проекта Сиражет Хажеббер. -1999, декабрь.
2. Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах / В.М. Прохоров. - М.: Энергоиздат, 1981. – С. 10-58.
3. Bunzl K. Probability for detecting Hot Particles in Environmental Samples by Sample Splitting / K. Bunzl // Analyst. -1997. –V. 122. P. 653-656.
4. Bunzl K. Detection of Radioactive Hot Particles in Environmental Samples by Repeat Mixing / K. Bunzl // Appl. Radiat. Isot. -1998. - V. 49. - No. 12. – P. 1625-1631.
5. Debertin K. Gamma- and X-ray spectrometry with semiconductor detectors / K. Debertin, R.G. Helmer. - North-Holland: Amsterdam, 1988.
6. Knyazev B.B. The instrumental method of plutonium determination / B.B. Knyazev, I.V. Kazachevskiy, V.P. Solodukhin, S.N. Lukashenko, M.K. Knatova, V.V. Kashirskiy // Czechoslovak Journal of Physics. – 2002. -Vol. 52. – P. A45-A5.
7. Beasley T. M. Isotopic Pu, U, and Np Signatures in Soils from Semipalatinsk-21, Kazakh Republic and the Southern Urals, Russia. J. Environ / T. M. Beasley, J.M. Kelley, K.A. Orlandini, L.A. Bond, A. Aarkrog, A.P. Trapeznikov, V.N. Pozolotina // Radioactivity. – 1998. - Vol.39. - No.2. –P. 215-230.
8. Belayev B.N. Atomnaya Energiya / B.N. Belayev, V.M. Gavrillov, V.D. Domkin [at all.]. - 1997. - V.83. - № 4. - С. 298-304.
9. Krey P.W. Transuranium Nuclides in the Environment: Proc. Symp. (San Francisco, 17-21 November, 1975) IAEA-SM-199/39. / P.W. Krey, E.P. Hardy, C. Pachucki [et al.]. – Vienna: IAEA, 1976. - P. 671-677.
10. McCormick A. Thermal-Ionization Mass Spectrometry for Small Sample Analysis of Uranium and Plutonium /A. McCormick //Appl. Radiat. Isot. - Vol.43. - No. ½. - P. 271-278.
11. Shihomatsu H.M. Trace Uranium Analysis by Isotope Dilution Alpha and Mass Spectrometry and Comparison with Other Techniques / H.M. Shihomatsu , S.S. Iyer. // Nucl. Instr. Meth. In Phys. Recearh, A280. – 1989. –С. 488-491.
12. Mit A.G. Modernization of the mass-spectrometer MI-1201 in conformity to the tasks of isotopic analysis of glazed stratum and solid particles. Sem. " The converse in the national collaboration" / A.G. Mit, L.M Nazarenko, E.M. Yakushev. - Almaty, 1996.
13. Kadyrzhanov K.K. Techniques used at the national nuclear centre's institute of nuclear physics for studying soil probes and soil fragments at the semipalatinsk nuclear test site / K.K. Kadyrzhanov, V.P. Solodukhin, I.V. Kazachevskiy, S. Khazhekber, S.N. Lukash-

- enko, G.N. Chumikov, M.F. Verestchak, A. Eliseev, A.K. Zhetbaev, L.M. Nazarenko, S.P. Pivovarov, A. Platov, A.B. Rukhin, T.A. Seredavina, P.V., Chakrov E.M. Yakushev // Nuclear Physical Methods in Radioecological Investigations of Nuclear Test Sites. - Printed in the Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 2000. – P. 17-42.
14. Kelman V.M. Electro-optical elements of prism mass-spectrometer / V.M. Kelman, S.P. Karetzkaya, L.V. Fedulina, E.M. Yakushev //Pub. "Science". - Alma-Ata, 1979.
 15. Таблицы полных массовых коэффициентов ослабления характеристического рентгеновского излучения. – Методические рекомендации / под общей ред. Н.И. Комяка; сост: О.С. Маренков, Б.Г. Комков. – ЛНПО: Буревестник", 1978. - 274 с.

СЕМЕЙ СЫНАҚ ПОЛИГОНЫНЫҢ ТОПЫРАҒЫНДАҒЫ «ЫСТЫҚ» БӨЛШЕКТЕРДІ ЗЕРТТЕУ ЖӘНЕ ЖҮЙЕЛЕНДІРУ

¹Горлачев И.Д., ¹Квочкина Т.Н., ¹Князев Б.Б., ²Лукашенко С.Н.

¹ ҚР ҰЯО Ядролық физика институты, Алматы, Қазақстан

**² ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Курчатов, Қазақстан**

Семей сынақ полигонының (ССП) аумағында 456 ядролық жарылыс өткізілді. Топырақтың түрлі типінде ластанған радионуклидтердің таралуы мен құрамы әртүрлі. Топырақтың белсенділігінің негізгі көздерінің бірі, ондаған микроннан миллиметрлік бірлікке дейінгі мөлшерде «ыстық» бөлшектер болып табылады. Үлгінің жалпы белсенділігіне «ыстық» бөлшектердің белсенділігінің арақатынасы ядролық сынақтың табиғатымен анықталады. Қоршаған ортадағы радиоактивті өнімдердің жылыстауының дәрежесін болжау үшін және адам ағзасының ішкі және сыртқы сәулеленуін бағалау үшін «ыстық» бөлшектердің физико-химиялық қасиеттерін білу қажет.

Ұсынылған жұмыстың мақсаты, түрлі типтегі ядролық сынақтар өткізілген жерлерден іріктеп алынған топырақ сынақтарынан «ыстық» бөлшектердің бөлінуі, оларды жүйелендіру және топырақ фракцияларының және белгілі бір «ыстық» бөлшектердің физико-химиялық ерекшеліктерін зерттеу жұмыстары болып табылады. Барлығы топырақтың 20 сынақтары іріктеп алынды, оның ішінде «Тәжірибе даласынан» - 7, «Атом» көлінен – 2, «Телькем-1» алаңынан – 3, П-2 телімінен – 3 және «Дегелең» алаңынан 177, 139, 503, 609 шотольяларынан 5 сынақ сәйкес келеді. Барлық сынақтар визуалды сәйкестендіру әдісімен «ыстық» бөлшектердің орын алуына және еріксіз бөлінуіне зерттелді. Жалпы алғанда ірі түйіршікметриялық фракциялардан 3000-нан аса «ыстық» бөлшектер бөлінді (бөлшектердің көлемі 0,28 мм аса). Ұсақ түйіршікметриялық фракцияларда бөлшектер айқындалған жоқ, тек қана олардың құрамы есептелді. Жеке бір «ыстық» бөлшектер абсолютті және тиесілі белсенділігі, тығыздығы, $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Pu}$ және $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ изотоптарына арақатынасы, орташа элементтік құрамы анықталды және ондағы плутонийді анықтау формасы зерттелді. Гамма және рентген желілерінің есебінің жылдамдығының стандартты ауытқуларын талдамалауға негізделген «ыстық» бөлшектердің орташа белсенділігі мен мөлшерін бағалау, орын алуын анықтау тәсілі әзірленді. Зерттеулерді орындау барысында дәстүрлі аналитикалық әдістермен, гамма-, альфа- және масс-спектрометрия, рентгенофлуоресцентті талдамамен қатар, Ядролық физика институтына бейімделген арнайы әзірленген дәстүрлі емес тәсілдер де пайдаланылды.

RESEARCH AND SYSTEMATIZATION OF «HOT» PARTICLES IN THE SOILS OF SEMIPALATINSK TEST SITE

¹I.D. Gorlachev, ¹T.N. Kvochkina, ¹B.B. Knyazev, ²S.N. Lukashenko

¹Institute of Nuclear Physics NNC RK, Almaty, Kazakhstan

²Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

At the Semipalatinsk Test Site (STS) 456 nuclear explosions were carried out. The composition and distribution of radionuclides for each type of soil pollution is different. One of the main sources for activity of soils are «hot» particles with dimensions of tens of microns to several millimeters. The ratio of activity of the «hot» particles to the total activity of the sample is determined by the nature of the nuclear test. Knowledge of physical and chemical properties of «hot» particles is needed to predict the extent of migration of radioactive products in the environment and for assessing the risk of external and internal exposure of the human body.

The aim of the present work was the selection of «hot» particles from soil samples taken in areas of different types of nuclear tests, their classification and study of physico-chemical characteristics of soil fractions as well as individual «hot» particles. There were taken 20 soil samples, 7 of which from «Experimental field» site, 2 - from «Atomic» lake, 3 - from «Telkem-1», 3 - from P-2 site and 5 samples from tunnels 177, 139, 503, 609 area of «Degelen» site. All samples were tested for the presence of «hot» particles by methods of visual identification and induced fission. A total 3,000 «hot» particles were taken from large granulometric fractions (particle size is more than 0.28 mm). In the small granulometric fractions no particles were allocated, but only their content was counted. For some «hot» particles there were determined the absolute and specific activity, density, ratio of isotopes $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$, $^{239+240}\text{Pu}/^{241}\text{Pu}$ и $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$., average elemental composition and studied plutonium speciation in them. An approach has been developed to detect the presence, estimate the number and average activity of «hot» particles, based on the analysis of standard deviations of counting rates of gamma and X-ray lines. During the studies there have been used both traditional analytical methods such as gamma, alpha and mass spectrometry, roentgen-fluorescent analysis, and specially developed innovative approaches focused on the capabilities of the Institute of Nuclear Physics.

УДК 577.391:504.064:539.16

**ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ
РАДИОНУКЛИДОВ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫМИ КУЛЬТУРАМИ
В РАЙОНЕ ПРОВЕДЕНИЯ НАЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ
(ПЛ. «ОПЫТНОЕ ПОЛЕ»)**

**Кожуханов Т.Е., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В.,
Иванова А.Р., Келлер С.А.**

*Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан*

В статье представлены результаты исследования накопления техногенных радионуклидов сельскохозяйственными культурами, выращенными на радиоактивно-загрязненной территории площадки «Опытное поле» бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП). В результате работы выявлены особенности накопления и распределения техногенных радионуклидов в вегетативных и генеративных органах исследуемых растений. Получены коэффициенты накопления ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am для продукции растениеводства, необходимые для прогноза концентраций данных радионуклидов при оценке возможности передачи части территории СИП в хозяйственное пользование. Выявлена зависимость коэффициента накопления радионуклидов для исследуемых растений от типа посадки. Установлено, что критическим радионуклидом на площадке «Опытное поле» территории СИП является ^{90}Sr .

Ключевые слова: радиоактивное загрязнение, радионуклиды, ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, сельскохозяйственные (с/х) культуры, удельная активность (УА), коэффициенты накопления (Кн), основная сельскохозяйственная (растительная) продукция, допустимая удельная активность (ДУА).

ВВЕДЕНИЕ

Решение проблем, связанных с ведением сельского хозяйства на радиоактивно-загрязненных территориях, занимает одно из ведущих мест в комплексе мероприятий, направленных на снижение концентрации радионуклидов в растениеводческой продукции [1–4]. Исследования, выполненные на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварий на предприятиях ядерного энергетического цикла, показали, что во многих радиологических ситуациях вклад внутреннего облучения населения за счет потребления содержащих радионуклиды продуктов питания в суммарную дозу сравним или даже выше вклада внешнего облучения [1, 5].

До настоящего времени все исследования, проводимые на территории СИП, были связаны с изучением перераспределения и миграции радионуклидов в естественных биогеоценозах, а также с оценкой качества продукции животноводства. Работы по изучению особенностей накопления радионуклидов сельскохозяйственными культурами на территории СИП ранее не проводились.

Изучению количественных характеристик накопления техногенных радионуклидов в урожае сельскохозяйственных культур посвящено большое количество работ, которые были проведены в различных почвенно-климатических условиях [1–5]. Не-

смотря на вышесказанное, в мировой практике практически нет подобных работ, проведенных в природно-климатических условиях, характерных для территории бывшего СИП. Впервые такие работы по изучению особенностей накопления радионуклидов сельскохозяйственными культурами и их распределения по отдельным органам растений были начаты в 2010 г. на пл. «Опытное поле» территории СИП. Необходимость изучения особенностей накопления техногенных радионуклидов сельскохозяйственными культурами на территории СИП возникла в условиях проведения масштабных работ по передаче части его земель в хозяйственное использование.

Основной целью работы стало изучение особенностей накопления техногенных радионуклидов сельскохозяйственными культурами при их выращивании в районе проведения наземных ядерных испытаний. Особый интерес, с точки зрения изучения накопления радионуклидов, представляют собой сельскохозяйственные культуры, районированные для данного региона.

Немаловажным вопросом остается изучение характера накопления $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в продукции сельского хозяйства, данные по которым встречаются крайне редко даже в обобщенных материалах мировых исследований [6]. Изучение особенностей накопления радионуклидов трансурановой группы сельскохозяйственными растениями стало одной из главных задач нашей работы, поскольку влияние этих радионуклидов, учитывая их периоды полураспада (сотни и тысячи лет), на радиационную обстановку на территории СИП и его окрестностей будет возрастать со временем.

1. ПОСТАНОВКА ЭКСПЕРИМЕНТА

Для проведения натурного эксперимента по изучению накопления радионуклидов сельскохозяйственными культурами была выбрана территория в районе технической площадки «П-2», характеризующаяся высоким содержанием радионуклидов, относящихся, прежде всего к трансурановым: $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Содержание радионуклидов в поверхностном горизонте почвы (0-5 см) находится на уровне: $^{241}\text{Am} - n \cdot 10^4 \text{ Бк/кг}$, $^{137}\text{Cs} - n \cdot 10^3 \text{ Бк/кг}$, $^{90}\text{Sr} - n \cdot 10^3 \text{ Бк/кг}$ и $^{239+240}\text{Pu} - n \cdot 10^5 \text{ Бк/кг}$ [7].

Для проведения исследований, на основании ранее полученных данных о распределении техногенных радионуклидов в почвенном профиле [7], на территории «Опытного поля» была выбрана площадка «П-2», характеризующаяся высоким уровнем содержания в почвах трансурановых радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . Естественный почвенно-растительный покров исследуемой территории представлен светлокаштановыми почвами и степным разнотравьем.

Объектами исследования были выбраны 12 видов сельскохозяйственных растений, отнесенных к 5 растительным группам, в зависимости от той части растения, которая употребляется в пищу: зерновые, плодовые, листовые, луковичные овощи и корнеплоды.

Посадка исследуемых растений производилась в сроки, рекомендуемые для выбранных видов сельскохозяйственных культур, с учетом природно-климатических условий региона.

Система земледелия включала следующие мероприятия: агротехнические (перекопка почвы, выравнивание поверхностного слоя, удаление сорных растений) и мелиоративные (искусственное орошение). Агрохимические приемы ведения земледелия

(использование удобрений и других химических веществ) не применялись, с целью получения данных об особенностях накопления радионуклидов в сельскохозяйственных растениях без влияния данного фактора.

На исследуемой территории, в период с мая по сентябрь 2010 года, велись наблюдения за метеорологическими условиями [8].

1.1. Опытнo-экспериментальный участок

На основании дозиметрических измерений (плотности потока β -частиц и мощности эквивалентной дозы (МЭД)), проводимых на высоте 0-5 см от поверхности почвы, на площадке «П-2» выбран опытнo-экспериментальный участок с однородным рельефом и равномерным уровнем радионуклидного загрязнения почв. Выбранный участок характеризуется следующими показателями дозиметрических измерений: диапазон значений плотности потока β -излучения составляет 90-120 част/(мин*см²), мощность эквивалентной дозы γ -излучения – 0,95-1,18 мкЗв/ч. Площадь выбранного участка ~200 м². Схема расположения опытнo-экспериментального участка представлена на рисунке 1.

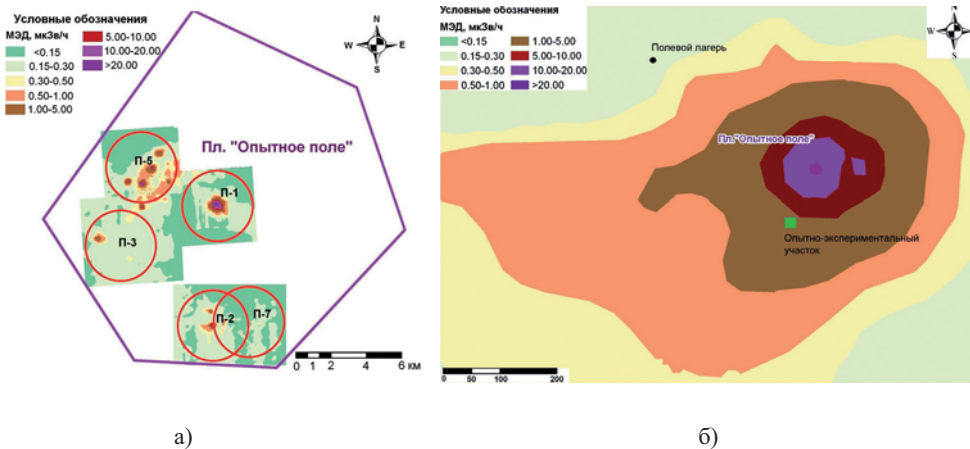


Рисунок 1. Схема расположения испытательных площадок (а) и опытнo-экспериментального участка на пл. «Опытное поле» (б)

1.2. Объекты исследования

В качестве опытных сельскохозяйственных растений были выбраны виды культур, выращивание которых практикуется населением и частными хозяйствами, за пределами территории СИП, в почвенно-климатических условиях аридного климата данного региона, при искусственном орошении. Выбранные для исследования сельскохозяйственные культуры представлены в таблице 1.

Таблица 1.

Исследуемые сельскохозяйственные растения

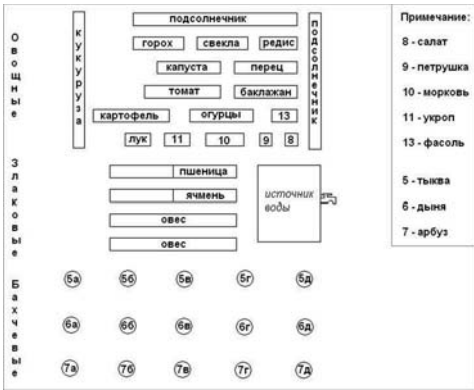
№ п/п	Вид сельскохозяйственной культуры	Сорт
1	арбуз (<i>Citrullus vulgaris</i>)	«Огонек» и «Шуга-Бэби»
2	дыня (<i>Cucumis melo</i>)	неизвестен
3	томат (<i>Solanum lycopersicum</i>)	местный
4	перец (<i>Capsicum annuum</i>)	местный
5	баклажан (<i>Solanum melongena</i>)	местный
6	капуста (<i>Brassica oleracea</i>)	местный
7	петрушка (<i>Petroselinum vulgare</i>)	«Обыкновенная»
8	морковь (<i>Daucus carota</i>)	«Шантанэ»
9	лук (<i>Allium cepa</i>)	«Касатик»
10	пшеница (<i>Triticum vulgare</i>)	«Белоозерка»
11	ячмень (<i>Hordeum vulgare</i>)	«Мещанский»
12	фасоль (<i>Phaseolus vulgaris</i>)	«Красная»

1.3. Планировка экспериментального участка и посадка сельскохозяйственных культур

Экспериментальный участок был разбит на три основных сектора (бахчевые, злаковые и овощные культуры), схема расположения делянок представлена на рисунке 2.



а)



б)

Рисунок 2. Общий вид опытно-экспериментального участка весной (а), схема расположения делянок (б).

Площади делянок составили от 0,25 до 2 м² в зависимости от количества посадочного материала и плотности размещения растений. Характеристики посадочных площадей и приемов посадки представлены в таблице 2.

Таблица 2.

Площадь деланок и количество посадочного материала

С/х культуры	Вид посадочного материала	Количество посадочного материала	Площадь посадки, м ²	Способ посадки	Плотность посадки, шт/м ²
арбуз	семена	25 шт.	1,25	квадратно-гнездовой	20
дыня	семена	25 шт.	1,25	квадратно-гнездовой	-
томат	рассада	15 шт.	1,5	широкорядный	10
перец	рассада	26 шт.	1,25	широкорядный	20,8
баклажан	рассада	19 шт.	1,25	широкорядный	15,2
капуста	рассада	15 шт.	1,25	широкорядный	12
петрушка	семена	1–2 г	0,25	ленточный	-
морковь	семена	1–2 г	0,75	ленточный	-
лук	севок*	42 шт.	0,35	пунктирный	120
	семена	0,5–1 г	0,5	пунктирный	-
пшеница	семена	60 г	2	узкорядный	-
ячмень	семена	50 г	2	узкорядный	-
фасоль	семена	19 шт.	0,5	сплошной рядовой	38
Примечание: *- луковичка, диаметром до 2 см					

Сроки посадки экспериментальных сельскохозяйственных культур в сравнении с рекомендуемыми для нашей природно-климатической зоны сроками представлены в таблице 3 [9].

Таблица 3.

Сроки посадки сельскохозяйственных культур

Сельскохозяйственные культуры	Сроки посадки семян и рассады	
	опытные (2010г.)	рекомендуемые для Казахстана
арбуз	15 мая	конец апреля – начало мая
дыня	15 мая	конец апреля – начало мая
томат	18 мая	1–15 мая
перец	18 мая	1–15 мая
баклажаны	18 мая	1–15 мая
капуста	29 мая	1–10 мая*
петрушка	15 мая	1–20 апреля
морковь	16 мая	1–20 апреля
лук	16 мая	1–20 апреля
пшеница	15 мая	10–20 мая
ячмень	15 мая	15–25 мая
фасоль	18 мая	1–15 мая

1.4. Агротехнические и мелиоративные мероприятия

Предпосевная подготовка почвы включала следующие агротехнические мероприятия: вскапывание на глубину 20–25 см, выравнивание верхнего слоя и уничтожение сорных растений. Удобрения не вносились, поскольку необходимо было получить данные о накоплении радионуклидов без влияния данного фактора.

Для выращивания сельскохозяйственных культур в условиях засушливого климата использовалась система искусственного орошения (далее полив). В связи с отсутствием возможности использования грунтовых вод полив осуществлялся чистой привозной водой, методом дождевания (лейкой) или напуском по делянкам. Полив производился постоянно (4 раза в неделю) – для овощных культур, по мере необходимости (2 раза в неделю) – для злаковых и бахчевых. Объем полива в среднем составлял 0,03 (для овощных) и 0,06 (для злаковых и бахчевых) м³ воды на 1 м² за полив.

2. МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1. Измерение метеорологических параметров

В период с мая по сентябрь 2010 года проводились наблюдения за метеорологическими условиями. Измерения температуры окружающего воздуха проводились с использованием термометра наружного марки ТСН-13 (с допустимой погрешностью $\pm 1,0^{\circ}\text{C}$) и мобильной цифровой метеостанции «Vantage Pro 2» (температурный диапазон от -40 до $+65^{\circ}\text{C}$), определяющей следующие метеорологические параметры: температуру и относительную влажность воздуха, атмосферное давление, осадки, скорость и направление ветра. Фиксирование метеорологических данных проводилось в утренние, дневные и вечерние часы – 8.00–9.00 ч, 13.00–14.00 ч и 19.00–20.00 ч соответственно.

2.2. Отбор проб сельскохозяйственных растений и почвы

Отбор проб сельскохозяйственных растений производился по мере созревания их основной продукции, с последующим отбором надземной и подземной частей растений. Сразу после отбора в полевых условиях растительные пробы разделялись по вегетативным органам и взвешивались в сыром виде. Растительные пробы помещались в полиэтиленовые пакеты и снабжались паспортом [15]. Исключение составляли бахчевые, площади которых брались с учетом тех делянок, на которых выросли растения. Всего было отобрано 39 растительных проб (по отдельным органам растений).

Сопряженно с отбором растений производился и отбор почвы. Для отбора проб был использован металлический пробоотборник цилиндрической формы диаметром 3,5 см и длиной 20 см. В связи с тем, что глубина корнеобитаемого слоя почвы исследуемых растений не превышала 10 см, пробы отбирались пробоотборником на глубину 10 см. Отбор проб почвы на делянках, имеющих форму квадрата, производился методом конверта, а на делянках, имеющих вытянутую прямоугольную форму, пробы отбирались линейно с шагом отбора 0,7 м (в среднем 5,3 пробы с 1 м²). Пример отбора проб почвы на делянках некоторых культур представлен на рисунке 3. После отбора

пробы почв объединялись, перемешивались и усреднялись методом квартования для каждой делянки.

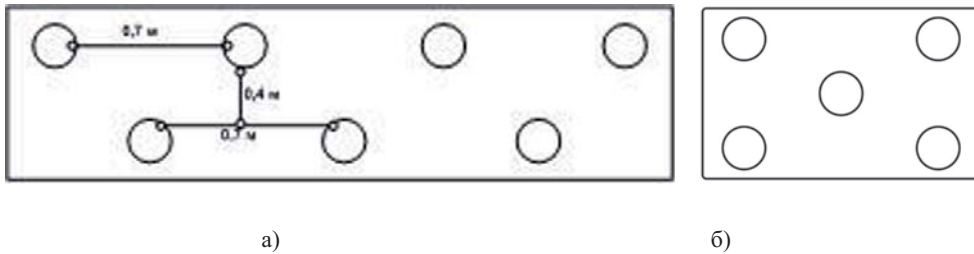


Рисунок 3. Схема отбора проб почвы делянок томатов и перца (а), делянок лука, петрушки и арбуза (б), О – точка отбора проб

2.3. Определение радионуклидного состава

Пробоподготовка растений и почв

Пробы растительности промывались и ополаскивались дистиллированной водой 2-3 раза, просушивались в сушильном шкафу при температуре 80–100 °С до постоянной массы пробы и подвергались грубому измельчению до длины 1–3 см при помощи секатора. Дополнительно проводилось измельчение растительных проб до размера частиц в 1 мм на лабораторной мельнице для гамма-спектрометрических измерений ^{137}Cs и ^{241}Am . Сухие, измельченные и перемешанные пробы растений массой 5–50 г взвешивались и передавались на гамма-спектрометрические измерения.

Для определения $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr проводилась дополнительная обработка сухой измельченной пробы, которая включала термическое концентрирование: обугливание и озоление. Обугливание проводилось в муфельной печи или путем прокаливании на электроплитках в вытяжном шкафу до прекращения выделения дыма и получения черного остатка. Далее пробы охлаждались, растирались и переносились в фарфоровые чашки, тигли для последующего озоления. Озоление проб проводилось в муфельной печи при температуре 550 °С для дальнейшего определения ^{90}Sr и 650 °С – $^{239+240}\text{Pu}$. После получения золы чашки с золой охлаждались в эксикаторе. Полученный зольный остаток взвешивался и определялся коэффициент озоления каждой растительной пробы. Далее для радиохимического выделения и дальнейшего измерения ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ брались навески 1–10 г.

Пробы почвы высушивались до воздушно-сухого состояния в сушильных шкафах при температуре 60–70 °С. После удаления крупных камней и включений (корней растений) взвешивались на технических весах. Далее весь объем пробы тщательно перемешивался, постепенно (порционно) растирался в фарфоровой ступке с помощью пестика и просеивался через сито с диаметром отверстий 1 мм. Далее методом квартования отбиралась навеска почвы 300–500 г для дальнейшего определения ^{241}Am и ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ – 50 и 10 г соответственно.

Радионуклидный анализ

Анализы по измерению удельной активности радионуклидов в пробах почвы и растений проводились в соответствии со стандартизованными методическими ука-

заниями на поверенной лабораторной аппаратуре [10,11]. Определение удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am для почвы и растений проводилось на гамма-спектрометре Canberra GX-2020, ^{90}Sr для почвы – на бета-спектрометре «Прогресс», а для растений – радиохимическим выделением с последующим измерением на бета-спектрометре TRI-CARB 2900 TR. $^{239+240}\text{Pu}$ определяли радиохимическим выделением с последующим измерением на альфа-спектрометре Canberra, мод.7401. Концентрация ^{137}Cs в растениях определялась в сухих измельченных образцах, ^{241}Am , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ – в золе, с последующим пересчетом на сухое вещество. Предел обнаружения, в зависимости от типа пробы и навески, по ^{137}Cs составил 1–10 Бк/кг (сухого вещества для проб растений и почвы), ^{241}Am – 1–10 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,1 Бк/кг и 1 Бк/кг, ^{90}Sr – 1–10 Бк/кг соответственно. Погрешность измерений для ^{137}Cs и ^{241}Am не превышала 10–20 %, ^{90}Sr – 15–25 %, $^{239+240}\text{Pu}$ – 30%.

2.4. Расчет удельной активности и коэффициентов накопления радионуклидов в растительных образцах

Расчет коэффициентов накопления (Кн), необходимых для количественного описания параметров переноса радионуклидов из почвы в надземную часть растений, представлял собой отношение содержания радионуклида в единице массы растительности к содержанию радионуклида в единице массы почвы [12].

Значения содержания радионуклидов в растениеводческой продукции были получены для сухой массы растительной продукции, поэтому для пересчета их на сырую массу использовались экспериментальные данные, отраженные в таблице 6. Концентрации радионуклидов рассчитывались следующим образом:

$$C_{\text{сырой}} = C_{\text{сухой}} * K_p \quad (1)$$

где: $C_{\text{сырой,сухой}}$ – концентрация радионуклидов в сырой и сухой массе растения (Бк/кг);
 K_i – коэффициент усушки.

Коэффициент усушки рассчитывался следующим образом:

$$K_i = m_{\text{сухой}} / m_{\text{сырой}} \quad (2)$$

где: $m_{\text{сухой, сырой}}$ – сухая и сырая масса растительной продукции (кг).

3. РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

3.1. Природно-климатические условия

Метеорологические данные, полученные за период с мая по сентябрь 2010 года на территории площадки «П-2» «Опытного поля», представлены в таблице 4.

Таблица 4.

Метеорологические данные погоды на исследуемой территории

Природный фактор	Месяц									
	Май		Июнь		Июль		Август		Сентябрь	
	2010 г.	2005–2009 гг.*	2010 г.	2005–2009 гг.*	2010 г.	2005–2009 гг.*	2010 г.	2005–2009 гг.*	2010 г.	2005–2009 гг.*
Среднемесячная температура, °С min-max, °С	<u>16,6</u> 9-30	18,6	<u>23,1</u> 12-39	23,3	<u>21,1</u> 11-36	25,4	<u>21,5</u> 5,2-37,4	22,3	<u>12,8</u> -3,4-36,2	14,5
Среднемесячная относительная влажность воздуха, %	-	-	-	-	-	-	42	-	45,9	-
Осадки, мм	-	-	-	-	-	-	8,6	-	0	-
Среднемесячная скорость ветра (max), м/с	-	3,3	-	2,8	-	2,5	2,9	2,8	2,7	2,5
Преобладающее направление ветра	-	с, с-в, с-з	-	с, з	-	в, с	ю-з (27%), с (18%)	с, с-з	ю-з (25%) с (20%) з и с-з (10%)	с, с-з, ю-з
Примечание: * – среднестатистические данные метеослужб г. Семей за последние 5 лет; «-» – данные отсутствуют										

Данные за май-июль получены по измерениям бытового наружного термометра, а за август и сентябрь – с использованием мобильной метеостанции «Vantage Pro 2».

Исходя из полученных данных по температуре, которые ниже среднестатистических значений за период с 2005 по 2009 года, можно утверждать, что весенне-летний период 2010 года был холоднее, чем аналогичные периоды за последние 5 лет. Максимальные значения относительной влажности воздуха отмечены в утренние часы до рассвета (с 00.00 до 04.00 ч) до 91%, а минимальные – днем (с 12.00 до 18.00 ч) до 10%. Преобладающие направления ветров, зафиксированные за этот период, являлись характерными для данного региона. Несмотря на небольшую разницу значений среднемесячных температур разных лет, учитывая резко-континентальный климат региона, можно утверждать, что весенне-летний период был типичным для данного региона.

3.2. Урожайность исследуемых культур

Организация искусственной системы орошения (полива) позволила вырастить посаженные сельскохозяйственные культуры и получить урожай в данных почвенно-климатических условиях.

Урожайность экспериментальных растений рассчитывалась с учетом сырого веса растений и площади отбора (делянки). Сравнительные данные полученного урожая для некоторых культур представлены в таблице 5 [13–16].

Таблица 5.

Урожайность сельскохозяйственных культур

С/х культура		Основная продукция		К ₁	Площадь сбора, м ²	Полученная урожайность, ц/га	Средняя урожайность, ц/га
		сырая масса, г	сухая масса, г				
Арбуз		144,5	14,9	0,10	1,00	~15	101**
Дыня		54,8	4,8	0,09	1,00	~6	101**
Томаты		674,9	100,2	0,15	1,50	~45	405**
Перец		586,9	40,9	0,07	1,25	~47	170*
Баклажаны		204,5	13,8	0,07	1,25	~16	300*
Капуста		652,8	184,8	0,28	1,25	~52	276**
Петрушка		20,7	10,6	0,51	0,25	~8	200*
Морковь		1078,5	162,2	0,15	0,75	~144	188**
Лук	севок	314,7	48,8	0,16	0,35	~90	150*
	семена	125,4	16,4	0,13	0,50	~25	180*
Пшеница		45,9	37,1	0,81	2	2,3	5**
Фасоль		181,4	91,1	0,50	0,50	~36	80*
Примечание: * – данные по СНГ; ** – данные по Казахстану, К ₁ – коэффициент усушки							

Урожай картофеля оказался выше среднестатистического, скорее всего из-за использования целинных почв и постоянного полива.

Полученные урожайности сельскохозяйственных культур позволяют сделать вывод о том, что на исследуемой территории возможно выращивание картофеля, редиса и моркови при использовании только искусственного орошения и простых агротехнических приемов. Урожайность фасоли, лука, перца, томата, пшеницы и арбуза в 2–7 раз ниже средних показателей, указанных в литературных источниках для этих культур. Остальные с/х культуры при использовании выбранных нами приемов ведения земледелия были неурожайными.

Таким образом, можно утверждать, что без использования комплекса соответствующих приемов земледелия (техническая обработка и подготовка почвы, выбор системы орошения и соответствующих объемов полива, внесение удобрений, борьба с вредителями и болезнями растений и др.) будет проблематично добиться урожая на выбранной территории.

3.3. Коэффициенты накопления техногенных радионуклидов в сельскохозяйственных растениях, выращенных в условиях радиоактивного загрязнения

На основании полученных величин удельной активности (УА) радионуклидов в исследуемых растениях и почвах (таблица 6) рассчитаны коэффициенты накопления (Кн) ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ для исследуемых растений. Диапазон значений Кн ^{90}Sr (0,0019–8,65) для всех растительных образцов составляет 4 порядка, Кн $^{239+240}\text{Pu}$ (0,0004–0,29) – 3 порядка, Кн ^{241}Am (0,00023–0,035) и ^{137}Cs (0,0021–0,103) – по 2 порядка. Распределение значений Кн радионуклидов представлено в виде частоты встречаемости Lg Кн (рисунок 4).

Таблица 6.

Удельная активность радионуклидов в растениях и почвах

С/х культура	Тип пробы	Удельная активность, Бк/кг (в воздушно-сухом состоянии)			
		²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr*	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
арбуз	плоды	0,24 ± 0,12	5 ± 0,2	-	< 4
	надземная часть**	9,7 ± 0,4	89 ± 1	-	163±13
	корни	6,2 ± 1,4	53 ± 3		-
	почва	1000 ± 100	2200 ± 200	2000 ± 500	3480±210
дыня	плоды	0,8±0,4	4,9±0,7	-	-
	надземная часть	5,9±0,4	56±2	3050±16	136±11
	корни	2,8±0,7	26±2	-	-
	почва	1100±100	2400±200	2000±400	3100±200
томат	плоды	0,32 ± 0,11	6 ± 0,4	<1,5	< 3
	листья	6,3 ± 0,3	55 ± 1	640±6	120±20
	стебли	1,6 ± 0,3	15,3 ± 0,7	1020±8	18±3
	корни	34,3 ± 0,7	250 ± 2	700±8	880±40
	почва	1400 ± 100	2500 ± 300	2700 ± 500	3000±800
перец	плоды	0,5 ± 0,2	2,5 ± 0,3	< 2,3	< 2,16
	листья	2,4 ± 0,2	26,8 ± 0,5	650±5	61±9
	стебли	1,7 ± 0,2	14,9 ± 0,6	1100±10	10±3
	корни	1,5 ± 0,4	22 ± 1	390±8	65±6
	почва	670 ± 70	1200 ± 100	1700 ± 400	5600±500
баклажан	плоды	-	-	< 5,1	130±20
	листья	4,7±0,4	45,6±1,4	950±8	120±20
	стебли	0,7±0,2	5±0,4	980±10	10±3
	корни	1,8±0,3	16,2±0,7	360±5	38±4
	почва	690±70	1100±100	1200±300	2350±220
капуста	листья	0,85 ± 0,15	12,3 ± 0,5	780±5	5,3±2,4
	стебли *	3,2 ± 0,5	21,1 ± 1,1	60±2	105±5
	корни	13,3 ± 0,4	89,2 ± 1,1	107±3	270±10
	почва	1100 ± 100	1500 ± 200	1800±400	4800±300
петрушка	листья	1,5 ± 0,3	12 ± 1	78±6	-
	корни	0,7 ± 0,1	6,7 ± 0,4	< 3,2	-
	почва	390 ± 40	540 ± 50	520 ± 230	13800±700
морковь	листья	0,9 ± 0,2	10,5 ± 0,4	97±3	4,8±2,2
	корнеплод	0,83 ± 0,08	4,6 ± 0,2	380±5	108±15
	почва	530 ± 50	690 ± 70	990±270	3600±500
лук репчатый (семена)*	листья	20 ± 1	60 ± 2	550±16	35±10
	луковицы	7 ± 1	46 ± 3	234±6	20±5
	почва	570 ± 60	1100 ± 100	770 ± 280	3000±200
лук репчатый (севок)	листья	1,7 ± 0,2	14,9 ± 0,6	232±3	23,9±2,4
	луковицы	2,2 ± 0,5	22 ± 1	1070±13	45±15
	почва	1100 ± 100	2000 ± 200	2300±400	4900±300
пшеница	зерно	< 1,85	4±2	-	-
	пленка зерна	3,2±1,3	6,8±2,3	< 1,8	-
	стебли	<3,4	30,5±4,2	8300±35	-
	корни	8,1±2,8	109±10	46±3	-
	почва	560	1100	960±300	4600±600
ячмень	стебли	2,5±0,6	15±1	89±4	-
	корни	15,3±2,2	93±7	95±3	-
	почва	890±90	900±90	870±290	5800±500

С/х культура	Тип пробы	Удельная активность, Бк/кг (в воздушно-сухом состоянии)			
		²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr*	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
фасоль	стручок	< 0,68	1,26±0,7	46±2	-
	листья	< 2,2	17,6±3,4	470±7	-
	стебли	< 1,4	< 3,1	370±6	-
	корни	3,46±1,14	18,7±2,5	-	-
	почва	320±30	530±50	700±220	5700±100
Примечание: * – кочерыжки, надземная часть ** – листья + стебли, «-» – пробы находятся на анализе					

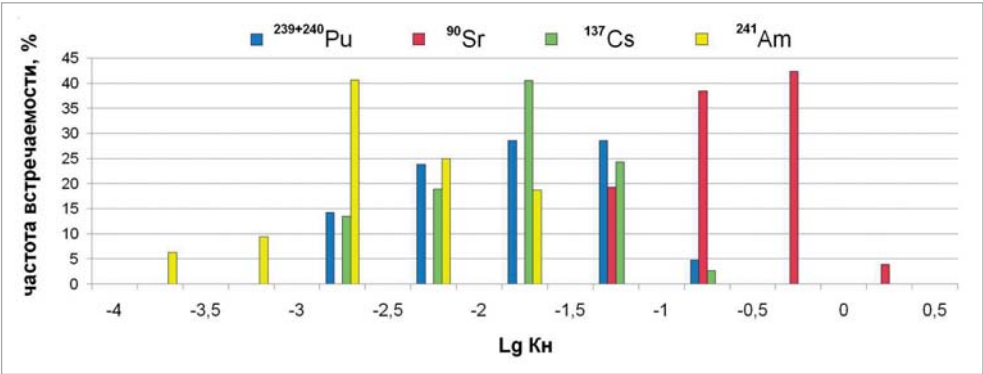


Рисунок 4. Распределение значений Lg Кн ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu для всех исследованных растительных образцов.

Для количественной оценки разницы в накоплении радионуклидов исследуемыми растениями рассчитаны отношения Кн ⁹⁰Sr / Кн ¹³⁷Cs (23,6), Кн ¹³⁷Cs / Кн ²³⁹⁺²⁴⁰Pu (2,1), Кн ²³⁹⁺²⁴⁰Pu / Кн ²⁴¹Am (5,4). Таким образом, если коэффициент накопления ²⁴¹Am для исследуемых растений принять за единицу, то можно составить следующий убывающий ряд:

Кн ⁹⁰Sr

267,6±59,8

>

Кн ¹³⁷Cs

11,3±2,7

>

Кн ²³⁹⁺²⁴⁰Pu

5,4±1

>

Кн ²⁴¹Am

1

В нашем случае можно отметить значительное превышение Кн ⁹⁰Sr над Кн остальных исследованных радионуклидов (до двух порядков) и не столь значимую разницу между Кн ¹³⁷Cs и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, но которые все же превышают Кн ²⁴¹Am.

Для оценки полученных Кн ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu проведено сравнение с аналогичными Кн приведенными для сельскохозяйственных растений в обобщенных данных мировых исследований [6].

В связи с тем, что данных по накоплению радионуклидов для отдельных органов культурных растений в мировой практике недостаточно и представлены они для объединенных по биологическим особенностям групп растений, а конкретных данных по отдельным видам культур нет, нами были взяты значения Кн для тех групп растений, к которым можно условно отнести исследуемые культуры (таблица 7).

Таблица 7.

Кн радионуклидов для сельскохозяйственных растений

Группы растений	Исследуемые виды растений	орган	К _n							
			²⁴¹ Am		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
			Экспериментальные	[6]	Экспериментальные	[6]	Экспериментальные	[6]	Экспериментальные	[6]
Безлиственные овощи	арбуз	плод, луковича	2,5*10 ⁻⁴	2,3*10 ⁻⁵ – 1,9*10 ⁻³ (8)**	2,3*10 ⁻³	6,3*10 ⁻³ – 3,0*10 ⁻¹ (5)*	-	9,0*10 ⁻¹ – 2,3 (3)*	1,1*10 ⁻³	6,0*10 ⁻⁶ – 2,0*10 ⁻⁴ (8)*
	дыня		7,3*10 ⁻⁴		2,0*10 ⁻⁴		-		-	
	перец		7,5*10 ⁻⁴		2,1*10 ⁻³		<1,4*10 ⁻³		3,9*10 ⁻⁴	
	баклажан		-		-		<4,3*10 ⁻³		5,5*10 ⁻²	
	томаты		2,3*10 ⁻⁴		2,4*10 ⁻³		<5,6*10 ⁻⁴		1,0*10 ⁻³	
	лук (семена)		1,2*10 ⁻²		4,2*10 ⁻²		3,0*10 ⁻¹		6,7*10 ⁻³	
	лук (севок)		2,0*10 ⁻³		1,1*10 ⁻²		4,7*10 ⁻¹		9,2*10 ⁻³	
Листовые овощи	капуста	листья	7,7*10 ⁻⁴	6,0*10 ⁻⁵ – 4,1*10 ⁻⁴ (2)*	8,2*10 ⁻³	3*10 ⁻⁴ – 7,3*10 ⁻¹ (119)*	4,3*10 ⁻¹	4,1*10 ⁻² – 5,0 (84)*	1,1*10 ⁻³	2,8*10 ⁻⁴ (1)*
Корнеплоды	морковь	корне-плод	1,6*10 ⁻³	7,3*10 ⁻⁴ – 1,7*10 ⁻³ (3)**	6,7*10 ⁻³	1,0*10 ⁻³ – 1,6*10 ⁻¹ (21)*	3,8*10 ⁻¹	4,4*10 ⁻² – 4,5 (16)*	3,0*10 ⁻²	7,0*10 ⁻⁵ – 5,8*10 ⁻³ (4)**
	петрушка	листья	3,9*10 ⁻³	-	2,2*10 ⁻²	9,0*10 ⁻³ – 4,3*10 ⁻² (2)*	1,5*10 ⁻¹	-	-	1,1*10 ⁻³ – 4,9*10 ⁻³ (5)
Зерновые	пшеница	зерно	<3,3*10 ⁻³	1,0*10 ⁻⁶ – 3,4*10 ⁻² (3)*	3,6*10 ⁻³	8,0*10 ⁻⁴ – 2,0*10 ⁻¹ (158)*	-	1,6*10 ⁻² – 7,2*10 ⁻¹ (71)*	-	3,5*10 ⁻⁷ – 3,1*10 ⁻⁴ (10)*
Бобовые	фасоль	стручок с семенами	<2,1*10 ⁻³	2,2*10 ⁻⁵ – 7,9*10 ⁻⁴ (12)**	2,4*10 ⁻³	1,0*10 ⁻³ – 4,2*10 ⁻¹ (42)*	7,0*10 ⁻²	1,7*10 ⁻¹ – 4,6 (68)*	-	3,7*10 ⁻⁵ – 1,5*10 ⁻⁴ (18)**
Примечание: * – для суглинистых почв; ** – для супесчаных; в скобках (n) – количество работ; «-» – данных нет.										

Экспериментальные данные Кн не превышают или соизмеримы с данными обобщенных мировых исследований для основной продукции сельскохозяйственных растений. Исключение составили Кн ²⁴¹Am для репчатого лука (высаженного семенами) и фасоли (стручок с семенами), которые выше общемировых данных на 1 порядок и Кн ²³⁹⁺²⁴⁰Pu для томатов, баклажанов, арбузов (плоды), лука (луковицы) на 1–2 порядка.

Для принятия конкретных мер в вопросе получения незагрязненной радионуклидами с/х продукции обобщенные мировые данные Кн использовать в наших природно-климатических условиях некорректно. Данные величины будут не достоверными, поскольку они варьируют в большом диапазоне значений (2–5 порядков) и получены в природно-климатических условиях, отличающихся от характерных условий в Казахстане. Таким образом, Кн мировых исследований можно использовать только ориентировочно для территории СИП. Полученные в ходе эксперимента Кн более точно отражают особенности накопления радионуклидов для с/х растений и их распределение по органам растений.

В настоящее время имеются данные Кн для степных дикорастущих растений, полученные на пл. «Опытное поле» территории СИП. Для представления общей картины особенностей накопления радионуклидов растениями на территории СИП проведено сравнение полученных данных Кн для дикорастущей растительности и с/х культур, так как они произрастали в одинаковых почвенно-климатических условиях (статья этого сборника «Особенности перехода искусственных радионуклидов из почвы в растения степных экосистем на площадке «Опытное поле» бывшего СИП» – Н.В. Ларионова и др.).

Сравнительное распределение Кн радионуклидов для надземной части одного из доминантных видов степных растений (ковыль – *Stipa capillata*) и экспериментальных с/х культур представлена на гистограммах частоты встречаемости $Lg K_n$ (рисунок 5).

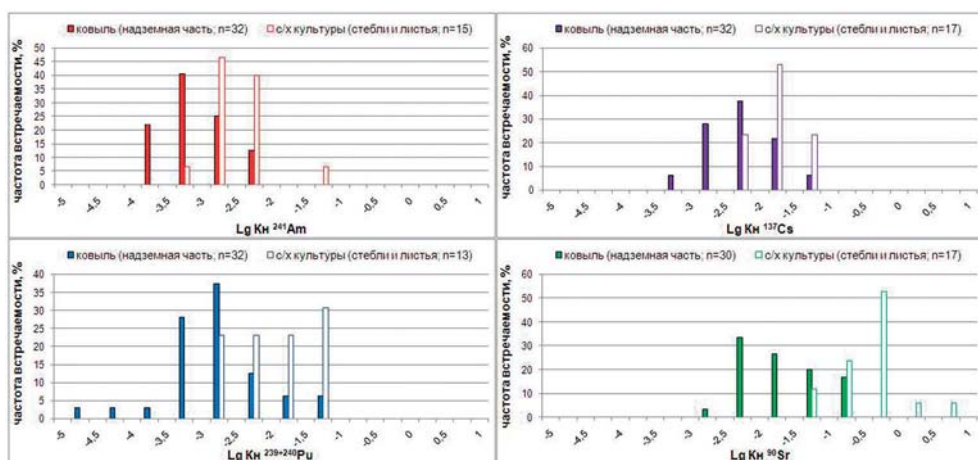


Рисунок 5. Распределение $Lg K_n$ ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}Pu$ для надземных частей ковыля (*Stipa capillata*) и сельскохозяйственных растений на пл. «Опытное поле» территории СИП

На основании представленных гистограмм можно отметить явное смещение значений Кн всех радионуклидов в сторону больших величин для с/х культур относительно степного растения – ковыля (*Stipa capillata*) на пл. «Опытное поле» территории СИП.

Как отмечается в литературе [17], способность растений к накоплению радионуклидов определяется не только их видовыми особенностями, но и зависит от многих

факторов и, в первую очередь, условий выращивания. С/х растения выращивались при искусственном (дополнительном) орошении, в отличие от дикорастущих растений, полив которых зависел только от атмосферных осадков. В литературных источниках имеются предположения, что на зависимость миграции радиоактивных веществ и их поступления в растения влияет орошение, изменяющее водный режим почвы, этим и объясняется сложившаяся картина особенностей накопления радионуклидов для культурных и дикорастущих растений. В работе [1] отмечается то, что влияние орошения на накопление радионуклидов в растениях связано с изменением водного режима, в результате которого изменяется подвижность радиоактивных веществ и их доступность для корневых систем растений, а также с изменениями физиологических процессов, связанных с объемом поступления в растения минеральных элементов и их транспорта по отдельным органам.

3.4. Характер распределения радионуклидов по вегетативным и генеративным органам сельскохозяйственных растений

Для оценки распределения радионуклидов в отдельных органах исследуемых растений различных семейств проведено сравнение полученных Кн, которые представлены в таблицах 8–18. Для более наглядного представления и сравнения значений Кн радионуклидов в вегетативных и генеративных органах различных сельскохозяйственных культурах все полученные данные Кн для растений различных семейств были отнормированы на значения Кн ²⁴¹Am в основной продукции (плоды, листья, корнеплоды, луковицы, зерно).

Таблица 8.

Кн радионуклидов в органах растений семейства тыквенных									
С/х культура	Тип пробы	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}^{**}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$
		²⁴¹ Am		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
арбуз	плоды	0,00025	1	0,0023	9	-	-	0,0011	4,4
	н.ч.*	0,01	40	0,040	160	-	-	0,047	187
	корни	0,0064	26	0,024	96	-	-	-	-
дыня	плоды	0,00073	3	0,0020	8	-	-	-	-
	н.ч.*	0,0054	22	0,023	93	1,5	6100	0,044	176
	корни	0,0026	10	0,011	43	-	-	-	-
Примечание: * – надземная часть растений (стебли + листья), ** – отношение коэффициента накопления ²⁴¹ Am в плоде арбуза (Кн ₁) к коэффициентам накопления остальных радионуклидов в различных органах растений (Кн ₂), «-» – данных нет									

Из-за того что в одних случаях Кн отдельных радионуклидов в растениях разных семейств похожи (находятся в небольшом диапазоне значений), а в других сильно отличаются (до двух порядков), выполнить расчет средних значений Кн радионуклидов для отдельных органов растений одного семейства оказалось весьма затруднительно. Однако средние значения Кн можно использовать для первичных целей, т.е.

ориентировочной оценки содержания радионуклидов в растительных образцах. В таблице 9 представлены ориентировочные средние значения Кн радионуклидов для растений семейства тыквенных в различных органах, в случае если Кн в плодах будет равен единице.

Таблица 9.

Характер распределения радионуклидов по органам растений семейства тыквенных

Семейство тыквенные	Кн			
	²⁴¹ Am (min-max)	¹³⁷ Cs (min-max)	⁹⁰ Sr (min-max)	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu (min-max)
	n	n	n	n
Плоды	<u>2 (1-3)</u> 2	<u>8 (8-9)</u> 2	-	4,4
н.ч.	<u>30 (22-40)</u> 2	<u>120 (93-160)</u> 2	6100	<u>180 (176-187)</u> 2
Корни	<u>20 (10-26)</u> 2	<u>70 (43-96)</u> 2	-	-
Примечание: в скобках – минимальные и максимальные значения Кн, n – количество проб, «-» – данных нет				

Как видно из табличных данных для растений семейства тыквенные наименьшие величины накопления ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs получены для плодов, а большие для надземной части растений. Характер распределения данных радионуклидов в органах растений семейства тыквенных схож и представляет следующий убывающий ряд:

надземная часть > корни > плоды

Таблица 10.

Кн радионуклидов в органах растений семейства пасленовых

С/х куль- тура	Тип пробы	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$
		²⁴¹ Am		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
томат	плоды	0,00023	1	0,0024	10	< 0,00056	< 2,4	0,001	4
	листья	0,0045	20	0,022	5	0,24	1000	0,04	170
	стебли	0,0011	5	0,0061	5	0,38	1600	0,006	26
	корни	0,024	107	0,1	430	0,26	1100	0,29	1300
перец	плоды	0,00075	3	0,0021	9	< 0,0014	< 6,1	0,00039	2
	листья	0,0036	16	0,022	97	0,38	1700	0,011	47
	стебли	0,0025	11	0,012	54	0,65	2800	0,0018	8
	корни	0,0022	10	0,018	80	0,23	1000	0,012	50
баклажан	плоды	-	-	-	-	< 0,0043	< 19	0,055	240
	листья	0,0068	30	0,041	180	0,79	3400	0,051	220
	стебли	0,0010	4	0,0045	20	0,82	3600	0,0043	19
	корни	0,0026	11	0,015	64	0,3	1300	0,016	70
Примечание: Кн ₁ – коэффициент накопления ²⁴¹ Am в плоде томата; Кн ₂ – коэффициент накопления остальных радионуклидов в различных органах растений; «-» – данных нет									

Накопление радионуклидов в плодах пасленовых практически отсутствует, исключение составляет Кн $^{239+240}\text{Pu}$ для плодов баклажан, который значительно превышает значения Кн $^{239+240}\text{Pu}$ для других органов баклажан. ^{90}Sr накапливается интенсивнее остальных радионуклидов в органах растений семейства пасленовых, кроме плодов.

Таблица 11.

Характер распределения радионуклидов по органам растений семейства пасленовых

Семейство пасленовые	Кн			
	^{241}Am (min-max) N	^{137}Cs (min-max) n	^{90}Sr (min-max) n	$^{239+240}\text{Pu}$ (min-max) n
плоды	$\frac{2}{2}$ (1-3)	$\frac{10}{2}$ (9-10)	< 19	$\frac{120}{3}$ (2-240)
листья	$\frac{20}{3}$ (16-30)	$\frac{100}{3}$ (5-180)	$\frac{2000}{3}$ (1000-3400)	$\frac{150}{3}$ (47-220)
стебли	$\frac{7}{3}$ (4-11)	$\frac{26}{3}$ (5-54)	$\frac{2600}{3}$ (1600-3600)	$\frac{18}{3}$ (8-26)
корни	$\frac{40}{3}$ (10-107)	$\frac{200}{3}$ (64-430)	$\frac{1100}{3}$ (1000-1300)	$\frac{500}{3}$ (50-1300)
Примечание: в скобках – минимальные и максимальные значения Кн, n – количество проб, «-» – данных нет				

Полученные значения Кн ^{241}Am и ^{137}Cs позволяют составить убывающий ряд по накоплению их в органах растений семейства пасленовых:

листья > стебли ≥ корни > плоды

Исключение составил томат, где максимум данных радионуклидов отмечен в корнях.

Накопление ^{90}Sr в органах растений семейства пасленовых отличается и имеет следующий убывающий ряд:

стебли > листья ≥ корни > плоды

Накопление $^{239+240}\text{Pu}$ в органах растений семейства пасленовых имеет следующий убывающий ряд:

корни ≥ листья > стебли > плоды

Исключение составили плоды и листья баклажан, где отмечаются максимальные величины. Высокие значения УА и, следовательно, Кн $^{239+240}\text{Pu}$ в плодах баклажан возможно связаны, как отмечается в литературе, с чисто механическим захватом радиоактивных частиц элементами цветка и последующим их включением в плод [18].

Таблица 12.

Кн радионуклидов в органах растений семейства капустных

С/х куль- тура	Тип пробы	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$
		^{241}Am		^{137}Cs		^{90}Sr		$^{239+240}\text{Pu}$	
капуста	листья	0,00077	1	0,0082	11	0,43	560	0,0011	1,4
	стебли	0,0029	4	0,014	18	0,033	43	0,022	28
	корни	0,012	16	0,059	77	0,059	77	0,056	73

По полученным значениям Кн радионуклидов распределение ^{241}Am , ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ в органах растений семейства капустных следующее:

корни > стебли > листья

Распределение ^{90}Sr в органах растений семейства капустных имеет обратный вид и представлено следующим образом:

листья > корни > стебли

Данные УА некоторых радионуклидов, оказавшиеся ниже предела обнаружения измерительной аппаратуры, были приняты за количественные значения для расчета их Кн в отдельных органах (с соответствующим значком «<»). Таким же образом найдены отношения Кн радионуклидов в разных органах к Кн ^{241}Am в зерне пшеницы (таблица 13) и продукции других с/х культур.

Таблица 13.

Кн радионуклидов в органах растений семейства злаковых

С/х культура	Тип пробы	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$
		^{241}Am		^{137}Cs		^{90}Sr		$^{239+240}\text{Pu}$	
пшеница	зерно	<0,0033	< 1	0,0036	1	-	-	-	-
	пленка зерна	0,0057	2	0,0062	2	0,0019	0,6	-	-
	стебли	< 0,0061	< 2	0,028	8	8,6	2600	-	-
	корни	0,014	4	0,099	30	0,048	15	-	-
ячмень	стебли	0,0028	0,85	0,017	5	0,10	31	-	-
	корни	0,017	5	0,10	31	0,11	33	-	-
Примечание: «<» - данных нет									

Как видно из таблицы, накопление радионуклидов в растениях семейства злаковых снижается по пути от корней к зерну. Исключение составил ^{90}Sr , для которого отмечаются максимальные значения Кн в стеблях. Кн ^{241}Am и ^{137}Cs для зерна сравнимы, а по накоплению в стеблях и корнях ^{137}Cs в среднем в 6 раз больше ^{241}Am . Кн ^{90}Sr относительно Кн ^{241}Am , полученные для стеблей и корней, на порядок выше. Разница между накоплением ^{137}Cs и ^{90}Sr неоднозначна, так как в стеблях пшеницы и ячменя интенсивнее накапливается ^{90}Sr . В корнях пшеницы интенсивнее накапливается ^{137}Cs , чем ^{90}Sr , а в корнях ячменя они накапливаются практически одинаково.

Таблица 14.

Характер распределения радионуклидов по органам растений семейства злаковых

Семейство зла- ковые	Кн			
	²⁴¹ Am (min-max)	¹³⁷ Cs (min-max)	⁹⁰ Sr (min-max)	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu (min-max)
	п	п	п	п
зерно	< 1	1	-	-
пленка зерна	2	2	0,6	-
стебли	<u>< 2 (< 2-0,85)</u> 2	<u>7 (5-8)</u> 2	<u>1300 (33-2600)</u> 2	-
корни	<u>4 (4-5)</u> 2	<u>30 (30-31)</u> 2	<u>24 (15-33)</u> 2	-
Примечание: в скобках – минимальные и максимальные значения Кн, п – количество проб, «-» – данных нет				

Характер распределения ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs в органах растений семейства злаковых следующий:

корни > стебли > пленка зерна > зерно

Распределение ⁹⁰Sr в органах растений семейства злаковых неоднозначно (в стеблях и корнях), его можно представить следующим образом:

стебли > корни > пленка зерна (пшеница)

корни ≥ стебли (ячмень)

Таблица 15.

Кн радионуклидов в органах растений семейства бобовых

С/х культура	Тип пробы	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$
		²⁴¹ Am		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
фасоль	стручок	< 0,0021	< 1	0,0024	1	0,07	31	-	-
	листья	< 0,0069	< 3	0,033	16	0,67	320	-	-
	стебли	< 0,0044	< 2	< 0,0058	< 3	0,53	250	-	-
	корни	0,011	5	0,035	17	-	-	-	-
Примечание: «-» – данных нет									

Общая закономерность распределения ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs в органах растений семейства бобовых схожа:

корни > листья > стебли > стручок

Распределение ⁹⁰Sr в надземной части растений семейства бобовых:

листья > стебли > стручок

Кн ⁹⁰Sr превышает Кн ²⁴¹Am на 2 порядка, а ¹³⁷Cs – на 1 порядок.

Таблица 16.

Кн радионуклидов в органах растений семейства сельдерейных

С/х куль- тура	Тип пробы	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$
		²⁴¹ Am		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
Морковь	листья	0,0017	1	0,015	9	0,098	61	0,0013	0,8
	корнеплоды	0,0016	1	0,0067	4	0,38	240	0,03	19
Петрушка	листья	0,0038	2	0,022	14	0,15	94	-	-
	корни	0,0018	1	0,012	8	<0,0062	< 4	-	-
Примечание: «-» – данных нет									

Исходя из данных вышеуказанной таблицы видно, что ⁹⁰Sr интенсивнее остальных радионуклидов накапливается в растениях семейства сельдерейных: Кн ⁹⁰Sr превышает Кн ²⁴¹Am до 2 порядков, а ¹³⁷Cs на 1 порядок. Кн ²³⁹⁺²⁴⁰Pu для листьев моркови на 2 порядка и 1 порядок для корнеплодов соответственно.

Таблица 17.

Характер распределения радионуклидов по органам растений семейства сельдерейных

Семейство сельде- рейные	Кн			
	²⁴¹ Am (min-max) п	¹³⁷ Cs (min-max) п	⁹⁰ Sr (min-max) п	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu (min-max) п
листья	1,5 (1-2) 2	11 (9-14) 2	78 (61-94) 2	0,8
корнеплоды, корни	1	6 (4-8) 2	120 (< 4-240) 2	19
Примечание: в скобках – минимальные и максимальные значения Кн, п – количество проб				

Распределение ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs в органах растений семейства сельдерейных:

надземная часть (листья) > подземная часть (корни, корнеплоды)

Характер распределения ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu (для моркови) происходит в органах растений семейства сельдерейных следующим образом:

надземная часть > подземная часть (петрушка)

подземная часть > надземная часть (морковь)

Таблица 18.

Кн радионуклидов в органах растений семейства лилейных

С/х куль- тура	Тип пробы	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$	Кн	$\frac{Кн_1}{Кн_2}$
		²⁴¹ Am		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
лук репчатый (севок)	листья	0,0015	1	0,0075	5	0,10	67	0,0049	3
	луковицы	0,002	1	0,011	7	0,47	310	0,0092	6
лук репчатый (семена)	листья	0,035	23	0,054	36	0,71	480	0,0117	8
	луковицы	0,012	8	0,042	28	0,30	200	0,0067	4

Распределение ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в органах растений семейства лилейных различное, в зависимости от вида посадочного материала:

листья > луковицы (семена); луковицы > листья (севок)

Из полученных данных прослеживается существенная зависимость Кн радионуклидов в растениях семейства лилейных от того, какой посадочный материал использовался: семена или севки (луковичка). Так, для ^{241}Am , ^{137}Cs данная закономерность проявляется сильнее, чем для ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$, хотя их Кн (^{241}Am и ^{137}Cs) меньше Кн (^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$) на порядок.

Таким образом, установлено, что наиболее интенсивно идет накопление ^{241}Am , ^{137}Cs в подземной части растений семейства злаковых, капустные, лилейные (высаженные севком) и пасленовые (томат), а в надземной части – у растений семейства сельдерейные, тыквенные, бобовые, пасленовые (баклажан, перец) и лилейные (высаженные семенами). Накопление $^{239+240}\text{Pu}$ интенсивнее происходит в подземной части с/х растений, за исключением лилейных (семена) и пасленовых (баклажан). ^{90}Sr накапливается больше в листьях растений семейства пасленовых (баклажан), капустных, бобовых, сельдерейных (петрушка), лилейных (высаженные семенами), в стеблях у пасленовых (томат, перец), злаковых (пшеница), а в подземной части – у сельдерейных (морковь) и лилейных (высаженные севком). Наименьшее накопление всех исследуемых радионуклидов отмечается в генеративных органах (плодах и зерне).

Все полученные данные особенностей накопления радионуклидов разнородны для отдельных семейств, отдельных видов и отдельных органов с/х растений. Прослеживается общая закономерность накопления радионуклидов в отдельных органах растений (за некоторым исключением) – что в генеративных органах накопление происходит меньше всего.

3.5. Оценка возможности производства растениеводческой продукции в условиях радиоактивного загрязнения на территории СИП

Полученные значения удельной активности радионуклидов позволяют оценить возможность производства с/х продукции на радиоактивно-загрязненной территории и сравнить с допустимыми нормативными параметрами (нормами приведенными в СанПиН 4.01.071.03). Так как нормы УА для с/х продукции указаны на сырую массу, выполнен пересчет экспериментальных данных на сырую массу, результаты которого представлены в таблице 5. Сравнительные данные по концентрации радионуклидов в продуктах растениеводства и допустимые значения содержания радионуклидов в пищевых продуктах, согласно СанПиН 4.01.071.03, приведены в таблице 19 [18].

Содержание радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в пищевых продуктах не нормируется, однако, ввиду того что в НРБ-99 (Приложение П-2) [19] предел их годового поступления с пищей для населения на порядок меньше, чем аналогичная величина для ^{90}Sr , и с учетом их большой радиотоксичности можно предположить, что допустимые уровни по ним будут на порядок меньше, чем по ^{90}Sr .

Таблица 19.

Удельная активность в продукции сельскохозяйственных растений (на сырую массу)

Вид растения	Тип пробы	Удельная активность, Бк/кг (ДУА* согласно СанПиН 4.01.071.03)			
		²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr*	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Арбуз	плоды	0,025 (4)	0,5 (120)	-	< 0,4 (4)
Дыня	плоды	0,07 (4)	0,44 (120)	-	-
Томат	плоды	0,047 (4)	0,89 (120)	< 0,22 (40)	< 0,45 (4)
Перец	плоды	0,035 (4)	0,17 (120)	< 0,16 (40)	< 0,15 (4)
Баклажан	плоды	-	-	< 0,36 (40)	9,1 (4)
Петрушка	листья	0,77 (4)	6,12 (120)	< 39,76 (40)	-
Капуста	листья	0,24 (4)	3,44 (120)	218,4 (40)	1,48 (4)
Морковь	корнеплоды	0,125 (4)	0,69 (120)	57,0 (40)	16,2 (4)
Лук (семена)	луковицы	0,91 (4)	5,98 (120)	30,42 (40)	2,6 (4)
Лук (севок)	луковицы	0,35 (4)	3,52 (120)	171,2 (40)	7,2 (4)
Пшеница	зерно	< 1,5 (4)	3,24 (70)	-	-
Фасоль	стручок с семенами	< 0,34 (6)	0,63 (50)	23 (60)	-
Примечание: ДУА – допустимая удельная активность радионуклидов в растительной продукции, «-» – данных нет					

Сравнительная оценка полученных данных по удельной активности ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs с ДУА данных радионуклидов в растительной продукции (используемых человеком в пищу) показывает, что исследуемые растения по значениям удельной активности не превышают норм СанПиНа. Однако по ⁹⁰Sr превышение допустимых концентраций наблюдается в капусте, моркови и луке (высаженного севком) в 1,4-5 раз, а ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в основной продукции – баклажане, моркови и луке (севок) в 2–4 раза.

Таким образом, используя полученные Кн для сельскохозяйственных культур и допустимую удельную активность радионуклидов в растительной продукции, можно рассчитать допустимое содержание радионуклидов в почве (в исследуемых почвенно-климатических условиях), при котором возможно получение «чистой» сельскохозяйственной продукции. Предельно допустимое содержание (ПДС) радионуклидов в почве рассчитывалось следующим образом:

$$\text{ПДС}_{\text{почва}} = \text{ДУА} / \text{Кн}, \quad (3)$$

где: ПДС_{почва} – предельно допустимое содержание исследуемого радионуклида, ДУА – допустимая удельная активность радионуклидов в растительной продукции,

Кн – коэффициент накопления исследуемого радионуклида.

Предельно допустимое содержание некоторых исследуемых радионуклидов в почве представлено в таблице 20.

Таблица 20.

Оценочное предельно допустимое содержание радионуклидов в почве

С/х культура	Продукция	Предельно допустимое содержание радионуклидов в почве, Бк/кг			
		^{241}Am	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$
Арбуз	плоды	161700	528000	-	34800
Дыня	плоды	61100	653000	-	-
Томат	плоды	117000	333000	480000	26700
Перец	плоды	76600	823000	422000	148000
Баклажан	плоды	-	-	134000	1000
Петрушка	листья	2000	10600	500	-
Капуста	листья	18500	52300	300	12800
Морковь	корнеплод	17000	120000	700	900
лук (семена)	луковицы	2500	22100	1000	4600
лук (севок)	луковицы	12500	68200	540	2700
Пшеница	зерно	1500	23800	-	-
Фасоль	стручок с семенами	5600	42100	1800	-
Примечание: «-» - данных нет					

Исследования проводились на самом загрязненном участке пл. «Опытное поле» территории СИП, характеризующемся наибольшими значениями содержания в почве, прежде всего, ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$. Однако, несмотря на это, полученные экспериментальные данные указывают на возможность получения растениеводческой продукции приемлемого качества на участках СИП с высоким уровнем радионуклидного загрязнения почв ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$. Исключение составляют основная продукция растений семейства сельдерейных, капустных и лилейных по ПДС в почве ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ для моркови, выращивание которых возможно при условии невысокого радионуклидного загрязнения ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$. Необходимо отметить данные по ^{90}Sr , присутствующего в почве в меньших концентрациях относительно ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$, и который, тем не менее, будет характеризовать основное загрязнение растительной продукции на пл. «Опытное поле» территории СИП.

ВЫВОДЫ

- Для всех исследованных радионуклидов в растительных образцах установлено, что ^{90}Sr накапливается в среднем в 23 раза больше ^{137}Cs , ^{137}Cs – в 2 раза больше $^{239+240}\text{Pu}$, $^{239+240}\text{Pu}$ – в 5 раз больше ^{241}Am .
- Установлено, что в генеративных органах накопление радионуклидов происходит меньше всего, за исключением плодов баклажан.
- Отмечена зависимость в накоплении ^{241}Am , ^{137}Cs и ^{90}Sr для растений семейства лилейных от типа посадочного материала. В случае посадки растений семенами происходит более интенсивное накопление данных радионуклидов в органах растений семейства лилейных, чем при выращивании севком.

- Более «подвижным» радионуклидом является ^{90}Sr , Кн которого выше Кн всех остальных исследованных изотопов для экспериментальных растений, хотя содержание ^{90}Sr в почве на порядок ниже содержания $^{239+240}\text{Pu}$. Поэтому, при возможном выращивании с/х культур на территории СИП, в первую очередь на качество растительной продукции будет влиять именно ^{90}Sr .
- Полученные данные Кн и ПДС радионуклидов для всех с/х культур указывают на принципиальную возможность производства растениеводческой продукции даже на площадке «Опытное поле» территории СИП и получения растительных продуктов приемлемого качества.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам Института радиационной безопасности и экологии Шевченко Ю.С., Козкеевой А.М., Немытовой Л.А. за пробоподготовку растительных образцов, Коровиной О.Ю., Брянцева Н.В., Сальменбаеву С.Е. и др. за организацию и качественное выполнение спектрометрических и радиохимических анализов, Яковенко Ю.Ю. за построение картографического материала. Особую благодарность выражают всем сотрудникам ОКИЭ за непосредственное участие в проведении полевых работ.

ЛИТЕРАТУРА

1. Сельскохозяйственная радиоэкология / под ред. академика ВАСХНИЛ Р.М. Алексахина и академика ВАСХНИЛ Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. - С. 3-11, 54-79, 196-217.
2. Корнеев Н.А. Задачи и перспективы сельскохозяйственной радиологии / Корнеев Н.А., Повалев А.П., Алексахин Р.М. // Вестник сельскохозяйственной науки. - 1978. - №1. - С. 108-114.
3. Лысенко Н.П. Ведение животноводства в условиях радиоактивного загрязнения среды / Н.П. Лысенко, А.Д. Пастернак, Л.В. Рогожина, А.Г. Павлов. - Санкт-Петербург: Издательство «Лань», 2005. - С. 3-4, 29-34, 93-103.
4. Агеев В.Ю. Система радиоэкологических контрмер в агрофоне Беларуси / В.Ю. Агеев. - Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2001. - С. 4-6, 157-189.
5. Фесенко С.В. Динамика снижения коэффициентов перехода в сельскохозяйственные растения после аварии на Чернобыльской АЭС / С.В. Фесенко, Н.И. Санжарова, К.Б. Лисянский, Р.М. Алексахин // Радиационная биология. Радиоэкология. - 1998. - Т. 38. вып. 2. - С. 256-265.
6. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA-TECDOC-1616, Vienna: IAEA, 2009. С. 155-178.
7. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного в составе мероприятия 1 «Реализация научно-технической программы развития атомной энергетики в республике Казахстан» за 2010 г. - г. Курчатова, 2010. - С. 13-14.
8. Найдин П. Г. Полевой опыт / под ред. П. Г. Найдина, д-ра с.-х. наук. Изд. 2-е, испр. и доп. М.: Колос, 1967. - С. 120-130.

9. *Рамазанов Б.Г.* Рекомендации по системе ведения сельского хозяйства. Павлодарская область / Б.Г. Рамазанов, А.П. Озняч, Н.М. Савенко, Г.И. Зубов, В.А. Леонов и др. – Алма-Ата: Кайнар, 1981. – С. 75-116.
10. МИ 5.06.001.98 РК «Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре МИ 2143-91» - 18 с.
11. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс», Менделеево, - 20 с.
12. *Анненков Б.Н.* Основы сельскохозяйственной радиологии/ Б.Н. Анненков, Е.В. Юдинцева. – Москва, 1991. – С. 56-83.
13. Основные аспекты технологии возделывания овощных культур / Айтбаев Т.Е. к. с.-х. наук КазНИИ картофелеводства и овощеводства - www.agroinnovations.kz/files/lib/65/75/208.doc.
14. Казахстанский зерновой портал информационного агентства «Казах-Зерно» - www.kazakh-zerno.kz
15. Региональная программа на 2008-2009 годы по насыщению регионов плодовоовощной продукцией. Утверждена решением сессии Восточно-Казахстанского областного маслихата от 19 декабря 2008 г. - Усть-Каменогорск, 2008 г., - №10/140-IV г.
16. *Эдельштейн В.И.* Овощеводство. 3-е, перераб. изд. - М.: Сельхозиздат, 1962. - 440с.
17. *Гудков И.Н.* Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии: Учеб. для вузов. - Киев: Изд-во УСХА, 1991, С. 185-186, 223-228.
18. Санитарные правила и нормы N 4.01.071.03 "Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов". Утверждены приказом министра здравоохранения Республики Казахстан от 11 июня 2003 г. - С.53-56.
19. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. Издание официальное. – Алматы, 2000.-80 с.

ЖЕРҮСТІ ЯДРОЛЫҚ СЫНАҚТАР ӨТКІЗІЛГЕН АУДАНДА («ТӘЖІРИБЕ ДАЛАСЫ» АЛ.) АУЫЛ ШАРУАШЫЛЫҒЫ DAҚЫЛДАРЫНЫҢ ТЕХНОГЕНДІ РАДИОНУКЛИДТЕРДІ ЖИНАҚТАУ ЕРЕКШЕЛІГІ

**Кожуханов Т.Е., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В.,
Иванова А.Р., Келлер С.А.**

***ҚР ҰАО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Құрчатов, Қазақстан***

Бұл мақалада, бұрынғы Семей сынақ полигонының (ССП) «Тәжірибе даласы» алаңының радиоактивті-ластанған аумағында өсірілген ауыл шаруашылығы дақылдарының техногенді радионуклидтерді жинақтау нәтижелері келтірілген. Жасалған жұмыстардың нәтижесінен, зерттеліп жатқан өсімдіктердің вегетативті және генеративті мүшелерінде техногенді радионуклидтердің таралуы мен жинақталуының ерекшеліктері анықталды.

Өсімдік шаруашылығы өнімдерінде ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ және ^{241}Am жинақталу коэффициенті алынды, бұл нәтиже ССП аумағының бөліктерін халық шаруашылығына пайдалануға беру мүмкіндігін бағалау барысында аталған радионуклидтердің шоғырлануына болжау жасау үшін қажет. Зерттеліп жатқан өсімдіктердің өсіру типтеріне қатысты радионуклидтердің жинақталу коэффициентіне байланыстылығы анықталды. ССП аумағының «Тәжірибе даласы» алаңындағы қатерлі радионуклидтер ^{90}Sr болып табылады.

Түйінді сөздер: радиоактивті ластану, радионуклидтер, америций-241 (^{241}Am), цезий-137 (^{137}Cs), стронций-90 (^{90}Sr), плутоний-239+240 ($^{239+240}\text{Pu}$), ауыл шаруашылық (а/ш) дақылдары, тиесілі белсенділік (ТБ), жинақталу коэффициенті (ЖК), негізгі ауылшаруашылық (өсімдік) өнімі, рауалы тиесілі белсенділік (РТБ).

FEATURES OF ACCUMULATION OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN THE AGRICULTURAL CROP IN THE VICINITY OF GROUND NUCLEAR TESTS («EXPERIMENTAL FIELD» SITE)

**T.E. Kozhakhhanov, S.N. Lukashenko, N.V. Larionova,
A.R. Ivanova, S.A. Keller**

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

The paper presents the results of investigation of artificial radionuclides accumulation in crops grown in radioactively contaminated area at «Experimental field» site of the former Semipalatinsk Test Site (STS). The investigations revealed the peculiarities of accumulation and distribution of artificial radionuclides in the vegetative and generative organs of the plants studied. The coefficients of accumulation were obtained on ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am for crop products, necessary to predict the concentrations of radionuclides in order to assess the data on feasibility of releasing the STS territories for economic use. There were identified the dependence of the coefficients of radionuclides accumulation for the studied plants on the type of planting. It was established that the critical radionuclide at «Experimental field» site of the STS is ^{90}Sr .

Keywords: radioactive contamination, radionuclides, americium-241 (^{241}Am), cesium-137 (^{137}Cs), strontium-90 (^{90}Sr), plutonium-239, 240 ($^{239+240}\text{Pu}$), agricultural (a/c) crop, specific activity (SA), accumulation coefficient (Ac), main agricultural (vegetable) products, allowable specific activity (ASA).

УДК 577.4:577.391: 504.73:539.16

**ОСОБЕННОСТИ ПЕРЕХОДА ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ
ИЗ ПОЧВЫ В РАСТЕНИЯ СТЕПНЫХ ЭКОСИСТЕМ
НА ПЛОЩАДКЕ «ОПЫТНОЕ ПОЛЕ» БЫВШЕГО СИП****Ларионова Н.В., Лукашенко С.Н., Кундузбаева А.Е.,
Иванова А.Р., Келлер С.А.*****Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан***

В статье представлены количественные параметры накопления радионуклидов степными растениями на площадке «Опытное поле». Установлены диапазоны значений коэффициентов накопления радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$. Отмечены определенные различия в накоплении радионуклидов для отдельных видов растений и для разных эпицентров проведения ядерных испытаний. Рассмотрены физико-химические свойства светло-каштановых почв и их влияние на накопление радионуклидов растениями. Приведен сравнительный анализ коэффициентов накопления радионуклидов для степных растений с «Опытного поля» с коэффициентами накопления для растений с других участков бывшего Семипалатинского испытательного полигона.

Ключевые слова: радиоэкология, радиоактивное загрязнение, радионуклиды, ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, формы нахождения радионуклидов, светло-каштановые почвы, физико-химические свойства почв, растения, коэффициенты накопления (Кн).

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследований особенностей накопления искусственных радионуклидов степными растениями обусловлена, прежде всего, проведением масштабных работ по передаче части земель бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) в хозяйственный оборот. В этих условиях параметры перераспределения радионуклидов в системе почва-растение являются неотъемлемым звеном для прогноза уровней радиоактивного загрязнения продуктов питания и, как следствие, используются при расчете доз для населения, проживающего на территории СИП.

Отдельные работы по изучению особенностей накопления радионуклидов растениями на территории бывшего СИП проводились и ранее, однако более регулярные исследования в этом направлении были начаты сравнительно недавно. Впервые для получения достоверных данных, характеризующих накопление искусственных радионуклидов определенными видами растений, такие работы были начаты в 2007 г. на площадке «Дегелен». Так, в районе штолен № 176 и № 177, в условиях контроля большинства основных влияющих факторов, исследовались особенности перераспределения и динамики содержания радионуклидов в надземной части растений лугового биогеоценоза [1].

На сегодняшний день относительно слабо изученным, причем не только для территории СИП, но и для международных исследований в целом, остается вопрос о накоплении растениями трансурановых радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am . В связи с этим появилась необходимость в достоверной информации о параметрах их перехода из

почвы в надземную часть растений, получение которой возможно лишь при наличии высокого уровня радиоактивного загрязнения почв. Таким образом, в качестве исследуемой территории на СИП выбрана площадка «Опытное поле», характеризующаяся высоким содержанием трансурановых радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в почвах.

Полученные знания параметров накопления радионуклидов исследуемыми видами растений в дальнейшем будут использованы при расчете доз для населения, проживающего на территории СИП, а также могут послужить основанием для разработки как конкретных практических рекомендаций, направленных на решение проблемы радиоактивного загрязнения почвенно-растительного покрова исследуемой территории, так и для комплекса мероприятий по снижению содержания радионуклидов в продукции, получаемой в условиях радиоактивного загрязнения.

1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Проведение полевых работ

Участки для проведения исследований выбраны на основании данных площадного распределения мощности экспозиционной дозы (МЭД) и результатов измерений радиационных параметров (плотности потока β -частиц и МЭД) во время проведения экспедиционных работ [2]. Исследовательские площадки (всего 32) заложены на всех выявленных ранее 12-ти эпицентрах проведения различных наземных испытаний на площадке «Опытное поле», по 2-4 площадки на каждом эпицентре (рисунок 1).

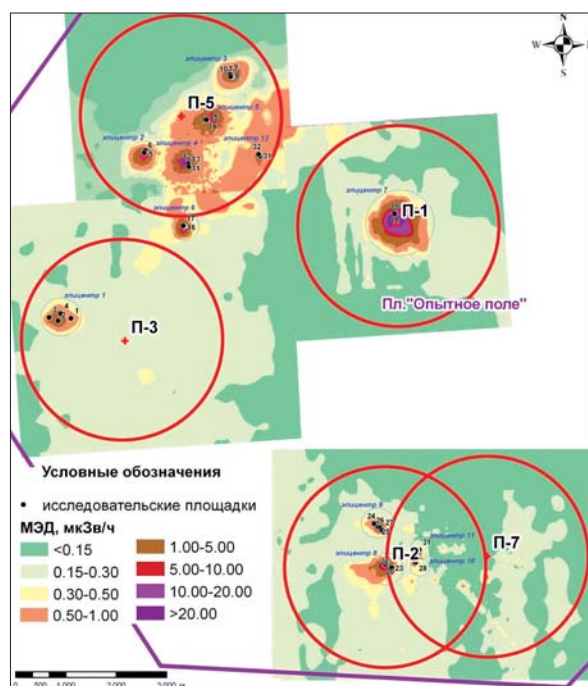


Рисунок 1. Схема расположения исследовательских площадок на «Опытном поле» (№№ площадок п/п)

Изучение растительного покрова проводилось отдельными методами геоботанического описания с выделением основных типов растительности, определением проективного покрытия и видового состава растений [3]. На всех исследовательских площадках отобраны пробы надземной части одного из основных ценозообразователей сухой степи – ковыля (*Stipa capillata*). Дополнительно на отдельных площадках, для проведения сравнительного анализа накопления радионуклидов различными видами растений, отобраны пробы типчака (*Festuca valesiaca*) и полыни (*Artemisia sublessingiana*).

С каждой площадки сопряженно отобраны надземные части исследуемых видов растений и смешанная проба почвы (методом конверта на глубину 5 см) (рисунок 2).

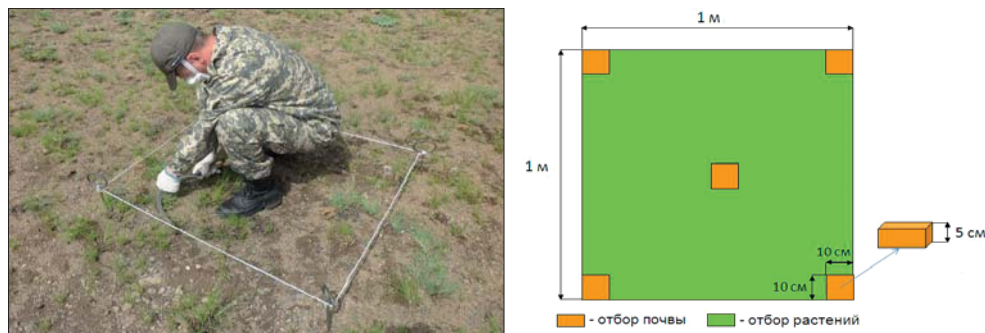


Рисунок 2. Отбор проб надземной части растений (а), схема отбора проб почвы и растений (б)

Пробоподготовка растений и почв

Пробы растительности подвергались грубому измельчению (длиной 1-3 см) при помощи секатора, промывались и ополаскивались дистиллированной водой 2-3 раза, и просушивались в сушильном шкафу при температуре 80-100 °С до постоянной массы пробы. Более тонкое измельчение проводилось при помощи лабораторной мельницы. Далее производилось термическое концентрирование (обугливание, озоление) проб. Сухой остаток обугливался в муфельной печи или путём прокалывания на электроплитах в вытяжном шкафу, не допуская воспламенения образца, до прекращения выделения дыма и получения чёрного остатка. Далее пробы охлаждались, растирались и переносились в фарфоровые чашки, тигли для последующего озоления. Первоначально температуру повышали до 200 °С в течение 50-60 минут, после чего устанавливали предельную температуру в муфельной печи: температура озоления для дальнейшего определения ^{137}Cs составляла 400 °С, ^{90}Sr – 550 °С, ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ – 650 °С. После получения золы чашки с золой охлаждались в эксикаторе. Готовая зола просеивалась через сито для удаления примесей, остывший зольный остаток взвешивался, определялся коэффициент озоления.

Пробы почвы высушивались до воздушно-сухого состояния в сушильных шкафах при температуре 60–70 °С. После удаления крупных камней и включений (корней растений) взвешивались на технических весах. Далее весь объем пробы тщательно перемешивался, постепенно (порционно) растирался в фарфоровой ступке с помощью пестика и просеивался через сито с диаметром отверстий 1 мм. Растирание и просеивание повторялось до тех пор, пока на ситах не оставались только частицы скелета почвы. Полнота просеивания проверялась встряхиванием каждого сита над листом бумаги. Просев продолжали до тех пор, пока на бумагу переставали выпадать частицы.

Физико-химический анализ почв

Механический состав почвы определялся пипет-методом, устанавливающим количественное соотношение в процентах почвенных фракций, охватывающих ту или иную группу частиц разного размера [4]. Определение содержания в почве гумуса проводилось по методу Тюрина в модификации Никитина [4]. Измерение кислотности почвы проводилось методом, основанным на измерении величины рН водной вытяжки пород электродной системой, состоящей из индикаторного стеклянного электрода, потенциал которого определяется активностью водородных ионов в растворе, и вспомогательного проточного электрода сравнения с известным потенциалом [5]. Карбонатность определялась объемным методом по Голубеву, основанном на измерении добавочного давления в кальциметре, получаемого от уголекислоты, выделившейся при воздействии 18 %-ного раствора HCl на содержащиеся в почве карбонаты. Давление измерялось по высоте поднявшегося ртутного столба в стеклянной трубке, отсчет производился по специальной шкале [4]. Наиболее доступные растениям формы нахождения радионуклидов в почвах определялись методом последовательного выщелачивания различными реагентами (водой – водорастворимая форма и 1М раствором уксуснокислого аммония – обменная форма) и измерением их содержания в полученных вытяжках [6].

Радионуклидный анализ

Анализы по измерению удельной активности радионуклидов в пробах почвы и растений проводились в соответствии со стандартизованными методическими указаниями [7, 8, 9] на поверенной лабораторной аппаратуре. Определение удельной активности радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am проводилось на гамма-спектрометре Canberra GX-2020, ^{90}Sr в почве – на бета-спектрометре «Прогресс», в растениях – радиохимическим выделением с последующим измерением на бета-спектрометре TRI-CARB 2900 TR, $^{239+240}\text{Pu}$ определяли радиохимическим выделением с последующим измерением на альфа-спектрометре Canberra, мод. 7401. Концентрация всех радионуклидов в растениях определялась в золе, с последующим пересчетом на сухое вещество. Предел обнаружения по ^{137}Cs составлял 1 Бк/кг (для проб растений) и 4 Бк/кг (для проб почвы), ^{241}Am – 0,3 и 1 Бк/кг, $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,1 и 1 Бк/кг соответственно, ^{90}Sr – 9 и 100 Бк/кг соответственно. Погрешность измерений для ^{137}Cs и ^{241}Am не превышала 10–20 %, ^{90}Sr – 15–25 %, $^{239+240}\text{Pu}$ – 30 %.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Количественные параметры накопления радионуклидов доминантными видами степных растений на площадке «Опытное поле»

Для количественной оценки параметров накопления радионуклидов из почвы в наземной части растений использован наиболее часто применяемый в мировой практике показатель – коэффициент накопления (Кн) – отношение содержания радионуклида в единице массы растительности к содержанию радионуклида в единице массы почвы [10]. В таблице 1 представлены результаты анализов по определению удельной активности и Кн радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ для исследуемого растения ковыль (*Stipa capillata*), который был отобран на всех исследовательских площадках.

Таблица 1.

Диапазоны значений удельной активности и Кн радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ (для растения ковыль (*Sipa capillata*))

п/п	Точка отбора	Удельная активность, Бк/кг								Кн			
		^{241}Am		^{137}Cs		^{90}Sr		$^{239+240}\text{Pu}$		^{241}Am	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$
		растение	почва	растение	почва	растение	почва	растение	почва				
1	Э1-1	2,8±0,1	2100±200	6,1±0,2	1000±100	13±1	780±280	21±1	10000±2000	0,0013	0,0061	0,017	0,0021
2	Э1-2	1,2±0,1	2200±200	24±1	1500±200	9,4±1,1	1600±410	6,4±0,2	7000±700	0,00052	0,016	0,0059	0,00091
3	Э1-3	529±1	101600±10000	23±1	600±60	38±1	700±270	9500±300	1300000±80000	0,0052	0,038	0,055	0,0073
4	Э1-4	34,3±0,5	4600±500	4,5±0,3	700±70	11±1	800±290	180±10	4200±1100	0,0075	0,0064	0,014	0,043
5	Э2-1	1,4±0,1	1200±100	5,1±0,2	1300±100	19±3	1900±500	27±1	14200±800	0,0012	0,0039	0,010	0,0019
6	Э2-2	4,5±0,2	2300±200	103±1	7500±700	1970±10	12000±1800	69±2	25800±1300	0,0020	0,014	0,16	0,0027
7	Э3-1	4,1±0,1	2200±200	3,9±0,2	1800±200	21±1	2600±600	18±1	6600±1100	0,0019	0,0022	0,0080	0,0028
8	Э3-2	0,97±0,13	3800±400	3,5±0,3	340±30	23±1	<100	5,5±0,2	5000±1000	0,00026	0,010	-	0,0011
9	Э3-3	4,5±0,1	1400±100	10,4±0,3	600±60	17±1	1100±300	24±1	900±100	0,0032	0,017	0,015	0,026
10	Э3-4	8,1±0,2	3800±400	11,4±0,4	800±80	35±1	860±300	55±2	1300±400	0,0021	0,014	0,040	0,042
11	Э4-1	8,7±0,2	12700±1000	16,2±0,5	7300±700	79±2	8600±1400	40±1	38000±5000	0,00068	0,0022	0,0092	0,0011
12	Э4-2	3,9±0,2	15600±2000	6,1±0,3	9000±1000	134±3	11000±1700	21±1	54000±8000	0,00025	0,00068	0,012	0,00039
13	Э4-3	2,5±0,1	6200±600	3,8±0,2	2800±300	26±1	3300±600	11,7±0,4	23500±2600	0,00041	0,0014	0,0077	0,00050
14	Э5-1	0,85±0,13	2200±200	3,1±0,3	2100±200	53±2	2000±400	13,0±0,4	14200±1900	0,00039	0,0015	0,026	0,00091
15	Э5-2	2,6±0,2	6000±600	8,7±0,4	2300±200	70±1	2700±600	30±1	9400±2500	0,00043	0,0038	0,026	0,0032
16	Э6-1	0,26±0,07	1000±100	2,1±0,2	600±60	56±2	1010±250	1,8±0,1	30000±3000	0,00026	0,0035	0,055	0,000061

п/п	Точка отбора	Удельная активность, Бк/кг										Ки			
		²⁴¹ Am		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu		²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu		
		растение	почва	растение	почва	растение	почва	растение	почва						
17	Э6-2	0,61±0,08	700±70	4,0±0,2	500±50	45±1	<100	6,2±0,2	4700±600	0,00087	0,0080	-	0,0013		
18	Э7-1	0,71±0,12	1200±100	8,3±0,3	8500±900	57±1	29000±3800	11,6±0,3	13000±1000	0,00059	0,0010	0,0020	0,00089		
19	Э7-2	1,1±0,2	1000±100	14,5±0,5	3000±300	59±2	7600±1200	24±1	10200±500	0,0011	0,0048	0,0077	0,0024		
20	Э8-2	2,3±0,2	9000±1000	16,5±0,5	2400±200	480±10	2000±500	44±1	164000±8000	0,00025	0,0069	0,24	0,00027		
21	Э8-3	8,9±0,3	1500±200	34±1	3300±300	190±4	2500±600	93±3	16100±600	0,0059	0,010	0,075	0,0058		
22	Э9-1	10,4±0,3	18000±2000	4,3±0,4	1000±100	9,8±1,4	1400±400	44±1	22000±6000	0,00058	0,0043	0,0070	0,0020		
23	Э9-2	7,7±0,2	19600±2000	3,2±0,2	1800±200	16±1	2000±500	43±1	84000±6000	0,00039	0,0018	0,0079	0,00051		
24	Э9-3	0,36±0,11	2600±300	10,7±0,4	4200±400	94±2	3400±700	2,1±0,1	194000±5000	0,00014	0,0025	0,028	0,000011		
25	Э9-4	9,9±0,2	12400±1000	5,9±0,3	700±70	11±1	560±240	48±2	2800±400	0,00080	0,0084	0,020	0,017		
26	Э10-1	0,79±0,12	2200±200	49±1	700±70	150±2	580±250	5,5±0,2	6000±950	0,00036	0,070	0,25	0,00092		
27	Э10-2	0,90±0,09	3100±300	6,3±0,2	600±60	170±3	860±290	8,6±0,3	12800±1400	0,00029	0,010	0,19	0,00067		
28	Э11-1	3,8±0,2	4000±400	6,6±0,4	2500±300	130±3	2100±500	30±1	14700±1200	0,00095	0,0026	0,061	0,0020		
29	Э11-2	12,0±0,3	9500±1000	36±1	7900±800	540±10	5100±900	118±4	31000±6000	0,0013	0,0045	0,11	0,0038		
30	Э12-1	1,44±0,03	6000±600	4,2±0,1	3700±400	23±1	6200±1000	11,5±0,3	17200±600	0,00024	0,0011	0,0037	0,00067		
31	Э12-2	2,03±0,15	1500±200	4,9±0,3	1200±100	25±2	1700±400	21,0±0,5	11400±1500	0,0014	0,0040	0,015	0,0018		
32	Э12-3	6,8±0,2	18500±2000	10,8±0,4	9000±900	42±10	9200±1400	47±1	27200±600	0,00037	0,0012	0,0046	0,0017		

Исходя из полученных данных, можно отметить, что все выбранные исследовательские площадки характеризуются высоким содержанием трансурановых радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am и в сравнительно меньшей степени загрязнены ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Определенный интерес представляют собой Кн ^{90}Sr , значения которых не превышают единицы, что является нехарактерным для данного радионуклида.

Диапазон значений Кн $^{239+240}\text{Pu}$ (0,00001–0,04) составляет 3 порядка, Кн ^{241}Am (0,0001–0,01), ^{137}Cs и ^{90}Sr (0,001–0,1) – по 2 порядка. Распределение значений Кн радионуклидов представлено в виде гистограммы частоты встречаемости Lg Кн (рисунок 3).

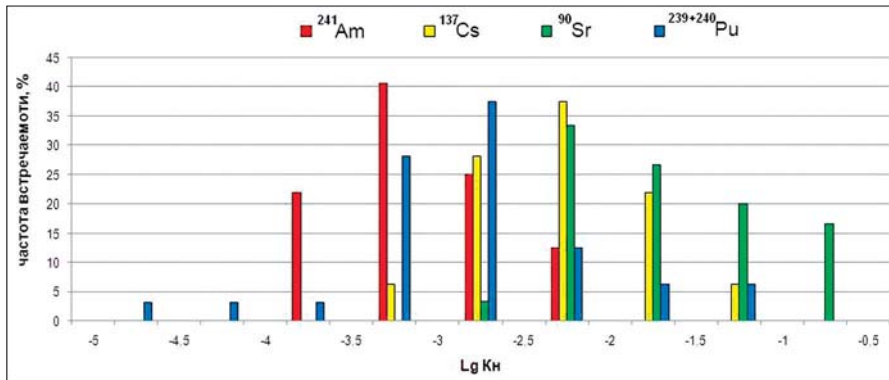


Рисунок 3. Распределение значений Lg Кн ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ для исследуемой территории (для растения ковыль (*Stipa capillata*))

Представленная гистограмма наглядно демонстрирует, что накопление всех исследуемых радионуклидов изменяется в довольно широких пределах в следующем ряду убывания:

$$\text{Кн } ^{90}\text{Sr} > \text{Кн } ^{137}\text{Cs} > \text{Кн } ^{239+240}\text{Pu} > \text{Кн } ^{241}\text{Am}$$

Для количественной оценки разницы в накоплении радионуклидов растениями для каждой исследовательской площадки рассчитаны отношения $\text{Кн } ^{90}\text{Sr} / \text{Кн } ^{137}\text{Cs}$, $\text{Кн } ^{137}\text{Cs} / \text{Кн } ^{239+240}\text{Pu}$ и $\text{Кн } ^{239+240}\text{Pu} / \text{Кн } ^{241}\text{Am}$. После удаления «выпадов» средние значения данных отношений составили:

- $\text{Кн } ^{90}\text{Sr} / \text{Кн } ^{137}\text{Cs} \sim 7,6$;
- $\text{Кн } ^{137}\text{Cs} / \text{Кн } ^{239+240}\text{Pu} \sim 2,4$;
- $\text{Кн } ^{239+240}\text{Pu} / \text{Кн } ^{241}\text{Am} \sim 2,7$.

Таким образом, если накопление радионуклида ^{241}Am растениями принять за единицу, то установленный ряд убывания имеет следующий вид:

$$\begin{array}{ccccccc}
 \text{Кн } ^{90}\text{Sr} & > & \text{Кн } ^{137}\text{Cs} & > & \text{Кн } ^{239+240}\text{Pu} & > & \text{Кн } ^{241}\text{Am} \\
 49 \pm 8 & & 6,5 \pm 1 & & 2,7 \pm 0,4 & & 1
 \end{array}$$

В таблице 2 представлены диапазоны значений Кн радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ для всех исследуемых видов растений.

Таблица 2.

Диапазоны значений Кн радионуклидов ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu для всех исследуемых видов растений

Исследуемые растения	Кн			
	²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
ковыль (<i>Stipa capillata</i>)	<u>0,001</u> (n=32) 0,0001 - 0,01	<u>0,01</u> (n=32) 0,001-0,1	<u>0,1</u> (n=30) 0,002-0,3	<u>0,01</u> (n=32) 0,00001-0,04
типча́к (<i>Festuca valesiaca</i>)	<u>0,001</u> (n=13) 0,0003 - 0,01	<u>0,01</u> (n=13) 0,001-0,01	<0,1 (n=13)	-
полынь (<i>Artemisia sublessingiana</i>)	<u>0,01</u> (n=9) 0,00003 - 0,1	<u>0,01</u> (n=10) 0,0002-0,1	<0,1 (n=31)	-
Примечание: в числителе – среднее арифметическое, в скобках – число случаев, в знаменателе – диапазон значений, <-> – результаты анализа на данный момент отсутствуют				

Как видно из таблицы, полученные значения Кн ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs для исследуемых растений ковыль и типчак в целом одинаковы. Несколько отличная картина в накоплении данных радионуклидов наблюдается для полыни, что выражается в более широких диапазонах значений Кн. Более подробно рассмотрим распределение значений Кн между различными видами растений в виде гистограммы частоты встречаемости Lg Кн радионуклидов ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs (рисунок 4).

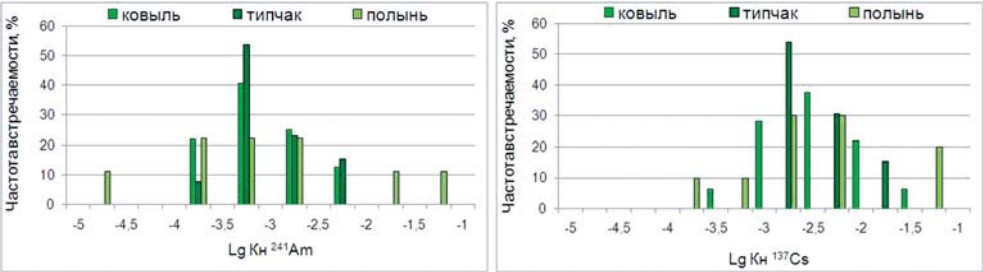


Рисунок 4. Распределение значений Lg Кн ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs для исследуемых видов растений

Явных различий в накоплении радионуклидов растениями не просматривается, но и утверждать об их идентичном накоплении также нельзя. Так, например, как уже говорилось выше, наибольший диапазон значений Кн ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs отмечается для полыни (*Artemisia sublessingiana*). Значения Кн ²⁴¹Am и ¹³⁷Cs для исследуемых растений ковыль (*Stipa capillata*) и типчак (*Festuca valesiaca*) в целом одинаковы, однако Кн ¹³⁷Cs для типчака (*Festuca valesiaca*) характеризуется значительно меньшим диапазоном значений, чем для двух других видов.

Определенные различия в накоплении радионуклидов растениями отмечаются и на отдельных эпицентрах. На рисунке 5 представлены средние значения Кн ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²⁴¹Am и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu для растения ковыль (*Stipa capillata*) с каждого из исследуемых эпицентров.

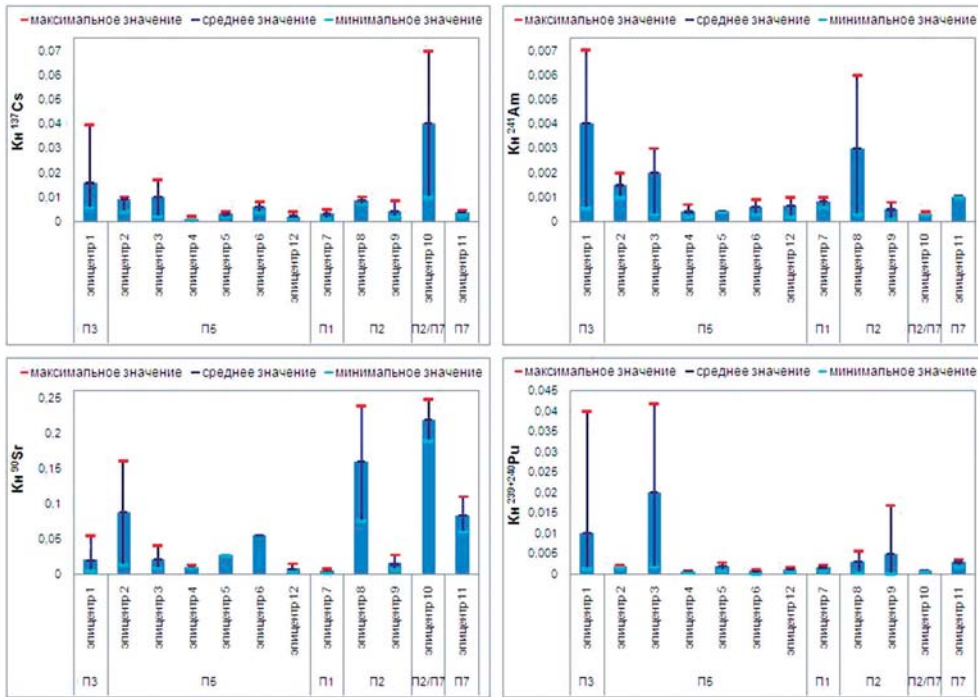


Рисунок 5. Средние значения K_d^{137Cs} , ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}Pu$ для каждого из исследуемых эпицентров (для растения ковыль (*Stipa capillata*))

На основании представленных гистограмм можно сказать, что накопление радионуклидов растениями, в частности растением ковыль (*Stipa capillata*), на разных эпицентрах несколько различается. Так, явное смещение значений K_d в сторону больших величин отмечается для радионуклида ^{90}Sr на 8-м, 10-м и 11-м эпицентрах и ^{137}Cs – на 10-м эпицентре. Можно выделить и другие случаи, однако в основном подобные выпадения (например, для ^{241}Am и $^{239+240}Pu$ на 1-м и 3-м эпицентрах) обусловлены сравнительно большим диапазоном значений K_d данных радионуклидов.

2.2. Изучение и оценка влияния некоторых физико-химических свойств почв на накопление радионуклидов растениями на площадке «Опытное поле»

Определенное влияние на накопление радионуклидов растениями могут оказывать, как физико-химические свойства почв, так и формы нахождения в них самих радионуклидов [11]. В таблице 3 приведены диапазоны основных показателей физико-химических свойств исследуемых почв (кислотность, содержание гумуса и карбонатов, сумма солей в водной вытяжке и механический состав (содержание физической глины)), а также наиболее доступных растениям форм нахождения в них радионуклидов (водорастворимая и обменная).

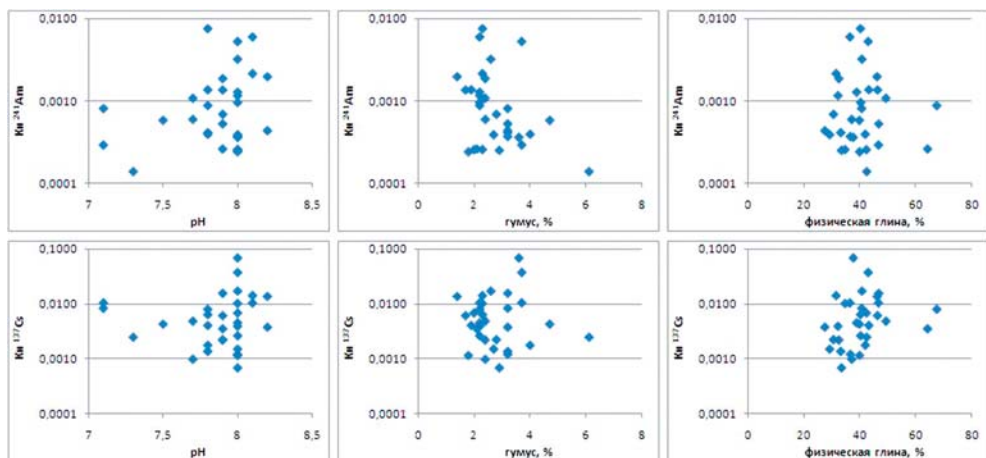
Таблица 3.

**Диапазоны показателей физико-химических свойств почв
и форм нахождения в них радионуклидов**

Физико-химические свойства почв					Содержание форм нахождения радионуклидов в почвах, %							
рН	Гумус	Сумма солей в водной вытяжке	Карбонаты	Физическая глина	²⁴¹ Am		¹³⁷ Cs		⁹⁰ Sr		²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	
					*вод.	**обм.	вод.	обм.	вод.	обм.	вод.	обм.
7,1-8,2	1,7-6,1	0,03-0,1	до 2	27,5- 67,6	<0,1	<0,1	<0,1	<0,7	<0,8	<0,1	<0,01	<0,01
Примечание: * – водорастворимая форма ** – обменная форма												

По данным проведенных анализов, исследуемые почвы относятся к светло-каштановым, нормальным (мощность рыхлых отложений более 80 см), суглинистым (содержание физической глины 27,5-67,6 %), карбонатным (до 4-5 %) и слабо засоленным (сумма солей 0,03-0,1 %). По содержанию органического вещества исследуемые почвы слабогумусированы – общий гумус не превышает 2-3,5 %. Содержание водорастворимой и обменной форм нахождения радионуклидов в абсолютном большинстве случаев находится ниже предела обнаружения.

Оценка влияния физико-химических свойств светло-каштановых почв на накопление радионуклидов ²⁴¹Am, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu степными растениями рассмотрена для кислотности, содержания в почве гумуса и физической глины для растения ковыль (*Stipa capillata*) (рисунок 6).



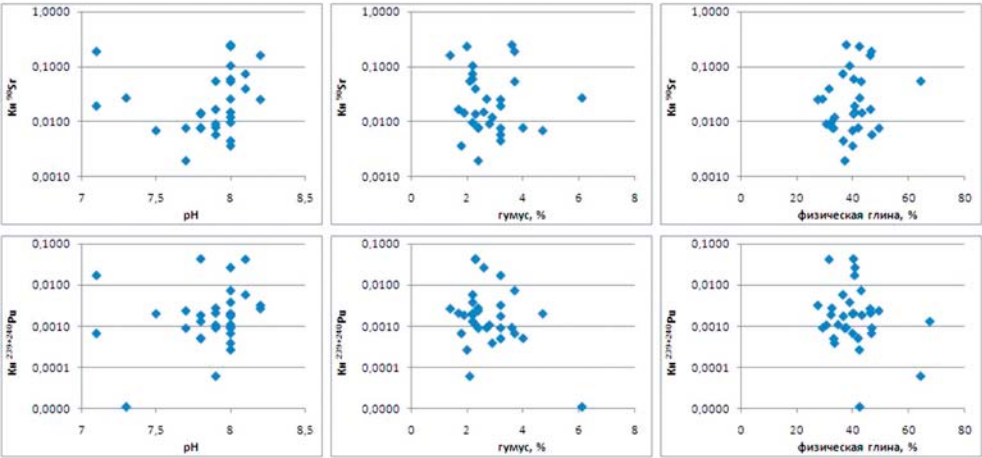


Рисунок 6. Зависимость Кн радионуклидов от некоторых физико-химических свойств светло-каштановых почв (для ковыля (*Stipa capillata*))

Как показывают представленные графики, влияние рассмотренных физико-химических свойств почв на накопление радионуклидов ^{241}Am и ^{137}Cs растениями отсутствует. Причиной этому может служить как недостаточный диапазон варьирования данных факторов в пределах исследуемой территории, так и отсутствие в почве наиболее доступных форм нахождения радионуклидов (таблица 3).

2.3. Сравнительный анализ коэффициентов накопления радионуклидов для степных растений с «Опытного поля» с коэффициентами накопления для растений с других участков бывшего Семипалатинского испытательного полигона

Для оценки полученных результатов о накоплении радионуклидов ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ степными растениями проведем их сравнительный анализ с данными, полученными ранее для различных растений, отобранных с других территорий СИП. Дополнительно сопоставим полученные данные с обобщенными международными материалами [12] для 2-х групп растений (разнотравье и пастбищные травы), отобранных на суглинистых почвах, характерных и для территории СИП (таблица 4).

Таблица 4.

Диапазоны значений коэффициентов накопления (Кн) радионуклидов для различных растений с территорий СИП

Исследуемые растения	Кн			
	^{241}Am	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{239+240}\text{Pu}$
Исследуемая территория «Опытного поля»				
КОВЫЛЬ (<i>Stipa capillata</i>)	<u>0,001 (n=32)</u> 0,0001 - 0,01	<u>0,01 (n=32)</u> 0,001 - 0,1	<u>0,1 (n=30)</u> 0,002 - 0,3	<u>0,01 (n=32)</u> 0,00001 - 0,04

Исследуемые растения	Кн			
	²⁴¹ Am	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
Площадка «Дегелен», район штольни № 176				
пижма (<i>Tanacetum vulgare</i>)	-	2,80 (n=10) 0,01 - 16,30	1,80 (n=10) 0,80 - 5,70	-
шиповник (<i>Rosa spinosissima</i>)	-	2,60 (n=10) 0,01 - 13,20	2,00 (n=10) 0,40 - 4,50	-
волоснец (<i>Leymus angustus</i>)	-	1,30 (n=10) 0,05 - 7,50	3,30 (n=10) 0,90 - 9,50	-
Площадка «Дегелен», район штольни № 177				
пижма (<i>Tanacetum vulgare</i>)	<0,03 (n=10)	0,02 (n=10) 0,002 - 0,06	0,80 (n=11) 0,50 - 1,40	<u>0,01 (n=5)</u> 0,0003 - 0,02
иван-чай (<i>Chamaenerium angustifolium</i>)	<0,13 (n=12)	0,20 (n=12) 0,001 - 1,00	1,30 (n=13) 0,50 - 4,00	<u>0,004 (n=3)</u> 0,001 - 0,003
бодяк (<i>Cirsium arvense</i>)	<0,09 (n=9)	0,10 (n=11) 0,008 - 0,60	2,47 (n=11) 1,80 - 3,20	<u>0,01 (n=2)</u> 0,003 - 0,02
«Фоновые» северные территории СИП				
степное разнотравье	<u>0,06 (n=3)</u> 0,02 - 0,11	<u>0,02 (n=14)</u> 0,003 - 0,06	<0,40 (n=4)	0,03 (n=9) 0,01 - 0,1
«Фоновые» западные территории СИП				
степное разнотравье	<0,20 (n=22)	<u>0,05 (n=12)</u> 0,01 - 0,1	<u>0,8 (n=3)</u> 0,1 - 1,7	0,04 (n=13) 0,002 - 0,2
Международные обобщенные данные (2009)				
разнотравье	-	<u>0,1 (n=10)</u> 0,01 - 0,2	<u>0,9 (n=6)</u> 0,3 - 2,0	-
пастбищные травы	<u>0,003 (n=11)</u> 0,005 - 0,02	<u>0,4 (n=124)</u> 0,01 - 2,6	<u>1,2 (n=58)</u> 0,4 - 2,6	<u>0,0006 (n=10)</u> 0,00006 - 0,003
Примечание: в числителе – среднее арифметическое, в скобках – число случаев, в знаменателе – диапазон значений, «<-» – данные отсутствуют				

Как видно из таблицы, несмотря на многочисленные ранее проводимые исследования, впервые для территории СИП получены статистически достоверные количественные значения Кн ²⁴¹Am, причем число проанализированных для исследуемой территории случаев в 5 раз превышает все имеющиеся на данный момент международные результаты. На гистограммах представлено распределение значений Lg Кн ²⁴¹Am и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu для перечисленных территорий СИП, также приведены диапазоны значений Кн по обобщенным международным материалам (рисунок 7).

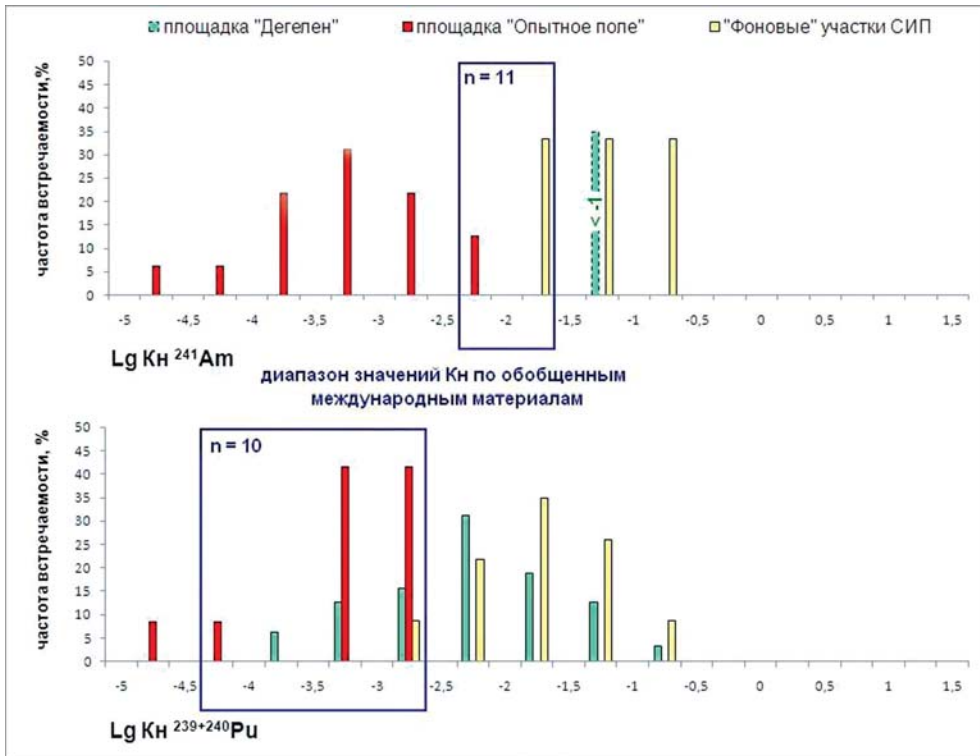


Рисунок 7. Распределение значений $Lg K_n^{241Am}$ и $^{239+240}Pu$ для различных территорий СИП

Из представленных гистограмм видно, что установленные значения K_n радионуклида ^{241}Am степными растениями на площадке «Опытное поле» смещены в сторону меньших величин, как относительно приведенных количественных и оценочных значений K_n данного радионуклида для других территорий СИП, так и международных обобщенных величин для пастбищных трав. Значения $K_n^{239+240}Pu$ на «Опытном поле» также ниже, чем на других территориях СИП, однако в целом совпадают с диапазоном значений K_n по обобщенным международным материалам.

Распределение значений K_n^{137Cs} и ^{90}Sr для перечисленных территорий СИП также представлено в виде гистограмм частоты встречаемости $Lg K_n$ данных радионуклидов (рисунок 8).

Так, значения K_n^{137Cs} для растений с территории «Опытного поля» существенно ниже, чем для разнотравья и пастбищных трав, приведенных в международных материалах, и растений, отобранных с площадки «Дегелен» и с «фоновых» территорий СИП.

Уникальная ситуация наблюдается для ^{90}Sr , абсолютное большинство значений K_n которого явно смещено в сторону меньших величин относительно всех ранее полученных K_n данного радионуклида.

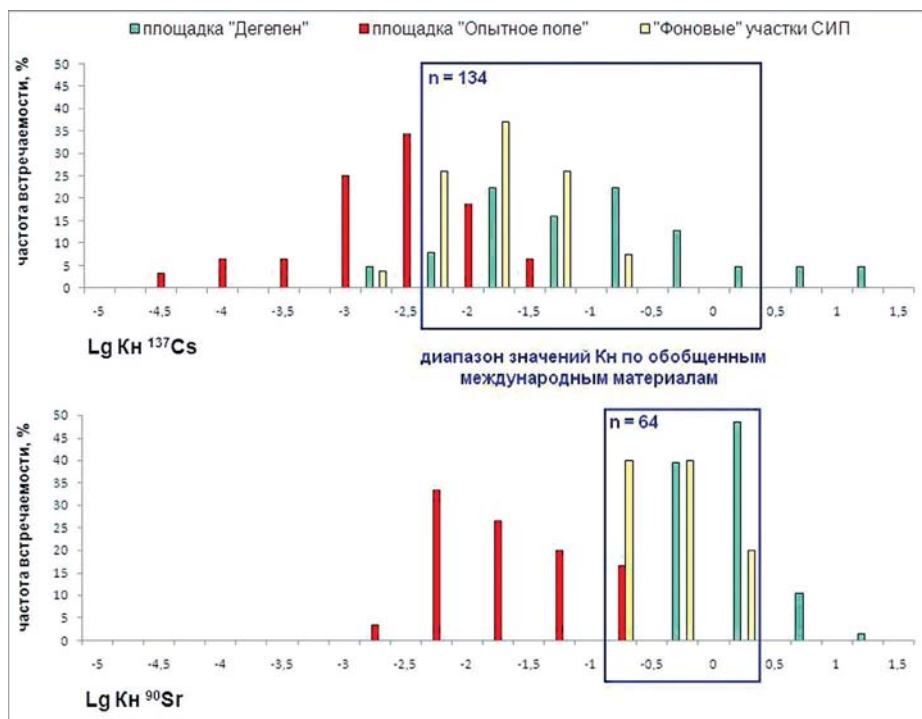


Рисунок 8. Распределение значений $Lg K_n {}^{137}Cs$ и ${}^{90}Sr$ для различных территорий СИП

ВЫВОДЫ

В результате проведенных исследований установлены количественные параметры накопления радионуклидов для степных растений на площадке «Опытное поле». Диапазон значений $K_n {}^{239+240}Pu$ (0,00001–0,04) составляет 3 порядка, $K_n {}^{241}Am$ (0,0001–0,01), ${}^{137}Cs$ и ${}^{90}Sr$ (0,001–0,1) – по 2 порядка. Отмечены определенные различия в накоплении радионуклидов для отдельных видов растений и для разных эпицентров проведения ядерных испытаний.

Значимого влияния рассмотренных физико-химических свойств почв на накопление радионуклидов растениями не выявлено.

Полученные результаты проведенных исследований являются статистически достоверными, при этом значения K_n в целом ниже, чем для других территорий СИП и данных по обобщенным международным материалам.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам Института радиационной безопасности и экологии Яковенко Ю.Ю., Еременко Е.А., Елизарьевой Н.А. за построение картографического материала Шевченко Ю.А., Козкеевой А.М., Немытовой Л.А., Субботиной Л.Ф. за пробоподготовку растительных образцов, Бай-

серкеновой Т.Н., Бакировой Г.А. за выполнение физико-химических анализов почв, Коровиной О.Ю., Брянцевой Н.В., Сальменбаеву С.Е., Чередову О.И. и др., а также сотрудникам Института ядерной физики Глуценко В.Н., Коваль А.П. и др. за организацию и качественное выполнение спектрометрических и радиохимических анализов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 301-320.: ил.- Библиогр.: с. 528. - ISBN 978-601-7112-28-8.
2. Методика измерения гамма – фона территорий и помещений: утв. Зам. Главного государственного санитарного врача Республики Казахстан Спатаев М.Б. 25.08.1997: Зав. Отделом радиационной гигиены республиканской санэпидемстанции Вдавиченко Г.Д. - 1 с.
3. Полевая геоботаника- т. 1.-1959.-444 с.; т. 2.-1960.-500 с.; т. 3.-1964.-530 с.; т.4.-1972.-336 с.; т.5.-1976.-320 с. М., Наука
4. Сборник методических указаний по лабораторным исследованиям почв и растительности Республики Казахстан / под рук. Дюсенбекова З.Д.; Государственный научно-производственный центр земельных ресурсов и землеустройства. – Алматы, 1998. – 222 с.
5. ГОСТ 17.5.4.01–84. Метод определения рН водной вытяжки вскрышных и вмещающих пород. Охрана природы. Рекультивация земель. – Введ. 01.07.85. – Изд. Стандартов. – М, 1985, - 3 с.
6. Практикум по агрохимии / под ред. В.Г. Минеева. – М. : МГУ, 2001. – 268 с.
7. МИ 5.06.001.98 РК «Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре МИ 2143-91» - 18 с.
8. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс», Менделеево, - 20 с.
9. Методика определения изотопов плутония-(239+240), стронция-90, америция-241 в объектах окружающей среды: МИ 06-7-98. – Алматы, 1998.
10. Анненков Б.Н. Основы сельскохозяйственной радиологии/ Б.Н. Анненков, Е.В. Юдинцева. – Москва, 1991. – С. 56-83.
11. Лысенко Н. Ведение животноводства в условиях радиоактивного загрязнения среды/ Н.Лысенко, А.Пастернак, Л.Рогожина. - СПб: Лань, 2005. – С. 35-36.
12. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA -TECDOC-1616, IAEA, Vienna (2009) – 163 p.

БҰРЫНҒЫ ССП «ТӘЖІРИБЕ ДАЛАСЫ» АЛАҒЫНЫҢ ДАЛА ЭКОЖҮЙЕЛЕРІНЕ ЖАСАНДЫ РАДИОНУКЛИДТЕРДІҢ ӨТУ ЕРЕКШЕЛІКТЕРІ

**Ларионова Н.В., Лукашенко С.Н., Құндызбаева А.Е.,
Иванова А.Р., Келлер С.А.**

***ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Курчатов, Қазақстан***

Бұл мақалада, «Тәжірибе даласы» алаңындағы дала өсімдіктерінде радионуклидтердің жинақталуының мөлшерлік параметрлері ұсынылған. ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr және $^{239+240}\text{Pu}$ радионуклидтерінің жинақталу коэффициенті мәнінің диапазоны анықталды. Ядролық сынақтар өткізілген түрлі эпиорталықтардағы және өсімдіктердің жеке бір түрлеріне арналған радионуклидтердің жинақталуының анықталған айырмашылықтары анықталды. Ашық-сарғылт топырақтың физико-химиялық қасиеті және олардың өсімдіктерде радионуклидтердің жинақталуына әсері қарастырылды. Бұрынғы Семей сынақ полигонының басқа да телімдеріндегі өсімдіктердің радионуклидтерді жинақтау коэффициентімен «Тәжірибе даласындағы» далалық өсімдіктердің жинақтау коэффициентіне салыстырмалы түрде талдама жасалды.

Түйін сөздер: радиоэкология, радиоактивті ластану, радионуклидтер, ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, радионуклидтерді анықтау формалары, ашық-сарғылт топырақ, топырақтың физико-химиялық қасиеті, өсімдіктер, жинақталу коэффициенті (ЖК).

TRANSITION FEATURES OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES FROM SOIL INTO PLANTS WITHIN STEPPE ECOSYSTEMS AT THE «EXPERIMENTAL FIELD» OF FORMER STS

**N.V. Larionova, S.N. Lukashenko A.E. Kunduzbaeva,
A.R. Ivanova, S.A. Keller**

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

The paper presents the quantitative parameters of radionuclides accumulation in steppe plants at «Experimental field» site. Value ranges were established for the coefficients of accumulation of ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr and $^{239+240}\text{Pu}$. There were specified some differences in the accumulation of radionuclides for certain plant species and for various ground zeros of nuclear tests. There were examined physicochemical properties of the light-chestnut soils and their influence on the accumulation of radionuclides in plants. A comparative analysis of radionuclides accumulation coefficients in steppe plants from the «Experimental field» with accumulation coefficients for plants from other parts of the former Semipalatinsk test site.

Keywords: Radioecology, radioactive contamination, radionuclides, ^{241}Am , ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, radionuclides speciation, light chestnut soil, physical and chemical properties of soils, plants, accumulation coefficients (Ac).

УДК 577.391:577.4:504.53:539.16

**СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ
В ПОЧВАХ НЕКОТОРЫХ УЧАСТКОВ ТЕРРИТОРИИ СИП****Кундузбаева А.Е., Кабдыракова А.М., Лукашенко С.Н., Магашева Р.Ю.***Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан*

В настоящей работе представлены результаты исследований форм нахождения техногенных радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах различных участков территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона, характеризующихся различными уровнями и характером радиоактивного загрязнения, типом почв, рельефом и климатическими условиями. Сравнительный анализ полученных данных позволил выявить особенности поведения радионуклидов в почвах различных участков территории СИП. Для площадки «Опытное поле» характерным является низкая миграционная способность всех изученных радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr . Основное их содержание находится в недоступных растениям форме. Для площадки «Дегелен» характерна несколько иная картина. В луговых почвах с более высоким уровнем увлажнения, характерными рельефными и почвенными условиями радионуклиды характеризуются наиболее выраженными миграционными свойствами. В наибольшей степени миграционноспособным в почвах площадки «Дегелен» является радионуклид ^{90}Sr , в среднем, более половины содержания данного радионуклида находится в обменной форме. Менее подвижны в луговых почвах радионуклиды ^{241}Am и ^{137}Cs . Поведение радионуклидов в почвах «фоновых» участков территории СИП занимает промежуточное положение между поведением их в почвах площадок «Опытное поле» и «Дегелен». Исключением является радионуклид ^{90}Sr , характеризующийся в почвах «северных» территорий наибольшей подвижностью, в среднем, 77 % от суммарного содержания всех форм приходится на долю легкодоступных форм.

Ключевые слова: радиоактивное загрязнение, СИП, формы нахождения радионуклидов, последовательное экстрагирование, площадка «Опытное поле», площадка «Дегелен», «северные» и «западные» территории.

ВВЕДЕНИЕ

Идентификация механизмов биологической доступности радионуклидов в окружающей среде имеет определяющее значение с точки зрения оценки реальной опасности радиоактивного загрязнения для человека. Почва является первичным звеном миграции радионуклидов по пищевым цепям, что определяет необходимость детального исследования количественных характеристик, определяющих подвижность радионуклидов в почвах и системе почва-растение.

Анализ имеющихся многочисленных исследований поведения радионуклидов в глобальных выпадениях, в почвах радиоактивно загрязненных территорий аварийными выбросами Чернобыльской АЭС, на Среднем и Южном Урале – в зонах влияния штатно работающей Белоярской АЭС и комплекса ядерных предприятий ПО "Маяк" показывает, что поведение тех или иных радионуклидов в почвах разных типов имеет различный характер.

Физико-химическое состояние радионуклидов, поступивших в почвенно-растительный покров, с течением времени изменяется в зависимости от их собственных свойств, особенностей поглощающего комплекса и генетического строения почвенного профиля, а также ряда экологических факторов [1–4]. Уникальные экологические, природные и климатические условия территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона позволяют использовать ее в качестве естественной лаборатории по исследованию поведения радионуклидов в окружающей среде. Особенно актуальными подобные исследования становятся в условиях возможности организации ведения хозяйственной деятельности на исследуемой территории бывшего СИП с учетом ее особенностей [5].

Данная работа посвящена обобщению результатов исследования параметров биологической подвижности радионуклидов ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах различных участков территории СИП – в почвах луговых экосистем, подверженных влиянию радиоактивно-загрязненных водотоков штолен, в почвах степных экосистем, подвергшихся наземному радиоактивному загрязнению разного типа, и в почвах с «фоновыми» содержаниями радионуклидов.

Полученные данные позволяют выявить особенности поведения техногенных радионуклидов в почвах различных участков территории СИП. Результаты исследования форм нахождения техногенных радионуклидов в почве могут в дальнейшем послужить основой при разработке практических рекомендаций по ремедиации, улучшению радиоэкологического состояния земель СИП и прогнозировании уровня содержания радионуклидов в растениях, произрастающих на различных территориях СИП.

1. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

1.1. Объекты исследований

Результаты, представленные в данной работе, были получены в ходе многолетних исследований (2008–2011 гг.) форм нахождения радионуклидов в почвах различных экосистем территории СИП. Исследуемые участки были объединены в три группы, в зависимости от характера и уровня радиоактивного загрязнения, почвенно-климатических условий.

Участок I. Площадка «Дегелен»

Испытательная площадка «Дегелен» в географическом отношении представляет собой одноименный низкогорный массив, который является частью северо-востока Казахской складчатой страны. Общая площадь территории – около 220 кв. км. Во время функционирования СИП служил местом проведения ядерных испытаний в горизонтальных выработках – штольнях. Хотя основная масса продуктов ядерного взрыва сосредоточена в котловых полостях штолен, радионуклиды выносятся на дневную поверхность вместе с водами, поступающими в котловую полость штолен [6]. Исследуемыми участками испытательной площадки «Дегелен» были выбраны экосистемы в районе припортовых площадок штолен № 176 и № 177, характеризующихся постоянным водотоком [2, 3, 7–10]. Установлено, что наиболее значительными источниками загрязнения данных площадок в настоящее время являются водотоки из штолен.

Участок II. Площадка «Опытное поле»

Площадка «Опытное поле» представляет собой равнину диаметром около 20 км, окруженную невысокими горами [3]. На этой площадке проводились наземные, воздушные и высотные ядерные взрывы, в т.ч. и модельные эксперименты. Всего проведено более 100 взрывов. В результате испытаний произошло загрязнение больших территорий как на полигоне, так и за его пределами. Исследуемые участки на площадке «Опытное поле» привязаны к местам проведения ядерных взрывов – техническим площадкам П-1, П-2, П-3, П-5 и П-7, на которых осуществлялись наземные и воздушные взрывы. На площадке П-2Г (П-7) в полевых условиях проводились так называемые модельные испытания – гидродинамические и гидроядерные эксперименты.

Участок III. Фоновые участки – «северные» и «западные» территории СИП

Изучение форм нахождения радионуклидов в степных почвах «северных» и «западных» участков территории СИП проводилось в рамках комплексных радиоэкологических исследований [4, 11]. В результате исследований был сделан вывод о возможности использования этих территорий без каких-либо ограничений. На основании принятых рекомендаций данные участки территории СИП были определены как "фоновые".

Формирование радиационной обстановки на «северной» и «западной» территориях, в основном, может быть обусловлено следующими испытаниями:

- атмосферные ядерные и модельные эксперименты на площадке «Опытное поле»;
- испытания боевых радиоактивных веществ на площадке «4а»;
- подземное ядерное испытание на площадке «Сары-Узень» в скважине № 1003 (а также в скважинах № 101, № 125 – для «западных» территорий).

1.2. Отбор проб

Отбор проб почв на всех исследуемых участках проводился в местах с наиболее высокими уровнями радиоактивного загрязнения. Точки отбора проб почвы были привязаны к точкам отбора проб растений, отбираемых для определения параметров накопления радионуклидов растениями.

На испытательной площадке «Дегелен» отбор проб почв на территории припортовых участков штолен № 176 и № 177 проводился вдоль русла водотоков по мере отдаленности от порталов штолен. Было заложено, соответственно, 30 и 36 исследовательских площадок с отбором проб почвы на глубину 20 см, площадью не менее 100 см².

На площадке «Опытное поле» было заложено 32 исследовательские площадки. Отбор проб проводился на глубину 0–5 см, площадью 100 см², на участках, непосредственно прилегающих к эпицентрам испытаний. Всего было выделено 12 соответствующих участков, расположенных на основных пяти площадках – П-1, П-2, П-3, П-5 и П-7.

На так называемых фоновых участках – «северной» и «западной» территориях СИП – было заложено, соответственно, 10 и 8 исследовательских площадок. Отбор проб проводился на глубину 0–3 см с площади 600 см².

Общая схема расположения исследуемых участков представлена на рисунке 1.

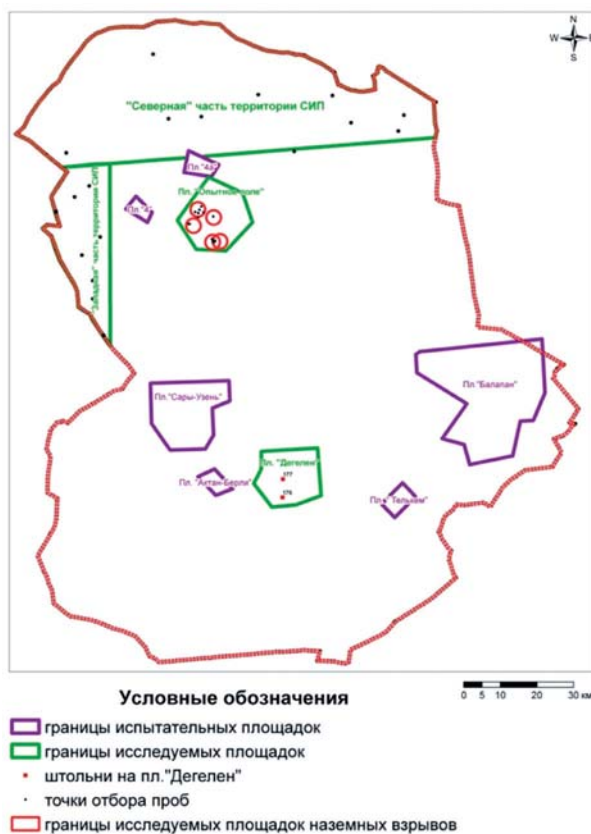


Рисунок 1. Схема расположения исследуемых участков СИП

1.3. Определение форм нахождения радионуклидов

Для оценки биологической доступности радионуклидов, отражающей их распределение между элементами почвенного поглощающего комплекса, используют два основных показателя – совокупность форм нахождения радионуклидов в почве и коэффициенты перехода (накопления) в растения [12].

Среди многообразия форм состояния радионуклидов в природных средах с точки зрения прогнозирования их распространения и поведения в окружающей среде целесообразно, прежде всего, выделять водорастворимую, обменную и необменную формы [13, 14]. Такое определение в достаточной степени условно, поскольку закрепление радионуклидов в почвах является следствием различных процессов, и доступность образуемых соединений для корневого поглощения различается в зависимости от физико-химических свойств самих радионуклидов [15].

В водную вытяжку переходят катионы радионуклидов, десорбирующиеся из почвы по механизму ионного обмена, а также растворимые комплексные соединения радионуклидов с компонентами почвы (в нейтральной или анионной форме). Концен-

трация катионов радионуклида в растворе водной вытяжки устанавливается в соответствии с положением ионообменного равновесия, которое определяется величиной обменной емкости почвы и концентрацией обменных ионов в растворе. Основными обменными ионами в почве являются Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ и H^+ [16].

В ацетатно-аммонийную вытяжку переходят радионуклиды, сорбированные в почве по механизму ионного обмена [3, 8].

Органические формы, экстрагируемые раствором 0,1н NaOH, содержат в себе радионуклиды, связанные с органическими веществами почвы. В частности, в составе фракции I – гуминовые кислоты и фульвокислоты (ГК и ФК) и их соли, свободные или непрочны связанные с минеральной частью почвы, растворимой в 0,1н растворе NaOH (по Тюрину) [17]. Растворимые гумусовые вещества могут взаимодействовать с катионами тяжелых металлов, а также с искусственными радионуклидами, образуя гуматы, фульваты. Эти реакции подчиняются закономерностям образования и поведения простых или комплексных гетерополярных солей и оказывают влияние на миграцию, аккумуляцию и поступление в растения токсичных элементов.

Кислоторастворимые соединения, экстрагируемые раствором 1н HCl, включают в себя радионуклиды преимущественно в обменном состоянии, т. е. те формы радионуклидов, которые не переходят в почвенные растворы в природной среде при обычных условиях, но способны поглощаться растениями при корневом пути поступления, образуя так называемый потенциально-доступный резерв [4, 18]. В кислотные 6н HCl вытяжки переходят радионуклиды в обменном, так называемом необратимо сорбированном, недоступном растениям состоянии.

Прочносвязанные формы содержат в себе радионуклиды, не растворяющиеся в вышеперечисленных реагентах и недоступные растениям.

Изучение форм нахождения радионуклидов в данной работе проводилось с использованием метода последовательного экстрагирования, схема которого изображена на рисунке 2.

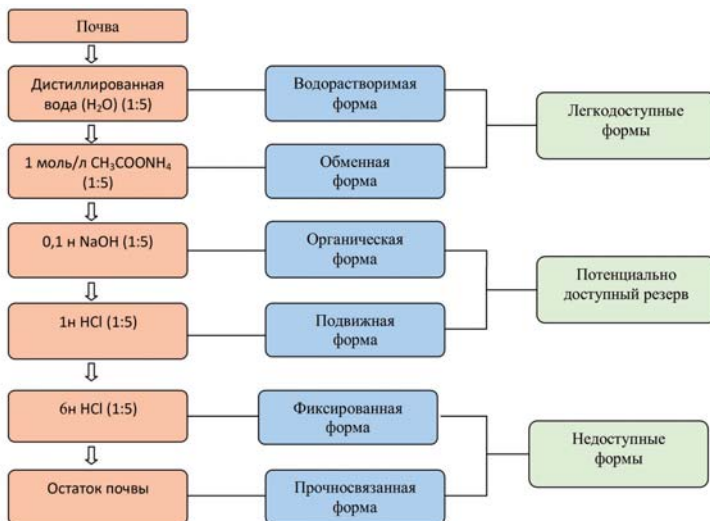


Рисунок 2. Общая схема последовательного экстрагирования

В некоторых случаях использовалась сокращенная схема последовательного экстрагирования. Наиболее сокращенная схема была применена при изучении форм нахождения радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах фоновых территорий и радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах экосистемы в районе штольни № 177.

Водорастворимые формы выделялись дистиллированной водой (при соотношении почвы и выщелачивающего раствора 1:5), обменные формы – с помощью раствора 1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (рН=6,8) (1:5). Органические формы экстрагировали с использованием раствора 0,1н NaOH. Необменные (кислоторастворимые) – подвижные и фиксированные формы, выделяли растворами 1н HCl и 6н HCl, соответственно. Прочносвязанные формы определяли непосредственно в остатках почвы после экстрагирования.

Время контакта почвы с выщелачивающим раствором на всех этапах эксперимента составляло 12 ± 2 часов.

Содержание ^{137}Cs и ^{241}Am в образцах почвы и вытяжках определяли инструментальным гамма-спектрометрическим методом. Удельную активность ^{90}Sr в образцах почвы определяли неразрушающим методом – прямым инструментальным измерением эффективной удельной активности ^{90}Sr на бета-спектрометре с программным обеспечением "Прогресс". Объемную активность ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$ в образцах вытяжек – радиохимическим методом [19–23].

1.4. Характеристика почвенного покрова и изучение физико-химических свойств почвы

Общая характеристика почвенного покрова исследуемых участков дана по опубликованным литературным данным [24–26]. Для более детального описания закладывали почвенные разрезы и отбирали по генетическим горизонтам образцы на определение основных физико-химических свойств почв.

Физико-химические параметры в образцах почв определяли общепринятыми в почвоведении методами. Содержание органического вещества определяли по методу Тюрина в модификации ЦИНАО; рН водной вытяжки – потенциометрическим методом; сумму поглощенных оснований – трилометрическим методом; содержание водорастворимых солей; содержание карбонатов – объемным методом; гранулометрический состав – пипет-методом [27–31].

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Характеристика почв исследуемой экосистемы

2.1.1. Луговые почвы площадки «Дегелен» (штольни № 176, № 177)

В почвенно-географическом отношении территория низкогогорного массива Дегелен расположена в подзоне опустыненных степей с зональным подтипом светло-каштановых почв.

Из общего описания почвенного покрова и полученных почвенных характеристик (таблица 1) можно отметить, что почвы 2-х исследуемых экосистем штолен № 176

и № 177 относятся к почвам лугового ряда. Почвы, в основном, малоразвитые, неполноразвитые. Мощность почвенной толщи в русле не превышает 40–60 см, в береговой зоне 20–40 см. Они достаточно хорошо гумусированы, особенно по центру русла, хорошо промыты от легкорастворимых солей и карбонатов, рН водной суспензии с поверхности редко нейтральная, ниже - чаще слабощелочная, реже щелочная. В почвенно - поглощающем комплексе преобладает катион Са. По механическому составу на участке детального обследования экосистемы водотока штольни № 176 почвы, в основном, легкосуглинистые и супесчаные, реже среднесуглинистые, тогда как на участке водотока штольни № 177 среди рыхлых отложений преобладают средние и тяжелые суглинки. Это обусловлено уменьшением уклонов поверхности, и, как следствие, снижением дренированности территории. Все исследуемые луговые почвы долин отличаются включением по всему почвенному профилю большого обломочного материала: хряща, крупного песка и крупной пыли. Необходимо отметить, что в луговых почвах экосистемы водотока штольни № 176 содержание илистых частиц находится в пределах 0,1–11%, а в почвах экосистемы штольни № 177, подвергающихся меньшей дренированности, содержание ила достигает 19–31%. Таким образом, уменьшение уклона местности, и, соответственно, скорости потока, приводит к изменению естественной дренированности территории, что отражается в почвенных показателях: увеличивается количество тонких частиц, отмечается накопление легкорастворимых солей в поверхностных горизонтах, увеличивается количество тонкого гумуса [32].

2.1.2. Почвы площадки «Опытное поле»

На основании проведенных полевых и лабораторных работ (таблица 1) можно сказать, что почвенный покров достаточно однообразный. Исследуемые почвы относятся к светло-каштановым, суглинистым. Все почвы карбонатные, вскипание отмечается как с поверхности, так и с нижней части гумусового горизонта. На глубине около 100 см на всех исследуемых площадках встречен дресвянно-супесчаный пылеватый горизонт. В момент обследования грунт был свежий, но на более глубоких отметках или весной он может быть водонасыщенным. При наличии уклона поверхности на север он может служить дренажной системой для данной территории, но, по-видимому, слабой, так как в противном случае почвогрунты в пределах 1м от поверхности не были бы карбонатными.

Таблица 1.

Физико-химические показатели исследуемых почв

Почвенные характеристики	шт. № 176	шт. № 177	«Опытное поле»	«север»	«запад»
Концентрация органического вещества, С, %	14,0 7,1 / 23,0	16 11 / 21	1,7	Не опр.	Не опр.
рН водной суспензии (актуальная кислотность)	7,5 6,8 / 7,9	7,5 7,1 / 7,9	7,9 7,0 / 8,8	Не опр.	Не опр.
Сумма солей, %	0,045 0,02 / 0,27	0,2 0,05 / 0,6	0,13 0,04 / 0,62	Не опр.	Не опр.
Сумма обменных оснований, мг-экв/100 г	27 17,0 / 40,4	41 28 / 52	14,7 6,0 / 79,2	Не опр.	Не опр.

Почвенные характеристики	шт. № 176	шт. № 177	«Опытное поле»	«север»	«запад»
Карбонаты, %	-	-	1,3 0,1 / 5,0	Не опр.	Не опр.
Гранулометрический состав					
содержание физической глины (частиц почвы размером <0.01 мм), % в том числе:	23,0 15,0 / 37,1	42,0 32 / 59,0	27,5 67,6 / 40,4	Не опр.	Не опр.
илистых частиц (<0.001 мм), %	5,3 0,13 / 10,8	24 19 / 31,1	17,7 40,9 / 23,8	Не опр.	Не опр.
мелкой пыли (0.001-0.005 мм), %	9,1 0,2 / 17,1	9,4 3,4 / 25,0	9,2 0,53 / 23,9	Не опр.	Не опр.
средней пыли (0.005-0.01 мм), %	8,6 3,3 / 13,8	9,4 3,2 / 15,4	8,2 0,29 / 17,3	Не опр.	Не опр.
содержание частиц крупной пыли (0.01-0.05 мм), %	29 12,6 / 41,0	35,0 3,2 / 48,4	12,1 2,9 / 22,4	Не опр.	Не опр.
Удельная активность ¹³⁷ Cs в почве, Бк/кг	27 371 26,0 / 452 020	1 900 16 / 8700	2 851 340 / 9 000	26,1 13,5 / 50,2	33,7 8,3 / 52,1
Удельная активность ⁹⁰ Sr в почве, Бк/кг	11 874 610 / 33050	72 000 1700 / 117000	4 200 560 / 29000	13,8 4,9 / 76,5	7,0 1,0 / 16,0
Удельная активность ²⁴¹ Am в почве, Бк/кг	Не опр.	400 200 / 700	8 740 700-101 600	15,0 0,9 / 2,5	3,7 0,3 / 11,6
Удельная активность ²³⁹⁺²⁴⁰ Pu в почве, Бк/кг	Не опр.	6 300 3 000 / 12 000	67980 900 / 1 300 000	7,4 1,1 / 20,2	26,9 1,2 / 101,0
Примечание: в числителе приведены средние значения, в знаменателе – диапазон значений					

Почвы исследуемой территории площадки «Опытное поле» с поверхности слабощелочные или щелочные с pH от 7,0 до 8,4. Книзу щелочность почв усиливается до 7,9–8,8. Содержание гумуса находится, в основном, в пределах 2–3 %, но в некоторых случаях значения повышаются до 5 %. В поверхностных горизонтах сумма легкорастворимых солей менее 0,1 %, что позволяет их отнести к незасоленным. Но с глубиной засоление увеличивается, и сумма солей достигает 0,5 %. Среди поглощенных оснований наблюдается абсолютное преобладание содержания Са над Mg.

2.1.3. Почвы «северных» и «западных» территорий

Исследуемая «западная» территория представляет собой относительно неширокую полосу (около 80 км), протяженность которой в меридиональном направлении составляет около 230 км. «Северная» территория СИП занимает северо-восточную часть Казахского мелкосопочника и часть предсочной равнины, представленной делювиально-пролювиальным шлейфом. Зональными почвами фоновых территорий являются каштановые под различными вариантами сухих степей. На большей части территории распространены зональные каштановые малоразвитые и неполноразвитые почвы. Они формируются на склонах сопков, сложенных плотными коренными породами. Почвообразующими породами служат маломощные элювиально-делювиальные щебнистые суглинки, близко подстилаемые рухляком или слабо выветрелыми поро-

дами. Мощность мелкоземистого слоя постепенно увеличивается от вершины сопок к их подножью, вместе с тем увеличивается степень дробления обломочного материала в почвах.

Встречаются и лугово-каштановые, луговые почвы в комплексе и сочетании с солонцеватыми и солончаковатыми, солонцами и солончаками, развитыми в центрах понижений.

Для почвенного покрова исследуемых территорий, в целом, характерны незначительная мощность покровных рыхлых отложений, небольшое содержание органического вещества.

Основными морфологическими признаками малоразвитых и неполноразвитых почв, имеющих наиболее широкое распространение на исследуемых территориях, являются малая мощность гумусового горизонта (15–25 см), а также всего рыхлого слоя (до 40–60 см), тогда как нормальные каштановые почвы имеют мощность гумусового горизонта в пределах 15–40 см. Нормальные, т.е. с полноразвитым профилем каштановые почвы встречаются на рассматриваемых территориях редко, в основном, на делювиально-пролювиальном шлейфе, оконтуривающем мелкосопочник на севере и северо-востоке, в нижних частях склонов сопок в мелкосопочнике. Отмечается отсутствие карбонатного горизонта при близком подстилании плотных пород и щебнистость почв по всему профилю. По механическому составу преобладают легко- и среднесуглинистые разновидности почв. Наиболее распространенными являются среднегумусные (2,5–3,5 % гумуса) виды. Обеспеченность каштановых почв подвижными формами азота и калия средняя, подвижным фосфором – очень слабая. Реакция почвенного раствора близка к нейтральной. Почвы, как правило, не засолены, так как, занимая гипсометрически высокое положение, они хорошо дренированы и потому промыты от легкорастворимых солей и часто от карбонатов.

Таким образом, на территории СИП наибольшее распространение имеют зональные каштановые, с подтипами каштановых и светло-каштановых, почвы, мало-развитые и неполноразвитые. Для них характерна большая щебнистость. По механическому составу преобладают легкосуглинистые и среднесуглинистые разности. Почвы, в основном, хорошо промыты от легкорастворимых солей и карбонатов. pH почвенных вытяжек аридной зоны («северной» и «западной» территории, площадки «Опытное поле») с поверхности нейтральны, ниже слабощелочные и щелочные. В луговых почвах, имеющих дополнительное увлажнение (площадка «Дегелен»), pH увеличивается, чаще слабощелочная и щелочная. По содержанию органического вещества почвы «Опытного поля», «северных» и «западных» территорий среднегумусные (2–3 %, в среднем), тогда как луговые почвы достаточно гумусированы, достигая 21–23 %.

2.2. Формы нахождения радионуклидов в почвах СИП

2.2.1. Формы нахождения радионуклидов в почвах площадки «Опытное поле»

Отдельного рассмотрения заслуживают результаты изучения содержания форм нахождения радионуклидов в почвах площадки «Опытное поле», характеризующейся уникальностью характера радиоактивного загрязнения, сформированного атмосферными, наземными и модельными испытаниями на данной территории.

Результаты исследований форм нахождения радионуклидов в почвах площадки «Опытное поле» представлены в таблице 2.

Таблица 2.

**Содержание форм нахождения радионуклидов в почвах площадки «Опытное поле»,
% от суммарного содержания**

Формы нахождения	^{137}Cs , % (n=18)	^{241}Am , % (n=17)	^{90}Sr , % (n=24)	$^{239+240}\text{Pu}$, % (n=9)
водорастворимая	< 0,4	< 1,3	< 0,07	< 0,02
обменная	< 0,7	< 1,2	< 1,4	< 0,02
органическая	< 0,4	< 1,6	< 0,06	0,4
подвижная	< 0,6	14,0	3,1	3,2
фиксированная	97,9	81,9	95,4	96,3
прочносвязанная				

В связи с тем, что в большинстве случаев получены неколичественные результаты (значения менее предела обнаружения используемой методики исследования), в таблице приведены оценочные данные содержания форм нахождения исследованных радионуклидов в процентах от суммарного содержания всех форм.

Для ^{137}Cs наблюдается характерная для данного радионуклида картина – основное содержание (97,9 %) представлено в прочносвязанной форме. Содержание водорастворимых, обменных, органических и подвижных форм радионуклида, в большинстве случаев, менее предела обнаружения используемой методики. Преобладающее содержание радионуклида ^{241}Am представлено в недоступных формах (фиксированной и прочносвязанной), порядка 81,9 %. Практически 14,0 % от суммарного содержания всех форм радионуклида ^{241}Am составляют подвижные формы, представляющие потенциально доступный резерв для растений. Легкодоступные формы радионуклида по содержанию составляют значения не более 1,2–1,3 %. Наименьшими миграционными свойствами в почвах площадки «Опытное поле» отличаются изотопы $^{239+240}\text{Pu}$. Содержание легкодоступных форм (водорастворимой и обменной) данного радионуклида не превышают 0,02 % от суммарного содержания всех форм. Суммарное содержание фиксированной и прочносвязанных форм радионуклида составляет 96,3 %, в среднем. Радионуклид ^{90}Sr , отличающийся наиболее высокими миграционными свойствами, в почвах площадки «Опытное поле» аналогично радионуклидам ^{137}Cs , ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$ находится в недоступной форме, составляя в сумме 95,4 %. Отмечается невысокое содержание его в подвижной форме, в среднем, 3,1 %. Содержание водорастворимой, обменной и органической форм ниже предела обнаружения используемой методики.

2.2.2. Сравнительная оценка форм нахождения радионуклидов в почвах СИП

Для понимания общей картины о содержании форм нахождения изучаемых радионуклидов в почвах различных участков СИП проведен сравнительный анализ параметров биологической доступности радионуклидов в почвах исследованных участков. Обобщающие данные представлены в таблицах 3–6.

Таблица 3.

**Содержание форм нахождения радионуклида ^{137}Cs в почвах всех исследуемых участков,
% от суммарного содержания**

Объект	Формы нахождения					
	водорастворимая	обменная	органическая	подвижная	фиксированная	прочносвязанная
шт. № 176 (n=36)	< 0,5	6,8	-	4,5	26,0	62,2
шт. № 177 (n=12)	<0,2	<0,4	1,2	4,0	3,4	90,8
«Опытное поле» (n=18)	< 0,4	< 0,7	< 0,4	< 0,6	97,9	
«север» (n=10)	< 18,0		-	<13,0	68,0	
«запад» (n=8)	<16,4		-	<13,9	69,7	

Характер поведения радионуклида ^{137}Cs в почвах исследованных участков различен. Наибольшая биологическая устойчивость радионуклида ^{137}Cs отмечена в почвах площадки «Опытное поле», где содержание необменных форм составляет, в среднем, 97,9 %. В почвах экосистем в районе штолен № 176 и № 177 содержание недоступных форм менее значительно, порядка 86–91 %. При этом отмечаются повышенные значения обменных (до 6,8 %) и органических форм (4,0–4,5 %) радионуклида. Очевидно отличие поведения радионуклида ^{137}Cs в почвах «фоновых» участков, в которых распределение радионуклида происходит в сторону увеличения содержания доступных форм (водорастворимых, обменных и подвижных) радионуклида ^{137}Cs , при соответствующем снижении прочносвязанных форм до 68–70 %, в среднем. Известно, что радионуклид ^{137}Cs в большей мере связан с минеральной частью почвенно-поглощающего комплекса, которая играет весьма важную роль в подвижности его в почве и переходе в растения [33]. Возможно, немаловажную роль в данном факте играет отличие минералогического состава почв «фоновых» участков, которые на данный момент еще не изучены. Необходимо также отметить возможное влияние на поведение радионуклида ^{137}Cs режима увлажнения почв в районе водотоков штолен № 176 и № 177. Однозначные выводы о характере поведения радионуклида ^{137}Cs в почвах участков с фоновыми уровнями содержания радионуклидов сделать сложно и требуют дополнительных исследований с использованием более чувствительных методик.

Результаты содержания форм нахождения радионуклида ^{241}Am приведены в таблице 4.

Таблица 4.

**Содержание форм нахождения радионуклида ^{241}Am в почвах всех исследуемых участков,
% от суммарного содержания**

Объект	Формы нахождения					
	водорастворимая	обменная	органическая	подвижная	фиксированная	прочносвязанная
шт. № 176 (n=36)	-	-	-	-	-	-
шт. № 177 (n=12)	3,0		2,0	76,0	19,0	
«Опытное поле» (n=17)	< 1,3	< 1,2	< 1,6	14,0	81,9	
«север» (n=10)	< 17,6		-	58,2	< 24,2	
«запад» (n=8)	≤ 30,8%		-	≤ 57,7%	≤ 11,5%	

Сравнивая значения содержания форм нахождения радионуклида ^{241}Am в почвах различных исследованных участков, можно сделать вывод о том, что в почвах площадки «Опытное поле» радионуклид характеризуется наименьшей биологической доступностью. Содержание недоступных растениям форм (фиксированной и прочносвязанной) достигает 81,9 %. Как было отмечено ранее, в почвах площадки «Опытное поле» радионуклид ^{241}Am характеризуется наибольшими миграционными свойствами среди всех изученных радионуклидов. Соотношения форм нахождения радионуклида ^{241}Am в почвах площадки «Дегелен» и фоновых участков подтверждают миграционные возможности данного радионуклида. Максимальной подвижностью радионуклид ^{241}Am отличается в луговых почвах экосистемы в районе штольни № 177, где содержание легкодоступных форм повышено до 5 %, а содержание подвижных форм достигает 76 %. Лишь 19 % от суммарного содержания радионуклида составляет прочносвязанная форма. Возможно, сказывается влияние на поведение радионуклида ^{241}Am режима увлажненности исследуемого участка, который из всех факторов в наибольшей степени имеет влияние на миграционные свойства радионуклидов. Содержание подвижных форм радионуклида ^{241}Am в почвах фоновых участков по значениям приближены к значениям в почвах штольни № 177, достигая 58 %. Повышено содержание обменных форм радионуклида в почвах «северных» и «западных» территорий, достигая по оценочным данным 18 и 31 %, соответственно. Доля прочносвязанных и фиксированных форм не превышает 24 и 12 % соответственно. Существует необходимость проведения более детальных исследований форм нахождения радионуклида ^{241}Am в почвах фоновых участков, однако имеющиеся оценочные данные вполне отражают миграционные способности данного радионуклида.

В таблице 5 приведены данные содержания форм нахождения радионуклида ^{90}Sr .

Таблица 5.

Содержание форм нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах всех исследуемых участков, % от суммарного содержания

Объект	Формы нахождения					
	водорастворимая	обменная	органическая	подвижная	фиксированная	прочносвязанная
шт. № 176 (n=36)	1,1	53,4	-	35,2	6,4	3,9
шт. № 177 (n=12)	53,00		1,8	33,1	8,2	3,9
«Опытное поле» (n=24)	< 0,07	< 1,4	< 0,06	3,1	95,4	
«север» (n=10)	77,1		-	≤ 20,0	≤ 2,9	
«запад» (n=8)	48,8		-	38,9	12,3	

Основное содержание радионуклида ^{90}Sr в почвах всех исследуемых участков приходится на долю обменной формы. Исключением являются почвы площадки «Опытное поле», в которых радионуклид ^{90}Sr , в основном, находится в недоступной форме, составляя 95,4 % от суммарного содержания всех форм. Значительно меньшей по содержанию радионуклида является подвижная форма, в среднем достигает 3,1 %. Значения содержания водорастворимых, обменных и органических форм радионуклида, в большинстве случаев менее предела обнаружения используемой методики. Содержание форм нахождения радионуклида ^{90}Sr в луговых почвах горного массива Дегелен

принципиально не отличается. Практически одинаково, в среднем, 53 % от суммарного содержания, радионуклид ^{90}Sr в почвах водотоков штолен № 176 и № 177 находится в легкодоступной форме (водорастворимой и обменной). 33–35 % содержания радионуклида ^{90}Sr находится в подвижной форме, представляющей потенциальный резерв для растений. Лишь 10–12 % от суммарного содержания всех форм радионуклида приходится на долю недоступных растением форм. Согласно опубликованным ранее данным, в почвах площадки «Дегелен» было выявлено слабое влияние некоторых почвенных характеристик на подвижность радионуклида. В частности, выявлено слабое влияние механического состава почв (содержание илистых частиц и физической глины) и обратное влияние содержания обменных оснований на содержание фиксированных и прочносвязанных форм радионуклида.

Соотношение форм нахождения радионуклида ^{90}Sr в почвах «западных» территорий принципиально не отличается от соотношения форм нахождения в луговых почвах.

Наибольшее содержание легкодоступных форм радионуклида ^{90}Sr отмечается в почвах «северных» территорий, превышая 77 % от суммарного содержания всех форм радионуклида. Особенности поведения радионуклидов в почвах «северных» территорий, возможно, являются следствием влияния выпадений от испытаний боевых радиоактивных веществ на площадке «4а», оказавших значительное влияние на радиоактивное загрязнение указанной территории.

Результаты содержания форм нахождения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ приведены в таблице 6.

Таблица 6.

Содержание форм нахождения радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах всех исследуемых участков, % от суммарного содержания

Объект	Формы нахождения					
	водорастворимая	обменная	органическая	подвижная	фиксированная	прочносвязанная
шт. № 176 (n=36)	-	-	-	-	-	-
шт. № 177 (n=12)	1,0		4,0	2,0	93,0	
«Опытное поле» (n=9)	< 0,01	< 0,01	0,3	1,0	98,7	
«север» (n=10)	< 1,3		-	≤ 3,8	94,9	
«запад» (n=8)	≤ 3,0		-	≤ 2,6	94,3	

Наибольшей сходностью поведения в почвах исследованных площадок обладает радионуклид $^{239+240}\text{Pu}$. Соотношение форм нахождения данного радионуклида в почвах экосистем в районе штольни № 177, площадки «Опытное поле» и «фоновых» территорий показывают, что основное содержание данного радионуклида находится в недоступных растением формах (фиксированной и прочносвязанной). Максимальное содержание недоступных форм отмечается в почвах площадки «Опытное поле», где достигает в среднем 98,7 %. Содержание недоступных форм $^{239+240}\text{Pu}$ в почвах площадки «Дегелен» и фоновых территорий приблизительно одинаково, в пределах 93–95 %, при этом отмечается повышение подвижных форм радионуклида. В почвах района штольни № 177 содержание легкодоступных форм достигает 5 %, органических форм – 2 %.

Сравнительный анализ комплексных данных позволил выявить особенности поведения радионуклидов в почвах различных участков территории СИП. Для площадки «Опытное поле» получены результаты, позволяющие сделать вывод о том, что изученные радионуклиды ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr в почвах данной территории находятся в относительно стабильных формах, обуславливающих их низкую миграционную способность. Для площадки «Дегелен» характерна несколько иная картина. В луговых почвах с более высоким уровнем увлажнения, характерными рельефными и почвенными условиями радионуклиды характеризуются наиболее выраженными миграционными свойствами. В наибольшей степени миграционноспособным в почвах площадки «Дегелен» является радионуклид ^{90}Sr , в среднем, более половины содержания данного радионуклида находится в обменной форме. Менее подвижны в луговых почвах радионуклиды ^{241}Am и ^{137}Cs . Поведение радионуклидов в почвах «фоновых» участков территории СИП занимает промежуточное положение между поведением их в почвах площадок «Опытное поле» и «Дегелен». Исключением является радионуклид ^{90}Sr , характеризующийся в почвах «северных» территорий наибольшей подвижностью, в среднем, 77 % от суммарного содержания всех форм приходится на долю легкодоступных форм.

Следует отметить отличительную особенность радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ как наиболее устойчивого в почвах радионуклида. Содержание недоступных растениям форм данного радионуклида как в луговых почвах с высоким режимом увлажнения, так и в почвах степных экосистем «фоновых» территорий и площадки «Опытное поле» составляет не менее 93 %. Радионуклид ^{137}Cs в почвах исследованных участков СИП преобладает в прочносвязанной форме. Радионуклид ^{90}Sr , напротив, обладает наибольшими миграционными свойствами, исключением являются почвы площадки «Опытное поле». Радионуклид ^{241}Am менее подвижен, в основном, преобладающими в почвах являются подвижные формы радионуклида, являющиеся недоступными для растений, однако представляющие для них потенциально доступный резерв, за исключением почв площадки «Опытное поле».

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования показывают различия в соотношениях форм нахождения радионуклидов в почвах различных участков территории СИП, зависящие от типов испытаний, почвенных и климатических условий, физико-химических свойств радионуклидов.

Установлена наименьшая миграционная способность радионуклидов в грунтах площадки «Опытное поле», обусловленная, в первую очередь, влиянием характера проведенных на данной площадке взрывов.

Напротив, наибольшая миграционная способность радионуклидов отмечается в почвах припортовых площадок штолен горного массива Дегелен.

Почвы участков с фоновыми уровнями содержания радионуклидов требуют дополнительных исследований с использованием более чувствительных методик.

Наибольшей тождественностью поведения и наименьшей биологической доступностью в почвах всех исследованных участков отличаются радионуклиды $^{239/240}\text{Pu}$. Содержание недоступных растениям форм данных радионуклидов в луговых почвах

с высоким режимом увлажнения, в почвах территорий с «фоновыми» содержаниями радионуклидов и мест проведения наземных и воздушных испытаний составляет не менее 93 %.

Выявлена относительно высокая подвижность трансуранового радионуклида ^{241}Am , включая почвы площадки «Опытное поле», где данный радионуклид характеризуется наименьшей подвижностью, содержание подвижных форм радионуклида составляет не менее 18 %.

Выраженными миграционными свойствами в почвах характеризуется радионуклид ^{90}Sr , за исключением почв площадки «Опытное поле».

На настоящий момент получены результаты исследований форм нахождения радионуклидов в почвах основных площадок СИП – «Дегелен», «Опытное поле», фоновых «северной» и «западной» территорий. Планируемые в будущем исследования других площадок СИП (мест проведения испытаний боевых радиоактивных веществ, экскавационных взрывов, подземных взрывов в скважинах и т.д.) позволят дополнить наши представления о поведении радионуклидов в почвах территории СИП.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам Института радиационной безопасности Паницкому А.В., Ларионовой Н.В., Келлер С.А за помощь в организации и проведении полевых работ, Чередову О.И., Сидоровой М.В., Говенко П.В. за проведение спектрометрических анализов, Сальменбаеву С.Е., Досмамбетовой Г.Ы., Михайловой Н.А., Жиенбековой А.Е., Иминовой Д.Е., Кубеновой Г.Д., Жапашевой Ж.Е. за проведение радиохимических анализов. Особую признательность авторы выражают Бакировой Г.А. и Байсеркеновой Т.Н. за неоценимый вклад в проведение исследований.

ЛИТЕРАТУРА

1. Михайловская Л.Н. Физико-химическое состояние радионуклидов в почвах зон влияния предприятий ядерного топливного цикла. / Л.Н. Михайловская, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева // Агрохимия. – 2004. – вып. №7. – С. 67-71.
2. Kabdyrakova A.M. / Radionuclides species in soils of the watercourse ecosystem at Degelen mountain of former Semipalatinsk test site/ / A.M. Kabdyrakova, A.E. Kunduzbaeva, S.N. Lukashenko // Book of abstracts "Environmental radioactivity", Rome 25th – 27th October, 2010y. – Rome – 2010 y.
3. Артемьев О.И. Радионуклидное загрязнение территории бывшего Семипалатинского испытательного ядерного полигона / О.И. Артемьев, М.А. Ахметов, Л.Д. Птицкая // Вестник НЯЦ РК. – 2001. – вып. № 3. – С. 12–18.
4. Материалы комплексного радиоэкологического обследования «западной» части территории СИП, выполненного в рамках мероприятия / ИРБЭ НЯЦ РК; отв. исп. Лукашенко С.Н. – Курчатов, 2011. – 197 с.
5. Кабдыракова А.М. Формы нахождения техногенных радионуклидов в луговых почвах экосистемы штольни с водотоком на площадке «Дегелен». / А.М. Кабдыракова [и др.] // Материалы 7-й Международной конференции "Ядерная и радиационная физика" 8-11 сентября 2009 г. – Алматы – 2009 г. – С. 203.

6. Особенности состава, форм нахождения и распределения радионуклидов на различных участках СИП / К.К. Кадыржанов [и др.] // Вестник НЯЦ РК. – 2000. – вып. 3. – С. 15-21.
7. Кабдыракова А.М. Формы нахождения радионуклидов в почвах экосистем водотоков горного массива Дегелен. / А.М. Кабдыракова, А.Е. Кундузбаева., С.Н. Лукашенко // Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг / под рук. Лукашенко С.Н.- вып. 2. - Павлодар : Дом печати, 2010. – 527 с.
8. Кабдыракова А.М.. Формы нахождения радионуклидов в почвах экосистем водотоков горного массива Дегелен. / А.М. Кабдыракова, А.Е. Кундузбаева., С.Н. Лукашенко // Тезисы докладов IV Международной научно-практической конференции «Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и перспективы развития» 25-27 августа, 2010 г. – Курчатов – 2010 г. – С. 67-69.
9. Кабдыракова А.М. Формы нахождения радионуклидов в луговых почвах штольни № 176 площадки «Дегелен». / А.М. Кабдыракова [и др.] // Вестник НЯЦ РК – вып. № 2. – С. 136-142.
10. Кабдыракова А.М. Формы нахождения техногенных радионуклидов в луговых почвах площадки «Дегелен». / А.М. Кабдыракова, С.Н. Лукашенко, Н.В. Ларионова // Материалы III Международной конференции "Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и проблемы нераспространения" 6-8 октября 2008 г. – Курчатов – 2008г. – С. 39-39.
11. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Радиоэкологическое состояние «северной» части территории Семипалатинского испытательного полигона] / под рук. Лукашенко С.Н.- вып. 1. - Павлодар : Дом печати, 2010. – 234 с.
12. Санжарова Н.И. Формы нахождения в почвах и динамика накопления ^{137}Cs в сельскохозяйственных культурах после аварии на черновильской АЭС. / Н.И. Санжарова [и др.] // Почвоведение – 1997. – вып. № 2. – С. 159-164.
13. Коноплев А.В. Динамика вымывания долгоживущих радионуклидов, выпавших в результате аварии на ЧАЭС, из почвы поверхностным стоком / А.В. Коноплев [и др.] // Метеорология и гидрогеология – 1990. – вып. №; 12. – С. 63-74.
14. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. / Ф.И. Павлоцкая. – М. : Атомиздат, 1974. – 215 с.
15. Котова А.Ю., Санжарова Н.И. Поведение некоторых радионуклидов в различных почвах. / А.Ю. Котова, Н.И. Санжарова // Почвоведение – 2002. – вып. № 1. – С. 108-120.
16. Бобовникова Ц.И. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на ЧАЭС. / Ц.И. Бобовникова [и др.] // Почвоведение – 1990. – вып. № 10. – С. 20-26.
17. Орлов Д.С. Практикум по биохимии гумуса / Д.С. Орлов, Л.А. Гришина, Н.Л. Ерошинева. - М.: Изд-во Московского Университета, 1969. - 160с.
18. Мартюшов В.В. Состояние радионуклидов в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа. / В.В. Мартюшов [и др.] // Экология – 1995. – вып. № 2. – С. 110-113.

19. МИ 5.06.001.98 РК "Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре МИ 2143-91". – 18 с.
20. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного бета-спектрометра с программным обеспечением "Прогресс", Менделеево. – 20 с.
21. Методика определения изотопов плутония-(239+240), стронция-90, америция-241 в объектах окружающей среды: МИ 06-7-98. – Алматы, 1998.
22. Инструкция и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории. Госкомгидромет СССР. – М., 1989.
23. Методика выполнения измерений активности радионуклидов плутоний-238, плутоний-239+плутоний-240 в счетных образцах, приготовленных из проб объектов окружающей среды. Разработана ФГУП НПО Радиевый Институт им. В.Г. Хлопина.
24. Почвы Казахской ССР. Павлодарская область. – Вып.3. – Алма-Ата: Наук, 1960. – 265 с.
25. Почвы Казахской ССР. Карагандинская область. – Вып.8. – Алма-Ата: Наук, 1967. – 330 с.
26. Почвы Казахской ССР. Семипалатинская область. – Вып.10. – Алма-Ата: Наук, 1968. – 474 с.
27. ГОСТ 12536-79. Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) состава и имикроагрегатного состава. - Взамен ГОСТ 12536-67; введен 1980-07-01. - М.: Изд-во стандартов, 1979. -13 с.
28. ГОСТ 17.5.4.01-84. Методы определения pH водной вытяжки вскрышных и вмещающих пород. –Введ. 1985-07-01. - М.: Изд-во стандартов, 1985. – 3 с.
29. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. - Взамен ГОСТ 26213-84; введен 1991-12-29. - М.: Изд-во стандартов, 1992. – 6 с.
30. ГОСТ 26423-85. – ГОСТ 26428-85. Почвы. Методы определения катионно - анионного состава водной вытяжки. –Введ. 1985-02-18. - М.: Изд-во стандартов, 1985. – 10 с.
31. Сборник методических указаний по лабораторным исследованиям почв и растительности Республики Казахстан / под рук. ДюсенбековаЗ.Д.; Государственный научно-производственный центр земельных ресурсов и землеустройства. - Алматы, 1998. – 226 с.
32. Паницкий А.В. Характерные особенности радиоактивного загрязнения компонентов природной среды экосистем водотоков штолен горного массива Дегелен / А.В. Паницкий [и др.] // Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг. / под рук. Лукашенко С.Н.- вып. 2. - Павлодар : Дом печати, 2010. –527 с.
33. Тихомиров Ф.А. Долгоживущие радионуклиды иода, цезия и углерода в системе атмосфера-почва-растения. / Ф.А. Тихомиров, И.Т. Моисеев // Агрохимия – 1987. – вып. № 2. – С. 79-85.

ССП АУМАҒЫНДАҒЫ КЕЙБІР ТЕЛІМДЕРДІҢ ТОПЫРАҒЫНАН РАДИОНУКЛИДТЕРДІ АНЫҚТАУ ФОРМАСЫН САЛЫСТЫРМАЛЫ ТҮРДЕ БАҒАЛАУ

Құндызбаева А.Е., Қабдырақова А.М., Лукашенко С.Н., Магашева Р.Ю.

***ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Қазақстан, Курчатов қ.***

Бұл мақалада, радиоактивті ластанудың түрлі сипатымен және деңгейлерімен, топырақтың түрлерімен, рельефімен және климаттық жағдайларымен сипатталатын, бұрынғы Семей сынақ полигоны аумағының түрлі телімдеріндегі топырақтан ^{137}Cs және ^{90}Sr , ^{241}Am және $^{239+240}\text{Pu}$ техногенді радионуклидтерін анықтау формасына жасалған зерттеулердің нәтижелері келтірілген. Алынған деректерге салыстырмалы түрде талдамалау жасауда ССП аумағының түрлі телімдеріндегі топырақта радионуклидтердің қозғалысының ерекшеліктерін анықтауға мүмкіндік берді. «Тәжірибе даласы» алаңы үшін ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr зерттелген барлық радионуклидтерінің жылыстауының ерекшелігі төмен болуы тән. Олардың негізгі құрамы өсімдіктерге жетпейтін түрде орын алған. «Дегелен» алаңындағы көрініс басқа сипатта. Рельефтік және топырақтық жағдайлар тән, жоғары деңгейде ылғалданған жайылымдық топырақта радионуклидтердің жылыстау қасиеті едәуір айқындалған сипатта. «Дегелен» алаңының топырағында жылыстау қасиетінің деңгейі жоғарылау деген радионуклид ^{90}Sr болып табылады, орташа шамамен алғанда аталған радионуклидтің жартысынан астам құрамы алмаспалы түрде орын алған. Жайылымдық топырақта қозғалысы аздау ^{241}Am және ^{137}Cs радионуклидтері болып табылады. ССП аумағының «аялық» телімдеріндегі радионуклидтердің қозғалысы «Тәжірибе даласы» мен «Дегелен» алаңдарының топырақтарындағы қозғалысының аралық орналасуына ие. Ерекше түрде ^{90}Sr радионуклиді алынған, оның «солтүстік» аумақтың топырағындағы қозғалысы, жеңіл қол жетімді формалардың үлесіне барлық формалардың жиынтық құрамынан орташа алғанда 77% болып табылады.

Түйін сөздер: радиоактивтіластану, ССП, радионуклидтерді анықтау формасы, бірізді экстрагирлеу, «Тәжірибе даласы» алаңы, «Дегелен» алаңы, «солтүстік» және «батыс» аумақтар.

COMPARATIVE ASSESSMENT OF RADIONUCLIDES SPECIATION IN SOILS OF SOME AREAS AT STS

A.E. Kunduzbaeva, A.M. Kabdyrakova, S.N. Lukashenko, R.Yu. Magasheva

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

This paper presents the results of studies of the speciation of artificial radionuclides ^{137}Cs and ^{90}Sr , ^{241}Am and $^{239+240}\text{Pu}$ in soils of different parts of the former Semipalatinsk test site being characterized by various levels and nature of contamination, soil type, topography and climatic conditions. Comparative analysis of the data revealed the behavior of radionuclides in soils of different parts of the STS territory. The «Experimental filed» site (Opytnoye pole site) is characterized by a low migration capacity of all the studied radionuclides ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{90}Sr . Their main content is inaccessible form for plants. The «Degelen» site is characterized by somewhat different picture. In meadow soils with higher moisture, characteristic relief and soil conditions, radionuclides are characterized by the distinct migratory properties. A radionuclide ^{90}Sr has strong migratory abilities in soils of Degelen site, on average, more than half of the radionuclide content is in exchangeable form. Radionuclides ^{241}Am

and ^{137}Cs are less mobile in the meadow soils. The behavior of radionuclides in the soils of «background» sections of the STS territory is intermediate between the behavior of soils at «Experimental field» site and «Degelen» site. An exception is the radionuclide ^{90}Sr , characterized by greatest mobility in soils of the «northern» territories, on average, 77% of the total content of all species is accounted for easily accessible species.

Keywords: radioactivecontamination, STS, radionuclides speciation, sequential extraction, Experimental field site, Degelen site, «northern» and «western» territories.

УДК 546.11.02.3:504.3.054:577.4

ТРИТИЙ КАК ИНДИКАТОР МЕСТ ПРОВЕДЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ

**¹Ляхова О.Н., ¹Лукашенко С.Н., ¹Ларионова Н.В., ¹Субботин С.Б.,
²Мульгин С.И., ²Жданов С.В.**

**¹Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан**

²Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы, Казахстан

В настоящее время, в связи с существованием Договора о нераспространении ядерного оружия, весьма актуальным является вопрос о достоверной верификации мест проведения ядерных взрывов.

В данной работе предлагается рассмотреть новый метод верификации мест проведения подземных ядерных взрывов с использованием трития в качестве индикатора. Подробные исследования содержания трития в воздушной среде проведены в местах проведения подземных ядерных испытаний – это испытательная площадка «Балапан» и площадка «Дегелен», расположенные на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП).

В работе представлены данные по уровню содержания и характеру распространения трития в воздушной среде в месте расположения штолен и скважин – в зонах эпицентра взрывов, в местах расположения устья скважин и портала штолен, а также на приустьевых участках мест проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ). Показана возможность использования трития с целью определения мест и подтверждения факта проведения ПЯВ.

Ключевые слова: ядерные испытания, верификация, площадка «Дегелен», площадка «Балапан», тритий, атмосферный воздух, почвенный воздух, тритиевое загрязнение, характер распределения трития.

ВВЕДЕНИЕ

5 марта 1970 г. вступил в силу *Договор о нераспространении ядерного оружия*, который является соглашением с целью ограничения распространения ядерного оружия. Система контроля за соблюдением Договора заключается в осуществлении всемирного мониторинга с целью установления признаков проведения ядерного взрыва. Для достижения этой цели существует сеть международных мониторинговых станций – сейсмических, гидроакустических, ультразвуковых и радионуклидных. Подписавшие Договор государства могут потребовать проведения инспекции на месте, целью которой является выяснение, действительно ли проводился ядерный взрыв в нарушение Договора. В данной работе предлагается рассмотреть новый метод для верификации мест проведения подземных ядерных взрывов с использованием трития в качестве индикатора, особенно при проведении инспекции на местах.

В результате многолетних исследований радионуклидного загрязнения территории СИП было выявлено присутствие трития во многих объектах окружающей среды – в растениях, в поверхностных и грунтовых водах, в атмосферном и почвенном воздухе, в продуктах животноводства [1, 2]. Важно отметить, что тритий обладает достаточно большим периодом полураспада, равным 12,4 года.

Учитывая все вышесказанное, а также тот факт, что места обнаружения трития территориально приурочены к местам проведения ядерных испытаний, было решено провести оценку возможности применения трития в качестве индикатора мест проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ) путем исследования его содержания в воздушной среде.

Подробные исследования проведены на двух испытательных площадках, где в результате осуществления ядерных испытаний сформировались локальные участки тритиевого загрязнения. Это площадки «Балапан» и «Дегелен», на территории которых проведено более 300 подземных ядерных испытаний.

Исследования уровня и характера распределения трития на территории выбранных площадок осуществлялись путем проведения полевых и лабораторных работ, заключавшихся в отборе проб водяных паров атмосферного и почвенного воздуха методом криогенного вымораживания и исследовании отобранных проб методом жидкостинтилляционной спектрометрии [3, 4]. Методы отбора проб и проведения измерений неоднократно использовались ранее и детально описаны в литературном источнике [5].

1. ПУТИ НАРАБОТКИ ТРИТИЯ В РЕЗУЛЬТАТЕ ПРОВЕДЕНИЯ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ И ХАРАКТЕР ЕГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ В ПОЛОСТИ ВЗРЫВА

Базовой величиной для долговременного прогноза выхода трития (Т) из полости, образованной подземным ядерным взрывом, является начальное количество *остаточного* и *наработанного* в ядерных реакциях трития – $N_T(t = 0)$. Величина $N_T(t = 0)$ зависит от типа взрыва (одно-, двух- и трехфазный), его мощности, конструктивных особенностей устройства и химического состава породы в месте проведения взрыва. Для однотипных зарядов и одинакового химического состава породы наработка трития будет приблизительно прямо пропорциональна мощности взрыва. Поэтому при проведении численных расчетов наработки трития обычно используется величина наработки во взрыве мощностью 1 килотонна (кТ) тротилового эквивалента.

1.1. Пути наработки трития при проведении ядерных взрывов деления

Начальным общим этапом любого ядерного взрыва является цепная ядерная реакция деления ядер ^{235}U или ^{239}Pu нейтронами из осколков деления. Таким образом, в первую очередь рассмотрим наработку в «чистом» взрыве деления. В таком взрыве тритий нарабатывается в результате следующих процессов:

1. При распаде делящегося ядра на 3 фрагмента (тройного деления), одним из которых (самым легким) является тритий.
2. Образование трития в результате взаимодействия избыточных нейтронов из осколков деления с ядрами легких элементов окружающей среды, т.е. ядерных реакций типа $^6\text{Li}(n, T)$.
3. Нарработка трития при взаимодействии высокоэнергетических γ -квантов из осколков с ядрами легких элементов окружающей среды, т.е. фотоядерных реакций типа $^7\text{Li}(\gamma, T)$.

Взрыв ядерного заряда в 1 кТ обеспечивается числом актов деления N_f , которое составляет $N_f \approx 1.42 \cdot 10^{23}$ для ^{235}U или $N_f \approx 1.38 \cdot 10^{23}$ для ^{239}Pu [6]. Так как эти значения близки, для дальнейших оценок принимаем, что взрыв 1 кТ соответствует $1,4 \cdot 10^{23}$ актам деления.

Образование трития в процессе тройного деления. В процессе тройного деления атомы трития вылетают из шейки делящегося ядра. Вероятность таких актов деления очень мала и составляет порядка $1/6000$ ядер ^3H на 1 акт деления [6]. Таким образом, для взрыва мощностью 1 кТ имеем:

$$N_T = N_f \cdot (1/6000) \approx 2,3 \cdot 10^{19} - \text{количество ядер трития}$$

или

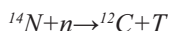
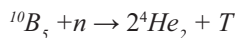
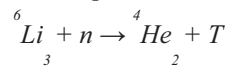
$$A_T = N_T \cdot [\ln 2 / T_{1/2} (\text{с})] = 2,3 \cdot 10^{19} \cdot 1,7813 \cdot 10^{-9} = 4,1 \cdot 10^{10} \text{ Бк} - \text{активность по тритию.}$$

Образование трития в результате нейтронной активации. Для оценки наработки трития нейтронами из осколков деления в процессе проведения подземных взрывов необходимо знать полное число нейтронов, поглощенных горной породой, и относительную вероятность поглощения нейтрона с образованием трития.

В процессе взрывов при делении ядер ^{235}U или ^{239}Pu образуется $\sim 2,6$ нейтрона, со средней энергией $E_n \approx 2$ МэВ [6]. Из них 1 нейтрон расходуется на инициирование деления другого ядра, в конструкционных материалах ядерного устройства поглощается порядка 0,6 нейтрона и ~ 1 нейтрон остается «свободным». Таким образом, при взрыве 1 кТ в окружающую среду уходит $\sim 1,4 \cdot 10^{23}$ нейтрона.

При прохождении этих нейтронов через вещество окружающей среды происходит упругое и неупругое рассеяние нейтронов с потерей кинетической энергии, т. е. процесс замедления. Одновременно с этим идут и ядерные реакции с поглощением нейтронов, вероятность которых быстро растет с уменьшением энергии нейтронов (E_n). В результате этих процессов быстро формируется равновесный энергетический спектр нейтронов, которые в конечном итоге полностью поглощаются ядрами среды, образуя новые стабильные и радиоактивные изотопы. Часть из этих нейтронов, взаимодействуя с легкими элементами, содержащимися в горной породе, могут набирать тритий. Тритий может набираться в малых количествах на всех ядрах с массовым числом $A < 20$, однако заметный вклад в наработку трития дают только несколько реакций. Рассмотрим их более подробно.

Основными каналами наработки трития являются реакции:



Сечение реакции на тепловых нейтронах для ${}^6\text{Li}$ составляет порядка 940 барн или 70,7 барн для естественного лития [7], на ${}^{10}\text{B}$ – порядка $5 \cdot 10^{-3}$ барн [8]. Реакция ${}^{14}\text{N}(n, T)$ пороговая ($Q_r \approx 4$ МэВ) и при $E_n = 5-7$ МэВ её сечение $\sim 2 \cdot 10^{-2}$ барна [8]. Отсюда видно, что (при сопоставимых концентрациях) основным каналом наработки трития является реакция ${}^6\text{Li}(n, T)$.

Для оценки наработки T в этой реакции для взрыва 1 кТ можно использовать приближенное соотношение:

$$N_T = N_F * \eta_{Li} * \sigma_{oLi} / \sum_i \eta_i * \sigma_{oi},$$

где: η_i – атомные концентрации в %,
 σ_{oi} – сечения поглощения тепловых нейтронов i -го химического элемента в породе.

Типичный состав гранита ($SiO_2 = 70,18$; $TiO_2 = 0,34$; $Al_2O_3 = 14,98$; $MgO = 1,08$; $Fe_2O_3 = 1,62$; $FeO = 1,66$; $CaO = 2,20$; $Na_2O = 3,28$; $K_2O = 3,95$; $H_2O = 0,78$; $P_2O_5 = 0,27$) можно взять из работы [9], а сечения σ_{oi} из работы [7]. Исходя из этих данных (при относительно малых концентрациях лития $\eta_{Li} < 0,1\%$) наработка трития будет равна $N_T = N_F * 5,15 * \eta_{Li} \%$.

Содержание Li в гранитных породах горного массива Дегелен, согласно проведенному анализу на микроэлементный состав, составляет порядка 20 г/т или $\eta_{Li} \% \approx 0,006$ атомных процентов. Максимально возможное количество трития образованного по такой реакции составляет порядка 1/30 ядер трития на один акт деления. Таким образом, количество образовавшегося трития и активность трития при активации Li нейтронами будет составлять порядка:

$N_T = 4,3 * 10^{21}$ – количество ядер
или
 $A_T \approx 7,6 * 10^{12}$ Бк – активность трития на 1кТ взрыва

Наработка трития высокоэнергетическими γ -квантами. Третьим из возможных механизмов образования трития в процессе ядерного взрыва деления является наработка трития высокоэнергетическими γ -квантами деления на ядрах легких элементов. Данная реакция имеет высокий энергетический порог, который в среднем составляет порядка $E_\gamma > 10$ МэВ. Для реакции типа ${}^7Li(\gamma, T)$, которая является наиболее выгодной в данном аспекте, с точки зрения образования трития, при энергетическом пороге $E_\gamma > 6$ МэВ сечение составляет $\sim 10^{-4}$ барна [8].

Так как в спектре деления доля γ – квантов с $E_\gamma > 6$ МэВ составляет только $\sim 10^{-2}$ γ -квантов на акт деления [6] и содержание лития в породе составляет не более ~ 20 г/т, то наработка трития в подобных реакциях будет составлять менее чем 1/1000000 на акт деления, т.е. значительно меньше чем в двух вышеописанных случаях:

$N_T = 1,4 * 10^{17}$ – количество ядер трития
или
 $A_T \approx 2,5 * 10^8$ Бк – активность трития на 1кТ взрыва

В таблице 1 представлена информация по каждому рассмотренному типу реакции образования трития во время проведения ядерных взрывов деления.

Таблица 1.

Реакции образования трития в процессе взрыва деления

№ п/п	Вид реакции образования трития	Вероятность протекания реакции	Кол-во ядер	Активность трития, Бк/кТ
1	Тройное деление	1/6000	$2,3 * 10^{19}$	$4,1 * 10^{10}$
2	Нейтронная активация (Li)	1/30	$4,3 * 10^{21}$	$7,6 * 10^{12}$
3	Высокоэнергетические γ -кванты	1/1000000	$1,4 * 10^{17}$	$2,5 * 10^8$

Результаты, собранные в таблице 1, показали, что в подземном «чистом» взрыве деления основной вклад в наработку трития вносит реакция ${}^6\text{Li}(n,T)$, которая дает максимальную активность по тритию для взрыва мощностью 1 кТ.

1.2. Оценка остаточного трития при проведении ядерных взрывов деления с использованием дополнительных источников высокоэнергетических нейтронов

Для корректной оценки начального количества трития в полости взрыва следует учитывать не только вышеописанные процессы, но и количество так называемого остаточного трития, который образуется при проведении взрывов с использованием конструкций, выступающих в роли дополнительного мощного высокоэнергетического источника нейтронов. Данные источники использовались для обеспечения высокой эффективности взрыва в конструкции большинства типов ядерных (*не термоядерных*) зарядов, и были основаны на термоядерной реакции $T+D \rightarrow \alpha + n$. Такими источниками являются:

а) нейтронная трубка (малогабаритный, импульсный ускоритель ионов трития и дейтериевая мишень), обеспечивающая интенсивный, синхронизированный запуск цепной реакции деления;

б) бустер (контейнер со смесью дейтерия и трития в центре ядерного заряда), в котором при развитии взрыва начинается термоядерная реакция и создается дополнительный поток нейтронов, что обеспечивает большее выгорание ${}^{235}\text{U}$ или ${}^{239}\text{Pu}$ и увеличивает мощность взрыва [10].

Расчет количества остаточного трития. Количество дейтерия и трития в этих устройствах при сгорании должно обеспечивать число дополнительных нейтронов, сравнимое с числом нейтронов от реакции деления, т.е. $\sim 10^{23}$ нейтрона на 1 кТ взрыва.

Это означает, что, даже при очень высокой эффективности выгорания смеси (T+D) – порядка 90 %, после взрыва в 1 кТ в полости остается:

$$N_T = 1 \cdot 10^{22} - \text{атомов неиспользованного трития}$$

или

$$A_T \approx 1,8 \cdot 10^{13} \text{ Бк} - \text{активность трития на 1 кТ взрыва.}$$

Полученное значение активности остаточного трития в 3 раза больше, чем наработка трития в «чистом» взрыве деления.

Образование трития в результате нейтронной активации. Как и при «чистом» взрыве деления, около 50 % нейтронов от термоядерной реакции уходит на активацию окружающей породы с наработкой трития в реакции ${}^6\text{Li}(n,T)$. Количество трития, наработанного на термоядерных нейтронах, можно оценить по аналогии с нейтронами деления, что дает:

$$N_T = 4 \cdot 10^{21} - \text{атомов трития}$$

или

$$A_T \approx 7 \cdot 10^{12} \text{ Бк} - \text{активность трития на 1 кТ взрыва.}$$

Общее количество образовавшегося трития, при проведении ядерных взрывов деления с использованием дополнительных источников высокоэнергетических нейтронов, может оцениваться как сумма трития, образовавшегося вследствие термоядерной

реакции, происходившей в процессе взрыва, и трития, образовавшегося в результате нейтронной активации.

Образование трития в результате проведения испытаний с использованием нейтронных бомб. С точки зрения наработки трития особый интерес представляют подземные испытания нейтронных бомб. В этих устройствах многократное увеличение выхода нейтронов достигается за счет добавления к ядерному заряду избыточного количества смеси (Т+D), и это может дать:

$$N_T = 1 \cdot 10^{23} - \text{атомов трития}$$

или

$$A_T \approx 1 \cdot 10^{15} \text{ Бк} - \text{активность трития на 1 кТ взрыва.}$$

Полученная величина активности трития сравнима с активностью трития при *двухфазном термоядерном взрыве*.

Таблица 2.

Образование трития в процессе взрыва с использованием дополнительных источников высокоэнергетических нейтронов

№п/п	Вид реакции образования трития	Вероятность протекания реакции	Кол-во ядер	Активность трития, Бк/кТ
1	Остаточный тритий	-	$1 \cdot 10^{22}$	$1,8 \cdot 10^{13}$
2	Нейтронная активация (Li)	-	$4 \cdot 10^{21}$	$7 \cdot 10^{12}$
3	Использование нейтронных бомб	-	$1 \cdot 10^{24}$	$1 \cdot 10^{15}$

Из всего вышесказанного напрашивается вывод – для образования большого количества трития в процессе взрыва необходимо либо чтобы тритий был внесен заранее в ядерное устройство для усиления эффективности взрыва (псевдо термоядерный взрыв), либо тритий использовался в заряде как основной компонент горючего. В таком случае речь уже идет не о взрыве деления, а о термоядерном взрыве.

1.3. Характер распределения активационного трития в полостях взрыва

На конечной стадии взрыва активность наработанного нейтронами трития сосредоточена в сравнительно тонком приповерхностном слое ядерной полости. Распределение трития по глубине слоя (h) можно описать выражением:

$$N_T(h) = N_T(h=0) \cdot \exp[-(\rho \cdot h)/\lambda],$$

где: $N_T(h=0)$ – число атомов трития на 1 см^2 при $h=0$,

ρ – плотность породы, г/см^3 ,

λ – длина релаксации нейтронов в породе, г/см^2 .

Для гранитов можно использовать значения $\rho = 2,6 \text{ (г/см}^3\text{)}$ и $\lambda \approx 30 \text{ (г/см}^2\text{)}$, полученные в работе [11]. Исходя из расчетов, получается, что сразу после взрыва 95 % активности трития сосредоточено в 35 см приповерхностном слое полости.

Далее, учитывая эффекты плавления и стекания стенок, эта активность сосредотачивается в наплывах на дне ядерной полости. Дальнейшее поведение трития определяется геохимическими процессами в полости взрыва и формами нахождения трития после его образования.

Можно предположить, что существовало две формы нахождения трития в полостях взрывов. Часть трития, конденсируясь, внедрялась в кристаллическую решетку застывающего расплава. Другая часть трития, оставшегося в газовой форме, скорее всего, улетучивалась. Не исключено и существование трития в ненарушенных кристаллических структурах, в случае его образования в результате активации на Li по вышеописанным реакциям.

Вероятнее всего, в случае взрывов, произведенных в штольнях, газообразный тритий после образования улетучивался в достаточно короткий промежуток времени через скальные трещиноватости и оставался тритий, содержащийся в кристаллической структуре. В случае же взрывов, произведенных в скважинах, возможно, происходила несколько иная ситуация. Учитывая глубину заложения заряда, тритий может гораздо дольше оставаться в полости взрыва газовой фазе [12].

Исходя из того, что на протяжении многих лет концентрация трития в штольневых ручьях остается практически постоянной [13], можно предположить, что внутри котловой полости штольни происходит процесс постепенного «вымывания» трития, наработанного во время проведения взрывов, из кристаллической структуры оплавленной поверхности стенок, а также идет процесс эманации трития в атмосферу с внутренней поверхности полости подземного ядерного взрыва.

2. ИССЛЕДОВАНИЕ СОДЕРЖАНИЯ УРОВНЯ И ХАРАКТЕРА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТРИТИЯ В ВОЗДУШНОЙ СРЕДЕ В МЕСТАХ ПРОВЕДЕНИЯ ПЯВ НА ТЕРРИТОРИИ ПЛОЩАДКИ «ДЕГЕЛЕН»

2.1. Характеристика объектов и методология проведения исследования

Краткая характеристика объектов исследования. На площадке «Дегелен» подземные испытания проводились в горизонтальных горных выработках – штольнях. В общей сложности была сооружена 181 штольня с поперечным сечением от 9 кв. м до 25 кв. м и глубиной от 150 до 1500 м. Ядерный заряд размещался в конце штольни в специально оборудованном боксе. Для предотвращения выхода продуктов деления на дневную поверхность в штольне сооружался специальный забивочный комплекс, представляющий собой сочетание цементных пробок и щебеночной засыпки. При ликвидации инфраструктуры полигона все штольни были закрыты путем искусственного обрушения горной породы для предотвращения свободного доступа в штольню. На рисунке 1 схематически изображена штольня в горизонтальном разрезе, с указанием схемы проведения отбора проб.

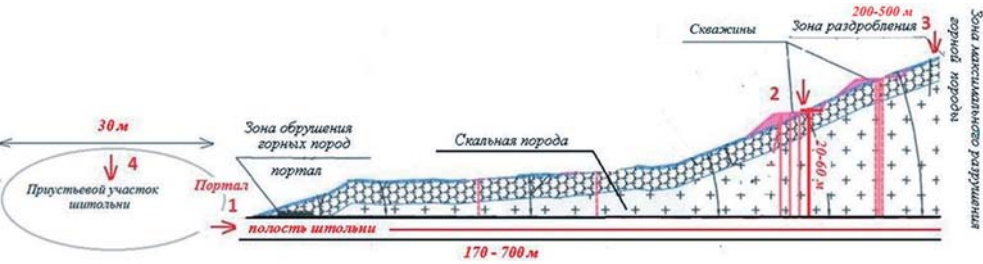


Рисунок 1. Схематическое изображение штольни в горизонтальном разрезе

В процессе выполнения работы было проведено исследование уровня концентрации трития в воздушной среде в месте расположения 22 штолен. Основные характеристики взрывов, проведенных в них, приведены в таблице 3 [14].

Таблица 3.

Список исследуемых штолен и характеристика проведенных ядерных испытаний

№ п/п	№ штольни	Дата проведения испытания	Цель испытания	Мощность, кТ	Вид взрыва ¹	Количество проведенных испытаний
1	707	29.03.77	Создание ЯО	25	ВПК	1
2	150	19.02.82	Создание ЯО	24	ВПК	2
3	901	28.12.88	Создание ЯО	0,2	ВНК	2
4	603	30.04.74	Изучение поражающих факторов	24	ВПК	3
5	103	20.11.81	Создание ЯО	8	ВНК	1
6	A7	20.08.68	Создание ЯО	4,6	ВНК	2
7	185	23.07.76	Создание ЯО	7	ВПК	1
8	505	24.04.68	Создание ЯО	6,2	ВНК	1
9	208	03.04.87	Создание ЯО	1	ВПК	3
10	129	26.12.83	Фундаментальные исследования	30	ВПК	1
11	107	29.06.78	Создание ЯО	14	ВПК	2
12	132	09.09.84	Изучение поражающих факторов	6	ВПК	4
13	136	29.10.77	Создание ЯО; Фундаментальные исследования	42	ВПК	2
14	501	30.10.67	Создание ЯО	25	ВПК	1
15	169	23.11.88	Фундаментальные исследования	19	ВПК	2
16	175	30.07.77	Создание ЯО	11	ВПК	1
21	Ж-3	03.03.65	Создание ЯО	27	ВНК	1
22	110	07.06.72	Создание ЯО	0,001–20	ВПК	1

Примечание: ВПК – Взрыв полного камуфлета. Подземный взрыв полного внутреннего действия, сопровождающийся образованием подземной полости. Истечение газообразных продуктов деления в атмосферу не наблюдается.

ВНК - Взрыв неполного камуфлета. Подземный взрыв полного внутреннего действия, сопровождающийся, как правило, незначительным выбросом в атмосферу короткоживущих радионуклидов (РБГ).

Некоторые штольни, расположенные на площадке «Дегелен», имеют водопроявления. Во всех водах, вытекающих из штолен, содержание трития составляет десятки и сотни кБк/кг. Для проведения исследования выбраны безводные штольни, с целью исключения попадания трития в атмосферу из водной среды.

Методология проведения исследования. Для проведения исследования уровня и характера распределения трития в атмосферном воздухе в местах проведения ПЯВ на территории площадки «Дегелен», учитывая специфику проведения взрывов, были определены следующие этапы:

- исследование уровня и характера распределения трития в воздушной среде внутри полости штольни;
- исследование уровня содержания трития в воздушной среде на приустьевых участках штолен;
- исследование уровня содержания трития в атмосферном воздухе в месте расположения вертикальных скважин;
- исследование уровня содержания трития в атмосферном воздухе в зоне максимального разрушения горной породы над полостью ПЯВ (зона раздробления).

Исследование уровня и характера распределения трития в воздушной среде внутри полости штольни. Внутри полости штолен был произведен отбор проб водяных паров атмосферного (штольневое) воздуха от портала вглубь, до достижения концевой бокса. Пробоотборник устанавливался в центре полости штольни, на расстоянии 50 см от уровня поверхности. Расстояние между точками отбора проб составляло от 10 до 100 м, в зависимости от условий проведения работ. Глубина штолен составляла от 170 до 700 м (рисунок 1, точка 1).

Исследование уровня содержания трития в воздушной среде на приустьевых участках штолен. Под приустьевым участком штольни принимался участок перед порталом. Отбор проб водяных паров атмосферного воздуха производился на расстоянии порядка 30 м от портала штольни на одной оси с ее центральной осью (рисунок 1, точка 4).

Исследование уровня содержания трития в месте расположения вертикальных скважин. В ходе проведения исследований на ряде штолен были пробурены вертикальные скважины в тело штольни, иногда с проникновением в концевой бокс (рисунок 1, точка 2). Глубина скважин зависела от величины уклона скальных пород и составляла от 20 до 60 м.

Пробы водяных паров атмосферного воздуха отбирались в месте расположения каждой скважины дважды – до бурения скважины (пробоотборник устанавливался в точке, определенной под бурение), а затем сразу после бурения (отбор проб проводился в непосредственной близости к скважине, на расстоянии не более 50 см).

Исследование уровня содержания трития в зоне максимального разрушения горной породы. Так как нет достоверной информации о месторасположении концевых боксов штолен, дополнительно на содержание трития в атмосфере были исследованы зоны максимального разрушения горной породы (зоны раздробления) над штольной.

Место проведения исследования определялось как по документальной информации о конструкции штольни, так и визуально.

Отбор проб водяных паров атмосферного воздуха осуществлялся на высоте от предполагаемой полости взрыва 200–500 м (рисунок 1, точка 3).

Для лучшего понимания представленных результатов необходимо отметить, что по результатам предыдущих исследований уровня и характера распределения трития в воздушной среде, проведенных на площадке «Дегелен», фоновая концентрация трития в атмосферном воздухе составляет $0,2 \text{ Бк/м}^3$ [13]. Уровень фона отмечен на всех графиках красной горизонтальной линией.

2.2. Результаты и их обсуждение

2.2.1. Исследование уровня и характера распределения трития в воздушной среде внутри полости штолен

Результаты исследования концентрации трития в воздушной среде внутри полости штолен представлены на рисунке 2. По горизонтальной оси графика показано расстояние от портала штольни до концевого бокса, в долях от максимального, принятого за единицу. Точка «0» на графике соответствует portalу штольни. По вертикальной оси показана объемная активность трития внутри полости штольни в логарифмическом масштабе.

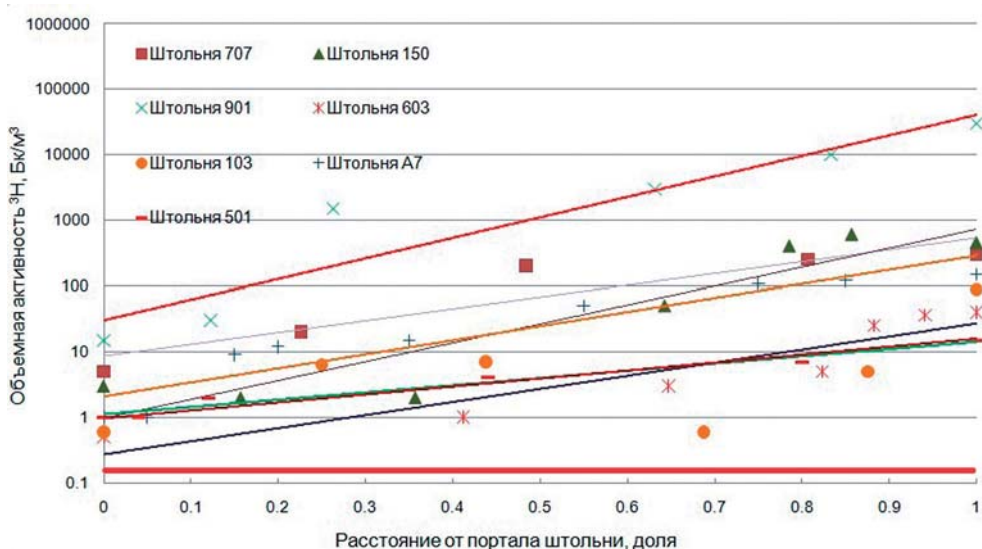


Рисунок 2. Схематическое изображение штольни в горизонтальном разрезе

Значение концентрации трития внутри полостей штолен изменяется в пределах от 1 до 30000 Бк/м^3 . Максимальная концентрация трития соответствует отметке, наиболее близко расположенной к концу боксу. Полученные распределения показали, что концентрация трития внутри полости штольни имеет экспоненциальную зависи-

мость от расстояния. По мере приближения к portalу штольни концентрация трития снижается. Причиной полученного распределения могут являться два механизма – конвективное перемешивание слоев воздуха внутри полости штольни и улетучивание по трещинам разрушенной скальной породы.

Таким образом, результаты исследования показали что, несмотря на давность лет, прошедших со времени проведения взрывов, тритий в полостях штолен содержится в детектируемых количествах, значительно превышающих уровень фона. Содержание трития в воздухе с внутренней стороны портала составляет десятки Бк/м³.

2.2.2. Исследование уровня содержания трития на приустьевых участках штолен

Результаты исследования представлены на рисунке 3.

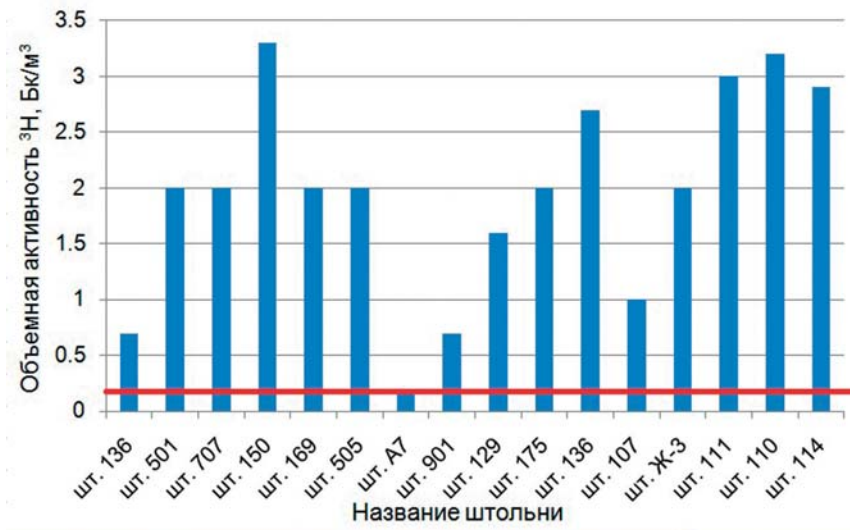


Рисунок 3. Содержание трития в атмосфере на приустьевых участках штолен

Результаты исследования показали наличие трития в атмосферном воздухе даже на расстоянии 30 м от портала. Во всех исследуемых случаях, исключая шт.А7, значение содержания трития превысило фоновый уровень до 15 раз.

2.2.3. Исследование уровня содержания трития в месте расположения вертикальных скважин

Результаты исследования представлены на рисунке 4.

Согласно результатам исследования был зафиксирован процесс выхода трития из полости штольни на поверхность. В случаях штолен 185 и 132 содержание трития в атмосфере превысило фоновую концентрацию и составило 10 и 8 Бк/м³ соответственно.

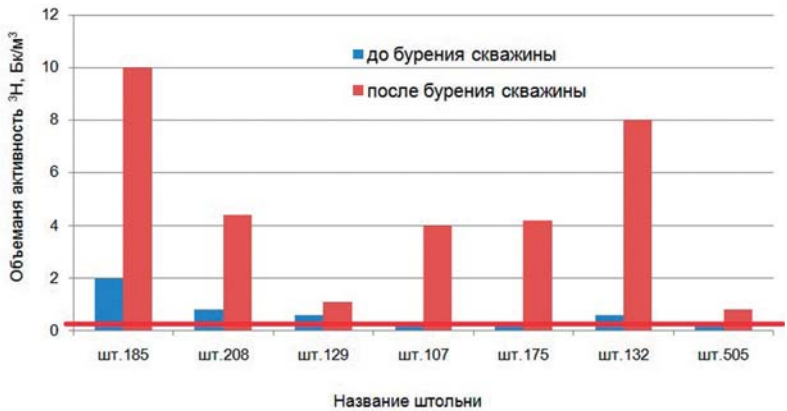


Рисунок 4. Содержание трития в атмосфере в местах бурения скважин

Выход трития с воздушными потоками в атмосферу после бурения скважин был вполне ожидаем, чего нельзя сказать о наличии трития в воздушной среде до бурения скважин. Вероятно, причина этого – хорошие миграционные свойства трития, благодаря которым он может легко проходить с воздушными потоками по зонам разуплотнения скальных пород.

Наличие трития в атмосфере до бурения скважин было отмечено не во всех случаях. Это может зависеть от многих факторов - мощности взрыва, вида испытания, даты проведения испытания и т.д. К сожалению, на настоящий момент эти параметры оценить достаточно сложно ввиду отсутствия точной информации об условиях проведения испытаний.

2.2.4. *Исследование уровня содержания трития в зоне максимального раздробления над полостью ПЯВ*

Результаты исследования представлены на рисунке 5.

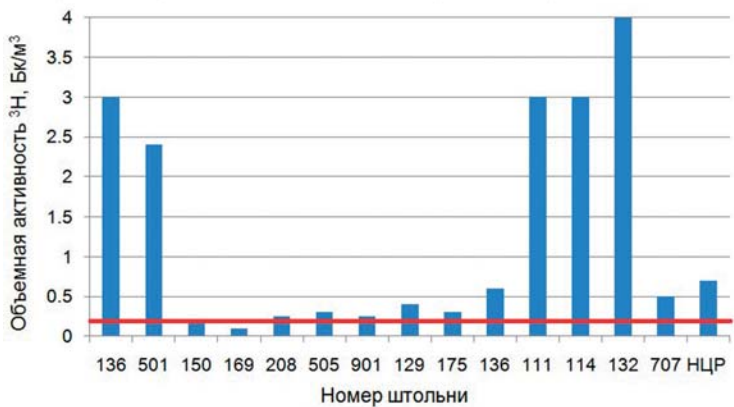


Рисунок 5. Содержание трития в атмосфере в зоне максимального раздробления над полостью ПЯВ

В зоне максимального разрушения практически на всех штольнях был зафиксирован тритий в значениях, превышающих фоновый уровень от 1,5 до 15 раз. Так как исследования проводились на вершине скальных образований, наличие трития может быть обусловлено только его поступлением из полости штольни.

Важно отметить, что полученные значения трития в атмосфере были зафиксированы на высоте до 500 м от полости ПЯВ.

Информация о наличии трития в воздушной среде говорит о принципиальной возможности выхода трития из полости штольни. Спустя более 20 лет после проведения последнего ядерного испытания на площадке «Дегелен», тритий был идентифицирован в детектируемых количествах не только внутри штольни, но и на приустьевом участке, на склоне горного массива, а также в зоне максимального разрушения горных пород, которая расположена на высоте до 500 метров от полости взрыва.

Подводя итог данному разделу, можно сказать, что тритий, а именно информация о его наличии и уровне содержания в воздушной среде, может быть с успехом применена для верификации мест ПЯВ проведенных в горных выработках по типу штолен.

3. ИССЛЕДОВАНИЕ СОДЕРЖАНИЯ УРОВНЯ И ХАРАКТЕРА РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ТРИТИЯ В ВОЗДУШНОЙ СРЕДЕ В МЕСТАХ ПРОВЕДЕНИЯ ПЯВ НА ТЕРРИТОРИИ ПЛОЩАДКИ «БАЛАПАН»

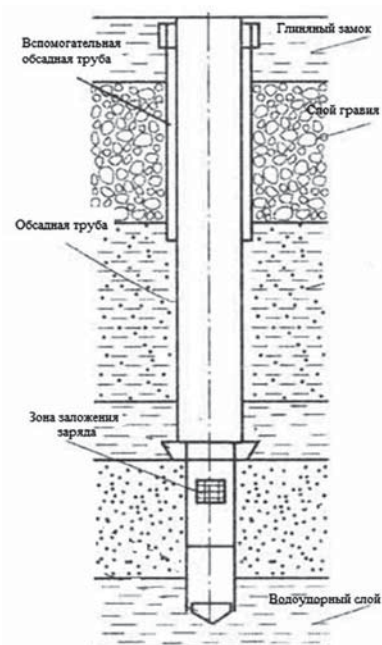
3.1. Характеристика объектов и методология проведения исследования

Краткая характеристика объектов исследования. Ядерные испытания на площадке «Балапан» проводились в скважинах – вертикальных выработках, частично имеющих обсадку трубами различного диаметра, ниже открытый ствол диаметром 900 мм. Глубина скважин – 100–600 м. После проведения установки заряда производился забой скважины на всю глубину. Конструкция забивочного комплекса представляла собой сочетание силовых и технологических элементов: цементных пробок и участков щебеночной засыпки [15]. Общий вид скважины (на примере скважины 1010), а также схема вертикального разреза скважины представлены на рисунке 6.

В процессе проведения данной работы было выполнено исследование уровня содержания трития в воздушной среде на территории 8 скважин (таблица 4) [14]. На приустьевых участках 3-х из них проведено детальное исследование уровня и характера распределения трития в воздушной среде – скважины 1010, 1355 и Глубокая.



а)



б)

Рисунок 6. Общий вид скважины (а), схема вертикального разреза скважины (б).

Таблица 4.

Список исследуемых скважин и характеристика проведенных ядерных испытаний

№ п/п	№ скважины	Дата проведения испытания	Цель испытания	Мощность, кТ	Вид взрыва ¹	Количество проведенных испытаний	Глубина заложения заряда, м
1	1010	11.06.78	Создание ЯО	58	ВНК	1	556
2	1236	18.10.81	Создание ЯО	107	ВПК	1	525
3	1361	13.02.88	Создание ЯО	125 0.001-20	ВНК	2	125
4	1355	13.12.87	Создание ЯО	137 0.001-20	ВНК	2	530
5	1317	31.02.88	Создание ЯО	8	ВПК	2	532
6	1053	19.06.68	Фундаментальные исследования	18	ВПК	1	316
7	1315	12.03.87	Создание ЯО	11	ВНК	2	529
8	Глубокая	30.11.77	Создание ЯО	70 0.001-20	ВНК	2	535

Практически во всех скважинах целью испытания являлось создание ядерного оружия, глубина заложения заряда составляла от 125 до 556 м. В зависимости от задачи мощность взрывов варьировалась от 0,001 до 150 Кт. Со времени проведения последнего испытания прошло 23 года. Вблизи расположения скважин отсутствуют какие-либо видимые источники поступления трития в окружающую среду.

Методология проведения исследования. Для проведения исследования были выбраны 8 боевых скважин, которые по результатам проведенных ранее исследований были признаны «критическими». Данный термин был им присвоен ввиду выявления эффектов геотермальной активности в зонах их расположения, наличия необрушенных «котловых» полостей, проявления газоносности (повышенное содержание газов в почвенном воздухе), а также различных механических последствий проведения ПЯВ (изменение рельефа, образование провальных воронок и т.д.) [16].

Первоначально для возможности сравнения величин содержания трития на приустьевых участках 8 скважин был проведен сопряженный отбор проб водяных паров атмосферного и «почвенного» воздуха. Для этого на каждом приустьевом участке была выбрана точка, расположенная максимально близко к оголовку скважины на расстоянии порядка 50 см.

Далее, по результатам полученных данных были выбраны три скважины для более детального площадного исследования, на приустьевых участках которых зафиксировано наибольшее содержание трития в воздушной среде.

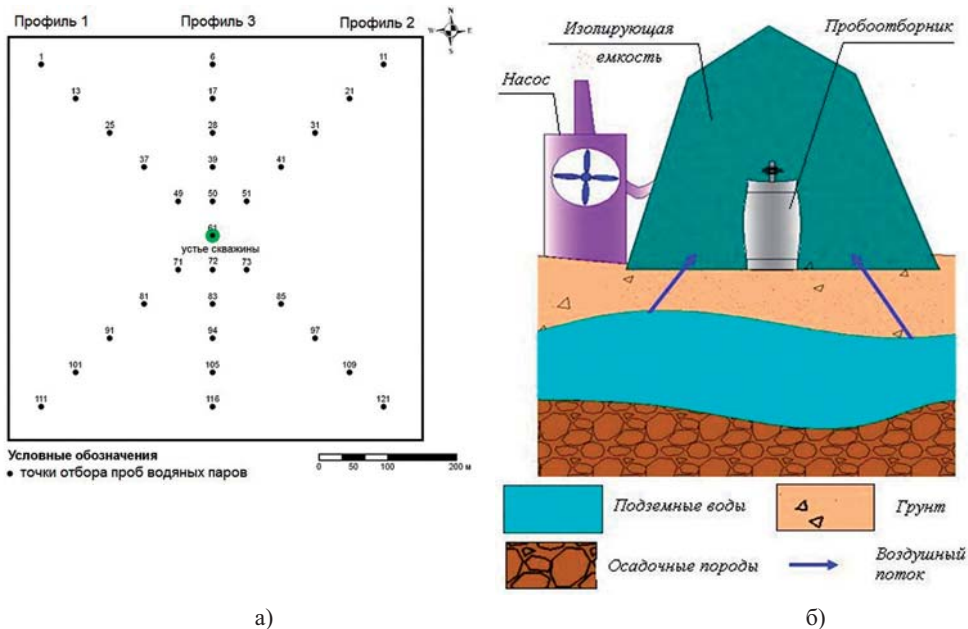


Рисунок 7. Схема расположения точек отбора проб «почвенного» воздуха на приустьевых участках скважин (а), схема проведения отбора проб «почвенного» воздуха методом криогенного вымораживания (б)

Было сделано предположение, что места выхода трития на поверхность не всегда соответствуют расположению устья скважины. Таким образом, для проведения отбора проб при площадном исследовании была выбрана определенная схема, согласно которой охватывался практически весь приустьевой участок скважины (рисунок 7, а). Отбор проб проводился по трем профилям – двум диагональным и одному поперечному. Все три профиля имели центральную точку пересечения в месте расположения устья скважины. Расстояние между точками в диагональных профилях составляло порядка 70 м, между точками в поперечном профиле порядка 50 м.

Так как взрывы были проведены в глубоких скважинах, возможно, что основным механизмом поступления трития в атмосферу может являться эманация трития с поверхности почвы. Таким образом, детальное исследование уровня содержания трития решено было проводить при помощи отбора проб «почвенного» воздуха. «Почвенный» воздух отбирался в соответствии со схемой, показанной на рисунке 7б. Точка отбора пробы в момент проведения пробоотбора по возможности максимально изолировалась от атмосферного воздуха. Это достигалось наличием специальной изолирующей емкости, объемом 100 л, которой накрывалось место отбора проб вместе с установленным пробоотборником. Для изолирования от атмосферы края емкости заглублялись в почву, которая затем сверху хорошо уплотнялась. При помощи вакуумного насоса, внутри емкости создавалась разряжение, контролируемое при помощи жидкостного манометра.

Время отбора пробы с емкостью составляло порядка 120 мин. Во время проведения отбора проб воздуха проводилось обязательное фиксирование температуры и относительной влажности воздуха, которые измерялись при помощи электронного гигрометра. Значения этих параметров применялись для пересчета удельной активности трития в водяных парах (Бк/кг) на объемную активность (Бк/м³).

3.2. Результаты и их обсуждение

3.2.1. Исследование содержания трития в воздушной среде на приустевых участках 8 «критических» скважин

Результаты исследования представлены на рисунке 8.

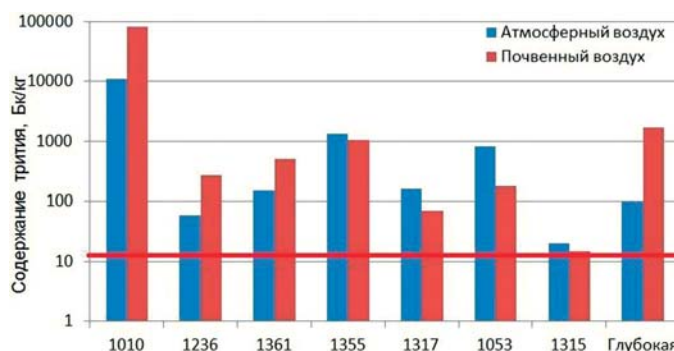


Рисунок 8. Содержание трития в водяных парах атмосферного и «почвенного» воздуха на приустевых участках скважин

Полученные результаты показали, что на приустьевых участках скважин наряду с присутствием трития в водяных парах атмосферного воздуха также наблюдается процесс эманации трития с поверхности почвы. Концентрация трития в водяных парах «почвенного» воздуха изменяется в пределах от 15 до 82000 Бк/кг, во всех случаях значительно превышает фоновый уровень содержания трития в водяных парах атмосферного воздуха, за который было принято минимально детектируемое значение объемной активности трития, равное 14 Бк/кг.

Полученные данные показали нам наличие трития в водяных парах почвенного воздуха, а также принципиальную возможность его выхода на поверхность в месте расположения «боевых» скважин, вследствие чего было принято решение о целесообразности проведения дальнейших более детальных исследований.

3.2.2. Детальное исследование уровня и характера распределения трития на приустьевых участках скважин

По результатам исследования содержания трития на приустьевых участках 3 скважин – 1355, 1010 и скважины «Глубокая», построены графики, показывающие характер распределения трития по пройденным профилям, согласно вышеописанной методологии исследования.

При построении графиков за отметку «0» принималось место расположения оголовка скважины, по горизонтальной оси представлено расстояние от скважины в метрах влево и вправо от устья скважины, по вертикальной оси – объемная активность трития, Бк/м³.

Красной линией на графиках отмечен уровень фоновой концентрации трития в «почвенном» воздухе на исследуемой территории, за который было принято минимально детектируемое значение объемной активности трития, равное 0,03 Бк/м³.

Скважина 1355. Результаты исследования показали, что на приустьевой площадке скважины 1355 идет процесс эманации трития с поверхности почвы в атмосферу. Концентрация трития в «почвенном» воздухе на приустьевом участке скважины изменяется в пределах от 0,04 до 20 Бк/м³ (рисунок 9).

Концентрация трития в месте расположения скважины составила 0,5 Бк/м³. Анализ результатов показал, что наибольшие значения содержания трития характерны профилю 2, проходящему с северо-востока на юго-запад исследуемого участка.

Стоит особенно отметить, что максимальная концентрация трития отмечена в точке, расположенной в 70 м от устья скважины, и составляет 20 Бк/м³ (рисунок 9б).

Скважина 1010. Проведенные исследования показали, что основное поступление трития с поверхности почвы в атмосферу происходит вблизи расположения устья скважины, где была отмечена максимальная концентрация трития - 70 Бк/м³ (рисунок 10).

Также, в двух точках в северной части исследуемого участка отмечено повышенное, по сравнению с остальными, значение концентрации ³H, которое составляет 4 Бк/м³ (рисунок 10в).

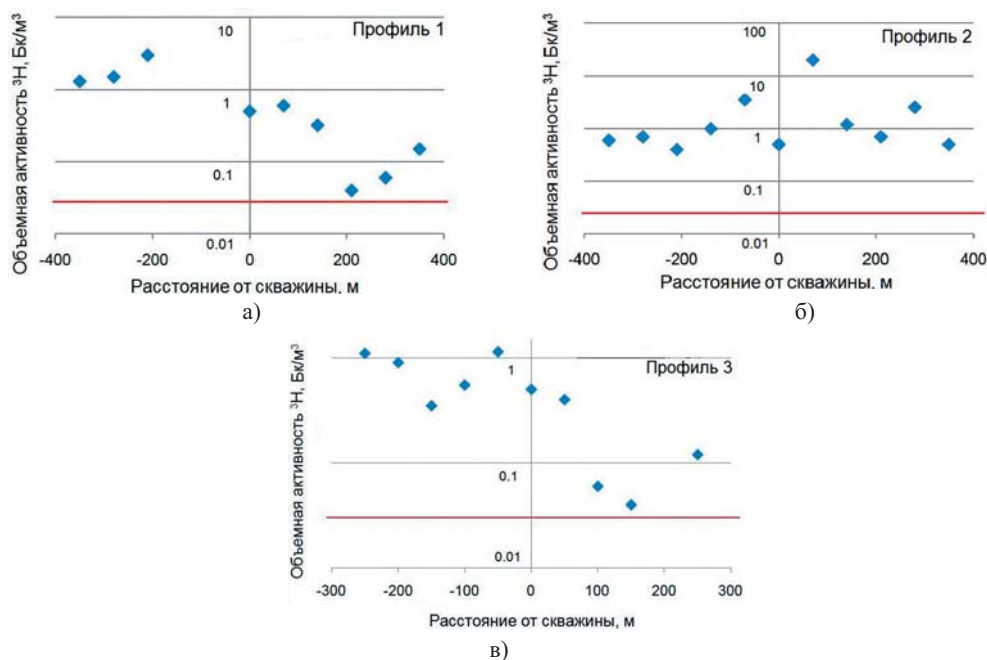


Рисунок 9. Характер распределения ^3H на приустьевом участке скважины 1355 относительно устья по диагональным профилям (а, б) и поперечному профилю (в)

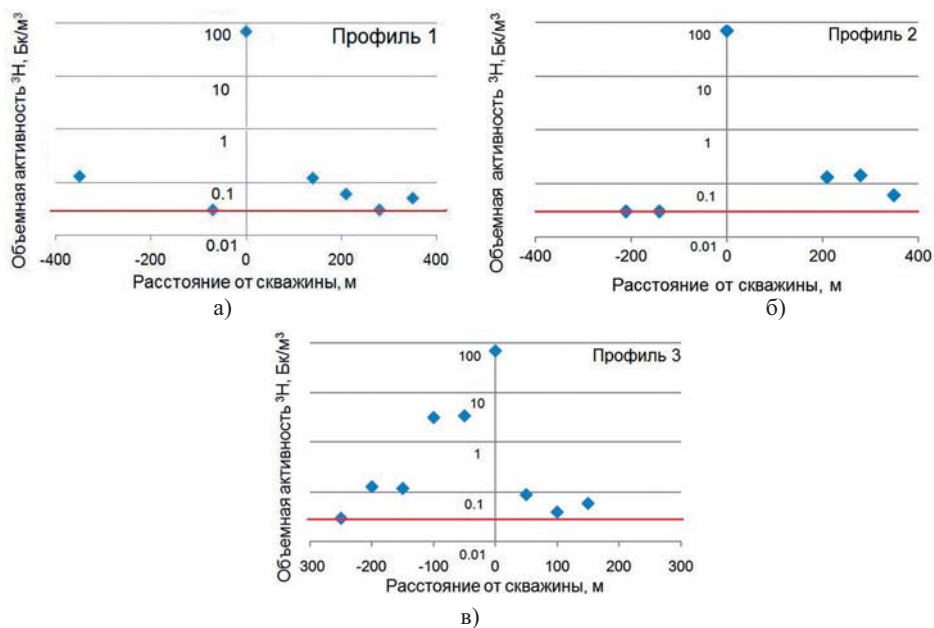


Рисунок 10. Характер распределения ^3H на приустьевом участке скважины 1010 относительно устья по диагональным профилям (а, б) и поперечному профилю (в)

Скважина «Глубокая». В результате проведения исследования приустьевой площадки скважины «Глубокая» было также зафиксировано присутствие трития в «почвенном» воздухе и, как следствие, поступление трития в атмосферу.

В 50 м от воронки скважины в северной части приустьевой площадки концентрация трития составила 5 Бк/м³. Концентрация трития в месте расположения устья скважины составила 0,6 Бк/м³ (рисунок 11).

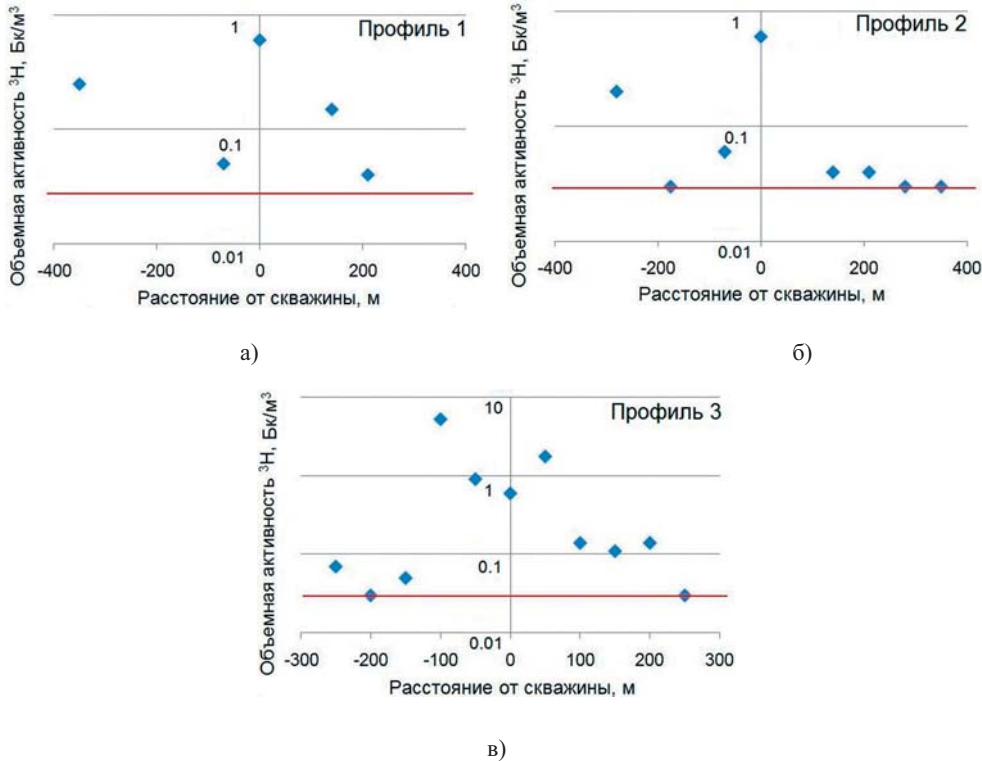


Рисунок 11. Характер распределения ³H на приустьевом участке скважины «Глубокая» относительно устья по диагональным профилям (а, б) и поперечному профилю (в)

Согласно анализу результатов, наибольшие значения содержания трития характерны профилю 3, проходящему с севера на юг исследуемого участка.

Анализ результатов проведенного исследования в целом показал, что на приустьевых участках скважин в настоящий момент активно идет процесс эманации трития с поверхности почвы в атмосферу. При этом не всегда максимальная концентрация трития в воздушной среде территориально приурочена к месторасположению оголовка скважины. В ряде случаев значимые концентрации трития в «почвенном» воздухе были зафиксированы на значительном расстоянии от скважины, составляющем до 200 м.

ВЫВОДЫ

При проведении исследования содержания трития на площадке «Дегелен», где взрывы были проведены в горизонтальных штольнях, значимые значения его содержания в воздушной среде были зафиксированы внутри полостей штолен, на их приустьевых участках, на расстоянии 30 м от портала, а также в зоне максимального разрушения горной породы над полостью ПЯВ на высоте до 500 м. Исследование, проведенное на площадке «Балапан», показало, что процесс эманации трития с поверхности почвы идет и в настоящее время. Тритий был зафиксирован в атмосферном воздухе вблизи расположения устья скважины и в «почвенном» воздухе на различном удалении от него.

Результаты проведенного исследования показали наличие трития в местах расположения ПЯВ и принципиальную возможность его выхода в воздушную среду. Детектируемые значения трития могут быть фиксированы спустя 20 лет после проведения ядерного испытания. Таким образом, исследования, проведенные на территории бывшего СИП, показали возможность применения трития в качестве индикатора мест проведения подземных ядерных испытаний как в случае проведения испытаний в штольнях, так и в случае проведения испытаний в скважинах.

Договор о всеобъемлющем запрещении ядерных испытаний остается одним из важнейших элементов укрепления режима нераспространения ядерного оружия. Результаты, полученные в представленной работе, имеют особое значение при рассмотрении вопросов, касающихся верификации мест проведения ядерных испытаний с точки зрения проведения инспекции на местах.

Согласно полученным данным, метод применения трития в качестве индикатора мест проведения ПЯВ может не только помочь выявить место проведения испытаний, но и доказать факт его проведения, в случае необходимости.

ЛИТЕРАТУРА

1. Ларионова Н.В. Разработка и применение метода оценки загрязнения тритием грунтовых вод по его содержанию в растительном покрове / Н.В. Ларионова, О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, А.О. Айдарханов, С.Б. Субботин // [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 321-331.: ил.- Библиогр.: с. 224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.
2. Байгазинов Ж.А. Экспериментальное исследование особенностей перехода искусственных радионуклидов в органы и ткани овец в условиях СИП / Ж.А.Байгазинов, А.В.Паницкий, С.Н.Лукашенко [и др.]. // [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 355-386.: ил.- Библиогр.: с. 224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.
3. Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета: ISO 9698-1989 /Е/.
4. Методы измерения трития. Рекомендации НКРЗ, США: [пер. с англ.]. - М.: Атомиздат, 1978.

5. Ляхова О.Н. Механизмы формирования тритиевого загрязнения воздушного бассейна в пределах горного массива Дегелен / О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, Н.В. Ларионова // [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 331-354.: ил.- Библиогр.: с. 224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.
6. Егоров Ю.А. Тритий в природно - техногенной среде АЭС - окружающая среда, Региональная экология N1-2,2002 / Ю.А. Егоров. – С. 13.
7. Горбачев В.М. Взаимодействие излучений с ядрами тяжелых элементов и деление ядер: справочник / В.М. Горбачев, Ю.С. Замятин, А.А. Лбов. – Москва: Атомиздат, 1976.
8. “NuclidKarte” Kernforschungszenrum Karlsruhe. – Nov, 1981.
9. IAEA-NDS-CD-05 EXFOR CD-ROM. – Version: 2000, January.
10. Перчук Л.Л. // Соросовский образовательный журнал. – 1997. - №6. – С. 56-63.
11. Кимель Л.Р. Защита от ионизирующих излучений: справочник / Л.Р. Кимель, В.П. Машкович . – Москва: Атомиздат, 1972.
12. Романов Г.Н. Поведение в окружающей среде и биологическое действие трития Проблемы радиоэкологии / Г.Н. Романов. – М.: ВИНТИ, 1983.
13. Ляхова О.Н. «Исследование содержания трития в объектах окружающей среды на территории испытательной площадки Дегелен» / О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, М.А. Умаров, А.О. Айдарханов // Вестник НЯЦ РК. – 2007. – Вып.4. – С.80 – 86.
14. Database of nuclear tests. USSR 1949-1990 [Электронный ресурс] / PHP- Nuke Copyright by Francisco Burzi, 2005 - . – Режим доступа: <http://www.sonicbomb.com>, свободный. – Загл. с экрана.
15. Ядерные испытания СССР / под ред. В.Н. Михайлова. - М., 1997. - 467с.
16. Субботин С.Б. Оценка возможности последствий катастрофического характера на территории площадки «Балапан» / С.Б. Субботин, С.Н.Лукашенко [и др.]. // [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 401-450.: ил.- Библиогр.: с. 224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.

ТРИТИЙ ЯДРОЛЫҚ СЫНАҚТАР ӨТКІЗІЛГЕН ЖЕРЛЕРДІҢ ИНДИКАТОРЫ РЕТІНДЕ

**¹Ляхова О.Н., ¹Лукашенко С.Н., ¹Ларионова Н.В., ¹Субботин С.Б.
²Мульгин С.И., ²Жданов С.В.**

**¹ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Курчатов, Қазақстан
²ҚР ҰЯО Ядролық физика институты, Алматы, Қазақстан**

Қазіргі уақытта, Ядролық қаруды таратпау жөніндегі келісім-шартқа қол қойылғалы бері, ядролық жарылыстар өткізілген жерлерді шынайы верификациялау жайлы мәселе өзекті болып тұр.

Бұл жұмыста, жерасты ядролық жарылыстары өткізілген жерлерді верификациялаудың жаңа әдісін қарастыруда, тритийді индикатор ретінде пайдалану ұсыналады. Ауа ортасындағы тритийдің құрамын толық зерттеу – ССП аумағында орналасқан, «Дегелең» алаңы мен «Балапан» сынақ алаңдарындағы жерасты ядролық сынақтар өткізілген жерлерде жасалды.

Жұмыс барысында, ұңғымалардың сағалары орналасқан жерлерде және штольняның порталында, сонымен қатар ЖЯЖ өткізілген жерлердің сағалық телімдерінде, жарылыстардың эпиорталығы орналасқан аймақтарда – ұңғымалар мен штольнялар орналасқан жеріндегі ауа ортасында тритийдің таралу сипаты мен құрамының деңгейі бойынша деректер келтірілген. Жерасты ядролық жарылыстарының өткізілгендігін нақтылайтын деректі және орнын анықтау мақсатында тритийді пайдалану мүмкіндігі көрсетілді.

Түйін сөздер: ядролық жарылыстар, верификация, «Дегелең» алаңы, «Балапан» алаңы, тритий, атмосфералық ауа, топырақ ауасы, тритиймен ластану, тритийдің таралу сипаты.

TRITIUM AS AN INDICATOR OF VENUES FOR NUCLEAR TESTS

**¹O.N. Lyakhova, ¹S.N. Lukashenko, ¹N.V. Larionova, ¹S.B. Subbotin
²S.I. Mulgin, ²S.V. Zhadanov**

**¹Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan
²Institute of Nuclear Physics NNC RK, Almaty, Kazakhstan**

Currently, due to the existence of the Treaty on the Non-proliferation of Nuclear Weapons there is a highly topical issue of accurate verification of nuclear explosions locations.

This paper proposes to consider radically new method for verification of underground nuclear explosions locations - the use of tritium as an indicator. Detailed studies of the tritium content in the air were carried in the locations of underground nuclear tests - «Balapan» test site and «Degelen» test site located in STS.

The paper presents data on the levels and nature of the distribution of tritium in the air at the location of the tunnels and boreholes - in the areas of the epicentre, in the locations of wellheads and tunnel portals, as well as in estuarine areas of the venues of the UNE. The paper also shows the possibility of using the tritium to determine the locations and confirmation of underground nuclear explosions.

Key words: nuclear testing, verification, Degelen site, Balapan site, tritium, atmospheric air, soil air, tritium contamination, distribution of tritium.

УДК 577.391:577.4:504.74:636.32/.38:539.16

**ТРАНСУРАНОВЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ОРГАНИЗМЕ
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЖИВОТНЫХ ПРИ ИХ РАЗВЕДЕНИИ
В УСЛОВИЯХ ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ПЛОЩАДКИ «ДЕГЕЛЕН»**

¹Паницкий А.В., ¹Байгазинов Ж.А., ¹Лукашенко С.Н., ²Коваль А.П.

**¹Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан**

²Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы, Казахстан

В статье представлены результаты натурных исследований с овцами, проведенных на радиоактивно-загрязненной территории площадки «Дегелен» бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП). В результате работ определен характер распределения трансурановых радионуклидов в организме исследуемых животных. Получены коэффициенты перехода ²⁴¹Am и ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в продукцию животноводства (баранину), необходимые для прогноза концентраций этих радионуклидов при оценке возможности передачи территорий СИП в хозяйственное пользование.

Ключевые слова: коэффициент перехода (Кп), овцы, сельскохозяйственная продукция, кумыс, Семипалатинский испытательный полигон (СИП), трансурановые элементы, плутоний – 239+240 (²³⁹⁺²⁴⁰Pu), америций-241 (²⁴¹Am).

ВВЕДЕНИЕ

Данные исследования проведены в рамках этапа 01.01.01. «Исследование экосистем, подверженных влиянию радиоактивно-загрязненных водотоков» задания 01.01. «Изучение современного состояния и последствий деятельности объектов атомной энергетики Семипалатинского полигона на окружающую среду» научно-технической программы 004 «Прикладные научные исследования технологического характера в области топливно-энергетического комплекса, нефтехимии и минеральных ресурсов», мероприятия 1 «Реализация научно-технической программы развития атомной энергетики в Республике Казахстан» на 2009–2011 гг.

В настоящее время проводятся комплексные исследования возможности передачи некоторых территорий СИП в хозяйственный оборот. Однако для полной оценки безопасности возможных для передачи территорий не хватает экспериментальных величин, необходимых для прогноза возможных концентраций радионуклидов в сельскохозяйственной продукции в случае их получения на исследуемой территории. Имеющиеся в базе данных МАГАТЭ величины получены по результатам исследований, проведенных на территориях, расположенных в отличающихся от территории СИП природных условиях, и имеющих совершенно другой характер радионуклидного загрязнения, обусловленный, как правило, различными радиационными авариями. В литературе отсутствуют данные о коэффициентах перехода в традиционную для региона сельскохозяйственную продукцию, такую как конина и кумыс, которые занимают важное место в продуктовой корзине питания для местного населения. Также практически отсутствуют коэффициенты перехода трансурановых радионуклидов ²³⁹⁺²⁴⁰Pu и ²⁴¹Am

в сельскохозяйственную продукцию как растительного, так и животного происхождения. Проведение исследований на «экспериментальных фермерских хозяйствах», направленных на получение прогнозных величин перехода радионуклидов в продукцию животноводства, имеют большую практическую значимость для оценки дозовых нагрузок на население, проживающее на территории СИП и прилегающих территориях.

С учетом роста активности ^{241}Am за счет распада ^{241}Pu , а также значений периодов полураспада трансурановых элементов в долгосрочной перспективе (сотни лет), значимость этих радионуклидов в формировании параметров радиационной обстановки на территории СИП и близлежащих районов будет возрастать.

В настоящее время все еще не решены вопросы количественного перехода трансурановых элементов в продукты животноводства в зависимости от сроков и форм поступления их в организм животных. В мире имеются лишь единичные работы, связанные с изучением перехода плутония и америция, основные результаты которых внесены в базу данных МАГАТЭ [1], часть из них представлены в таблице 1.

Таблица 1.

Коэффициенты перехода радионуклидов в мышечную ткань овец

Радионуклид	min	max	всего работ
Pu	$2,0 \times 10^{-5}$	$8,5 \times 10^{-5}$	2
Am	$4,8 \times 10^{-4}$		1

1. МЕТОДЫ И МАТЕРИАЛЫ

Место проведения исследования. Исследования проведены на опытно-экспериментальной площадке (ОЭП) «Дегелен», расположенной в южной части бывшего СИП. Для проведения исследования была выбрана штольня №177 с водопроявлением, образованным грунтовыми водами, вытекающими из котловой полости штольни [2], тем самым формируя радиоактивное загрязнение компонентов окружающей среды почвы, воды, растительности и воздуха. Участок выбран как один из наиболее загрязненных трансурановыми радионуклидами $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am .

Объекты исследований. В качестве исследуемых животных использовались овцы казахской курдючной грубошерстной породы («Едильбаевская»). Все животные были схожи по клиническому состоянию и экстерьерно-конституциональным данным.

Выбор объекта и места исследования обоснован тем, что овцеводство является основным видом сельскохозяйственной деятельности данного региона и тем, что вблизи ОЭП «Дегелен» расположено наибольшее количество хозяйств, занимающихся животноводством на территории СИП [3] (рисунок 1).

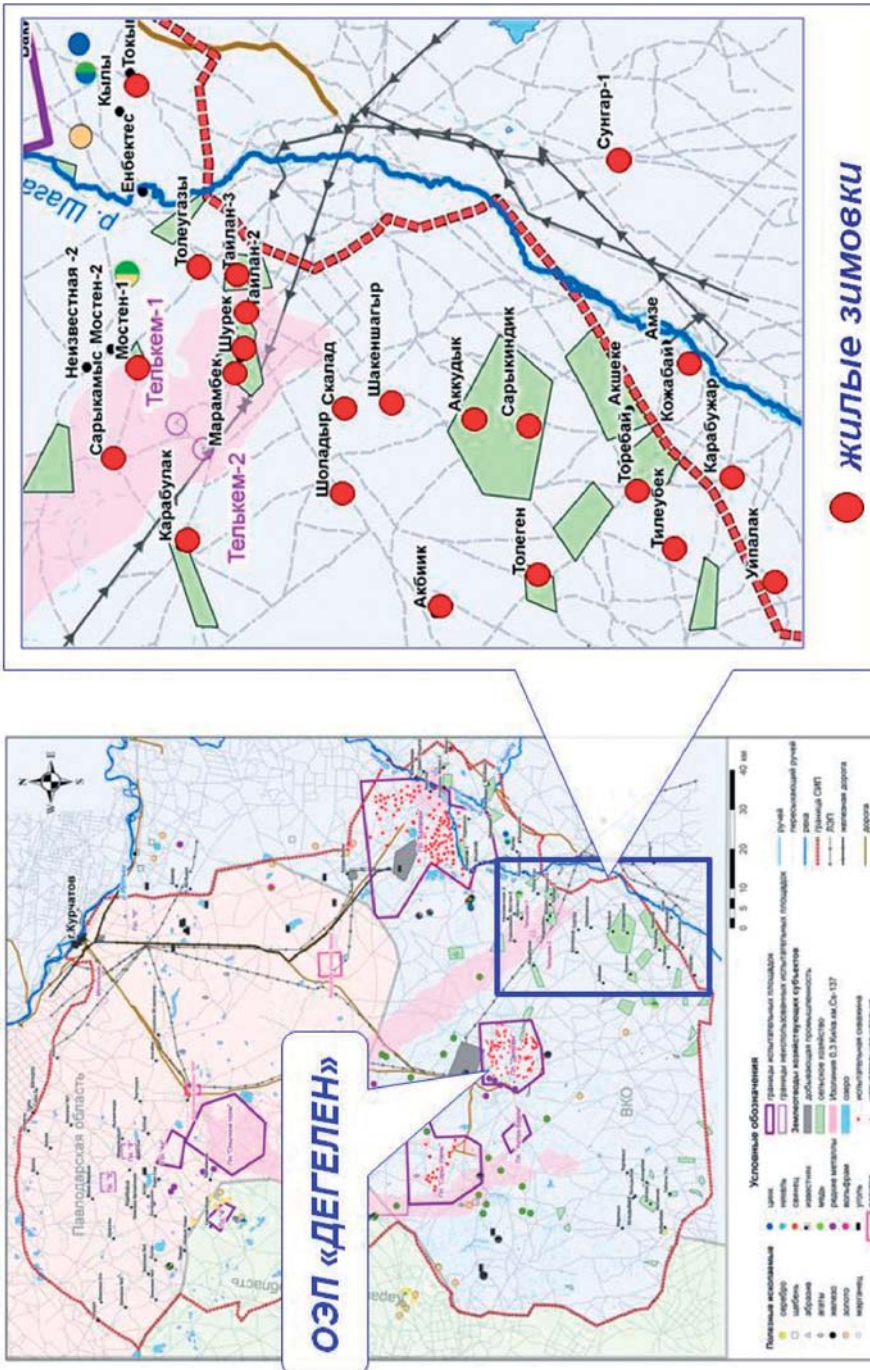


Рисунок 1. Жилые зимовки, расположенные в юго-западной части СИП

Схема проведения исследований. Исследования проводили в условиях стойлового содержания в районе штольни №177. Животные размещались в загоне (4×4 м) с выгульной площадкой (10×10 м) для обеспечения полноценного моциона. Животные были разбиты на две группы (группа 1 и группа 2) по условиям поступления радионуклидов в организм. Животным первой и второй групп скармливался радиоактивно-загрязненный корм (2 кг/сут) и выпаивалась радиоактивно-загрязненная вода (0,9–1,0 л/сут). Животным второй группы в рацион была включена радиоактивно-загрязненная почва в количестве 50 г в сутки. Сроки постановки на эксперимент определены схемой эксперимента и составили 7, 14, 28, 56, 112 суток. После окончания срока выпаса животные забивались с отбором проб тканей (мышечной, костной и кожной) и органов (сердце, печень, легкие, почки) на радионуклидные анализы.

При постановке экспериментальных работ с животными применялись примерные схемы научных опытов, основанные на принципах групп-периодов и пар-аналогов [4]. Для оценки общего физического состояния животных проводился их еженедельный клинический осмотр. Подкормка концентрированными и другими видами кормов не осуществлялась.

Растительность скашивали вдоль берегов радиоактивно-загрязненного ручья (до 180–200 м от начала русла, вытекающего из штольни №177, на расстоянии 2-х метров от русла водотока). Воду, предназначенную для поения, отбирали с начала русла водотока, вытекающего из-под навала, на штольне №177. Почва, используемая для добавления в рацион животных, также отобрана у берегов водотока в интервале 0–15 см, очищена от дернины, просеяна через сито размером ячеек 1 мм и тщательно гомогенизирована.

Радионуклидные анализы. Лабораторные анализы на содержание радионуклидов в пробах окружающей среды проводились в соответствии с методическими указаниями на поверенной лабораторной аппаратуре. Концентрацию ^{241}Am определяли по [5], содержание $^{239+240}\text{Pu}$ – радиохимическим методом [6, 7].

Анализ проб воды. Проводился отбор аликвоты образца объемом 500 мл с последующим внесением в нее изотопной метки ^{242}Pu аттестованной активности. Далее проводилось радиохимическое выделение $^{239+240}\text{Pu}$ и определение его содержания в воде.

Анализ проб растений и почвы. Анализы по измерению удельной активности радионуклидов в пробах почвы и растений (непромытых) проводились в соответствии со стандартными методическими указаниями на поверенной лабораторной аппаратуре. Определение удельной активности радионуклида ^{241}Am проводилось на гамма-спектрометре Canberra GX-2020, $^{239+240}\text{Pu}$ определяли радиохимическим выделением с последующим измерением на альфа-спектрометре Canberra. Предел обнаружения по ^{241}Am составлял 0,3 Бк/кг (для проб растений) и 1 Бк/кг (для проб почвы), по $^{239+240}\text{Pu}$ – 0,1 Бк/кг и 1 Бк/кг, соответственно, Погрешность измерений для ^{241}Am не превышала 10–20 %, $^{239+240}\text{Pu}$ – 30%.

Подготовка кожной ткани. Шкуры выдерживали при комнатной температуре в помещении лаборатории в течение 7–8 дней для процесса квашения (развития гнилостных бактерий). После чего производилась очистка волосяного покрова (отделение шерсти от кожи). Очищенная кожа отмывалась от грязи, крови, лимфы, склеивающих волокнистую структуру дермы, водой комнатной температуры. Промытая кожа очищалась от подкожного жирового слоя, мускульного слоя и подкожной клетчатки при

помощи скальпеля. После очистки кожу промывали дистиллированной водой 3 раза и заворачивали в чистую сухую марлевую ткань для просушивания. Затем кожу высушивали при температуре 250 °С в течение 96 часов, после этого истирали на мельнице и далее помещали во взвешенный стакан для измерения на γ -спектрометре.

Подготовка волосяного покрова (шерсти). В течение 2-4 часов шерсть овчины отмачивали в растворе моющего средства, а затем промывали 3 раза по 20 минут проточной водой, после чего ополаскивали дистиллированной водой 2 раза. Затем высушивали при температуре 85 °С в сушильном шкафу. После высушивания шерсть при необходимости очищалась от инородных частиц. Затем шерсть растворяли в концентрированной азотной кислоте до полного разложения и уже раствор передавали на γ -спектрометрический анализ.

Подготовка «мягких» тканей и органов. Внутренние органы и мышечную ткань тщательно измельчали в пастообразное состояние, помещали в предварительно взвешенный пластиковый стакан, взвешивали на весах и определяли массу пробы, геометрические параметры образца (высоту, диаметр) и измеряли образец на γ -спектрометре. Радиохимическое разложение биологических образцов на определение содержания изотопов плутония проводили посредством разложения в азотной кислоте, сжигания в муфельной печи, перевода золы в раствор. Из полученного раствора в соответствии с методикой [3] проводилось осаждение изотопов плутония на мембранных фильтрах и полученные источники альфа-излучения анализировались в соответствии с методикой [7].

Гамма-спектрометрические исследования биопроб. Для определения содержания гамма-излучающего радионуклида ^{241}Am в пробах биологических объектов использовались гамма-спектрометрические установки с планарным (BE 2020) германиевым детектором фирмы “Canberra”. Пределы обнаружения рассчитывались исходя из геометрии приготовленного препарата, времени измерений и составили $< 0,2$ Бк/кг.

Для энергетической калибровки спектрометров использовался комплект стандартных γ -источников (ОСИ), для калибровки геометрий использовались объемные мера активности специального назначения (ОМАСН), содержащие следующие радионуклиды: ^{40}K , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{232}Th , ^{241}Am .

Измерения проводились в соответствии с методикой выполнения измерений на гамма-спектрометре №5.06.001.98 РК [5].

Альфа-спектрометрические исследования биопроб. Определение содержания $^{239+240}\text{Pu}$ в пробах биологического происхождения (органах и тканях овец) проводилось на альфа-спектрометре “Alpha Analyst” фирмы “Canberra”. В пробах из 20 г, приготовленных из органов овец, предел измерений составил по $^{239+240}\text{Pu} < 0,1$ Бк/кг.

Оценка содержания радионуклидов в растительном корме, воде и почве

Для оценки концентрации радионуклидов в растительном корме в течение каждой недели ежедневно из суточной массы радиоактивно-загрязненного корма отбиралось по 300 г растительности, из которой формировалась проба растительности массой 2,1 кг (300 г $\times$ 7 дней), в которой определялся радионуклидный состав. Растения передавались на радиохимические анализы и анализировались без промывания. В итоге, получены результаты по содержанию радионуклидов в растительном корме за каждый недельный период (16 недель) эксперимента (таблица 2).

Таблица 2.

**Содержание радионуклидов в растениях,
используемых для кормления экспериментальных животных**

№	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг	
	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
1	<1,4	20±2
2	11±4	26±2
3	<1,4	25±3
4	<1,2	7±2
5	<1,3	0,5±0,2
6	<1,2	0,8±0,2
7	<1,2	5±1
8	<1,2	30±10
9	5±2,5	8±1
10	<1,2	5±1
11	<1,4	6±1
12	<1,3	40±8
13	<1,3	4±1
14	<1,2	10±1
15	12±2	0,9±0,4
16	<1,2	20±2
Среднее	2,8	13

Значения удельной активности ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в растительном корме изменялись в пределах 0,5 – 30 Бк/кг (таблица 2).

На основании проб растительности, характеризующих недельные этапы эксперимента, рассчитано среднесуточное поступление для каждого животного с учетом недельной динамики (таблица 4).

Активность ²⁴¹Am во всех пробах была меньше 1,4 Бк/кг, лишь в трех пробах составила 5, 11 и 12 Бк/кг. При расчете среднеарифметического значения принимали нижний предел обнаружения за значимый результат. Таким образом, среднее арифметическое значение составило 2,8 Бк/кг.

Удельная активность ²⁴¹Am во всех пробах воды, вытекающей из штольни №177, меньше 1,5 Бк/кг, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu – в пределах <0,001-2,14 Бк/кг. Среднее арифметическое значение составило 0,8 Бк/кг (таблица 3).

Таблица 3.

**Содержание радионуклидов в воде и почве, используемых
в рационе экспериментальных животных**

№	Удельная активность радионуклидов, Бк/кг			
	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	²⁴¹ Am	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu
	вода		почва	
1	<1,5	2,14±0,26	900±30	11650±185
2	<1,5	0,08±0,03	1080±30	10000±150
3	<1,5	0,14±0,001	870±30	16200±90
Сред.	<1,5	0,8	950	12550

Результаты γ -спектрометрического и радиохимического анализа проб почв показали, что удельная активность радионуклидов ^{241}Am и $^{239+240}\text{Pu}$, в среднем, составляет 950 и 12600 Бк/кг, соответственно (таблица 3).

Оценка среднесуточного поступления радионуклидов в организм экспериментальных животных

На основании данных о концентрации радионуклидов в растениях, воде и почве было рассчитано среднесуточное поступление радионуклидов в организм животных. В таблице 4 представлено среднесуточное поступление радионуклидов в организм животных 1 и 2 групп.

Таблица 4.

Суточное поступление радионуклидов в группе № 1 и группе № 2

Поступление $^{239+240}\text{Pu}$, Бк	Срок эксперимента, суток									
	Группа 1					Группа 2				
	7	14	28	56	112	7	14	28	56	112
Суточное поступление с водой	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Суточное поступление с кормом	60,0	69,0	58,5	42,9	39,0	60,0	69,0	58,5	42,9	39,0
Суточное поступление с почвой	-	-	-	-	-	627,5	627,5	627,5	627,5	627,5
Среднесуточное поступление	60,8	69,8	59,3	43,7	39,8	688,3	697,3	686,8	671,2	667,3
Поступление ^{241}Am , Бк	Срок эксперимента, суток									
	Группа 1					Группа 2				
	7	14	28	56	112	7	14	28	56	112
Суточное поступление с водой	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5	<1,5
Суточное поступление с кормом	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4	8,4
Суточное поступление с почвой	-	-	-	-	-	50	50	50	50	50
Среднесуточное поступление	8,4					58,4				

Таким образом, на основании расчета суточного поступления радионуклидов в организм овец группы 1 можно утверждать, что основная доля $^{239+240}\text{Pu}$ поступает с растительным кормом. Вклад воды не превышает 3 % (рисунок 2).

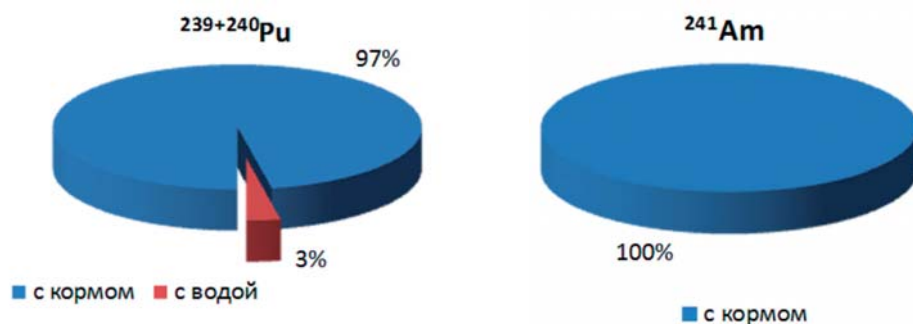


Рисунок 2. Вклад воды, корма и почвы в суточное поступление радионуклидов в группе 1

На основании расчета суточного поступления радионуклидов в организм овец группы 2 определено, что основная доля $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am поступает с почвой, а вклад корма и воды в суточное поступление радионуклидов не превышает 13 % (рисунок 3).

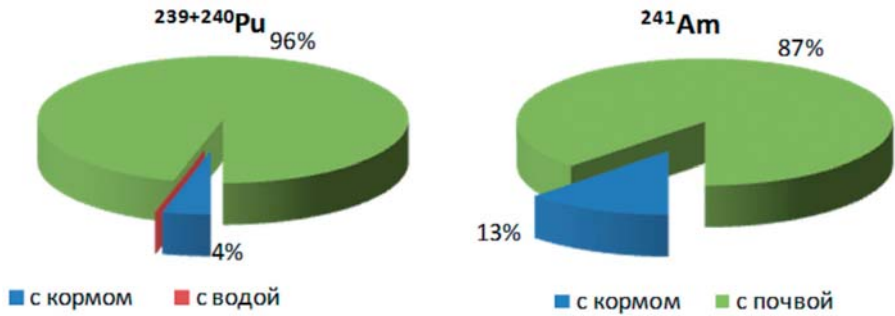


Рисунок 3. Вклад воды, корма и почвы в суточное поступление радионуклидов в группе 2

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Исследование особенностей перехода $^{239+240}\text{Pu}$ в организм овец

Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в организме опытных животных. В таблице 5 представлены данные удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в органах и тканях овец при различных сроках его поступления с различными компонентами окружающей среды.

Таблица 5.

Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в органах и тканях овец при различных сроках его поступления с различными компонентами окружающей среды

Органы и ткани	При среднесуточном поступлении с кормом и водой (группа 1)					При среднесуточном поступлении с кормом, водой и почвой (группа 2)				
	Количество дней содержания, сутки					Количество дней содержания, сутки				
	7	14	28	56	112	7	14	28	56	112
	Удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ в органах, Бк/кг									
сердце	< 0,019	< 0,013	< 0,015	< 0,024	0,0220	< 0,014	0,0380	< 0,015	0,0140	0,0120
печень	< 0,007	0,0130	0,1120	-	0,1390	0,0900	0,3670	0,4600	0,9090	-
почки	< 0,028	< 0,023	< 0,024	0,0580	0,0740	0,0490	0,1330	0,0910	0,1380	0,1210
легкие	0,0170	< 0,007	-	0,0260	0,0110	0,0230	-	0,0230	0,0300	0,0430
селезенка	< 0,022	< 0,096	< 0,065	< 0,071	0,0650	< 0,033	0,0790	< 0,035	0,0720	0,2570
мышцы	< 0,0048	0,0051	0,0069	0,0070	0,0031	0,0049	0,0125	0,0084	0,0162	0,0025
кожа	0,1560	0,0550	0,0440	0,0500	0,0850	0,2390	0,1860	0,2590	0,0650	0,2220
шерсть	0,6000	0,6900	0,1100	0,2700	0,4900	1,3600	2,1900	2,0	1,99	2,20

Наибольшая удельная активность $^{239+240}\text{Pu}$ отмечена в шерсти, независимо от сроков кормления и составляющих рациона. Как и следовало ожидать, по результатам исследования основные концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ в «мягких» органах были зафиксированы в печени. Активности других органов относительно печени в 2-3 раза меньше.

Распределение $^{239+240}\text{Pu}$ в организме овец. Максимальные концентрации радионуклидов зафиксированы в шерстной ткани. Достаточно ровные значения удельной активности $^{239+240}\text{Pu}$ в пределах каждой группы исключают возможность некачественного промывания шерсти. Максимальные содержания радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в шерстной ткани, отмеченные для всех экспериментальных животных в каждой группе, говорят о возможности делать оценочные прогнозы присутствия радионуклида $^{239+240}\text{Pu}$ в других тканях по его наличию или отсутствию в шерсти. При этом отпадает необходимость забоя животного для отбора образцов. Отношение удельной активности в шерсти к удельным активностям тканей и органов хорошо демонстрирует эту возможность. В таблице 6 приведены средние значения отношений удельной активности в шерсти к удельным активностям тканей и органов экспериментальных животных.

Таблица 6.

Отношение удельной активности в шерсти к удельным активностям тканей и органов

Вид органа или ткани	Уд. активность в шерсти / уд. активность тканей и органов
сердце	75,0
печень	11,3
почки	10,2
легкие	41,3
селезенка	14,4
мышцы	187,8
кожа	9,1

Распределение $^{239+240}\text{Pu}$ в органах и тканях овец после 112 суток поступления с кормом и водой, приведенное в виде относительной концентрации в тканях и органах выраженной в процентах от суточного поступления, представлено в таблице 7.

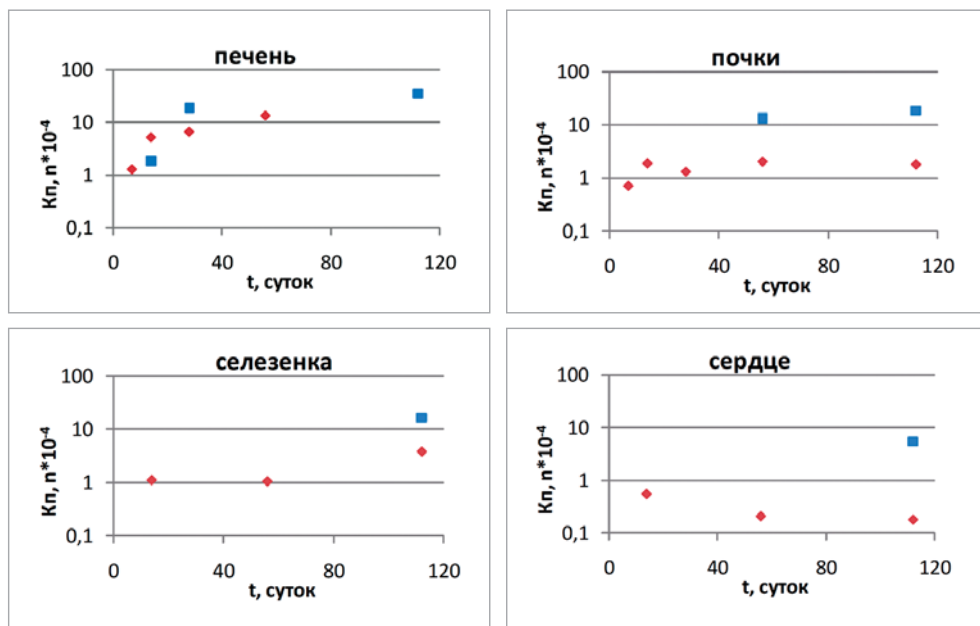
Таблица 7.

Распределение $^{239+240}\text{Pu}$ в органах и тканях овец после 112 суток поступления, выраженное в процентах от суточного поступления

Органы и ткани	Относительная концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ в органах и тканях, %		Относительная концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ в группе 1 / относительная концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ в группе 2
	при поступлении с кормом и водой (группа 1)	при поступлении с кормом, водой и почвой (группа 2)	
сердце	0,055	0,002	27,5
печень	0,349	-	-
почки	0,186	0,018	10,3
легкие	0,028	0,006	4,7
селезенка	0,163	0,039	4,2
мышцы	0,008	0,0004	20
кожа	0,214	0,033	6,5
шерсть	1,231	0,330	3,7
среднее	0,25	0,053	11

Данные, приведенные в таблице 7, и отношения относительных концентраций $^{239+240}\text{Pu}$ при поступлении с кормом и водой к относительным концентрациям $^{239+240}\text{Pu}$ при поступлении с кормом, водой и почвой показывают, что $^{239+240}\text{Pu}$, поступивший с кормом и водой, усваивается лучше, чем $^{239+240}\text{Pu}$, поступающий с почвой, в среднем на порядок. Возможно, это связано с тем, что в растениях содержится $^{239+240}\text{Pu}$, который находится в подвижной или обменной форме, то есть в формах, легкодоступных для растений, следовательно, легкоусвояемых. В почве основной процент фиксируемого $^{239+240}\text{Pu}$, учитываемого при расчете среднесуточного поступления, может находиться в прочносвязанной, то есть недоступной для растений форме. С этим может быть связан низкий процент перехода $^{239+240}\text{Pu}$, поступающего с почвой.

Особенность перехода $^{239+240}\text{Pu}$ при различных условиях и сроках поступления. На рисунке 4 представлены коэффициенты перехода (K_p) $^{239+240}\text{Pu}$ в кожную, шерстную и мышечную ткани, печень, легкие, почки, сердце, селезенку овец групп 1 и 2, которых кормили различными компонентами окружающей среды экосистем водотоков из штолен ОЭП «Дегелен». Результаты эксперимента показали, что в условиях длительного ежедневного поступления $^{239+240}\text{Pu}$ в организм овец с различными компонентами окружающей среды, концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ в органах не увеличивается, и процесс накопления не зависит от сроков поступления. Лишь в печени отмечена положительная динамика накопления, где в более ранние сроки переход $^{239+240}\text{Pu}$ проходит интенсивнее с последующим снижением темпа его накопления до равновесного состояния (рисунок 4).



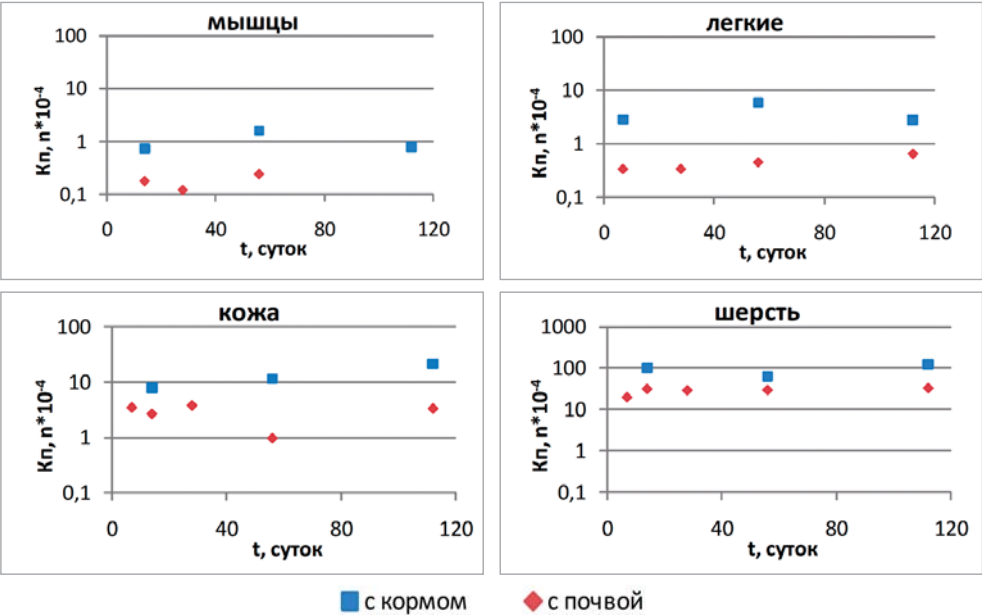


Рисунок 4. Динамика перехода $^{239+240}\text{Pu}$ в органы и ткани овец (группы 1. и 2.)

Диапазон коэффициентов перехода $^{239+240}\text{Pu}$, полученных в ходе исследований, и их средние значения представлены в таблице 8.

Таблица 8.

Коэффициенты перехода $^{239+240}\text{Pu}$ в ткани и органы экспериментальных животных

Органы и ткани	При поступлении с кормом и водой, $\times 10^{-3}$				При поступлении с кормом, водой и почвой, $\times 10^{-3}$			
	max	min	Всего значений	сред.	max	min	Всего значений	сред.
сердце	0,55		1	0,55	0,05	0,02	3	0,03
печень	3,49	0,19	3	1,85	1,35	0,13	4	0,67
почки	1,86	1,33	2	1,59	0,21	0,07	5	0,16
легкие	0,59	0,28	3	0,38	0,06	0,03	4	0,04
селезенка	1,63		1	1,63	0,39	0,11	3	0,20
мыш.тк.	0,16	0,07	4	0,11	0,02	0,004	5	0,01
кожа	2,57	0,74	5	1,48	0,38	0,10	5	0,28
шерсть	12,3	1,86	5	8,02	3,30	1,98	5	2,86

Видно, что критическим органом при оценке возможного поступления $^{239+240}\text{Pu}$ с продукцией овцеводства является печень, это необходимо учитывать при регламентировании содержания данного радионуклида в суточном рационе овец.

В наших исследованиях общую активность тканей и органов животных группы 2 можно рассчитать следующим образом:

$$A_{\text{орган.}} = C_{\text{корм}} \times K_{\text{п}}_{\text{корм}} + C_{\text{почва}} \times K_{\text{п}}_{\text{почва}} \quad (1)$$

где: $A_{\text{орган}}$ – активность органа или ткани; $C_{\text{корм}}$ – среднесуточное поступление с рационом; $K_{\text{п}}_{\text{корм}}$ – коэффициент перехода из корма; $C_{\text{почва}}$ – среднесуточное поступление с почвой; $K_{\text{п}}_{\text{почва}}$ – коэффициент перехода из почвы.

Опираясь на уравнение (1), используя полученные в ходе исследования данные, можно рассчитать $K_{\text{п}}$ из почвы в ткани и органы животных по следующему отношению:

$$K_{\text{п}}_{\text{почва}} = \frac{A_{\text{орган}} - C_{\text{корм}} \times K_{\text{п}}_{\text{корм}}}{C_{\text{почва}}} \quad (2)$$

Исходя из этих соображений, получены следующие значения $K_{\text{п}}$ радионуклидов из почвы (таблица 9).

Таблица 9.

Оценочные коэффициенты перехода $^{239+240}\text{Pu}$ из почвы в ткани и органы экспериментальных животных группы 2

Органы и ткани	Средние $K_{\text{п}}$ при поступлении с кормом и водой, $\times 10^{-3}$	Оценочные $K_{\text{п}}$ при поступлении с почвой, $\times 10^{-3}$
сердце	0,55	-
печень	1,85	0,54
почки	1,59	0,059
легкие	0,38	0,02
селезенка	1,63	0,10
мыш. тк.	0,11	0,005
кожа	1,48	0,17
шерсть	8,02	2,22

Полученные оценочные $K_{\text{п}}$ из почвы в ткани и органы животных группы 2 на 1-2 порядка меньше средних $K_{\text{п}}$ радионуклидов с кормом и водой, что необходимо учитывать при проведении оценки возможных концентраций радионуклидов в сельскохозяйственной продукции при ее получении на радиоактивно-загрязненной территории.

2.2. Исследование особенностей перехода ^{241}Am в организм овец

Содержание ^{241}Am в организме опытных животных. В таблице 10 представлены данные по удельной активности радионуклидов в органах овец при различных сроках поступления ^{241}Am с различными компонентами окружающей среды.

Таблица 10.

Удельная активность ^{241}Am в органах и тканях овец при различных сроках его поступления с различными компонентами окружающей среды

Органы и ткани	Среднесуточное поступление с кормом и водой 8,4 Бк					Среднесуточное поступление с кормом, водой и почвой 58,4 Бк				
	количество дней содержания, сутки					количество дней содержания, сутки				
	7	14	28	56	112	7	14	28	56	112
	Активность органов, Бк/кг									
сердце	< 0,36	< 0,19	0,46	< 0,23	< 0,21	0,42	0,34	0,54	0,32	< 0,27
печень	< 0,38	нет	< 0,28	0,58	< 0,28	< 0,21	< 0,34	0,56	< 0,26	0,42
почки	< 0,43	< 0,21	< 0,23	< 0,25	< 0,27	0,56	0,57	< 0,24	< 0,25	< 0,32
легкие	< 0,39	нет	0,32	< 0,27	0,30	нет	0,45	0,29	< 0,28	< 0,30
селезенка	0,48	< 0,56	0,74	< 0,41	< 0,46	< 0,30	0,68	0,32	0,29	< 0,51
мышцы	< 0,42	нет	< 0,26	< 0,26	0,32	0,33	< 0,25	< 0,23	< 0,27	< 0,24
кожа	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
шерсть	нет	нет	нет	нет	нет	нет	нет	нет	нет	нет

В большинстве случаев удельная активность ^{241}Am в органах и мышечной ткани была ниже предела обнаружения. Не установлено какого-либо органа, депонирующего ^{241}Am , что связано с низкими концентрациями радионуклида, поступившего в организм. Анализ результатов показывает, что зафиксированные количественные значения связаны с погрешностью аппаратуры. Таким образом, имеющиеся данные позволяют дать лишь оценку максимально возможных Кп ^{241}Am в органы и ткани овец. Оценочные Кп ^{241}Am в органы и ткани овец представлены в таблице 11.

Таблица 11.

Оценочные коэффициенты перехода ^{241}Am в органы и ткани овец

Органы и ткани	При поступлении с кормом и водой, $\times 10^{-3}$		При поступлении с кормом, водой и почвой, $\times 10^{-3}$	
	Кп	Всего значений	Кп	Всего значений
сердце	<54,8	5	<9,3	5
печень	<69,1	4	<9,6	5
почки	-*	-	<9,8	4
легкие	<38,1	5	<7,7	5
селезенка	<88,1	4	<11,6	5
мыш.тк.	<38,1	5	<5,7	5
Примечание: «-» данных нет				

2.3. Оценка допустимого содержания трансурановых радионуклидов в рационе овец

На основании полученных величин, характеризующих переход радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , возможен расчет допустимого суточного поступления этих радионуклидов с рационом. Однако допустимые уровни содержания этих радионуклидов в пищевых продуктах не регламентируются ни одним документом. Содержание радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в пищевых продуктах не нормируется, однако, ввиду того что в НРБ-99 (Приложение П-2) предел годового поступления с пищей для населения на порядок меньше, чем аналогичная величина для ^{90}Sr ($^{239+240}\text{Pu} - 2,4 \cdot 10^3$ Бк/год, $^{241}\text{Am} - 2,7 \cdot 10^3$ Бк/год, $^{90}\text{Sr} - 1,3 \cdot 10^4$ Бк/год) и с учетом их большой радиотоксичности, можно предположить, что допустимые уровни по ним будут на порядок меньше, чем по ^{90}Sr [8]. Таким образом, согласно СанПиН 4.01.071.03 [9] допустимое содержание ^{90}Sr в мясе домашних животных 50 Бк/кг. Следовательно, за допустимое содержание $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в мясе домашних животных можно принять 5 Бк/кг. Эту же величину можно принять и для других внутренних органов (печень, почки и т.д.)

Предел содержания радионуклидов в рационе овец (ПДС) можно определить из соотношения:

$$\text{ПДС} = \text{ДУА} / \text{Кп}, \quad (3)$$

где: ДУА – допустимая удельная активность радионуклида в сельскохозяйственной продукции; Кп – коэффициент перехода радионуклидов.

Так как критическим органом по отношению к другим потребляемым в пищу тканям и органам является печень, в расчете используются максимальные Кп радионуклидов из рациона в печень. Для $^{239+240}\text{Pu}$ Кп в печень составляет $3,5 \cdot 10^3$, для $^{241}\text{Am} - < 6,9 \cdot 10^{-2}$.

Исходя из приведенных данных, допустимые уровни содержания трансурановых радионуклидов в суточном рационе при длительном кормлении будут составлять: для $^{239+240}\text{Pu} - 1430$ Бк/сут., для $^{241}\text{Am} - < 72$ Бк/сут. Это означает, что при норме потребления растительного корма на данном типе пастбища в 3 кг удельная активность в растениях не должна превышать 476,6 Бк/кг для $^{239+240}\text{Pu}$ и 24 Бк/кг для ^{241}Am .

В целом, если не брать за критический орган печень, можно оценить содержание радионуклидов в суточном рационе для получения каждого вида продукции в соответствии с нормами (таблица 12). Также на основании рассчитанных допустимых удельных активностей растений и коэффициентов перехода радионуклидов, рассчитанных ранее для разнотравья площадки «Дегелен» [10], легко рассчитать допустимую удельную активность почвы для пастбищ лугового типа, превышение которых повлечет превышение норм в продукции овцеводства (таблица 12).

В таблице приведены результаты для всех органов, потребляемых в пищу, однако, как сказано ранее, критическим органом является печень, поэтому нужно использовать результаты, полученные для печени.

Таблица 12.

Допустимые значения содержания радионуклидов в рационе овец для различных видов продукции

Вид органа	Допустимые уровни					
	активности радионуклидов в рационе овец, Бк/сутки		удельной активности растений, Бк/кг		удельной активности почвы пастбища, Бк/кг	
	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am	$^{239+240}\text{Pu}$	^{241}Am
сердце	9050	<91	3020	30	$5,46 \cdot 10^6$	$<5,56 \cdot 10^2$
печень	1430	<72	480	25	$1,37 \cdot 10^5$	$<3,50 \cdot 10^2$
почки	2690	<520	896	170	$4,82 \cdot 10^5$	$<1,78 \cdot 10^4$
легкие	8400	<130	2800	43	$4,71 \cdot 10^6$	$<1,15 \cdot 10^3$
селезенка	3060	<60	1020	20	$6,25 \cdot 10^5$	$<2,15 \cdot 10^2$
мышцы	31200	<130	10400	43	$6,49 \cdot 10^7$	$<1,15 \cdot 10^3$

Значения удельной активности в почве, приведенные в таблице 12, локализованы в местах непосредственного проведения испытаний ядерного оружия. Это технологические площадки «П-2», «П-7» испытательной площадки «Опытное поле», приустьевые участки штолен с водопроявлениями площадки «Дегелен». Таким образом, при пастбе вокруг территории площадки «Дегелен» и даже в ее пределах (при условии запрета доступа к радиоактивно-загрязненным водотокам) возможен выпас овец без контроля содержания трансурановых элементов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am .

ВЫВОДЫ

- Установлено, что шерстная ткань является основной тканью, депонирующей $^{239+240}\text{Pu}$. Среди внутренних органов наибольшие концентрации отмечены для печени. Активности других органов относительно печени в 2–3 раза меньше.
- Показано, что в условиях длительного ежедневного поступления $^{239+240}\text{Pu}$ в организм овец с различными компонентами окружающей среды, концентрация $^{239+240}\text{Pu}$ в коже, шерсти, сердце, почках, легких, селезенке и мышечной ткани не увеличивается, и процесс накопления не зависит от сроков поступления. Процесс накопления $^{239+240}\text{Pu}$ наблюдается только для печени.
- Получены оценочные Кп из почвы в ткани и органы животных группы 2, которые на 1-2 порядка меньше средних Кп радионуклидов с кормом и водой, что необходимо учитывать при проведении оценки возможных концентраций радионуклидов в сельскохозяйственной продукции при ее получении на радиоактивно-загрязненной территории.
- Трансурановые радионуклиды, поступающие с почвой, усваиваются меньше, чем при поступлении с кормом.
- Установлена возможность контроля присутствия $^{239+240}\text{Pu}$ в продукции овцеводства по их наличию в шерсти, исключая забой животных.
- Рассчитано допустимое содержание $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в суточном рационе овец, допустимая удельная активность этих радионуклидов в растениях и

почве потенциальных участков выпаса. Полученные значения показывают возможность выпаса овец на территориях, прилегающих к площадке «Дегелен», без контроля содержания $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в продукции овцеводства.

ЛИТЕРАТУРА

1. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radiological assessments, IAEA – TECDOC–1616, IAEA, Vienna (2009)
2. Ахметов М.А., Артемьев О.И., Птицкая Л.Д. Радиационный мониторинг водотоков и проблемы реабилитации на горном массиве Дегелен Семипалатинского испытательного полигона. // Вестник Национального ядерного центра Республики Казахстан, «Радиоэкология. Охрана окружающей среды». – 2000.- Вып.3 (9). с.23-28.
3. Отчет о научно-технической деятельности Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, выполненного по республиканской бюджетной программе 011 «Обеспечение радиационной безопасности на территории РК» Задание 1, Задача 1.2. «Мониторинг хозяйственной деятельности на территории СИП и прилегающих территориях» 2009 г. – 12 с.
4. Овсянников А.И. Основы опытного дела в животноводстве // А.И. Овсянников – М.: Колос, 1976. – 304 с.
5. Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма - спектрометре: МИ 2143-91. - Введ. 1998-06-02. - Рег. № 5.06.001.98. – М.: НПО ВНИИФТРИ, 1991. - 17 с.
6. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды. - Введ. 1999. - Рег. №5.05.008.99.
7. СТП 17.66-92. Плутоний-238,239,240. Радиохимическая методика выделения из проб почвы и приготовления препаратов для альфа - спектрометрических измерений. Стандарт предприятия. Комплексная система управления качеством разработок.- Введ. 1993-01-02. – Санкт-Петербург: НПО «Радиевый институт им. В.Г. Хлопина», 1993. – 10 с.
8. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. Издание официальное. – Алматы, 2000.-80 с.
9. Санитарные правила и нормы №4.01.071.03 “Гигиенические требования к безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов”. Утверждены приказом министра здравоохранения Республики Казахстан от 11 июня 2003 г. №447.
10. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 301-320.: ил.-Библиогр.: с. 224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.

«ДЕГЕЛЕН» СЫНАҚ АЛАҢЫНЫҢ ЖАҒДАЙЫНДА АУЫЛ ШАРУАШЫЛЫҒЫ ЖАНУАРЛАРЫН ӨСІРУ БАРЫСЫНДА ОЛАРДЫҢ АҒЗАСЫНДАҒЫ ТРАНСУРАНДЫ ЭЛЕМЕНТТЕР

¹Паницкий А.В., ¹Байғазинов Ж.А., ¹Лукашенко С.Н., ²Коваль А.В.

**¹ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Қазақстан, Курчатов қ.**

²ҚР ҰЯО Ядролық физика институты, Қазақстан, Алматы қ.

Мақалада, бұрынғы Семей сынақ полигонының (ССП) «Дегелең» алаңының радиоактивті-ластанған аумағында қойларға жүргізілген табиғи зерттеулердің нәтижелері келтірілген. Жұмыстардың нәтижесінде зерттеліп жатқан жануарлардың ағзасында трансуранды радионуклидтердің таралу сипаты анықталды. ССП аумағын шаруашылыққа пайдалануға беру мүмкіндігін бағалау барысында ²⁴¹Am және ²³⁹⁺²⁴⁰Pu шоғырлануын болжау үшін қажетті, ауыл шаруашылығы өнімдеріне (қой етіне) аталған радионуклидтердің өту коэффициенті алынды.

Түйін сөздер: өту коэффициенті (Өк), қойлар, ауылшаруашылық өнімі, қымыз, Семей сынақ полигоны (ССП), трансуранды элементтер, плутоний – 239+240 (²³⁹⁺²⁴⁰Pu), америций-241 (²⁴¹Am).

TRANSURANIC ELEMENTS IN THE BODIES OF FARM ANIMALS AT BREEDING THEM IN CONDITIONS OF «DEGELEN» TESTING SITE

¹A.V. Panitskiy, ¹Zh.A. Baigazinov, ¹S.N. Lukashenko, ²A.V. Koval.

¹Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

²Institute of Nuclear Physics NNC RK, Almaty, Kazakhstan

The article presents results of field experiments on sheep performed at radioactively contaminated territory of «Degelen» testing site of the former Semipalatinsk Test Site (STS). The research determined nature of distribution of transuranic radionuclides in the bodies of animals studied. There were obtained transfer coefficients of ²⁴¹Am and ²³⁹⁺²⁴⁰Pu into animal products (mutton), needed to predict concentrations of these radionuclides when assessing the feasibility of releasing the STS territory for economic use.

Key words: transfer coefficient (Kn), sheep, farm products, koumiss, the Semipalatinsk Test Site (STS), transuranic elements, plutonium -239+240 (²³⁹⁺²⁴⁰Pu), americium-241 (²⁴¹Am).

УДК 577.4:504.064:551.49:539.16

ВЫЯВЛЕНИЕ ПУТЕЙ МИГРАЦИИ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ЗА ПРЕДЕЛЫ ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ПЛОЩАДКИ "БАЛАПАН"

¹Субботин С.Б., ¹Лукашенко С.Н., ¹Романенко В.В., ¹Каширский В.В.,
²Пестов Е.Ю., ³Горбунова Э.М., ⁴Кузеванов К.И.

¹*Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан*

²*Институт геофизических исследований НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан*

³*Институт динамики геосфер РАН, Москва, Россия*

⁴*Институт геологии и нефтегазового дела, Томск, Россия*

В статье представлен обзор результатов исследований характера выноса техногенных радионуклидов с подземными водами с участков проведения ядерных испытаний на площадке «Балапан». На основе выполненных радиоэкологических работ оборудованы опорные наблюдательные скважины для долгосрочного мониторинга состояния подземных вод. Получены новые данные об уровнях радиоактивного загрязнения подземных вод как в пределах площадки «Балапан», так и за ее границами. Сделаны выводы о характере миграции техногенных радионуклидов с подземными водами на изученных направлениях.

Ключевые слова: подземные воды, ядерное испытание, миграция радионуклидов, цезий-137, стронций-90, тритий, плутоний, геологическое строение и гидрогеологические условия площадки «Балапан», региональные разломы, река Шаган, угольное месторождение Каражыра.

ВВЕДЕНИЕ

Миграция радиоактивных продуктов подземных ядерных взрывов (ПЯВ) с подземными водами за пределы испытательной площадки «Балапан» является одним из ключевых вопросов радиационной безопасности территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП). Характер радиоактивного загрязнения подземных вод и условия дальнейшей миграции техногенных радионуклидов с подземными потоками контролируются особенностями геологического строения и гидрогеологическими условиями площадки «Балапан».

После прекращения ядерных испытаний на СИП подразделениями НЯЦ РК в разные годы проводились полевые и лабораторные исследования по изучению гидрогеологических условий и характера радиоактивного загрязнения подземных вод на площадке «Балапан» [1, 2]. Одной из основных задач исследований являлось определение возможных путей миграции загрязненных техногенными радионуклидами подземных вод за границы площадки. При этом основное внимание уделялось выявлению локальных участков разгрузки подземных вод в воды реки Шаган, а также изучению характера миграции радиоактивных продуктов ПЯВ с подземными водами по зонам региональных разломов.

Комплексные исследования по изучению уровней концентрации техногенных радионуклидов в подземных водах, распространенных в пределах испытательных площадок, приобрели особую значимость и актуальность в связи с планируемой передачей части СИП в хозяйственный оборот. Для достоверной оценки безопасности передаваемых территорий необходимо предусмотреть выполнение прогнозных оценок миграции радионуклидов за пределы участков проведения ПЯВ. В данной статье представлены результаты работ, проведенных подразделениями НЯЦ РК в разные годы, по изучению данной проблемы.

1. ОБЩАЯ ИНФОРМАЦИЯ ОБ ИСПЫТАТЕЛЬНОЙ ПЛОЩАДКЕ "БАЛАПАН"

1.1. Физико-географический очерк

В административном отношении площадка «Балапан» входит в состав Восточно-Казахстанской области с областным центром в г. Усть-Каменогорске. Рассматриваемая территория связана с городом Семипалатинском шоссейной дорогой протяженностью 90 км, переходящей в грунтовую протяженностью 40 км. На севере площадки находится поселок Балапан, в 10–15 км к западу проходит железная дорога из г. Курчатова. Район работ расположен в восточной части СИП и занимает площадь около 780 км².

В геоморфологическом отношении площадка «Балапан» приурочена к северо-восточной окраине Казахского нагорья или Центрального Казахского мелкосопочника, представленного, в целом, слаборасчлененным рельефом, сформированным, в основном, в четвертичное время. На исследованной территории имеют место присущие мелкосопочнику два морфогенетических типа рельефа: денудационно-эрозионный и аккумулятивный. Кроме того, здесь широко распространены искусственные формы рельефа, образованные в результате проведения подземных ядерных испытаний, наземных опытов и строительства объектов различного назначения.

В северной и восточной части территории преобладает слабо всхолмленная равнина с превышениями до 12–20 м. К юго-западу отмечается переход к мелкосопочному рельефу с абсолютными отметками от 200 до 320 м и относительными превышениями 30–80 м. Мелкосопочник представлен поднятиями и грядами, разделенными широкими долинами и котловинами. К понижениям приурочены мелкие соленые озера и солончаки. В пределах равнин развиты сорово-дефляционные понижения и депрессии. На участках выходов глин неогена или палеогена на поверхность распространены бугры вспучивания высотой до 1 м и диаметром до 2–3 м.

Озера соленые и горько-соленые, пересыхающие, наиболее крупные из них Каражирексор, Кишкенексор и Каяксу, образующие характерную глубокую изометричную котловину на фоне ровной поверхности аллювиально-пролювиальной террасы. Гидрографическая сеть развита слабо, на площади отмечается несколько сухих саев с временными водотоками в периоды весеннего снеготаяния и дождей, впадающими в местные озера. Река Шаган является единственной водной артерией района, имеет постоянный поток фрагментарно.

1.2. Геологическое строение

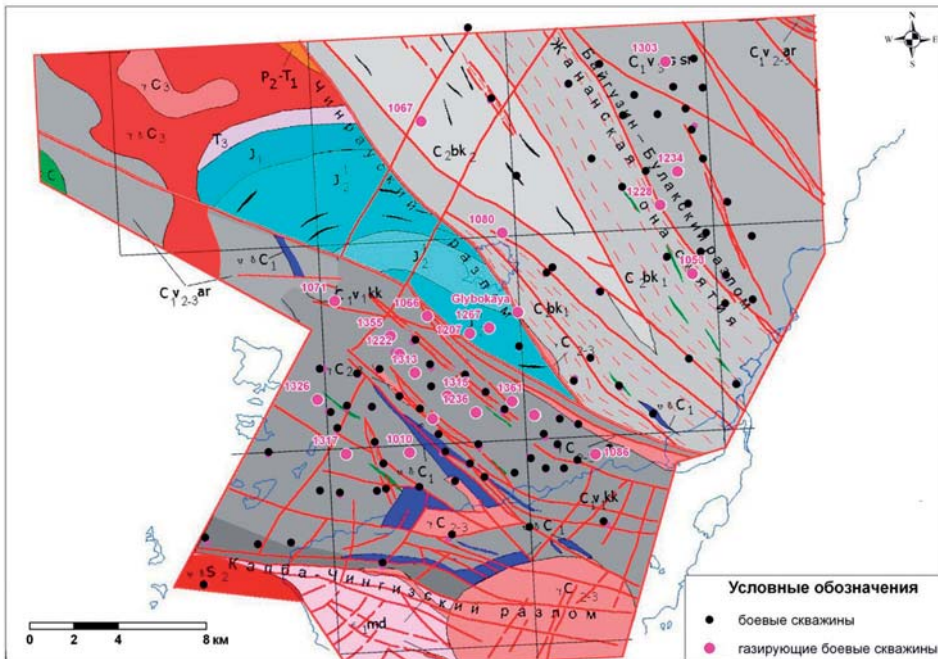


Рисунок 1. Геологическая карта площадки «Балапан»

Территория СИП входит в состав восточного сектора обширного палеозойского Урало-Монгольского пояса. Известные в пределах рассматриваемой территории складчатые сооружения принадлежат двум главным тектоническим структурам: каледонско-

му Чингиз-Тарбагатайскому мегантиклинорию и герцинской Зайсанской складчатой системе. Граница между этими структурами проходит по крутопадающему глубинному Калба-Чингизскому разлому. Эти складчатые структуры различаются не только по истории своего развития, но и по возрасту и строению складчатого комплекса основания. Ниже приводится их краткая характеристика.

Геологическое строение площадки «Балапан» (рисунок 1) определяется ее положением на юго-западном склоне Жарминского синклинория, сформировавшегося в герцинский цикл тектогенеза. На юге района, за Калба-Чингизским разломом, обнажаются каледониды Чингиз-Тарбагатайского мегантиклинория, представленные породами среднего кембрия, прорванными крупной средне-верхнекамменноугольной гранитной интрузией.

Кембрийская система. Средний отдел. Отложения этого возраста объединены в майданскую свиту (C_2md), подразделенную на две толщи: нижнюю – вулканогенно-терригенную и верхнюю – терригенно-кремнистую. Мощность отложений – до 1120 м.

Камменноугольная система. Нижний отдел.

Турнейский ярус. Кояндинская свита (C_1kn). Отложения дислоцированы, смяты в линейные складки, подчиненные генеральному северо-западному направлению с углами падения на крыльях от 30° до 70° . Породы характеризуются фациальной неустойчивостью разреза, в результате контактового и дислокационного метаморфизма отложения в различной степени ороговикованы, окремнены, местами окварцованы, будинированы, с многочисленными белыми прожилками кварцевого и кварц-карбонатного состава, вкрапленностью пирита. В составе свиты прослежены туфы, туффиты, туфопесчаники, туфоалевролиты, песчаники, алевролиты, сланцы, подвержены интенсивной трещиноватости, участками рассланцованы.

Визейский ярус.

Нижневизейский подъярус. Коконьская свита (C_1vk). Породы коконьской свиты широко распространены на юго-западе территории, в пределах Чинрауского геоблока, заключенного между Калба-Чингизским и Чинрауским разломами. Контакты с вышележащими толщами тектонические. Отложения образуют протяженные линейные складки преимущественно северо-западного направления, прорванные интрузиями кислого состава, а также многочисленными пластовыми телами и дайками порфиров основного и среднего состава. Под воздействием интрузий и тектонических процессов осадочные породы свиты ороговикованы, рассланцованы и окварцованы.

Состав свиты карбонатно-кремнисто-песчано-сланцевый с редкими прослоями лав и туфов андезитовых и андезито-базальтовых порфиров. Внутреннее строение свиты осложнено фациальной изменчивостью разрезов, широким развитием контактового и дислокационного метаморфизма. Общая мощность отложений достигает 2300 м.

Средний - верхний подъярусы. Аркалыкская свита ($C_{1v2,3}ar$). В пределах площадки «Балапан» отложения аркалыкской свиты распространены в виде полосы северо-западного простирания в Жарминской зоне на северо-востоке участка за Байгузин-Булакским разломом. На северо-востоке несогласно перекрываются (с базальными конгломератами в основании) отложения сиректасской свиты, юго-западнее - конгломератами среднего и верхнего карбона. Отложения представлены конгломератами,

гравелитами, песчаниками и алевролитами с прослоями базальтовых порфиритов и их туфов, известково-кремнистыми алевропесчаниками. Отложения аркалыкской свиты образуют наиболее мощные толщи, суммарная мощность которых составляет около 4000 м.

Серпуховский ярус. Сиректасская свита ($C_1v_3\text{-ssr}$). Отложения свиты имеют широкое площадное распространение на северо-востоке территории между Байгузин-Булакским и Северо-Жананским разломами. Контакты с нижележащими толщами тектонические.

В разрезе свиты преимущественное распространение имеют туфы основного и среднего состава. Туфы андезитовых порфиритов зеленовато-серого, участками светло-серого цвета псаммо-псефитовой структуры беспорядочной текстуры. Отложения свиты смяты в складки северо-западного направления и разбиты на отдельные блоки многочисленными разнонаправленными разрывными нарушениями.

Суммарная мощность свиты 1500–3700 м.

Верхневизейский подъярус - намюрский ярус. Кокпектинская свита ($C_1v_3\text{-nkr}$). Представлена вулканогенно-осадочными породами. Отложения распространены в северо-восточной части территории. В разрезе преобладают туфы основного и среднего состава, в нижней части толщи - переслаивающиеся с туфопесчаниками, реже – с углито-кремнистыми алевролитами.

Средний отдел. Буконьская свита (C_2bk). Отложения свиты приурочены к Жананской зоне смятия, ограниченной разрывными нарушениями. По литологическому составу среднекаменноугольные отложения подразделяются на две подсвиты: континентальную и субконтинентальную, представленные песчаниками, конгломератами, алевролитами, углистыми сланцами, переслаивающимися с пластами и линзами углей. Общая мощность отложений буконьской свиты составляет 2500–3000 м.

Средний-верхний отделы (нерасчлененные). Майтубинская свита ($C_{2,3}mt$). Отложения свиты распространены в центре территории в виде полосы северо-западного простирания, ограниченной Южно-Жананским и Чинрауским разломами. В нижней части разреза развиты преимущественно конгломераты с линзами и прослоями песчаников и алевролитов, в верхней преобладают песчаники, алевролиты, часто углефицированные, углито-глинистые сланцы с линзами и прослоями конгломератов.

Пермская система, верхний отдел - триасовая система, нижний отдел. Акботинская свита ($P_2\text{-}T_1ab$). Отложения этого возраста выявлены в северной части участка, слагают южную часть Акботинского приразломного прогиба шириной 1,5–2 км, прослеживающегося в юго-западном борту Чинрауского разлома на протяжении 30 км. Чинрауский разлом срезает северо-восточное крыло прогиба, по этому же разлому каменноугольные отложения надвинуты на краевую часть прогиба.

В основании разреза пермо-триасовых отложений присутствуют базальные конгломераты. На них залегают мелкозернистые песчаники и алевролиты с линзами и пропластками угля. Здесь же отмечаются маломощные горизонты базальтов и андезитов. Верхняя часть разреза представлена песчаниками грубозернистыми и гравелитами переслаивающимися. Мощность отложений – до 350 м.

Триасовая система. Верхний отдел (T_3). Отложения верхнего триаса залегают в основании мезозойской Юбилейной мульды и обнажаются в ее северном борту. Преимущественным распространением пользуются песчаники и алевролиты, включающие

прослой конгломератов мощностью 1–3 м и линзы угля мощностью 0,1–0,4 м. Мощность отложений 90–120 м.

Юрская система. Нижний отдел (J_p). Осадки нижней юры согласно залегают на породах верхнего триаса либо непосредственно на гранитном фундаменте и подразделяются на две свиты.

Нижняя часть разреза выделена в *подугленосную свиту (J_1^1)*, сложенную конгломератами, песчаниками, гравелитами. Мощность 95 м.

На конгломератовой толще залегают породы *нижней угленосной свиты (J_1^2)*, представленные алевролитами, аргиллитами и пластами углей. Мощность свиты 135 м.

Средний отдел (J_2). Верхняя угленосная свита представлена преимущественно алевролитами и песчаниками с пластами углей. Реже встречаются гравелиты, конгломераты и горючие сланцы. Мощность пород средней юры достигает 100 м.

Верхний отдел (J_3). Надугленосная свита. Сложена конгломератами пестроцветными, гравелитами и песчаниками переслаивающимися. Алевролиты и аргиллиты встречаются реже. Мощность свиты 180 м.

Неогеновая система (N). Практически вся территория площадки «Балапан» перекрыта чехлом отложений неогена, за исключением северо-западной и южной частей и локальных участков эрозионного размыва.

Отложения неогена представлены двумя свитами: калкаманской (N_{1kl}), датированной нижним-средним миоценом, и павлодарской (N_{1-2pv}) верхнего миоцена – среднего плиоцена. Калкаманская свита сложена глинами зеленовато-серыми и зеленовато-бурыми, преимущественно монтмориллонитовыми, содержащими линзы песка и алевролита. В глинах присутствуют бобовины псиломелана, мелкие друзы гипса и известковые стяжения. В пределах площадки «Балапан» отложения калкаманской свиты перекрыты павлодарской свитой без видимых признаков размыва.

Павлодарская свита представлена глинами коричнево-серыми и коричнево-красными с линзами и прослойками песка. Мощность чехла глин варьирует от 10 до 70–80 м.

Четвертичная система (Q). Отложения развиты на всей территории площадки «Балапан» с поверхности. На плоско-равнинных участках распространены суглинки и супеси с щебнем и дресвой, в долинах и озерных котловинах – пески, супеси, суглинки и иловатые глины, на склонах сопок – дресвяники и щебни с супесчаным заполнителем. Мощность четвертичных отложений на вершинах сопок составляет 0,5–3 м, на выположенных склонах – 5–10 м, на равнине и в долине реки достигают 15–25 м.

Интрузивный магматизм в пределах описываемой территории имеет широкое распространение. Интрузии, преимущественно, сопровождают разрывные нарушения (Калба-Чингизский и Чинрауский разломы), ограничивающие структурно-формационные зоны, представлены разнообразными по составу, форме и размерам массивами и жилами, залегающими в ряде случаев непосредственно под отложениями кайнозоя. В северной части территории распространены субвулканические малые интрузии пермского возраста.

Территория площадки Балапан характеризуется сложной пликативной и разрывной тектоникой. Складчатые структуры картируются среди отложений майданской свиты среднего кембрия и коконьской свиты нижнего карбона. Отложения майданской

свиты слагают северо-восточное крыло Аркалыкского антиклинория с углами падения $40\text{--}60^\circ$. Отложения коконьской свиты образуют крупную Карабасскую антиклиналь, осложненную серией складок преимущественно северо-западного простирания. Размах крыльев складок составляет $1,5\text{--}2,5$ км, углы падения $30\text{--}50^\circ$.

Наиболее крупным разрывным нарушением является Калба-Чингизский разлом, разделяющий Чингиз-Тарбагатайскую и Жарма-Саурскую структурно-формационные зоны (СФЗ). Общее простирание разлома северо-западное, а в пределах площадки «Балапан» имеет субширотное направление. Плоскость сместителя погружается на юго-запад под углом $70\text{--}85^\circ$. Ширина зоны влияния разлома составляет 2 км. Нередко Калба-Чингизский разлом расчленяется на серию кулисообразных разломов.

Чинрауский разлом, картируемый в центральной части площадки «Балапан», имеет северо-западное простирание и представляет собой глубинную долгоживущую структуру. По геофизическим данным северная и южная ветви Чинрауского разлома ограничивают мезозойский грабен.

На северо-востоке площадки «Балапан» и за ее пределами прослежен Байгузин-Булакский разлом, расчленяющий Жарминскую СФЗ на подзоны. Разлом сопровождается мощной зоной смятия, в пределах которой породы интенсивно дислоцированы, рассланцованы, участками окварцованы и прорваны малыми интрузиями. Разлом имеет характер сброса с амплитудой перемещения до 1–3 км.

Жананская зона смятия представляет собой своеобразную структуру, которая осложняет северо-восточное крыло геосинклинальной складки, выполненной отложениями буконьской свиты. Ширина зоны достигает 3–4 км. Наряду с рассмотренными глубинными разломами, на площадке «Балапан» картируются многочисленные разнонаправленные разрывные нарушения, оперяющие и секущие основные структуры [3, 4].

1.3. Гидрогеология площадки «Балапан»

На описываемой территории выделяются два гидрогеологических комплекса, нередко связанных между собой, мощностью до 100–150 м (рисунок 2). К первому комплексу относятся воды, залегающие в локальных гидрогеологических бассейнах. Вмещающие породы представлены рыхлыми образованиями от неогенового до современного возраста. Второй комплекс входит в состав региональной гидрогеологической системы. К нему относятся трещинные воды палеозойского фундамента, воды мезозойской коры выветривания и воды палеогеновых отложений. Локальные гидрогеологические бассейны, в которых воды залегают на незначительных глубинах (до 50 м), приурочены:

- а) делювиально-пролювиальным отложениям долин и фрагментов предгорных шлейфов среднечетвертичного-современного возраста (Q II-IV);
- б) аллювиально-пролювиальным отложениям позднечетвертичного-современного возраста (Q III-IV), слагающим надпойменные террасы р. Шаган.

Грунтовые воды делювиально-пролювиальных отложений среднечетвертичного-современного возраста (Q_{II-IV}) безнапорные, залегают на глубинах более 1,5 м, получая преимущественное развитие в песчано-гравийных отложениях. По составу воды являются сульфатно-хлоридными, реже хлоридными с повышенной жесткостью. Общая минерализация колеблется в широких пределах от 0,4 до 4 г/дм³. Высокоминерализованные воды наиболее часто встречаются в замкнутых водосборных бассейнах.

Грунтовые воды верхнечетвертичных-современных (Q III-IV) аллювиально-пролювиальных отложений, представленных песками и гравием, распространены на левобережье р. Шаган. Воды безнапорные, залегают на глубине 1–5 м, редко глубже. По составу воды преимущественно сульфатно-хлоридные, реже хлоридные. Общая минерализация – до $9,7 \text{ г/дм}^3$.

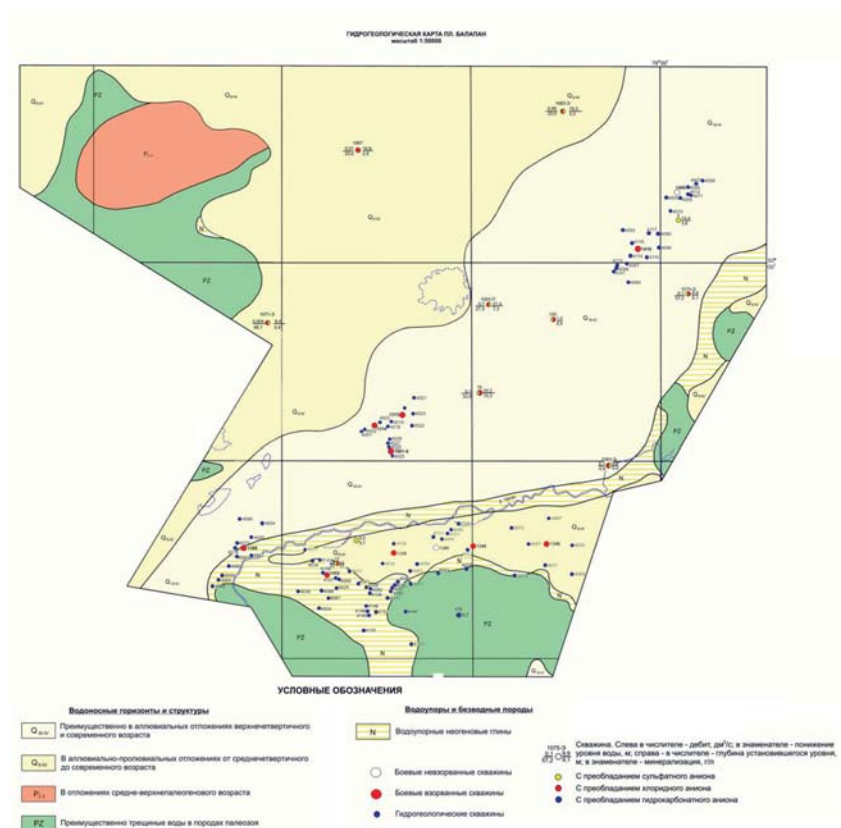


Рисунок 2. Гидрогеологическая карта площадки «Балапан»

Верховодка связана с поровыми и капиллярными водами зоны аэрации и залегают преимущественно в верхних частях разреза рыхлых отложений. Воды, как правило, в значительной степени минерализованы, т.к. растворяют соли, содержащиеся в рыхлых отложениях в период интенсивного испарения. Верховодка залегает на незначительных глубинах (первые метры) и имеет весьма нестабильный характер, находясь в прямой зависимости от количества атмосферных осадков.

Грунтовые воды и верховодка, находясь на небольшой глубине, наиболее подвержены воздействию гидрометеорологических факторов. В засушливое время уровень грунтовых вод значительно понижается, а верховодка может полностью исчезнуть. В дождливый период и во время снеготаяния наблюдается обратная картина.

Соответственно, повышается или понижается общая минерализация вод. Вблизи горных сооружений дополнительная подпитка водоносных горизонтов локальных бассейнов осуществляется через родники, т.е. непосредственно из регионального бассейна подземных вод.

Подземные воды, приуроченные к региональному бассейну, подразделяются на три типа. Воды палеогеновых отложений, воды мезозойской коры выветривания и собственно трещинные воды палеозойского фундамента. Обычно они взаимосвязаны и образуют единую гидросистему.

Собственно трещинные воды сосредоточены в зоне экзогенной трещиноватости и в зависимости от геолого-структурных условий залегают на разных глубинах от 4 до 70 м. Подошва трещинных вод находится на глубинах 150–170 м. Мощность водоносного горизонта зависит от глубины развития зоны экзогенного выветривания, на участках, сопряженных с разрывными нарушениями, возрастает. Область питания приурочена к мелкосопочнику и «эрозионным» окнам, развитым на участках выклинивания относительных водоупоров. Трещинные воды подразделяются на воды, залегающие в интрузивных образованиях, в терригенных осадочных породах и в эффузивно-осадочных комплексах.

Воды в эффузивно-осадочных породах майданской свиты среднего кембрия (C_2md) имеют сульфатный и сульфатно-хлоридный состав, низкую минерализацию ($1,5 \text{ г/дм}^3$) и залегают на небольших глубинах.

Трещинные воды в эффузивно-осадочных образованиях коконьской свиты (C_1v_1kk) преимущественно сульфатно-хлоридные при значительной минерализации до $15,3 \text{ г/дм}^3$.

Трещинные воды средне-верхневизейских отложений аркалыкской свиты ($C_1v_{2-3}ar$) имеют сульфатно-хлоридный состав. Минерализация превышает 4 г/дм^3 .

Трещинные воды, связанные с туфогенно-осадочной толщей кокпектинской свиты (C_1skp), залегают на незначительных глубинах. Воды жесткие, имеют сульфатно-хлоридный, реже хлоридный состав.

Трещинные воды осадочных образований буконьской свиты (C_2bk) залегают на глубинах от 1,0 м до 21,4 м. Воды сульфатно-хлоридные. Общая минерализация меняется от $2,4 \text{ г/дм}^3$ до $9,1 \text{ г/дм}^3$.

Трещинные воды, распространенные в триасовых и юрских угленосных отложениях, залегающих в «Юбилейной» мульде, по составу и минерализации практически не отличаются от вод, описанных выше.

Трещинные воды в гранитоидах, независимо от их возраста, имеют гидрокарбонатный, сульфатно-гидрокарбонатный или сульфатный состав. Общая минерализация низкая, до $0,7 \text{ г/дм}^3$.

Гидрогеохимическая характеристика площадки «Балапан». Геолого-структурные особенности описываемой территории предопределяют преимущественное развитие напорных трещинных вод, циркулирующих в зонах экзогенной и тектонической трещиноватости. В условиях резко континентального климата с интенсивным испарением и незначительными осадками разнообразие литолого-петрографических состава водовмещающих пород влияет на формирование химического состава подземных вод.

На данной территории распространены подземные воды с преобладанием хлоридного аниона, занимающие около 70% площади. Воды с преобладанием сульфатного аниона расположены в южной и восточной части площадки. Содержание гидрокарбонатного аниона в подземных водах не превышает 10%. Катионный состав характеризуется повышенным содержанием (более 60%) щелочных ионов калия и натрия.

На описываемой территории распространены солоноватые воды (содержание сухого остатка колеблется в пределах 1–20 г/дм³), занимающие более 80% площади. К бессточным котловинам приурочены линзы солёных вод с минерализацией более 20 г/дм³ (рисунок 3) [3, 4].

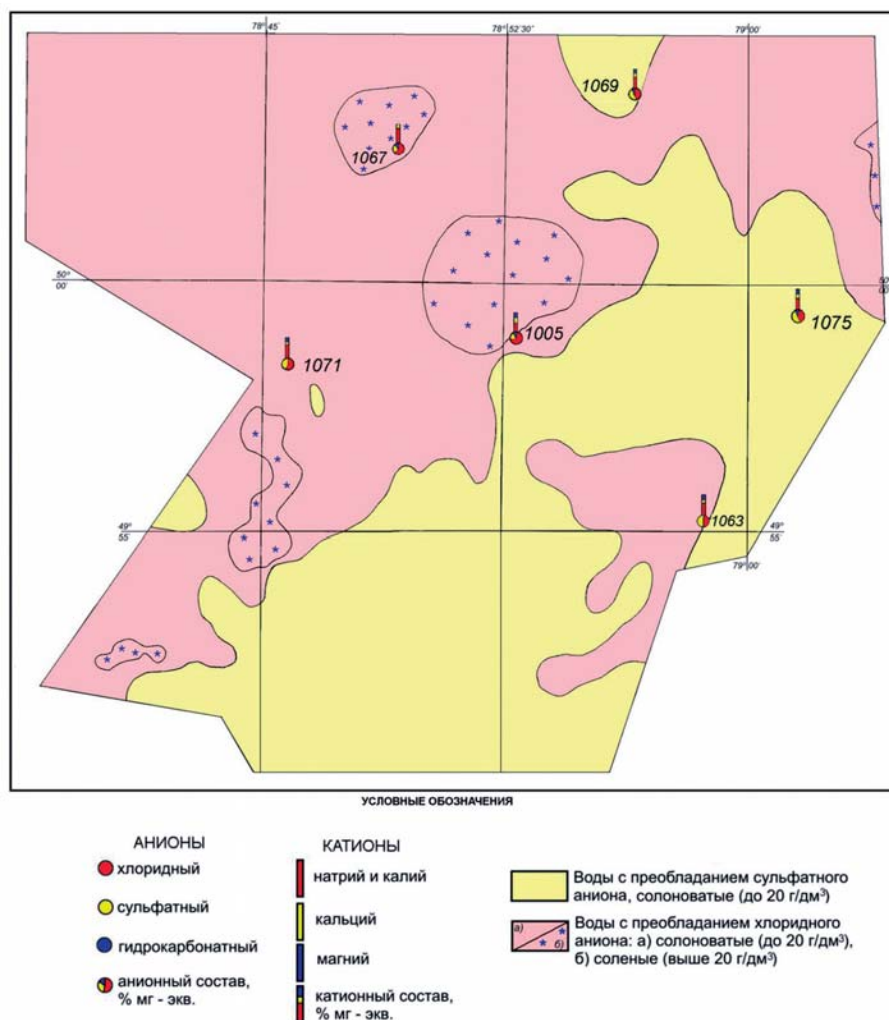


Рисунок 3. Гидрогеохимическая карта площадки «Балапан»

1.4. Ядерные испытания на площадке «Балапан»

1.4.1. Информация о накопленной активности в горных породах

Загрязнение искусственными радионуклидами центральных зон ПЯВ обусловлено наличием:

- остатков делящегося вещества;
- осколков деления;
- радионуклидов наведенной активности.

Для оценки возможного вклада в радиоактивное загрязнение горных пород в результате проведения ПЯВ примем, что все ядерные заряды были собраны на основе ^{239}Pu . Во-первых, данное предположение обусловлено отсутствием точных данных о проведении термоядерных испытаний на площадке. Во-вторых, в термоядерном заряде ^{239}Pu играет лишь роль запала, и остатков делящегося вещества при термоядерном испытании будет значительно меньше по сравнению с классическим ядерным зарядом.

Остатки делящегося вещества. Количество оставшегося к моменту разрушения конструкции ядерного заряда делящегося вещества определяется эффективностью ядерного взрыва η , которая в зависимости от типа и конструкции ядерного устройства времен проведения испытаний может меняться от 1 до 30 %. Для дальнейших расчетов, ввиду отсутствия официальных данных по каждому взрыву, примем ее равной 20 %.

Всего на испытательной площадке «Балапан» было проведено 105 подземных испытаний [5]. Весь диапазон мощностей взрывов в тротиловом эквиваленте делится на две части: от 0,001 до 20 кт, от 20 до 150 кт. Расчет абсолютных активностей велся для нижнего и верхнего пределов, затем соответствующие пределы складывались, образуя минимально и максимально возможные значения суммарной активности на данный момент. Также были рассчитаны отношения активностей изотопов к активности $^{239+240}\text{Pu}$. Полученные результаты представлены в нижеследующей таблице.

Таблица 1.

Максимально и минимально возможная суммарная активность изотопов плутония и дочернего ^{241}Am на площадке по состоянию на 2011 г. и их отношение к активности $^{239+240}\text{Pu}$

Название изотопа	Период полураспада, лет	Нижний предел активности, Бк	Отношение к $^{239+240}\text{Pu}$	Верхний предел активности, Бк	Отношение к $^{239+240}\text{Pu}$
^{238}Pu	87,7	$6,9 \times 10^{13}$	0,28	$1,2 \times 10^{15}$	0,27
^{239}Pu	$2,4 \times 10^4$	$1,9 \times 10^{14}$	1	$3,4 \times 10^{15}$	1
^{240}Pu	$6,5 \times 10^3$	$6,0 \times 10^{13}$		$1,1 \times 10^{15}$	
^{241}Pu	14,4	$6,9 \times 10^{14}$	2,76	$1,4 \times 10^{16}$	3,11
^{242}Pu	$3,7 \times 10^5$	$7,3 \times 10^{10}$	$2,9 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{12}$	$2,9 \times 10^{-4}$
^{241}Am	432	$1,3 \times 10^{14}$	0,52	$2,2 \times 10^{15}$	0,49

Как видно, основной вклад в суммарную активность остатков делящегося вещества вносит ^{241}Pu . В действительности, его активность может быть несколько выше за счет активации ^{240}Pu мгновенными нейтронами, но сечение данной реакции очень мало для того, чтобы внести значительный вклад. С течением времени за счет распада ^{241}Pu будет возрастать вклад его дочернего продукта распада ^{241}Am .

Осколки деления. Как и в случае расчета остатков делящегося вещества, расчет активности осколков деления осуществлялся для двух интервалов мощностей взрывов от 0,001 до 20 кт, от 20 до 150 кт, с образованием верхнего и нижнего значения суммарной активности по состоянию на 2011 г. Рассчитаны отношения активностей осколков деления к активности ^{137}Cs . В таблице 2 приведены полученные значения.

Таблица 2.

Теоретически рассчитанная минимально и максимально возможная абсолютная активность осколков деления по состоянию на 2011 г. и их отношение к активности ^{137}Cs

Название радионуклида	Период полураспада	Нижний предел активности, Бк	Отношение к ^{137}Cs	Верхний предел активности, Бк	Отношение к ^{137}Cs
^{79}Se	65000 лет	$6,8 \times 10^9$	$6,2 \times 10^{-6}$	$1,2 \times 10^{11}$	$6,3 \times 10^{-6}$
^{90}Sr	28,5 лет	$8,1 \times 10^{14}$	0,74	$1,5 \times 10^{16}$	0,79
^{90}Y	64,1 ч	$8,1 \times 10^{14}$	0,74	$1,5 \times 10^{16}$	0,79
^{107}Pd	$6,5 \times 10^6$ лет	$5,4 \times 10^8$	$4,9 \times 10^{-7}$	$9,2 \times 10^9$	$4,8 \times 10^{-7}$
$^{121}\text{Sn-m}$	50 лет	$4,2 \times 10^{11}$	$3,8 \times 10^{-4}$	$7,5 \times 10^{12}$	$3,9 \times 10^{-4}$
^{125}Sb	2,77 лет	$5,9 \times 10^{10}$	$5,4 \times 10^{-5}$	$3,0 \times 10^{12}$	$5,4 \times 10^{-4}$
^{129}I	$1,57 \times 10^7$ лет	$6,3 \times 10^8$	$5,7 \times 10^{-7}$	$1,1 \times 10^{10}$	$5,8 \times 10^{-7}$
^{137}Cs	30,17 лет	$1,1 \times 10^{15}$	1	$1,9 \times 10^{16}$	1
$^{137}\text{Ba-m}$	2,55 мин	$1,1 \times 10^{15}$	1	$1,9 \times 10^{16}$	1
^{151}Sm	93 лет	$4,2 \times 10^{11}$	$3,8 \times 10^{-4}$	$7,5 \times 10^{12}$	$3,9 \times 10^{-4}$
^{154}Eu	8,8 лет	$2,1 \times 10^8$	$1,9 \times 10^{-7}$	$4,8 \times 10^9$	$2,5 \times 10^{-7}$
^{99}Tc	213 000 лет	$1,7 \times 10^{13}$	$1,6 \times 10^{-2}$	$3,0 \times 10^{14}$	$1,6 \times 10^{-2}$

Из таблицы 2 видно, что на данный момент преобладающие активности имеют ^{90}Sr и ^{137}Cs . Но в долговременной перспективе радиологическую обстановку будут формировать ^{99}Tc и ^{151}Sm .

Радионуклиды наведенной активности. В результате воздействия нейтронного потока на горные породы элементы, содержащиеся в них, испытывают процессы активации. Из-за относительно больших периодов полураспада в пробах, отобранных в местах проведения ядерных взрывов, встречаются такие радионуклиды, как ^{152}Eu , ^{154}Eu , ^{155}Eu , ^{60}Co , ^{36}Cl .

Отдельно стоит отметить такой продукт активации, как ^3H . При проведении взрывов реакция синтеза дает $\sim 7 \times 10^{14}$ Бк/кт, реакция деления $\sim 4 \times 10^{10}$ Бк/кт. Подземные взрывы увеличивают эти цифры за счет ядерных реакций на боре и литии, находящихся в скальных породах.

Также, как для остатков делящегося вещества и осколков деления, были рассчитаны нижние и верхние пределы суммарной активности трития, которые, соответственно, составили $1,9 \times 10^{12}$ Бк и $5,0 \times 10^{13}$ Бк.

Наиболее вероятно, искусственный тритий, образованный в результате проведения взрывов, может находиться в форме трех основных соединений: тритированной воды (НТО), тритированного водорода (НТ) и тритированного метана [6].

Таким образом, основными радионуклидами, которые в настоящее время определяют радиоактивное загрязнение подземных вод, являются "долгоживущие" радио-

нуклиды: ^3H , ^{90}Sr , ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$, наработанное количество которых является самым большим. Не исключено также обнаружение в подземных водах таких радионуклидов, как ^{241}Am , ^{238}Pu , ^{241}Pu , ^{36}Cl , ^{99}Tc и т. д.

1.4.2. Механизмы загрязнения подземных вод

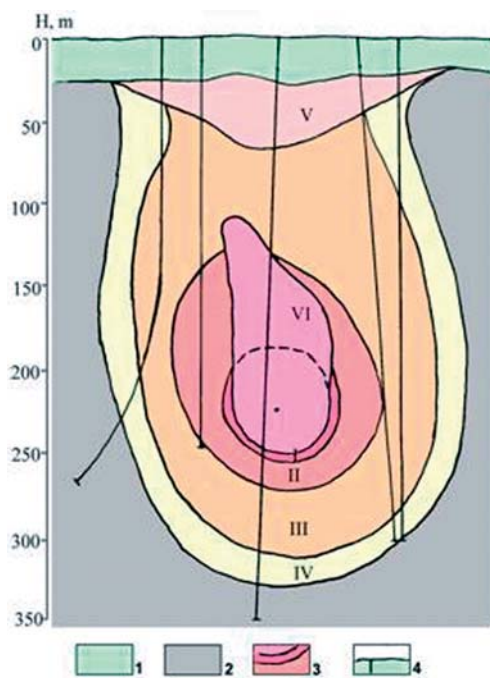
Котловые полости взрывов, проведённых в скважинах, расположены значительно ниже уровня распространения подземных вод, в отличие от ПЯВ в штольнях. Высокая температура в полости сохраняется долго в связи с наличием толщи перекрывающих пород мощностью свыше 400 м. Соответственно, полость ядерного взрыва может играть роль длительно действующего "парогенератора", подобно природным гидротермам. Достигнув полости, воды разогреваются, растворяют химические элементы и радионуклиды и возвращаются вместе с ними в верхние горизонты, где могут происходить различные способы миграции радионуклидов и их разгрузки. Не исключаются и другие варианты загрязнения подземных вод, например, при поступлении радиоактивных продуктов по зонам, сопряженным с техногенной трещиноватостью и разрывным нарушениям.

Механическое действие ПЯВ приводит к необратимому деформированию массива горных пород, выраженному в формировании полости, зон смятия, дробления горных пород, наведенной трещиноватости, откола и столба обрушения. В качестве примера на рисунке 4 приведена структура центральной зоны ПЯВ, наиболее детально исследованная на объекте 102 [7, 8]. Радиационно-газодинамическая ситуация зависит от момента образования столба обрушения [9].

В зоне смятия горные породы превращены в рыхлый пылеватый материал. В зоне дробления порода разрушена до состояния дресвы и щебня. Зона интенсивной трещиноватости характеризуется подновлением естественной трещиноватости и появлением новых трещин, сколов по радиальным направлениям от эпицентра взрыва, разрывов по концентрическим направлениям. Зона блоковой трещиноватости имеет асимметричную форму, наибольшую мощность зона достигает по простиранию и восстановлению пород, наименьшую – ниже полости и по падению пород. Зона откольного разрушения образуется на поверхности раздела сред с различной акустической жёсткостью. Конфигурация сформированных техногенных зон существенно зависит от геолого-структурных условий (например, наличие дизъюнктивов, геологических границ, литологического состава вмещающих пород).

В результате проведения ПЯВ в центральной зоне образуются два основных источника радионуклидов. Первый – это радиоактивная аэрозольно-пылевая компонента, локализованная на дробленой породе и в трещинах массива. Второй источник – это радиоактивная стеклошлакообразная порода, содержащая основную долю ^{90}Sr , ^{137}Cs и почти весь $^{239+240}\text{Pu}$. При этом значительная часть радиоактивных изотопов (продуктов деления) существует в виде инертных газов или летучих элементов в период времени, сравнимый со временем, в течение которого произойдет обрушение полости. Изотопы в виде инертных газов не конденсируются до тех пор, пока не произойдет распад на другие элементы, а более летучие вещества – пока не произойдет понижения температуры или распад на менее летучие элементы. По мере продолжения после взрыва процесса радиоактивного распада относительная распространенность газообразных и нелетучих изотопов изменяется. Большая часть ^{90}Sr образуется при делении инертного

$^{90}\text{Kг}$ (около 80 %), за исключением небольших количеств непосредственно образующихся ^{90}Sr или ^{90}Rb . Таким образом, если полость обрушится в период, который можно сравнить с периодом полураспада $^{90}\text{Kг}$ (33 с), то большая часть конечного ^{90}Sr не захватывается расплавленным материалом, а выделится из полости с другими газами. Установлено, что даже при взрывах полного камуфлета и при образовании нерастворимой стекловидной массы, в которой заключена основная часть продуктов распада, большая доля ^{90}Sr и ^{137}Cs , существующая во время обрушения полости в виде инертных газов ($^{90}\text{Kг}$ и ^{137}Xe), не будет заключена в стекловидной массе, а распространится вместе с другими газами [9, 15-17]. Таким образом, довольно значительные количества ^{90}Sr и других изотопов, предшественниками которых явились газообразные или летучие элементы, отлагаются на довольно значительных расстояниях от зоны высокой радиоактивности и распределяются в разрушенной среде. При температуре в полости взрыва 1000–1500 °С становятся летучими и некоторые образованные радионуклидами продукты распада, что приводит к их утечке из стекловидного материала, что характерно, например, для цезия.

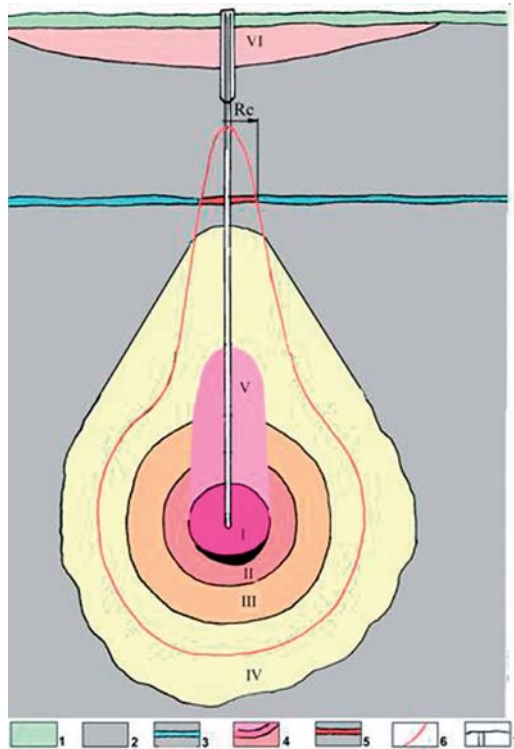


(1 – отложения мезо-кайнозоя; 2 – породы палеозоя; 3 – зоны необратимого деформирования: I – смятия, II – дробления, III – интенсивной трещиноватости, IV – блоковой трещиноватости, V – откола, VI – столб обрушения; 4 – скважина)

Рисунок 4. Схема центральной зоны взрыва в скважине 102

По окончании фазы газовой миграции радионуклидов ПЯВ основным миграционным агентом и носителем радионуклидов из центральной зоны ПЯВ являются подземные воды. Многолетние наблюдения на СИП свидетельствуют, что концентрация

радионуклидов в подземных водах нарастает в течение первых нескольких лет после взрыва, а затем происходит постепенное снижение, обусловленное как истощением аэрозольно-пылевого источника, так и распадом радионуклидов. Миграция радионуклидов из застывшего радиоактивного расплава породы, по сравнению с миграцией радионуклидов из первого источника, практически не существенна в первые годы и, может быть, десятилетия, так как выщелачивание радионуклидов идет с коэффициентами порядка $10^{-3} - 10^{-7}$ г/см²×день и при том, что удельная поверхность данного источника также на несколько порядков ниже, чем первого источника (породы в зоне дробления) [18].



(1 – отложения мезо-кайнозоя; 2 – породы палеозоя; 3 – коллектор подземных вод; 4 – зоны необратимого деформирования: I – полость и расплав, II – дробления, III – интенсивной трещиноватости, IV – блоковой трещиноватости, V – столб обрушения; VI – откола; 5 – источник радионуклидов; 6 – граница области повышенной концентрации радионуклидов; 7 – скважина)

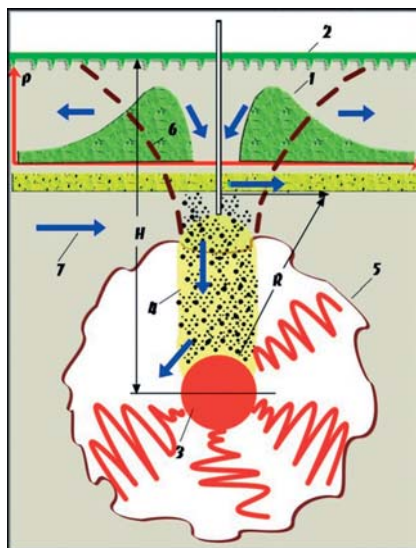
Рисунок 5. Схема области повышенной концентрации и источника радиоактивного материала

Таким образом, в настоящее время, с точки зрения миграции радиоактивных продуктов ПЯВ, основной интерес представляет материал, находящийся в аэрозольно-пылевом источнике. Предположительно, область повышенной концентрации радиоактивного материала имеет вид, схематично представленный на рисунке 5. Область условного пересечения коллектора подземных вод с областью повышенной концентрации является источником переносимого с водой радиоактивного материала [7].

На рисунке 5 изображен «идеальный» случай $R_c > R_*$, где R_* – радиус области повышенной концентрации радиоактивности на глубине взрыва. Вместе с тем, не исключаются и другие варианты, например, $R_c < R_*$, что реализуется при поступлении радиоактивного материала в коллектор через разрывные нарушения, подновленные в результате взрыва, или зоны наведенной трещиноватости, затрагивающие подошву водоносного горизонта.

1.4.3. Гидродинамические эффекты при проведении ПЯВ

Существенно неоднородное деформирование сложной по строению реальной геологической среды не позволяет в деталях проанализировать поведение подземных вод при взрывных воздействиях. Однако основные особенности гидродинамических процессов, вызываемых подземным взрывом, прослеживаются при следующей схематизации явления (рисунок 6) [8].



- (1 – распределение давления подземных вод при формировании столба обрушения;
 2 – дневная поверхность; 3 – камуфлетная полость, 4 – столб обрушения,
 5 – зона наведенной трещиноватости, 6 – область приповерхностного разуплотнения;
 7 – направление движения подземных вод)

Рисунок 6. Изменение давления в блоке горных пород при проведении ПЯВ

В сплошной слабопроницаемой среде, содержащей субгоризонтальный водонасыщенный пласт, на некоторой глубине H производится взрыв заряда мощностью q . Соответствующие взрыву волновые процессы вызывают деформацию окружающей среды, причем состояние пласта-коллектора изменяется в большой степени в отличие от вмещающих относительно монолитных пород. Динамическое сжатие коллектора приводит к повышению давления жидкости в некоторой области – образование куполообразного эффективного либо реального подъема уровня подземных вод, формально

поставленного в соответствие давлению жидкости P с использованием приближения Дюпюи:

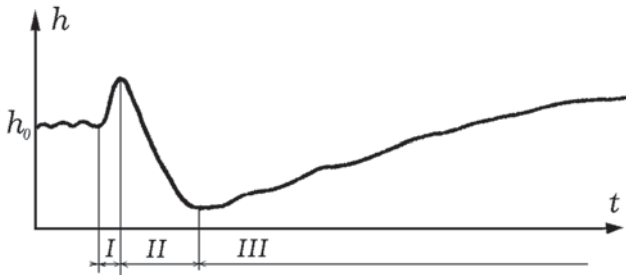
$$\text{grad}(P) = \rho g \text{grad}(h),$$

где: h – абсолютный уровень грунтовых вод;

ρ – плотность жидкости.

Этот процесс сопровождается инъекцией воды в порово-трещинное пространство рассматриваемого массива горных пород, в ранее существовавшие и вновь образованные в результате взрыва трещины. Момент завершения формирования камуфлетной полости определяет продолжительность возмущения водонасыщенного пласта-коллектора. Последующее образование столба обрушения (области повышенного разуплотнения среды вплоть до свободной поверхности) вызывает центральную депрессию в образовавшемся куполе подземных вод.

Обобщенная схема изменения уровня подземных вод при взрывном воздействии представлена на рисунке 7 [8]. Наличие области повышенного давления (куполо) подземных вод над эпицентром взрыва естественным образом вызывает повышение пьезометрической поверхности (отрезок I). Следующий этап (отрезок II) обусловлен стоком подземных вод в образовавшиеся при взрыве зоны наведенной трещиноватости. Например, высокая проницаемость горной породы, расположенной в столбе обрушения (коэффициент проницаемости достигает 10^{-9} м^2), приводит к быстрому снятию и падению избыточного напора существенно ниже естественного уровня в районе эпицентра взрыва. Общая тенденция снижения уровня подземных вод способствует формированию депрессионной воронки. Заключительный этап (отрезок III) – восстановление пьезометрической поверхности начинается с момента заполнения зон наведенной трещиноватости.



(этапы: I – образования "куполо"; II – заполнения наведенной трещиноватости;
III – восстановления уровня)

Рисунок 7. Схема изменение уровня подземных вод при ПЯВ

Для получения представления о характере динамики уровня подземных вод на рисунке 8 представлены результаты наблюдений в гидрогеологических скважинах после проведения ПЯВ в «боевой» скважине 1315.

Сразу после проведения ПЯВ при прохождении поверхностных волн фиксируется подъем уровня подземных вод. В отдельных случаях было отмечено фонтаниро-

вание подземных вод из наблюдательных скважин. Затем, в течение продолжительного времени (первые часы - первые дни) зарегистрировано снижение уровня подземных вод за счет заполнения водой вновь образованных систем трещин. Через некоторое время (0,5 месяца - 1 год) после взрыва происходило восстановление уровней подземных вод до статического положения [10].

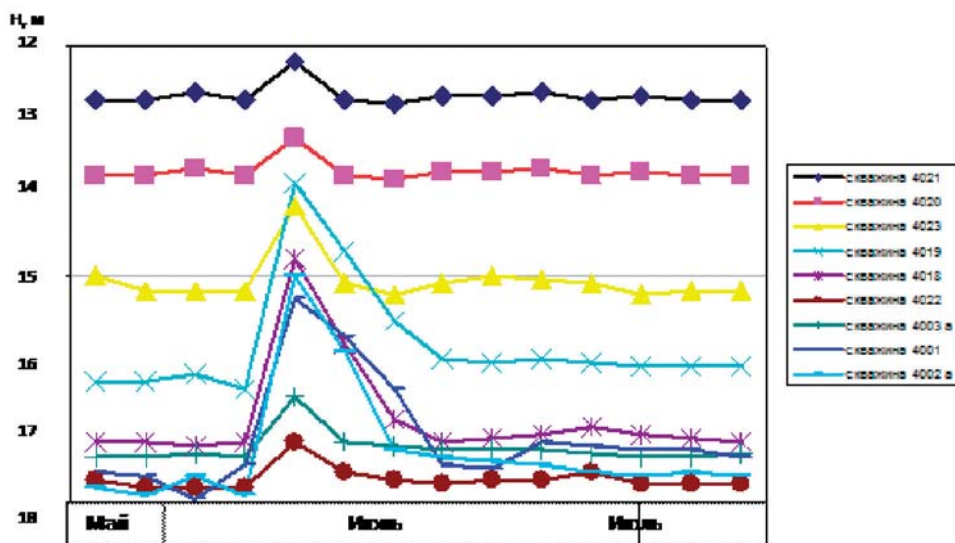


Рисунок 8. График изменения уровней воды в наблюдательных скважинах, расположенных в зоне влияния испытательной («боевой») скважины 1315

2. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД НА ПЛОЩАДКЕ «БАЛАПАН»

2.1. Предварительная оценка гидрогеологических условий

На территории СИП для изучения влияния ПЯВ на геологическую среду и подземные воды было пробурено более 100 скважин (рисунок 9).

В дальнейшем, в 1996–2003 гг., часть этих скважин была использована при выполнении проектов по закрытию ядерной инфраструктуры, ряд скважин уничтожен несанкционированным вмешательством местного населения. Соответственно, для организации гидрогеологического мониторинга необходимо было выполнить ревизию наблюдательных скважин, включающую следующие мероприятия:

- сбор и анализ архивных данных по размещению и характеристике наблюдательных скважин на территории площадки «Балапан»;
- полевые рекогносцировочные выезды для установления технического состояния скважин и их пригодности к восстановлению или наблюдениям.

По литературным источникам установлено, что для сопровождения ядерных испытаний, проводимых в скважинах на территории площадки «Балапан», было

пробурено 140 наблюдательных скважин, а в процессе рекогносцировочного обследования опознано на местности 104 скважины, относящихся к 11 местам проведения подземных ядерных испытаний. Обследование показало, что значительное количество скважин либо полностью забито посторонним материалом, либо уничтожено. Из 104 скважин не подлежат восстановлению и полностью утрачено 22 скважины. Среди 82 оставшихся скважин для восстановления и чистки определены 35 скважин.

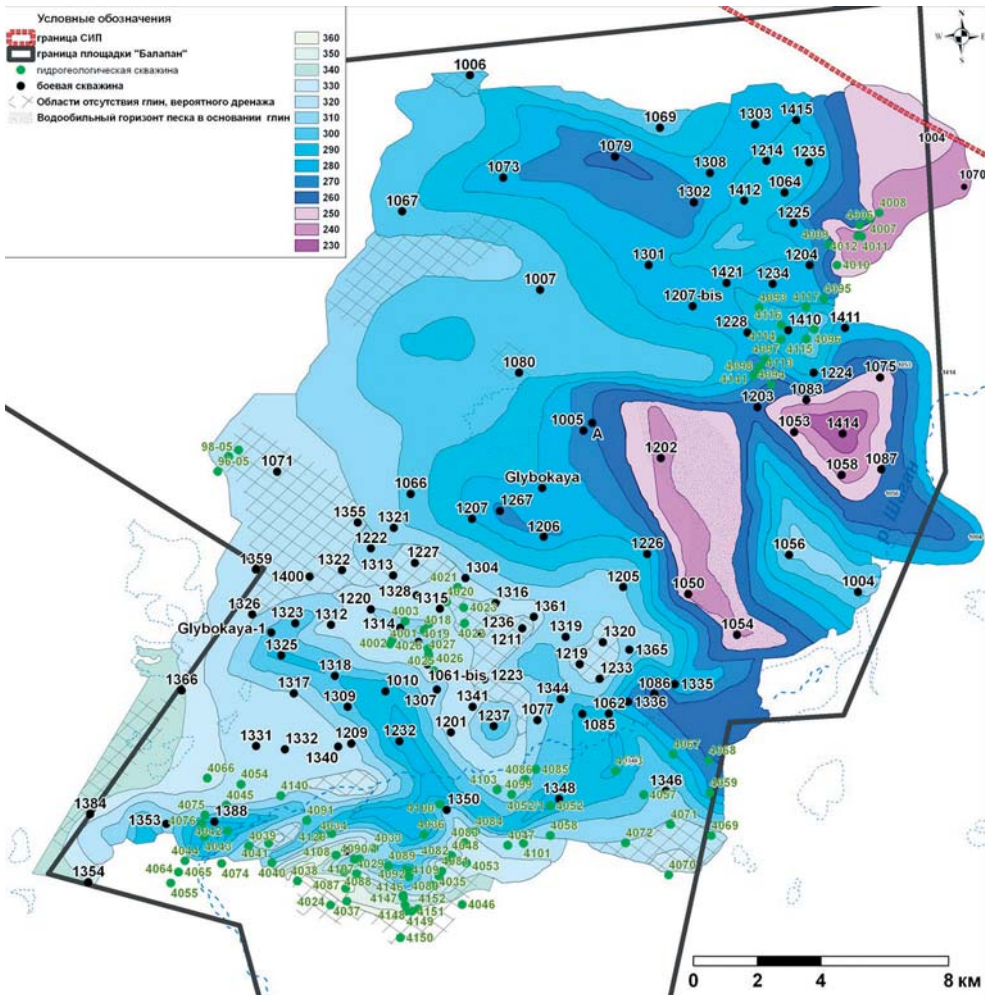


Рисунок 9. Карта глубин залегания кровли водовмещающих пород на площадке «Балапан» (абс. отм., м)

Для уточнения гидрогеологических условий на площадке «Балапан» дополнительно был проведен анализ данных по структурным скважинам, пробуренным для выбора участков проведения ПЯВ на глубину до 600 м. По результатам обработанных

и систематизированных данных построена карта глубин залегания кровли водоносного горизонта в масштабе 1:50 000 (рисунок 9).

Обработка исходных данных по буровым скважинам позволила выявить основные характеристики подземного потока. Неровности скального фундамента выполнены глинами неогена мощностью до 80 м. Условия залегания водоносного горизонта изменяются по простиранию и в разрезе. На всей территории подземные воды имеют преимущественно напорный характер с величиной напора до 73 метров, реже, на участках выклинивания или размыва регионального водоупора (глин неогена), развиты безнапорные воды.

Площадка «Балапан» представляет собой область транзита подземных вод. Основное направление движения подземных вод – на северо-восток, с уклоном до 0,002. Абсолютные отметки пьезометрической поверхности уменьшаются от 330 до 270 м (рисунок 10). Таким образом, движение подземных вод, в целом, направлено к естественной области разгрузки на территории СИП в сторону реки Иртыш, расположенной в 100 км к северу от площадки «Балапан». Движение подземных вод осуществляется при достаточно малых величинах гидравлического уклона и низких скоростях фильтрации. Этому способствуют невысокие значения коэффициента фильтрации, не превышающие на большей части территории величины 1 м/сут [1, 2].

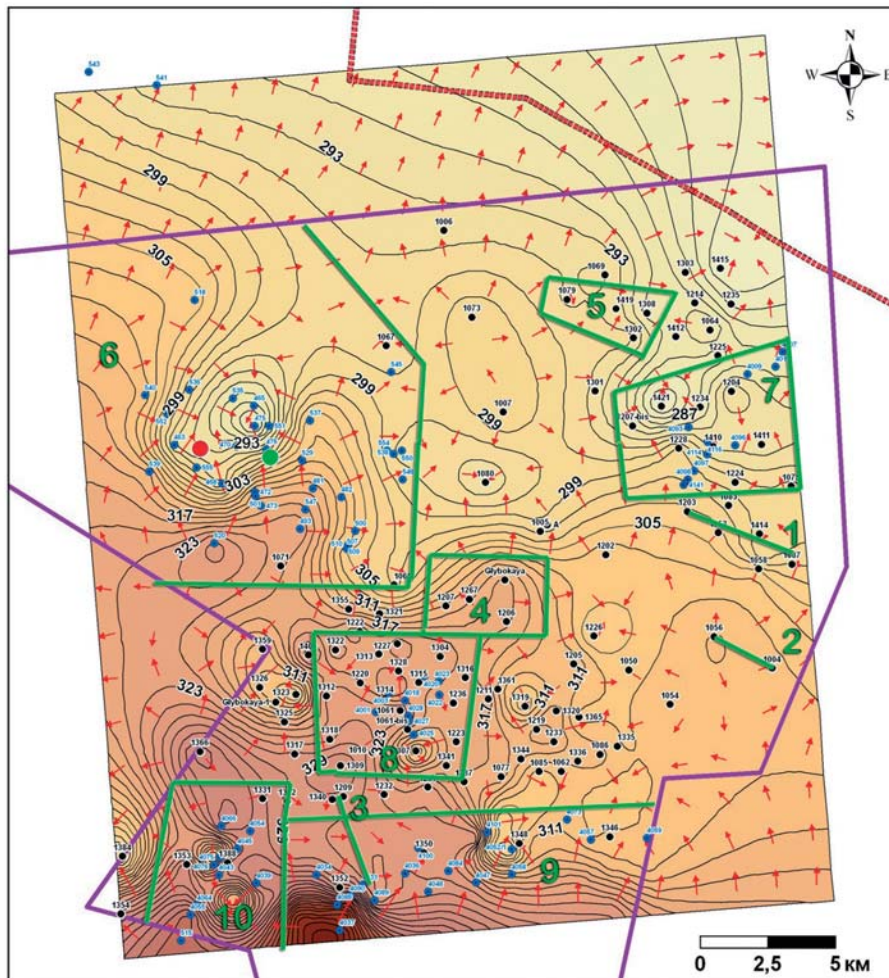
2.2. Результаты работ по оценке радионуклидного загрязнения подземных вод на площадке «Балапан»

Для оценки характера загрязнения техногенными радионуклидами подземных вод на площадке «Балапан» проводилось опробование ранее пробуренных гидрогеологических скважин. На ряде участков выполнены дополнительные исследования, включающие буровые, геофизические и опытно-фильтрационные работы с отбором проб подземных вод для проведения химического и радионуклидного анализа. Выбранные опорные скважины на территории площадки «Балапан» расположены неравномерно. Соответственно, оценка распространения техногенных радионуклидов в подземных водах проведена только по отдельным 10 участкам, которые выделены следующим образом: «Северный», «Северо-восточный», «Центральный», «Заречье», «Юго-западный», «Каражыра», участки № 1, № 2, № 3 и № 4 (рисунок 10).

По ряду скважин на участках проводился ежегодный радионуклидный мониторинг. Исследования показали, что основным загрязнителем подземных вод на площадке «Балапан» является тритий. Основной отличительной особенностью данного радионуклида является то, что тритий входит в состав воды и не сорбируется горными породами. Поэтому он является идеальным индикатором миграционных процессов. В связи с чем, при проведении наблюдений за характером выноса радиоактивных продуктов за пределы центральных зон ПЯВ основное внимание уделялось определению концентрации трития в пробах подземных вод.

2.2.1. Участок «Северный»

Участок «Северный» расположен в северной части площадки «Балапан» (рисунок 10). По результатам предварительных исследований подземных вод на площадке «Балапан» в скважине 1419, пробуренной для проведения ПЯВ, но неиспользованной в связи с ликвидацией полигона, были обнаружены самые высокие значения концен-



Условные обозначения

граница СИП	гидрогеологические скважины
граница площадки "Балапан"	боевые скважины
направления фильтрационного потока	пруд-испаритель
точка отбора проб воды из карьера	

Исследуемые участки

1 Участок №1	6 Участок "Каражира"
2 Участок №2	7 Участок "Северо-Восточный"
3 Участок №3	8 Участок "Центральный"
4 Участок №4	9 Участок "Заречье"
5 Участок "Северный"	10 Участок "Юго-западный"

Рисунок 10. Гидрогеологическая схема площадки «Балапан» (гидроизогипсы в абс. отм., м)

трации техногенных радионуклидов ^3H и ^{90}Sr . Скважина расположена в зоне прогиба в рельефе палеозойского фундамента. Для изучения характера радиоактивного загрязнения подземных вод на этом участке, а также для выявления путей возможного перемещения загрязненных потоков в районе скважины 1419 в 2005 году проведены комплексные исследований, включая геофизические, буровые и опытно-фильтрационные работы.

2.2.1.1. Гидрогеологические условия участка «Северный»

Для выбора мест бурения гидрогеологических скважин на участке выполнены геофизические исследования. В створе боевых скважин 1079–1302 по профилю длиной 9 км проведены сейсморазведка методом рефрагированных волн (МРВ) и электроразведка методом ВЭЗ. Сейсморазведка МРВ выполнена с шагом 10 м, расстояние между пунктами возбуждения (ПВ) 110 м, максимальная длина полученного годографа 1190 м. Полученный скоростной разрез приведен на рисунке 11.

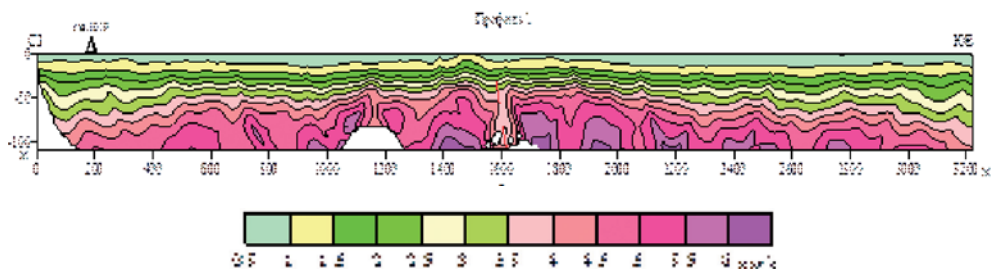
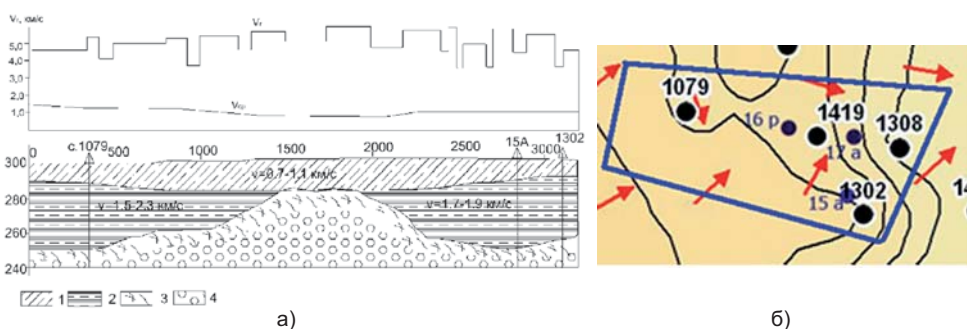


Рисунок 11. Участок «Северный». Скоростной разрез через скважину 1079

По результатам комплексной интерпретации построен геолого-геофизический разрез по профилю через скважины 1079–1302 (рисунок 12), который позволил выделить геологические границы кровли и подошвы горизонта глин.



1 – супесь, суглинок, 2 – глина, 3 – зона экзогенной трещиноватости, 4 – коренная порода (туф)

Рисунок 12. Участок «Северный»: а) геолого-геофизический разрез по профилю 1079–1302; б) схема расположения скважин

С учетом геолого-геофизического разреза пробурены три гидрогеологические скважины: 15а (глубина 71 м) – в створе скважин 1419 - 1302, в 250 м от 1302, 16р (глубина 60 м) – в створе скважин 1419 - 1079, в 1500 м от скважины 1079, 17а (глубина 114 м) – в створе скважин 1419 - 1308, в 950 м от 1308 (рисунок 12,б).

В пробуренных скважинах проведены опытные откачки (таблица 3).

Таблица 3.

**Участок «Северный». Результаты опробования скважин 15а – 17а
и содержание радионуклидов в подземных водах**

Номер скважины	Понижение, м	Дебит, м ³ /сут	Водопроницаемость, м ² /сут	Мощность водоносного горизонта, м	Коэффициент фильтрации, м/сут	²³⁸ U, кБк/кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/кг	Ближайшая «боевая» скважина, км
15а	25,65	86,40	2,64	50	0,06	1215,33±6,07	1,98±0,10	0,27±0,07	<u>1302</u> 0,25
16р	3,60	43,20	3,60	40	0,08	-	-	-	-
17а	7,15	3,12	4,30	40	0,05	4764,62±23,72	0,47±0,14	0,011±0,003	<u>1308</u> 0,95
1419						1194	225		<u>1302</u> 1,3

Результаты буровых и геофизических работ позволили уточнить геологическое строение изучаемого участка. В центре участка установлено поднятие скального фундамента с относительным превышением до 40 м. Таким образом, изучаемый замкнутый прогиб палеозойского фундамента разделен на два локальных прогиба. По фильтрационным характеристикам водовмещающие породы можно классифицировать как весьма слабопроницаемые ($K < 0,1$ м/сут).

2.2.1.2 Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке «Северный»

В таблице 3 представлены результаты лабораторных анализов по определению концентрации техногенных радионуклидов в пробах подземных вод [2].

По результатам гидрогеологического опробования, в скважине 17а обнаружены более высокие значения концентрации трития (4764,62 кБк/кг). При этом концентрация ⁹⁰Sr осталась на уровне предельно низких значений (0,47 Бк/кг), по сравнению с его концентрацией в скважине 1419 (225 Бк/кг). В скважине 15а обнаружены такие же высокие значения концентрации трития, как в скважине 1419 (1215,33 Бк/кг), но концентрация стронция (1,98 Бк/кг) намного ниже, чем в скважине 1419.

Судя по структуре фильтрационного потока, отображенной на рисунке 10, поступление загрязненных вод к скважине 1419, скорее всего, происходит от «боевых» скважин 1069, 1079 и 1302. При этом наличие высоких значений ⁹⁰Sr в воде из скважины 1419 пока объяснений не находит.

По результатам исследований подземных вод, распространенных в пределах участка «Северный», можно сделать следующие выводы:

- основной водоносный комплекс, приуроченный к зонам экзогенной и тектонической трещиноватости пород палеозоя, распространен повсеместно и имеет, преимущественно, напорный характер;
- основное направление движения подземных вод – северо-восточное;
- водообильность комплекса невысокая, удельные дебиты изменяются от 0,001 до 0,44 л/с, в зонах влияния разрывных нарушений возрастают до 0,42–2,2 л/с. По фильтрационным характеристикам водовмещающие породы можно классифицировать как весьма слабопроницаемые ($K < 0,1$ м/сут);
- концентрации ^{137}Cs в подземных водах незначительны и не превышают установленных НРБ-99 $\text{УВ}_{\text{нас}}$ для питьевой воды [19];
- основными радиоактивными загрязнителями подземных вод на данном участке являются тритий и ^{90}Sr , значения их концентраций превышают установленные НРБ-99 $\text{УВ}_{\text{нас}}$ для питьевой воды в 619 и 45 раз, соответственно;
- при удалении от источника загрязнения («боевые» скважины) концентрация трития заметно снижается;
- наличие высокой концентрации ^{90}Sr в скважине 1419 пока объяснения не находит.

2.2.2. Участок «Северо-восточный»

Данный участок расположен в северо-восточной части площадки «Балапан». Радиоактивное загрязнение подземных вод в пределах участка обусловлено последствиями ПЯВ, проведенных в «боевых» скважинах 1204, 1228, 1203, 1410, и 1411. Характер радионуклидного загрязнения на участке изучался по результатам опробования 9 ранее пробуренных гидрогеологических скважин (рисунок 10).

2.2.2.1. Геологическое строение участка «Северо-восточный»

На северо-востоке территории исследований преимущественное распространение получают вулканогенно-осадочные породы кокпектинской свиты верхневизейского – намюрского яруса нижнего карбона ($\text{C}_1\text{v}_3\text{-n-kr}$). На юго-западе развиты осадочные отложения буконьской свиты среднего карбона (C_2bk), прорванные интрузивными образованиями перми ($\alpha\beta\mu\text{P}$) – андезитовыми и диабазовыми порфиритами (рисунок 13).

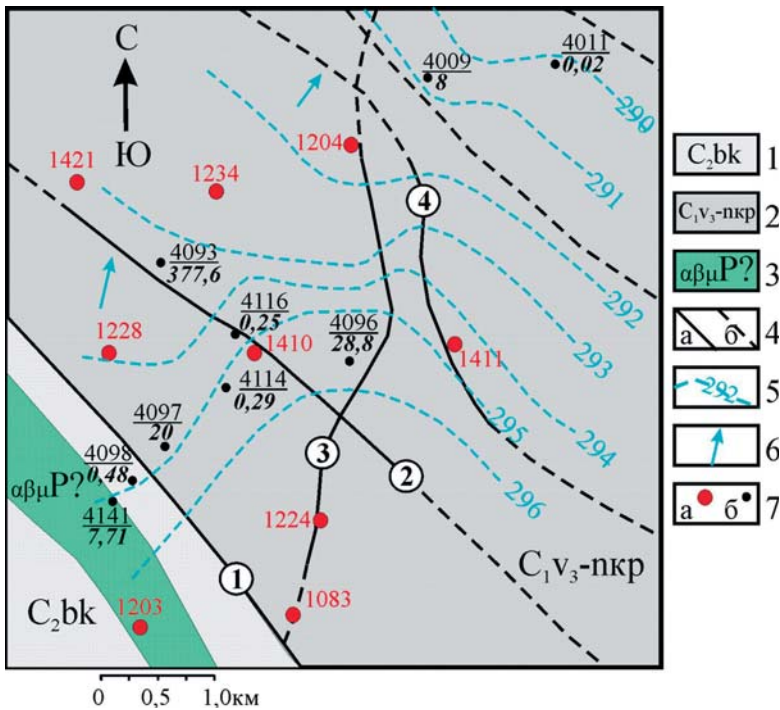
Скальные породы характеризуются литологической изменчивостью, осложнены складчатостью и разрывными нарушениями. В разрезе по степени и типу трещиноватости пород выделены зоны экзогенного выветривания, тектонической трещиноватости и относительно сохранных пород.

Скальные породы перекрыты глинами миоцена (N_1), выполняющими неровности палеорельефа и залегающими горизонтально. С поверхности повсеместно распространены среднечетвертичные отложения аллювиального генезиса, представленные супесями, песками мощностью до 15 м с подчиненными прослоями глин и суглинков. Мощность осадочной толщи достигает 20–80 м.

В районе исследований разрывные нарушения по характеру нарушения сплошности массива и протяженности [СНиП 2.02.85] подразделяются на:

- разлом II порядка I северо-западного простирания (нумерация разломов здесь и далее условно принята для рассматриваемого участка);

- разломы III порядка 2, 3, 4 северо-западного и субмеридионального простирания;
- разломы и крупные трещины более высокого порядка преимущественно северо-западного, субмеридионального и северо-восточного простирания.



(1–3 – трещинные и трещинно-жильные подземные воды в: 1 – осадочных отложениях буконьской свиты среднего карбона, 2 – вулканогенно-осадочных породах кокпектинской свиты нижнего карбона, 3 – интрузивных образованиях перми; 4 – разломы: а – установленные, б – предполагаемые; 5 – гидроизоэпы по состоянию на 1989 г., абс.отм.м; 6 – основное направление движения подземных вод; 7 – скважина и её номер: а – испытательная, б – наблюдательная, цифра в знаменателе – содержание трития в подземных водах, кБк/кг)

Рисунок 13. Схема геолого-гидрогеологических условий участка «Северо-восточный»

Разлом 1 – Байгузин-Булакский, выраженный зоной расланцевания и брекчирования пород (скв. 4094 и 4098), является тектонической границей между вулканогенно-осадочными породами кокпектинской свиты нижнего карбона и осадочными отложениями буконьской свиты среднего карбона [2].

2.2.2.2. Гидрогеологические условия на участке «Северо-восточный»

Основной водоносный комплекс, приуроченный к зонам экзогенной и тектонической трещиноватости пород палеозоя, распространен повсеместно и имеет, преимущественно

щественно, напорный характер. Основное направление движения подземных вод северное, абсолютные отметки уровня уменьшаются от 296 до 292 м. Величина уклона составляет 0,002–0,003.

Уровеньный режим подземных вод равнинный. Водообильность комплекса невысокая, удельные дебиты изменяются от 0,001 до 0,44 л/с, в зонах влияния разрывных нарушений возрастают до 0,42–2,2 л/с. Подземные воды умеренно солоноватые и солоноватые с минерализацией от 3,7 до 6,3 г/л, преимущественно хлоридно-сульфатные, реже – сульфатно-хлоридные кальциево- и магниевно-натриевые, очень жесткие, реакция воды нейтральная.

По условиям формирования и циркуляции подземные воды относятся к трещинным и трещинно-жилным, гидравлически взаимосвязанным. Водоносный комплекс развит в зонах экзогенной и тектонической трещиноватости:

- осадочных отложений буконьской свиты среднего карбона;
- вулканогенно-осадочных пород кокпектинской свиты нижнего карбона;
- интрузивных образований перми.

Проведение ПЯВ в скважинах 1414 и 1411, расположенных выше по потоку на расстоянии до 6 км, привело к снижению пьезометрической поверхности подземных вод с амплитудой до 9 м на протяжении полугода. Разрыв уровней в створе скважин 4009–4011, например, косвенно свидетельствует о перераспределении подземного потока, обусловленного региональным дренированием водоносного комплекса за счет формирования зон техногенной трещиноватости, сопряженных с ПЯВ. Проведение ПЯВ в скважине 1410 вызвало кратковременное нарушение режима подземных вод, прослеженное в радиусе до 1 км (рисунок 14) [10].

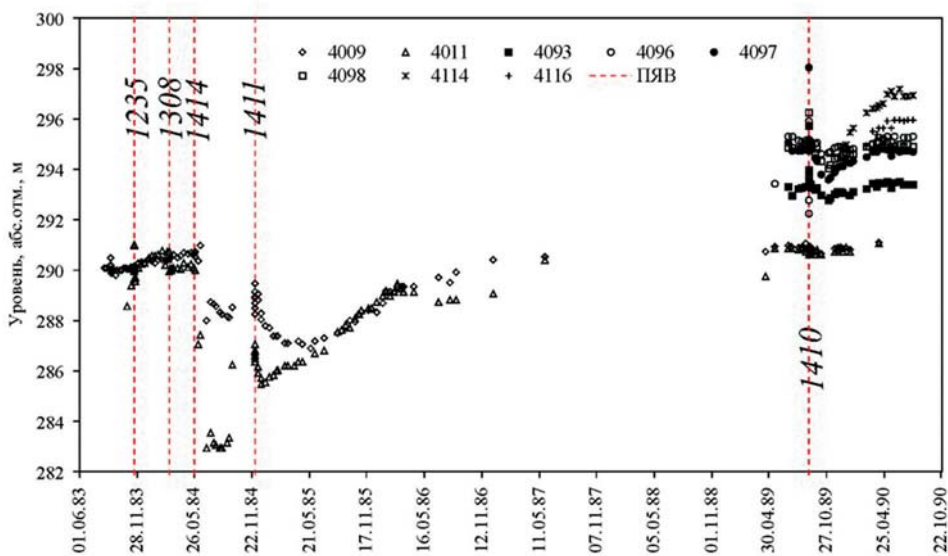


Рисунок 14. Участок «Северо-восточный». Диаграммы уровня подземных вод

2.2.2.3. Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке «Северо-восточный»

По результатам отбора проб из 9 наблюдательных скважин могут быть выделены 4 ореола радиоактивного загрязнения подземных вод, связанных с проведением ПЯВ в скважинах 1204, 1228, 1203 и 1411 (рисунок 13, таблица 4) [1, 2].

Таблица 4.

Участок «Северо-восточный». Содержание радионуклидов в подземных водах

ПЯВ дата	*Расстояние, км	№ скв.	Дата отбора	³ H, кБк/кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/кг	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/кг
Трещинные и трещинно-жильные воды в вулканогенно-осадочных породах нижнего карбона							
<u>1204</u> 1972	0,9	4009	2004	7,12	0,07	0,003	-
			2005	7,90	0,08	0,03	-
			2007	8,23	0,01	0,03	-
			2010	5,00	0,01	< 0,02	< 0,006
	2,1	4011	2004	0,02	0,12	< 0,02	-
<u>1228</u> 1978	0,9	4093	2004	321,22	6,50	0,002	-
			2005	-	5,45	1,17	-
			2007	390,41	0,25	1,17	-
			2010	300,00	-	<0,03	< 0,002
	1,0	4097	2004	20,00	1,30	0,20	-
			2005	-	0,33	0,20	-
			2007	10,45	1,30	0,01	-
			2010	10,00	-	-	-
<u>1410</u> 1989	1,1	4114	2004	0,29	-	-	< 0,002
	1,12 (0,3)	4116	2004	0,25	0,03	0,02	-
			2005	0,21	0,81	0,26	-
<u>1411</u> 1984	0,95	4096	2004	28,80	0,20	0,03	-
			2005	-	0,30	0,03	-
			2010	5,00	<0,01	<0,03	< 0,002
Трещинные и трещинно-жильные воды в осадочных отложениях среднего карбона (скв. 4098) и интрузивных образованиях перми (4141)							
<u>1203</u> 1981	0,8	4141	2004	7,71	0,24	<0,005	-
			2007	1,74	0,24	0,01	-
			2008	0,30	0,01	0,01	< 0,002
	1,0	4098	2004	0,48	-	-	-
			2007	0,46	-	-	-
			2008	0,10	0,07	0,10	< 0,002
Примечание: * Расстояние от гидрогеологической до ближайшей «боевой» скважины, расположенной по направлению движения потока подземных вод "- " – измерения не проводились							

Во всех изученных пробах воды значения концентраций ^{90}Sr и ^{137}Cs незначительные и не превышают установленные НРБ-99 $\text{УВ}_{\text{нас}}$ для питьевой воды. В то же время содержание трития изменяется в широком диапазоне значений. Максимальная концентрация трития отмечена в наблюдательной скважине 4093 (378 кБк/кг), что почти в 50 раз больше установленного НРБ-99 $\text{УВ}_{\text{нас}}$ для питьевой воды, составляющего 7,7 кБк/кг. Поток загрязненных подземных вод к этой скважине поступает от скважины 1228, расположенной в 0,9 км юго-западнее. Стоит отметить, что на устье скважины 1228 в настоящее время зафиксирован выход газов с преобладанием оксидов углерода и метана, что косвенно свидетельствует о существенной деформации массива горных пород на этом участке [20].

В наблюдательных скважинах 4009 и 4011, расположенных северо-восточнее скважины 1204 ниже по потоку подземных вод, содержание трития невысокое и закономерно уменьшается. Скорее всего, это связано с тем, что основной поток загрязненных вод от скважины 1204 дренируется тектоническими разломами в северо-восточном направлении (рисунок 13).

В скважине 4096 повышенная концентрация трития обусловлена загрязнением подземных вод от ПЯВ в скважине 1411. Это подтверждается фоновыми данными наблюдений за режимом подземных вод (рисунок 14). На представленной диаграмме видно, что скважина 4096 находилась в зоне влияния дренирования и последующего восстановления пьезометрической поверхности после ПЯВ в скважине 1411.

Наблюдательные скважины 4114, 4098 и испытательная скважина 1203 расположены в пределах Жананской зоны смятия, южнее Байгузин-Булакского разлома. Наиболее высокие концентрации трития отмечены в скважине 4141 по сравнению со скважиной 4098, так как скважина 4141, как и скважина 1203, вскрывает тот же водоносный комплекс трещинных и трещинно-жильных вод интрузивных образований. Более высокие концентрации трития в скважине 4097 по сравнению со скважиной 4098, возможно, связаны с поступлением загрязненных вод от «боевых» скважин 1083 и 1224 по зоне влияния Байгузин-Булакского разлома.

Результаты повторного отбора проб воды в 2010 г. из скважин 4093, 4096, 4097 указывают на наличие процесса постепенного снижения концентрации трития в подземных водах (таблица 4).

По результатам исследований подземных вод, распространенных в пределах участка «Северо-восточный», можно сделать следующие выводы:

- основной водоносный комплекс, приуроченный к зонам экзогенной и тектонической трещиноватости пород палеозоя, распространен повсеместно и имеет, преимущественно, напорный характер;
- основное направление движения подземных вод – северное;
- водообильность комплекса невысокая, удельные дебиты изменяются от 0,001 до 0,44 л/с, в зонах влияния разрывных нарушений возрастают до 0,42–2,2 л/с. Подземные воды умеренно солоноватые и солоноватые с минерализацией от 3,7 до 6,3 г/л;
- во всех пробах воды концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs незначительны и не превышают установленных НРБ-99 $\text{УВ}_{\text{нас}}$ для питьевой воды. Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в подземных водах участка не превышает МДА, равной 0,002 Бк/кг;

- основным радиоактивным загрязнителем подземных вод является тритий. Максимальная концентрация трития обнаружена в скважине 4093 (377,6 кБк/кг), что почти в 50 раз больше установленного НРБ-99 УВ_{нас} для питьевой воды;
- высокие значения концентрации трития в подземных водах характерны для линейно вытянутых зон, распространенных по направлению движения подземных вод от «боевых» скважин до 1,5–2,0 км. С увеличением расстояния от «боевых» скважин концентрация трития заметно снижается;
- повышенные значения концентрации трития на данном участке характерны для зон тектонических разломов, участков, подверженных более интенсивному разрушению, а так же для водоносного комплекса трещинных и трещинно-жильных вод интрузивных образований.

2.2.3. Участок «Юго-западный»

Участок исследований расположен на крайнем юго-западе площадки «Балапан» и занимает площадь размером 14 км². 27 декабря 1987 г. в целях совершенствования ядерного оружия в «боевой» скважине 1388 был проведен групповой ПЯВ двух ЯИ мощностью 20–150 кт и 0,001–20 кт.

Исследованиям на данном участке уделено повышенное внимание в связи с возможным выносом радиоактивных продуктов ПЯВ с подземными водами за пределы площадки «Балапан». Дело в том, что он расположен в пределах юго-западной границы площадки «Балапан», и ПЯВ проведен вблизи северной зоны влияния Калба-Чингизского регионального разлома.

2.2.3.1. Геологическое строение участка «Юго-западный»

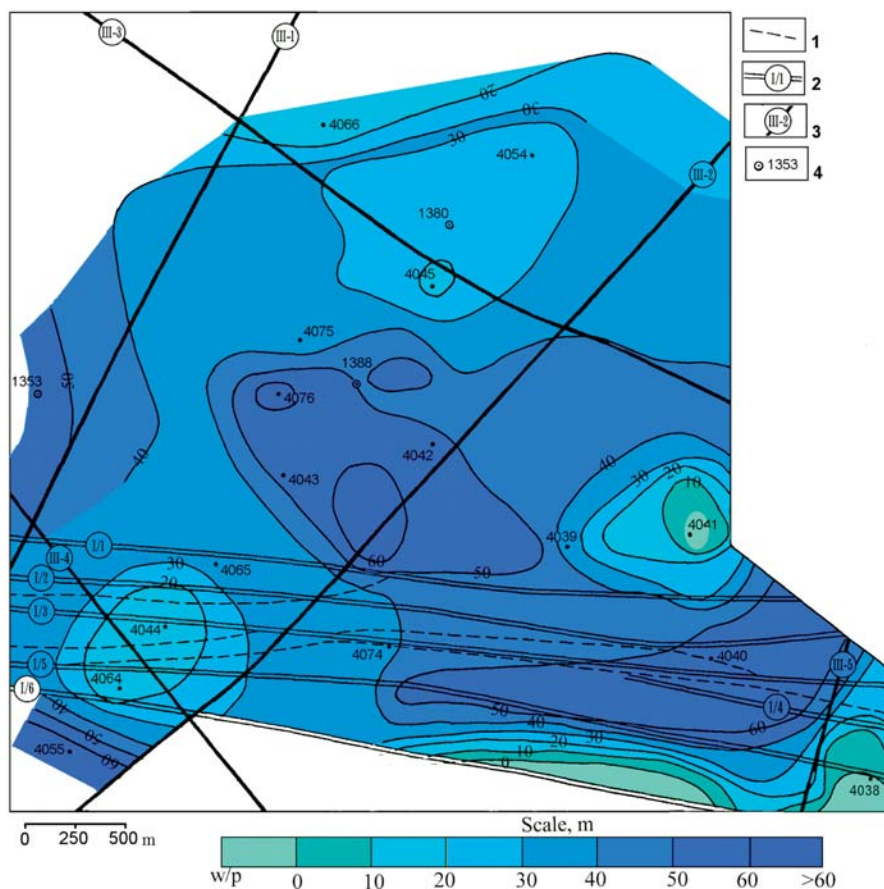
Территория участка разделена региональным Калба-Чингизским глубинным разломом на две различные структурно-формационные зоны, неравные по площади (рисунок 15).

Северная часть участка входит в состав Иртыш-Зайсанского мегасинклинория и сложена нижнекаменноугольными терригенными, кремнистыми и вулканогенными отложениями нижнего карбона (C₁tkn). Южная часть приурочена к Чингиз-Тарбагатайскому мегантиклинорию, образована породами среднего кембрия (Є₂md).

Участок исследований расположен в зоне влияния регионального Калба-Чингизского разлома I порядка, выделенного в соответствии с СНИП 1.02.07-87 и представленного серией сближенных разломов I/1 – I/6 субширотной направленности. В северной части территории выделена субпараллельная региональному разлому ветвь разрывных нарушений более высоких порядков (7-9). Разрывные нарушения северо-западного и северо-восточного простирания представлены зонами повышенной трещиноватости и дробления.

2.2.3.2. Гидрогеологические условия участка «Юго-западный»

Гидрогеологические условия территории обусловлены особенностями геологического строения и наличием разрывных нарушений. Подземные воды трещинного и трещинно-жильного типа приурочены, соответственно, к зонам экзогенного выветривания и разрывным нарушениям палеозойского фундамента.



(1 – геологическая граница; 2,3 – разломы, их ранги и номера:
2 – I порядка, 3 – III порядка; 4 – скважина и ее номер)

Рисунок 15. Схема распределения напоров подземных вод на объекте 1388 до ПЯВ

Грунтовые воды получают спорадическое развитие в рыхлой толще мезо-кайнозойских образований. В местах выклинивания относительного водоупора (глин неогена) или частичного опесчанивания осадочного чехла прослежено формирование единого водоносного комплекса порово-трещинных вод (скв. 4041 и 4040 соответственно).

Подземные воды вскрыты на глубине от 2,1 до 78,5 м. Пьезометрические уровни изменяются от 4,1 до 23 м, создавая напор до 61,7 м. В юго-восточной части центрального блока выделена замкнутая гидрогеологическая структура повышенных значений напоров, ограниченная пьезоизогипсой 50. В узлах пересечения разрывных нарушений северо-западного и северо-восточного простираний прослежено снижение величин напоров до 20–40 м. Наиболее значимый перепад напоров зафиксирован в вос-

точном блоке, в центре которого в связи с выклиниванием относительного водоупора распространены безнапорные подземные воды.

Движение подземных вод происходит преимущественно, в северо-западном направлении со средним уклоном 0,003 (рисунок 15). Абсолютные отметки пьезометрической поверхности неравномерно изменяются по площади. В пределах центрального блока составляют 334–334,2 м, в северо-восточном блоке – 334,4 м, в восточном блоке возрастают до 336–336,2 м, в юго-восточном достигают 343,9 м. В зоне влияния регионального разлома пьезометрическая поверхность наклонена в восточном направлении, абсолютные отметки снижаются от 334–360,4 м (скв. 4038, 4040) на юго-востоке и до 332,8 м на северо-востоке.

Результаты гидрогеологического опробования скважин, проведенного до ПЯВ, приведены в таблице 5.

Таблица 5.

Результаты гидрогеологического опробования скважин

№ сква- жины	Уровень воды, м		Величи- на напо- ра, м	Дебит Q, л/с	Пониже- ние S, м	Удельный дебит q, л/с	Водопроводи- мость пород км, м ² /сут
	появив- шийся	установив- шийся					
4039	36	4,1	31,9	0,40	32,2	0,01	1,3
4040	61	18	43	0,03	34,0	0,001	0,1
4041	2,1	2,1	-	0,08	43,2	0,002	0,2
4042	66	9,2	56,8	2,08	19,6	0,11	14,3
4043	69,9	16,6	53,2	0,21	30,2	0,01	0,9
4045	39	15,9	23,1	0,91	11,7	0,08	10
4054	37,5	13,2	24,3	0,36	12,1	0,03	3,9
4038	36	4,1	31,9	0,40	32,2	0,01	1,3
4044	39,5	23	16,5	0,40	14,8	0,03	3,5
4055	71	9,3	61,7	0,23	17,3	0,01	1,3

Подземные воды, вскрытые скважинами, расположенными в пределах блоков, имеют невысокую водообильность – до 1,3 м²/сут. Наличие разрывных нарушений различного порядка предопределяет неоднородность фильтрационных параметров водовмещающей среды. В зоне влияния Калба-Чингизского разлома водопроницаемость пород изменяется от 0,05 м²/сут (скв. 4040) до 3,5 м²/сут (скв. 4044), вблизи разрывных нарушений более высокого порядка возрастает до 14,3 м²/сут.

По данным скважинной расходомерии установлено закономерное снижение обводненности трещиноватого массива с глубиной. Коэффициент фильтрации составляет 1–1,6 м/сут, возрастая в зонах тектонической трещиноватости до 5 м/сут.

Таким образом, гидравлическая связь между выделенными блоками может изменяться от совершенной до затрудненной, в соответствии с составленными схемами пьезометрической поверхности, в пределах которых разница уровней между блоками достигает десятки метров [11].

2.2.3.3. Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке «Юго-западный»

Результаты лабораторных анализов проб подземных вод, отобранных из гидро-геологических скважин, представлены в таблице 6 [1, 2].

Таблица 6.

Участок «Юго-западный». Содержание радионуклидов в подземных водах

ПЯВ дата	*Расстояние, км	№ скв.	Дата отбора	³ H, кБк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/ кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/кг
Водоносный комплекс нижнего карбона							
Центральный блок							
<u>1388</u> 1987	0,4	4075	2003	437,35	1,30	37	-
			2004	561,70	0,28	37	<0,002
	0,4	4076	2003	55,28	<1,30	0,40	-
			2004	51,44	0,01	1,32	-
			2007	42,26			-
			2008	50	0,05	<0,01	-
	0,6	4045	2003	13,15	<0,60	1,20	-
			2004	21,54	0,002	0,03	-
	0,6	4043	2003	0,28	0,90	0,10	-
			2004	<0,16	0,01	2,01	-
			2005	0,13	0,90	0,30	-
			2007	0,10			-
Северо-восточный блок							
<u>1388</u> 1987	1,2	4066	2002	<0,16	-	-	-
			2003	<0,16	-	-	-
			2004	<0,16	0,004	0,07	-
			2005	<0,16	-	-	-
			2007	0,03	0,30	0,20	-
	1,4	4054	2002	<0,16	-	-	-
			2003	<0,16	-	-	-
			2004	<0,16	0,003	0,03	-
			2007	<0,01	-	-	-
			2008	0,10	<0,01	0,14	<0,002
Юго-восточный блок							
<u>1388</u> 1987	1,3	4039	2004	0,16	1,50	0,25	-
Водоносный комплекс среднего кембрия							
В южной зоне влияния Калба-Чингизского разлома							
<u>1354</u> 1985	3,6	4064	2002	<0,16	-	-	-
			2003	<0,16	-	-	-
			2004	<0,16	0,01	0,03	-
			2007	0,02	1,20	0,50	-
			2008	<0,01	0,02	<0,01	<0,002
Вне зоны влияния Калба-Чингизского разлома							

ПЯВ дата	*Расстояние, км	№ скв.	Дата отбора	³ H, кБк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/ кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/кг
<u>1354</u> 1985	3,5	4055	2002	<0,16	-	-	-
			2003	<0,16	-	-	-
			2004	<0,16	0,002	0,09	-
			2007	<0,01	-	-	-
			2008	0,04	-	-	<0,002
Примечание: * Расстояние от гидрогеологической до ближайшей «боевой» скважины, расположенной по направлению движения потока подземных вод "- " — измерения не проводились							

По табличным данным можно отметить, что во всех пробах воды концентрация ¹³⁷Cs находится на уровне МДА. Для большинства проб концентрация ⁹⁰Sr варьирует от 0,1 до 2,0 Бк/кг. Максимальная концентрация ⁹⁰Sr обнаружена в воде из скважины 4075, где она составила 37 Бк/кг, что более чем в 7 раз превышает установленный НРБ-99 УВ_{нас} для питьевой воды, равный 5 Бк/кг. Концентрация трития в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений от 0,1 до 55,3 кБк/кг. Максимальная концентрация трития обнаружена в скважине 4075, где она достигла 437,35 кБк/кг, что почти в 57 раз превышает установленный НРБ-99 УВ_{нас} для питьевой воды, равный 7,7 кБк/кг.

Характер площадного распространения радионуклидов объясняется следующими особенностями гидрогеологических условий. Фильтрационная неоднородность пород значительна и неравномерна по площади, что обусловлено наличием на данном участке разрывных нарушений различного порядка. Как было сказано выше, основным направлением движения подземных вод является северо-западное. Дополнительная разгрузка подземного потока может происходить в северо-восточном и южном направлениях [12]. Указанные особенности объясняют наличие высоких концентраций трития в скважинах 4075 и 4076 (437,4 и 55,3 кБк/кг, соответственно). При этом эти скважины ближе остальных расположены к «боевой» скважине 1388. Наличие достаточно высоких значений концентрации трития в скважине 4045 связано с тем, что она расположена также на одном из направлений движения подземных вод от скважины 1388. В воде из скважины 4043 концентрация трития значительно ниже, чем в скважине 4045, хотя она расположена примерно на таком же расстоянии на юго-запад от скважины 1388. Это объясняет то, что перемещение подземных вод от скважины 1388 в юго-западном направлении существенно ниже, чем в остальных направлениях. Наличие низких значений трития в скважинах 4064, 4055, 4054 и 4066, в первую очередь, можно объяснить их удалением от скважины 1388.

С 2002 по 2008 год на участке проводился ежегодный мониторинг содержания трития в подземных водах. Анализ табличных данных показывает, что характер динамики концентрации трития в подземных водах имеет сложный и неоднозначный характер. В скважинах 4064 и 4076 содержание трития практически не изменилось, в скважинах 4043, 4066 и 4054 отмечено незначительное повышение, а в скважине 4075, по сравнению с 2003 годом, содержание трития заметно снизилось.

По результатам исследований подземных вод, распространенных в пределах участка «Юго-западный», можно сделать следующие выводы:

- основной водоносный комплекс, приуроченный к зонам экзогенной и тектонической трещиноватости пород палеозоя, распространен повсеместно и имеет, преимущественно, напорный характер;
- движение подземных вод происходит преимущественно в северо-западном направлении со средним уклоном 0,003;
- наличие разрывных нарушений различного порядка предопределяет неоднородность фильтрационных параметров водовмещающей среды. Водопроницаемость пород изменяется от 0,05 м²/сут до 3,5 м²/сут, вблизи разрывных нарушений более высокого порядка возрастает до 14,3 м²/сут. Коэффициент фильтрации составляет 1–1,6 м/сут, возрастая в зонах тектонической трещиноватости до 5 м/сут;
- концентрация ¹³⁷Cs находится на уровне МДА, равной от 0,002 до 1,3 Бк/кг. Для большинства проб концентрация ⁹⁰Sr изменялась от 0,1 до 2,0 Бк/кг. Максимальная концентрация ⁹⁰Sr обнаружена в воде из скважины 4075, где она составила 37 Бк/кг, что более чем в 7 раз превышает установленный НРБ-99 УВ_{нас} для питьевой воды. Содержание ²³⁹⁺²⁴⁰Pu в подземных водах участка не превышает МДА, равной 0,002 Бк/кг;
- концентрация трития в подземных водах изменяется от 0,1 до 55,3 кБк/кг. Максимальная концентрация трития обнаружена в скважине 4075, где она достигла 437,4 кБк/кг, что почти в 57 раз превышает установленный НРБ-99 УВ_{нас} для питьевой воды, равный 7,7 кБк/кг;
- продвижение фронта загрязненных вод, в основном, совпадает с направлением перемещения подземных вод и имеет северо-западное направление;
- распределение радионуклидов в подземных водах зависит от геологоструктурных условий участка. Наибольшему радиоактивному загрязнению подвержены подземные воды нижнего карбона, распространенные в пределах центрального блока. Относительно повышенное содержание радионуклидов в подземных водах юго-восточного блока по сравнению с северо-восточным косвенно свидетельствует о преимущественном транзите подземных вод по направлению к региональному Калба-Чингизскому разлому;
- наличие радионуклидов в водоносном комплексе среднего кембрия обусловлено проведением ПЯВ в скважине 1354 в 1985 г., вызвавшего нарушение режима подземных вод и длительное восстановление пьезометрической поверхности. Повышенное радиоактивное загрязнение водоносного комплекса среднего кембрия зафиксировано в южной зоне влияния Калба-Чингизского разлома.

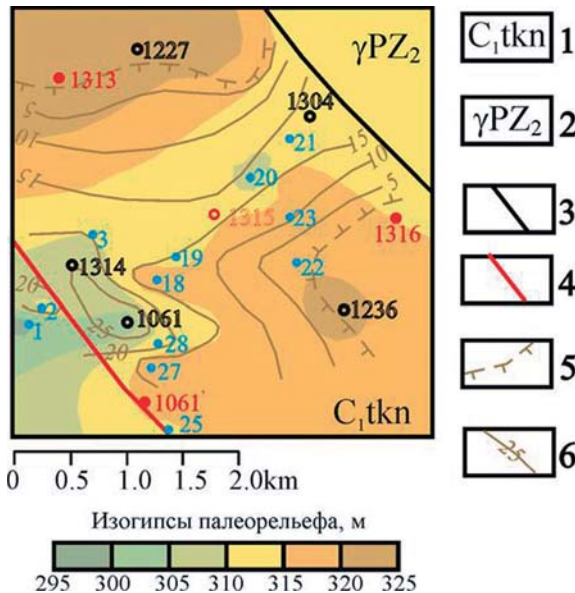
2.2.4. Участок «Центральный»

Исследуемый участок расположен в центральной части площадки «Балапан». Основными источниками радионуклидного загрязнения подземных вод на участке являются центральные зоны ПЯВ, проведенных в «боевых» скважинах 1061-бис, 1061, 1314, 1315 и 1236. Оценка характера радионуклидного загрязнения подземных

вод проведена по результатам опробования 8 ранее пробуренных гидрогеологических скважин (рисунок 16).

2.2.4.1. Геологическое строение участка «Центральный»

Участок «Центральный» расположен в пределах аллювиально-пролювиальной равнины. В геологическом строении участка принимают участие осадочно-эффузивные отложения кояндинской свиты турнейского яруса нижнего карбона (C_1tkn), представленные преимущественно песчаниками, сланцами, туфопесчаниками, переслаивающимися с выраженным падением пород на северо-восток (рисунок 16).



(здесь и далее: 1 – эффузивно-осадочные отложения нижнего карбона; 2 – верхнепалеозойские интрузивные образования; 3 – геологическая граница; 4 – разрывное нарушение; 5, 6 – отложения неогена (водоупорные глины); 5 – граница распространения с бергштрихами; 6 – изолинии мощности, м)

Рисунок 16. Схема палеорельефа участка

Вдоль юго-западной границы выделено разрывное нарушение северо-западного простирания, соответствующее направлению региональных структур. Рассматриваемое нарушение является гидрогеологически активным, так как за пределами района работ на крайнем юго-востоке прослежено на расстоянии более 10 км в пределах мелкосопочника, служащего областью питания подземных вод.

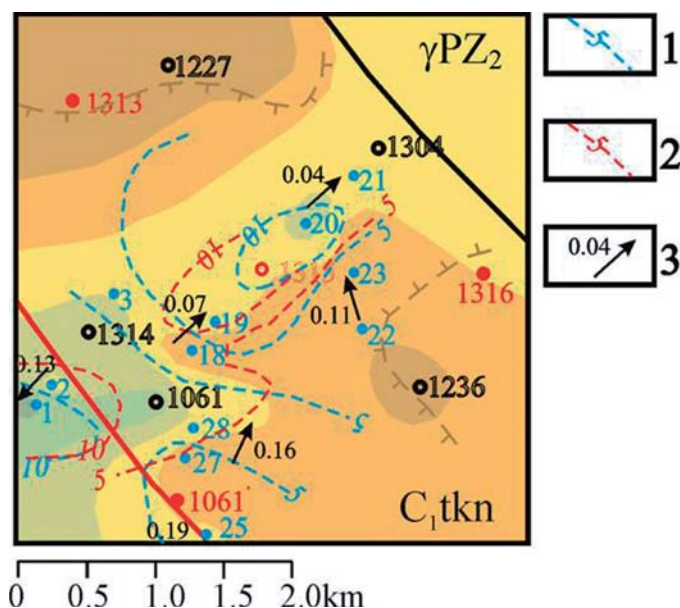
Изменчивость литологического состава и физико-механических свойств коренных пород предопределяет значительную изрезанность поверхности кровли коренных пород. Перепад высот палеорельефа достигает 30 м (рисунок 16). В северо-восточном направлении протягивается палеодолина, днище которой полого наклонено на юго-

запад. Неровности палеорельефа выполнены глинами неогена с закономерным увеличением мощности вниз по склону палеодолины от 5 до 20 м и более.

На северо-западе и востоке возвышенные участки характеризуются выклиниванием глин неогена и представляют собой «эрозионные окна», служащие локальными зонами инфильтрационного питания подземных вод.

2.2.4.2. Гидрогеологические условия участка «Центральный»

В пределах участка «Центральный» подземные воды приурочены к верхней зоне экзогенного выветривания коренных пород и вскрываются на глубине от 15,2 до 37 м. Распределение напоров соответствует палеорельефу участка. В пределах переуглублений палеодолины напоры возрастают до 10 и более метров, в бортах – уменьшаются (рисунок 17). На востоке участка развиты безнапорные подземные воды. Вдоль разрывного нарушения северо-западного простирания величина напора увеличивается от 3,6 до 7,5 м.



(1, 2 – изолинии напора подземных вод: 1 – в естественных условиях, 2 – техногенно-нарушенных в момент проведения ПЯВ в скважине 1318; 3 – основное направление движения подземных вод и скорость снижения уровня в естественных условиях)

Рисунок 17. Схема распределения напоров

Рассматриваемый участок расположен в области транзита подземных вод с основным направлением движения на северо-восток. Локальное отклонение подземного потока по направлению на северо- и юго-запад, вероятно, связано с наличием гидрогеологически активного разрывного нарушения и проведением ПЯВ в скважинах, расположенных вдоль нарушения [13].

В геологическом разрезе выдерживается вертикальная зональность. С увеличением глубины залегания фильтрационные свойства водовмещающих пород снижаются. Неравномерный разброс значений водопроницаемости в разные периоды гидрогеологического опробования обусловлен проведением ПЯВ.

Подземные воды умеренно солоноватые и солоноватые с минерализацией 3,7–6,2 г/л, в центральной части минерализация возрастает до 7,4–7,6 г/л. По составу подземные воды сульфатно-хлоридные, в центре – хлоридно-сульфатные магниевонатриевые, жесткие, реакция воды слабокислая.

2.2.4.3. Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке «Центральный»

Результаты лабораторных анализов проб подземных вод представлены в таблице 7 [1, 2].

Таблица 7.

Участок «Центральный». Содержание радионуклидов в подземных водах

Скв. дата	*Расстояние, км	№ скв.	Дата отбора	³ H, кБк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/кг	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг
<u>1061</u> 1972	0,5	4018	2004	3,22	0,01	-	0,09
			2005	5,39	0,02	-	0,07
			2007	1,44	0,02	-	0,56
			2010	0,05	<0,01	<0,002	<0,01
<u>1236</u> 1981	0,6	4022	2004	0,22	0,003	-	0,10
			2005	0,03	1,16	-	0,78
			2007	0,01	1,16	-	0,08
			2008	0,10	<0,02	<0,002	0,03
	1,0	4023	2004	0,06	0,01	-	0,07
			2005	0,02	0,18	-	0,14
			2007	<0,01	0,18	-	0,01
			2008	0,10	<0,01	<0,002	<0,01
<u>1314</u> 1982	0,4	4003	2004	0,04	0,04	-	0,04
			2005	0,21	0,01	-	0,04
			2007	0,01	0,01	-	0,01
			2008	0,04	<0,01	-	<0,01
	0,6	4001	2004	-	0,12	<0,002	0,20
			2004	2,68	0,01	-	0,07
			2005	0,02	0,02	-	0,04
			2007	<0,01	0,02	-	<0,01
<u>1061-bis</u> 1985	0,3	4027	2008	0,02	<0,03	<0,002	<0,01
			2004	0,45	0,01	-	0,04
			2005	-	0,06	-	0,17
			2007	1,24	0,02	-	0,70
	0,4	4025	2008	0,50	<0,01	-	0,02
			2010	1,80	<0,01	<0,002	<0,01
			2004	0,04	0,01	-	0,11
			2005	0,06	0,01	<0,002	6,42
	0,5	4028	2004	-	0,13	-	0,72
			2007	0,32	-	-	0,01
			2008	0,30	<0,01	<0,002	<0,01

Скв. дата	*Расстояние, км	№ скв.	Дата отбора	³ H, кБк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/кг	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг
1315 1987	0,4	4020	2004	0,12	0,02	-	0,18
			2005	-	0,08	-	0,07
			2007	1,24	0,08	-	0,02
			2008	0,10	<0,02	<0,002	0,02
			2010	0,24	<0,01	-	<0,02
Примечание: * Расстояние от гидрогеологической до ближайшей «боевой» скважины, расположенной по направлению движения потока подземных вод "- " — измерения не проводились							

Исследования показали, что во всех пробах воды концентрация ^{137}Cs находится в пределах низких значений и изменяется от 0,012 до 0,18 Бк/кг с максимальной концентрацией 1,16 Бк/кг в скважине 4022. Для ^{90}Sr также характерны очень низкие значения концентрации в пределах от <0,01 до 0,7 Бк/кг. Концентрация трития в подземных водах изменяется от <0,007 до 1,44 кБк/кг. Максимальная концентрация трития обнаружена в 2010 году в скважине 4027, где она составила 1,8 кБк/кг. Полученные значения радиационной опасности не представляют и не превышают установленный НРБ-99 $\text{УВ}_{\text{нас}}$ для питьевой воды.

Таким образом, характерной чертой данного участка является наличие предельно низких концентраций техногенных радионуклидов, несмотря на то, что гидрогеологические скважины расположены в непосредственной близости от 5 «боевых» скважин. Одним из объяснений данной особенности является то, что на данном участке распространены, в основном, безнапорные подземные воды. Поэтому и вымывание радионуклидов из центральных зон происходит менее интенсивно, чем это отмечено на остальных участках. С другой стороны, как было отмечено выше, данный участок характеризуется зоной повышенных значений расхода фильтрационного потока на фоне средних его значений, что указывает на наличие здесь зоны локального питания подземных вод. В данном случае есть основание утверждать, что низкие концентрации радионуклидов связаны с постоянным разубоживанием их поступающими атмосферными осадками.

Несмотря на относительно низкое содержание радионуклидов, при анализе полученных данных можно отметить уменьшение радиоактивного загрязнения в подземных водах с увеличением значений расстояния от 5 ПЯВ.

Относительно высокие концентрации трития были определены в ближней зоне ПЯВ, проведенного в скважине 1061. Повышенные концентрации цезия зафиксированы на востоке участка в области развития безнапорных вод в скважинах 4022 и 4023.

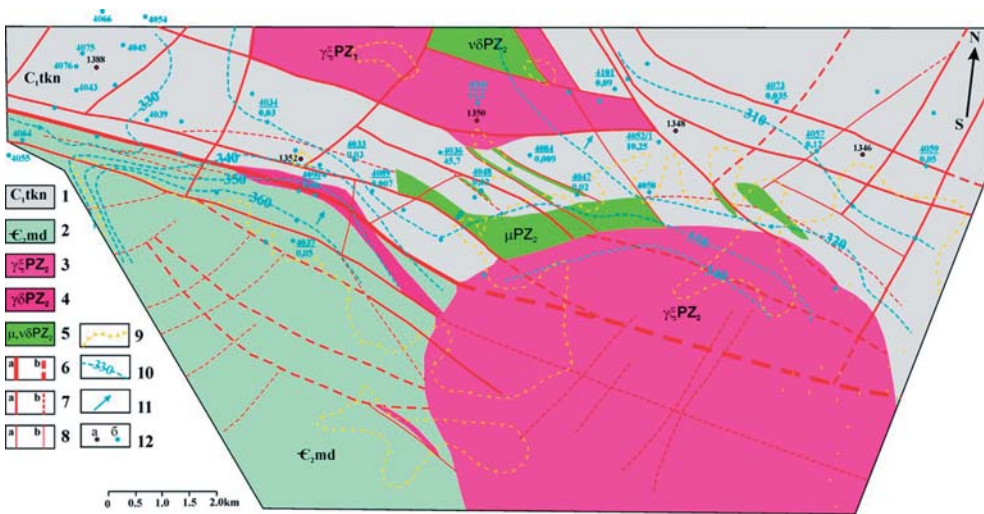
По результатам исследований подземных вод, распространенных в пределах участка «Центральный», можно сделать следующие выводы:

- основной водоносный комплекс, приуроченный к зонам экзогенной и тектонической трещиноватости пород палеозоя, распространен повсеместно и имеет как напорный, так и безнапорный характер;

- основное направление движения подземных вод – северо-восточное;
- характерной чертой данного участка является наличие низких концентраций техногенных радионуклидов, несмотря на то, что гидрогеологические скважины расположены в непосредственной близости от «боевых» скважин (значения концентраций не превышают установленные НРБ-99 УВ_{нас} для питьевой воды). Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в подземных водах участка не превышает МДА, равной 0,002 Бк/кг;
- несмотря на низкое содержание радионуклидов в подземных водах, в целом, на данном участке отмечено уменьшение радиоактивного загрязнения подземных водах с увеличением расстояния от центральных зон ПЯВ.

2.2.5. Участок «Заречье»

Формирование техногенно-нарушенной гидрогеодинамической обстановки на участке «Заречье» в период 1987–1990 гг. связано с проведением пяти ПЯВ в скважинах 1348, 1388, 1350, 1346 и 1352 [14]. Для изучения характера радионуклидного загрязнения на участке проведено опробование 16 ранее пробуренных гидрогеологических скважин (рисунок 18).



(1-5 – трещинные и трещинно-жильные воды в: 1 – вулканогенно-осадочных и метаморфизованных отложениях нижнего карбона, 2 – вулканогенно-метаморфизованных и осадочных отложениях среднего кембрия, 3-5 – интрузивных образованиях верхнего палеозоя: 3 – граниты, граносиениты, сиениты, гранит-порфиры; 4 – гранодиориты; 5 – диориты, габбро-диориты, порфириды; 6-8 – разрывные нарушения (а – установленные, б – предполагаемые): 6 – I порядка, 7 – III порядка, 8 – V и более высокого порядка; 9 – граница распространения отложений миоцена, бергштрихи направлены в сторону развития отложений; 10 – гидроизогипсы по состоянию на 1989 г.; 11 – основное направление движения подземных вод; 12 – скважина и её номер: а – испытательная, б - наблюдательная, цифра в знаменателе – содержание трития в подземных водах, кБк/кг)

Рисунок 18. Схема геолого-гидрогеологических условий участка «Заречье»

2.2.5.1. Геологическое строение участка «Заречье»

Участок «Заречье» расположен в пределах аллювиально-пролювиальной равнины, пологонаклоненной на северо-восток с уклоном 0,001–0,002. Территория исследований находится на северо-востоке Казахского щита в зоне сочленения двух складчатых систем. Южная часть тяготеет к каледонидам Чингиз-Тарбагатайского мегантиклинория, северная приурочена к юго-западному крылу Зайсанского мегасинклинория герцинского возраста. Каледонские и герцинские структуры в совокупности образуют складчатый палеозойский фундамент, характеризующийся пликативной и разрывной дислокацией отложений, раздробленностью и перематостью пород (рисунок 18).

В пределах территории выделен целый ряд разрывных нарушений различных порядков и крупных трещин, ограничивающих блоки соответствующих рангов [СНиП 2.02.85]. Основные разрывные нарушения I–III порядка определяют положение зоны влияния регионального Калба-Чингизского разлома северо-западного простирания.

2.2.5.2. Гидрогеологические условия участка «Заречье»

По условиям формирования, распространения и возрасту водовмещающих пород на участке выделено три комплекса трещинных и трещинно-жильных напорно-безнапорных вод, гидравлически взаимосвязанных между собой:

- водоносный комплекс вулканогенно-осадочных и метаморфизованных отложений нижнего карбона (C_1),
- водоносный комплекс вулканогенно метаморфизованных и осадочных отложений среднего кембрия (E_2),
- водоносный комплекс интрузивных образований верхнего палеозоя (PZ_2).

Подземные воды, преимущественно напорные, вскрыты на глубине от 2,1 до 70 м. Пьезометрический уровень изменяется от 2 до 26,8 м, создавая напор до 60–66 м в зоне влияния регионального разлома.

Абсолютные отметки пьезометрической поверхности по площади уменьшаются от 360 м на юго-западе до 310 м на северо-востоке. Основное направление движения подземных вод – северо-восточное, с уклоном до 0,001–0,003. Локальные отклонения подземного потока обусловлены наличием разрывных нарушений и скрытых зон разгрузки в пределах структурно-эрозионных врезов. В зоне влияния Калба-Чингизского разлома уклон подземного потока возрастает до 0,02–0,05.

Подземные воды, вскрытые скважинами, расположенными в пределах блоков, имеют невысокую водообильность, водопроницаемость пород изменяется от 0,01 до 1 м²/сут. Наличие разрывных нарушений различного порядка предопределяет неоднородность фильтрационных параметров водовмещающей среды. Так, в северной зоне влияния Калба-Чингизского разлома водопроницаемость пород составляет 0,01–1 м²/сут, в южной – достигает 3–18 м²/сут, возрастая вблизи разрывных нарушений более высокого порядка до 30 м²/сут. Коэффициент фильтрации варьирует от 0,01 до 1 м/сут, в зонах тектонической трещиноватости увеличивается до 7 м/сут и более.

Подземные воды водоносного комплекса вулканогенно-осадочных и метаморфизованных отложений нижнего карбона преимущественно сильносолоноватые с минерализацией от 3,2 до 8,9 г/л, на крайнем северо-востоке участка – соленые, с минерализацией до 10,9 г/л. По составу воды сульфатно-хлоридные, вблизи разрывных

нарушений и на участках выклинивания местного водоупора – хлоридно-сульфатные натриево-калиевые, реже – натриево-калиево-кальциевые, жесткие и очень жесткие. Реакция воды изменяется от слабокислой до слабощелочной.

Подземные воды водоносного комплекса вулканогенно-метаморфизованных и осадочных отложений среднего кембрия преимущественно пресные, с минерализацией 0,5–1,0 г/л, в зоне влияния Калба-Чингизского разлома – от слабосоленоватых до сильносоленоватых на крайнем северо-западе участка, сульфатно-хлоридные натриево-калиево-кальциевые. Гипсометрическое положение водоносного комплекса предопределяет жесткость воды. На абсолютных отметках уровня 360–365 м вода мягкая, умеренно жесткая, ниже – жесткая и очень жесткая. Реакция воды изменяется от слабокислой до слабощелочной.

2.2.5.3. Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке «Заречье»

Результаты лабораторных анализов проб подземных вод представлены в таблице 8 [1, 2].

Таблица 8.

Участок «Заречье». Содержание радионуклидов в подземных водах

Скв. дата	*Расстояние, км	№ скв.	Дата отбора	³ H, кБк/кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/кг	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/кг
<u>1348</u> 1987	0,4	4052/1	2004	10,25	0,23	0,05	-
			2007	54,70	0,34	0,01	-
	1,5	4101	2004	0,09	0,06	0,14	-
			2007	<0,01	-	-	-
<u>1350</u> 1988	0,4	4100	2005	-	0,11	0,04	-
			2007	12,20	0,38	0,01	-
	1,0	4036	2004		0,06	0,03	-
			2005	45,67	0,51	0,02	-
<u>1346</u> 1988	0,9	4057	2004	0,12	1,49	0,08	-
			2005	0,03	0,79	0,04	-
			2007	0,02	-	-	-
			2010	<0,01	<0,01	<0,01	<0,002
	1,3	4059	2004	0,05	0,04	0,004	-
			2005	-	0,09	0,02	-
			2007	<0,01	-	-	-
	2,0	4073	2004	0,04	0,65	0,09	-
			2005	-	0,25	0,05	-
			2007	0,01	-	-	-
<u>1352</u> 1989	0,5	4090	2004	0,08	0,07	0,23	-
			2005	0,03	-	-	-
			2007	<0,01	-	-	-
	0,5	4088	2004	0,05	0,03	0,02	-
			2005	0,04	0,09	0,01	-
			2004	0,03	0,42	0,40	-
	1,0	4033	2005	-	0,09	0,06	-
			2007	0,01	-	-	-
	1,1	4034	2004	0,03	0,06	0,04	-
			2005	0,03	-	-	-
			2007	<0,01	-	-	-

Скв. дата	*Расстояние, км	№ скв.	Дата отбора	³ H, кБк/кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/кг	²³⁹⁺²⁴⁰ Pu, Бк/кг	
Водоносный комплекс C ₁								
Область питания подземных вод - мелко- почник	0,1	4058	2005	-	0,21	0,09	-	
			2007	<0,01	-	-	-	
	0,9	4084	2004	-	0,11	0,02	-	
			2005	-	1,48	0,62	-	
			2007	0,01	-	-	-	
	1,8	4089	2004	-	0,27	0,18	-	
			2005	-	0,10	0,32	-	
			2007	<0,01		-	-	
	Водоносный комплекс C ₂							
	0,3	4037	2004	0,05	0,05	0,03	-	
			2007	<0,01	-	-	-	
	Водоносный комплекс PZ ₂							
	0,2	4047	2004	0,07	0,34	0,03	-	
			2005	0,03	0,28	0,03	-	
			2007	<0,01	-	-	-	
	0,5	4048	2004	0,02	0,05	0,04	-	
			2005	0,02	0,17	0,26	-	
			2007	0,02	-	-	-	
Примечание: * Расстояние от гидрогеологической до ближайшей «боевой» скважины, расположенной по направлению движения потока подземных вод "- " — измерения не проводились								

По табличным данным видно, что концентрация ¹³⁷Cs в подземных водах изменяется от 0,02 до 0,62 Бк/кг. Максимальная концентрация ¹³⁷Cs (1,9 Бк/кг) обнаружена в воде из скважины 4058. Концентрация ⁹⁰Sr изменялась от 0,01 до 0,38 Бк/кг. Данные значения радиационной опасности не представляют и не превышают установленный НРБ-99 УВ_{нас} для питьевой воды. Концентрация трития в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений от <0,01 до 54,7 кБк/кг, что почти в 8 раз превышает установленный НРБ-99 УВ_{нас} для питьевой воды.

По состоянию на 2007 г. на расстоянии 0,4 км от испытательной скважины 1348 в водоносном комплексе нижнего карбона зафиксирована концентрация трития 54,7 кБк/кг. На расстоянии 1 км от испытательной скважины 1350 содержание трития в скважине 4036 достигает 45,67 кБк/кг. В скважине 4100, пройденной в гранитах, характеризующихся повышенной трещиноватостью, проницаемостью и водообильностью, расположенной в 2,5 раза ближе к испытательной скважине 1350, концентрация трития составила 12,2 кБк/кг. Из чего видно, что радиоактивно загрязненные подземные воды локализованы в понижениях кровли водовмещающих пород нижнего карбона и верхнего палеозоя, залегающей на отметках от 270 м и ниже.

В радиусе до 2 км от эпицентров ПЯВ выдерживается уменьшение концентраций трития при увеличении эпицентрального расстояния (рисунок 18). Следует отметить закономерное снижение содержания основных радионуклидов в разновозрастных водоносных комплексах по мере удаления от основной области питания – мелкосопочника, за счет увеличения составляющей подземного стока.

Повышенные относительно фона концентрации стронция в подземных водах (более 0,05 Бк/кг) приурочены к склонам интрузивных массивов: центральному, ча-

стично обнаженному в эрозионных «окнах», и юго-восточному, выходящему на поверхность (рисунок 19). "Шлейф" повышенного содержания цезия (более 0,1 Бк/кг) вытянут вдоль более крутого правого борта палеодолины и тяготеет к участкам проведения ПЯВ в скважинах 1350 и 1352. Несколько повышенные концентрации цезия до 1,9 Бк/кг зафиксированы в скважине 4058.

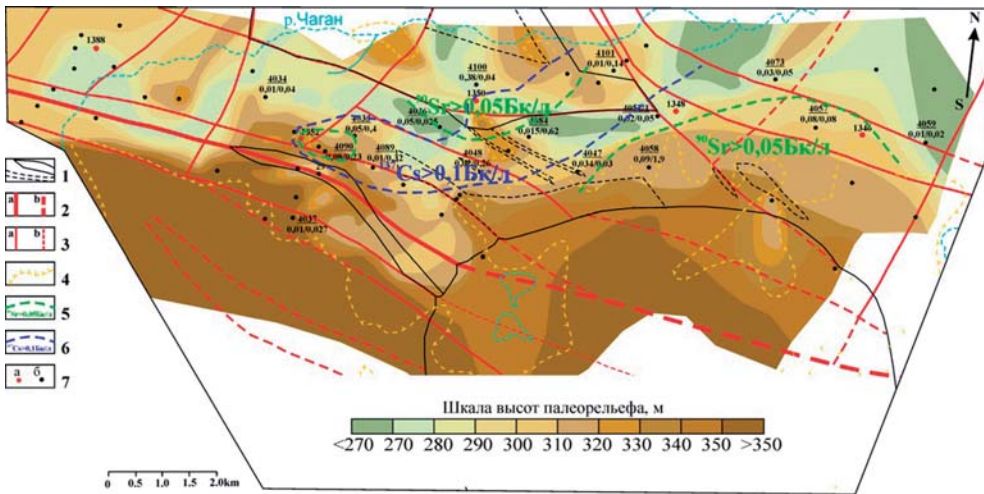


Рисунок 19. Схема палеорельефа участка «Заречье» с данными по содержанию радионуклидов в водоносных комплексах

С 2002 по 2008 год по имеющимся на участке скважинам проводился ежегодный радионуклидный мониторинг подземных вод. В скважинах 4064 и 4076 содержание трития практически не изменилось, в скважинах 4043, 4066 и 4054 отмечено незначительное повышение, а в скважине 4075, по сравнению с 2003 годом, содержание трития заметно снизилось.

По результатам исследований подземных вод, распространенных в пределах участка «Заречье», можно сделать следующие выводы:

- по условиям формирования, распространения и возрасту водовмещающих пород на участке выделено три комплекса трещинных и трещинно-жильных напорно-безнапорных вод, гидравлически взаимосвязанных между собой;
- подземные воды преимущественно напорные. Пьезометрический уровень изменяется от 2 до 26,8 м, создавая напор до 60–66 м в зоне влияния регионального разлома;
- основное направление движения подземных вод – северо-восточное;

- для данного участка характерна существенная неоднородность фильтрационных параметров водовмещающей среды, которая изменяется $0,01\text{--}1\text{ м}^2/\text{сут}$ и возрастает в зонах разрывных нарушений до $30\text{ м}^2/\text{сут}$. Коэффициент фильтрации варьирует от $0,01$ до $1\text{ м}/\text{сут}$, в зонах тектонической трещиноватости увеличивается до $7\text{ м}/\text{сут}$ и более;
- значения концентраций ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах не превышают установленный НРБ-99 УВ_{нас} для питьевой воды;
- концентрация трития в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений от $<0,007$ до $45,7\text{ кБк}/\text{кг}$, что почти в 6 раз превышает установленный НРБ-99 УВ_{нас} для питьевой воды. Направление миграции трития из центральной зоны ПЯВ совпадает с основным направлением движения подземных вод;
- содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в подземных водах участка, по данным опробования скважины 4057, не превышает МДА, равной $0,002\text{ Бк}/\text{кг}$;
- для данного участка характерным является снижение содержания основных радионуклидов в разновозрастных водоносных комплексах по мере удаления от основной области питания за счет увеличения составляющей подземного стока.

2.2.6. Участок «Каражыра»

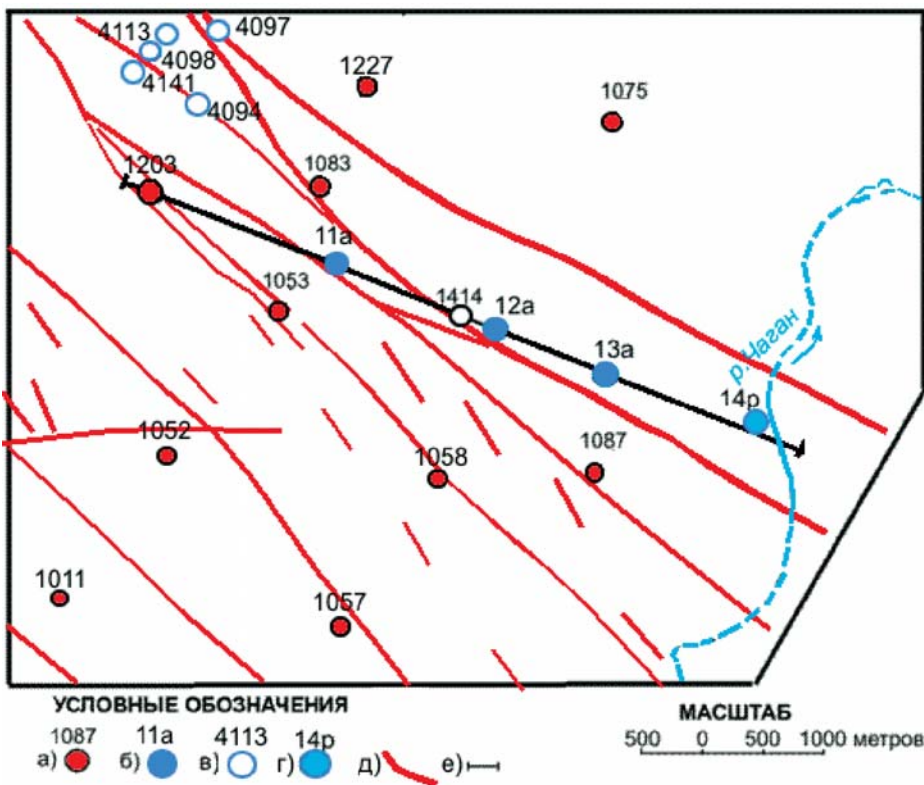
Участок «Каражыра» расположен в юго-западной части площадки «Балапан» (рисунок 10). В настоящее время на территории исследуемого участка разрабатывается угольное месторождение «Каражыра». Геологическое строение и гидрогеологические условия данного участка подробно описаны в работе [21]. Контроль радионуклидного загрязнения подземных вод на участке осуществляется с 2003 года по данным опробования 42 гидрогеологических скважин, а также дренажных вод действующего карьера и пруда-испарителя (рисунок 10) [21].

По результатам исследований подземных вод участка «Каражыра» можно сделать следующие выводы:

- в пределах месторождения «Каражыра» распространен нижнеюрский водоносный комплекс. С этим водоносным комплексом связаны основные объемы водопритока в карьер. Общее движение подземных вод направлено с юго-запада и запада на север и северо-запад в сторону долины р. Иртыш;
- в целом, на площади месторождения водоносный комплекс нижнеюрских отложений содержит воды с минерализацией $9,4\text{--}55,5\text{ г}/\text{дм}^3$. По химическому составу воды хлоридные и сульфатно-хлоридные магниевые-натриевые;
- значения концентраций техногенных радионуклидов в подземных водах ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$ и трития не превышают установленных НРБ-99 УВ_{нас} для питьевой воды;
- по результатам мониторинга подземных вод отмечена относительная стабильность в миграционных процессах. Отмечена тенденция общего снижения значений концентраций техногенных радионуклидов в подземных водах.

2.2.7. Участок №1 (Профиль скважин 1203, 1414 до р. Шаган)

Участок расположен в восточной части площадки «Балапан» (рисунок 20). При анализе данных по гидрогеологическим условиям эта площадь выделена как одна из определяющих наиболее критическое направление возможной разгрузки загрязненных подземных вод в воды реки Шаган. На этом участке расположена изолированная впадина в рельефе фундамента площадью порядка 8 км², выполненная глинами миоцена. На данном участке было проведено 7 ПЯВ. Из опыта работ на СИПе, для подобных впадин характерны более высокие значения концентраций техногенных радионуклидов, чем в окружающих блоках горных пород. В связи с чем, основной целью работ на данном участке являлось получение данных о радиоактивном загрязнении подземных трещинных вод и выявление возможной связи подземных трещинных вод с водами реки Шаган.



Скважины: а - боевая; б - гидрогеологическая, 2006 г.; в - гидрогеологическая, ранее пробуренная; г - режимная; д - тектонические нарушения; е - линия геолого-геофизического разреза

Рисунок 20. Участок №1. Схема расположения скважин, пробуренных по профилю вблизи р. Шаган.

2.2.7.1. Геолого-гидрогеологические условия участка №1

По результатам геофизических данных были выбраны места заложения трех гидрогеологических скважин 11а, 12а, 13а глубиной 114, 92, 60 м, соответственно (рисунок 21). В скважинах выполнен комплекс геолого-геофизических работ и гидрогеологические исследования, включая опытные откачки продолжительностью 24 часа. По результатам бурения новых скважин и с учетом ранее пробуренных близрасположенных скважин построен геолого-геофизический разрез, позволивший детализировать геологическую ситуацию в изучаемом районе (рисунок 21).

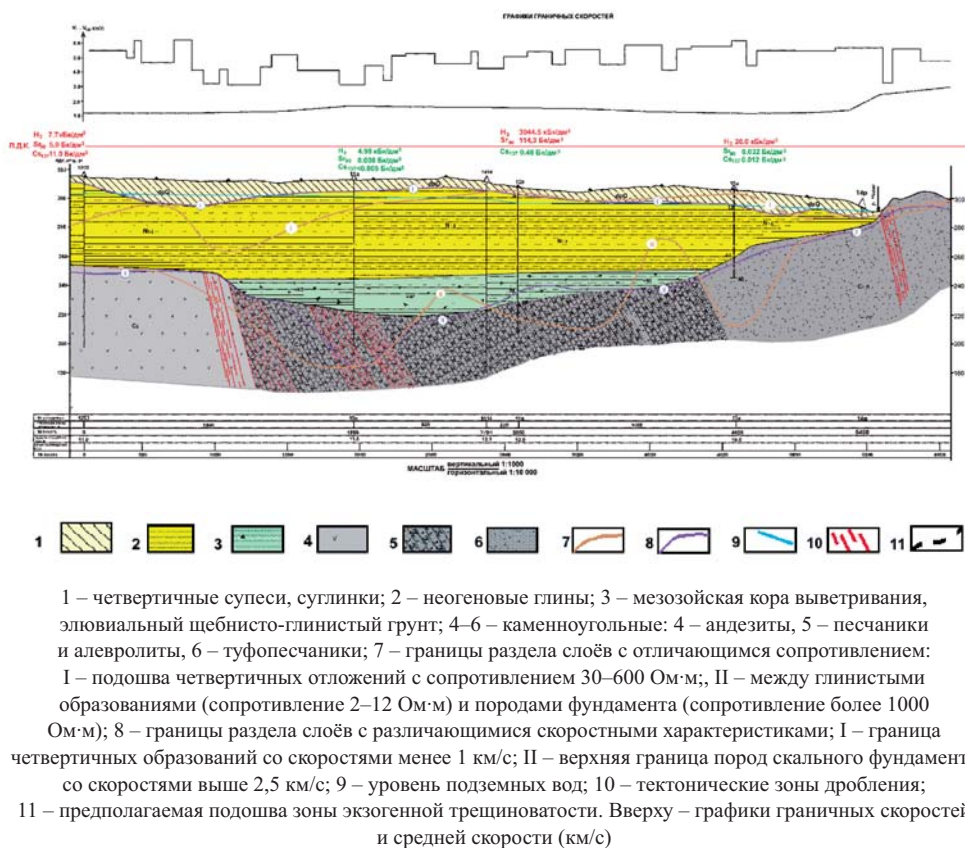


Рисунок 21. Участок № 1. Геологический разрез по результатам геофизических работ

Скважинами 11а и 12а на глубине 95 и 80 м, соответственно, вскрыты осадочные породы визейского яруса нижнего карбона (C_1v), представленные углистыми алевролитами и песчаниками. Скважины 13а и 14р пересекли туфопесчаники серпуховского яруса нижнего карбона (C_1s) на глубине 47 и 14 м, соответственно. Во всех скважинах зона экзогенной трещиноватости прослеживается до глубины 30–40 м. Мощность глин неогенового возраста (N_{1-2}) изменяется от 40 до 60 м на западе и в центре. На право-

бережье р. Шаган глины неогена выклиниваются. Скважинами 11а и 12а на глубине 65–67 м вскрыты элювиальные щебнисто-глинистые образования мезозойского возраста (*eMZ*), развитые по алевролитам и песчаникам нижнего карбона (*C_{1v}*). Результаты определения дебита, водопроницаемости, коэффициента фильтрации, мощности водоносного горизонта в скважинах 11а, 12а, 13а, 14р приведены в таблице 9.

Таблица 9.

**Результаты опытно-фильтрационных работ и содержание радионуклидов
в подземных водах**

Номер скважины	Понижение, м	Дебит м ³ /сут	Водопроницаемость, м ² /сут	Мощность водоносного горизонта, м	Коэффициент фильтрации, м/сут	³ H, кБк/кг	⁹⁰ Sr, Бк/кг	¹³⁷ Cs, Бк/кг ³	Ближайшая «боявая» скважина, км
11а	6,95	86,40	3,00	50	0,060	4,98 ± 0,04	0,008 ± 0,003	< 0,005	<u>1053</u> 0,6
12а	9,40	43,20	3,40	40	0,085	3044,5 ± 0,9	114,0 ± 5,7	0,46 ± 0,11	<u>1414</u> 0,3
13а	2,5	3,12	1,96	40	0,049	20,0 ± 0,1	32 ± 13	0,012 ± 0,004	<u>1087</u> 0,8
14р	10,10	9,20	0,25	40	0,006				

По данным, представленным в таблице, видно, что породы, вскрытые скважинами 11а, 12а и 13а, имеют повышенную водопроницаемость (1,96–3,4 м²/сут), в отличие от пород, пройденных в скважине 14р (к_ф=0,25 м²/сут). Наибольшей водопроницаемостью характеризуются породы, слагающие район скважины 11а, что связано, судя по пониженным значениям граничной скорости, с зонами повышенной трещиноватости и, соответственно, повышенной проницаемости. Уклон подземных вод по направлению к реке Шаган составляет 0,002.

2.2.7.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке №1

Результаты определения техногенных радионуклидов в пробах подземных вод из скважин 11а, 12а, 13а, 14р приведены в таблице 9 [2].

Анализ проб воды, отобранных из пробуренных скважин, показали высокое содержание трития и стронция-90 в скважине 12а (3045 кБк/кг и 114,0 Бк/кг, соответственно), и трития в скважине 13а (20 кБк/кг).

По результатам проведенных геолого-геофизических исследований на участке подтверждено существование замкнутого прогиба палеозойского фундамента, выполненного водоупорными глинами неогена мощностью до 60 м. При этом, в соответствии с уклоном, возможна скрытая разгрузка подземных вод в реку Шаган. По данным гидрологического обследования русло реки Шаган на участке №1 сложено скальными породами, перекрытыми маломощным чехлом рыхлых отложений. В пределах рассматриваемого эрозионного «окна» прослежена устойчивая гидравлическая связь между разновозрастными водоносными горизонтами, развитыми в трещиноватых породах и

аллювиальных отложениях, и поверхностными водами. Таким образом, участки скрытой разгрузки подземных вод представляют собой потенциально активные зоны радиоактивного загрязнения поверхностных вод реки Шаган, в частности, тритием.

2.2.8. Участок №2 (Профиль скважин 1056 – «Атомное» озеро)

Участок расположен в восточной части площадки «Балапан» (рисунок 10). Основной задачей работ на данном участке являлось выявление возможной взаимосвязи подземных трещинных вод и поверхностных вод искусственного водохранилища – «Атомного» озера. Ближайшая «боевая» скважина 1056 расположена от «Атомного» озера в 2,5 км к северо-западу. На время проходки этой скважины пьезометрический уровень составлял 312,46 м, а современный уровень воды в искусственном озере – 306,3 м. В связи с чем, есть основания утверждать, что разгрузка подземных вод происходит от скважины 1056 по направлению к «Атомному» озеру.

2.2.8.1. Геолого-гидрогеологические условия участка №2

Для изучения гидрогеологических условий участка №2 были проведены геофизические исследования, бурение трех гидрогеологических скважин (1А, 2А и 3А), опытно-фильтрационные работы с последующим отбором проб подземных вод на химический и радионуклидный анализы. Полученные данные по скважинам приведены в таблице 10.

Таблица 10.

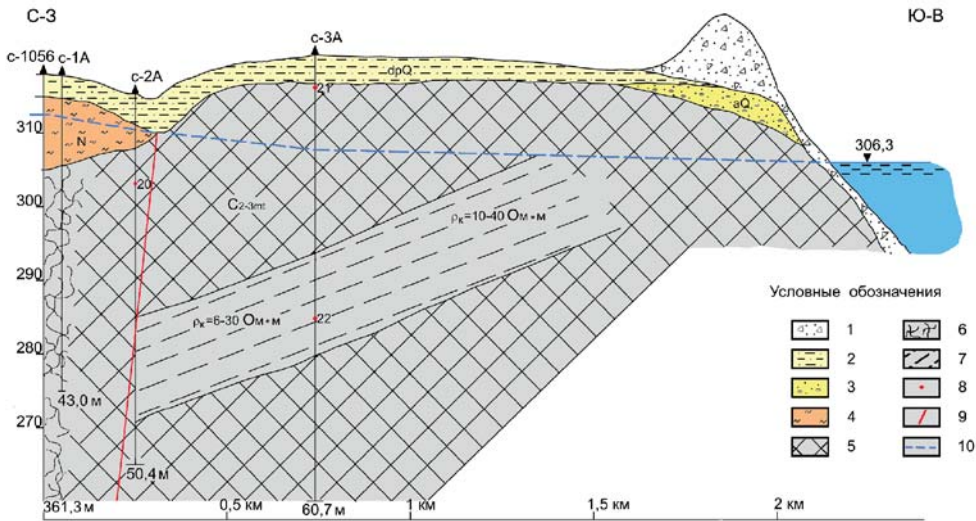
Уровни подземных вод по контрольным скважинам

№ контрольных скважин	Глубина скважины, м	Расстояние от С-1056, м	Абс. отметка устья, м	Уровень воды, м	Абс. отметка уровня воды, м	Перепад уровня, м
С-1А	43,0	50	317,72	5,7	312,02	
С-2А	50,0	250	314,89	4,6	310,29	1,73
С-3А	62,0	750	320,72	13,0	307,72	2,57
Воронка					306,31	1,41

В створе пройденных скважин (рисунок 22) преимущественное развитие получает терригенная толща среднего-верхнего карбона, представленная песчаниками, конгломератами, углисто-глинистыми сланцами и алевролитами с прослоями углистых сланцев. В верхней части разреза породы подвержены экзогенному выветриванию.

На участке №2 подземные воды имеют напорно-безнапорный характер. Уровень водоносного горизонта, вскрытого скважинами С-1А – С-3А, снижается с абсолютных отметок 321 м до 307,7 м по направлению к «Атомному» озеру. Химический состав трещинных вод идентичен (рисунок 23), тип воды – хлоридно-сульфатный натриевый.

Опытные откачки на скважинах С-2А и С-3А производились на двух уровнях понижения, что позволило определить зависимость дебита от величины понижения, необходимую для приведения дебита к единой величине понижения (например, 40 м) и для получения сопоставимых результатов (таблица 11).



1 – навал породы, выброшенной взрывом; 2 – делювиально-пролювиальные супеси и пески (dpQ); 3 – аллювиальные пески и галечники (aQ); 4 – водоупорные глины неогена (N); 5 – терригенные грубообломочные отложения майтубинской свиты среднего-верхнего карбона ($C_{2,3}mt$); 6 – зона обрушения при взрыве в скв.1056; 7 – горизонт пород, обладающий пониженным удельным электрическим сопротивлением; 8 – повышенная гамма-активность по данным каротажа (мкР/час); 10 – уровень подземных вод.

Рисунок 22. Разрез по профилю: скважина 1056 – скважина 1004 («Атомное» озеро)

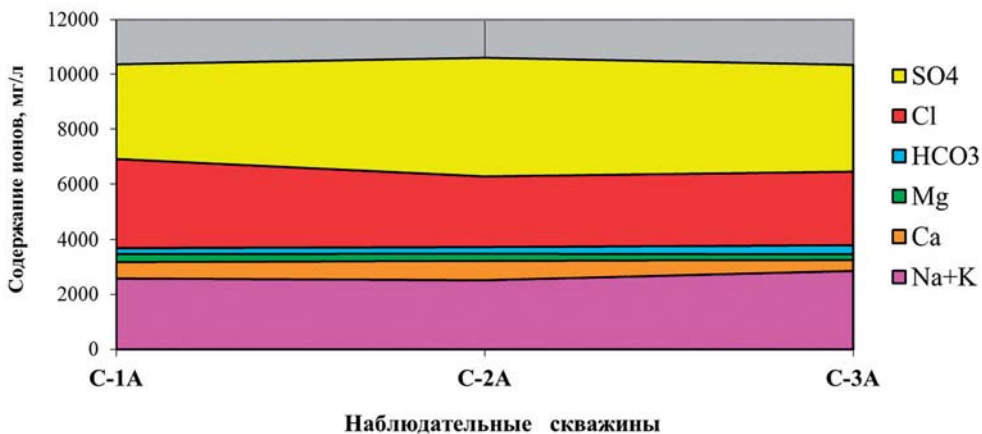


Рисунок 23. Химический состав подземных вод по профилю скважин C-1A – C-3A

Таблица 11.

Параметры водоносного горизонта, вскрытого скважинами С-1А – С-3А

№ скважины	Откачка	Дебит Q, м³/час	Понижение S, м	Интервал опробования, м	Водопроницаемость, м/сут	Коэффициент фильтрации к, м/сут	Коэффициенты формулы зависимости, Q от s		Дебит, приведенный к понижению 40 м
							α	β	
C-1A		3,6	0	-	-	-	-	-	-
C-2A	1	0,756	16,1	4,4-20,5	0,36	3,86	-81,6	136,1	0,95
	2	0,864	31,1	4,4-35,5	0,18	2,28			
C-3A	1	0,43	4,6	13,4-18,0	1,0	8,0	-94,35	244,3	0,64
	2	0,50	13,9	13,4-27,3	0,26	3,08			

Приведение значения дебита к единому понижению на 40 м показало, что дебит по скважине С-3А значительно ниже (на 33 %). Отмечается довольно высокий коэффициент фильтрации ($k=8,0$ м/сут) в верхней части водоносного горизонта по скважине С-3А. Коэффициент фильтрации на такую же мощность горизонта по скважине С-2А составил более 11 м/сут. Полученные высокие значения коэффициента свидетельствуют о том, что фильтрация подземных вод более интенсивна в верхней части водоносного горизонта, приуроченной к зоне экзогенного выветривания [2].

2.2.8.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке №2

Как показали результаты лабораторного анализа проб воды, отобранных из скважин 1А, 2А, 3А, подземные трещинные воды в изучаемом профиле загрязнены радионуклидами, причем, наибольшее загрязнение наблюдается вблизи скважины 1056 (таблица 12) [2].

Таблица 12.

Участок №2. Содержание радионуклидов в подземных водах

№ п/п	Место отбора пробы	Дата отбора, мес., год	^3H , кБк/кг	^{90}Sr , Бк/кг	^{137}Cs , Бк/кг	Ближайшая «боевая» скважина, км
1	C-1A	06.2005	281,6	1240,0	4,0	<u>1056</u> 0,06
2	C-2A, гл. 20 м	06.2005	152,7	49,0	<0,1	<u>1056</u> 0,2
3	C-2A, гл. 35 м	06.2005	150,8	40,0	<0,1	
4	C-3A	07.2005	0,161	0,02	<0,1	<u>1056</u> 0,8
5	«Атомное» озеро	05.2005	3,1	0,2	2,0	

Характер распространения радионуклидов по профилю скважин показывает, что блок пород, вскрытый скважиной 3А, выступает в качестве граничного между загрязнением, связанным с испытаниями в «боевых» скважинах 1056 и 1004. Как

2.2.9.1. Геолого-гидрогеологические условия участка №3

Между скважиной 1209 и гидрогеологической скважиной 4033, на профиле длиной 3,3 км, пересекающем русло р. Шаган в направлении с севера на юг, пробурено 4 контрольных скважины (С-7А – С-10А) (рисунки 24, 25).

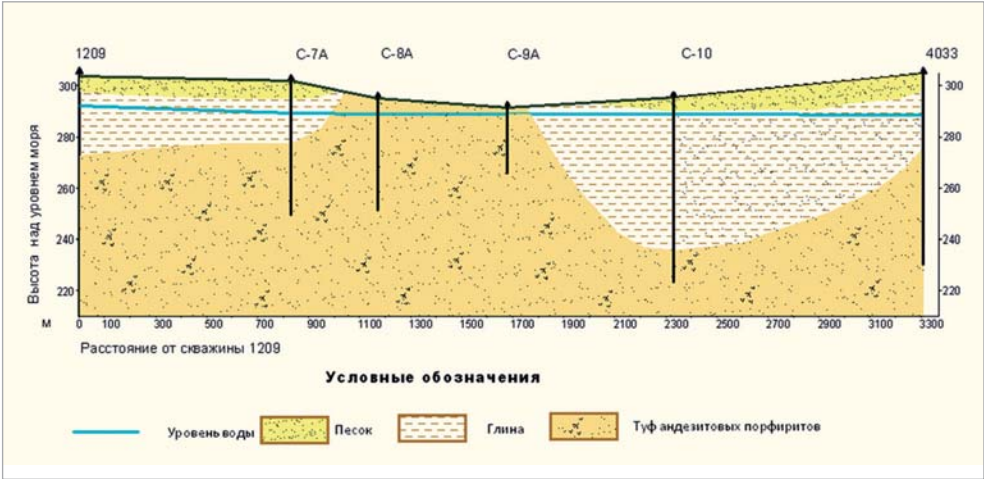


Рисунок 25. Геологический разрез по профилю скважин

По всем скважинам проведены наблюдения за уровнем подземных вод. Общие данные по скважинам представлены в таблице 13.

Таблица 13.

Результаты наблюдения за уровнем подземных вод по профилю скважин 1209–4033

№ скважины	Глубина скважины, м	Расстояние от «боевой» скважины 1209, м	Уровень воды, м	Абс. отметка уровня воды, м	Относительное снижение уровня, м	Уклон подземного потока
1209	601,0	0	11,6	331,9		
С-7А	52,8	830	12,8	329,17	2,73	0,003↓
С-8А	44,1	1170	6,4	328,67	0,5	0,001↓
С-9А	25,6	1680	2,15	329,01	+0,34	0,001↑
С-10	72,0	2330	6,35	328,97	0,04	0,001↓
4033	74,7	3310	16,6	328,3	0,67	0,001↓

Из таблицы видно, что от «боевой» скважины 1209 наблюдается уклон уровня подземных вод в сторону долины р. Шаган. В пойме реки по данным наблюдений прослежено относительное превышение уровня на 34 см по скважине С-9А, свидетельствующее о дополнительном инфильтрационном питании подземных вод в пределах выделенного эрозионного «окна» [2].

2.2.9.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке №3

Радионуклидный анализ проб воды из скважин С-7А, С-8А, С-9А и С-10А, пробуренных между скважиной 1209 и гидрогеологической скважиной 4033, на профиле длиной 3,3 км, пересекающем русло р. Шаган в направлении с севера на юг, показал, что содержание техногенных радионуклидов находится на низком уровне и не превышает допустимые значения для питьевой воды (таблица 14) [2].

Таблица 14.

Участок №3. Содержание радионуклидов в подземных водах

№ п/п	Место отбора пробы	Дата отбора, мес., год	^3H , кБк/кг	^{90}Sr , Бк/кг	^{137}Cs , Бк/кг	Ближайшая «боевая», мощность ПЯВ 20 - 150 кт
1	С-7А	08.05	Нет данных	0,25	0,31	$\frac{1340}{0,8}$
2	С-8А	08.05	0,1	0,03	<0,005	$\frac{1340}{1,2}$
3	С-9А	06.05	0,02	0,02	0,01	-
4	С-10А	08.05	Нет данных	0,19	0,17	$\frac{1350}{2,3}$
5	4033	05.05	0,03	<0,01	0,06	$\frac{1350}{2,4}$

По данным мониторинга в створе скважин 1209 – 4033 уклон подземного потока в южном направлении уменьшается от 0,003 до 0,001 на юг за исключением участка расположения скважины С-9А. В пределах выделенного эрозионного «окна» подземные воды получают дополнительное инфильтрационное питания. Об этом свидетельствуют и данные радионуклидного анализа. В пробе воды, отобранной из скважины С-9А, содержание трития минимальное – до 0,02 кБк/кг. Напротив, в скважинах С-7А и С-10А, попадающих в зону гидродинамического влияния ПЯВ, проведенных в скважинах 1340 и 1350, прослежены относительно повышенные концентрации стронция и цезия.

Таким образом, поток воды, поступающий с верховьев долины, довольно интенсивен и блокирует проникновение трещинных вод со стороны северного борта площадки. Можно полагать, что в крайне засушливый сезон, когда фильтрация в аллювиальных отложениях уменьшится, может произойти проникновение загрязненных трещинных вод со стороны «боевых» скважин в воды реки.

2.2.10. Участок №4

Исследуемый участок расположен в центральной части площадки «Балапан» в зоне сочленения Чинрауского и Каражырского разломов. На данном участке проведено 5 ПЯВ в «боевых» скважинах: «Глубокая», 1206, 1267, 1207 и 1287. Для изучения характера радионуклидного загрязнения подземных вод на участке было пробурено 12 картировочных скважин (рисунок 26).

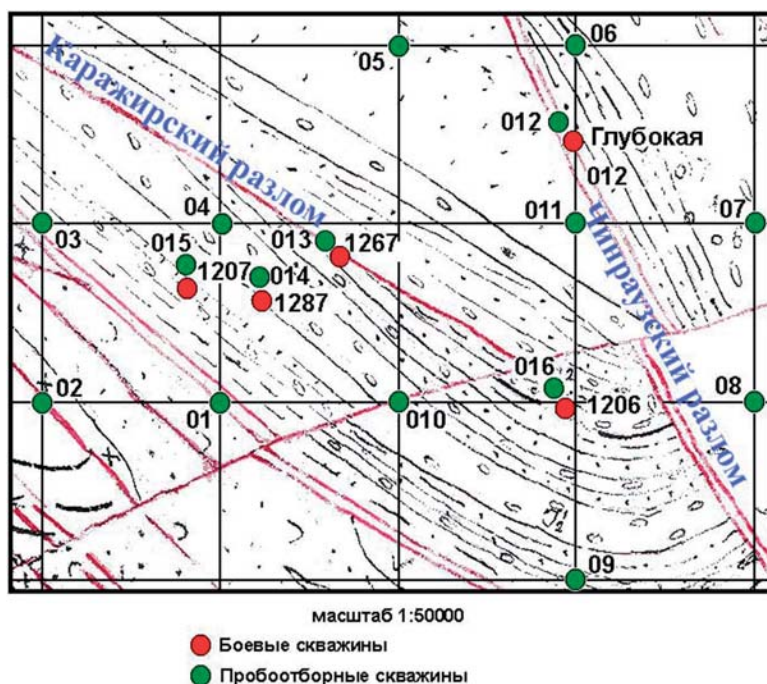


Рисунок 26. Площадка «Балапан». Схема расположения скважин, пробуренных для радиационного мониторинга подземных вод

2.2.10.1. Геологическое строение участка №4

По результатам буровых работ установлено, что верхняя часть разреза скважин сложена маломощным, до 5 м, чехлом рыхлых аллювиально-делювиальных отложений четвертичного возраста. Ниже залегают неогеновые глины, мощность которых достигает 55 м. Скальные отложения представлены конгломератами, песчаниками, алевролитами и аргиллитами ранне-среднеюрского возраста.

По результатам сокращенного химического анализа минерализация воды составляет от 8 до 21 мг/дм³. Воды щелочные, водородный показатель pH < 7. Основными анионами являются Cl⁻ и SO₄²⁻. Хлоридные воды развиты в зоне основного шва Чинрауского разлома, в северо-восточной и восточной части участка. В западной части участка преобладают сульфатные воды. На юге и востоке участка воды преимущественно хлоридные. Из катионов во всех пробах преобладает Na⁺ (>60%). Обращает на себя внимание, что в воде с преобладающим сульфатным анионом содержание гидрокарбонатной составляющей и кальциевого катиона в 2–3 раза выше, чем в воде с преобладанием хлоридного аниона. Общее движения подземных вод в исследованной части площадки имеет северное, восточное и северо-восточное направление [2].

2.2.10.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке №4

Результаты анализов по определению содержанию трития в пробах воды представлены в таблице 15. Из техногенных радионуклидов в пробах воды определе-

ны содержания ^{137}Cs , ^{90}Sr и трития. Во всех пробах концентрация ^{90}Sr не превышает 0,19 Бк/кг, а концентрация ^{137}Cs не превышает 0,82 Бк/кг. Эти значения значительно ниже $\text{УВ}_{\text{нас}}$, установленных НРБ-99 [2].

Таблица 15.

Участок №4. Содержание радионуклидов в подземных водах

№ п/п	№ скважины	Активность трития, кБк/кг	Ближайшая «боевая» скважина, км
1	01	0,024	$\frac{1206}{1,9}$
2	06	150	$\frac{\text{Глубокая}}{0,5}$
3	07	140	$\frac{\text{Глубокая}}{1,2}$
4	08	160	$\frac{1206}{1,0}$
5	09	0,02	$\frac{1206}{1,1}$
6	010	0,02	$\frac{1206}{1,0}$
7	011	130	$\frac{\text{Глубокая}}{0,6}$
8	012	160	$\frac{\text{Глубокая}}{0,6}$
9	013	0,03	$\frac{1267}{0,1}$
10	014	0,04	$\frac{1267}{0,5}$
11	015	0,03	$\frac{1207}{0,1}$
12	016	0,04	$\frac{1206}{0,1}$

Характер площадного распространения трития в подземных водах контролируется особенностями геологического строения и гидрогеологических условий данного участка. Исследования показали, что концентрация ^3H в подземных водах в зоне влияния Чинрауского разлома существенно выше и изменяется от 140 до 160 кБк/кг, а из зоны Каражирского разлома – от 0,02 до 0,04 Бк/кг. Таким образом, по результатам работ уточнена северо-западная граница повышенных значений трития в подземных водах.

Стоит отметить, что разрывные нарушения площадки «Балапан» характеризуются разным временем заложения. Чинрауский разлом представляет собой структуру более позднего заложения по сравнению с Калба-Чингизским, Байгузин-Булакским разрывными нарушениями и Жананской зоной смятия, так как ограничивает мезозойский грабен. По результатам выполненного гидрогеологического опробования водовмещающие породы в зоне влияния Чинрауского разлома имеют повышенную водопроницаемость и проницаемость, влияющими на интенсивность миграции трития с подземными водами с участков проведения ПЯВ.

3. РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТ ПО ИЗУЧЕНИЮ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ С ПОДЗЕМНЫМИ ВОДАМИ ЗА ПРЕДЕЛЫ ПЛОЩАДКИ «БАЛАПАН»

Проблеме возможной миграции техногенных радионуклидов с потоками подземных вод за пределы площадки «Балапан» ранее должного внимания не уделялось. В последние годы этот вопрос начал изучаться в составе работ по проведению комплексных исследований с целью передачи части территорий СИП в хозяйственный оборот.

Для получения общего представления о возможных путях движения загрязненных подземных вод стоит напомнить, что территория полигона входит в состав региональной гидрогеологической системы левобережья реки Иртыш. Главным направлением движения подземных вод является северо-северо-восточное. Областью разгрузки подземных вод является долина реки Иртыш. В пределах территории исследований преимущественное развитие получают трещинные воды, приуроченные к зонам экзогенного выветривания пород фундамента и разрывным нарушениям.

Из мировой практики гидрогеологических исследований установлено, что подземные воды в зонах влияния разрывных нарушений отличаются повышенными фильтрационными характеристиками. Соответственно, региональные разломы площадки «Балапан» – Чинрауский, Калба-Чингизский и Байгузин-Булакский – могут рассматриваться в качестве основных направлений миграции радионуклидов с подземными водами. Особое положение занимает Жананская зона смятия.

Исходя из особенностей геологического строения и количественного распределения подземных ядерных взрывов, на площадке «Балапан» выделяются два главных блока концентрации радионуклидов, разграниченных клиновидным грабеном, выполненным преимущественно отложениями юры (рисунки 27, 1).

Центральная зона. В данной зоне сосредоточено 64 «боевые» скважины, основное количество которых (56) размещено на участке площадью 80 км² между р. Шаган и южной ветвью Чинрауского разлома – Каражирским разломом. Проведение такого количества ПЯВ способствовало необратимому деформированию пород на уровне гипоцентров, формированию сопряженных зон техногенной трещиноватости и подновлению существующих трещин. При ряде взрывов в наблюдательных скважинах зафиксировано изменение гидрогеодинамической обстановки и установлен значимо выраженный региональный тренд снижения пьезометрической поверхности [13]. Рассматриваемый участок находится в позиции, благоприятной для обводнения и активной динамики подземных вод ввиду развития большого количества разрывных нарушений северо-западного направления. Таким образом, наиболее вероятным направлением движения подземных вод от центральной зоны будет являться северо-западное направление, с разгрузкой трещинных вод в направлении р. Иртыш.

Северо-восточная зона. В данной зоне было проведено 42 подземных ядерных взрыва, при этом наибольшая плотность боевых скважин (27) отмечается на участке площадью около 80 км², расположенном в северо-восточной части площадки «Балапан». Направлением движения подземных вод от северо-восточной зоны определено направлением разрывных структур и имеет как северо-западное, северное, а также северо-восточное направление.

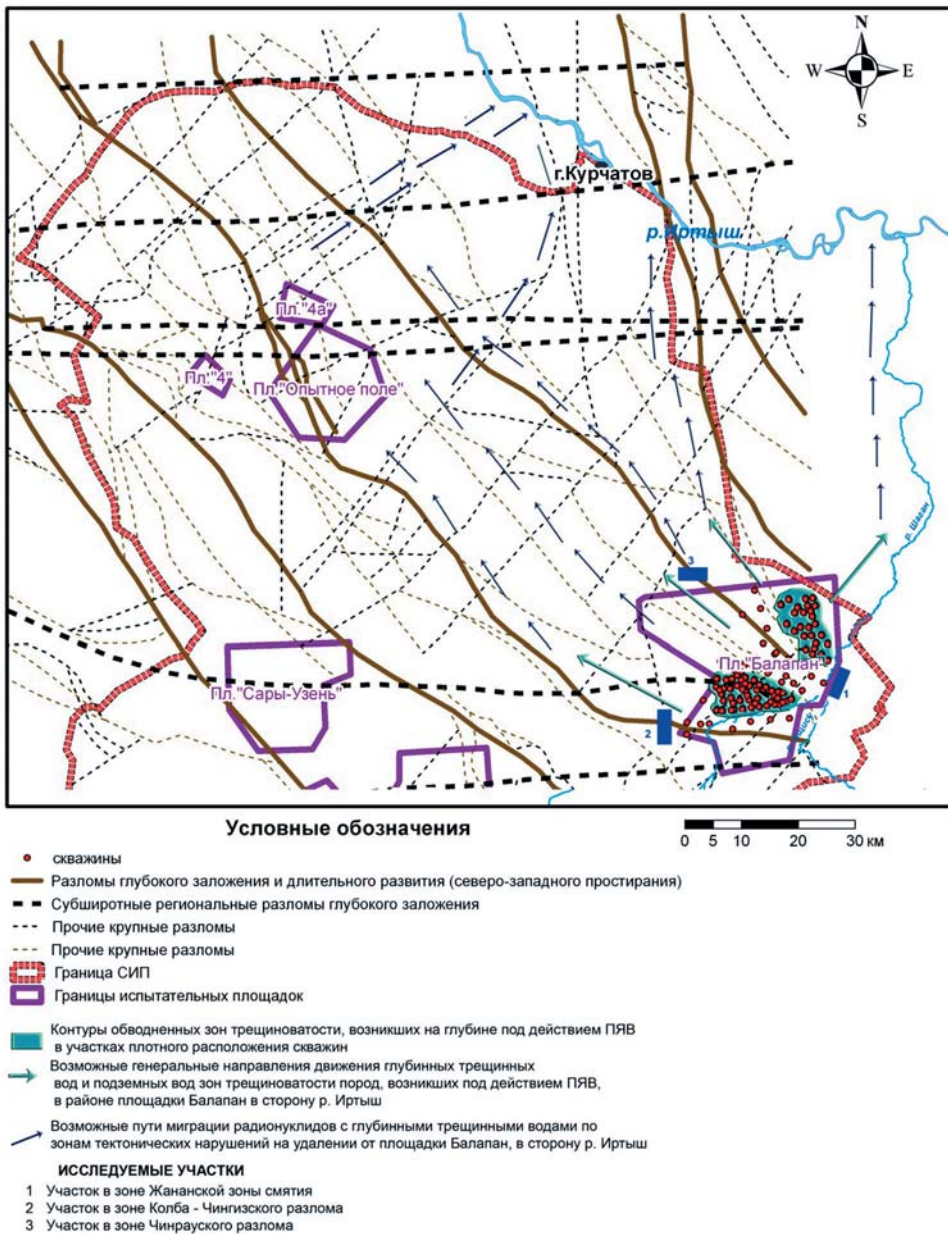


Рисунок 27. Схема вероятных региональных направлений миграции техногенных радионуклидов с трещинно-жильными водами

Таким образом, в настоящее время при изучении миграции радиоактивных продуктов с подземными водами за пределы испытательной площадки «Балапан» основной акцент делается на анализ состояния зон влияния региональных разломов. Ниже представлены результаты работ по данной тематике, полученные за последние годы.

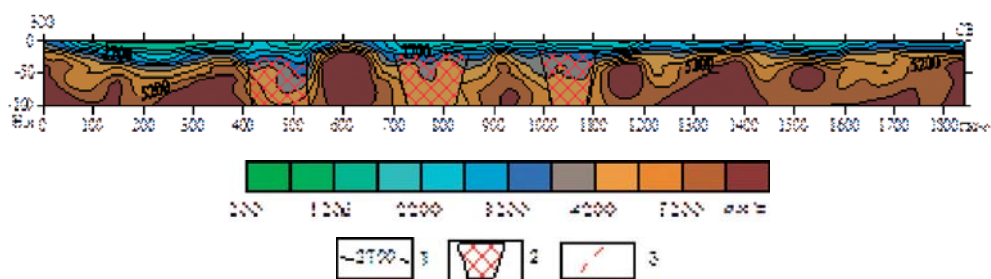
3.1. Результаты изучения состояния подземных вод в зоне Калба-Чингизского разлома

3.1.1. Геолого-гидрогеологические условия

На площадке «Балапан» наиболее крупной тектонической структурой является Калба-Чингизский разлом, разделяющий Чингиз-Тарбагатайскую и Жарма-Саурскую структурно-формационные зоны (СФЗ). Общее простирание разлома северо-западное, в пределах площадки «Балапан» – субширотное. Плоскость сместителя погружается на юго-запад под углом 70–85°. Ширина зоны влияния разлома достигает 10 км. Нередко Калба-Чингизский разлом расчленяется на серию кулисообразных разломов.

Участок работ расположен в юго-западной части площадки «Балапан» и на рисунке 28 обозначен цифрой 2. В состав работ входили геофизические исследования, буровые и опытно-фильтрационные работы, отбор проб подземных вод для радионуклидного анализа.

Геофизические исследования. Для выбора места, наиболее подходящего для заложения скважин, по трассе Калба-Чингизского разлома проведены сейсморазведочные работы методом рефрагированных волн (МРВ). Длина профилей на каждом участке выбиралась с учетом особенностей рельефа местности и геолого-структурных условий. Геофизический профиль в зоне влияния Калба-Чингизского разлома имеет длину 1840 м. Данный метод применялся для уточнения строения верхней части геологического разреза до глубины 150 м. Каждый профиль отработан по системе встречных и нагоняющих годографов, шаг наблюдений – 10 м, расстояние между пунктами возбуждения сейсмических волн – 100 м. Полученный скоростной разрез приведен на рисунке 28.



1 – изолиния скорости, м/с; 2 – тектоническая зона; 3 – тектоническое нарушение

Рисунок 28. Скоростной разрез по профилю

По результатам анализа скоростного сейсмического разреза выделены зоны уплотнения горных пород в интервале пикетов 180–260 м, 1130–1180 м и 1520–1580 м,

характеризующиеся пониженной скоростью сейсмических волн, информативные для заложения скважин.

Бурение скважин. С учетом результатов геофизических работ выбрано место заложения скважин и пробурены 2 скважины. Скважина 30/1 пройдена для изучения поровых вод, скважина 30Р – для изучения трещинных вод. Общие данные по скважинам представлены в таблице 16.

Таблица 16.

Общие данные по скважинам

№ скв.	Глубина скв., м	УТВ, м	Трасса разлома	^{137}Cs , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг	^3H , кБк/кг
30/1	4,5	3,30	Калба-Чингизский	<0,01	<0,004	<0,011
30Р	49	4,7	Калба-Чингизский	<0,01	<0,0016	0,05

По результатам опытно-фильтрационных работ по скважине 30/1: $K_{\phi} = 0,72$ м/сут; $q = 0,09$ м³/час.

3.1.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод

Результаты радионуклидных анализов проб подземных вод, отобранных из пробуренных скважин, представлены в таблице 16 [2]. В подземных водах в зоне Калба-Чингизского разлома содержание техногенных радионуклидов ^{137}Cs и $^{239+240}\text{Pu}$ меньше МДА, концентрация ^3H в скважине 30Р составила 0,05 кБк/кг. Обнаруженные значения концентрации радионуклидов радиационной опасности не представляют и находятся значительно ниже установленного НРБ-99 уровня вмешательства для населения при поступлении с водой и пищей. В то же время, факт обнаружения трития в трещинно-жилых водах регионального разлома свидетельствует о наличии миграции техногенных радионуклидов по зоне Калба-Чингизского разлома в северо-западном направлении.

3.2. Результаты изучения состояния подземных вод в зоне Чинрауского разлома

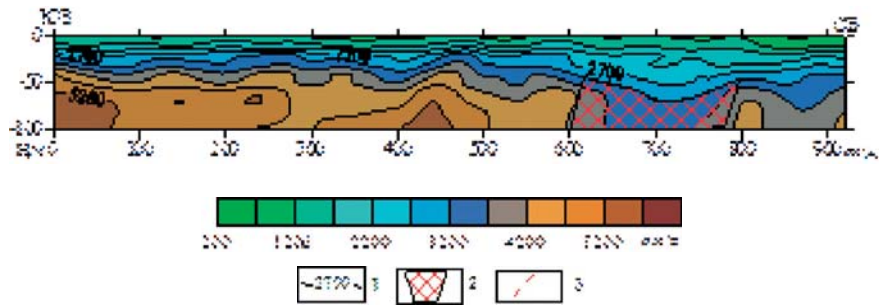
3.2.1. Геолого-гидрогеологические условия

Участок работ расположен в северо-западной части площадки «Балапан» и на рисунке 28 обозначен цифрой 3.

Геофизические исследования. Для картирования разломов и выбора подходящих мест заложения наблюдательных скважин по трассе Чинрауского разлома проведена сейморазведка МРВ и электроразведка методом становления поля в ближней зоне (ЗСБ). Профиль имеет длину 920 м и приурочен к отчетливо выраженному в рельефе понижению.

Метод рефрагированных волн (МРВ). Полученный скоростной разрез приведен на рисунке 29.

По результатам анализа скоростного сейсмического разреза выделена зона разуплотнения горных пород в интервале пикетов 450–580 м, характеризующаяся пониженной скоростью сейсмических волн, информативная для заложения скважин.



1 – изолиния скорости, м/с; 2 – тектоническая зона; 3 – тектоническое нарушение

Рисунок 29. Скоростной разрез по профилю

Бурение скважин. С учетом результатов геофизических работ выбрано место заложения скважин и пробурены 2 скважины (таблица 17). Скважина 31/1 пройдена для изучения поровых вод, скважина 31Р – для изучения трещинных вод. Общие данные по скважинам представлены в таблице 17.

Таблица 17.

Общие данные по скважинам

№ п/п	№ скв.	Глубина скв., м	УГВ, м	Примечание
3	31/1	15	–	Кора выветривания пробурена шнеком
4	31Р	35	5,3	Вскрыт напорный горизонт

Как видно из таблицы 17, уровень грунтовых вод в скважине 31/1 находится ниже проектной глубины скважины, запланированной для контроля состава вод. Скважина 31Р пробурена в стороне от скважины 31/1 с учетом возможного нахождения в этом месте чехла рыхлых отложений большой мощности. Вскрыт водоносный горизонт на глубине 5,3 м.

3.2.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод

Скважина 31/1 оказалась безводной. По результатам лабораторных анализов пробы воды из скважины 31Р, концентрация трития составила 0,750 кБк/кг, что значительно ниже установленного НРБ-99 уровня вмешательства (7,7 кБк/кг) для населения при поступлении с водой и пищей [2]. В то же время, факт обнаружения трития в трещинно-жильных водах регионального разлома говорит о наличии миграции техногенных радионуклидов по зоне Чинрауского разлома в северо-западном направлении.

3.3. Исследование состояния подземных вод в Жананской зоне смятия

Участок расположен вниз по руслу реки Шаган на расстоянии 12 км севернее внешнего водохранилища «Атомного» озера и на рисунке 28 обозначен цифрой 1. По результатам выполненных геолого-геофизических работ установлен и изучен механизм поступления загрязненных тритием подземных вод в поверхностные воды. Кон-

центрация трития в воде реки Шаган достигает 700 кБк/кг, что почти в 100 раз превышает установленный НРБ-99 уровень вмешательства (7,7 кБк/кг) для населения при поступлении с водой и пищей.

Изучение пути и характера поступления техногенных радионуклидов в поверхностные воды является одной из основных задач для оценки радиоэкологической ситуации в пределах рассматриваемого участка разгрузки радиоактивно загрязненных подземных вод в реку Шаган. В рамках исследований, проводимых на восточной границе площадки «Балапан», необходимо установить основные особенности гидравлической взаимосвязи реки с разновозрастными водоносными горизонтами и дать количественную оценку поступления техногенных радионуклидов из подземных вод в поверхностные.

3.3.1. Предварительные исследования

3.3.1.1. Геолого-гидрогеологические условия

Участок работ для предварительного изучения строения зоны разгрузки радиоактивно загрязненных подземных вод был заложен на отрезке реки с максимальными значениями концентрации трития в подрусловых водах. Комплекс исследований включал проведение геофизических исследований, буровых и опытно-фильтрационных работ, а также проведение лабораторных анализов проб подземных вод для определения химического и радионуклидного состава.

Геофизические исследования. По двум профилям – I (вдоль левого берега) и II (вдоль правого берега), каждый длиной по 3 км, выполнены измерения методами КМПВ-МРВ (до глубин 50–100 м) и ВЭЗ (до глубины 70 м) (рисунок 30).

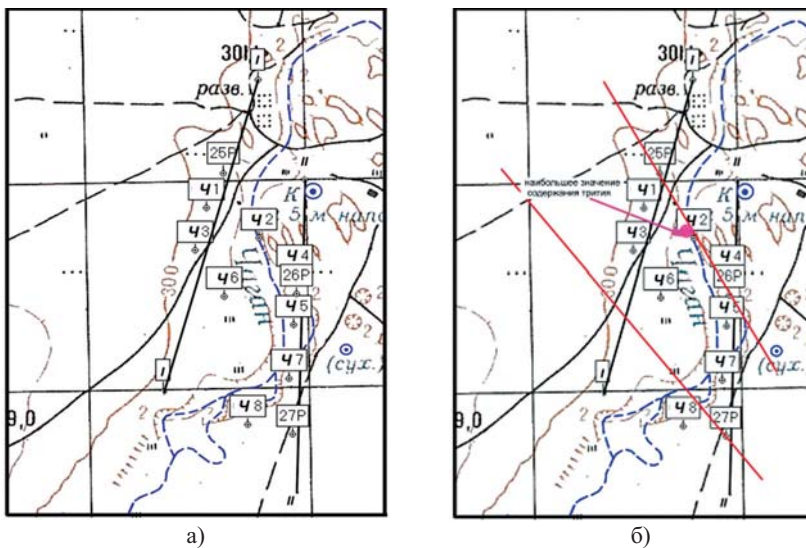


Рисунок 30. Площадка «Балапан». Район р. Шаган: а) схема профилей (I, II) со скважинами, пробуренными в 2009 г.; б) схема тектонических нарушений по данным сейсморазведки (красные линии)

На рисунке 31 приведены скоростные разрезы, построенные по результатам сейсморазведки методами КМПВ-МРВ. Верхняя часть разрезов представлена низкоскоростными четвертичными отложениями. Исходя из ранее построенного типового скоростного разреза для площадки «Балапан», подошва рыхлых отложений, по данным МРВ, может быть околтурена изолинией со значением скорости продольной волны до 1,4 км/с (пластовые скорости 0,5–0,8 км/с). В этом случае, как видно из рисунка 31, мощность четвертичных отложений не превышает 10–15 м (юго-западная часть профилей). В северной части профилей (ПК 350 – ПК 550) мощность четвертичных отложений уменьшается и, согласно уточнению по годографам, составляет 1–2 м.

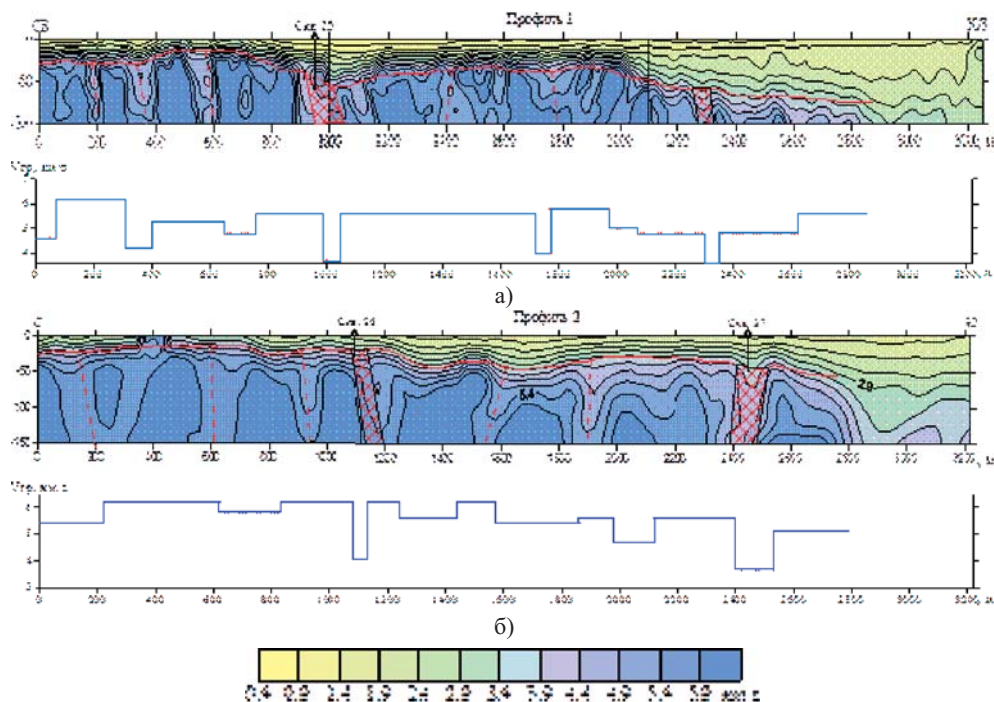


Рисунок 31. Площадка «Балапан». Район реки Шаган. Скоростные разрезы (с частичной интерпретацией) по профилям: а) I (левый берег); б) II (правый берег)

Ниже по разрезу залегают неогеновые глины, характеризующиеся пластовыми скоростями, изменяющимися от 1,4–1,8 км/с (юг профилей) до 2,0–2,3 км/с (север профилей). Мощность неогеновых глин по профилям в юго-западном и южном направлениях возрастает до 60 м. В интервале профилей I и II между пикетами ПК 350 и ПК 550 глины выклиниваются. Кора выветривания, развитая по породам фундамента, характеризуется изолиниями со значением скорости порядка 2,5–4,5 км/с. Преломляющая граница проходит по кровле пород фундамента, не затронутых выветриванием. Глубина залегания этой границы изменяется от 12 до 80 м по профилям. Граничные скорости в ненарушенном массиве составляют 4,2–6,2 км/с. Ослабленные зоны в нена-

рушенном массиве характеризуются пониженными значениями граничных скоростей до 3,4 – 4,0 км/с и приурочены к зонам трещиноватости, сопровождающим разрывные нарушения.

В северной части профилей (ПК 350 – ПК 550) отмечается поднятие фундамента, глубина верхней кромки 12–20 м. Этот приподнятый блок с юга и с севера ограничивают тектонические нарушения (ПР I – ПК 370 и ПК 570, ПР II – ПК 610 и ПК 920). Вдоль профилей I и II проведены измерения методом ВЭЗ с шагом 500 м для уточнения

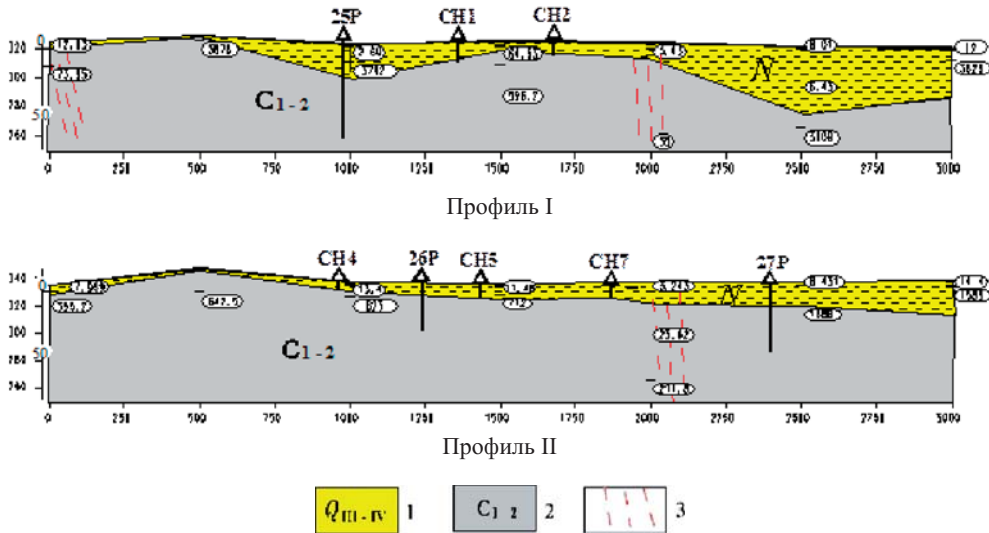
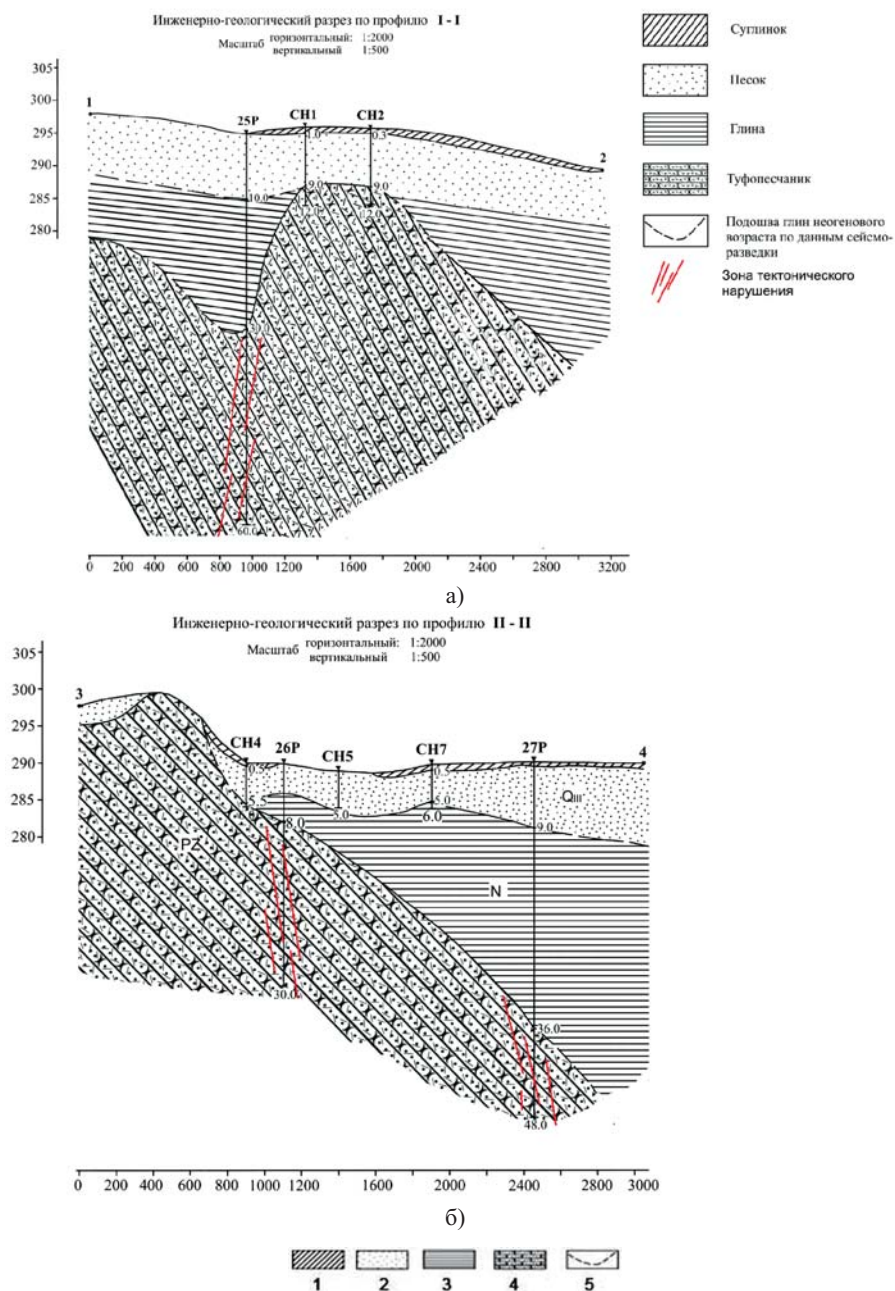


Рисунок 32. Площадка «Балапан». Район реки Шаган. Геоэлектрические разрезы по данным ВЭЗ (с шагом 500 м)

мощности рыхлых отложений верхней части разреза (рисунок 32).

По данным электрического зондирования мощность рыхлых четвертичных отложений и неогеновых глин по профилю I изменяется в пределах от единиц метров (ПК 500) до 50 м (ПК 2500), по профилю II – от единиц метров (ПК 500) до 18 м (ПК 2500). Зона относительно низких электрических сопротивлений порядка 30 Ом*м отмечена на ПК 2000 до глубины порядка 75 м. Зоны разрывных нарушений выделяются в отдельных точках ВЭЗ относительно пониженными значениями электрических сопротивлений.

Буровые работы. По данным скоростных и геоэлектрических разрезов были определены точки заложения колонковых и шнековых скважин, приуроченные к зонам влияния тектонических нарушений (рисунки 31, 32). Пробурены 3 колонковые наблюдательные и 8 шнековых скважин, в которых были проведены опытно-фильтрационные работы. По результатам бурения построены геолого-геофизические разрезы (рисунок 33).



1 – суглинок; 2 – пески; 3 – глина; 4 – туфопесчаник; 5 – граница глин неогена по данным сейсморазведки

Рисунок 33. Площадка «Балапан». Район реки Шаган. Геолого-геофизические разрезы по профилям: а) I – I (левый берег); б) II – II (правый берег)

Полученные данные позволили уточнить рельеф пород палеозойского фундамента в пределах трехкилометрового участка русла р. Шаган. На исследуемой площади водовмещающие породы представлены туфопесчаниками. По скважинам 25Р, 26Р, 27Р, вскрывшим горизонт трещинных вод, уровни подземных вод залегают на глубине от 0,8 до 7,5 м. Коэффициент фильтрации изменяется от 0,04 м²/сут до 0,13 м²/сут, дебит – от 3,24 м³/сут до 6,4 м³/сут. Таким образом, породы, вскрытые скважинами 25Р – 27Р, можно отнести к слабопроницаемым.

3.3.1.2. Радионуклидное загрязнение подземных вод

Профиль 1. На первом профиле наблюдательная скважина 25Р была пробурена в интервале распространения северного тектонического нарушения. По результатам лабораторных анализов, концентрация трития в воде из скважины 25Р составила всего 0,8 кБк/кг. Учитывая то, что максимальная концентрация трития в реке Шаган находится на уровне 700 кБк/кг, можно сделать вывод, что основной канал поступления загрязненных вод находится в другом месте.

Профиль 2. Для изучения поровых вод на профиле 2 были пробурены 3 шнековые скважины (СН4, СН5 и СН7). Из них только скважина СН7 оказалась с водой. Концентрация трития в воде составила 3,2 кБк/кг. Для изучения трещинных вод скважина 26Р пройдена в зоне влияния северного разрывного нарушения, скважина 27Р – в пределах южного. По результатам лабораторных анализов, концентрация трития в подземных водах, приуроченных к разрывным нарушениям, различается, в скважине 26Р составила 2,5 кБк/кг, в скважине 27Р – 140 кБк/кг. Следует отметить, что рассматриваемые разрывные нарушения субпараллельны северной границе Жананской зоны смятия и удалены на расстоянии 0,1 км (южная ветвь) и 1,5 км (северная ветвь) соответственно. Таким образом, значительное содержания трития в подземных водах, развитых в зоне влияния южного разрывного нарушения (в 20 раз выше установленного НРБ-99), может быть связано с миграцией техногенных радионуклидов вдоль северной границы Жананской зоны смятия с участков проведения ПЯВ. Необходимо отметить, что по данным экспериментальных исследований, проведенных в пределах участка «Северный», расположенного на расстоянии 13,2 км северо-западнее участка работ, зафиксированы максимально высокие концентрации трития на площадке «Балапан», достигающие 1194–4765 кБк/кг.

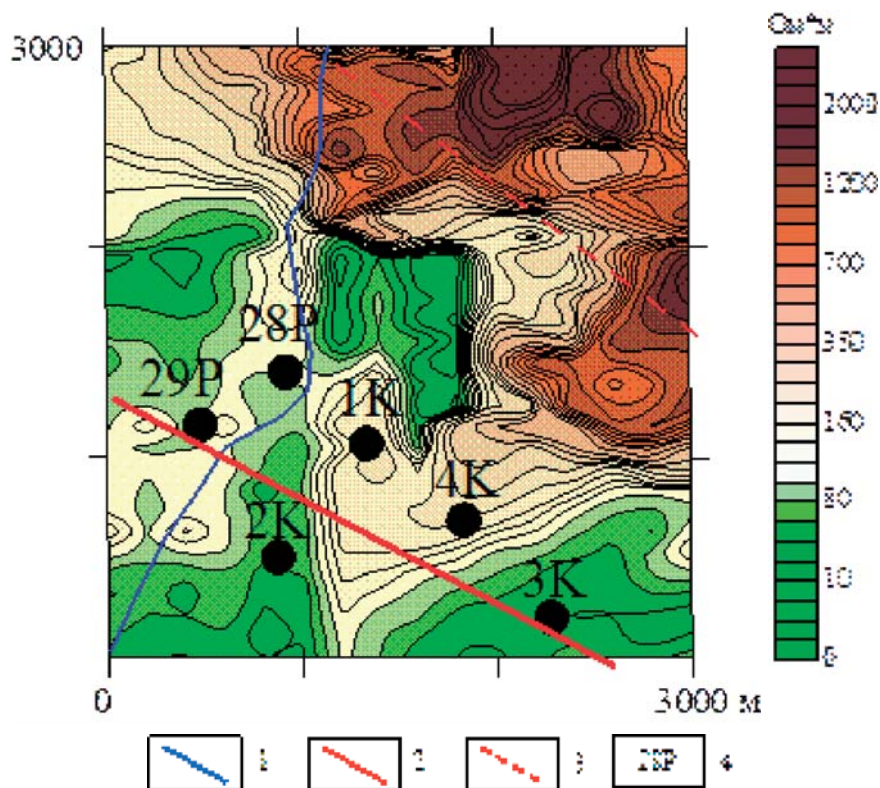
Ореол радиоактивно загрязненных подземных вод, выделенный по данным радиологического опробования скважины 27Р, надежно изолирован от вышележащего водоносного горизонта, развитого в аллювиальных отложениях реки Шаган, толщей глин неогена мощностью более 20 м. Это косвенно подтверждается и относительно низким содержанием трития в подрусловых водах (1,3 кБк/кг) по сравнению с его содержанием в подземных водах.

3.3.2. Детальные исследования на участке Шаган

3.3.2.1. Уточнение геолого-гидрогеологических условий

Для уточнения геологического строения и гидрогеологических условий на участке распространения загрязненных тритием подземных вод дополнительно был выполнен комплекс геофизических исследований, буровых и опытно-фильтрационных работ.

Площадные работы методом СГ-ВП. На участке распространения радиоактивно загрязненных подземных вод размером 3х3 км проведены площадные исследования методом срединного градиента вызванной поляризации (СГ-ВП). Результаты работ приведены на рисунке 34.



1 – река Шаган; 2, 3 – разрывные нарушения, субпараллельные Жананской зоне смятия; 4 – скважина

Рисунок 34. Участок реки Шаган. Карта распределения геоэлектрического сопротивления, составленная по материалам СГ-ВП

Дополнительно на карту электрического сопротивления вынесены разрывные нарушения, субпараллельные северной границе Жананской зоне смятия по фоновым данным. На северо-востоке участка выделена область высоких значений электрического сопротивления, свидетельствующая о пониженной водонасыщенности отложений. В центре и на юго-востоке участка зарегистрированы пониженные значения электрического сопротивления, указывающие на возможную обводненность пород.

Бурение скважин. На основании геолого-геофизических данных в долине реки Шаган были заложены и пробурены пять скважин 28Р и 29Р, 1К, 2К и 3К. Схема расположения скважин показана на рисунке 35.

Сведения о пробуренных скважинах приведены в таблице 18.

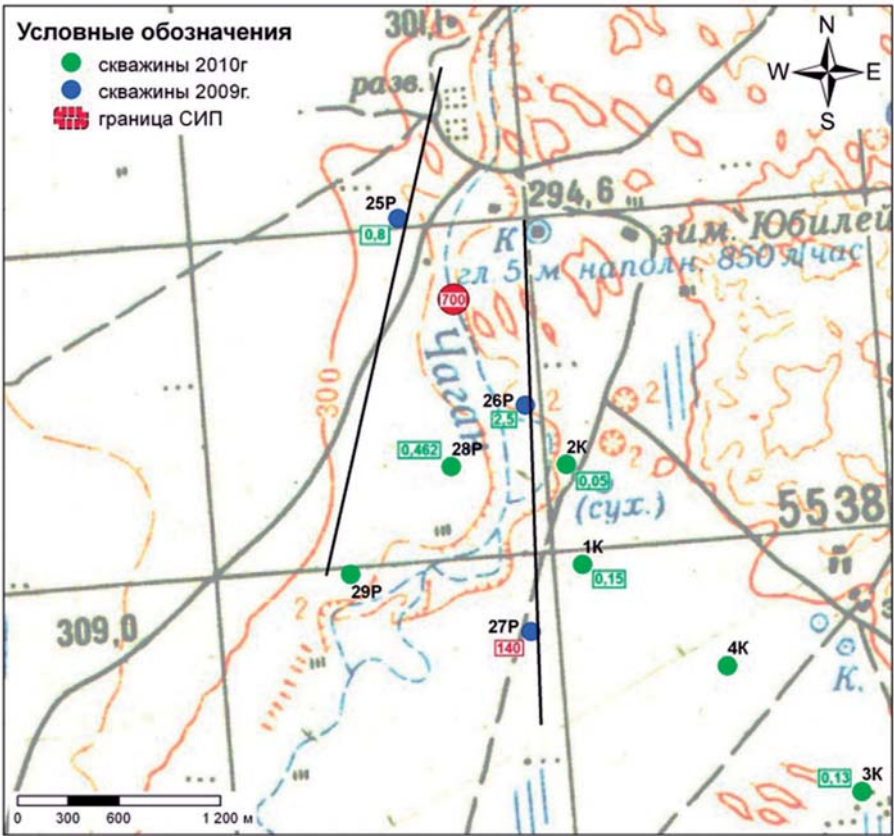


Рисунок 35. Участок реки Шаган. Схема расположения наблюдательных и картировочных скважин.

Таблица 18.

Участок Шаган. Общие данные по скважинам

№ п/п	№ скв.	Глубина скв., м	УГВ, м	^{137}Cs , Бк/кг	^{90}Sr , Бк/кг	$^{239+240}\text{Pu}$, Бк/кг	^3H ,кБк/кг
1	28Р	35	2.1	<0,01	<0,01	<0,00251	0,45
2	29Р	81	6.3	<0,01	<0,005	<0,004	1,5
3	1К	65	2.9	<0,01	<0,01		0,15
4	2к	30	3.7	<0,01	<0,01		0,05
5	3К	31	1	<0,02	<0,01		0,13
6	4К			<0,01	<0,004	<0,0019	0,025

3.3.2.2 Радионуклидное загрязнение подземных вод на участке реки Шаган

Результаты лабораторных анализов по определению концентрации трития в пробах подземных вод, отобранных из пробуренных скважин, представлены в таблице 18 [2]. Низкое содержание техногенных радионуклидов в подземных водах на участке детализации свидетельствует о локальной разгрузке радиоактивно загрязненных вод в реку Шаган. Наиболее благоприятные условия существуют в пределах эрозионного «окна» на участке выклинивания водоупорных глин неогена между наблюдательными скважинами 25Р и 26Р (рисунок 33). Судя по существенной разнице в значениях концентрации трития в поверхностном водотоке (700 кБк/кг) и значениями концентрации в пробах воды, отобранных из скважин (от 0,8 до 2,5 кБк/кг), водопроницаемая зона не большая по мощности и, вероятно, имеет ярко выраженный трещинно-жильный тип.

ВЫВОДЫ

Результаты исследований подземных вод на площадке «Балапан» позволяют сделать следующие выводы:

1. Загрязнение подземных вод техногенными радионуклидами на площадке «Балапан»

Основными распространителями радиоактивных продуктов ПЯВ на площадке «Балапан» являются трещинные и трещинно-жильные подземные воды.

В связи с отсутствием необходимой сети гидрогеологических скважин, сделать однозначные выводы о характере распространения техногенных радионуклидов, в целом, по площадке «Балапан» не представляется возможным. По результатам проведенных исследований на 10 площадках характер площадного радиоактивного загрязнения подземных вод можно представить следующим образом.

Цезий-137. Во всех исследуемых пробах воды концентрация ^{137}Cs не превысила допустимых значений для питьевой воды. Максимальные значения концентрации ^{137}Cs (4 Бк/кг) были обнаружены в гидрогеологической скважине 1А, расположенной в 50 м от «боевой» скважины 1056.

Стронций-90. На большей части территории площадки значения концентрации ^{90}Sr в подземных водах не превышают 1,0 Бк/кг, что не превышает допустимых значений для питьевой воды. Максимальная концентрация ^{90}Sr , 1240 Бк/кг, была установлена в скважине 1А. При удалении от «боевых» скважин на первые сотни метров содержание этого радионуклида снижается до мБк/кг.

Таким образом, каких-либо особенностей в характере площадного распространения ^{137}Cs и ^{90}Sr не выявлено из-за их низких значений концентраций. При этом на участке «Заречье» были отмечены повышенные значения концентрации ^{90}Sr в подземных водах на участках, приуроченных к склонам интрузивных массивов, а зона повышенного содержания ^{137}Cs вытянута вдоль более крутого правого борта палеодолины и тяготеет к участкам проведения ПЯВ в скважинах 1350 и 1352.

Плутоний-(239+240). Содержание $^{239+240}\text{Pu}$ в подземных водах на исследованных участках не превышает МДА, равной 0,002 Бк/кг.

Тритий. Является основным загрязнителем подземных вод. Концентрация ^3H в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений от минимально-

детектируемой активности, равной 0,007, до 4760 кБк/кг. Основной отличительной особенностью данного радионуклида является то, что тритий входит в состав воды и не сорбируется горными породами. В связи с чем, исходя из особенностей гидрогеологических условий площадки «Балапан», этот радионуклид в характере площадного распространения на различных участках имеет свои отличительные особенности. Максимальная концентрация трития, 4760 кБк/кг, установлена на участке «Северный» в скважине 17А, расположенной в 950 м от «боевой» скважины 1308. Отмечено, что при удалении от источника загрязнения на 1,3 км концентрация трития заметно снизилась – до 1200 кБк/кг.

На участках «Северо-восточный», «Юго-западный» и «Заречье» также отмечено заметное снижение содержания трития при удалении от «боевых» скважин (на расстояниях до 2 км концентрация трития снижается до допустимого уровня для питьевой воды).

Стоит отметить участок «Центральный». Основной чертой данного участка является наличие низких, не превышающих допустимых значений для питьевой воды, концентраций не только ^{137}Cs и ^{90}Sr , но и трития. И это несмотря на то, что гидрогеологические скважины расположены в непосредственной близости от 5 «боевых» скважин. При анализе данных отмечено, что на этом участке, несмотря на низкое содержание трития, также прослеживается уменьшение его содержания в подземных водах с увеличением расстояния от центральных зон ПЯВ.

Таким образом, характер миграции трития с подземными водами на площадке «Балапан», в основном, зависит от геолого-гидрогеологических условий на участках проведения ПЯВ и наличия региональных разломов. В целом, можно отметить, что за прошедшие годы после прекращения ядерных испытаний на площадке «Балапан» существенного радиоактивного и масштабного загрязнения подземных вод не наблюдается.

2. Миграции техногенных радионуклидов с подземными водами за границы площадки «Балапан»

По результатам исследований миграции техногенных радионуклидов с подземными водами по зонам влияния разрывных нарушений за границы площадки «Балапан» получены следующие данные:

- основная разгрузка радиоактивно загрязненных подземных вод с площадки «Балапан» в поверхностные и поровые воды происходит на участках выклинивания относительного водоупора – глин неогена (в эрозионных "окнах");
- в пределах восточной границы площадки «Балапан» установлена локальная зона разгрузки радиоактивно загрязненных подземных вод в поверхностные воды реки Шаган. Зона разгрузки структурно приурочена к Жананской зоне смятия. Концентрация трития в реке Шаган на данном участке достигает 700 кБк/кг (концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr не превышает МДА). Концентрация трития в пробах воды, отобранных из гидрогеологических скважин, пробуренных на правом берегу р.Шаган, достигает 140 кБк/кг. Таким образом, помимо поступления радиоактивно загрязненных подземных вод в реку Шаган в пределах локальной зоны разгрузки прослежена миграция трития с подземными водами в юго-восточном направлении за пределы площадки «Балапан». Данный факт требует более детального изучения, так как существует вероятность распространения радиоактивно загрязненных подземных вод за границы СИП;

- в пределах северо-западной границы площадки «Балапан» в подземных водах, распространенных в зоне влияния Чинрауского разлома, концентрация трития находится на уровне 0,75 Бк/кг (концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr не превышает МДА);
- в пределах юго-западной границы площадки «Балапан» в подземных водах, приуроченных к зоне влияния Калба-Чингизского регионального разлома, концентрация трития находится на уровне 0,05 Бк/кг (концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr не превышает МДА).

Таким образом, полученные данные позволяют утверждать о происходящей миграции радиоактивных продуктов ПЯВ с площадки «Балапан» с подземными водами по зонам региональных разломов. Изучение основных направлений распространения ореола радиоактивно загрязненных подземных вод за пределы площадки «Балапан» необходимо продолжить в связи с проведением в настоящее время комплексных исследований с целью передачи части территорий СИП в хозяйственный оборот.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам ИЯФ НЯЦ РК за разработку методик и проведение лабораторных исследований по изучению радионуклидного состава подземных вод; сотрудникам Института радиационной безопасности и экологии Ульянову В.А., Коровину В.А. за выполнение экспедиционных работ, Яковенко Ю.Ю., Кузевановой О.В., Елизаревой Н.А., Еременко Е.А., Барсуковой С.А., Новиковой Е.А. за обработку и систематизацию данных по тематике.

ЛИТЕРАТУРА

1. Организация системы мониторинга состояния подземных вод на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона: годовые отчеты по проекту МНТЦ К-893 / рук. Субботин С.Б., Пестов Е.Ю. - Курчатов, 2003 - 2007.
2. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона Республиканская бюджетная программа 011 «Обеспечение радиационной безопасности»: отчет о НИР /ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2005 – 2010.
3. Инженерно-геологические условия объекта 905 МО СССР: отчет о результатах инженерно-геологической съемки масштаба 1:200000 / рук. Бардина И.Ю.; исполн.: Ветрова С.И. [и др.]. – 1976.
4. Геологическая карта Казахской ССР. Восточно-Казахстанская серия. Масштаб 1:500 000: объяснительная записка. - Алма-Ата, 1979.
5. Семипалатинский испытательный полигон. Создание, деятельность, конверсия / кол. авторов под рук. В.С. Школьника. - А.: Казахстан, 2003. -344 с.
6. Ляхова О.Н. Тритий как индикатор мест проведения ядерных испытаний / Ляхова О.Н., Лукашенко С.Н., Ларионова Н.В., Субботин С.Б., Мульгин С.И., Жданов С.В. //Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011] /под руководством Лукашенко С.Н. – Вып 3. -2011.
7. Исследование миграции радионуклидов с подземными водами на территории Семипалатинского полигона с целью прогноза возможных последствий радиоактивного загрязнения питьевой воды и геологической среды: проект МНТЦ К -810. - Москва, 2002 - 2004.

8. Адушкин В.В. Гидрогеологические эффекты при крупномасштабных подземных взрывах (препринт) / В.В. Адушкин, А.А. Спивак, Э.М. Горбунова, П.Б. Каазик, И.Н. Недбаев. - М.: ИФЗ АН СССР, 1990. - 40 с.
9. Израэль Ю.А. Феноменология загрязнения подземных вод после подземного ядерного взрыва / Ю.А. Израэль, Е.Д. Стукин Е. // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях: труды междунар. конф., Москва 24-26 апреля 2000г. - СПб.: Гидрометеиздат, 2000. - Т.1. - С.616-623.
10. Горбунова Э.М. Изменение режима подземных вод при подземных ядерных взрывах / Э.М. Горбунова, А.А. Спивак // Геоэкология. – 1997. - № 6. - С. 29-37.
11. Горбунова Э.М. Изменение гидрогеологических параметров в техногенно-нарушенных условиях / Э.М. Горбунова, А.И. Иванов //Ядерная энергетика Республики Казахстан: междунар. конф., 3-5 сентября 2007. –Курчатов: НЯЦ РК, 2007. – С. 104.
12. Volkova E.V. Evaluation of fractured aquifer bottom position according to groundwater level observation data in the region of underground nuclear explosion execution / E.V. Volkova, E.M. Gorbunova, I.A. Rastorguev // International Conference "Finite-Elements Models, Modflow and More 2004. Solving Groundwater Problems". Carlsbad, 13-16 September 2004. - Carlovly Vary, Czech Republic, 2004. - P.159-162.
13. Горбунова Э.М. Ретроспективный анализ режима подземных вод при проведении крупномасштабных экспериментов / Э.М. Горбунова, И.С. Свинцов // Мониторинг ядерных испытаний и их последствий. VI Международная конференция. 09-13 августа 2010 г.: тезисы докладов. - Курчатов, Казахстан: НЯЦ РК, 2010. - С.72-75.
14. Горбунова Э.М. Особенности деформирования массива горных пород при воздействии взрывом (на примере участка Заречье Семипалатинского испытательного полигона) // Вестник НЯЦ РК. - Вып.2. Курчатов: НЯЦ РК, 2003. – С. 113-122.
15. Violet C.E. //Mining Congress. Journal. #3. – 1960. - P.79-83.
16. Johnson G.W. //Mining Congress. Journal. #11. – 1958. - P.78.
17. Johnson G.W. Underground Nuclear Detonations / G.W. Johnson, G.H. Higgins, C.E. Violet //Geophysical Research, 1959. - Vol.64, #10. - P.1457.
18. Радиологическое исследование 30 штольневых порталов в горном массиве Дегелен Республики Казахстан: заключительный отчет / рук. Дубасов Ю.В. [и др.]. - СПб., 1996.
19. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): СП 2.6.1. 758-99; введ. в действие 01.01.2000 - Алматы: Агентство по делам Здравоохранения РК, 1999. - 80с. – ISBN 9965-501-42-4.
20. Субботин С.Б. Оценка возможностей протекания процессов катастрофического характера на площадке «Балапан» / Субботин С.Б., Лукашенко С.Н. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.]. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 401-448. : ил. - Библиогр.: с. 54. - ISBN 978-601-7112-32-5.
21. Субботин С.Б. Радиоэкологическое состояние территории угольного месторождения "Каражыра / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, А.О. Айдарханов, В.В. Романенко //Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2011] /под руководством Лукашенко С.Н. – Вып 3. -2011.

«БАЛАПАН» СЫНАҚ АЛАҢЫНЫҢ ШЕГІНЕН ТЫС ЖЕРЛЕРГЕ ТЕХНОГЕНДІ РАДИОНУКЛИДТЕРДІҢ ЖЫЛЫСТАУ ЖОЛДАРЫН АНЫҚТАУ

**¹Субботин С.Б., ¹Лукашенко С.Н., ¹Романенко В.В., ¹Каширский В.В.,
²Пестов Е.Ю., ³Горбунова Э.М., ⁴Кузеванов К.И.**

¹ҚР ҰАО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты

²ҚР ҰАО Геофизикалық зерттеулер институты, Курчатov қ., Қазақстан

³РФА Геосфера динамикасы институты, Мәскеу қ., Ресей

⁴Геология және мұнайгаз ісі институты, Томск, Ресей

Бұл мақалада «Балапан» алаңындағы ядролық сынақ өткізілген телімдерден жерасты суларымен техногенді радионуклидтердің шығу сипатын зерттеу нәтижелеріне шолу жасалды. Істелінген радиоэкологиялық жұмыстардың негізінде жерасты суларының жай-күйін ұзақмерзімді мониторингiлеу үшін тіректі бақылау ұңғымалары жабдықталды.

«Балапан» алаңының шегінде, сонымен қатар оның шекарасынан тыс жерлерде де жерасты суларының радиоактивті ластану деңгейі жайлы жаңа деректер алынды. Зерттелген бағыттар бойынша техногенді радионуклидтердің жерасты суларымен жылыстау сипаты жайлы қорытынды жасалды.

Түйінді сөздер: жерасты сулары, ядролық сынақ, радионуклидтердің жылыстауы, цезий-137, стронций-90, тритий, плутоний, «Балапан» алаңының геологиялық құрылымы және гидрогеологиялық жағдайы, аймақтық омырулар, Шаған өзені, Қаражыра көмір кенорны.

REVELATION OF MIGRATION PATHWAYS OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES BEYOND THE "BALAPAN" SITE

**¹S.B. Subbotin, ¹S.N. Lukashenko, ¹V.V. Romanenko, ¹V.M. Kashirskiy
²E.Yu. Pestov, ³E.M. Gorbunova, ⁴K.I. Kuzevanov**

¹Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK

²Institute of Geophysical Research NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

³Institute of Geosphere Dynamics of Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

⁴Institute of Geology and Oil and Gas, Tomsk, Russia

The paper presents an overview of research results on the nature of carry-over of artificial radionuclides with groundwater from the site of nuclear testing at «Balapan» site. Based on radioecological work performed, there were equipped an observation hole for long-term monitoring of groundwater status. There were obtained new data on the levels of radioactive contamination of groundwater both within «Balapan» and beyond. Conclusions were made about the nature of the migration of artificial radionuclides with groundwater in the studied areas.

Keywords: groundwater, nuclear test, migration of radionuclides, cesium-137, strontium-90, tritium, plutonium, geological structure and hydrogeological conditions «Balapan» site, regional faults, Shagan River, Karazhyra coal mine.

УДК 546.11.02.3:577.4:504.064:539.16

ИЗУЧЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ТРИТИЯ В СНЕЖНОМ ПОКРОВЕ ГОРНОГО МАССИВА ДЕГЕЛЕН

Турченко Д.В., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О., Ляхова О.Н.

*Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан*

В статье представлены результаты исследования содержания трития в слоях снежного покрова, расположенного на загрязненных тритием руслах водотоков массива «Дегелен». Объектами исследования были выбраны водотоки ручьев Карабулак, Узынбулак и Актыбай, выходящие за пределы опытно-экспериментальной площадки «Дегелен». В работе изучено пространственное распределение трития относительно русла водотоков, определены границы загрязнения снежного покрова. В центре водотока ручьев прослеживается загрязнение снежного покрова, достигающее в приземном слое значений 40 кБк/кг. Определены значения фоновых уровней трития на участках, не связанных с руслом водотока, которые составляют от 40 до 50 Бк/кг. Проведен сравнительный анализ полученных результатов снежного покрова в различные сезонные периоды. Рассмотрены и определены основные механизмы перехода трития в снежный покров. Наиболее значимым механизмом перехода трития на ручьях является эманация трития с поверхности льда или почвы.

Ключевые слова: подземные воды, тритий, снежный покров, Узынбулак, Карабулак, Актыбай, СИП, миграция радионуклидов, поверхностный слой снежного покрова, приземный слой снежного покрова, эманация трития из почвы.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время проведено множество работ, посвященных изучению миграции техногенных радионуклидов в окружающую среду как на территории опытно-экспериментальной площадки «Дегелен», так и за ее пределами. Среди наиболее опасных техногенных радионуклидов, таких как ^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, ^3H (тритий), присутствующих в данной экосистеме, наибольшими миграционными способностями обладает тритий. В работах [1, 2] отмечались высокие концентрации трития в поверхностных и грунтовых водах, а также компонентах экосистемы (животных, растениях, атмосферном воздухе). Содержание трития в поверхностных водах ручьев площадки «Дегелен» достигает от десятков до сотен кБк/кг, длина водоносного русла некоторых ручьев превышает десять километров и выходит за пределы массива «Дегелен».

Проведенный сравнительный анализ компонентов экосистемы на содержание трития показал, что основное загрязнение экосистемы происходит из водоносных ручьев, расположенных на территории массива Дегелен. Информация о содержании трития в снежном покрове на загрязненных участках отсутствовала.

В различные климатические периоды снеготложения, поступление трития в снежный покров может происходить по 2 основным механизмам перехода:

- поступление трития из атмосферы в результате ветрового переноса частиц снега или конденсации водяных паров на частицах снега в период выпадения осадков;
- эманация трития с почвенного или ледяного покрова.

Данная работа посвящена изучению степени влияния механизмов переноса на пространственное распределение трития в снежном покрове, а также оценке фоновой концентрации трития на площадке «Дегелен».

1. ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследование снежного покрова проводилось в весенне-зимний период времени года. Выбор исследуемых участков основывался на результатах обследования компонентов экосистемы (атмосферного воздуха, растений, водяных паров атмосферного и почвенного воздуха). Объектами исследования были выбраны ручьи Карабулак, Узынбулак и Актыбай, водотоки которых выходят за границы горного массива Дегелен (рисунок 1). На рисунке 1 представлена схема расположения исследовательских профилей в руслах ручьев.

Исследование снежного покрова состояло из 4 основных этапов:

- рекогносцировка на местности, выбор исследовательских участков;
- исследование распределения трития по глубине снежного покрова в центре русла ручьев;
- исследование пространственного распределения трития относительно русла водотока;
- исследование динамики содержания трития в снежном покрове.

Для оценки пространственного распределения трития на ручьях проведена закладка исследовательских профилей, перпендикулярных основному руслу водотока. Точки исследовательского профиля располагались на правой и левой стороне от русла ручья. Центр профиля располагался в центре водоносного русла, расстояние между точками обследования составляло 50 м, глубина отбора проб снежного покрова составляла 0–10, 10–20 и 20–30 см.

Исследование динамики содержания трития в снежном покрове заключалось в периодическом обследовании снега на одних и тех же исследовательских участках в различные климатические периоды.

Измерение толщины снежного покрова проводилось посредством мерной линейки.

Для определения содержания трития пробы снега помещались в полиэтиленовый пакет и размораживались до жидкого состояния. Полученные образцы помещались в пластиковую пробирку объемом 20 мл. Для удаления механических примесей проводилась фильтрация образцов снежного покрова с помощью фильтров «Синяя лента». Полученный отфильтрованный образец помещали в пластиковую емкость объемом 20 мл и добавляли сцинтилляционный коктейль в пропорции 3:12 мл соответственно.

Для определения удельной активности трития в пробах снега использовался жидкосцинтилляционный спектрометр TRI-CARB 2900 TR по стандартной методике [3].

На условно чистых участках, не связанных с загрязнением трития, проводилась оценка фоновых концентраций трития. Для этого были выбраны участки в г. Курчатове и за периметром горного массива Дегелен в тт. П12, П14, П15, П19 (рисунок 1).

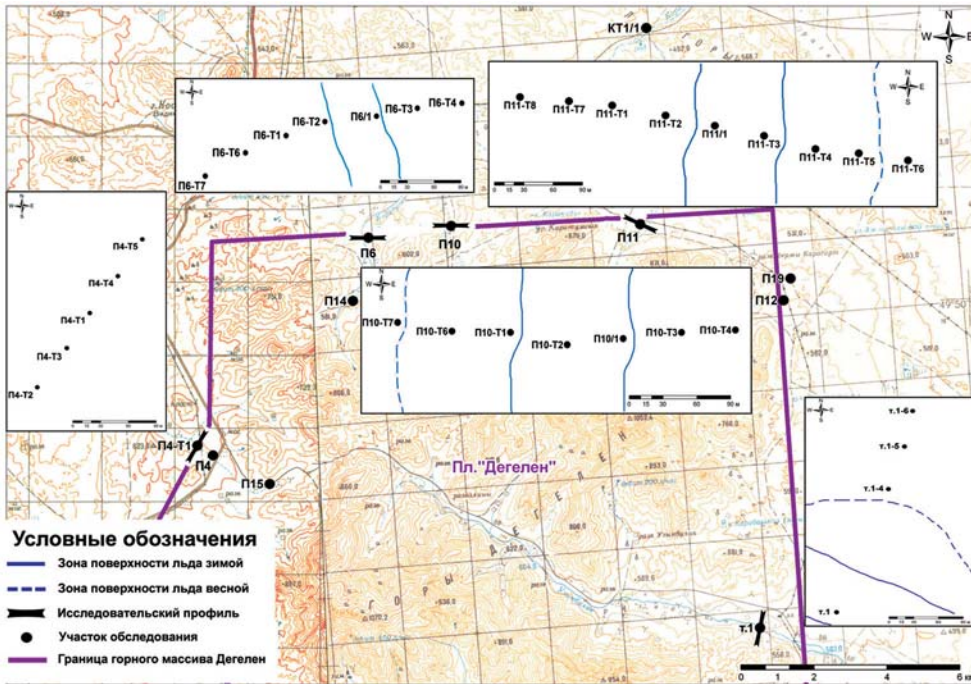


Рисунок 1. Схема расположения участков обследования

2. РЕЗУЛЬТАТЫ

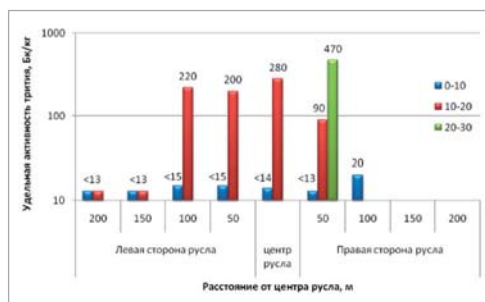
Визуальная оценка объектов исследования показала, что поверхность водоносного русла в зимний период покрывается ледяным покровом, толщина которого составляет от 5 до 15 см. Как правило, снежный покров на поверхности льда или отсутствует, или не превышает 3–5 см от поверхности ледяного покрова. За пределами русла водотока глубина снежного покрова в основном не превышала 20÷30 см.

2.1. Результаты исследования пространственного распределения трития на ручьях

2.1.1. Ручей Карабулак

Русло ручья Карабулак состоит из 3 водоносных притоков, вытекающих за пределы горного массива Дегелен. На каждом притоке ручья Карабулак в точках П6, П10 и П11 заложен исследовательский профиль.

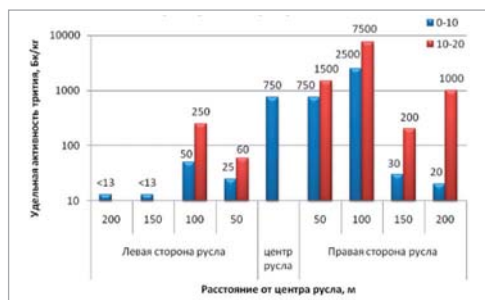
На рисунке 2 представлен характер пространственного распределения трития в снежном покрове относительно центра русла ручьев. В нижней части каждой из гистограмм на рисунке 2 синей полосой указана граница поверхности ледяного покрова на исследовательском участке.



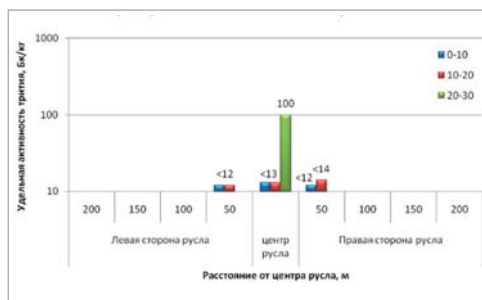
а – ручей Карабулак, профиль П6



б – ручей Карабулак, профиль П10



в – ручей Карабулак, Профиль П11



г – ручей Карабулак, место слияния притоков

Рисунок 2. Пространственное распределение трития в снежном покрове на притоках ручья Карабулак

Профиль в точке П6 (рисунок 2а). Видимая ширина водотока ручья не превышала 5 м. Ширина ледяного покрова достигала 100 м от центра русла. Концентрация трития в поверхностном слое (0–10 см) находилась в диапазоне от <13 до 20 Бк/кг. Содержание трития в приземном слое (10–30 см) снежного покрова составляло от 90 до 280 Бк/кг.

Профиль в точке П10 (рисунок 2б). Ледяной покров водотока располагался по левой стороне русла, ширина которого достигала 150 м от центра русла. В поверхностном слое снежного покрова максимальная концентрация трития обнаружена в зарослях камыша, которая составляла 13 кБк/кг, при этом средняя концентрация трития не превышала 200 Бк/кг. В крайних точках профиля, не связанных с водотоком ручья, содержание трития всех слоев снежного покрова не превышала 13 Бк/кг.

Профиль в точке П11 (рисунок 2в). Ширина ледяного покрова на ручье достигала 100 м от центра русла. В центре и правой части русла отмечены максимальные концентрации трития в поверхностном и приземном слое, диапазон значений которых составлял от 0,75 до 2,5 кБк/кг и от 0,1 до 7,5 кБк/кг соответственно.

Профиль в месте слияния притоков Карабулак (рисунок 2г). Содержание трития в поверхностном и приземном слое снежного покрова не превышало 14 Бк/кг. В приземном слое снежного покрова концентрация трития в центре водотока русла составляла 100 Бк/кг.

2.1.2. Ручей Узынбулак

В зимний период водоносное русло ручья Узынбулак покрывается ледяным покровом толщиной от 3 до 10 см. Ширина ледяного покрова не превышала 50 м. Весной, в период половодья, поверхность ледяного покрова увеличилась в левую сторону русла на расстояние 200 м от центра русла.

На рисунке 3а представлены результаты пространственного распределения трития относительно русла ручья Узынбулак.

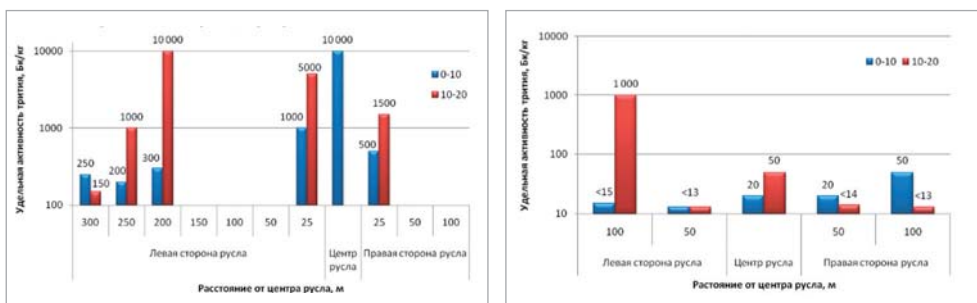


Рисунок 3. Пространственное распределение трития в снежном покрове на р. Узынбулак и Актыбай

Максимальные концентрации трития 10 кБк/кг были обнаружены в центре русла (на поверхности льда) и в приземном слое снежного покрова за пределами ледяного покрова.

2.1.3. Ручей Актыбай

В точке П4 видимого водопроявления не обнаружено. Исследовательский профиль располагался вниз по руслу на расстоянии 500 м от т. П4. На рисунке 3 представлены результаты пространственного распределения трития относительно русла ручья Актыбай.

Максимальная концентрация трития, равная 1 кБк/кг, отмечена в приземном слое снежного покрова, в поверхностном слое снежного покрова содержание трития составляло от <13 до 50 Бк/кг.

Таким образом, результаты исследования показывают, что на водоносных ручьях Карабулак, Узынбулак и Актыбай снежный покров может содержать значительные концентрации трития, содержание трития между слоями неоднородно, причем в приземном слое концентрация данного радионуклида в большинстве случаев больше, чем в поверхностном слое.

Для оценки распределения трития по глубине снежного покрова было рассчитано отношение концентрации трития в приземном слое к концентрации трития в поверхностном слое снежного покрова. При расчетах, в случае отсутствия численных значений величины концентрации трития, за численное значение принималось значение минимально детектируемой активности. Анализ результатов по содержанию трития в приземном и поверхностном слое снежного покрова показал, что отношение концентраций трития лежит в диапазоне от 0,70 до 66, при среднем значении этого отношения, равном 11. Полученное среднее отношение концентрации трития может использоваться для грубой оценки содержания трития в поверхностном или приземном слое, если известна концентрация трития в другом слое снежного покрова. По мере удаления от центра русла в перпендикулярном направлении концентрация трития в поверхностном и приземном слое снежного покрова достигает фоновых уровней на расстоянии до 300 м.

По результатам проведенных исследований установлено, что максимальные концентрации трития в снежном покрове сопряжены с зонами наличия ледяного покрова в приземном слое почвы. Однако в ряде случаев обнаружены значимые концентрации трития в снежном покрове при отсутствии льда в подстилающей поверхности. Можно предположить, что существует как минимум 2 механизма поступления трития в снежный покров:

- перераспределение трития в системе лед – снежный покров (содержащийся тритий в ледяном покрове частично испаряется и переходит в снежный покров);
- эманация трития из почвы с последующей конденсацией паров тритированной воды на частицах снежного покрова.

2.2. Исследование снежного покрова на фоновых участках

В таблице 1 представлены результаты содержания трития, в образцах снежного покрова, отобранных на фоновых участках.

Таблица 1.

Содержание трития в снежном покрове на фоновых участках г. Курчатова и массива Дегелен

Слой, см	Удельная активность трития, Бк/кг							
	Окраины г. Курчатова				Периметр массива Дегелен			
	Север	Восток	Юг	Запад	П12	П14	П15	П19
0-10	<13	<13	<13	<14	55±7	35±7	<14	35±7
10-20	<15	-	<13	-	50±7	<14	20±7	-
20-30	-	-	-	-	45±7	-	-	25±7

На исследовательских участках горного массива Дегелен в тт. П12, П14, П15 и П19 концентрация трития в поверхностном и приземном слое снежного покрова незначительна и не превышает 55 Бк/кг. Характер распределения трития в слоях снежного покрова в фоновых точках принципиально отличается от характера распределения

трития в русле водотоков. Разница заключается в том, что концентрация трития во всех слоях снежного покрова приблизительно одинакова. Такой характер распределения содержания трития в слоях снежного покрова можно объяснить тем, что в момент снегоотложения тритированные водяные пары, содержащиеся в атмосферном воздухе, конденсируются на частицах снега и равномерно распределяются по всей толщине снежного покрова.

Тритий в снежном покрове на окраинах г. Курчатова не обнаружен, при этом предел обнаружения составил 14 Бк/кг. Таким образом, содержащийся в воздушной среде горного массива Дегелен тритий не достигает г. Курчатова, что может быть связано с разбавлением трития в воздушной среде.

2.3. Исследование динамики содержания трития в снежном покрове

В таблице 2 представлены результаты исследования содержания трития в слоях снежного покрова в одних и тех же точках обследования, в различное время.

Таблица 2.

Динамика содержания трития в снежном покрове, содержание трития в русловых водах на участках обследования

Место обследования	Слой, см	Снежный покров, Бк/кг			Русловая вода, Бк/кг
		ноябрь 2010	январь 2011	февраль 2011	
Карабулак, П6	0-10	-	200÷20	14÷7	11 000÷1000
	10-20	-	3500÷300	280÷200	
Карабулак, П10	0-10	<8	2500÷200	200÷20	66 000÷6000
	10-20	200÷20	40 000÷4000	-	
Карабулак, П11	0-10	1000÷100	4000÷400	750÷70	44 000÷4000
	10-20	4000÷400	30 000÷3000	-	

Необходимо отметить, что максимальное содержание трития в приземном слое снежного покрова не превышает значений концентрации трития в русловой воде. В процентном соотношении на водоносных ручьях переход трития в снежный покров не превышает величины 30÷70 % концентрации трития в русловой воде.

Проведенный сравнительный анализ результатов исследования снежного покрова в различные периоды показал, что изначально при снегоотложении снег не содержит значительных концентраций трития. Содержание трития в поверхностном слое снежного покрова меняется с течением времени. В момент выпадения осадков снега концентрация трития в поверхностном слое снежного покрова не превышает фоновых концентраций, после выпадения снега концентрация трития возрастает за счет эманации трития с ледяного или почвенного покрова. Полученные данные подтверждают ранее сделанное предположение относительно механизмов загрязнения тритием снежного покрова, а именно поступление трития в снежный покров из почвенного или ледяного покрова.

3. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

На рисунке 4 представлено пространственное распределение трития относительно всех исследовательских ручьев. Для каждого случая (ручья) концентрация трития нормирована на максимальное значение. Кривая аппроксимации на рисунке 4 показывает характер распределения загрязнения тритием относительно русла водотоков.

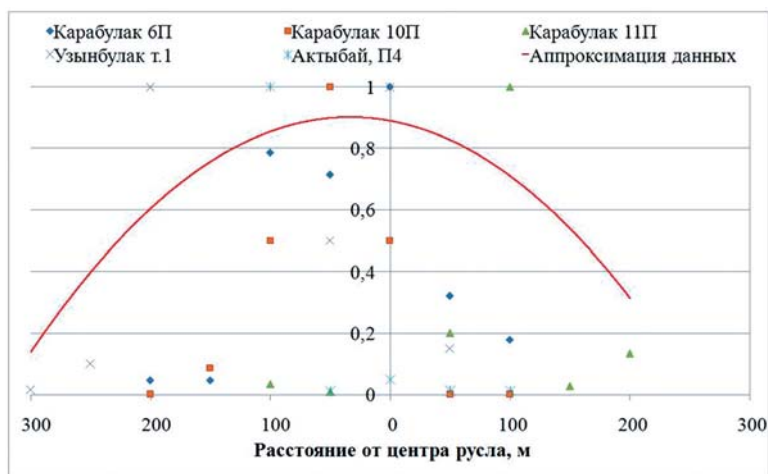


Рисунок 4. Пространственное распределение трития относительно русла исследуемых ручьев, отнормированное на максимальное значение концентрации трития

Наиболее значимые концентрации трития, достигающие 10÷40 кБк/кг, располагаются, в среднем, на расстоянии не более 100÷200 м от центра русла и ограничиваются руслом водотока ручья. По мере удаления от центра русла в перпендикулярном направлении концентрация трития в снежном покрове падает до значений фоновых уровней.

Проведя сравнение результатов анализа в поверхностных и приземных слоях снежного покрова на ручьях, выяснилось, что во всех случаях максимальное содержание трития преобладает в приземном слое снежного покрова и может достигать значений 40 кБк/кг. Данный факт указывает на то, что основное загрязнение тритием происходит из водотока ручья, при этом механизм перехода трития в снежный покров зависит от подстилающей поверхности, а именно эманации трития с поверхности почвенного или ледяного покрова.

Исследование фоновых участков горного массива Дегелен показало равномерное распределение трития в слоях снежного покрова. Содержание трития в поверхностном слое снежного покрова достигает 55 Бк/кг, в то время как в приземном слое на этом же участке – 45 Бк/кг. Такой характер распределения трития связан механизмом поступления трития из атмосферы в результате выпадения и конденсации водяных паров на частицах снега. Можно предположить, что на территории горного массива Дегелен в воздушной среде образовался микрорегиональный бассейн, в экосистеме которого постоянно содержится тритий в концентрациях, не превышающих 60 Бк/кг.

Таким образом, определены механизмы поступления трития в снежный покров, изучен характер пространственного распределения трития в снежном покрове относи-

тельно русла ручьев, определены концентрации фоновых уровней трития, однако, открытыми остаются вопросы, касающиеся динамики изменения концентрации трития во времени и распределения трития в системе вода, лед и снежный покров.

ВЫВОДЫ

По результатам проведенных исследований установлено, что снежный покров, расположенный на горном массиве Дегелен, может иметь значительные концентрации трития как в приземном, так и в поверхностном слое снежного покрова. Наиболее значимые концентрации трития в снежном покрове, в среднем, находятся на расстоянии 100÷200 м от центра русла и ограничиваются руслом водотока ручья, достигая значений, сравнимых с концентрациями трития в русловой воде. Отдаляясь от центра русла, содержание трития в снежном покрове уменьшается до фоновых значений.

Полученные комплексные данные показали, что на горном массиве «Дегелен» существует 2 основных механизма поступления трития в снежный покров:

- конденсация тритированных водяных паров на частицах снега в момент выпадения осадков снега, при этом содержание трития в слоях снежного покрова не достигает 60 Бк/кг;
- эманация трития с подстилающей поверхности почвенного или ледяного покрова, перераспределение трития из приземного в поверхностный слой снежного покрова.

Тритий в снежном покрове на окраинах г. Курчатова не обнаружен, при этом предел обнаружения составил 14 Бк/кг. Таким образом, содержащийся в воздушной среде горного массива Дегелен тритий не достигает г. Курчатова, что может быть связано с разбавлением трития в воздушной среде.

Авторы статьи выражают благодарность сотрудникам Института радиационной безопасности и экологии Ульянову В.А., Коровину В.А. за помощь при обеспечении и проведении экспедиционных работ, Елизарьевой Н.А. за построение картографического материала, Геновой С.В. и группе общей химии ОРСМОС за пробоподготовку образцов снега.

ЛИТЕРАТУРА

1. Суботин С.Б. Подземная миграция искусственных радионуклидов за пределы горного массива Дегелен / С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, В.М. Каширский, Ю.Ю. Яковенко, Л.В. Бахтин // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 527с.: ил.- Библиогр.: С.518. - ISBN 978-601-7112-32-5.
2. Ляхова О.Н. Исследование содержания трития в объектах окружающей среды на территории испытательной площадки Дегелен / О.Н. Ляхова, С.Н. Лукашенко, М.А. Умаров, А.О. Айдарханов // Вестник НЯЦ РК. – 2007. – Вып.4. – С.80 – 86.

3. Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета: ISO 9698-1989 /Е/.

ДЕГЕЛЕҢ ТАУЛЫ МАССИВІНІҢ ҚАР ЖАМЫЛҒЫСЫНДАҒЫ ТРИТИЙДІҢ ҚҰРАМЫН ЗЕРТТЕУ

Турченко Д.В., Лукашенко С.Н., Айдарханов А.О., Ляхова О.Н.

ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты

Бұл мақалада, «Дегелең» таулы массивіндегі тритиймен ластанған ағын сулары арнасында жатқан қар жамылғысының қабатындағы тритийдің құрамын зерттеу нәтижелері келтірілген. Зерттеу нысандары ретінде «Дегелең» тәжірибелік-сынақ алаңынан тыс жерге ағып жатқан, Қарабұлақ, Ұзынбұлақ және Ақтыбай бұлақтарының ағын сулары тандап алынды. Бұл жұмыста ағын суларының арналарына қатысты тритийдің кеңістікте таралуы зерттелді және қар жамылғысының ластану шекаралары анықталды. Бұлақтың ағын суларының ортасында, жербеті қабатының мәні 40 кБк/кг-ға жететін қар жамылғысының ластануы байқалды. Ағын судың арнасымен байланыспайтын телімдердегі тритийдің аялық мәні анықталды, ол 40-тан 50 Бк/кг-ға дейінгі мәнді құрайды. Түрлі маусымдық кезеңдегі қар жамылғысына жасалған зерттеулердің нәтижелеріне салыстырмалы талдама өткізілді. Қар жамылғысына тритийдің өтуінің негізгі механизмдері қарастырылды және анықталды. Бұлақтардағы тритийдің өтуінің негізгі механизмі ретінде мұздың немесе топырақтың беткі қабатындағы тритийдің эманациясы болып табылады.

Түйін сөздер: жерасты сулары, тритий, қар жамылғысы, Ұзынбұлақ, Қарабұлақ, Ақтыбай, СССР, радионуклидтердің жылыстауы, қар жамылғысының беткі қабаты, қар жамылғысының жербеті қабаты, топырақтан тритийдің эманациясы.

STUDY OF TRITIUM CONTENT IN SNOWPACK OF DEGELEN MOUNTAIN MASSIF

D.V. Turchenko, S.N. Lukashenko, A.O. Aidarkhanov, O.N. Lyakhova

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK

The paper presents the results of a study of tritium content in the layers of snow, which is located in stream beds of «Degelen» massif that are contaminated with tritium. The objects of investigation were creek watercourses Karabulak, Uzynbulak, Aktybai that is beyond the «Degelen» site. We studied the spatial distribution of tritium relative to the bed of watercourses, defined the borders of snow cover contamination. In the center of creek watercourses there is a snow contamination reaching 40 kBq/kg at the surface layer. The values of background levels of tritium in areas not related to the streambed were calculated, which range from 40 to 50 Bq/kg. There was made a comparative analysis of the results of snow cover in different seasonal periods. There were also examined and identified the main mechanisms for transfer of tritium in the snow. The most important mechanism for transfer of tritium in the streams is the emanation of tritium from the surface of ice or soil.

Keywords: groundwater, tritium, snow cover, Uzynbulak, Karabulak, Aktybai, STS, migration of radionuclides, surface layer of snow, the near-the-ground layer of snow, an emanation of tritium from the soil.

УДК 591.146:577.391:577.4:539.16

***К ВОПРОСУ О КАЧЕСТВЕ КУМЫСА, ПРОИЗВОДИМОГО
НА ПРОИЗВОДСТВЕННОМ УЧАСТКЕ В ПОСЁЛКЕ САРЖАЛ*****Паницкий А.В., Лукашенко С.Н., Битенова М.М.*****Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан***

В данной работе приведены результаты исследований содержания радионуклида ^3H в кумысе, производимом в цехе по производству кумыса, расположенном в с. Саржал, а также в кумысе, производимом на фермерских хозяйствах, расположенных на территории юго-восточной части СИП, участки выпаса которых находятся в непосредственной близости от радиационно-опасных объектов – площадок «Дегелен», «Балапан», «Телькем».

Ключевые слова: тритий (^3H), радиоактивное загрязнение, сельскохозяйственная продукция, кумыс, Семипалатинский испытательный полигон (СИП).

ВВЕДЕНИЕ

На территории, прилегающей к юго-восточной части территории СИП, расположен населенный пункт Саржал с населением численностью более 2000 человек. Основным видом деятельности в с. Саржал является животноводство. В частности, на территории с. Саржал расположен цех по производству традиционного казахского напитка – кумыса, который является одним из основных видов сельскохозяйственной продукции на исследуемой территории. Объем производства кумыса в 2010 г. составлял более 900 л в день в летний период и в начале осени. Рынками сбыта кумыса являются населенные пункты близлежащих районов и городов Семей, Усть-Каменогорск, Алматы, Караганда.

Кумыс изготавливают посредством переработки кобыльего молока, поэтому цех по производству кумыса производит закуп кобыльего молока у фермеров региона, большинство хозяйств которых располагаются на территории СИП (рисунок 1).

Животные с этих фермерских хозяйств выпасаются вокруг испытательной площадки «Дегелен», на которой проводились подземные ядерные испытания в штольнях. Также на территории, прилегающей к площадке «Дегелен», производится заготовка сена для кормления животных в зимний период.

Исследованиями, проведенными ранее [1], установлено, что основные опасные долгоживущие техногенные радионуклиды аккумулируются в почвах в пределах испытательной площадки «Дегелен» и не выходят за ее границы. Однако, также установлено [1], что наибольшее влияние на радиационную обстановку оказывает и будет оказывать в долговременной перспективе радионуклид ^3H , который распространяется за пределы площадки «Дегелен» с грунтовыми водами на значительные расстояния. В связи с этим были проведены исследования возможного содержания ^3H в кумысе, производимом как в цехе с. Саржал, так и в хозяйствах, расположенных на территории юго-восточной части СИП.

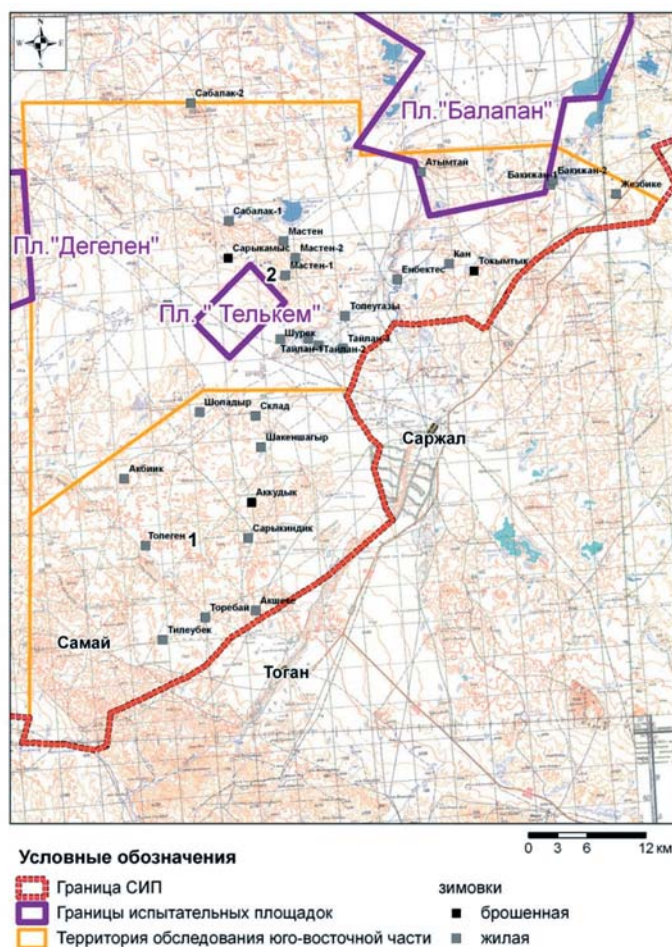


Рисунок 1. Зимовки на исследуемой территории

1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Поступление радионуклида ^3H в кобылье молоко может происходить как при выпасе животных на территории, прилегающей к площадке «Дегелен», так и при стойловом кормлении сеном, заготовленным на этой территории. Поэтому оценка содержания радионуклида ^3H в кобыльем молоке проводилась как в период пастбищного кормления на территории, прилегающей к площадке «Дегелен», так и в период стойлового кормления сеном, заготовленным на исследуемой территории. Пробы отбирались с зимовок, расположенных на СИП. В отдельных случаях пробы отбирались ежемесячно в 3-х, 4-х кратной повторности. Отбор кумыса проводился также из цеха по производству кумыса в поселке Саржал из общей деревянной емкости объемом 60 л, в которой кумыс доводится до готовности. В общей сложности было отобрано 52 пробы кумыса.

1.1. Подготовка и анализ образцов

Образец для определения ^3H получали методом дистилляции кумыса при температуре 100 °С. Первый полученный конденсат в количестве 10 мл удаляли, а на анализы отбирали следующие 5-6 мл свободной воды кумыса. Активность трития измеряли в свободной воде на бета-спектрометре TRI-CARB 2900 TR, жидкостинтилляционным методом исследования по международному стандарту ISO 9698 [2]. Аналитическая ошибка измерений составляла не более 30 %. Таким образом, ниже приведены результаты без учета органически связанного трития.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Полученные результаты показали, что в кумысе, получаемом при выпасе животных на исследуемой территории, присутствие радионуклида ^3H в большинстве случаев не зафиксировано. Отмечено несколько значений, близких к нижним пределам измерения аппаратуры (таблица 1).

Таблица 1.

Результаты определения содержания ^3H в кобыльем молоке (кумысе), производимом на фермерских хозяйствах юго-восточной части СИП

Точка отбора	Дата отбора	Удельная активность ^3H , Бк/л	Точка отбора	Дата отбора	Удельная активность ^3H , Бк/л
Зимовка Тайлан	14.07.2010	20±10	Зимовка Кудабай	24.08.2010	<18
	10.08.2010	<13		30.09.2010	< 14
	10.09.2010	40 ± 20	Зимовка Толеугазы	14.08.2010	<11
Зимовка Шурек	14.07.2010	20±10		17.10.2010	<14
	27.08.2010	<19	Зимовка Тайлан 2	15.08.2010	<12
	25.09.2010	< 13		29.08.2010	<19
Зимовка Нысан	19.08.2010	<19	Зимовка Атымай	17.09.2010	<12
	29.09.2010	30 ± 3		11.10.2010	<15
	18.10.2010	<12	Зимовка Тогалак	14.08.2010	<12
Зимовка Жумакан	14.07.2010	30±15	Зимовка Кара-Корык	10.08.2010	<13
	14.08.2010	<12	Зимовка Кудабай	15.08.2010	<12
	28.09.2010	< 15	Зимовка Сары-Арка	24.08.2010	<20
	19.10.2010	<12	Зимовка Тауусты	25.08.2010	25 ± 12
Зимовка Тасбаскан	29.08.2010	< 18	Зимовка Мостен 2	18.08.2010	25 ± 12
	12.09.2010	20 ± 10	Зимовка Мостен	13.10.2010	<12
	17.10.2010	<11	Зимовка Жолдатай	19.08.2010	<20
Зимовка Сары-Озек	10.08.2010	<14	Зимовка Бакижан	10.09.2010	30 ± 15
	18.08.2010	25 ± 12	Зимовка Камыс-Щеки	05.10.2010	<14
Зимовка Каракан	15.09.2010	< 14	Зимовка Сабалак	13.10.2010	<12
	16.10.2010	<11	Зимовка Елубай	17.10.2010	<12

Данные зафиксированные значения, близкие к пределам обнаружения, могут быть связаны с тем, что участки выпаса хозяйств, на которых в кобыльем молоке зафиксированы количественные значения радионуклида ^3H , расположены на территории, на которой отмечается неглубокое залегание грунтовых вод (до 2 м) с содержанием ^3H до 23 кБк/л [1]. Соответственно, радионуклид ^3H из грунтовых вод через корневую систему может поступать в растения, произрастающие на данной территории, и поглощаться животными при выпасе.

В пробах кумыса, отобранных из цеха по производству кумыса в с. Саржал (с общего объема 60 л после смешивания кобыльего молока в общей емкости), радионуклида ^3H также не обнаружено (таблица 2).

В кумысе, получаемом при стойловом кормлении животных сеном, заготовленным с территорий, прилегающих к площадке «Дегелен», во всех случаях удельная активность радионуклида ^3H была ниже пределов измерения (таблица 2).

Таблица 2.

**Результаты определения содержания ^3H в кобыльем молоке (кумысе),
производимом в цеху по производству кумыса в с. Саржал**

Точка отбора	Дата отбора	Удельная активность ^3H , Бк/л	Точка отбора	Дата от- бора	Удельная активность ^3H , Бк/л
при пастбищном кормлении			при стойловом кормлении		
Цех по производству кумыса, село Саржал	04.09.2010	<19	село Саржал, частные под- ворья	21.03.2011	<12
	07.09.2010	<20		21.03.2011	<15
	07.09.2010	<20		21.03.2011	<12
	02.09.2010	<19		21.03.2011	<12
	20.09.2010	<12		21.03.2011	<13
	19.10.2010	<12		21.03.2011	<13

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В целом, исследования показали, что содержание ^3H в большинстве случаев не превышает нижних пределов измерения аппаратуры. Зафиксированные в отдельных случаях количественные значения в тысячи раз ниже уровней вмешательства, составляющих 7700 Бк/кг (НРБ-99) [3]. Таким образом, кумыс, получаемый как в фермерских хозяйствах, расположенных на юго-восточной части СИП, так и в цехе по производству кумыса в с. Саржал, является безопасным с точки зрения радиационных факторов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Актуальные вопросы радиозащиты Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009 гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 57-103.: ил.-Библиогр.: с. 224-231. - ISBN 978-601-7112-28-8.

2. Международный стандарт ISO 9698. Качество воды – определение активности трития, соответствующей данной концентрации – жидкостной метод сцинтилляционного счета.
3. Государственные санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99): СП 2.6.1. 758-99; введ. в действие 01.01.2000. – Алматы: Агентство по делам Здравоохранения РК, 1999. - 80с. – ISBN 9965-501-42-4.

САРЖАЛ АУЫЛЫНДАҒЫ ӨНДІРІСТІК ТЕЛІМДЕ ӨНДІРІЛЕТІН ҚЫМЫЗДЫҢ САПАСЫ ЖАЙЛЫ МӘСЕЛЕГЕ

Паницкий А.В., Лукашенко С.Н., Битенова М.М.

***ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Қазақстан, Курчатов қ.***

Аталған жұмыста, Саржал а. орналасқан қымыз өндіру цехында өндірілетін қымыздың құрамындағы, сонымен қатар «Дегелең», «Балапан», «Телькем» алаңдарындағы – радиациялық қауіпті нысандарға тікелей жакын орналасқан жайылым телімдерінде, ССП оңтүстік-шығыс бөлігінде орналасқан фермерлік шаруашылықтарда өндірілетін қымыздың құрамынан ^3H радионуклидінің анықтаудағы зерттеу нәтижелері келтірілген.

Түйін сөздер: тритий (^3H), радиоактивті ластану, ауылшаруашылық өнімі, қымыз, Семей сынақ полигоны (ССП).

ON THE QUALITY OF KOUMISS MADE AT THE PRODUCTION SITE IN SARZHAL VILLAGE

A.V. Panitsky, S.N. Lukashenko, M.M. Bitenova

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC, Kurchatov, Kazakhstan

This paper presents the results of studies of ^3H content in koumiss, produced in the site for koumiss production, located in Sarzhal village, as well as in koumiss produced on farms, located in the southeastern part of the STS, grazing areas of which are in close proximity to the radiation-hazardous sites - «Degelen», «Balapan», "Telkem".

Key words: tritium (^3H), radioactive contamination, agricultural products, koumiss, the Semipalatinsk Test Site (STS).

**РАЗДЕЛ: «НЕРАДИАЦИОННЫЕ» ФАКТОРЫ
ОПАСНОСТИ НА СИП**

УДК 622.278: 577.4:504.064

**РЕЗУЛЬТАТЫ РЕКОГНОСЦИРОВОЧНОГО ИССЛЕДОВАНИЯ
ГАЗОВЫДЕЛЕНИЙ У ПЛОЩАДКИ «САРЫ-УЗЕНЬ»****¹Романенко В.В., ¹Лукашенко С.Н., ¹Субботин С.Б., ²Чернова Л.В.****¹Институт Радиационной Безопасности и Экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан****²Институт Атомной Энергии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан**

В статье представлены результаты исследования последствий подземных ядерных взрывов (ПЯВ), проявленных в виде процессов подземной газификации горных пород, а также просадочных явлений на испытательной площадке «Сары-Узень» бывшего СИП. Рекогносцировочные работы позволили уточнить местонахождение «боевых» скважин, а также выявить 5 объектов с признаками проведения испытаний. В ходе работ проведено описание текущего состояния скважин, а также наличия поствзрывных явлений, которые проявлены в виде вспучиваний, провалов и других деформаций дневной поверхности. На площадке «Сары-Узень» на всех скважинах выявлены повышенные концентрации диоксида углерода и на 14 скважинах повышенные концентрации метана. Установлено, что на некоторых скважинах концентрация метана существенно больше, чем на площадке «Балапан», что возможно связано с глубиной заложения зарядов при проведении ПЯВ. На скважине 103 ПЯВ не проводились, однако в почвенном воздухе на приустьевой площадке скважины зафиксированы повышенные концентрации метана и диоксида углерода. В статье приводятся рекомендации относительно дальнейшего изучения процессов газификации на площадке «Сары-Узень».

Ключевые слова: Семипалатинский испытательный полигон, ядерные испытания, «Сары-Узень», почвенный воздух, провальные явления, топографические работы, геоморфологический мониторинг, метан, подземная газификация, газовыделение.

ВВЕДЕНИЕ

Ранее проведенные исследования [1, 2] на площадке «Балапан» СИП показывают, что в результате проведения ПЯВ, кроме радиоактивного загрязнения окружающей среды, велика вероятность возникновения последствий, связанных с активацией подземных процессов горения углистых пород [3]. На испытательной площадке «Сары-Узень», как и на площадке «Балапан», проводились подземные ядерные испытания (таблица 1). Согласно фоновым данным [4], в период с 1965 по 1980 гг. проведено 24 подземных испытания в «боевых» скважинах. Глубина заложения зарядов составляла в среднем около 250 метров. В архивных и фоновых данных [5, 6] приводятся координаты расположения боевых скважин, которые в некоторых случаях разнятся. В связи с этим для обследования «боевых» скважин необходимо было уточнить координаты их расположения.

Одной из особенностей ПЯВ является наличие в течение многих лет высокой температуры блоков горных пород, вмещающих центральные зоны ПЯВ, медленно убывающей, с течением времени [7, 8], т.е. котловые полости ПЯВ являются долговременными хранителями и источниками тепловой энергии. Имеющиеся данные по геологическому строению территории площадки «Сары-Узень» говорят о наличии

углистых пород. Вполне вероятно, что в области проведения ПЯВ подземные воды проникают по системам трещин в области наличия и высоких температур, и углистых пород, что является толчком для возникновения процессов газификации и пиролиза. В связи с вышеизложенным на площадке «Сары-Узень» вполне возможно возникновение процессов подземного горения в результате проведения ПЯВ.

1. ПРЕДПОСЫЛКИ ВОЗНИКНОВЕНИЯ ЯВЛЕНИЙ КАТАСТРОФИЧЕСКОГО ХАРАКТЕРА НА ПЛОЩАДКЕ «САРЫ-УЗЕНЬ»

1.1. Геологическое строение и гидрогеологические условия площадки «Сары-Узень»

Территория площадки «Сары-Узень» расположена в пределах восточной окраины Центрального Казахстана, в межгорной долине Алтыбай, окаймленной с запада горной цепью Муржик, с востока горами Майлыкара и Дегелен. Геоморфологически вся территория располагается в пределах Казахского мелкосопочника. В геологическом строении территории принимают участие дислоцированные метаморфические, вулканогенно-осадочные отложения протерозоя, девона и нижнего карбона и горизонтально лежащие песчанисто-глинистые рыхлые осадки неогеновой и четвертичной систем.

1.1.1. Стратиграфия

Протерозойская группа. Верхнепротерозойские отложения в пределах участка прослеживаются узкой полосой шириной 250 м на протяжении 2,5–3 км у подножия гор Муржик в крайней юго-западной части. Представлены они серовато-зелеными, желто-зелеными и зеленовато-серыми метаморфизованными сланцами различного состава: кварц-хлоритовыми, эпидот-хлоритовыми, кремнисто-хлоритовыми, кремнистыми. Мощность их на смежной с запада территории определяется примерно в 2 км.

Девонская система. В составе отложений девонской системы условно выделяется вулканогенные образования эйфельского (D_2ef) и живетского (D_2gv) ярусов среднего отдела, нерасчлененные вулканогенно-осадочные отложения живетско-франского ярусов среднего-верхнего отдела и карбонатные осадки фаменского (D_2gv-D_3f) яруса верхнего отдела. В состав толщи входят, главным образом, андезитовые и андезитобазальтовые порфириды и их туфы, среди которых, особенно в верхней части разреза, изредка встречаются прослои кислых лав, песчаников и линзы известняков. Мощность отложений в пределах площади не превышает 0,25–0,7 км. Вся толща сильно метаморфизована и смята в крупные складки.

Каменноугольная система. Нижний отдел. Визейский ярус, нижний подъярус (C_1v_1). Представлены сероцветами, разнзернистыми, полимиктовыми песчаниками и темно-серыми и черными углисто-глинистыми сланцами. Углистость отложений является их характерной особенностью. Мощность отложений 0,15–0,2 км.

Неогеновая система. Отложения неогена перекрывают складчатый палеозойский фундамент почти по всей площади участка, за исключением небольших обнаженных участков на юге, севере, северо-западе, северо-востоке. Представлены отложения

неогена глинами красновато-коричневыми и зеленоцветными. Мощность отложений изменяется в широких пределах от 5 м до 86 м. Наиболее мощные толщи глин (70–80 м) отмечаются на юго-западе описываемой территории.

Четвертичная система. Отложения четвертичного возраста сплошным чехлом перекрывают все более древние образования на всей площади за исключением гряды вторичных кварцитов на юго-западе участка. Представлены аллювиально-пролювиальными, делювиально-пролювиальными, делювиальными, элювиально-делювиальными, аллювиальными, озерными отложениями. Мощность отложений от нескольких десятков сантиметров до 26 м.

Интрузивные породы. Интрузивные образования вскрыты скважинами на большой площади в юго-западной части площадки. Кроме того, отдельные небольшие массивы вскрыты в центральной ее части. Представлены интрузивные породы двумя разновозрастными и различными по составу комплексами: комплексом нижнекаменноугольных субвулканических диоритовых интрузий и ранним верхнепалеозойским гранитоидным комплексом.

Тектоника. В региональном плане территория входит в состав Чингиз-Тарбагатайской каледонской складчатой системы, находясь в пределах Чуйского синклиория. Здесь выделяются два структурных этажа: палеозойский и кайнозойский. Разрывные нарушения на участке развиты довольно интенсивно. По своей ориентировке они подразделяются на разломы северо-западного и северо-восточного простирания.

1.1.2. Гидрогеологические условия

Основными природными факторами, влияющими на формирование гидрогеологических условий площадки, являются особенности структурно-тектонического плана территории, климат, рельеф и литолого-петрографический состав геологических образований. Основные области питания находятся за пределами участка. Ими являются на западе и юго-западе горы Муржик, на юге – горы Дегелен.

Основное направление движения подземных вод – северо-восточное в сторону долины р. Иртыш, где осуществляется их разгрузка.

На площадке выделяются следующие типы вод:

- трещинные воды, приуроченные к верхней трещиноватой зоне выветривания палеозойских пород;
- трещинно-жильные воды, заключенные в зонах, прилегающих к тектоническим нарушениям и в зонах дробления пород;
- поровые воды спорадического распространения в аллювиально-пролювиальных и аллювиальных отложениях четвертичного возраста.

Неблагоприятные условия питания, связанные с дефицитом атмосферных осадков и преобладанием в летний период испарения над инфильтрацией, а также затрудненный водообмен, создают предпосылки к повышению минерализации подземных вод и формированию определенного хлоридно-сульфатного, реже сульфатно-хлоридно-натриевого типа минерализации, характерного для аридных и засушливых зон.

За счет интенсивного водообмена в зонах тектонических нарушений возможно накопление пресных и слабо солоноватых подземных вод, которые могут быть использованы для местного водоснабжения.

Водоносные горизонты:

- воды трещиноватой зоны вернедевонских нижнекаменноугольных отложений (D_3fm-C_1t, C_1v_1);
- воды трещиноватой зоны средне- и верхнедевонских эффузивно-осадочных отложений ($D_2gv- D_3f$);
- воды трещиноватой зоны среднедевонских осадочно-эффузивных отложений (D_2ef, D_2gv);
- воды трещиноватой зоны верхнепротерозойских метаморфических образований (PR_3);
- воды трещиноватой зоны различных интрузивных образований (PZ_3);
- воды спорадического распространения аллювиально-пролювиальных и озерных отложений (apQ).

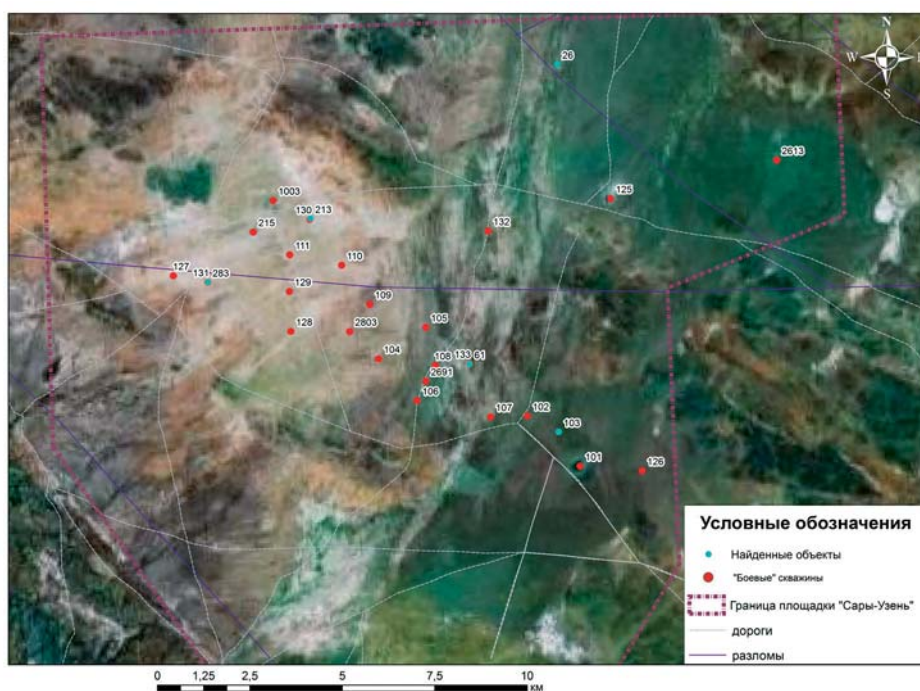


Рисунок 1. Скважины площадки «Сары-Узень»

Отсутствие явных очагов разгрузки подземных вод и региональных водоупоров в пределах площади дают основание рассматривать подземные воды трещиноватых зон как единый гидрогеологический бассейн. В общих чертах подземные воды трещиноватых зон имеют следующие параметры. Водовмещающие породы представлены: трещиноватыми известняками, песчаниками, конгломератами, гравелитами, алевролитами, углисто-глинистыми сланцами, порфиритами, туфами, различными эффузивами, гранодиоритами, гранитами, диорит-порфирами, габбро-диоритами. Мощность водоносной толщи от 50 до 110 м. Глубина залегания подземных вод от 14 до 130 м. Воды, в основном, безнапорные, в местах, где водоносные отложения перекрываются

неогеновыми глинами, приобретают напор, достигающий 40 м. Воды, в основном, пресные и солоноватые с минерализацией до 14,7 г/л, преобладают 3–5 г/л. Коэффициент фильтрации определяется степенью трещиноватости и колеблется в широких пределах от 0,001 до 4,4 м/сут, увеличиваясь в зонах тектонических нарушений.

Воды спорадического распространения в аллювиально-пролювиальных, аллювиальных и озерных отложениях (арQ). Водовмещающие породы распространены в межсочных понижениях, древних ложбинах стока, озерных котловинах и представлены гравийно-галечными отложениями, реже супесями и суглинками. Мощность водовмещающих пород изменяется от 1,3 м до 20 м. Глубина залегания подземных вод 7–15 м. Воды безнапорные, на участках распространения глин приобретают местный напор порядка 3–15 м. Воды пресные и солоноватые с минерализацией 0,7–5,7 г/л. Дебит от сотых долей до 0,1 л/с.

Имеющиеся данные о характере геологического строения и гидрогеологических условий территории площадки «Сары-Узень» позволяют предполагать, что в результате воздействия поражающих факторов ПЯВ, вполне возможно возникновение и протекание процессов пиролиза и подземной газификации. В большей степени к участию в этом процессе предрасположены породы, содержащие углистый материал (углистые алевролиты, сланцы, песчаники) [9].

1.2. Ядерные испытания на площадке «Сары-Узень» и их последствия

1.2.1. Общая информация о ядерных испытаниях на площадке «Сары-Узень»

На площадке «Сары-Узень» в период с 1965 по 1980 гг. проведено 24 ПЯВ в скважинах [4]. По имеющимся данным в большинстве испытаний мощность взрывов не превышала 20-ти кт. Область наибольшей техногенной нагрузки в результате подземных ядерных взрывов расположена в центре и северо-западной части площадки.

В таблице 1 представлены общие данные по ПЯВ на площадке «Сары-Узень», схема расположения приведена на рисунке 1.

Таблица 1.

Общие данные по взрывам на площадке «Сары-Узень»

№ П/П	№ скважины	Дата ЯИ	По [10]					По [11]		
			Мощность ЯИ	Радиационный эффект	Цель ЯИ	Глубина заложения заряда	Магнитула ЯИ	Мощность ЯИ	Расчетная мощность	Магнитула ЯИ
1	101	18.12.1966	20-150	ВНК (НРС)	ОПЗ	427	5,8	38	100	5,92
2	102	16.09.1967	0,001-20	ВНК (РИГ)	СЯО	230	5,3	11	16	5,25
3	104	21.07.1970	0,001-20	ВКП	СЯО	225	5,4	14	23	5,38
4	105	22.09.1967	10	ВКП	СЯО	229	5,2	9,2	10	5,16
5	106	22.11.1967	0,001-20	ВКП	СЯО	227	4,8	3,6	1,6	4,41
6	107	28.12.1969	46	ВКП	СЯО	388	5,7	30	40	5,79

№ П/П	№ скважины	Дата ЯИ	По [10]					По [11]		
			Мощность ЯИ	Радиационный эффект	Цель ЯИ	Глубина заложения заряда	Магнитуда ЯИ	Мощность ЯИ	Расчетная мощность	Магнитуда ЯИ
7	108	31.05.1969	0,001-20	ВНК	СЯО	258	отс.	11	18	5,29
8	109	16.02.1979	0,001-20	ВНК (РИГ)	СЯО	отс.	5,4	15	23	5,39
9	110	06.06.1971	16	ВНК (РИГ)	СЯО	299	5,5	17	16	5,53
10	111	09.10.1971	12	ВНК (НРС)	СЯО	237	5,3	12	12	5,37
11	125	04.11.1970	0,001-20	ВНК (РИГ)	ОПЗ	249	5,4	14	27	5,44
12	126	04.04.1980	0,001-20	ВКП	СЯО	отс.	4,9	6	6	4,9
13	127	21.10.1971	23	ВНК (РИГ)	СЯО	324	5,5	19	23	5,58
14	128	02.09.1972	2	ВНК (РИГ)	СЯО	185	4,9	4,3	2	5,1
15	129	19.06.1971	0,001-20	ВНК (РИГ)	СЯО	290	5,4	15	35	5,54
16	130	29.03.1977	20-150	ВНК (РИГ)	СЯО	отс.	5,4	отс.	отс.	отс.
17	131	19.04.1973	0,001-20	ВНК (РИГ)	СЯО	отс.	5,4	12	21	5,36
18	132	26.08.1972	0,001-20	ВНК (РИГ)	СЯО	285	5,3	13	21	5,36
19	133	04.08.1976	0,001-20	ВНК	СЯО	отс.	4,1	0,06	0,9	4,2
20	215	28.11.1974	0,001-20	ВНК(НРС)	СЯО	отс.	отс.	отс.	0,01	2,7
21	1003	14.10.1965	1,1	ВВГ	ПВ	48	отс.	отс.	1,1	4,28
22	2613	18.07.1979	0,001-20	отс.	отс.	отс.	отс.	отс.	12	5,16
23	2691	19.03.1978	0,001-20	ВКП	СЯО	отс.	5,2	9,4	13	5,19
24	2803	16.02.1989	0,001-20	ВКП	СЯО	отс.	5,2	отс.	отс.	отс.

Примечания:

отс.	данные отсутствуют
н/д	ниже детектируемой (о концентрации газа)
ВНК	взрыв неполного камуфлета (быстрое и динамическое истечение газообразных и парообразных радиоактивных продуктов с последующим возгоранием смеси)
ВНК - НРС	взрыв неполного камуфлета с нештатной радиационной ситуацией (взрыв полного внутреннего действия с нештатной радиационной ситуацией (НРС), сопровождающийся ранним и напорным динамическим попаданием в атмосферу продуктов взрыва в газо- и парообразной фазе, обусловленным случайным нарушением нормального процесса проведения испытания или не предусмотренными проектом его последствиями, которые могли привести или приводили к облучению людей выше условленных норм или к материальному ущербу)
ВКП	взрыв камуфлета полного (взрыв не сопровождался истечением в атмосферу инертных газов)
ВВГ	взрыв с выбросом грунта (воронка на выброс)

ВНК (РИГ)	взрыв неполного внутреннего действия, сопровождающийся соединением зон трещиноватости и откольного разрушения поверхности земли в эпицентральной зоне взрыва и вентиляционным, как правило, незначительным, истечением в атмосферу короткоживущих радионуклидов – инертных газов)
СЯО	совершенствование ядерного оружия
ОПЗ	отработка промышленных зарядов (для производства ядерных взрывов в мирных целях)
ПВ	промышленные ядерные взрывы (проведение в мирных целях, отработка технологии)

2. ОБЩАЯ МЕТОДОЛОГИЯ И АППАРАТУРНО-МЕТОДИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ РАБОТ

2.1. Аппаратурно-методическое обеспечение работ

2.1.1. Рекогносцировочное обследование

В начальной стадии работ на всех «боевых» скважинах на площадке «Сары-Узень» было проведено обследование состояния площадок в окрестности «боевых» скважин. Исходными данными были каталог координат и схема размещения «боевых» скважин, подготовленные по результатам работ прошлых лет. При опознании «боевых» скважин на местности проведено определение координат устья с использованием GPS GARMIN 12 в системе координат WGS 84, фотографирование оголовков скважин, визуально наиболее заметных особенностей рельефа в окрестностях скважин, описание и оценка размеров (диаметра и глубины) зафиксированных воронок и понижений / повышений рельефа. В ходе работ для отнесения скважин к «боевым» использовались признаки проведения подземного испытания, в частности - наличие оголовка скважины в виде трубы $\varnothing 1120$ мм, элеватора, динамической муфты, подкладной вилки и разгрузочного устройства (рисунок 2). По данным [4], диаметр «боевых» скважин в испытаниях, как правило, составлял ~ 1 м.



Рисунок 2. Фрагмент конструкции скважины [4]

2.1.2. Геоморфологический мониторинг

Для создания топографической основы проведения последующего геоморфологического мониторинга выполнена тахеометрическая съемка на приустьевой площадке скважины 104. Начат геоморфологический мониторинг для отслеживания продолжающихся процессов деформации дневной поверхности путем сравнения данных тахеометрической съемки разных лет.

На приустьевой площадке скважины 104 покрытие съемкой составило $1 \times 1 \text{ км}^2$ в масштабе 1:2000 с высотой сечения рельефа 0,5 м [3]. Использовались электронные тахеометры: SOKKIA SET 510 № 33746 и SOKKIA SET 230 R3 № 170094.

Точки съемочной геодезической сети на местности закреплены временными знаками - металлическими штырями высотой 40 см. Развитие плановой съемочной геодезической сети выполнено полярным способом с применением электронного тахеометра, при этом длина полярных направлений не превышает 1000 м. Развитие высотной геодезической сети выполнено техническим нивелированием.

По результатам обработки данных построены топографические планы с использованием программного пакета GeoniCS Топоплан v. 9.09.

Точность инженерно-топографического плана оценена по величинам средних расхождений положений предметов и контуров, а также в высотах точек, рассчитанных по горизонталям, с данными контрольных полевых измерений. Средние погрешности изображений контуров местности с четкими очертаниями относительно ближайших точек геодезической основы в плановом отношении не превышают 0,5 мм в масштабе плана. Средние погрешности съемки рельефа и его изображения на плане, относительно ближайших точек съемочного обоснования, не превышают от принятой высоты сечения рельефа - $1/3$ (при углах наклона поверхности до 10°).

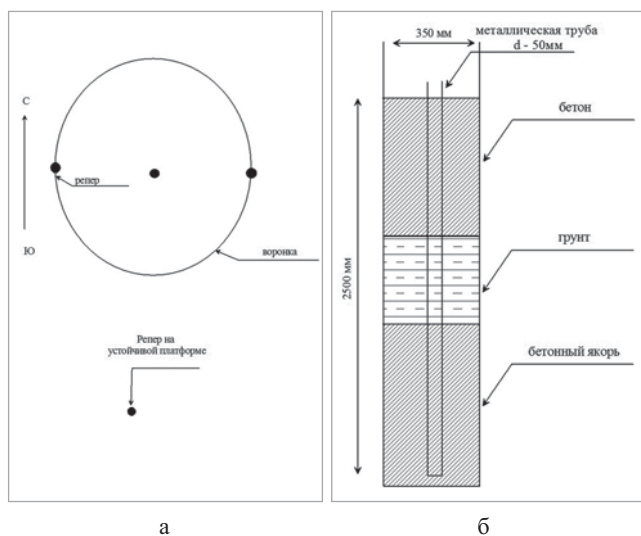


Рисунок 3. Скважина 104. К проведению топографического мониторинга на провалах: а – конфигурация расстановки реперов; б – конструкция реперов

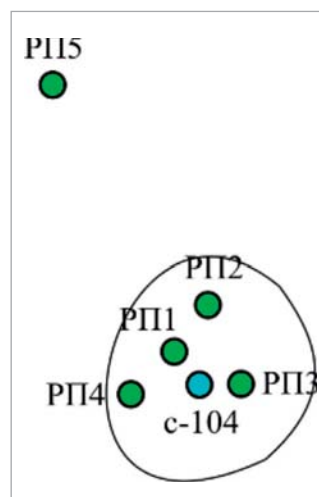


Рисунок 4. Схема заложения реперов на скважине 104

Наряду с тахеометрической съемкой, на приустьевой площадке скважины 104 установлены долговременные реперы типа 2 гр. для проведения последующего оперативного мониторинга динамики провалов (рисунок 3). Схема расположения реперов показана на рисунке 4. Расстояние между реперами, установленными на краях воронки, – порядка 250 м, центральный репер находится на дне воронки на глубине 6 м.

В таблице 2 приведены координаты пяти заложённых реперов. В 2011 году, через год после установки реперов, согласно требованиям СНиПа на проведение геодезических работ, будет произведено высокоточное нивелирование электронным цифровым нивелиром. В 2012 году будут получены первые данные для количественной оценки смещения дневной поверхности в местах заложения реперов на скважине 104.

Таблица 2.

Скважина 104. Координаты 5 заложённых реперов

№ репера	Координаты WGS 84	
	северная широта	восточная долгота
104-I	49°57'10".6	77°40'19".5
104-II	49°57'11".8	77°40'20".9
104-III	49°57'09".9	77°40'22".1
104-IV	49°57'09".7	77°40'17".7
104-V	49°57'17".1	77°40'14".8

На рисунке 5 показан пример оформления репера.



Рисунок 5. Оформление репера

2.1.3. Аппаратурно-методическое обеспечение работ по определению газового состава

Использованные методы и аппаратура

Определение содержания газов в почвенном и атмосферном воздухе проводились на газоанализаторах Сенсис-200 и АНК-АТ-7664М.

Принцип работы газоанализатора Сенсис-200 [12] основан на непрерывном преобразовании сигналов, поступающих с измерительных преобразователей, в цифровой, с последующей их обработкой встроенным микропроцессором. Газоанализатор представляет собой прибор непрерывного действия, одновременно измеряет в воздушной атмосфере концентрацию до восьми газов.

В газоанализаторе в качестве измерительных преобразователей используются электрохимические, оптические, полупроводниковые, термокаталитические, хемилюминесцентные, комбинированные сенсоры.

Газоанализатор АНКAT-7664М предназначен для непрерывного автоматического измерения объемной доли кислорода, оксида углерода (II), сероводорода, концентраций суммы предельных углеводородов (E_x). Некоторые технические характеристики использованных газоанализаторов приведены в таблице 3 [13].

Таблица 3.

Диапазоны и единицы измерения использованного оборудования

№ п/п	Наименование вещества	Химическая формула	Диапазон измерений	Погрешность	Газоанализатор
1	Водород	H_2	0,001 - 1 %; 0,002 - 4 %	$\pm 0,2C_{\text{вх}}$	Сенсис-200
2	Метан	CH_4	0,02 - 5 % 0,2 - 100 %	$\pm 0,2C_{\text{вх}}$	Сенсис-200
3	Диоксид серы	SO_2	0,1 - 20 мг/м ³ 0,5 - 100 мг/м ³ 1 - 2000 мг/м ³	$\pm 0,2C_{\text{вх}}$	Сенсис-200
4	Диоксид углерода	CO_2	0,002 - 5 %; 0,001 - 2 %	$\pm 0,2C_{\text{вх}}$	Сенсис-200
5	Оксид углерода	CO	0 - 200 мг/м ³	$\pm 5 \text{ мг/м}^3$	АНКАТ-7664М
6	Сероводород	H_2S	0 - 40 мг/м ³	$\pm (2,5+0,25(C_{\text{вх}}-10)) \text{ мг/м}^3$	АНКАТ-7664М

Пределы дополнительной погрешности – 5 %.

Отбор проб воздуха

Отбор проб почвенного воздуха проводился при помощи накопительных емкостей (полиэтиленовые канистры объемом 10 л, снабженные патрубками для отбора проб воздуха). Герметичность достигалась путем заглубления емкости на 5–7 см и уплотнения грунта, прилегающего к ее стенкам. Продолжительность накопления газов составляла не менее одних суток. По истечении суток осуществлялся отбор проб газовой смеси из накопительных емкостей.

При выборе точек установки накопительной емкости приоритетными считались места с нарушениями форм рельефа техногенного происхождения (трещины, провалы, воронки и т. д.).

Параллельно производились замеры концентраций газов в атмосферном воздухе в местах расположения «боевых» скважин. Замеры концентраций газов проводились непосредственно газоанализатором на уровне ~1 метра над дневной поверхностью.

Для получения контрольных значений проводился отбор проб почвенного воздуха в точках, значительно удаленных от приустьевых площадок (на расстоянии порядка 500 метров).

Отбор проб проводился прибором для отбора и хранения проб газа ППГ.

Для транспортировки, хранения проб почвенного воздуха применялся аспиратор стеклянный. Принцип действия этого прибора основан на вытеснении газа водой при помощи уравнильной склянки [15].

3. РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТ И ОБСУЖДЕНИЕ

3.1. Результаты рекогносцировочного обследования

Проведено опознание на местности и уточнено состояние устьев «боевых» скважин на участке «Сары-Узень». Фотодокументирование дневной поверхности вблизи скважин проведено в одном и том же ракурсе, с южной стороны площадок.

Всего по результатам рекогносцировочных работ 2007 года [10] найдено 29 объектов (Таблица 4). В каталоге «боевых» скважин, опубликованном в работе «Ядерные испытания СССР» [4], «боевых» объектов (скважин) указано - 24. Из этого списка был найден 21 объект. Не найдено три объекта – 105, 131 и 133, позднее к 2009 году их расположение было установлено и осуществлена координатная привязка [15].

Помимо «боевых» скважин, указанных в каталоге [4], в то же время обнаружено 5 других объектов, где возможно проводились испытания. Объектам присвоены номера 103, 283, 213, 61 и 26. На объекте 103 были обнаружены 4 скважины с оголовками большого диаметра. На объекте 26 обнаружены 2 воронки.

Таблица 4.

Результаты рекогносцировочного определения координат «боевых» скважин

№ п/п	№ скв.	№ взрыва по каталогу [4]	Географические координаты, градусы, минуты, секунды					
			По результатам привязки		По [15]		По [16]	
			северная широта	восточная долгота	северная широта	восточная долгота	северная широта	восточная долгота
1	101	262	49 55 28,5	77 44 50,0	49 55 28,5	77 44 50,0	49 55 24,4	77 44 43,6
2	102	272	49 56 13,9	77 43 41,2	49 56 13,9	77 43 41,2	49 56 05,5	77 43 25,5
3	104	323	49 57 08,7	77 40 22,4	49 57 08,7	77 40 22,4	49 57 10,6	77 40 20,7
4	105	273	49 57 34,7	77 41 27,8	49 57 34,7	77 41 27,8		
5	106	278	49 56 31,0	77 41 12,36	49 56 31,0	77 41 12,36	49 56 32,6	77 41 10,6
6	107	314	49 56 14,4	77 42 51,2	49 56 14,4	77 42 51,2	49 56 16,0	77 42 49,0
7	108	301	49 57 01,1	77 41 39,2	49 57 01,1	77 41 39,2	49 57 03,0	77 41 37,0
8	109	515	49 57 56,5	77 40 13,0	-	-	49 57 56,5	77 40 13,0
9	110	339	49 58 31,5	77 39 37,0	49 58 31,5	77 39 37,0	49 58 33,4	77 39 34,7
10	111	347	49 58 42,3	77 38 27,0	49 58 40,4	77 38 29,2	49 58 42,1	77 38 26,9
11	125	328	49 59 21,2	77 45 44,8	49 59 21,2	77 45 44,8	49 59 26,2	77 45 41,2
12	126	544	49 55 22,4	77 46 13,8	-	-	49 59 30,2	77 38 06,9
13	127	348	49 58 27,5	77 35 48,1	49 58 25,7	77 35 50,4	49 58 27,5	77 35 48,1

№ п/п	№ скв.	№ взрыва по катало- гу [4]	Географические координаты, градусы, минуты, секунды					
			По результатам привязки		По [15]		По [16]	
			северная широта	восточная долгота	северная широта	восточная долгота	северная широта	восточная долгота
14	128	369	49 57 35,3	77 38 24,8	49 57 33,9	77 38 27,2	49 57 35,3	77 38 24,8
15	129	340	49 58 10,2	77 38 24,7	49 58 08,5	77 38 26,9	49 58 10,2	77 38 24,7
16	130	458	49 59 12,7	77 38 55,9	-	-	49 56 47,5	77 41 25,0
17	131	380	49 58 20,9	77 36 34,5	-	-	-	-
18	132	367	49 58 56,8	77 42 57,1	49 58 55,1	77 42 59,8	49 58 56,7	77 42 27,2
19	133	447	49 57 1,5	77 42 25,3	-	-	-	-
20	215	412	49 59 03,3	77 37 38,5	49 59 03,3	77 37 38,5	49 59 03,3	77 37 38,5
21	1003	242	49 59 30,2	77 38 06,9	49 59 26,3	77 38 08,6	49 59 30,2	77 38 06,9
22	2613	524	49 59 49,4	77 49 32,0	-	-	49 59 49,4	77 49 32,0
23	2691	481	49 56 47,5	77 41 25,0	-	-	49 57 33,3	77 39 44,6
24	2803	515	49 57 33,3	77 39 44,6	-	-	49 55 22,4	77 46 13,8
Скважины, не вошедшие в каталог [4]								
1	26	-	50 01 20,4	77 44 39,3	-	-	-	-
2	283	-	49 58 20,9	77 36 34,4	-	-	-	-
3	213	-	49 59 13,4	77 38 56,6	-	-	-	-
4	61	-	49 57 01,4	77 42 25,2	-	-	-	-
5	103	-	49 55 59,2	77 44 23,0	-	-	-	-
Примечание - серым цветом отмечены скважины с совпадающими координатами								

Таким образом, получены данные о реальном расположении боевых скважин на площадке «Сары-Узень». Необходимо отметить, что встречаются несовпадения полученных координат расположения «боевых» скважин с данными литературных источников [5 и 6]. Координаты «боевых» скважин, полученные в результате привязки и уточнения, использованы для проведения обследования на предмет газовыделения.

В настоящее время не установлено, проводились ли химические или ядерные взрывы в местах расположения пяти найденных объектов. Специальные исследования позволяют установить их природу.

Привязка устьев «боевых» скважин, а также объектов с признаками ПЯВ и фотодокументирование оголовков обнаруженных скважин сопровождалось кратким описанием текущего состояния (таблица 5).

Таблица 5.

Сведения о состоянии устья скважин

№ п/п	Номер объекта/ скважин	Описание
1	101	Боевая скважина, большая воронка $\varnothing$ 350-400 м, координаты взяты на южном борту воронки, $\gamma = 120$ мкр/час, высота навала ~10-15 м. Местность вокруг образовавшейся воронки в основном равнинная, слабоизменённая после взрыва.
2	102	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка снята на глубину до 4 - 5 м.

№ п/п	Номер объекта/ скважин	Описание
3	103/1	Боевая скважина, находится в 15 м к СВ от 103В3, оголовок разрушен, обсадка снята на глубину до 7 м.
4	103/2	Боевые скважины, расположены рядом 3 штуки, оголовки разрушены, обсадка снята на глубину до 3-4 м
5	104	Боевая скважина, большая воронка, с южной стороны от провальной воронки наблюдаются небольшие вспучивания рельефа, оголовок в центре воронки, вокруг небольшое озерцо.
6	104S	Боевая скважина, большая воронка, координаты сняты на южном борту воронки
7	104N	Боевая скважина, большая воронка, координаты сняты на северном борту воронки
8	106	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка срезана, на глубину до 6 м
9	107/1	Боевая скважина, искусственно созданный провал, примерно в 40 метрах от устья скважины. оголовок разрушен, обсадка срезана, на глубину до 4 м
10	107/2	Скорее всего, боевая скважина, обсадка большого диаметра, забитая породой, от нее концентрическими кругами отходят волнообразные вспучивания земной поверхности, в 70 м к ЮВ от скв. 107В1
11	108	Боевая скважина, наблюдается общее поднятие грунта в области устья скважины, оголовок разрушен, обсадка срезана, на глубину до 4-5 м
12	109	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка снята на глубину до 7 м. На центральной трубе боевой скважины краской написано 1226. Невысокое поднятие поверхности высотой ~2,0 м ø100-150 м. Вокруг скважины наблюдается небольшое вспучивание рельефа и мелкие провалы.
13	110/1	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка снята на глубину до 6 м. Вспучивания и поднятия рельефа к устью скважины.
14	110/2	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка снята на глубину до 6 м, оголовка не видно, внизу ямы вода, рядом со скв. 110В1
15	110/3	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка снята на глубину до 5 м, находится в 170 м к ЮЗ от скв 110В1
16	111/1	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка срезана, на глубину до 3-4 м. Наблюдается общее поднятие грунта в области устья скважины.
17	111/2	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка срезана, на глубину до 3-4 м, находится в 5 м от скв. 111В
18	111/3	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка срезана, на глубину до 3-4 м, находится в 10 м от скв. 111В
19	125	Боевая скважина, воронка больших размеров, внутри озерцо, координаты взяты на северном борту воронки, в её верхней части, более точные координаты см. скважина 125G4
20	126	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка снята на глубину до 4 м. Рельеф изменен: вспучивания и провалы.
21	127 (235)	Боевая скважина, оголовок разрушен, выдернута обсадка
22	128	Боевая скважина, обвалована и засыпана, оголовка нет, из-под земли еле виднеется краешек скважины забетонированной с металлической обсадкой

№ п/п	Номер объекта/скважин	Описание
23	129 (214)	Боевая скважина, на схеме такого объекта нет, есть скважина 214, но все маркировано как 129. Оголовок разрушен, обсадка обрезана до глубины 6 м.
24	130	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка срезана, на глубину до 5 м
25	131	Участок скважины приподнят в виде холма в радиусе 100-150 м, высота поднятия 1,5-2,5 м С южной стороны наблюдается провал в 40 метрах от устья скважины.
26	132	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка снята на глубину до 6 м.
27	133	Плавный волнообразный рельеф вокруг устья скважины. С западной стороны провал около 0,5 метров глубиной и около 80 метров длиной.
28	215	Боевая скважина, оголовок разрушен, выдернута обсадка внутренняя. Вспучивания и небольшие провалы. Участок скважины приподнят в виде холма в радиусе 100 м, высота поднятия 1,5-2,0 м.
29	1003	Боевой объект, воронка $\varnothing$ 150 м, высота навала ~10 метров, координаты взяты в северной части на бровке воронки.
30	2613	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка снята на глубину до 5 м. С северной стороны наблюдаются волновые вспучивания рельефа.
31	2691	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка срезана, на глубину
32	2803	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка снята на глубину до 8 м. Невысокое поднятие около 2,5 м в радиусе 100-120 м. Вокруг устья скважины наблюдаются вспучивания и провалы земной поверхности в радиусе до 150 метров.
Скважины, не вошедшие в каталог [5]		
33	26/1	Воронка диаметром 2 м, Н~1,5 м, в 30 м к востоку от скв. 26
34	26/2	Воронка диаметром 1,5-2 м, Н~1,5 м, в 20 м к востоку от скв. 26
35	61	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка срезана, на глубину до 5-6 м
36	283	Боевая скважина, оголовок разрушен, обсадка срезана
37	213	Рядом со скв. 130В, воронка диаметром 20 м и Н~5 м, скорее всего взорванная скважина

Анализ данных таблиц 1 и 5 показал, что какого-то явного влияния величины магнитуды взрыва на поствзрывные явления нет (скв. 125, 105, 133 и 106), то же можно сказать и относительно радиационного эффекта (скв. 104, 106, 102, 109) и мощности заряда (102, 105, 106). Таким образом, отсюда следует, что поствзрывные явления на приустьевых площадках скважин площадки «Сары-Узень» зависят от особенностей геологического и тектонического строения участков расположения эпицентров взрывов.

По результатам визуального осмотра выявлено, что практически на всех скважинах устья раскопаны (глубина раскопов до 3–6 м), только устье скважины 128 обваловано и раскопано частично (рисунок 6). Установлено, что на 4-х скважинах участка «Сары-Узень» образовались провальные воронки: 1003, 101, 104 и 125. На некоторых объектах обнаружены кусты скважин большого диаметра (111, 107, 103, 110, 104).



Рисунок 6. Примеры современного состояния скважин: а) скв. 128 (обваловано, частичный раскоп); б) скв. 106 (раскоп до глубины 5 – 6 м); в) скв. 283 (отсутствует в изданных каталогах)

На рисунке 7 приведены фотоснимки воронок на приустьевых площадках скважин, образовавшиеся в результате проведения ПЯВ.



а) скважина 104



б) скважина 1003



в) скважина 101



г) скважина 125

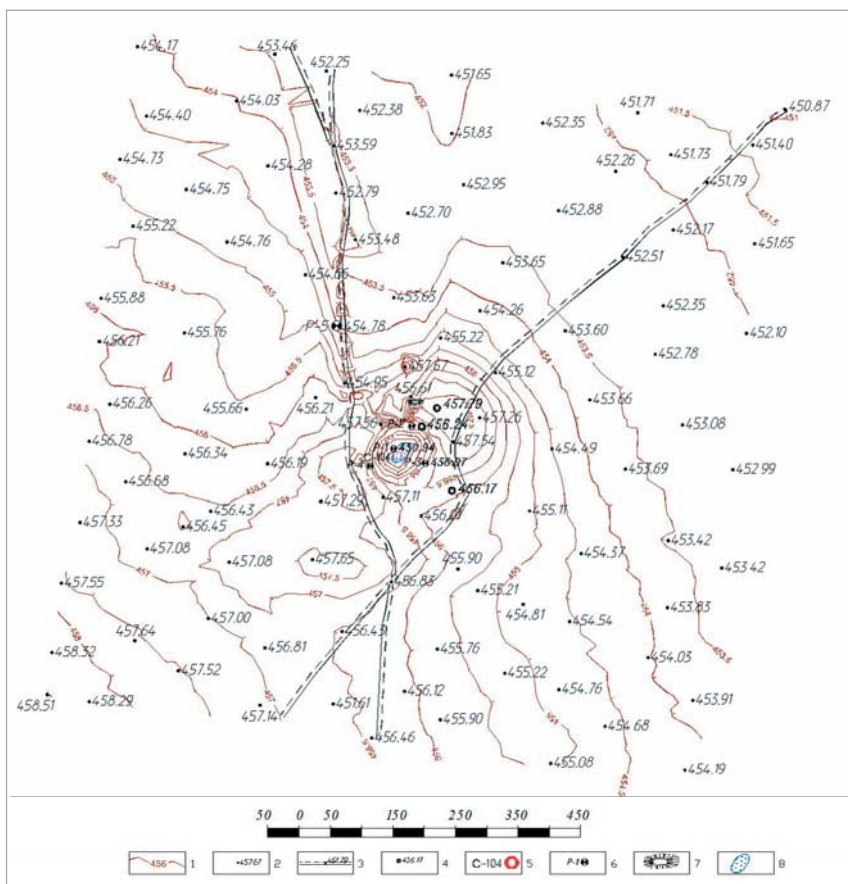
Рисунок 7. Результаты фотосъемки приустьевых площадок скважин

Что касается поствзрывных явлений, то можно отметить (см. таблицу 1), что после испытания ядерного устройства техногенные проявления отмечаются в виде вспучивания грунта (скважины 108, 110, 2613, в виде незначительных провалов (105, 131, 133), провальных воронок (104, 125), с наличием и вспучиваний, и провалов (104, 109, 126, 215, 2803).

На некоторых скважинах значения абсолютных отметок остались неизменными либо малозначительными (102, 106, 127, 128, 129, 130, 132).

В результате несанкционированной деятельности сборщиков металлолома на СИП от большинства оголовков скважин остались только бетонные забивки скважин и ямы глубиной до 10 м, что существенно затрудняет опознание «боевых» скважин.

3.2. Результаты топографических работ



1 – изолиния рельефа, м; 2 – высотная отметка и её значение, м; 3 – дорога; 4 – скважина с неизвестным номером (цифра – значение абсолютной отметки); 5 – боевая скважина и её номер; 6 – репер и его номер; 7 – насыпь; 8 – уровень воды в воронке

Рисунок 8. Сквжина 104. Результаты тахеометрической съемки на приустьевой площадке
(внемасштабная копия карты масштаба 1:2000)

Результаты топографических работ на приустьевой площадке скважины 104 показали (рисунок 8), что рельеф в районе скважины представляет собой равнинную местность с пологим понижением рельефа с юго-запада на северо-восток. Абсолютные отметки изменяются от 458,5 м на юго-западе до 450,9 м на северо-востоке. На местности отмечены незначительные повышения и пологие понижения. Колебания абсолютных отметок изменяется в пределах 1–7,6 м. В центре участка располагается эллипсовидная воронка диаметром около 103 м, глубиной 5,3 м. Большая ось воронки имеет направление с юго-запада на северо-восток. В 85 м севернее центра воронки расположена насыпь, связанная с техногенной деятельностью, размером 12х23,5 м высотой 1,4 м. Воронка заполнена водой.

По результатам проведенных полевых работ на скважине 104 были выявлены деформации рельефа, которые были отнесены к последствиям техногенного воздействия.

3.3. Результаты газового обследования «боевых» скважин

По результатам первичного обследования состава газовой смеси (таблица 6) на приустьевых участках скважин определены концентрации газов в атмосферном и почвенном воздухе.

Таблица 6.

Результаты газового обследования на площадке скважин

№ скважины	Место отбора	Диоксид углерода, %	Оксид углерода (II), %	Сероводород, %	Метан, %	Сернистый ангидрид, %
101	а	0,005±0,001	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0060±0,0012	н/д	н/д	н/д	н/д
102	а	0,010±0,002	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,160±0,032	н/д	н/д	0,20±0,04	н/д
103	а	0,005±0,001	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0170±0,0034	н/д	н/д	0,20±0,04	н/д
104	а	0,005±0,001	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0480±0,0096	н/д	н/д	0,15±0,03	н/д
105	а	0,0030±0,0006	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0030±0,0006	н/д	н/д	н/д	н/д
106	а	0,0020±0,0004	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0030±0,0006	н/д	н/д	н/д	н/д
107	а	0,0030±0,0006	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,005±0,001	н/д	н/д	0,10±0,02	н/д
108	а	0,0030±0,0006	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,005±0,001	н/д	н/д	н/д	н/д
109	а	0,005±0,001	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0060±0,0012	н/д	н/д	0,20±0,04	н/д
110	а	0,0070±0,0014	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,180±0,036	н/д	н/д	0,15±0,03	н/д
111	а	0,0020±0,0004	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0130±0,0026	н/д	н/д	0,10±0,02	н/д
125	а	0,0060±0,0012	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,170±0,034	н/д	н/д	н/д	1,0*10 ⁻⁴ ±2*10 ⁻⁵

№ скважины	Место отбора	Диоксид углерода, %	Оксид углерода (II), %	Сероводород, %	Метан, %	Сернистый ангидрид, %
126	а	0,010±0,002	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0480±0,0096	н/д	н/д	0,20±0,04	н/д
127	а	0,0030±0,0006	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0060±0,0012	н/д	н/д	0,10±0,02	н/д
128	а	0,005±0,001	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0060±0,0012	н/д	н/д	0,10±0,02	н/д
129	а	0,0040±0,0008	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0060±0,0012	н/д	н/д	0,20±0,04	н/д
130	а	0,0040±0,0008	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0140±0,0028	н/д	н/д	н/д	н/д
131	а	0,0060±0,0012	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,160±0,032	н/д	н/д	н/д	н/д
132	а	0,0040±0,0008	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0060±0,0012	н/д	н/д	н/д	н/д
133	а	0,10±0,02	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,10±0,02	н/д	н/д	0,30±0,06	н/д
215	а	0,0030±0,0006	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0060±0,0012	н/д	н/д	0,20±0,04	н/д
1003	а	0,0030±0,0006	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0030±0,0006	н/д	н/д	0,10±0,02	н/д
2613	а	0,0020±0,0004	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0360±0,0072	н/д	н/д	н/д	н/д
2691	а	0,0030±0,0006	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,005±0,001	н/д	н/д	н/д	н/д
2803	а	0,005±0,001	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0460±0,0092	н/д	н/д	0,15±0,03	н/д
Площадка «Новая»	а	0,0020±0,0004	н/д	н/д	н/д	н/д
	п	0,0020±0,0004	н/д	н/д	н/д	н/д
Контрольные точки	п	0,0035±0,0015	н/д	н/д	н/д	н/д
Фоновые значения	а	0,03 [16]	10^{-5} [16]	10^{-5} [16]	10^{-5} [16]	10^{-5} [16]
	п	0,03-0,883 [17]	$(1 \div 8) \cdot 10^{-6}$ [16]	$2 \cdot 10^{-7}$ [16]	$(1 \div 8) \cdot 10^{-7}$ [16]	$3 \cdot 10^{-7}$ [16]

Согласно приведенным в таблице данным, значения концентрации диоксида углерода в почвенном воздухе приустьевых площадок скважин превышают значения, полученные в контрольных точках. В атмосферном воздухе возле скважины 133 зафиксирована концентрация диоксида углерода – 0,1 %, что значительно выше, чем на остальных скважинах. Среднее фоновое значение концентрации диоксида углерода в атмосфере составляет 0,03%.

В почвенном воздухе скважин 102, 103, 104, 107, 109, 110, 111, 127, 128, 129, 133, 215, 1003, 2613 и 2803 обнаружен метан с концентрацией от 0,1 до 0,3 %. В почвенном воздухе в контрольных точках наличия метана не выявлено. Средние фоновые значения – $(1 \div 8) \cdot 10^{-7}$ % [12].

Также следует отметить скважину 125, где обнаружено наличие сернистого ангидрида с концентрацией $1,0 \cdot 10^{-4}$ % в почвенном воздухе. В контрольных точках со-

держание сернистого ангидрида находится на уровне ниже детектируемого. Средние фоновые значения в 1000 меньше чем на скважине 125.

В почвенном воздухе площадки «Сары-Узень» зафиксировано наличие метана, сернистого ангидрида и повышенных значений диоксида углерода в почвенном воздухе объектов 102, 104, 107, 109, 110, 111, 125, 126, 127, 128, 129, 130, 131, 133, 215, 1003, 2613 и 2803, что свидетельствует о наличии подземных источников газа, и, по всей вероятности, это процессы горения углистых пород.

Отдельный интерес представляет скважина 103. В почвенном воздухе на приустьевой площадке выявлены повышенные концентрации метана и диоксида углерода. Нет сведений, сообщающих о том, что на данном объекте проводились подземные ядерные испытания. Тем не менее, это могут быть и химические испытания, которые сопровождаются деструкцией горных пород и высокой температурой. Геологическое строение и гидрогеологические условия на площадке «Сары-Узень», как было сказано выше, способствуют возникновению процессов подземного горения, вне зависимости от того, был ли это ядерный или химический взрыв большой мощности.

Результаты рекогносцировочных обследований почвенного воздуха на площадке «Сары-Узень» можно сравнить с аналогичными исследованиями, проведенными в 2008 году на площадке «Балапан». На площадке «Сары-Узень» наличия углеводородов, оксида углерода (II), водорода и сероводорода в почвенном воздухе не выявлено. Тогда как на площадке «Балапан» количество скважин с повышенными концентрациями оксида углерода (II) составляет 14, в диапазоне значений концентраций от 0,01 до 0,003 %. В целом, количество типов газов, выявленных в почвенном воздухе на площадке «Балапан», больше. Однако на площадке «Сары-Узень» концентрации метана значительно выше, чем на площадке «Балапан». В среднем глубина заложения заряда на площадке «Сары-Узень» составляет 250 м, а на площадке «Балапан» – около 500 м. Вполне возможно, что области, где протекают процессы газообразования, расположены ближе к поверхности на площадке «Сары-Узень», что может сказываться на величине концентрации и количестве типов газов, достигающих поверхности.

Таблица 7.

Сравнение результатов газового обследования.

В таблице указаны количества скважин с концентрацией в заданном диапазоне

Концентрация, %	Пл. «Балапан»					Пл. «Сары-Узень»				
	H ₂	CH ₄	CO	SO ₂	H ₂ S	H ₂	CH ₄	CO	SO ₂	H ₂ S
0,2-0,4							6			
0,1-0,2							8			
0,02-0,1					1					
0,01-0,02	1		1							
0,003-0,01			2	1						
0,0001-0,003	10	7	11	8	1				1	
Ниже детектируемой	95	99	92	97	104	24	10	0	23	0
Всего скважин с превышением контрольных значений	11	7	14	9	2	0	14	0	1	0

Необходимо также учесть, что динамика газов почвенного воздуха зависит от типа почвы, ее физических и биологических свойств, химического состава, времени года, погодных условий, а также от использования земель. Динамика газов в почве сильно подвержена сезонным колебаниям, так как смена времен года сопровождается резким изменением температуры и влажности [17].

Таким образом, значения концентраций газов в почвенном воздухе могут значительно меняться под влиянием природных факторов. Это подтверждается данными газового мониторинга, проведенного на площадке «Балапан». В 2010 году на площадке «Балапан» зафиксированы концентрации метана в диапазоне от 0,07 до 1,97 % [3]. Из этого следует, что для установления количества газящих скважин, а также получения данных о масштабах газовыделения требуется проведение неоднократных измерений по каждой скважине.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Данные рекогносцировочного обследования позволили уточнить местонахождение и координаты «боевых» скважин площадки «Сары-Узень», а также выявить ряд других объектов с признаками проведения испытаний. Проведено краткое описание состояния скважин и выявлен факт наличия провальных явлений на приустьевых площадках скважин 101, 104, 108, 109, 110, 111, 125, 126, 131, 133, 215, 1003, 2613 и 2803.

Результаты газового обследования на площадке «Сары-Узень» [3] показывают, что в почвенном воздухе скважин 102, 104, 110, 111, 125, 126, 130, 131, 133 и 2803 значения концентрации диоксида углерода выше, чем в контрольных точках, в почвенном воздухе 14-ти скважин (102, 104, 107, 109, 110, 111, 127, 128, 129, 133, 215, 1003, 2613 и 2803) присутствует метан, а на скважине 125 – сернистый ангидрид. Данные скважины следует отнести к «газящим». Однако, согласно проведенных ранее исследований [2], в определенные периоды на «газящих» скважинах не наблюдается газовыделения, либо оно очень слабо проявлено, и это событие могло совпасть со временем проведения отбора проб почвенного воздуха. Отсюда следует, что необходимо провести повторное обследование всех «боевых» скважин площадки «Сары-Узень», чтобы выявить, возможно, большее количество газящих скважин, а также, возможно, большие концентрации на всех скважинах.

На скважине 103 ядерных испытаний не проводилось, однако здесь в почвенном воздухе зафиксированы повышенные концентрации метана и диоксида углерода. Предположительно, здесь были проведены химические взрывы, либо произошло распространение процессов подземной газификации от «боевой» скважины 102, расположенной в 950 метрах к северо-западу, где зафиксированы повышенные концентрации метана и диоксида углерода.

Результаты проведенного анализа данных первичного обследования свидетельствуют о более высоких уровнях газовыделения на площадке в целом, по сравнению с «боевыми» скважинами площадки «Балапан». Это может быть напрямую связано с глубиной заложения заряда, которая, в среднем, на площадке «Сары-Узень» меньше на 250 метров, чем на площадке «Балапан». Но, как показывают результаты ранее

проведенных работ [2], концентрация газов в почвенном воздухе может значительно изменяться. Таким образом, имеющихся данных недостаточно, чтобы сделать окончательный вывод.

Так как процесс газификации сопровождается выделением тепла [2], то для оценки тепловых параметров этого процесса целесообразно провести исследование градиента температуры в потоке подземных вод в районах потенциальных очагов газификации.

Таким образом, установлено, что на площадке «Сары-Узень» возможны явления катастрофического характера в эпицентральных зонах «боевых» скважин, так как выгорание породы в процессах подземной деструкции влечет за собой образование ослабленных зон и подземных пустот. Подобные явления основную опасность представляют для предприятий, осуществляющих хозяйственную деятельность в районе площадки «Сары-Узень». Стоит также учитывать, что в районе площадки «Сары-Узень» проводятся комплексные исследования с целью передачи части территорий СИП в хозяйственный оборот. В данных условиях для полной оценки безопасности передаваемых территорий необходимо провести детальные исследования с целью прогноза возможных последствий связанных с процессами подземной газификации горных пород. Для моделирования процессов газификации и прогнозирования возможного сценария развития процессов разрушения геологической среды, необходимы достоверные данные о наличии и динамике поствзрывных геодинамических явлений в блоках горных пород, вмещающих центральные зоны ПЯВ. Полученные данные лягут в основу разработок мероприятий по исключению доступа техники и людей в опасные зоны, а так же рекомендаций по ведению хозяйственной деятельности в районе площадки «Сары-Узень».

ЛИТЕРАТУРА

1. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона Республиканская бюджетная программа 011 «Обеспечение радиационной безопасности»: отчет о НИР (информационный) по договору № 17-2009 от 26.06.2009г. /ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатov: ИРБЭ НЯЦ РК, 2009. -164 с.
2. Субботин С.Б. Оценка возможностей протекания процессов катастрофического характера на площадке «Балапан» / Субботин С.Б., Лукашенко С.Н. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.]. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 401-448. : ил. - Библиогр.: с. 54. - ISBN 978-601-7112-32-5.
3. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона Республиканская бюджетная программа 038 «Обеспечение радиационной безопасности»: отчет о НИР (информационный) по договору № 4-20103 от 19.02.2010 /ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатov: ИРБЭ НЯЦ РК, 2010. -128 с.

4. Ядерные испытания в СССР [Цели. Общие характеристики. Организация ядерных испытаний. Первые ядерные испытания] / состав ред. И.А. Андрюшин, В.В. Богдан, С.А. Зеленцев. - Т.1. - Саров: РФЯЦ – ВНИИЭФ.
5. Бочаров В.С. Характеристики 96 подземных ядерных взрывов на Семипалатинском испытательном полигоне / В.С. Бочаров, С.А. Зеленцев, В.Н. Михайлов // Атомная энергия. – 1989. - Т. 67. - Вып. 3. - С. 210 – 214.
6. Семипалатинский полигон / под ред. В.А. Логачёва. – Москва, 1997. – 344 с.
7. Израэль Ю. А. Мирные ядерные взрывы и окружающая среда / Ю. А. Израэль. - Л.: Гидрометеиздат, 1974. – С. 136 с.
8. Нифонтов Б. И. Подземные ядерные взрывы / Б. И. Нифонтов [и др.]. - М.: Атомиздат, 1965.
9. Химические вещества из угля /под ред. И.В. Калечица. – М.: Химия, 1980.
10. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона Республиканская бюджетная программа 011 «Обеспечение радиационной безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона » : отчет о НИР (информационный) /ИГИ НЯЦ РК; рук. Н.Н. Беляшова. – Курчатова: ИГИ НЯЦ РК, 2007.
11. Интернет ресурс, режим доступа на <http://www.sonicbomb.com/>.
12. Газоанализатор Сенсис-200. Руководство по эксплуатации. ТУ 4215-001-73819788-07. - Москва, 2008. -15 с.
13. Газоанализаторы АНК-7664М Руководство по эксплуатации ИБЯЛ.413411.043 РЭ. – Смоленск: «Аналитприбор», 2009. - 58с.
14. Прибор для отбора и хранения проб газа: Техническое описание. - В/О: Машприбор, 1979. - 4.
15. Обеспечение Безопасности Бывшего Семипалатинского Испытательного Полигона Республиканская Бюджетная программа 011 «Обеспечение радиационной безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона » : отчет о НИР (информационный) /ИГИ НЯЦ РК; рук. Н.Н. Беляшова. – Курчатова: ИГИ НЯЦ РК, 2009. -75 с.
16. Справочник по геохимии /Г.В.Войткевич, А.В. Кокин, А.Е. Мирошников, В.Г. Прохоров. – М.: Недра, 1990.-480 с.: ил.
17. Интернет ресурс, режим доступа на <http://www.zoodrug.ru/topic3531.html>

«САРЫ-ӨЗЕН» АЛАҢЫНДАҒЫ ГАЗ ШЫҒУЛАРДЫ РЕКОГНОСЦИРОВОЧНОГО ЗЕРТТЕУ НӘТИЖЕЛЕРІ

¹Романенко В.В., ¹Лукашенко С.Н., ¹Субботин С.Б., ²Чернова Л.В.

**¹ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Курчатов, Қазақстан**

²ҚР ҰЯО Атом энергиясы институты, Курчатов, Қазақстан

Мақалада тау жыныстарының жерасты газ шығару процестері түрінде байқалған жерасты ядролық жарылыстар (ЖЯЖ), сондай-ақ бұрынғы ССП «Сары-Өзен» сынақ алаңында отырған жағдайлардың зардаптарын зерттеу нәтижелері ұсынылған. Рекогносцировочных жұмыстар «әскери» ұңғымалардың орнын нақтылауға сондай-ақ сынақтар тәртібінің белгілері бар 5 нысанды анықтауға мүмкіндік берді. Жұмыстар барысында ұңғымалардың ағымдағы жағдайлары, сондай-ақ дөмпейіп шығу, ойылу және күндізгі беттің басқа да деформациялануы түрінде байқалған жарылыстан кейінгі жағдайлардың бар болуы суреттелді. «Сары-Өзен» алаңында барлық ұңғымаларда көмірқышқыл газының диоксидінің жоғары шоғырлануы мен 14 ұңғымада метанның жоғары шоғырлануы анықталды. Кейбір ұңғымалардағы метанның шоғырлануы «Балапан» алаңындағыға қарағанда өте жоғары, бұл ЖЯЖ жүргізу кезінде зарядтарды салу тереңдігіне байланысты болуы мүмкін. 103 ұңғымасында ЖЯЖ ПЯВ жүргізілген жоқ, алайда ұңғыманың сағалды алаңындағы топырақ ауасында метан мен көмірқышқыл газы диоксидінің жоғары шоғырлануы тіркелген. Мақалада «Сары-Өзен» алаңындағы газдану газификация процестерін ары қарай зерттеуге қатысты ұсыныстар келтіріледі.

Түйін сөздер: Семей сынақ полигоны, ядролық жарылыстар, «Сары-Өзен», топырақ ауасы, ойылу жағдайлары, топографиялық жұмыстар, геоморфологиялық мониторинг, метан, жерасты газдану, газ шығу.

RESULTS OF RECONNAISSANCE SURVEY OF GAS RELEASE AT «SARY-UZEN» SITE

¹V.V. Romanenko, ¹S.N. Lukashenko, ¹S.B. Subbotin, ²L.V. Chernova

¹Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan;

²nstitute of Atomic Energy NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

The paper presents the results of studies on the effects of underground nuclear explosions (UNEs), manifested in underground gasification processes of mountain rocks and subsidence effects at «Sary-Uzen» site of the former STS. Reconnaissance operations allowed to specify the location of the «warfare» boreholes, and to identify the 5 sites with evidence of testing. In the course of the work there were described the current state of the boreholes and as well as presence of post-explosion phenomena which are manifested in swelling, collapses and other deformations of the surface. At «Sary-Uzen» site all the boreholes have elevated levels of carbon dioxide and 14 boreholes have elevated concentrations of methane. We found that at some of the boreholes the concentrations of methane is much greater than at «Balapan» site, which is possible due to the depth of the charges placed during UNEs. No UNEs were carried out at 103 boreholes, but elevated concentrations of methane and carbon dioxide were recorded in the soil air in the mouth area of the boreholes. The paper makes recommendations for further study of gasification processes at «Sary-Uzen» site.

Keywords: Semipalatinsk Test Site, nuclear testing, «Sary-Uzen», soil air, collapse phenomena, topographical works, geomorphological monitoring, methane, underground gasification, gas release.

УДК 622.278: 577.4:504.064

ИССЛЕДОВАНИЕ ХАРАКТЕРА ГАЗОНОСНОСТИ НА ПЛОЩАДКЕ «БАЛАПАН»

¹Романенко В.В., ¹Субботин С.Б., ¹Лукашенко С.Н., ²Чернова Л.В.

*¹Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан*

²Институт атомной энергии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан

В статье представлены результаты исследования процессов газоносности в эпицентральных зонах подземных ядерных взрывов (ПЯВ) на площадке «Балапан», полученные в 2010 г. Результаты газового мониторинга показали, что в большинстве случаев характер процесса газовой выделения на «критических» скважинах носит индивидуальный характер. Концентрация газов на одной и той же точке в течение наблюдаемого периода может изменяться в диапазоне до 4 порядков величины. Установлено, что мониторинг концентрации водорода и метана является наиболее адекватным методом мониторинга «газящих» скважин. Выявлено, что мониторинг газов выходящих по затрубному пространству, наиболее объективно отображает собственно процессы газообразования – комплекс «первичных» факторов. По результатам площадного газового обследования выявлено, что границы газовых аномалий на приустьевых площадках ряда скважин могут располагаться на расстоянии более 350 метров. Приведены рекомендации для дальнейшего изучения процессов газификации в местах проведения ПЯВ.

Ключевые слова: Семипалатинский испытательный полигон, диоксид углерода, метан, сероводород, фоновые концентрации, подземная газификация, газовыделение, площадная газовая съемка, мониторинг газовой выделения, корреляция.

ВВЕДЕНИЕ

Детальные исследования процессов газификации пород в районах расположения «боевых» скважин были начаты в 2007 году. Ранее проведенные исследования показали, что процессы газификации горных пород в местах расположения выявленных «критических» скважин на площадке «Балапан» продолжают и имеют относительно стабильный характер.

В связи с тем, что процессы газификации горных пород в местах проведения ПЯВ на СИП связаны с возможным возникновением явлений катастрофического характера, необходимо было продолжить исследования по организации эффективного мониторинга, а так же для решения прогностических задач, связанных с оценкой пространственно-временного характера их развития, в зависимости от особенностей структурно-тектонического строения массива и состава горных пород [1].

Основной целью мониторинга состава и концентрации газов в воздухе, поступающем на дневную поверхность на участках «критических» скважин в 2010 году, было изучение динамики концентрации ряда газов в почвенном воздухе.

Другая часть исследовательских работ была направлена на улучшение эффективности газового мониторинга. Следует отметить, что на динамику процессов газовой выделения влияет очень много факторов, но условно их можно разбить на две группы. Во-

первых, образование газов происходит на глубине в результате химических процессов, которые определяют состав газа и его концентрацию. Такие процессы условно отнесены к «первичным» факторам, которые изначально формируют характер газовой выделения. Образовавшиеся потоки газа по газопроницаемым зонам проходят сквозь толщу горных пород, а затем проникают в почвенный воздух. Физико-химические свойства горных пород, так или иначе, влияют на скорость прохождения и состав потоков газа, а климатические факторы оказывают воздействие на газы, которые уже проникли в почвенный воздух. Такое комплексное влияние можно условно назвать «вторичными» факторами. Отсюда следует, что повышение эффективности газового мониторинга подразумевает разработку и использование методов газового мониторинга, при которых влияние «вторичных» факторов, искажающих динамику газовой выделения, максимально низкое.

В результате ранее проведенных работ было выявлено, что на скважине 1010 сохранился оголовок, через который происходит выделение газов. Газы, образуясь на большой глубине, проходят через затрубное пространство скважины, практически минуя чехол горных пород, включая рыхлые отложения. Таким образом, на этот поток газов практически не оказывает влияния «вторичные» факторы, описанные выше, и параметры этого потока более близко отражают процессы, происходящие на глубине. Мониторинг концентрации и состава газов, выделяющихся из оголовка скважины, позволяет получить данные о динамике процесса газовой выделения со значительно меньшим влиянием «вторичных» факторов.

В ходе исследований, для получения сведений об эффективности газового мониторинга, было принято решение производить отбор проб почвенного воздуха на каждой площадке возле скважины сразу в двух точках. В случае выявления схожего характера газовой выделения между такими точками на одной скважине можно будет судить о незначительной степени влияния «вторичных» факторов на выделение газов и, соответственно, сократить число точек отбора проб для мониторинга до одной на каждой скважине.

Как было сказано выше, образование газов происходит на глубине. Очаги газобразования – «первичные» факторы формируют газовые потоки с определенной площадью. Толща горных пород, через которую проходят эти потоки газа, не может быть однородной и имеет различную газопроницаемость. Следовательно, прохождение газов к дневной поверхности сопровождается рассеиванием и изменением первоначальной площади потока. Для того чтобы выяснить расположение газопроводящих зон на приустевых площадках критических скважин необходимо проведение площадной газовой съемки. Результаты исследований позволят получить данные о масштабах распространения зон газовой выделения и выяснить особенности расположения участков эманации газов.

1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Для оценки динамики газов в почвенном воздухе, а также оценки влияния «вторичных» факторов на процесс газовой выделения были проведены исследования проб почвенного воздуха на приустевых площадках «критических» скважин 1010, 1355, 1053, 1317, 1236, 1315 «Глубокая» и 1361. На каждой скважине отбор проб почвенного воз-

духа проводился ежемесячно, в период с мая по сентябрь, в двух точках. На скважине 1010 в качестве второй точки отбора использовался оголовок скважины.

Для изучения площадного характера распределения концентрации газов проведен разовый отбор проб почвенного воздуха по сетке 500 на 500 метров на приустьевых площадках «боевых» скважин 1317, 1315, 1053, «Глубокая», 1236, 1361 и 1355. В отобранных пробах проводился газовый анализ на наличие метана и диоксида углерода. Эти газы были выбраны как наиболее часто встречающиеся по данным мониторинга [1].

1.1. Газовый мониторинг

Для отбора проб почвенного воздуха использовались накопительные емкости (полиэтиленовые канистры объемом 10 л, снабженные патрубками для отбора проб воздуха), установленные в двух точках (на скважине 1010 одна из точек расположена непосредственно в оголовке скважины). Расстояние между точками – порядка 3-х метров. При выборе точек установки накопительной емкости приоритетными считались места не далее 6 метров от устья скважины с нарушениями форм рельефа техногенного происхождения (трещины, провальные воронки и т.д.). Первоначально установленное расположение точек отбора проб не менялось на протяжении мониторинга. Герметичность достигалась путем заглубления емкости на 5–7 см и уплотнения грунта, прилегающего к ее стенкам. Продолжительность выстаивания накопительных емкостей составляла не менее одних суток. По истечении суток осуществлялся отбор проб газовой смеси из накопительных емкостей при помощи прибора для отбора и хранения проб газа ППГ. Длительность установки накопительной емкости выбрана согласно методике, описанной в [1]. Для транспортировки, хранения проб почвенного воздуха применялся аспиратор стеклянный. Принцип действия этого прибора основан на вытеснении газа водой при помощи уравнильной склянки [3]. В отобранных пробах проведен анализ по определению концентраций следующих газов: водород, метан, оксид углерода, сернистый ангидрид, сероводород, диоксид углерода, сумма углеводородов [4].

Для получения фоновых значений концентраций газов в почвенном воздухе проводилась установка накопительных емкостей в точках, значительно удаленных от приустьевых площадок (на расстоянии не менее 500 метров). Отбор и анализ проб проводился аналогично методу, описанному выше.

Для оценки газовой обстановки проводились замеры концентрации газов в атмосферном воздухе в точках расположения «боевых» скважин непосредственно газоанализатором на уровне около 2 метров над дневной поверхностью.

Мониторинг проводился в период с 11 мая по 8 сентября. Всего проведено 5 этапов отбора проб, с продолжительностью каждого около 2 недель. Ключевыми датами для подсчета времени между этапами отбора являлись даты середины каждого этапа. Например, длительность мониторинга определена путем подсчета дней между датой, расположенной посередине первого этапа мониторинга, и датой середины последнего этапа. Таким образом, длительность мониторинга составила 114 дней.

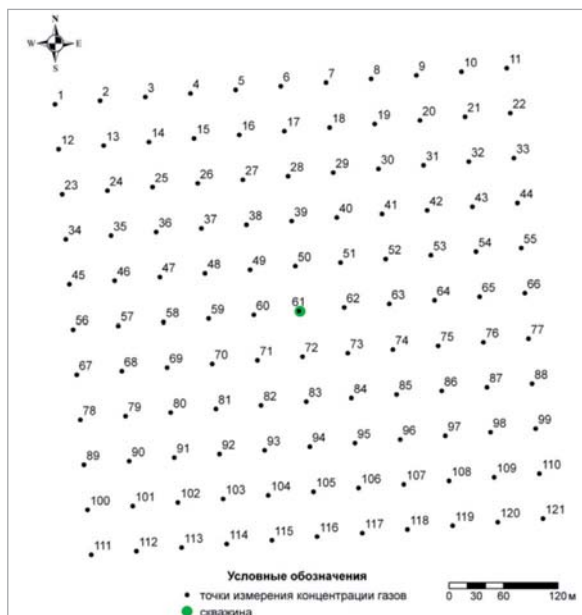


Рисунок 1. Схема отбора проб газа

1.2. Площадная газовая съемка

Для уточнения особенностей поступления газов из блоков горных пород на дневную поверхность, на приустьевых площадках скважин проводился отбор проб почвенного воздуха по сетке с шагом 50 метров. Площадь, охватываемая газовой съемкой на каждой скважине, составляла 500*500 м (Рисунок 1). Отбор проб почвенного воздуха проводился также при помощи накопительных емкостей объемом 10 л, с выстаиванием не менее суток. В полученных пробах проводились измерения концентрации метана (CH_4) и диоксида углерода (CO_2). Общая продолжительность отбора проб на каждой скважине составляла от 6 до 10 дней (20-12 точек в день).

2. РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТ

2.1. Газовый мониторинг

В результате проведенных работ получены данные о динамике газовыделения на «критических» скважинах, а также фоновые уровни концентраций газов в контрольных точках для оценки данных.

2.1.1. Фоновые уровни

По результатам газовых измерений в контрольных точках получены фоновые значения концентрации газов (таблица 1). Контрольные точки располагались на расстояниях от 0,5 до 37,5 км от «боевых» скважин. В пределах от 0,5 до 0,24 км концен-

трация диоксида углерода в почвенном воздухе не зависит от расстояния и составляет $0,0033 \text{ моль/м}^3$. Концентрация водорода, метана, оксида углерода, сероводорода и сернистого ангидрида в этих точках находится на уровнях ниже детектируемых.

В точках, расположенных на удалении $37,5 \text{ км}$ от «боевых» скважин концентрация диоксида углерода была менее $0,0012 \text{ моль/м}^3$, средняя концентрация водорода составила $0,018 \text{ моль/м}^3$. Концентрация метана, оксида углерода, сероводорода и сернистого ангидрида в этих точках находилась на уровнях ниже детектируемых значений. Поскольку на расстоянии порядка 40 км от ближайшей боевой скважины процессы газификации горных пород в результате проведения ПЯВ не могут происходить, то за фоновое значение концентрации в почвенном воздухе диоксида углерода было выбрано $0,0012 \text{ моль/м}^3$, а водорода $0,018 \text{ моль/м}^3$.

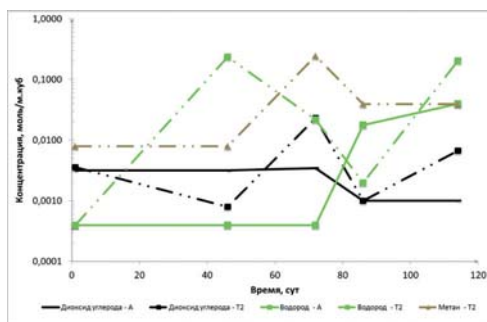
Таблица 1.

Фоновая концентрация газов, полученная в контрольных точках, моль/м^3

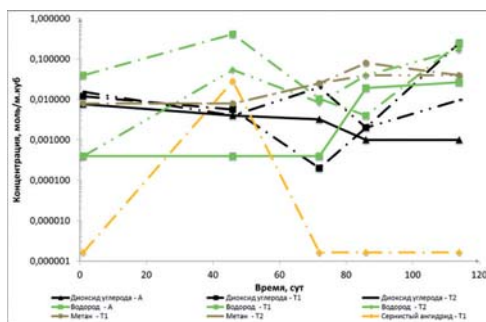
№ контр. точки	Фоновые концентрации газов						№ бли- жайшей «боевой» скважины	Расстояние до ближайшей «боевой» сква- жины, км
	CO_2	H_2	CH_4	CO	H_2S	SO_2		
1	0,0020	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1312	0,5
2	0,0036	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1222	0,6
3	0,0032	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1222	0,6
4	0,0036	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1066	0,7
5	0,0036	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1066	0,7
6	0,0040	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1061	0,8
7	0,0040	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1061	0,8
8	0,0020	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1053	0,8
9	0,0044	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1206	0,9
10	0,0036	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1205	0,9
11	0,0040	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1206	0,9
12	0,0032	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1206	0,9
13	0,0036	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1314	1,0
14	0,0024	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1355	1,2
15	0,0020	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1054	2,4
16	0,0036	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1054	2,4
17	<0,0012	0,013	н/д	н/д	н/д	н/д	1006	37,5
18	<0,0012	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1006	37,5
19	<0,0012	0,018	н/д	н/д	н/д	н/д	1006	37,5
20	<0,0012	0,019	н/д	н/д	н/д	н/д	1006	37,5
21	<0,0012	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1006	37,5
22	<0,0012	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	1006	37,5
23	<0,0012	0,016	н/д	н/д	н/д	н/д	1006	37,5
24	<0,0012	0,023	н/д	н/д	н/д	н/д	1006	37,5
МДК	0,0012	0,00039	0,0079	0,000073	0,0000014	0,0000016		
Примечание: н/д – ниже детектируемого уровня МДК – минимально-детектируемая концентрация								

2.1.2. Динамика концентрации газов в почвенном и атмосферном воздухе

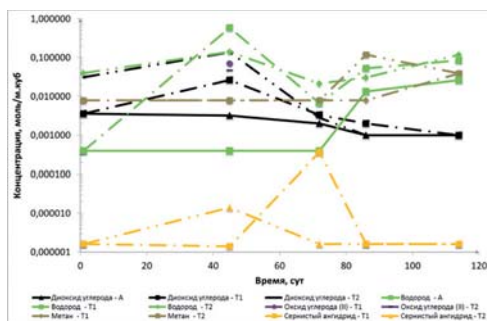
Результаты газового мониторинга представлены на рисунках (рисунки 2–3). В случае, если значения концентрации газа не превышало детектируемого уровня, то для отображения таких данных в графиках использовалось значение минимально детектируемой концентрации прибора.



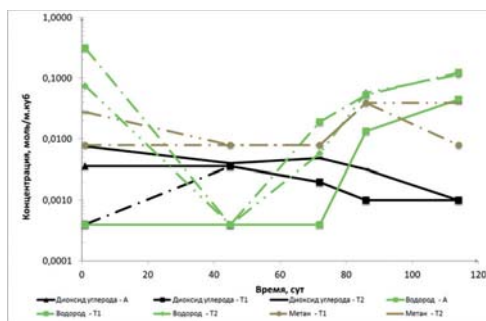
а) 1010



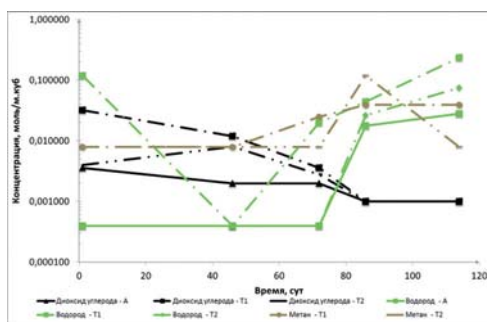
б) 1315



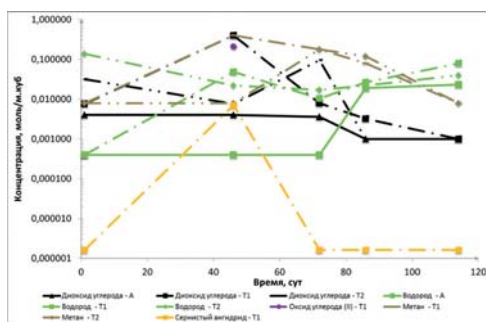
в) 1317



г) 1355



д) 1053



е) 1236

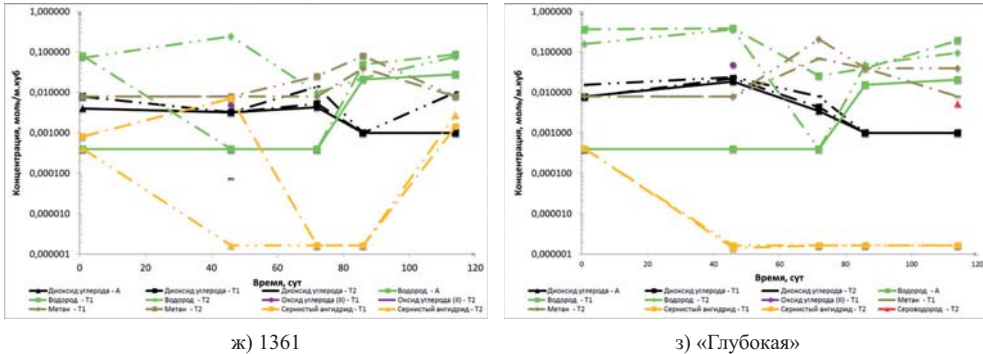


Рисунок 2. Результаты газового мониторинга (сплошная линия – атмосферный воздух; штрихпунктирная с одной точкой – Т1; штрихпунктирная с двумя точками – Т2) а) скважина 1010; б) скважина 1315; в) скважина 1317; г) скважина 1355; д) скважина 1053; е) скважина 1236; ж) скважина 1361; з) «Глубокая»

Для всех скважин характерно наличие диоксида углерода, водорода и метана в пробах почвенного воздуха. В атмосферном воздухе присутствуют детектируемые концентрации диоксида углерода и водорода.

Диоксид углерода

Содержание диоксида углерода в почвенном воздухе находилось в пределах от $<0,0012$ до $0,4$ моль/м³. Максимальная концентрация диоксида углерода в почвенном воздухе была обнаружена на скважине 1236 в июне и составила $0,4$ моль/м³. Динамика концентрации диоксида углерода на каждой скважине различная и общий характер не просматривается.

В атмосферном воздухе концентрация диоксида углерода изменялась в диапазоне от $<0,0012$ до $0,018$ моль/м³. Максимальное значение зафиксировано на скважине «Глубокая» в июне. На скважинах 1355, 1317, 1236, «Глубокая», 1361 и 1053 кривая изменения концентрации диоксида углерода в атмосферном воздухе частично совпадает с кривой изменения его концентрации в почвенном воздухе. Содержание диоксида углерода в атмосферном воздухе скважин максимально в мае на большинстве скважин. С мая по июнь происходит снижение концентрации, далее изменяется незначительно. С августа по сентябрь изменения не происходит, концентрация диоксида углерода сохраняется на уровне менее $0,0012$ моль/м³.

Водород

В почвенном воздухе зафиксированы концентрации водорода в диапазоне от $<0,0004$ (предел обнаружения) до $0,58$ моль/м³. Максимальная концентрация водорода в почвенном воздухе выявлена на приустьевой площадке скважины 1317 в июне. С августа по сентябрь для всех скважин характерно увеличение концентрации водорода.

За исследуемый период в атмосферном воздухе наблюдаемых скважин концентрация водорода варьирует в пределах от $<0,0004$ до $0,045$ моль/м³. Максимальное значение отмечается на скважине 1355. Концентрация водорода в атмосферном воздухе на наблюдаемых скважинах с мая по июль составляла $<0,0004$ моль/м³. С июля по сентябрь концентрация водорода возрастает до значений от $0,021$ до $0,045$ моль/м³.

Метан

Концентрация метана в почвенном воздухе на наблюдаемых скважинах зафиксирована в диапазоне от $<0,0079$ (предел обнаружения) до $0,39$ моль/м³. Максимальная концентрация отмечается на скважине 1236 в июне. В июле и августе отмечается повышение концентрации метана в почвенном воздухе скважин. Для большинства скважин концентрация метана в почвенном воздухе возрастает во второй половине лета в июле и августе. Значимых концентраций метана в атмосферном воздухе выявлено не было.

Оксид углерода

Наличие оксида углерода (II) в почвенном воздухе отмечается только в июне на скважинах «Глубокая», 1361, 1236 и 1317 в интервале значений от $0,0047$ до $0,21$ моль/м³. Максимальная концентрация оксида углерода в почвенном воздухе зафиксирована на скважине 1236. Значимых концентраций оксида углерода в атмосферном воздухе не выявлено.

Сернистый ангидрид

Наличие сернистого ангидрида зафиксировано в почвенном воздухе скважин 1315, 1317, 1236, 1361 и «Глубокая» в интервале от $<0,0000016$ (предел обнаружения) до $0,028$ моль/м³. Сернистый ангидрид появляется в почвенном воздухе обследованных скважин эпизодически. С мая по июнь концентрация возрастает на скважине 1361 и уменьшается на скважине «Глубокая».

Сероводород

Сероводород был выявлен лишь в единичных случаях – на скважине «Глубокая» и в затрубном пространстве скважины 1010. Концентрация сероводорода на скважине «Глубокая» составила $0,0052$ моль/м³. Значимых концентраций сероводорода в атмосферном воздухе не выявлено.

Углеводороды

В целом на каждой скважине в пробах почвенного воздуха были зафиксированы углеводороды в то или иное время (рисунок 3). Максимальное значение зафиксировано на скважине 1315 июне. В мае наличия углеводородов не выявлено. Наблюдается появление углеводородов в июне, максимальное выделение пришлось на август с концентрацией до 3 мг/м³. На скважинах 1317 и «Глубокая» количество углеводородов возрастает с июля по август и снижается с августа по сентябрь.

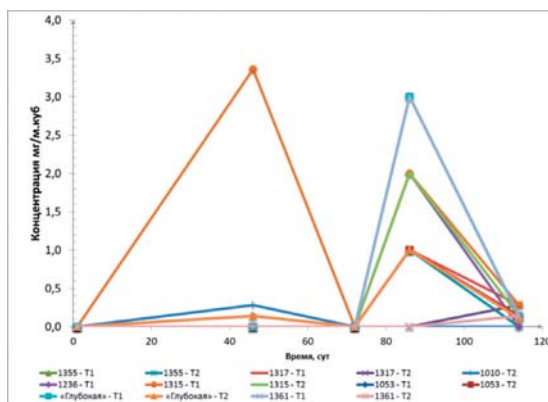


Рисунок 3. Характер изменения концентрации углеводородов в почвенном воздухе

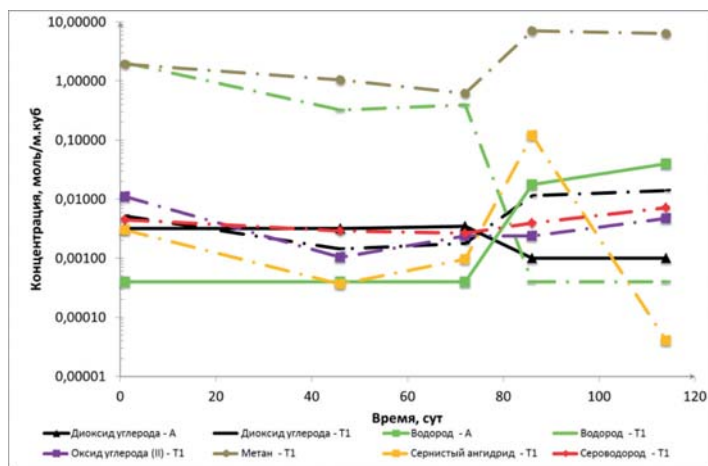


Рисунок 4. Результаты анализа газа выделяющегося из оголовка скважины 1010 (сплошная линия – атмосферный воздух; штрихпунктирная с одной точкой – Т1)

2.1.3. Исследование динамики концентраций газа из затрубного пространства скважины 1010

Характер газовой выделения на оголовке скважины 1010 приведен на рисунке 4.

С июля по август, наблюдается скачкообразное увеличение концентрации метана от 0,6 до 7,1 моль/м³, такое же явление наблюдается на скважинах 1053, 1361 и 1315. С августа по сентябрь концентрация метана в почвенном воздухе снижается до значения 6,33 моль/м³. В диапазоне от 0,001 до 0,011 моль/м³ происходит изменение концентрации оксида углерода (II). С мая по июль зафиксировано наличие водорода, изменение которого коррелирует с такими газами как диоксид углерода и сероводород.

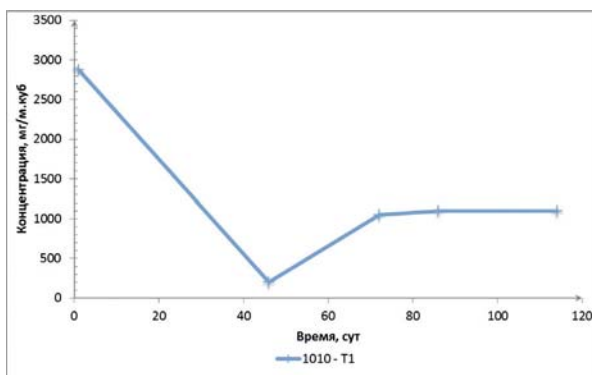


Рисунок 5. Результаты измерения концентрации углеводородов

Значение концентрации углеводородов варьирует в пределах от $2,9 \cdot 10^3$ до 200 мг/м³, с максимумом в мае (рисунок 5). С мая по июнь происходит резкое умень-

шение концентрации на 2671 мг/м^3 . С августа по сентябрь содержание углеводов в почвенном воздухе стабильно на отметке 1100 мг/м^3 .

В целом, по результатам газового мониторинга можно отметить, что концентрация диоксида углерода, сернистого ангидрида и водорода в почвенном воздухе скважин изменялась на три порядка, метана и оксида углерода на два порядка, а сернистого ангидрида на четыре. Такое изменение концентрации походит на залповый выброс, при этом динамика концентрации газов в оголовке скважины 1010 более стабильна. Таким образом, можно сделать предположение о существовании в области приустьевых площадок «газящих» скважин своеобразных промежуточных буферных зон в толще горных пород, где скапливается газ. Предположительно, по мере накопления в них газа происходит рост давления до определенного порога, после превышения которого происходит «разрядка» – выброс газа, чем и объясняются наличия резкого повышения/понижения концентрации газов на вышеприведенных графиках.

2.2. Площадная газовая съемка

Результаты газовой съемки приустьевых площадок скважин 1355, «Глубокая», 1236, 1361 по метану в почвенном воздухе представлены на рисунке 6, по диоксиду углерода для скважин 1355, «Глубокая», 1315 и 1317 на рисунке 7. На скважинах 1315, 1317 и 1053 ни в одной точке исследования не было выявлено значимых концентраций метана, а на скважинах 1236, 1361 и 1053 – диоксида углерода.

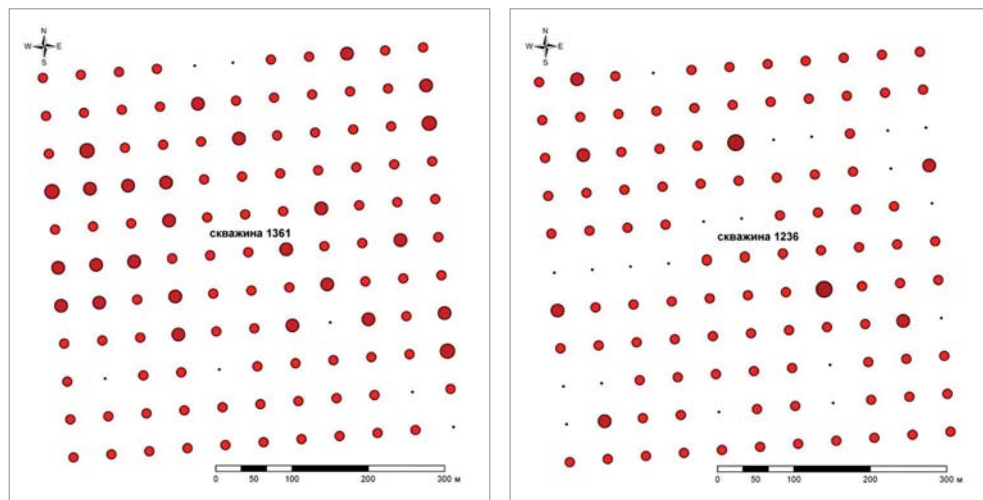
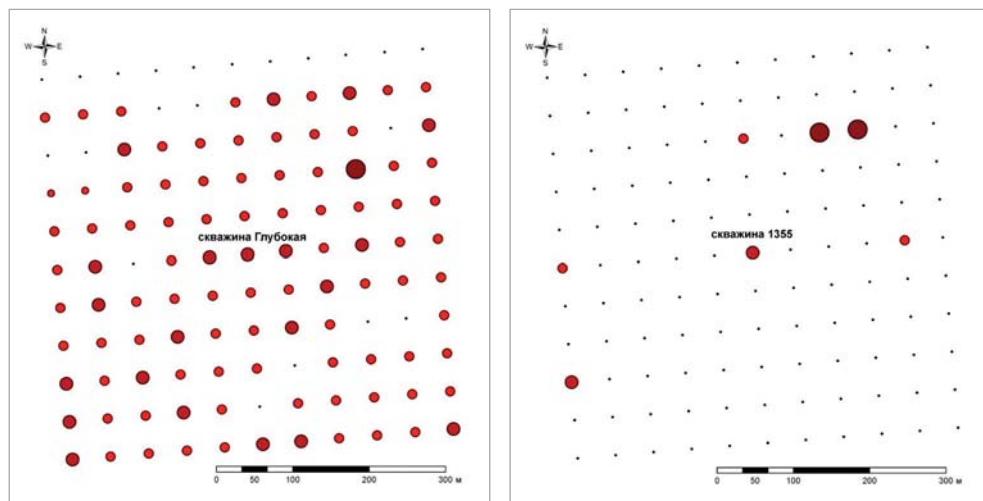
Метан

На приустьевых площадках скважин «Глубокая», 1361 и 1236 выявлены участки повышенных концентраций метана, площади которых в ряде случаев превышают область исследования. Можно отметить, что газопроницаемые структуры расположены не только вблизи устья скважин, но и на расстоянии более 350 метров, более того, точки с максимальной концентрацией метана, как правило, находятся не в непосредственной близости от «боевых» скважин, а на расстоянии до 200 м. Площадь повышенных концентраций на скважине «Глубокая» составляет $450 \times 500 \text{ м}^2$, при этом в северо-восточной части площадки концентрация метана достигает 0,8 % (рисунок 6а). Метан в почвенном воздухе скважин 1361 и 1236 занимает область $500 \times 500 \text{ м}^2$. Отмечается несколько точек с концентрацией метана $< 0,02 \%$ (рисунок 6в, г).

На скважине 1355 наличие метана выявлено лишь в 7 точках, при этом концентрация на ее северо-восточном участке вдвое больше, чем на скважине «Глубокая», и составляет 2,0 %. Максимальные концентрации наблюдаются в точках Т30 и Т31 (см. рисунок 1 и 6б).

Диоксид углерода

Из исследованных скважин на площадках скважин 1355 и 1315 были выявлены зоны с относительно повышенными содержаниями диоксида углерода (рисунок 7). Области максимальных концентраций охватывают северную часть исследованной площадки шириной 150–200 метров. При этом точки с максимальными значениями, достигающими 0,13% ($0,05 \text{ моль/м}^3$), расположены, в том числе, на крайних профилях сетки обследования.



Условные обозначения
метан, %

•	ниже детектируемой	•	0.05-0.1	•	0.1-0.3	•	0.3-0.5	•	0.5-0.7	•	>0.7

Рисунок 6. Схема площадного распределения метана на скважинах:
а) «Глубокая»; б) 1355; в) 1361; г) 1236

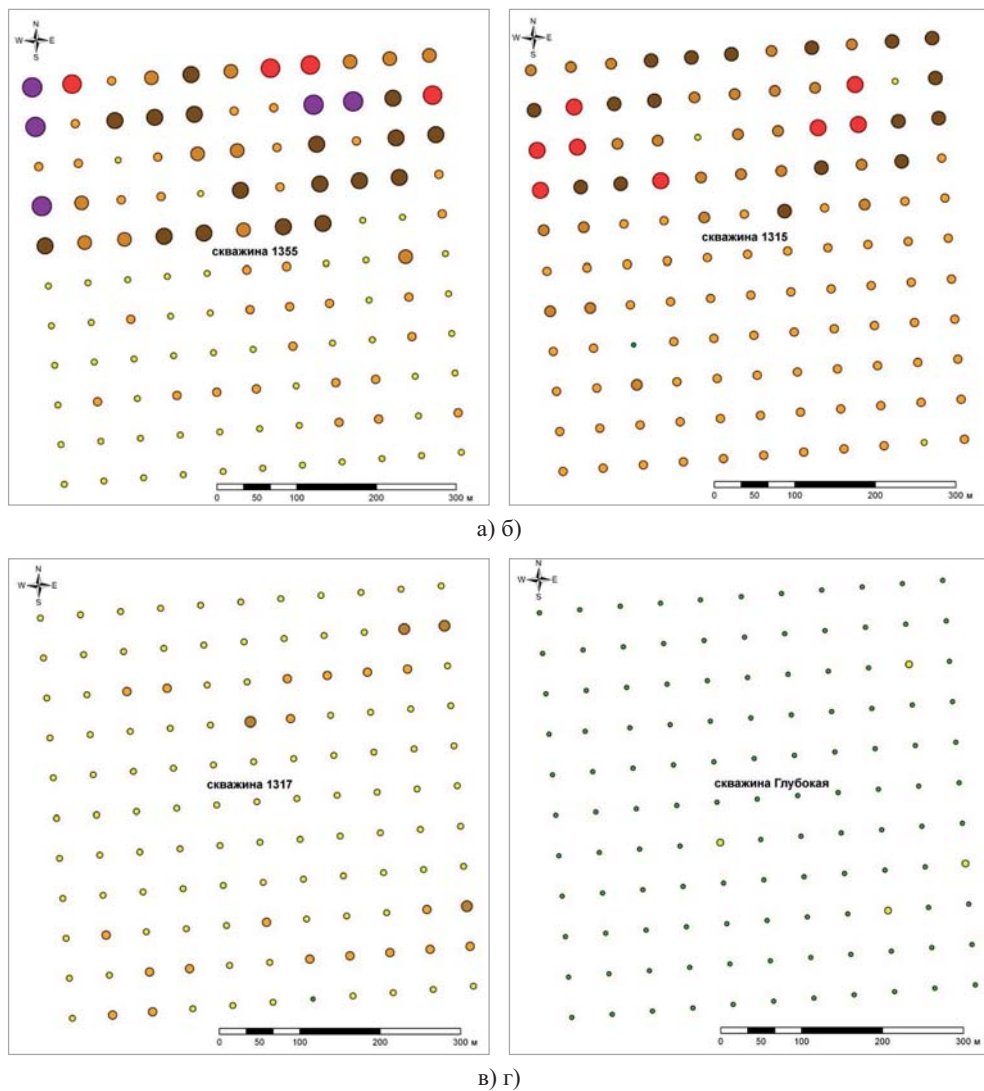


Рисунок 7. Схема площадного распределения диоксида углерода на скважинах
а) 1355; б) 1315; в) 1317; г) «Глубокая»

На скважине «Глубокая» областей с повышенным содержанием диоксида углерода в почвенном воздухе не выявлено, лишь в некоторых точках выявлены его значимые концентрации. В трех точках, расположенных в радиусе около 150 метров от устья скважины (Т28, Т74 и Т58) выявлена концентрация диоксида углерода, превышающая фоновое значение 0,003 % (0,0012 моль/м³).

3. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ РАБОТ

3.1. Газовый мониторинг

По результатам газового мониторинга можно сказать (см. рисунок 2), что практически на всех скважинах не выявлено значимых концентраций большинства определяемых газов. Даже на скважине 1010, на которой наблюдается наиболее интенсивное выделение газов, в атмосферном воздухе обнаружен только диоксид углерода, а отношение средних концентраций в почвенном и атмосферном воздухе составляет 1,4 (таблица 2). Совокупность этих фактов позволяет сделать выводы о неперспективности мониторинга газов в атмосферном воздухе с точки зрения оценки процессов подземной газификации.

На скважине 1010 получены данные о концентрации газов в почвенном воздухе, а также о газах, отобранных непосредственно в оголовке скважины. Ниже приведено сравнение полученных данных (таблица 2).

Таблица 2.

Сравнительная таблица усредненных данных по скважине 1010

№ п/п	Газ	Точка отбора			отношение C_o/C_n	Отношение C_n/C_a
		Обсадная труба скважины (о)	Почвенный воздух (п)	Атмосферный воздух (а)		
1	CO ₂ , %	0,0046	0,0034	0,0024	1,35	1,42
2	CO, %	0,003	<0,000009 (<0,1 мг/м ³)	-	-	-
3	SO ₂ , %	0,0014	<0,000004 (<0,1 мг/м ³)	-	-	-
4	H ₂ S, %	0,004	<0,000007 (<0,1 мг/м ³)	-	-	-
5	CH ₄ , %	2,250	0,072	-	31	-
6	H ₂ , %	0,640	0,038	-	17	-

По данным результатов многолетнего газового обследования [2, 4, 8] в точке, расположенной непосредственно в оголовке скважины 1010, отмечается наличие всех определяемых газов, при этом концентрации газов максимальны по сравнению со всеми другими скважинами на площадках «Балапан» и «Сары-Узень». Следует отметить, что в ходе проведения ядерных испытаний иногда происходила разгерметизация забивочного комплекса, состоящего, как правило, из бетонных и щебеночных засыпок, что подтверждается фактами истечения благородных газов. Таким образом, в боевых скважинах возможно наличие газопроницаемых зон. Исходя из вышеприведенных фактов, можно сделать вывод о том, что мониторинг концентрации газов в оголовке скважины

1010 в максимальной степени отображает процессы газообразования, происходящих на глубине. Отсюда следует, что целесообразно провести дополнительное обследование оголовков всех скважин на наличие газов, выделяющихся из них, поскольку именно такие точки могут быть наиболее информативны, с точки зрения мониторинга процессов подземной газификации.

Сравнение концентраций газов, измеренных в потоке исходящем непосредственно из оголовка скважины 1010, и почвенном воздухе на приустьевой площадке этой скважины показывает, что разница концентраций метана и водорода достигает почти двух порядков (таблица 4), а таких газов, как оксид углерода, сероводород и сернистый ангидрид в почвенном воздухе вообще не наблюдается. Такое явление можно объяснить влиянием взаимодействия этих газов с подземными водами:



Таким образом, влияние комплекса «вторичных» факторов, определяющих процесс прохождения газов через толщу горных пород для вышеперечисленных газов осложнено фактом возможного взаимодействия с подземными водами, поэтому эти газы будут являться наименее информативными показателями. Из этого следует, что мониторинг метана и водорода в почвенном воздухе будет наиболее информативным.

По результатам газового мониторинга проведен анализ данных, в котором рассматривалась связь показаний между двумя точками на одной площадке скважины, и, таким образом, косвенно оценивалось воздействие «вторичного» фактора. Данные, отражающие схожесть динамики концентрации газа в почвенном воздухе между точками отбора проб по каждой скважине, приведены в таблице 3.

Таблица 3.

Корреляционные коэффициенты, отражающие схожесть динамики газовыделения в различных точках отбора почвенного воздуха

Газ/скважина	H ₂	CO ₂	CH ₄	SO ₂	Газ/скважина	H ₂	CO ₂	CH ₄	SO ₂
1355	0,61	-0,14	0,50	-	1315	0,51	-0,04	0,89	-
1317	0,78	0,99	0,08	-0,25	1053	0,83	0,46	0,53	-
1010	-0,43	-0,34	-0,34	-	«Глубокая»	0,87	0,94	0,89	0,99
1236	-0,44	-0,26	0,04	-	1361	-0,31	0,13	0,95	-0,11

Установлено, что на скважине «Глубокая» по 4 газам имеется хорошая корреляция. Это может быть объяснено тем, что вся приустьевая площадка скважины представляет собой область газопроницаемой структуры. По результатам газовой съемки эта область составляет не менее 450x500 м². Вполне вероятно, что образование обширной зоны разгрузки газов на этой скважине связано с прорывом газов и взрывом, который произошел в 1992 году [1]. Предполагается, что в настоящее время на скважине «Глубокая» происходит плавная разгрузка недр от газов.

Далее проведен анализ величин концентраций, полученных в попарных точках отбора. Подходящее число значимых значений получено по диоксиду углерода и водороду. На графике (рисунок 10а) видно, что большинство значений концентрации водорода в почвенном воздухе для точки Т1 схожи по величине с данными для точки Т2. Это означает, что выбранное расстояние между точками отбора проб газа не является значимым с точки зрения проявления разности влияния комплекса «вторичных» факторов.

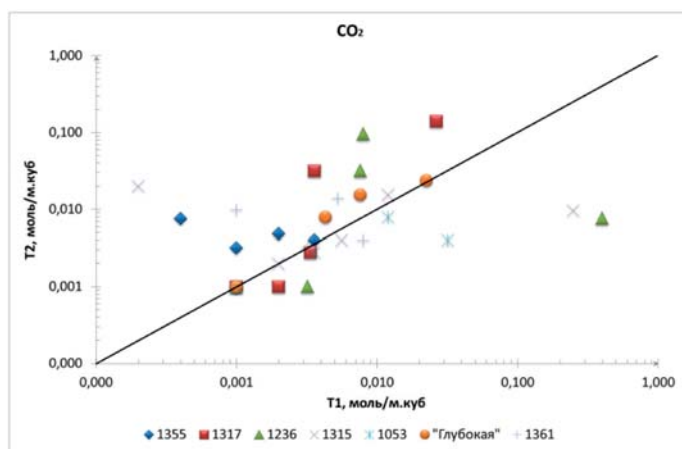
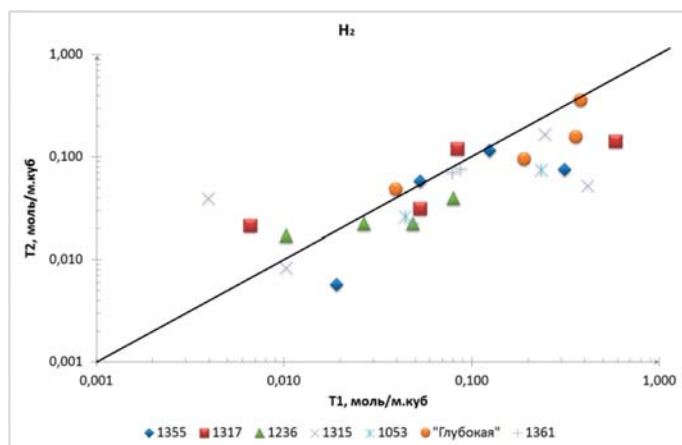


Рисунок 10. Оценка сходимости результатов по точкам а) водород; б) диоксид углерода

Следует учитывать, что в почвенном воздухе изначально содержится количество диоксида углерода больше, чем в атмосферном воздухе, а на величину его концентрации влияет достаточно большое число факторов. Поэтому динамика диоксида углерода не может адекватно отражать характер процессов подземной газификации.

3.2. Площадная газовая съемка

На скважинах «Глубокая», 1236 и 1361 результаты газовой съемки показывают, что большая (около 80%) часть площадки представляет собой газопроницаемую зону для метана. Вероятно, происходит плавная разгрузка газа через эти проницаемые структуры в атмосферу, и, таким образом, снижается вероятность залпового выброса газа, как это было на скважине «Глубокая». Однако при выгорании пород могут образовываться ослабленные зоны с повышенной пористостью, в случае обрушения/смятия которых могут образоваться провалы и проседания дневной поверхности. Следовательно, скважины, где зафиксированы газовые поля, необходимо отнести к потенциально опасным. Как показывают результаты площадной съемки, площадь, которую занимают газовые аномалии на скважинах, может не ограничиваться размером 500х500 м², а выходить за границы выбранной зоны обследования. Для того чтобы установить границы газовых аномалий необходимо проведение повторной газовой съемки с большим масштабом на приустьевых площадках скважин «Глубокая», 1361, 1236, 1355, 1315 и 1317.

Следует обратить внимание на результаты площадной газовой съемки на приустьевой площадке 1355. Выявлены относительно большие концентрации метана в нескольких точках. Возможно, что здесь идут процессы подземной газификации, и разгрузка образующегося в результате этих процессов метана в почвенный воздух происходит в недостаточной степени, что может привести к накоплению метана в подземных полостях, что в дальнейшем может привести к выбросам газа и проседанием дневной поверхности. Таким образом, пока что нельзя сделать однозначного вывода о степени опасности «газящих» и «негазящих» скважин.

В дополнение следует отметить, что для изучения процессов подземной газификации в местах проведения ПЯВ целесообразно оборудовать специальные наблюдательные скважины. Отбор газа из этих скважин, измерение температуры подземных вод, а также анализ воды позволит получить новые данные о процессе газовыделения. В настоящее время имеется возможность начать работы с использованием уже имеющихся гидрогеологических скважин. В непосредственной близости от некоторых «боевых» скважин имеются гидрогеологические скважины (110/14, 1010/1, 125/1 110/14 и т.д.) [2], доступные для исследований. Вполне вероятно, что понадобится бурение дополнительных более глубоких (до 200 и более метров) скважин на трещинные воды для детального изучения каждой газящей скважины.

ВЫВОДЫ

По результатам данных газового мониторинга выявлено, что дальнейший мониторинг концентрации газов в атмосферном воздухе на скважинах неперспективен с точки зрения оценки процессов подземной газификации.

По данным многолетнего газового обследования оголовка скважины 1010 установлено, что целесообразно провести дополнительное обследование оголовков всех скважин на наличие выделяющихся из них газов, поскольку именно такие точки могут быть наиболее информативны с точки зрения мониторинга процессов подземной газификации.

Поскольку влияние комплекса «вторичных» факторов, определяющих процесс прохождения газов через толщу горных пород, для метана и водорода практически не осложнено фактом возможного взаимодействия с подземными водами, мониторинг этих газов в почвенном воздухе будет наиболее информативным, а изучение динамики концентрации диоксида углерода, в силу влияния достаточного большого количества факторов не позволит получить адекватные данные о процессах газификации.

Как было сказано выше, в результате выгорания горной породы в процессе газификации возможно образование проседаний и провалов дневной поверхности. Для слежения за такими изменениями целесообразно проводить геоморфологический мониторинг с использованием долговременных реперов, которые следует разместить в местах расположения газовых аномалий на приустьевых площадках скважин, а также на площадках тех скважин, где отмечаются высокие концентрации газов в почвенном воздухе на небольших участках.

Согласно результатам площадного обследования на приустьевых площадках скважин «Глубокая», 1361, 1236, 1355, 1315 и 1317, необходимо установить границы газовых аномалий, для чего следует провести повторную газовую съемку с большим масштабом. Следует отметить, что в настоящее время пока что нельзя сделать однозначного вывода о степени опасности «газящих» и «негазящих» скважин, но «газящие» скважины однозначно следует отнести к потенциально опасным объектам.

ЛИТЕРАТУРА

1. Субботин С.Б. Оценка возможностей протекания процессов катастрофического характера на площадке «Балапан» / Субботин С.Б., Лукашенко С.Н. // Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.]. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – С. 401-448. : ил. - Библиогр.: с. 54. - ISBN 978-601-7112-32-5.
2. Обеспечение Безопасности Бывшего Семипалатинского Испытательного Полигона Республиканская Бюджетная программа 011 «Обеспечение радиационной безопасности»: отчет о НИР (итоговый) по договору № 36-2008/1 от 10.10.2008г. / ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н.; исполн.: Демин В.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2008. -121 с.
3. Аспиратор для отбора и хранения проб газа Техническое описание. - В/О: Машприбор, 1979. - 4 с.
4. Обеспечение Безопасности Бывшего Семипалатинского Испытательного Полигона Республиканская Бюджетная программа 038 «Обеспечение радиационной безопасности»: отчет о НИР (информационный) по договору № 4-20103 от 19.02.2010 /ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатов: ИРБЭ НЯЦ РК, 2010. -128 с.
5. Справочник по геохимии / Г.В. Войткевич, А.В. Кокин, А.Е. Мирошников, В.Г. Прохоров. – М.: Недра, 1990. - 480 с.: ил.
6. Беус А.А. Геохимия окружающей среды / А.А. Беус, Л.И. Грабовская, Н.В. Тихонова. - М.: Недра, 1976. - 248 с.

7. Интернет ресурс, режим доступа на [http://ru.wikipedia.org/wiki/Оксид_углерода \(IV\)](http://ru.wikipedia.org/wiki/Оксид_углерода_(IV)).
8. Обеспечение Безопасности Бывшего Семипалатинского Испытательного Полигона Республиканская Бюджетная программа 011 «Обеспечение радиационной безопасности»: отчет о НИР (информационный) по договору № 17-2009 от 26.06.2009г. /ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатова: ИРБЭ НЯЦ РК, 2009. - 164 с.

«БАЛАПАН» АЛАҢЫНДАҒЫ ГАЗ ШЫҒАРУДЫҢ СИПАТЫН ЗЕРТТЕУ

¹Романенко В.В., ¹Субботин С.Б., ¹Лукашенко С.Н., ²Чернова Л.В.

¹ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты

²ҚР ҰЯО Атом энергиясы институты

Мақалада 2010 жылы алынған, «Балапан» алаңындағы жерасты ядролық жарылыстардың эпицентрлік аймақтарындағы газ шығару процестерінің нәтижелері ұсынылған. Газ мониторинг нәтижелері «қатерлі» ұңғымалардағы газ шығару процесінің көп жағдайда жеке сипатқа ие екендігін көрсетті. Бақылау кезеңінің ағымында бір ғана нүктедегі газдардың шоғырлануы 4 реттік көлемге дейінгі аралықта өзгеруі мүмкін. Сутегі мен метан шоғырлануының мониторингі «газ шығаратын» ұңғымалардың мониторингінің аса дәлме-дәл әдісі болып табылады. Құбыр артындағы кеңістік бойынша шығатын газдар мониторингі газ пайда болу процестерінің өзін – «алғашқы» факторлар кешенін өте шынайы бейнелейді. Алаңдық газдық зерттеу нәтижелері бойынша бірқатар ұңғымалар ауызалды алаңдардағы газдық ауытқулардың шекаралары 350 метрден көп арақашықтықта орналасуы мүмкін екендігі анықталды. ЖЯЖ жүргізу орындарындағы газ шығару процестерін ары қарайғы зерттеу үшін ұсыныстар келтірілген.

Түйін сөздер: Семей сынақ полигоны, көмірқышқыл диоксиды, метан, күкіртті сутек, аялық шоғырланулар, жерасты газдану, газ шығару, алаңдық газдық түсіру, газ шығару мониторингі, түзету.

INVESTIGATION OF THE NATURE OF GAS-BEARING CAPACITY AT «BALAPAN» SITE

V.V. Romanenko¹, S.B. Subbotin¹, S.N. Lukashenko¹, L.V.Chernova²

¹Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK;

²Institute of Atomic Energy NNC RK

The paper presents the 2010 investigations results on gas-bearing in the epicenter zones of underground nuclear explosions (UNEs) at «Balapan» site. Gas monitoring results showed that in most cases the nature of the gassing process at the "critical" boreholes is individual. The concentration of gases at the same point during the observation period can range up to 4 orders of magnitude. It has been found that monitoring the concentration of hydrogen and methane is the most appropriate way for monitoring the «gassing» boreholes. It has also been revealed that the monitoring of gases emerging from the annular space impartially reflects the actual processes of gasification - a set

of «primary» factors. Areal gas survey found that the boundaries of gas anomalies in the estuarine areas of a number of boreholes can be located at a distance of 350 meters. The recommendations are given for further study of the gasification processes at UNE venues.

Keywords: Semipalatinsk Test Site, carbon dioxide, methane, hydrogen sulfide, background concentration, underground gasification, gas emission, areal gas surveying, gas-release monitoring, correlation.

УДК504.4.054:669.3/.6:622.258.4:577.4

**ФАКТОРЫ ФОРМИРОВАНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫМИ
МЕТАЛЛАМИ ПРИПОРТАЛЬНЫХ УЧАСТКОВ
ПЛОЩАДКИ «ДЕГЕЛЕН»**

Лукашенко С.Н., Амиров А.А.

*Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан*

В статье представлены данные о содержании тяжелых металлов в воде и почве водотоков штолен площадки «Дегелен». Исследовано содержание 45 химических элементов. По данным исследований было установлено аномально высокое содержание ряда элементов в воде по отношению к их среднему значению в природной воде для данного климатического пояса. Аномальное превышение концентрации имеет место для молибдена, бериллия, урана в воде 8 водотоков и редкоземельных элементов в воде штольни № 504, определены пространственные характеристики тяжелых металлов в почвах. Сделаны выводы о том, что основной фактор загрязнения почв припортальных участков связан с выносом тяжёлых металлов штольневыми водами. Также отмечается необходимость постоянного контроля содержания природного урана в воде как фактора радиационного риска.

Ключевые слова: уран, тяжелые металлы, штольня, портал, вода, кларк, лантаноиды, загрязнение, водоток, СИП.

ВВЕДЕНИЕ

Традиционно к Семипалатинскому испытательному полигону (СИП) относятся только лишь как к источнику радиационной опасности, склоняясь к объяснениям всех обнаруживаемых феноменов влиянием радиации, что не совсем верно. Недостаточно изучено и осознано возможное влияние других факторов, в частности “тяжёлых” металлов (ТМ), о существовании которых говорят как имеющиеся экспериментальные данные, так и факт наличия месторождений различных полезных ископаемых на территории полигона.

Данная работа является продолжением работ, проведенных ранее на трех участках, прилегающих к горному массиву Дегелен в предыдущие годы [1]. Было установлено аномально высокое содержание ряда элементов в почве по отношению к их кларкам. Наибольшее превышение содержания имеет место для молибдена, мышьяка и кадмия. Площадное распределение элементов по концентрациям имеет дифференцированный характер, выраженный локальными пятнами неправильной формы на всех трех участках.

Продолжение работ вызвано недостатком данных по химическому составу природных вод горного массива Дегелен, так как одним из путей распространения химических элементов служит водная среда, а также отсутствие качественной информации о загрязнении почв ТМ приустевых площадок.

1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Исходя из выше изложенного, было проведено исследование водотоков штолен площадки «Дегелен», который включал в себя отбор проб природной воды и почвы, лабораторный анализ на определение ТМ и токсичных элементов с использованием метода масс-спектро스코пии с индуктивно-связанной плазмой в качестве источника возбуждения ионов (ИСП-МС).

За период работы испытательной площадки «Дегелен» водопиток отмечался более чем в 50 штольнях. В 2010 г. постоянное водопроявление отмечено на 8 штольнях: № 104, 165, 176, 177, 504, 506, 511, 609, представленных на рисунке 1, которые и были выбраны в качестве объектов исследований.

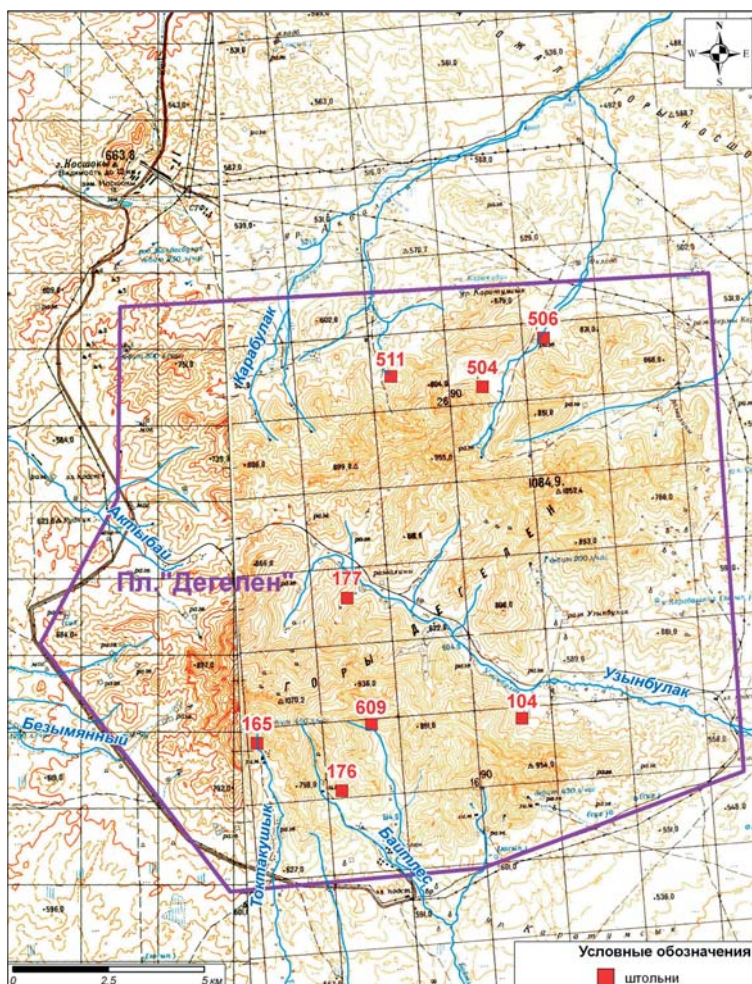


Рисунок 1. Штольни с водопроявлением

1.1. Отбор проб воды

С целью оценки изменения концентрации ТМ в воде по течению ручья в период с 23 по 28 августа были отобраны пробы воды в месте выхода водотока на дневную поверхность и через каждые 50 метров по течению водотока на расстояние до 300 м.

Для оценки изменения концентрации ТМ в воде во времени были отобраны пробы воды в месте выхода водотока на дневную поверхность в период 1–3 июля, 23–28 августа и 10–14 сентября. В каждом месяце было отобрано разное количество проб воды, что связано с изменениями дебита воды в водотоке каждой штольни.

Пробы воды отбирались согласно ГОСТу 17.1.5.05-85 "Общие требования к отбору проб поверхностных и морских вод, льда и атмосферных осадков". Основными действиями при отборе проб воды были: фильтрование воды с целью удаления механических примесей через бумажный фильтр "белая лента", консервация пробы добавлением концентрированной азотной кислоты (HNO_3) марки "осч" из расчёта 3 мл HNO_3 на 1 л пробы воды. Пробы воды отбирались в чистые полипропиленовые бутылки с завинчивающийся крышкой объёмом 1 л. Консервация и фильтрование проб проводилась на месте отбора проб. Законсервированные пробы хранились до проведения анализа в темном прохладном месте в течение 2–7 дней.

1.2. Отбор проб почвы

Для определения уровня загрязнения почв на приустьевых площадках штолен горного массива Дегелен произведен отбор проб почвы на штольнях № 177, 504. Отбор проб проводился по следующей схеме: по профилям (на каждой штольне по 7 профилей, на каждом профиле по 5 точек), направленным перпендикулярно направлению русла ручья, расстояние между профилями 50 м, шаг отбора проб 10 м. Центральную точку отбора пробы закладывали непосредственно в русле ручья. Пробы отбирались методом укола с помощью металлического пробоотборника почвы. Глубина отбора пробы 0–5 см, площадь – 100 см².

1.3. Подготовка проб почвы к анализу

Подготовка проб почвы состояла из сушки почвы, измельчения и кислотного выщелачивания. Сушка проб почвы проводилась в сушильном шкафу при температуре 70°C в течение 5 часов. Затем из сухой пробы методом квартования отбиралось 100 г навески для измельчения. Измельчение проводилось вручную методом истирания пробы в фарфоровой посуде, до размера частиц ≤ 250 меш.

Выщелачивание проводилось согласно "Методике подготовки проб в аналитическом автоклаве НПВФ "Анкон–АТ-2. Почвы. Биологические объекты анализа" (МИ 2339-95, ВНИИМС, Москва).

200 мг навески пробы помещали в тефлоновый вкладыш и добавляли небольшими порциями 10 см³ 7М азотной кислоты. Затем тефлоновый вкладыш вставлялся в тефлоновую "бомбу" и проводили автоклавное разложение в течение 2,5 ч при температуре 150°C. По окончании автоклавирования охлажденную пробу переносили в центрифужную пробирку и центрифугировали в течение 10 мин при частоте вращения 4000 об/мин, затем центрифугат переносили в мерную пробирку объёмом 15 см³, осадок промывали 5 см³ 7М азотной кислоты и снова центрифугировали. Центрифугат и

промывной раствор объединяли и доводили 7М азотной кислотой до объема 15 см³. Полученный таким образом исходный раствор и разбавленный 1:10 анализировали на содержание химических элементов.

1.4. Проведение анализа

Определение содержания ТМ и токсичных элементов проводилось методом ИСП-МС, с использованием масс-спектрометра Elan 9000 фирмы "PerkinElmerSCIEX" в комплекте с компьютером и специализированным программным обеспечением. Прибор оснащен стандартной поперечно-проточной системой ввода жидких проб (распылитель типа Мейнарда) и одноколлекторным двухсегментным детектором ионов.

Для построения калибровочных графиков использовались мультиэлементные стандартные образцы, зарегистрированные в реестре ГСИ РК под № KZ.03.02.00902-2010, KZ.03.02.00901-2010. Контроль качества измерений осуществлялся путём измерения калибровочного раствора через каждые 15 проб. При неудовлетворительном результате калибровки (отклонение калибровочного графика на 10 %) проводилась перекалибровка прибора.

Таким образом, были проанализированы пробы воды и выщелаты почв, определены содержания следующих элементов: Na, Mg, K, Ca, Al, Li, Be, Sc, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ga, As, Se, Rb, Sr, Y, Mo, Ag, Cd, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Re, Tl, Bi, U. Анализ проведен согласно методике ISO 17294-2:2003 (E) (номер гос. регистрации 022/10505 от 27.12.05 г.). Макрокомпоненты (Na, K, Mg, Ca) анализировались в растворах, полученных путем разбавления исходных растворов в 10 и 100 раз.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

2.1. Выявление основных компонентов загрязнения штольневых вод

В таблице 1 приведены среднеарифметические значения концентраций элементов в пробах воды за период исследований, отобранных в месте выхода водотока на дневную поверхность, в сравнении со средним составом вод для аридного климата [2] и предельно допустимыми концентрациями элементов в питьевой воде [3].

Таблица 1.

Концентрация элементов в воде горного массива Дегелен

Штольни	104	165	176	177	504	506	511	609	Средний со- став подзем- ных вод [2]	ПДК для питьевой воды [3]
мг/л										
Na	20±2	11±1	18±2	20±2	27±3	14,5±1,5	14,0±1,5	25±2	392	200
Mg	15±1	10±1	6,0±0,5	11±1	23±2	14±1	19±2	9±1	67,5	
K	1,0±0,1	1,5±0,1	0,60±0,06	1,5±0,1	2,5±0,2	0,25±0,02	1,5±0,1	1,0±0,1	17,3	
Ca	130±13	106±10	46±4	75±7	185±18	140±14	110±10	60±6	111	
мкг/л										
Al	200±15	<0,5	<0,5	<0,5	17600±1700	15±1	925±90	12±1	280	500
Li	67±6	64±6	34±3	54±5	125±120	10±1	70±7	51±5	33,5	30
Be	5,7±0,5	0,56±0,05	0,52±0,05	1,3±0,1	270±25	0,75±0,07	87±8	3,0±0,3	0,33	0,2
Sc	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	62±6	<0,5	<0,5	<0,5	0,03	
V	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	<0,20	0,77±0,07	<0,20	<0,20	2,6	
Cr	1,8±0,2	2,8±0,3	2,0±0,2	2,0±0,2	0,45±0,04	2,4±0,2	<0,20	3,0±0,3	4	500
Mn	41±4	1,2±0,1	1,5±0,1	<0,2	109000±10000	182±15	10180±1000	146±15	88	500
Fe	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	0,93	1000
Co	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	12±1	0,35±0,03	0,60±0,06	<0,2	0,6	
Ni	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	6,0±0,5	0,52±0,05	1,5±0,1	<0,5	5,5	100
Cu	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	18±1	<0,3	<0,3	10±1	10	1000
Zn	40±4	32±3	30±3	49±5	11000±1000	11±1	3770±370	7,0±0,7	45,2	5000
Ga	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,6	
As	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	<0,6	1,9	50
Se	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1,8	10
Rb	3,0±0,3	4,3±0,4	1,4±0,1	1,7±0,1	11±1	<0,02	5,0±0,5	3,0±0,3	2	

Ш-гольни	104	165	176	177	504	506	511	609	Средний со- став подзем- ных вод [2]	ПДК для питьевой воды [3]
Sr	480±45	317±30	156±15	380±35	760±75	690±65	385±35	170±15	700	7000
Y	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	385±35	<0,01	<0,01	<0,01	0,15	
Mo	550±50	65±6	175±17	660±60	<0,3	10±1	0,82±0,08	165±15	4,1	250
Ag	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,44	
Cd	1,25±0,15	<0,3	1,0±0,1	<0,3	34±3	<0,3	9,0±1,0	<0,3	0,42	
Cs	1,4±0,1	1,4±0,1	1,0±0,1	0,15±0,01	6,5±0,5	<0,05	3,5±0,3	1,2±0,1	0,6	
Ba	10±1	10±1	3,0±0,3	13±1	8,0±0,6	20±2	5,5±0,5	1,0±0,1	33,6	100
La	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	455±40	<0,05	<0,05	<0,05	0,3	
Ce	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	890±85	<0,05	<0,05	<0,05	1	
Pr	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	85±8	<0,05	<0,05	<0,05		
Nd	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	280±25	<0,05	<0,05	<0,05		
Sm	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	65±6	<0,05	<0,05	<0,05		
Gd	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	100±10	<0,05	<0,05	<0,05		
Tb	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	16±1	<0,05	<0,05	<0,05		
Dy	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	95±10	<0,05	<0,05	<0,05		
Ho	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	19±2	<0,05	<0,05	<0,05		
Er	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	56±5	<0,05	<0,05	<0,05		
Tm	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	8,0±0,8	<0,05	<0,05	<0,05		
Yb	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	53±5	<0,05	<0,05	<0,05		
Lu	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	8,0±0,8	<0,05	<0,05	<0,05		
Re	<0,06	<0,06	<0,06	<0,05	2,0±0,2	<0,06	<0,06	<0,06		
Tl	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03	<0,03		
Pb	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	3,6	30
Bi	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,06	
U	2025±200	2565±250	1075±100	1960±200	4535±450	76±5	555±50	1040±100	2,8	

Критерием оценки уровня загрязнения вод тяжелыми металлами был выбран метод сравнения полученных данных со средним химическим составом вод провинции аридного климата. Концентрации элементов в воде, соответствующие их среднему химическому составу или меньше таковых, не рассматривались как потенциальные параметры загрязнения.

По данным, представленным в таблице 1, в ряде случаев выявлены такие элементы, как Al, Li, Be, Mn, Zn, Y, Mo, Cd, Cs, U, элементы подгруппы лантана, содержание которых во много раз превышает их среднее содержание в водах аридного климата. Следует особо отметить, что особенностью данных вод является высокое содержание природного урана (сумма изотопов ^{235}U и ^{238}U), превышающее среднее содержание в воде 2,8 мкг/л [2] для провинции аридного климата от 25 до 1500 раз во всех штольнях.

В связи с тем, что в данных штольнях проводились ядерные испытания, было сделано предположение о том, что источником урана может быть вещество ядерного заряда (уран с разной степенью обогащения). Исходя из этого, были проведены измерения методом ИСП-МС отношений изотопов урана ^{235}U и ^{238}U . Содержание изотопа урана ^{235}U в природных водах площадки «Дегелен» соответствует естественному изотопному составу и находится на уровне 0,72 % (таблица 2).

Для сравнения в таблице 2 приведены данные о содержании изотопов плутония и урана в природной воде площадки «Дегелен». Концентрации изотопа урана ^{238}U в Бк/л до 10 раз превышает уровень вмешательства по НРБ-99, что подтверждает необходимость контроля содержания изотопов урана в природных водах и должно быть включено в постоянный мониторинг данного параметра для всех водных объектов СИП.

Таблица 2.

Содержание изотопа урана (^{238}U) в природных водах Дегелена, Бк/л

Штольни	Концентрация C^{238}U , Бк/л	Содержание ^{235}U , %	$\text{C}^{238}\text{U}/\text{У.В.}$	Концентрация $\text{C}^{239+240}\text{Pu}$, Бк/л	$\text{C}^{239+240}\text{Pu}/\text{У.В.}$	$(\text{C}^{238}\text{U}/\text{У.В.}) / (\text{C}^{239+240}\text{Pu}/\text{У.В.})$
104	25	0,7245	8,0	0,080	0,025	320
165	32	0,7240	10,3	0,009	0,003	3400
176	9	0,7241	2,9	0,030	0,009	32
177	8	0,7243	2,6	0,110	0,035	74
504	21	0,7239	6,8	0,240	0,077	88
506	0,5	0,7240	0,16	0,020	0,006	26
511	4	0,7245	1,3	0,130	0,042	31
609	13	0,7241	4,2	0,185	0,059	71
Уровень вмешательства НРБ-99	3,1			0,56		

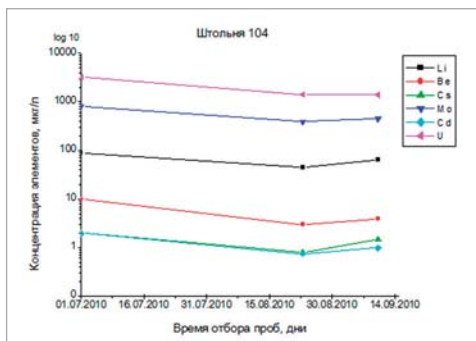
Особо следует отметить штольню № 504, характеристикой которой является высокое содержание элементов подгруппы лантана. Данное аномальное содержание может быть вызвано тем, что до выхода на поверхность вода проходит породы с большим содержанием лантаноидов. Данный факт требует более детального исследования.

Также для вод штольни №504 выявлено аномальное содержание алюминия, марганца и цинка, которые находятся на уровнях, близких к содержанию макрокомпонентов (Na, K, Ca, Mg). Бериллий в воде штольни № 504 превышает среднее содержание в воде аридного климата до 800 раз.

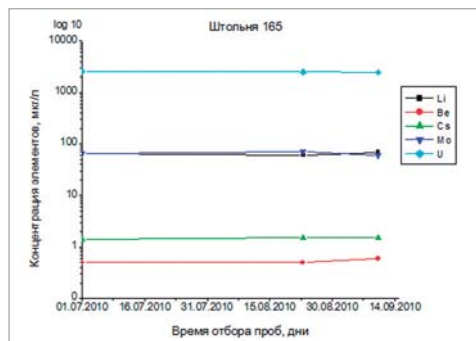
Для большинства штольневых вод характерно высокое содержание молибдена, например, в воде штольни № 104 до 200 раз превышающее среднее содержание в воде аридного климата. В воде штолен № 104, 176, 504, 511 выявлены высокие содержания кадмия, превышающие среднее значение в воде от 2 до 20 раз.

3.2. Оценка изменения содержания ТМ во времени

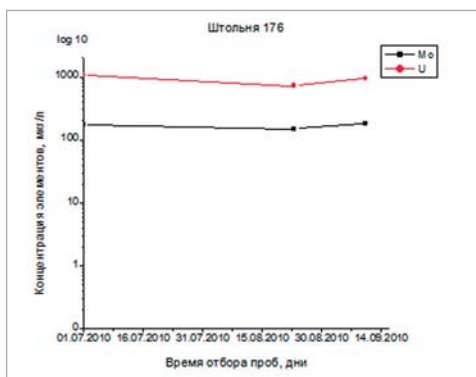
Для более детального представления о содержании ТМ в штольневых водах далее представлены данные об изменении концентрации ТМ в зависимости от периода отбора проб и в зависимости от удаления от места выхода водотока на дневную поверхность. В представленных по каждой штольне данных отражены изменения концентрации элементов в период отбора проб в точке выхода водотока на дневную поверхность (рисунок 2).



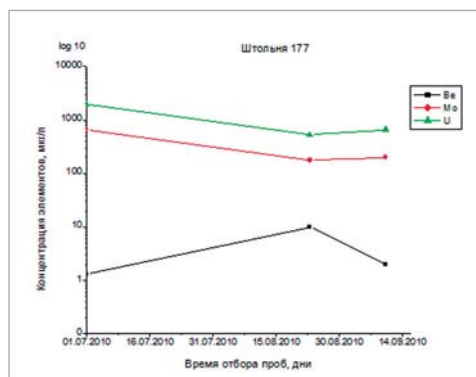
а) штольня № 104



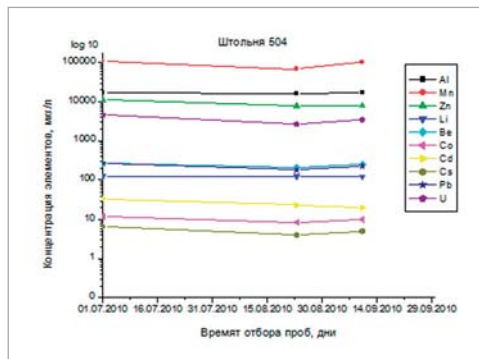
б) штольня № 165



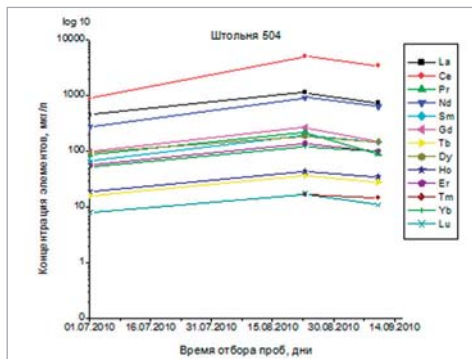
в) штольня № 176



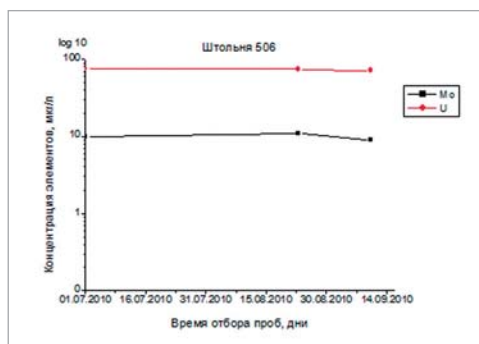
г) штольня № 177



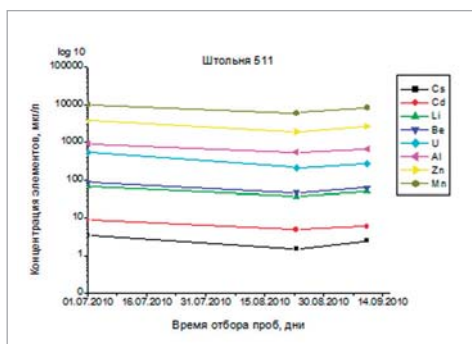
д) штольня № 504



е) штольня № 504



ж) штольня № 506



з) штольня № 511

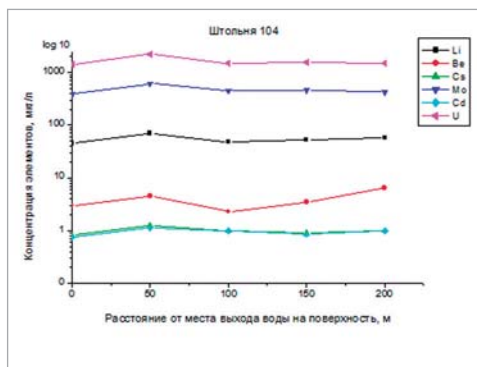
Рисунок 2. Изменение концентрации элементов в период отбора проб в точке выхода водотока на поверхность

Представленные результаты позволяют сделать вывод о том, что концентрация выявленных элементов за время наблюдения изменяется незначительно, от 5 до 15 %. Для большинства водотоков характерно уменьшение концентрации элементов в воде в августе, что, возможно, связано с изменением сезонного дебита водотока.

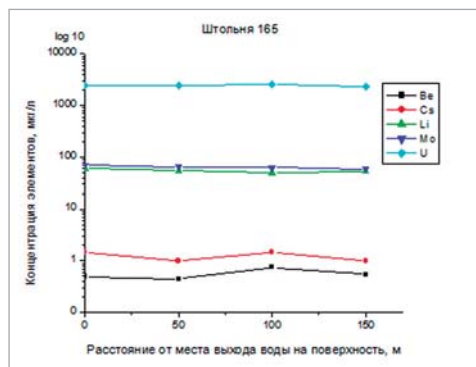
Однако в воде штольни №165 изменений содержания ТМ за период отбора проб практически нет. Также необходимо отметить, что максимальное содержание лантаноидов в воде штольни №504 наблюдается в августе, это характерно и для бериллия в воде штольни №177.

3.3. Исследование изменения содержания ТМ по руслу водотока

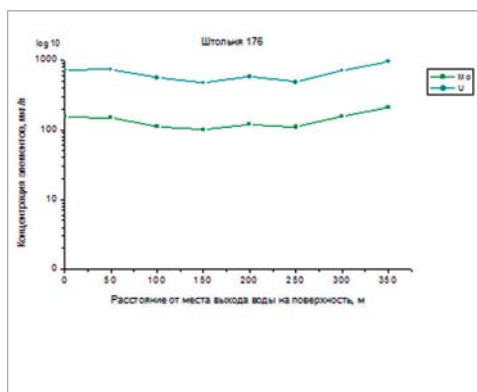
На рисунке 3 представлены зависимости концентраций наиболее важных элементов в воде, в зависимости от расстояния от места выхода воды на дневную поверхность.



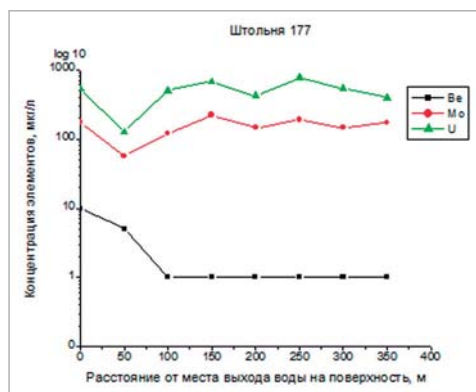
а) штольня №104



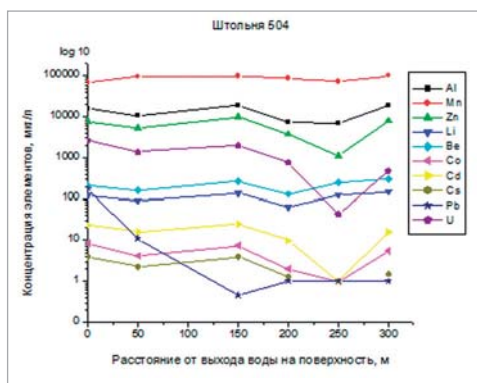
б) штольня №165



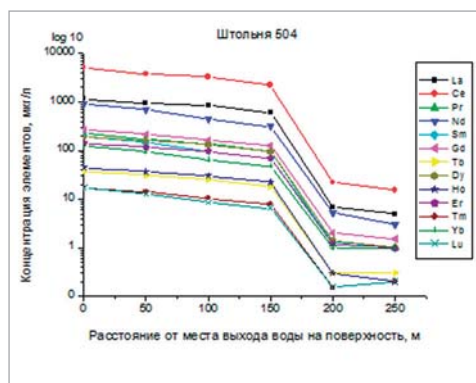
в) штольня №176



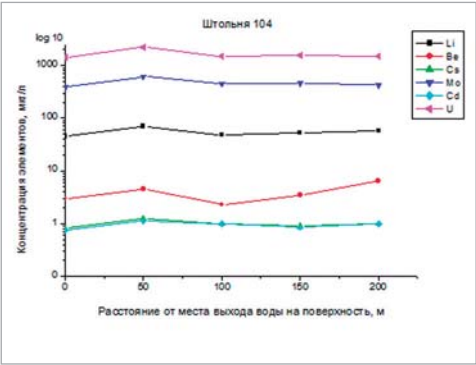
г) штольня №177



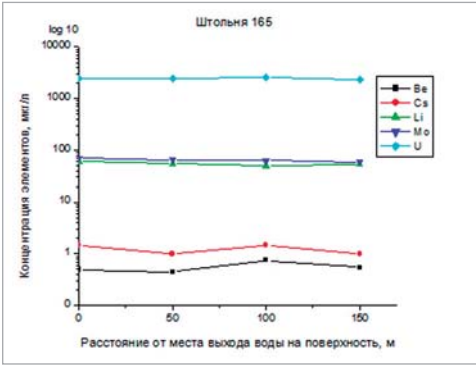
а) штольня №504



б) штольня №504



ж) штольня №506



з) штольня №511

Рисунок 3. Изменение концентрации элементов в воде, в зависимости от расстояния от места выхода воды на дневную поверхность: а) штольня №104, б) штольня №165, в) штольня №176, г) штольня №177, д) штольня №504, е) штольня №504, ж) штольня №506, з) штольня №511

Оценивая полученные результаты, следует отметить, что:

- 1. Содержание лантаноидов в воде штольни №504 уменьшается практически до нуля (предел обнаружения аппаратуры) на расстояние до 200 м;
- 2. Изменения других выявленных элементов, таких как U, Mo, Cd, Pb и др., не подчиняются какой-либо одной закономерности, что связано, возможно, с ограниченностью территории исследований, а также с высокими миграционными свойствами этих элементов;
- 3. Бериллий в воде всех водотоков, кроме штолен № 177, № 506, выявляется на максимальном удалении от места выхода воды на дневную поверхность, что также связано с миграционными свойствами этого элемента.

Для оценки механизмов загрязнений почвенного покрова были проанализированы почвы, отобранные по берегам водотоков штолен № 504 и № 177.

3.4. Содержание ТМ в почве приустьевых площадок штолен № 504 и № 177

В таблице 3 представлены среднеарифметические концентрации химических элементов по профилям отбора проб в кислотных вытяжках проб почвы, отобранных по берегам водотока штольни №504.

Таблица 3.

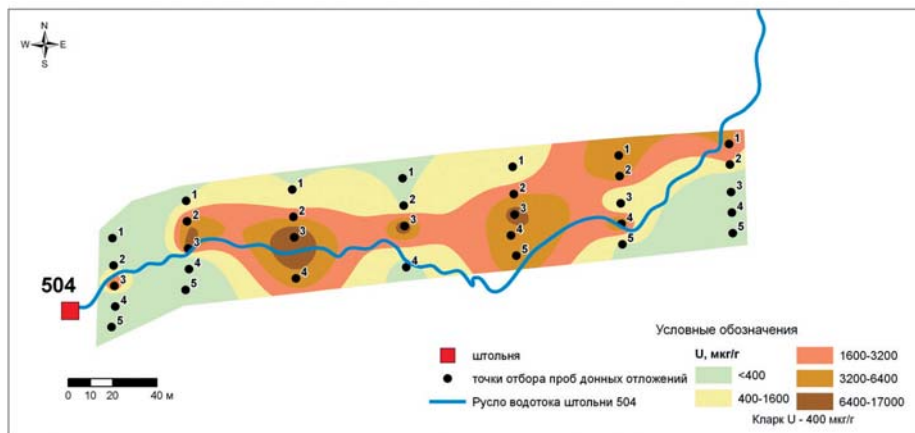
Средняя концентрация элементов в выщелатах почвы штольни № 504

№ про- филя	1	2	3	4	5	6	7	Кларк по Виногра- дову
мг/г								
Mn	4,0±0,4	3,9±0,4	12,0±1,0	5,1±0,5	14,0±1,0	17,6±1,5	13,7±1,3	1,0
La	1,0±0,1	1,3±0,1	2,2±0,2	2,3±0,2	5,2±0,5	6,3±0,6	2,1±0,2	0,049
Ce	5,8±0,5	6,9±0,7	11,5±1,0	10,0±1,0	19,8±2,0	19,7±2,0	5,0±0,5	0,070

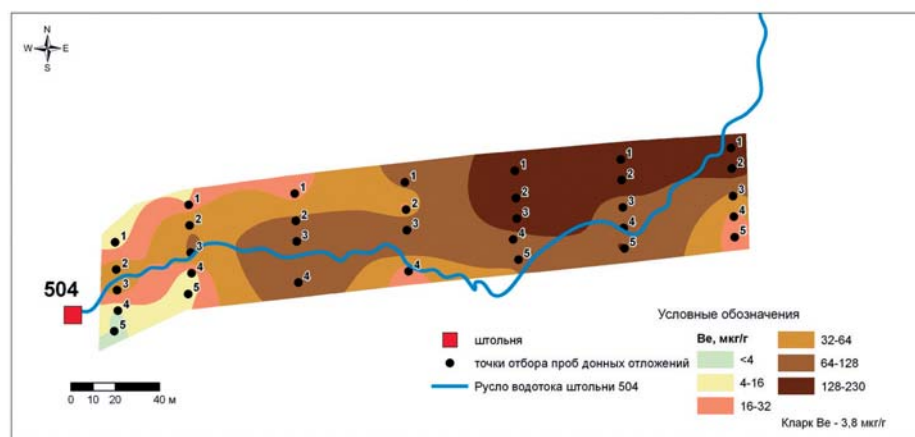
№ про- филя	1	2	3	4	5	6	7	Кларк по Виногра- дову
U	2,2±0,2	2,8±0,2	6,2±0,6	3,8±0,3	4,7±0,4	4,5±0,4	1,0±0,1	0,4
Y	2,5±0,2	3,0±0,3	5,5±0,5	5,2±0,5	11,7±1,0	12,5±1,0	4,3±0,4	0,029
Nd	1,3±0,1	1,3±0,1	2,3±0,2	2,0±0,2	3,5±0,3	3,1±0,3	0,75±0,01	0,037
мкг/г								
Be	20±2	32±3	76±7	63±6	141±14	134±13	90±9	3,8
Sc	835±85	680±70	1230±125	800±80	950±95	1000±100	420±45	10
Li	35±3	28±2	15±1	30±3	17±1	20±2	32±3	32
V	33±3	21±2	12±1	27±2	10±1	13±1	19±2	90
Cr	23±2	15±1	9±1	19±2	8,0±0,7	7,0±0,6	10±1	83
Co	8,0±0,7	6,0±0,6	5,0±0,4	7,0±0,6	6,0±0,5	13,0±1,0	18,0±1,5	18
Ni	35±3	32±3	18±1	18±1	17±1	23±2	50±4	58
Cu	1200±100	66±6	180±15	140±10	160±15	115±10	45±4	47
Zn	720±70	530±50	1000±80	980±80	2350±230	3120±300	2360±230	83
As	7,0±0,7	5,5±0,5	4,5±0,4	6,0±0,6	5,0±0,5	5,5±0,5	8,0±0,8	1,7
Sr	37±3	46±4	135±15	85±8	94±9	82±8	135±15	340
Cd	2,0±0,2	2,0±0,2	2,0±0,2	3,0±0,3	5,0±0,5	9,0±1,0	6,0±0,5	0,13
Cs	5,0±0,5	5,0±0,5	8,0±0,7	3,0±0,3	6,0±0,5	5,0±0,4	3,0±0,2	3,7
Ba	140±10	120±10	120±10	114±10	118±10	200±15	230±15	650
Pr	320±30	370±35	660±65	580±60	1150±100	1000±100	240±25	9
Sm	360±35	380±35	680±65	430±45	820±80	580±55	150±15	
Gd	360±35	400±40	765±75	600±60	1200±100	1000±100	280±25	
Tb	56±5	63±6	130±15	93±8	180±15	160±15	44±4	
Dy	245±25	285±25	560±55	440±40	880±85	780±75	217±20	5
Ho	60±6	65±6	130±10	110±10	220±20	200±20	49±5	1,7
Er	174±15	200±20	390±40	324±35	620±60	578±55	160±15	3,3
Tm	24±2	31±3	55±5	41±4	78±7	77±7	21±2	
Yb	180±15	200±20	370±35	250±25	490±50	370±35	100±10	3,3
Lu	27±2	30±3	55±5	36±4	70±7	50±5	12±1	0,8
Pb	765±75	320±30	100±10	40±4	53±5	29±3	32±3	16

Для выявления наиболее важных элементов – основных загрязнителей, был использован метод сравнения полученных результатов со средним содержанием элементов в почве (кларк), хотя это и не совсем корректно по отношению к кислотным вытяжкам, так как кларк подразумевает валовое содержание элементов в почве. В результате сравнения было выявлено, что основными загрязнителями почвы для штольни №504 являются такие элементы, как Be, U и редкоземельные элементы (РЗЭ).

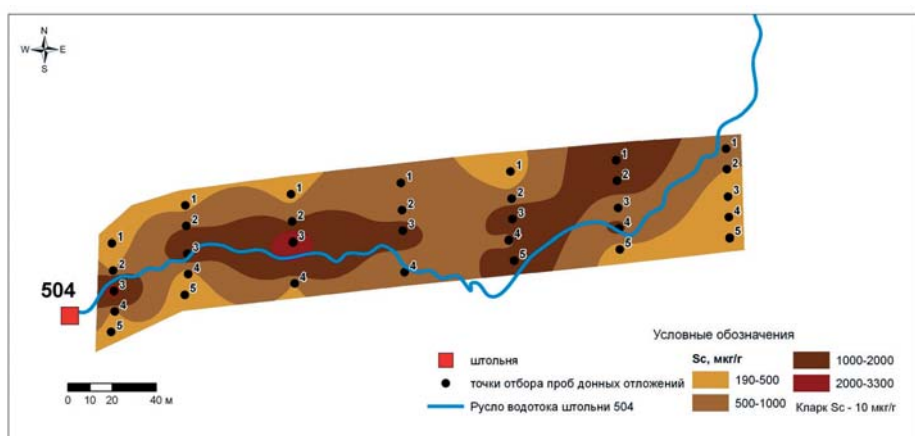
Для элементов, которые присутствуют в аномальном количестве, построены карты-схемы пространственного распределения элементов (рисунок 4).



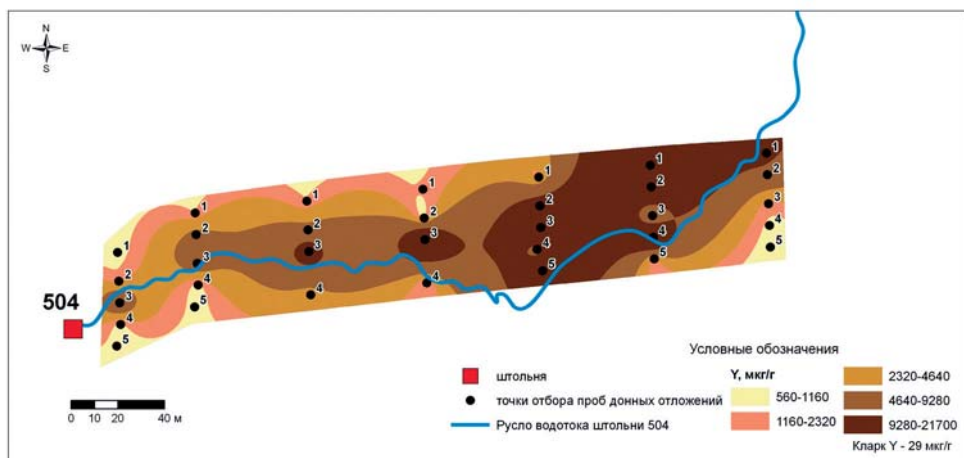
а)



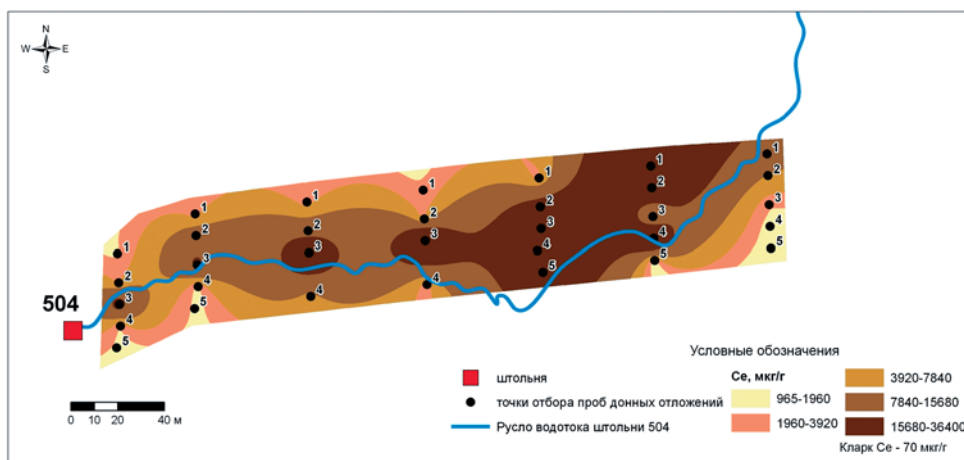
б)



в)



г)



д)

Рисунок 4. Пространственная схема распределения некоторых элементов в почве на припорտальном участке штольни №504:

а) уран, б) бериллий, в) скандий, г) иттрий, д) церий

Анализ полученных данных пространственного распределения показал, что такие элементы как уран, бериллий и лантаноиды сконцентрированы в непосредственной близости от водотока, и точки с максимальным содержанием приурочены к руслу ручья.

Для более наглядного представления на рисунке 5 приведено типичное распределение концентрации элементов подгруппы лантана и иттрия по перпендикулярному профилю.

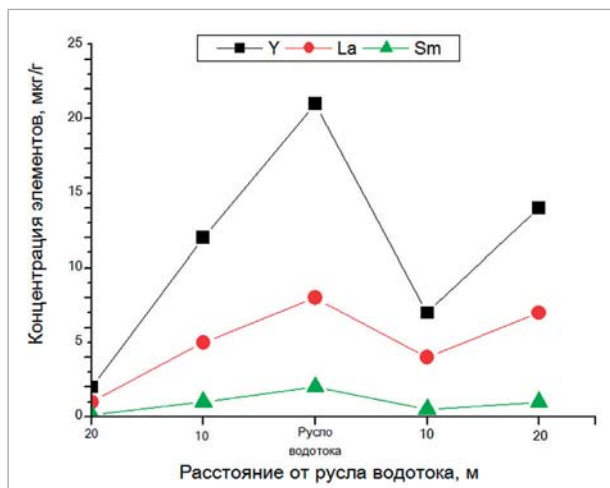


Рисунок 5. Типичное распределение элементов в выщелатах почвы штольни №504 по профилю отбора проб

Анализ полученных результатов позволяет сделать вывод о том, что точки с максимальной концентрацией элементов находятся в русле водотока, уровень содержания ТМ в почве на удалении 20 м от русла уменьшается до 10 раз.

Это говорит о том, что загрязнение припортового участка связано с выносом лантаноидов штольневými водами и не связано с содержанием их в самой почве припортового участка.

В таблице 4 представлены аналогичные данные по штольне №177.

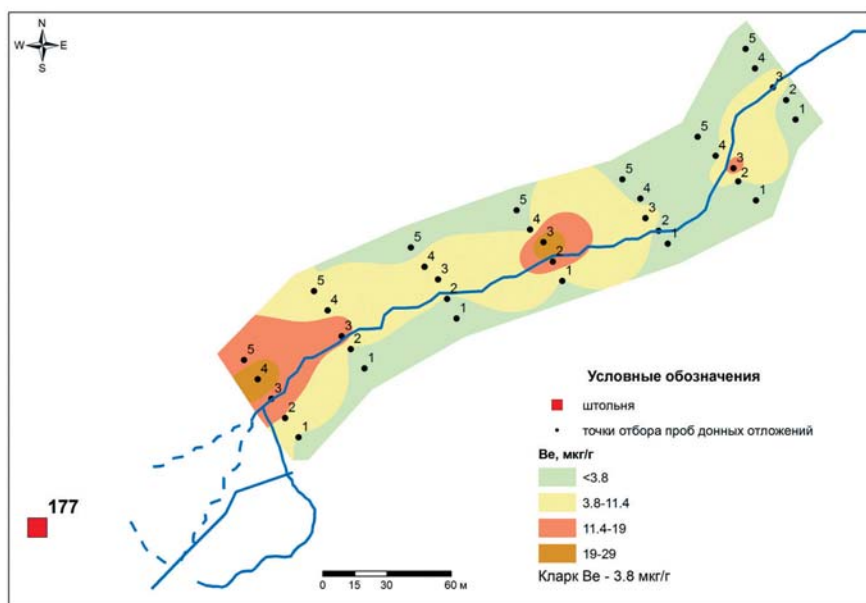
Таблица 4.

Средняя концентрация элементов в выщелатах почвы штольни №177

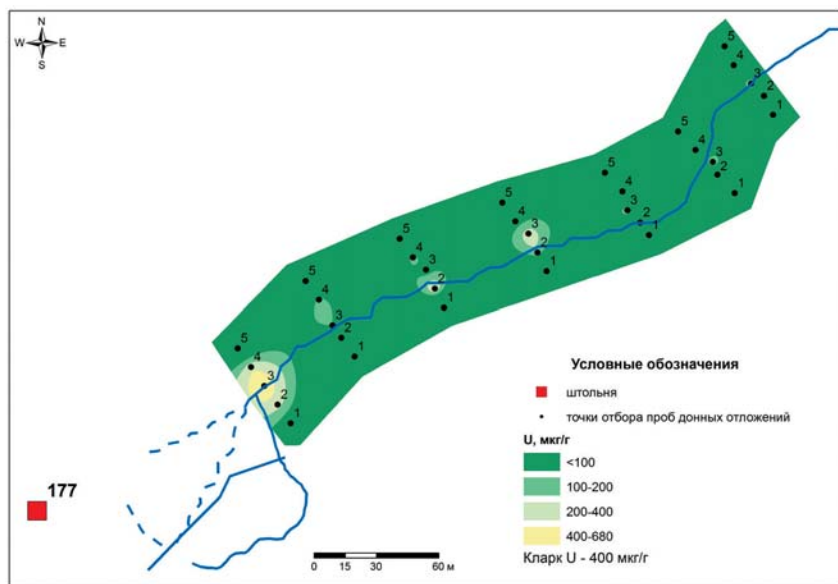
№ профиля	1	2	3	4	5	6	7	Кларк по Виноградову
мкг/г								
Li	25±2	20±2	21±2	20±2	26±2	23±2	25±2	32
Be	14±1	7,0±0,7	4,0±0,4	10±1	3,0±0,3	5,0±0,5	3,0±0,3	3,8
Sc	260±25	170±15	180±15	200±20	270±25	230±20	230±20	10
V	35±3	28±2	30±3	34±3	44±4	39±4	40±4	90
Cr	31±3	22±2	21±2	25±2	30±3	27±2	27±2	83
Mn	450±45	650±60	710±70	920±90	970±90	1280±120	800±80	1000
Co	5,0±0,4	5,0±0,4	5,0±0,4	5,0±0,4	7,0±0,6	7,0±0,6	7,0±0,6	18
Ni	<0,5	6,0±0,5	23±2	<0,5	14±1	<0,5	<0,5	58
Cu	53±4	54±4	33±3	40±4	29±3	28±3	24±2	47
Zn	210±20	160±15	145±15	220±20	105±10	156±14	100±8	83
Sr	127±10	127±10	78±7	79±7	100±8	63±5	55±4	340
Y	1400±140	720±70	670±65	750±70	830±80	780±75	700±65	29
Cd	2,0±0,2	<0,6	<0,6	2,0±0,2	1,0±0,1	1,0±0,1	<0,6	0,13

№ про- филя	1	2	3	4	5	6	7	Кларк по Виногра- дову
Cs	4,0±0,3	3,0±0,2	2,0±0,2	2,0±0,2	3,0±0,3	3,0±0,3	3,0±0,3	3,7
Ba	165±15	150±15	130±10	140±10	260±20	220±20	170±15	650
La	510±50	390±35	420±40	440±40	550±50	530±50	510±50	49
Ce	2000±200	1700±150	2200±200	2100±200	3200±300	3100±300	2800±250	70
Pr	120±10	90±9	100±10	100±10	135±12	130±12	120±10	9
Nd	510±50	370±35	400±40	400±40	470±45	460±45	450±45	37
Sm	100±10	70±7	71±7	74±7	96±8	91±8	87±8	
Gd	120±10	76±7	73±7	78±7	106±10	99±10	97±9	
Tb	13,0±1,0	6,5±0,6	6,0±0,6	6,5±0,6	9,0±0,8	7,5±0,7	8,5±0,8	
Dy	72±7	40±4	39±4	43±4	56±5	53±5	50±5	5
Ho	16,0±1,5	8,0±0,8	7,5±0,7	8,5±0,8	10,0±1,0	10,0±1,0	9,0±0,8	1,7
Er	55±5	28±2	27±2	29±2	39±3	35±3	32±3	3,3
Tm	5,0±0,5	2,0±0,2	1,0±0,1	1,0±0,1	2,0±0,2	1,0±0,1	1,0±0,1	
Yb	50±5	25±2	24±2	27±2	33±3	30±3	26±2	3,3
Lu	5,0±0,5	3,0±0,3	1,0±0,1	1,0±0,1	2,0±0,2	2,0±0,2	1,0±0,1	0,8
Pb	25±2	33±3	22±2	29±3	33±3	39±3	27±3	16
U	271±25	48±4	132±15	106±10	42±4	70±7	47±4	

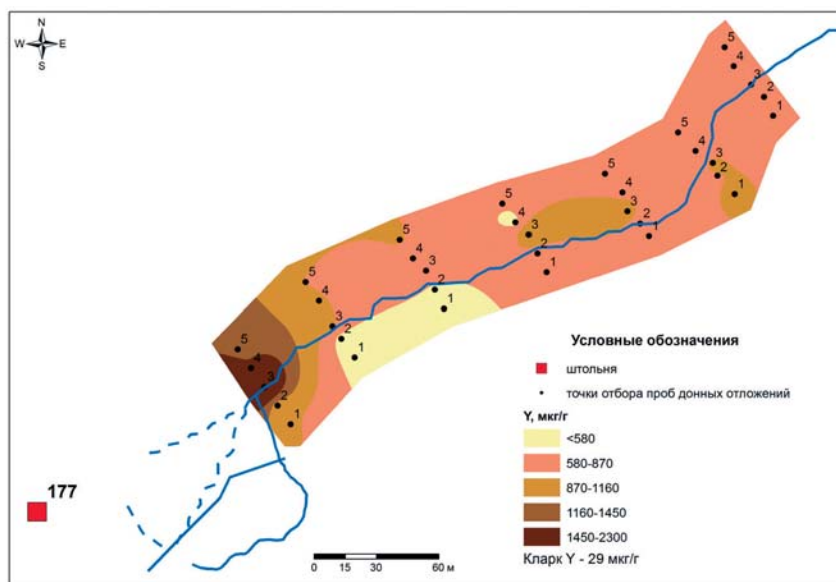
Употребляя уже использованный метод сравнения с кларком, был выявлен следующий ряд элементов, которые рассматриваются как основные загрязняющие компоненты: Be, Y, U, Ce, Pr, Cd.



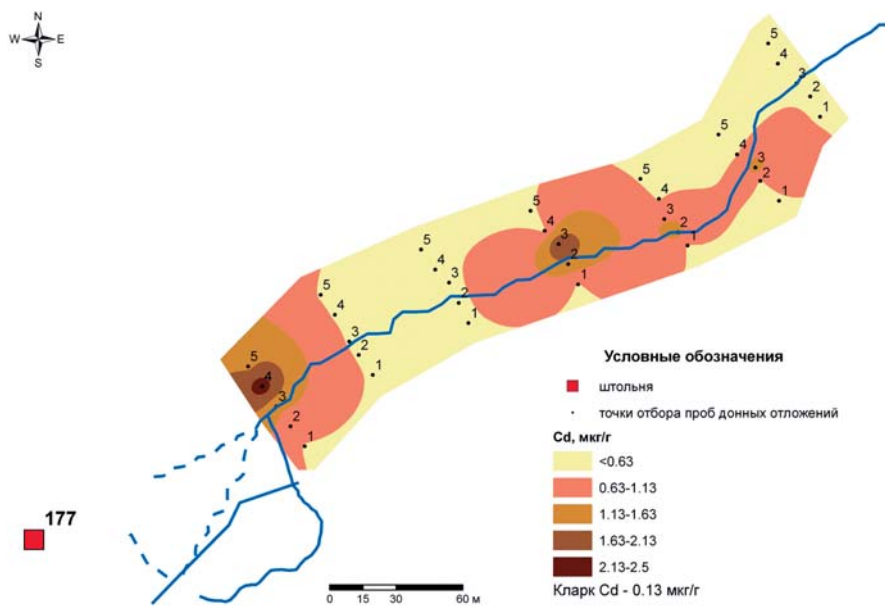
а)



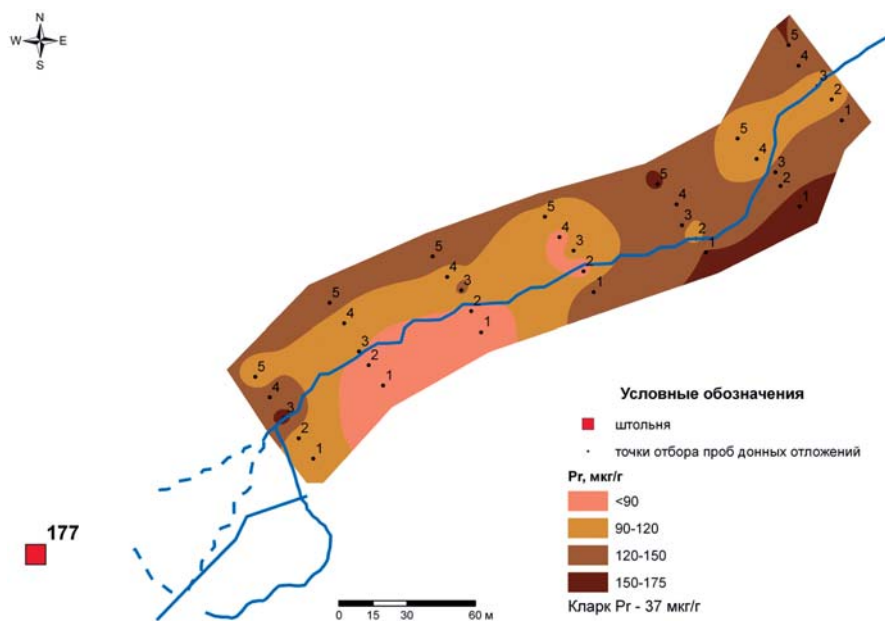
б)



в)



г)



д)

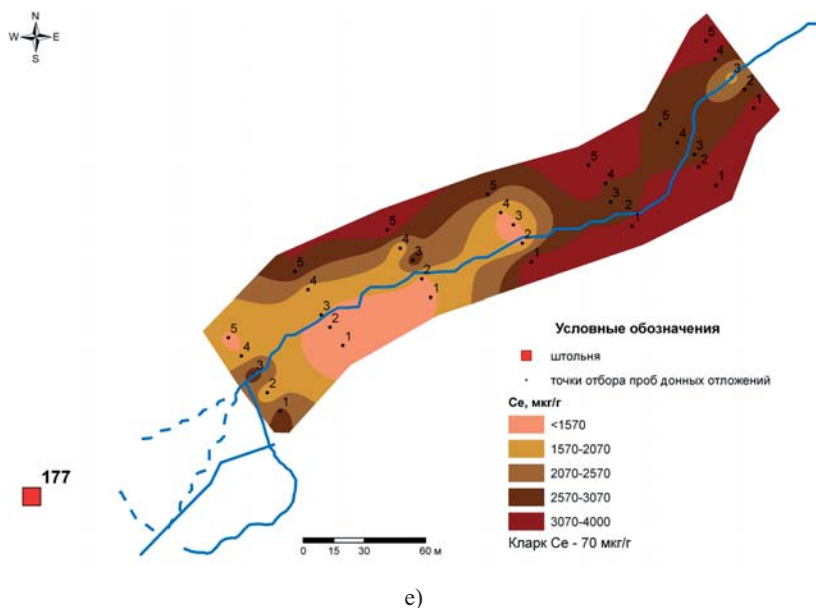


Рисунок 6. Пространственная схема распределения некоторых элементов в почве на припортальном участке штольни №177:

а) бериллий, б) уран, в) иттрий, г) кадмий, д) празеодим, е) церий

В почве данной штольни также выявлены элементы подгруппы лантана, но в воде водотока они не обнаружены. Это говорит о том, что высокие концентрации данных элементов являются не следствием их выноса штольневými водами, а обусловлены геохимической особенностью исследуемой территории. Данный факт подтверждается и пространственным распределением выявленных элементов, максимальные содержания изученных элементов не находятся в русле водотока (рисунок 7).

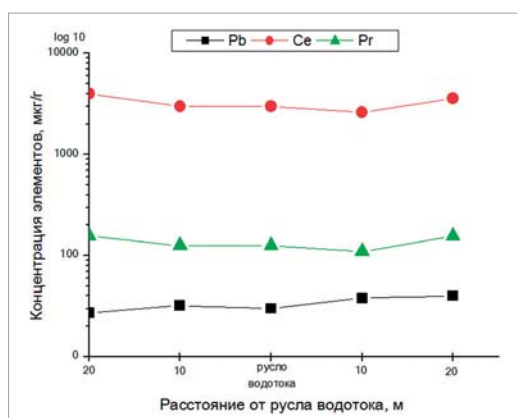


Рисунок 7. Типичное распределение элементов в выщелатах почвы штольни №177 по профилю отбора проб

ВЫВОДЫ

Приведенные выше экспериментальные данные позволяют рассматривать экологическую обстановку на СИП, в частности на площадке Дегелен, как сложную систему радиационных и "нерадиационных" факторов. Основными выводами данной работы можно считать следующее:

1. Для всех исследованных штольневых вод характерны повышенные концентрации урана, бериллия и молибдена, при этом уровень молибдена в воде некоторых штолен (штольня №104) превышает его характерное содержание в воде для данного климата до 800 раз;
2. Вода штольни №504 является абсолютно уникальной по своему элементному составу, в частности, по содержанию элементов подгруппы лантана (сумма РЗЭ ~ 4 мг/л), а также по содержанию алюминия, марганца, цинка, концентрации которых сравнимы с концентрациями макрокомпонентов;
3. Анализ результатов по содержанию сравнимых по радиотоксичности α -нуклидов естественного изотопа ^{238}U и изотопов плутония $^{239+240}\text{Pu}$ показали большую значимость естественного урана для исследованных вод с точки зрения радиационной опасности и потенциальных дозовых нагрузок. В связи с чем, необходимо учитывать данный фактор при оценке радиационной опасности объектов СИП;
4. Повышенные концентрации РЗМ в почве на приустьевой площадке штольни №504 в большей степени связаны с выносом ТМ с водами водотока данной штольни. Почва штольни №177 также имеет повышенные содержания РЗМ, но причиной этого являются геохимические особенности данной территории.

Авторы статьи выражают благодарность всем сотрудникам Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК за оказанную помощь в организации полевых работ и обработке полученных данных.

ЛИТЕРАТУРА

1. Актуальные вопросы радиозащиты Казахстана [Сборник трудов Института радиационной безопасности и экологии за 2007 – 2009гг.] / под рук. Лукашенко С.Н. – Вып. 2. – Павлодар: Дом печати, 2010. – 527с.: ил.- Библиогр.: С.518. - ISBN 978-601-7112-32-5.
2. Шварцев С.Л. Гидрогеохимия зоны гипергенеза / С.Л. Шварцев. - М.: НЕДРА, 1998.
3. СанПиН 2.1.4.1074-01.
4. Isotopic Compositions of the Elements 1989, Pure Appl., Chem. - Vol.63. - No.7
5. Виноградов А.П. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры / А.П. Виноградов // Геохимия. – 1962. - №7.
6. Шоу Д.М. Геохимия микроэлементов кристаллических пород / Д.М. Шоу. - Л: НЕДРА, 1969.

7. Беус А.А. Геохимия окружающей среды /А.А. Беус, Л.И. Грабовская, Н.В. Тихонова // Геохимия. - М.: НЕДРА, 1976.
8. Войткевич Г.В. Справочник по геохимии / Г.В. Войткевич, А.В. Кокин, А.Е. Мирошников, В.Г. Прохоров. - М.: НЕДРА, 1990.
9. Энерглин У. Аналитическая геохимия / У. Энерглин, Л. Брили. - Л.: НЕДРА, 1975.

ДЕГЕЛЕҢ АЛАҒЫНЫҢ ПОРТАЛАЛДЫ ТЕЛІМДЕРІНДЕ АУЫР МЕТАЛЛДАРМЕН ЛАСТАНУДЫҢ ҚАЛЫПТАСУ ФАКТОРЫ

Лукашенко С.Н., Амиров А.А.

***ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Қазақстан, Курчатов қ.***

Бұл мақалада, Дегелең алаңының штольнясынан шыққан ағын сулардың суында және топырақта ауыр металлдардың орын алған құрамы жайлы деректер келтірілген. Химиялық 45 элементтің құрамы зерттелді. Зерттеулердің деректерге сәйкес, аталған климаттық белдеу үшін табиғи судағы орташа мәніне қатыстылығы бойынша, судағы бірқатар элементтердің құрамы ауытқымалы жоғары екені анықталды. №504 штольняның суында сирек кездесетін элементтер мен 8 ағын судың суында молибден, бериллий, уранның шоғырлануының ауытқымалы жоғарылауы орын алған, топырақтағы ауыр металлдардың кеңістіктік сипаты анықталды. Порталалды телімдердің топырағының ластануының негізгі факторы, штольня суларымен ауыр металлдардың шығуына байланысты деген тұжырым жасалды. Сонымен қатар, радиациялық қатер факторы ретінде, судағы табиғи уранның құрамын тұрақты түрде бақылау қажеттілігі байқалды.

Түйін сөздер: уран, ауыр металлдар, штольня, портал, су, кларк, лантаноидтар, ластану, ағын су, ССП.

FACTORS FOR FORMATION OF CONTAMINATION AT NEAR-PORTAL AREAS OF DEGELEN SITE WITH HEAVY METALS

S. N. Lukashenko, A. A. Amirov

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

The paper presents data on heavy metals in water and soil of watercourses of Degelen site. The content of 45 chemical elements has been studied. The studies found abnormally high levels of some elements in water, relative to their average value in natural water for this climatic zone. Abnormal excess concentration is the case for molybdenum, beryllium, uranium in water of 8 watercourses and rare earth elements in the water in the tunnel #504, there were identified the spatial characteristics of heavy metals in soils. A conclusion has been made on that the main factor for soil contamination at near-portal area is associated with the removal of heavy metals with tunnel waters. Also the paper notes the need for continuous monitoring of the content of natural uranium in water as a factor of radiation risk.

Key words: uranium, heavy metals, tunnel, portal, water, clark, lanthanides, contamination, watercourse, STS.

**РАЗДЕЛ: ОБЩИЕ ВОПРОСЫ
ОБЕСПЕЧЕНИЯ РАДИАЦИОННОЙ
БЕЗОПАСНОСТИ**

УДК 577.4:504.064:614.876:539.16

**ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ АВАРИИ НА АЭС "ФУКУСИМА-1"
НА РАДИАЦИОННУЮ СИТУАЦИЮ В РЕСПУБЛИКЕ КАЗАХСТАН**

¹Лукашенко С.Н., ¹Айдарханов А.О., ¹Тимонова Л.В., ²Силачев И.Ю.,
²Мильц О.С., ³Рсымбетова Р.С.

¹*Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан*

²*Институт ядерной физики НЯЦ РК, Алматы, Казахстан*

³*Мангистауский областной центр санитарно-эпидемиологической экспертизы,
Актау, Казахстан*

В данной статье представлены результаты мониторинга воздушной среды на территории Республики Казахстан. Аварийная ситуация на АЭС «Фукусима-1» привела к радиоактивному загрязнению водной и воздушной среды техногенными радионуклидами. Радиоактивному загрязнению подверглись территории Японии и сопредельных с ней государств, а также территории государств, расположенных на значительном удалении. Специалистами Национального ядерного центра Республики Казахстан (НЯЦ РК) проведена оценка влияния последствий аварии на радиационную ситуацию в РК. Зафиксировано присутствие техногенных радионуклидов в воздушной среде РК в количествах, не превышающих значения, установленных Нормами радиационной безопасности РК (НРБ-99).

Ключевые слова: Радиационный мониторинг, гамма-спектрометрические измерения, техногенные радионуклиды ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs , пробоотборники атмосферного воздуха, коллективная доза.

ВВЕДЕНИЕ

11 марта 2011 г., в результате разрушительного землетрясения и последовавшего за ним цунами, произошла авария на АЭС «Фукусима-1» в Японии. В течение трёх дней произошла утечка радиации из 4 энергоблоков. Эти события привели к выбросу огромного количества радиоактивных веществ в окружающую среду. Радиоактивному загрязнению подверглась водная и воздушная среда территории Японии и других государств [1, 2].

Для оценки влияния последствий от аварии на территорию Республики Казахстан специалистами НЯЦ РК с 15 марта 2011 г. был организован радиационный мониторинг окружающей среды, который включал в себя отбор проб аэрозолей и их лабораторный анализ на определение концентрации техногенных радионуклидов.

Посты наблюдений были организованы на базе Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК в г. Курчатове, Института ядерной физики в г. Алматы, Мангистауского областного центра санитарно-эпидемиологической экспертизы в г. Актау. Также при мониторинге использовались данные, полученные с постов, расположенных в 120 км к юго-западу от г. Курчатова, на территории флюоритового месторождения "Караджал" и испытательной площадки «Дегелен» (рисунок 1).



Рисунок 1. Схема расположения постов мониторинга

1. ТЕХНИКА ПРОВЕДЕНИЯ ЭКСПЕРИМЕНТА

Отбор проб аэрозолей для определения степени загрязнения атмосферного воздуха техногенными радионуклидами проводился аспирационным методом с учетом основных принципов отбора проб радиоактивных веществ из воздуха [3]. Суть метода заключается в прокачке определенного объема воздуха через фильтр, после чего проводится лабораторный анализ фильтра на содержание радионуклидов в соответствии с методиками. Необходимый объем прокачиваемого воздуха рассчитывался, исходя из технических характеристик спектрометрической аппаратуры, используемой при проведении лабораторных измерений, и учета нормативных уровней по определяемым радионуклидам.

Исходя из технических характеристик спектрометрического оборудования, было определено, что объем прокачиваемого воздуха одной пробы должен составлять $n \cdot 10^3 \text{ м}^3$.

Гамма-спектрометрические измерения подготовленных образцов внешней среды проводились в соответствии с методикой выполнения измерений на гамма-спектрометре МИ 2143-91 РК [4]. Время измерения образца составляло не менее 8 ч.

В качестве фильтра для отбора проб аэрозолей во всех точках использовалась синтетическая фильтрующая перхлорвиниловая ткань Петрянова (ФПП-15-1,5) толщиной 0,2 мм. Материал ткани Петрянова – это слой ультратонких волокон со средним размером 1,5 мкм, нанесенных на марлевую подложку. Коэффициент проскока по масляному туману равен 0,1.

1.1 Отбор проб аэрозолей

Город Курчатов

В качестве пробоотборного устройства аэрозолей применялась установка “ЭПРАМ–01–СОЛО”. Установка представляет собой автоматический стационарный прибор для отбора проб воздуха с повышенной загрязнённостью газо-аэрозольными смесями вредных веществ. Объем прокачиваемого воздуха – 2000 л/мин, основная относительная погрешность объемного расхода воздуха $\pm 5\%$, площадь фильтра 4400 см². Скорость фильтрации составляла 4,6 м/с.

Смена фильтров проводилась ежесуточно, объем каждой отобранной пробы составлял порядка 2800 м³.

Город Алматы

Отбор проб аэрозолей проводили на территории Института ядерной физики НЯЦ РК. В качестве пробоотборного устройства использовалась стационарная установка, разработанная сотрудниками института. Производительность данной установки – 70 м³/ч. Отбор проб аэрозолей осуществлялся на фильтр площадью 225 см². Скорость фильтрации составляла 3100 м/с.

Продолжительность отбора одной пробы – 24 ч, объем прокачанного воздуха – 1700 м³.

Город Актау

В городе Актау отбор проб аэрозолей производили с помощью установки “ЭПРАМ–01–СОЛО”. Пробоотборник работал только в дневное (рабочее) время, т. е. не более 8 ч в сутки. Первая проба аэрозолей в городе Актау отбиралась в течение 42 дней. Общий объем прокачанного воздуха составил порядка 22500 м³. Вторая проба отбиралась в течение 10 дней, объем которой составил 7900 м³.

Территория флюоритового месторождения Караджал

Устройством для отбора проб аэрозолей на территории флюоритового месторождения Караджал служила установка АКЛ-4 производительностью 346 м³/ч. Установка работала в непрерывном режиме в течение 15 дней. Площадь фильтра составила 1660 см². Скорость фильтрации данной установки – 34 м/с.

Объем прокачанного воздуха на пробу составил 130000 м³.

Испытательная площадка «Дегелен»

На испытательной площадке «Дегелен» использовали установку «Тайфун-4» производительностью 650 м³/ч. Установка работала в рабочее время порядка 8–10 часов в сутки. Общее время отбора пробы – 27 часов. Скорость фильтрации 0,5 м/с.

Объем прокачанного воздуха составил 16000 м³.

1.2. Гамма-спектрометрический анализ

Подготовка проб аэрозолей к гамма-спектрометрическому анализу заключалась в прессовке фильтра, через который был прокачан определенный объем воздуха, в специальном прессующем устройстве. Диаметр цилиндра не превышал диаметр детектора, на котором проводились измерения содержания техногенных радионуклидов.

Подготовленные фильтры измеряли на гамма-спектрометрах фирмы «ORTEC», имеющих следующую типичную конфигурацию:

- коаксиальный полупроводниковый детектор «ORTEC» с бериллиевым окошком GMX20-P4 с разрешением по линии 1,33 МэВ ^{60}Co – 1,9 кэВ, на основе кристалла из сверхчистого германия с криостатом CFG-PV4, Дьюаром DRW-30;
- цифровой многоканальный анализатор DSPEC-jr-2.0-NEGGE с высоковольтным источником питания NEGGE;
- устройство ввода-вывода ПК с программным обеспечением «MAESTRO-32»;
- защитный свинцовый домик.

Качественный анализ гамма-спектра исследуемого образца проводился при помощи программного пакета «MAESTRO-32», количественный анализ идентифицированных радионуклидов осуществляется при помощи программы "AnalGamma".

2. РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТ

2.1. Мониторинг в г. Курчатове

Результаты лабораторных исследований в графическом виде представлены на рисунках 2 и 3.

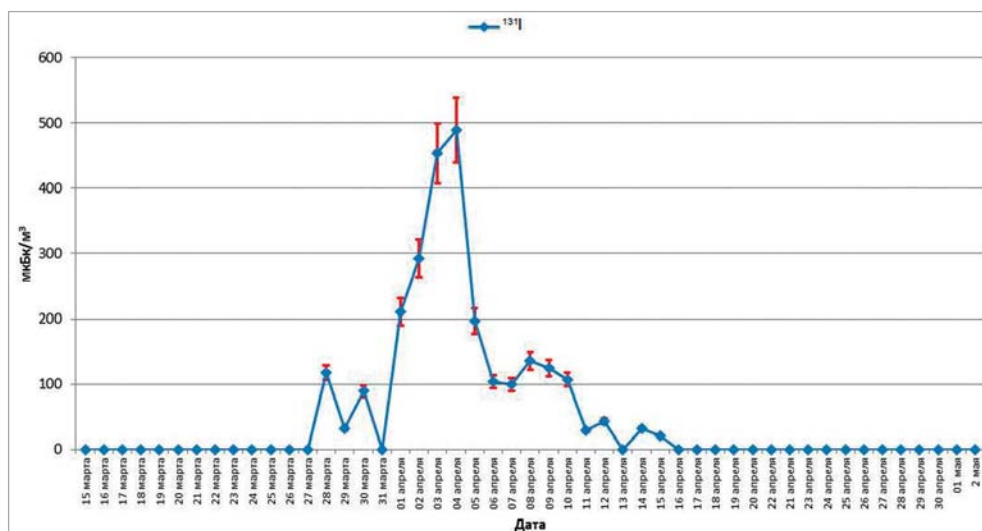


Рисунок 2. Характер распределения ^{131}I в воздухе г. Курчатова

По данным, представленным на рисунке 2, видно, что первое появление ^{131}I отмечается с 28 марта. Максимальная концентрация отмечена 4 апреля (500 мкБк/м³).

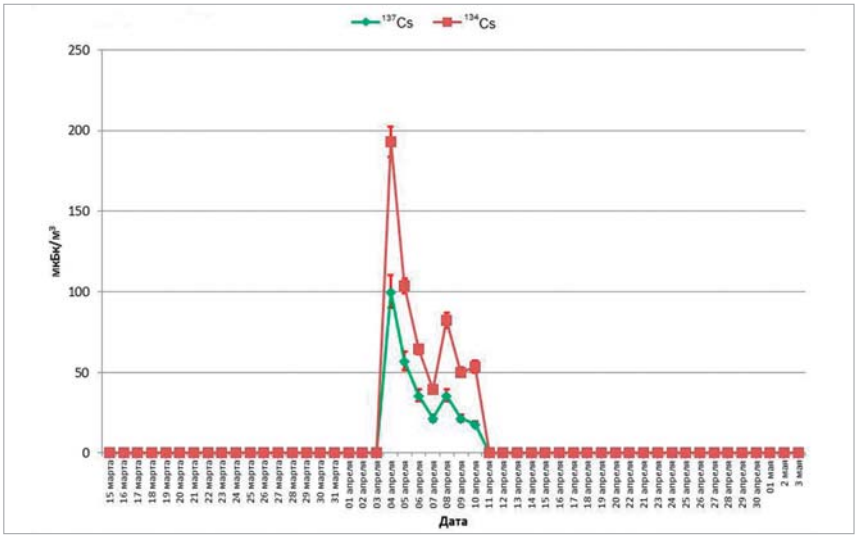


Рисунок 3. Характер распределения ^{134}Cs и ^{137}Cs в воздухе г. Курчатова

Несколько иная картина наблюдается с радионуклидами техногенного происхождения ^{134}Cs и ^{137}Cs . Их максимальная концентрация была зафиксирована в первый день появления – 4 апреля (30-50 мкБк/м³).

2.2. Мониторинг в г. Алматы

Аналогичные данные получены и в результате мониторинговых наблюдений в г. Алматы, проведенных специалистами ИЯФ НЯЦ РК.

Результаты воздушного мониторинга в г. Алматы представлены на рисунках 4 и 5.

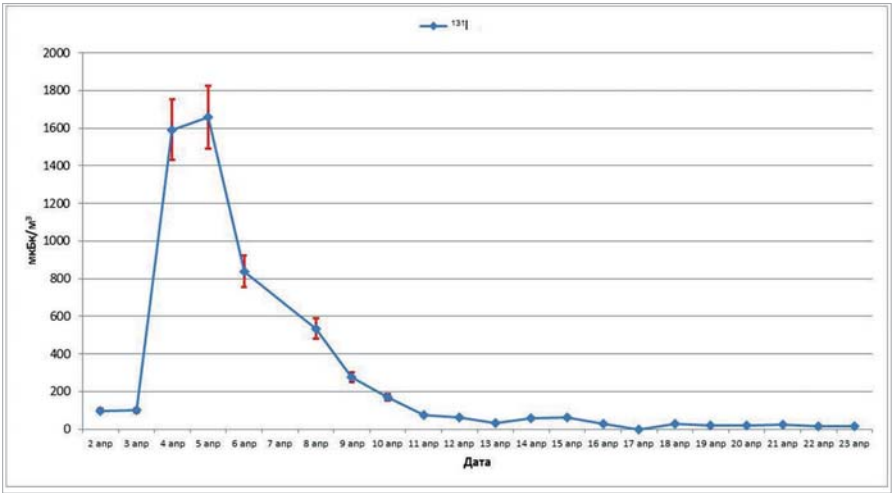


Рисунок 4. Характер распределения ^{131}I в воздухе г. Алматы

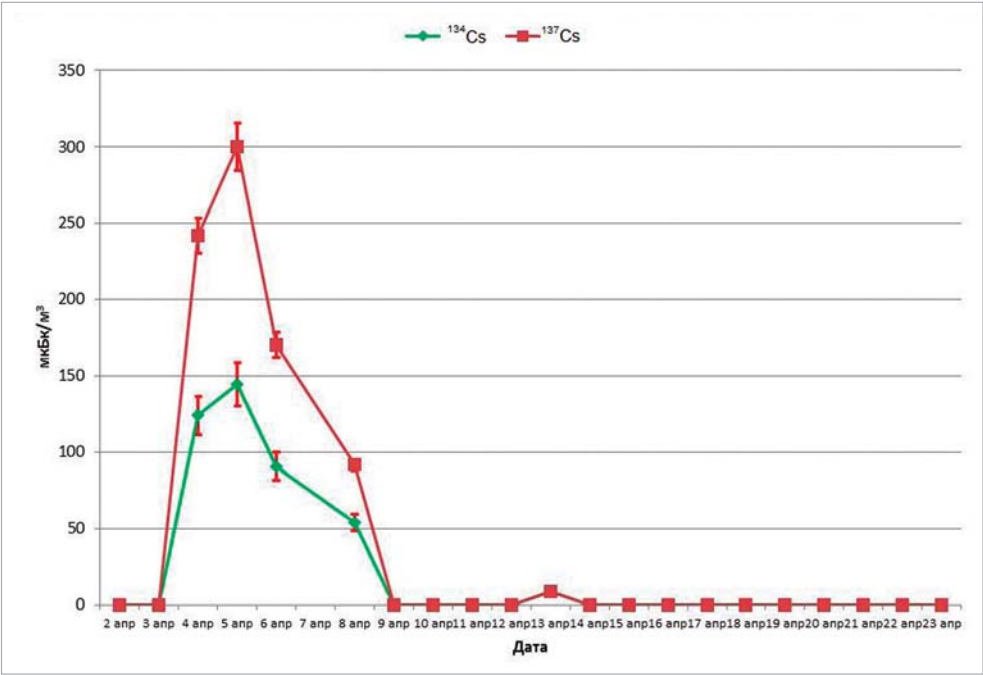


Рисунок 5. Характер распределения ^{134}Cs и ^{137}Cs в воздухе г. Алматы

2.3. Мониторинг в г. Актау

Также радионуклиды ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs обнаружены в воздухе г. Актау. Результаты лабораторных исследований представлены в таблице 1.

Таблица 1.

Результаты лабораторных исследований аэрозолей г. Актау

Дата отбора	^{131}I , мкБк/м³	^{134}Cs , мкБк/м³	^{137}Cs , мкБк/м³
16.02.11 - 29.03.11	$2,0 \pm 0,2$	< 20	3,0
30.03.11 - 08.04.11	$50,0 \pm 0,5$	100 ± 10	100 ± 10

2.4. Мониторинг на месторождении Караджал и площадке Дегелен

Наличие техногенных радионуклидов зафиксировано также на расстоянии 120 км от г. Курчатова на территории флюоритового месторождения Караджал и на испытательной площадке «Дегелен». Здесь были обнаружены радионуклиды ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs .

Результаты лабораторных исследований представлены в таблице 2.

Таблица 2.

Результаты лабораторных исследований аэрозолей м. Караджал и пл. Дегелен

Точка и дата отбора	^{131}I , мкБк/м ³	^{134}Cs , мкБк/м ³	^{137}Cs , мкБк/м ³
Испытательная площадка «Дегелен», 11.04.11	$50,0 \pm 5$	$30,0 \pm 3$	$50,0 \pm 5$
Месторождение Караджал, 01.04.11-15.04.11	$1,0 \pm 0,1$	$< 0,8$	$2,0 \pm 0,2$

3. ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Проведенным мониторингом воздушной среды было установлено, что присутствие техногенных радионуклидов ^{131}I , ^{134}Cs , ^{137}Cs отмечается данными различных лабораторий повсеместно на территории РК в период с 28 марта по 14 апреля.

Максимальные концентрации техногенных радионуклидов, зафиксированных в воздушном бассейне различных регионов Республики Казахстан, представлены в таблице 3.

Таблица 3.

Максимальные концентрации техногенных радионуклидов в воздухе РК

Точка отбора	^{131}I , мкБк/м ³	^{134}Cs , мкБк/м ³	^{137}Cs , мкБк/м ³
г. Курчатов	500 ± 5	190 ± 20	90 ± 8
г. Алматы	1700 ± 100	140 ± 15	300 ± 15
г. Актау	50 ± 5	100 ± 10	90 ± 9
ДОН _{нас} , мкБк/м ³ (НРБ-99)	7300000	19000000	27000000

Для подтверждения предположения о том, что появление техногенных радионуклидов в воздушной среде напрямую связано с аварией на АЭС «Фукусима-1», был проведен анализ изотопных соотношений $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$. В случае одного источника поступления данных радионуклидов в воздушный бассейн соотношения указанных изотопов должны сохраняться. Данные по Соединенным Штатам Америки были взяты с [5] (таблица 4).

Таблица 4.

Соотношения изотопов $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$

№	США	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$	Республика Казахстан	$^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$
1	Dutch Harbor	0,87	г. Актау	0,90
2	Juneau	0,84	г. Курчатов	0,7
3	Nome	0,88	г. Алматы	1,2
4	Anaheim	0,82		
5	San Bernardino	0,70		
6	Kauai	0,81		
7	Oahu	0,91		
	Среднее по США	0,83	Среднее по РК	0,92

О «Фукусимском» происхождении радионуклидов ^{134}Cs , ^{137}Cs говорит тот факт, что отношение $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ во всех зарегистрированных случаях равно $\approx 0,88$.

Принимая во внимание то, что первое появление ^{131}I в воздушном бассейне Республики Казахстан отмечено 28 марта 2011 г., а поступление техногенных радионуклидов ^{134}Cs , ^{137}Cs зафиксировано 04 апреля 2011 г., можно сделать предположение о том, что имеют место как минимум 2 процесса поступления данных радионуклидов. Вероятно, поступление ^{131}I связано с первыми выбросами паровоздушной смеси. Источниками ^{134}Cs , ^{137}Cs являются последующие взрывы на АЭС, когда произошло плавление топливных стержней.

Для оценки возможного ущерба здоровью населения Республики Казахстан была определена коллективная доза от воздействия техногенных радионуклидов. Согласно НРБ-99, облучение в коллективной эффективной дозе в 1 чел.-Зв приводит к потенциальному ущербу, равному потере 1 чел.-года жизни населения. Величина денежного эквивалента потери 1 чел.-года жизни населения устанавливается методическими указаниями в размере не менее 1 годового душевого национального дохода. Средний душевой национальный доход был принят за 265,4 доллара США/месяц (около 39 000 тенге/месяц) на 1 гражданина РК [6].

Расчет производился исходя из 15 000 000 человек населения Республики Казахстан. Считалось, что поступление радионуклидов в организм происходило через органы дыхания на протяжении суток непрерывно. Значения дозовых коэффициентов, пределов годового поступления с воздухом и пищей, допустимой объемной активности во вдыхаемом воздухе были взяты из приложения П-2 НРБ-99.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Достоверно установлено, что авария на АЭС «Фукусима-1» оказала определенное влияние на уровень радионуклидного загрязнения воздушного бассейна Республики Казахстан. При этом максимальные значения по ^{131}I в 14 500 раз ниже уровня допустимой объемной активности в воздухе для населения, которая составляет, согласно НРБ-99, 7,3 Бк/м³.

Полученные значения по ^{134}Cs в 210 000 раз, по ^{137}Cs в 300 000 раз ниже допустимой объемной активности в воздухе для населения, которая составляет, согласно НРБ-99, $1,9 \cdot 10^1$ и $2,7 \cdot 10^1$ Бк/м³ соответственно.

Значение коллективной дозы для населения Республики Казахстан не превысило $1,5 \cdot 10^{-2}$ чел.-Зв. Таким образом, денежный ущерб от аварии на «Фукусима-1» составил 48 долларов США.

ЛИТЕРАТУРА

1. www.kp.ru/daily/25651/815413/
2. Авария_на_АЭС_Фукусима. <http://ru.wikipedia.org/wiki>
3. Основные принципы отбора проб радиоактивных веществ из воздуха: ISO 2889-75

4. Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма - спектрометре: МИ 2143-91. - Введ. 1998-06-02. - Рег. № 5.06.001.98. – М.: НПО ВНИИФТРИ, 1991. - 17 с.
5. <http://eurdepweb.jrc.ec.europa.eu/>
6. <http://www.undp.kz/pages/30.jsp>

«ФУКУСИМА-1» АЭС АПАТТЫҢ ҚАЗАҚСТАН РЕСПУБЛИКАСЫНДАҒЫ РАДИАЦИЯЛЫҚ ХАЛ-АХУАЛЫНА ӘСЕРІН БАҒАЛАУ

¹Лукашенко С.Н., ¹Айдарханов А.О., ¹Тимонова Л.В.,
²Силачев И.Ю., ²Мильц О.С., ³Рсымбетова Р.С.

¹ҚР ҰАО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты

²ҚР ҰАО Ядролық физика институты

³Санитарлық-эпидемиологиялық сараптамалаудың
 Маңғыстаулық облыстық орталығы

Бұл мақалада, Қазақстан Республикасының аумағындағы ауа ортасын мониторингілеу нәтижесі келтірілген. «Фукусима-1» АЭС апаттық жағдай ауа және су ортасының техногенді радионуклидтермен радиоактивті ластануына алып келді. Жапония аумағы және едәуір арақашықтықта орналасқан, оған көршілес мемлекеттердің аумағы радиоактивті ластануға ұшырады. Қазақстан Республикасының Ұлттық Ядролық Орталығының мамандары ҚР радиациялық хал-ахуалына апаттың әсер ету салдарын бағалау жұмыстарын жүргізді. ҚР ауа ортасында техногенді радионуклидтердің орын алғаны анықталды, алайда оның мөлшері ҚР Радиациялық қауіпсіздік нормаларымен бекітілген мәннен аспайды (РҚН-99).

Түйін сөздер: Радиациялық мониторинг, гамма-спектрометриялық өлшеулер, ¹³¹I, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs техногенді радионуклидтері, атмосфералық ауаның сынамаалғыштары, ұжымдық доза.

ASSESSMENT MODELLING OF THE FUKUSHIMA IMPACT ON THE RADIATION SITUATION IN THE REPUBLIC OF KAZAKHSTAN

¹S.N. Lukashenko, ¹A.O. Aidarkhanov, ¹L.V. Timonova,
²I.Yu. Silachyov, ²O.S. Milts, ³R.S. Rsymbetova

¹Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

²Institute of Nuclear Physics NNC RK, Almaty, Kazakhstan

³Mangystau regional centre for sanitary-epidemiological expertise, Aktau, Kazakhstan

This paper presents the results of air monitoring in the Republic of Kazakhstan. A contingency at the NPP «Fukushima-1» resulted in radioactive contamination of water and air with artificial radionuclides. Radioactive contamination has been observed in Japan and neighbouring states and territories located at a considerable distance. Specialists of the National Nuclear Centre of Kazakhstan have assessed the impact of the last accident on radiation situation in Kazakhstan. The concentrations of artificial radionuclides found in the air of Kazakhstan did not exceed those established by the Radiation Safety Standards of Kazakhstan (NRB-99).

Keywords: Radiation monitoring, gamma-spectrometric measurements, radionuclides ¹³¹I, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, air samplers, collective dose.

УДК 504.75.05:615.849:539.16

РАЗРАБОТКА МЕТОДИКИ ПРЯМОГО ОПРЕДЕЛЕНИЯ АКТИВНОСТИ ^{210}Pb И ^{214}Bi В ТЕЛЕ ЧЕЛОВЕКА**Жадыранова А.А., Каширский В.В., Шатров А.Н.*****Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан***

В данной статье представлена разработка методики прямого определения активности инкорпорированных радионуклидов ^{210}Pb и ^{214}Bi в теле человека. В качестве объекта измерения выбран коленный сустав, который вместе с бедренной костью аппроксимируется как цилиндр. Для расчета эффективности регистрации в данной геометрии разработан математический алгоритм. Предел обнаружения для ^{210}Pb составил 120 Бк, для ^{214}Bi – 270 Бк.

Ключевые слова: естественные радионуклиды, счётчик излучения человека, внутреннее облучение, распределение радионуклидов в организме, ^{214}Bi , ^{210}Pb , минимально детектируемая активность.

ВВЕДЕНИЕ

Присутствие радионуклидов (^{210}Pb , ^{214}Bi , ^{222}Rn , ^{226}Ra) в окружающей среде, их миграция по пищевым цепям приводит к их поступлению в организм человека и последующему внутреннему облучению всех его органов и тканей. Согласно Правилам контроля и учета доз граждан Казахстана, необходимо оценивать дозовые нагрузки на человека, что можно осуществить двумя методами: прямым и косвенным.

Прямой метод – измерение скорости счета излучения в отдельно взятом органе или теле в целом, заключающийся в детектировании гамма-излучения, испускаемого инкорпорированными радионуклидами, с помощью спектрометра излучения человека (СИЧ) [1].

Спектрометрия излучения человека позволяет обнаружить наличие в организме как естественных радионуклидов (^{226}Ra , ^{232}Th , $^{210,212}\text{Pb}$, $^{212,214}\text{Bi}$, ^{40}K , $^{235,238}\text{U}$), так и γ -излучающих радионуклидов техногенного происхождения (^{60}Co , $^{134,137}\text{Cs}$, ^{241}Am).

Радиоактивные изотопы ^{210}Pb и ^{214}Bi являются членами естественного ряда ^{238}U . Основные пути поступления в организм человека – через желудочно-кишечный тракт по цепочке питания и через дыхательные пути за счет вдыхания ^{222}Rn . По литературным данным, среднее содержание ^{226}Ra в организме человека колеблется в пределах от одного до десятков Бк на тело [2–8]. В соответствии с законом радиоактивного равновесия все радионуклиды в цепочке распада ^{226}Ra , находясь в замкнутой системе, имеют одинаковую активность. Т.е. минимальная активность ^{214}Bi и ^{210}Pb в теле человека будет тоже в пределах от одного до десятков Бк для каждого радионуклида. Однако такой уровень исследуемых радионуклидов обусловлен только попаданием ^{226}Ra в организм. Реально уровень исследуемых радионуклидов в организме человека будет гораздо выше из-за вдыхания радона [9–12].

Согласно биокинетическим моделям, изотопы свинца и висмута из легких и желудочно-кишечного тракта человека достаточно быстро переходят в костные ткани. Отношение активности изотопов свинца и висмута в костных тканях к их активности в мягких тканях равно 10. Таким образом, измерение активности ^{210}Pb и ^{214}Bi наиболее приемлемо в частях скелета с дальнейшим пересчетом на все тело.

1. ЛИТЕРАТУРНЫЙ ОБЗОР

На данный момент в Казахстане отсутствуют принятые методики определения ^{210}Pb и ^{214}Bi в теле человека с использованием СИЧ, как следствие, ни одна организация подобными измерениями не занимается.

Для выбора основных элементов методики относительно характера радионуклидов и их распределения в организме человека проведён литературный обзор. В работе [13] приведены результаты измерения ^{210}Pb в скелете человека в низкофоновой камере. Согласно данным, приблизительно 2 % ^{210}Pb в скелете обусловлено ингаляцией радона, 86 % – приёмом пищи и приблизительно 12 % – прямой ингаляцией свинца из атмосферы. В источнике [14] описывается измерение ^{210}Pb в костных тканях с помощью сцинтилляционных детекторов на основе NaI (Tl). В качестве обследуемых выступали шахтеры уранового завода. Также известно об измерениях ^{210}Pb в черепной коробке. Измерения проводились в специальной низкофоновой камере на глубине 8 м под землей [15]. Из анализа данных литературных источников следует вывод, что наиболее перспективным органом для проведения измерений являются костные ткани.

Из работы [16], посвященной сезонному изменению ^{214}Bi в теле человека, можно сделать вывод, что радон достаточно быстро переходит в жировые ткани. В данной работе также показано, что радон не полностью выдыхается при ингаляции, ^{214}Bi обнаружен в тканях, богатых жирами, в первую очередь мозге и брюшной полости. В этой же работе приведены результаты измерения ^{214}Bi в телах мужчин и женщин. Результаты показали, что содержание ^{214}Bi в телах женщин выше, чем у мужчин. Последнее объясняют большим объемом жировых тканей у женщин, по сравнению с мужчинами. Следует вывод, что проведение измерений целесообразно и в жировых тканях.

Несмотря на многообразие работ, посвященных данной тематике, в найденных источниках не приводились конкретные описания методик проведения измерений.

2. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

2.1. Выбор основных элементов методики

В качестве объекта измерения была выбрана бедренная кость, т.к. она имеет наибольший объем и наименьшую толщину кожно-мышечной ткани (в месте коленного сустава). При измерении коленная чашечка рассматривалась как излучатель, состоящая между коленной чашечкой и костью не учитывалось.

Изотоп ^{214}Bi имеет три основных γ -линии: 609,3 кэВ, 1120 кэВ, и 1764 кэВ с квантовыми выходами 46,3 %, 15,1 % и 15,4 % соответственно. Для обработки выбирается линия 609,3 кэВ, т.к. ее квантовый выход в три раза больше выходов линий 1120 и

1764 кэВ. Значит, статистическая погрешность в пике полного поглощения 609,3 кэВ будет в три раза меньше относительно других линий излучения.

Изотоп ^{210}Pb определяется по единственной γ -линии 46,5 кэВ с квантовым выходом в 4 %.

Для измерения наиболее предпочтительным является соосное расположение бедренной кости и детектора. В этом случае значительно упрощается математическое моделирование эффективности регистрации. Расстояние между детектором и телом, с точки зрения его минимизации с одной стороны и безопасности проведения измерений с другой, было выбрано равным 10 мм. Дополнительная особенность состоит в том, что бедренная кость достаточно хорошо моделируется как цилиндр, геометрические размеры которого можно рассчитать с использованием медицинских справочников для каждого обследуемого индивидуально [19].

В качестве приемника гамма-излучения выбран полупроводниковый детектор, т.к. разрешение сцинтилляционных детекторов не позволяет разделять линии в мягкой области энергетического спектра. Геометрия измерения представлена на рисунке 1.

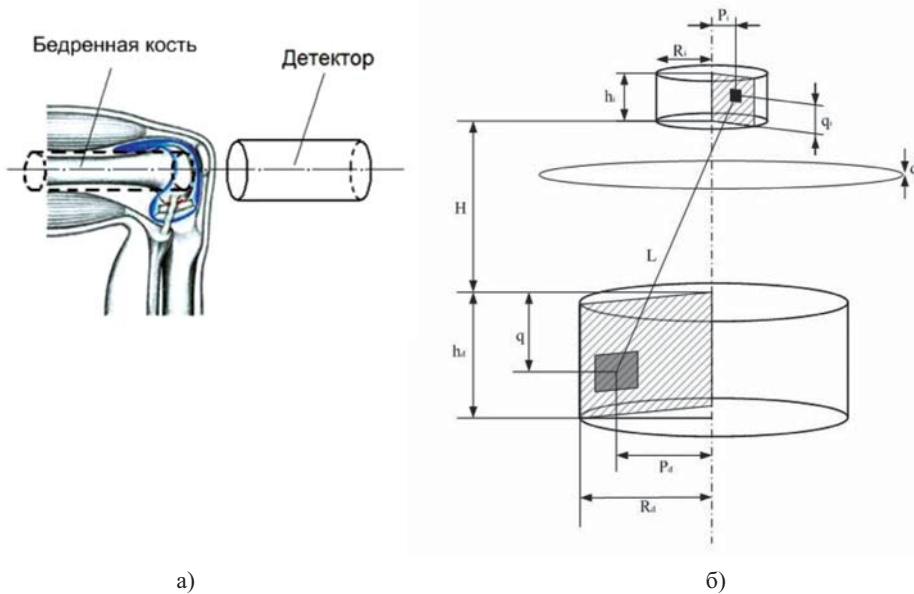


Рисунок 1. Схема предлагаемой геометрии измерений (а) и геометрическое расположение источник- детектор (б)

2.2. Разработка математического алгоритма калибровки по эффективности

Поскольку длина бедренной кости зависит от роста, возраста, массы и пола человека, трудно создать фантом, который бы имитировал бедренную кость человека с разными антропометрическими параметрами. Поэтому решено разработать математический алгоритм для расчета эффективности регистрации в зависимости от роста человека.

2.2.1. Расчёт математического алгоритма калибровки по эффективности

При расчете предположено, что детектор и источник имеют правильную цилиндрическую форму, находятся на одной оси, состоят из однородных материалов и расположены так, как показано на рисунке 1, где:

L - расстояние между элементарным объемом детектора и элементарным объемом источника;

H - расстояние между верхней плоскостью детектора и нижней плоскостью источника;

h_i - высота источника;

h_d - высота детектора;

q_i - расстояние между элементарным объемом источника и нижней плоскостью источника;

q_d - расстояние между элементарным объемом детектора и верхней плоскостью детектора;

P_i - расстояние между элементарным объемом источника и осью источника;

P_d - расстояние между элементарным объемом детектора и осью детектора;

R_i - радиус источника;

R_d - радиус детектора;

d - толщина окна детектора.

Для учета изменения эффективности регистрации нам необходимо знать, какое расстояние проходит гамма-квант в источнике, окне детектора и в теле детектора на пути от элементарного объема источника (точка вылета γ -кванта) до элементарного объема детектора (точка регистрации γ -кванта).

Эти расстояния будут равны:

путь, который проходит γ -квант в окне детектора L_0 , равен:

$$L_0 = \frac{d \times L}{H + q_i + q_d} \quad (1)$$

Путь γ -кванта в источнике L_i равен:

$$L_i = \frac{q_i \times L}{H + q_i + q_d} \quad (2)$$

Путь γ -кванта в детекторе L_d равен:

$$L_d = \frac{q_d \times L}{H + q_i + q_d} \quad (3)$$

Тогда ослабление γ -кванта на пути от элементарного объема источника до элементарного объема детектора будет равно:

$$D = \exp \left\{ - \frac{L \times (\mu_0 d + \mu_d q_d + \mu_i q_i)}{H + q_i + q_d} \right\}, \quad (4)$$

где: μ_0 – линейный коэффициент ослабления материала окна детектора;

μ_d – линейный коэффициент ослабления материала детектора;

μ_i – линейный коэффициент ослабления материала источника;

При переходе к массовым коэффициентам ослабления имеем:

$$D_m = \exp \left\{ - \frac{L \times (\overline{\mu_0} d \rho_0 + \overline{\mu_d} q_d \rho_d + \overline{\mu_i} q_i \rho_i)}{H + q_i + q_d} \right\}, \quad (5)$$

где: $\overline{\mu_0}$ – массовый коэффициент ослабления материала окна детектора;

ρ_0 – плотность материала окна детектора;

$\overline{\mu_d}$ – массовый коэффициент ослабления материала детектора;

ρ_d – плотность материала детектора;

$\overline{\mu_i}$ – массовый коэффициент ослабления материала источника;

ρ_i – плотность материала источника;

Тогда активность от элементарного объема источника, зарегистрированная в элементарном объеме детектора, будет равна:

$$dA_V = \frac{A_0 \times D_m \times L}{4\pi \times L^2 \times (H + q_i + q_d)} \times \rho_d \times \tau_d \times dq_i \times dq_d \times dp_i \times dp_d \times d\alpha \quad (6)$$

где: τ_d – сечение фотоионизации материала детектора.

Для того чтобы вычислить активность от полного объема источника, зарегистрированную в полном объеме детектора, необходимо проинтегрировать выражение (6).

$$A_V = \frac{A_0}{4\pi} \iiint \frac{D_m \times L}{L^2 \times (H + q_i + q_d)} \times \rho_d \times \tau_d \times dq_i \times dq_d \times dp_i \times dp_d \times d\alpha, \quad (7)$$

где: A_0 рассчитывается по формуле:

$$A_0 = \frac{N}{\varepsilon(E) \times I}, \quad (8)$$

где: N – зарегистрированная скорость счета;

I – относительная интенсивность линии;

$\varepsilon(E)$ – эффективность регистрации детектора, равная отношению зарегистрированного числа гамма-квантов к числу гамма-квантов, влетевших в объем детектора. Данная величина зависит только от энергии излучения, т. е. от сечения фотоэффекта материала детектора, в нашем случае, германия.

Запишем выражение (7) в виде

где: K – корректирующий фактор, зависящий от геометрических размеров и

$$A_v = \frac{N}{\varepsilon(E) \times I} \times K \quad (9)$$

плотности образца:

В выражении (9) изменение геометрии образца учитывает корректирующий

$$K = \frac{1}{4\pi} \iiint \frac{D_m \times L}{L^2 \times (H + q_i + q_d)} \times \rho_d \times \tau_d \times dq_i \times dq_d \times dp_i \times dp_d \times d\alpha \quad (10)$$

фактор K , поэтому нет необходимости калиброваться для каждой геометрии измерения по отдельности. Для расчета корректирующего фактора в программной среде DELPHI была написана вычислительная программа с использованием численных методов интегрирования.

2.2.2. Проверка математического алгоритма калибровки по эффективности

Для проверки выведенного математического алгоритма учета влияния геометрического фактора при измерении источников γ -излучения цилиндрической формы были подготовлены три цилиндрических образца с аттестованной активностью ^{214}Bi . Геометрические размеры источников, усредненные результаты измерений, а также их отклонение от аттестованного значения представлены в таблице 1.

Таблица 1.

Геометрические параметры образцов и результаты определения активности ^{214}Bi

№ образца	Масса, г	Диаметр, мм	Высота, мм	Средняя активность ^{214}Bi по трем параллельным измерениям, Бк/кг	Отклонение от аттестованного значения, %
1	127	75,2	20,5	$17,1 \pm 0,3$	0,6
2	79	61,4	19,1	$17,4 \pm 0,1$	2,4
3	22	31,9	20	$16,8 \pm 0,6$	- 1,2

На основе проведенных экспериментов можно сделать вывод, что разработанный математический алгоритм для расчета корректирующего фактора позволяет проводить измерения цилиндрических образцов вне зависимости от их геометрических размеров.

Изменение длины бедренной кости от роста человека будет влиять на результаты измерения. Поскольку прямое измерение длины бедренной кости человека весьма затруднительно, на основе источника [18] получены расчетные значения длины бедренной кости в зависимости от роста человека.

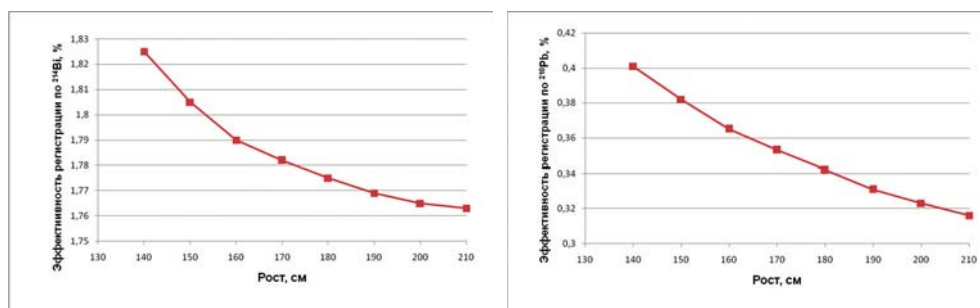
С помощью разработанного алгоритма было рассчитано изменение эффективности регистрации в зависимости от роста человека. Результаты расчетов приведены в таблице 2.

Таблица 2

**Расчетные значения эффективности регистрации по ^{214}Bi и ^{210}Pb
в зависимости от роста человека**

Рост человека, см	Длина бедренной кости, см	Эффективность регистрации, %	
		^{214}Bi	^{210}Pb
140	37,8	0,401	1,825
150	40,5	0,382	1,805
160	43,2	0,365	1,790
170	45,9	0,353	1,782
180	48,6	0,342	1,775
190	51,3	0,331	1,769
200	54,0	0,323	1,765
210	56,7	0,316	1,763

На рисунке 2 приведены графики полученных зависимостей.



а)

б)

Рисунок 2. График зависимости изменения эффективности регистрации по ^{210}Pb (а) и ^{214}Bi (б) от роста человека

Приведенные зависимости достаточно хорошо аппроксимируются полиномом второй степени для ^{214}Bi и полиномом третьей степени для ^{210}Pb :

$$\epsilon_{214\text{Bi}} = 0,84904 - 0,00455 \times H + 9,58 \cdot 10^{-6} \times H^2 \quad (11)$$

$$\epsilon_{210\text{Pb}} = 3,1985 - 0,02066 \times H + 1,01 \times 10^{-4} \times H^2 - 1,67 \times 10^{-7} \times H^3, \quad (12)$$

где H – рост человека.

Также проведена проверка правильности учета разницы плотностей и линейных коэффициентов ослабления калибровочного источника и костной ткани в мягко-энергетической области. В таблице 3 представлены массовые доли химических элементов входящих в состав песка и костной ткани бедренной кости, и соответствующие им линейные коэффициенты ослабления для линии 46,5 кэВ.

Таблица 3.

Линейные коэффициенты ослабления песка и костной ткани бедренной кости для линии гамма-излучения 46,5 кэВ

Вещество	Элемент	Процентное содержание	Линейный коэффициент ослабления μ_1 , см ⁻¹
Песок	Si	0,33	0,5476
	O	0,49	
	Al	0,071	
	Fe	0,037	
Костная ткань бедренной кости	H	0,05	0,4475
	O	0,45	
	Ca	0,26	

Как видно из табличных значений, разница между линейными коэффициентами μ_1 для двух веществ достигает 20 %. В расчетах, приводимых в данной работе, используется коэффициент линейного ослабления для песка, что по предварительной оценке должно привести к завышению результата измерения в пределах 10–15 %. Но в дальнейшем планируется введение поправочного коэффициента на данный эффект.

2.3. Определение фоновых характеристик и предела обнаружения

Для снижения фона в области регистрации ^{210}Pb и ^{214}Bi детектор был помещен в свинцовую защиту с толщиной стенок 8 см. Свинцовая защита уже содержит изотопы свинца, поэтому ее внутренняя поверхность была обложена листом кадмия, который является фильтром для мягкого гамма-излучения. Так как в стенах камеры присутствуют естественные радионуклиды, была проведена проверка защиты детектора расстоянием от стен камеры. Проверка осуществлялась в присутствии свинцовой защиты и без нее.

Результаты фоновой скорости счёта в окнах регистрации ^{210}Pb с кадмиевым фильтром и без него, значения фоновой скорости в окнах регистрации ^{210}Pb и ^{214}Bi в зависимости от расстояния до стен камеры приведены в таблице 4.

Таблица 4.

Фоновые скорости счёта ^{210}Pb и ^{214}Bi при разных условиях регистрации

Нуклид	Фон, имп/сек					
	С кадмием	Без кадмия	Расстояние детектор – стена камеры			
			70 см		180 см	
			С защитой	Без защиты	С защитой	Без защиты
^{210}Pb	0,012	0,018	0,012	0,044	0,012	0,028
^{214}Bi	-	-	0,370	0,622	0,356	0,518

Как видно из таблицы, наиболее оптимальным является случай сочетания свинцовой защиты с кадмиевым фильтром и удаление детектора от стен камеры.

Для выбора времени экспозиции была проведена серия расчетов МДА для различных времен экспозиций (таблица 5).

Из экспериментальных данных видно, что увеличение времени более чем на 3 часа не приносит значительного увеличения чувствительности. Поэтому наиболее оптимальное время экспозиции составляет 3 часа, что обусловлено необходимостью минимизировать статистическую погрешность с учетом возможности человека находиться неподвижно в одном положении.

Таблица 5.

Зависимость МДА от времени измерения

Время измерения, ч	МДА ^{210}Pb , Бк	МДА ^{214}Bi , Бк
1	260	610
2	185	430
3	140	330
4	130	305
5	120	270

Для определения фона СИЧ в окнах регистрации ^{210}Pb и ^{214}Bi была проведена серия измерений фантома бедренной кости человека, заполненного дистиллированной водой. Фон в области пика полного поглощения исследуемого радионуклида составляет: для ^{210}Pb – $0,012 \pm 0,002$ имп/с, для ^{214}Bi – $0,36 \pm 0,01$ имп/с. Для определения минимально детектируемой активности воспользуемся критерием 3σ :

$$MDA = 3 \cdot \frac{\sqrt{S_{\phi}}}{\varepsilon(E) \cdot I \cdot t}, \quad (13)$$

где: S_{ϕ} – полное число фоновых импульсов в окнах регистрации ^{214}Bi и ^{210}Pb ,
 t – время экспозиции,
 $\varepsilon(E)$ – эффективность регистрации детектора для основной линии излучения ^{214}Bi и ^{210}Pb ,
 I – квантовый выход основных линий излучения ^{214}Bi и ^{210}Pb .

При условиях – время набора спектра 180 мин, масса обследуемого 70 кг, предел обнаружения для ^{214}Bi составил 35 Бк/кг кости, для ^{210}Pb – 15 Бк/кг кости.

3. ОПИСАНИЕ МЕТОДИКИ ПРЯМОГО ОПРЕДЕЛЕНИЯ ^{210}Pb И ^{214}Bi

3.1. Общее описание методики

Согласно разработанной методике определения ^{210}Pb и ^{214}Bi в теле человека, процедура измерения выглядит следующим образом.

- Перед началом измерений пациент принимает душ, чтобы смыть с кожи ДПР радона, и переодевается в специальную одежду;
- Проводится измерение антропометрических параметров пациента: рост, средний диаметр дистальных частей плеча, предплечья, бедра и голени. Измерение среднего диаметра дистальных частей плеча, предплечья, бедра и

- голении проводится с использованием антропометрических точек, в соответствии с медицинскими правилами их измерения;
- Обследуемый пациент размещается в кресле в положении сидя. К согнутому коленному суставу подносится и фиксируется детектор. Расстояние детектор – коленный сустав 1 см;
 - После фиксации геометрии измерения запускается набор спектра. Время экспозиции 3 ч;
 - По результатам набора спектра рассчитываются активности ^{210}Pb и ^{214}Bi на все тело пациента и соответствующие им погрешности.

3.2. Аппаратурное обеспечение

Для проведения измерений используется следующая аппаратура:

- Полупроводниковый детектор BE3830 на основе высокочистого германия, производство Canberra. Энергетическое разрешение по линии 5,9 кэВ – 376 эВ, по линии 122 кэВ – 641 эВ, 1332 кэВ – 1694 эВ;
- Свинцовый коллиматор, обложенный изнутри листом кадмия толщиной 2 мм. Толщина стенок свинцового коллиматора 8 см;
- Многоканальный анализатор импульсов DSA2000 с числом каналов 1024;
- Толстотный циркуль, ростомер для измерения антропометрических параметров человека.

3.3. Расчет удельной активности и ее погрешности

После обработки и идентификации спектра проводится учет фона в площадях пиков полного поглощения основных линий ^{210}Pb и ^{214}Bi :

$$S = S_{\text{Полная}} - \frac{t}{t_{\Phi}} \cdot S_{\Phi}, \quad (14)$$

где: S – площади пиков полного поглощения основных линий излучения ^{210}Pb и ^{214}Bi за вычетом фона,

$S_{\text{Полная}}$ – полные площади пиков полного поглощения основных линий излучения ^{210}Pb и ^{214}Bi в спектре обследуемого человека,

t – время набора спектра.

Абсолютная погрешность величины S определяется выражением:

$$dS = \sqrt{\left(dS_{\text{Полная}}\right)^2 + \left(\frac{t}{t_{\Phi}}\right)^2 (dS_{\Phi})^2} \quad (15)$$

Здесь $dS_{\text{Полная}}$ и dS_{Φ} статистические погрешности площадей пиков полного поглощения и фона в окнах регистрации ^{210}Pb и ^{214}Bi в спектре исследуемого человека.

Удельные активности ^{210}Pb и ^{214}Bi в бедренной кости обследуемого пациента равны:

$$A_{^{214}\text{Bi}} = \frac{S}{(0,84904 - 0,00455 \times H + 9,58 \cdot 10^{-6} \times H^2) \cdot t \cdot I \cdot m_{\text{б.к.}}} \times K \quad (16)$$

$$A_{^{210}\text{Pb}} = \frac{S}{(3,1985 - 0,02066 \times H + 1,01 \times 10^{-4} \times H^2 - 1,67 \times 10^{-7} \times H^3) \cdot t \cdot I \cdot m_{\text{б.к.}}} \times K \quad (17)$$

где: $m_{\text{б.к.}}$ – расчетная масса бедренной кости пациента.

Погрешность удельной активности ^{210}Pb и ^{214}Bi без учёта погрешностей, обусловленных зависимостью длины бедренной кости от роста человека, отношением активности изотопов свинца и висмута в костных тканях к их активности в мягких тканях, при доверительной вероятности 95 %, равна:

$$dA_m = 2 \cdot \sqrt{\left(\frac{dS}{\varepsilon(E) \cdot t \cdot I \cdot m_{\text{б.к.}}} \right)^2 + \left(\frac{S \cdot d\varepsilon(E)}{\varepsilon(E)^2 \cdot t \cdot I \cdot m_{\text{б.к.}}} \right)^2} \quad (18)$$

Результат измерения записывается в виде: $A_m \pm dA_m$.

3.4. Расчёт активности на тело человека

По результатам измерения антропометрических параметров рассчитывается масса скелета пациента согласно выражению [21]:

m – масса скелета обследуемого,

$$m = 1.2 \times Q^2 \times H, \quad (19)$$

где: Q – средний диаметр дистальных частей плеча, предплечья, бедра и голени пациента,

H – рост пациента.

Если удельные активности ^{210}Pb и ^{214}Bi в бедренной кости человека равны $A_{\text{б.к.}}(^{210}\text{Pb})$ и $A_{\text{б.к.}}(^{214}\text{Bi})$ Бк/кг, то абсолютные активности данных радионуклидов, входящих на скелет, соответственно равны $A_{\text{б.к.}}(^{210}\text{Pb}) \times m$ и $A_{\text{б.к.}}(^{214}\text{Bi}) \times m$.

Согласно литературному обзору, отношение активности изотопов свинца и висмута в костных тканях к их активности в мягких тканях принимается равной 10.

Составляя пропорцию, с активности ^{210}Pb и ^{214}Bi в скелете производим пересчёт на всё тело

$$A_{\text{мягких тканей}, ^{214}\text{Bi}} = \frac{A(^{214}\text{Bi})_{\text{б.к.}} \times m}{10} (\text{Бк}) \quad (20)$$

$$A_{\text{тело}, ^{214}\text{Bi}} = A(^{214}\text{Bi})_{\text{б.к.}} \times m + \frac{A(^{214}\text{Bi})_{\text{б.к.}} \times m}{10} (\text{Бк}) \quad (21)$$

$$A_{\text{для жителя, } ^{210}\text{Pb}} = \frac{A(^{210}\text{Pb})_{\text{б.к.}} \times m}{10} (\text{Бк}) \quad (22)$$

$$A_{\text{тело, } ^{210}\text{Pb}} = A(^{210}\text{Pb})_{\text{б.к.}} \times m + \frac{A(^{210}\text{Pb})_{\text{б.к.}} \times m}{10} (\text{Бк}) \quad (23)$$

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Разработана методика прямого определения активности ^{210}Pb и ^{214}Bi в теле человека. Пределы обнаружения составили для ^{210}Pb – 120 Бк, для ^{214}Bi – 270 Бк.

Учитывая, что содержание ^{226}Ra в организме человека колеблется в пределах десятка Бк на тело, чувствительности разработанной методики явно недостаточно для проведения обследования среди населения. Однако для проведения обследования персонала в случае каких-либо аварийных ситуаций на предприятиях уранодобывающей промышленности достигнутого предела определения может оказаться вполне достаточно.

Для качественного проведения обследования населения необходимо понизить предел обнаружения данной методики на один–два порядка. Этого можно достичь уменьшением общего фона СИЧ путем установки его в более совершенную защиту от фонового излучения и увеличения числа детекторов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Оценка профессионального облучения вследствие поступления радионуклидов Серия норм МАГАТЭ по безопасности № RS – G – 1.2. – Вена, Австрия: МАГАТЭ, 1999. – С. 21-31.
2. Ресурс Интернета <http://www.proatom.ru/modules.php?name=News&file=article&sid=129>
3. Учебно-методическое руководство по радиоэкологии и обращению с радиоактивными отходами для условий Казахстана. – Алматы: ОАО «Волковгеология», 2002. – С. 139 - 142.
4. Голутвина М.М. Контроль за содержанием радиоактивных веществ в организме человека / М.М. Голутвина, Н.М. Садикова. – М.: Атомиздат, 1979. – С. 34 - 36.
5. Пивоваров Ю.П. Радиационная экология /Ю.П. Пивоваров, В.П. Михалев. – Москва: Издательский центр «Академия», 2004. – С. 10.
6. Радиационная защита Рекомендации Международной комиссии по радиологической защите (вторая публикация) Государственное издательство литературы в области атомной науки и техники. – Москва, 1961. – с. 75.
7. Голутвина М.М. Контроль за поступлением радиоактивных веществ в организм человека и их содержанием / М.М.Голутвина, Ю.В.Абрамов. – Москва: Энергоатомиздат, 1989. – С. 89.

8. Моисеев А.А. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене / А.А. Моисеев, В.И. Иванов. - Москва: Энергтоатомиздат, 1984. - С. 91.
9. Ресурс Интернета <http://narod.yandex.ru/100.xhtml?profbeckman.narod.ru/Uran.files/Glava10.pdf>
10. Ресурс Интернета <http://www.IATP.BY.mht>
11. Ресурс Интернета http://www.Радионуклиды_1.mht
12. Ресурс Интернета [http://www.ОМЗ-Естественный\(природный\)радиационныйфон.mht](http://www.ОМЗ-Естественный(природный)радиационныйфон.mht)
13. Ресурс Интернета http://www.inive.org/members_area/medias/pdf/Inive%5CRadon1999%5C165.pdf
14. Ресурс Интернета <https://www.osti.gov/opennet/servlets/purl/16289240-4kKkUJ/16289240.pdf>
15. Ресурс Интернета <http://www.helmholtz-muenchen.de/iss/personendosimetrie/projects/partial-body-counter-towards-personalised-dosimetry/index.html>
16. Ресурс Интернета <http://healthandenergy.com/images/HPMay0736.pdf>
17. Ресурс Интернета <http://www.skeletos.zharko.ru/main/G131>
18. Ресурс Интернета <http://forens.ru/index.php?showtopic=2386>
19. Осанов Д.П. Дозиметрия и радиационная биофизика. - М.: Энергоатомиздат, 1983.-230с.
20. Ресурс Интернета <http://www.forens-med.ru/book.php?id=272> Ресурс
21. Мартиросов Э.Г. Технологии и методы определения состава тела человека / Э. Г. Мартиросов, Д.В. Николаев, С.Г. Руднев. – Москва: Наука, 2006. – С. 32 -50.

АДАМНЫҢ ДЕНЕСІНДЕГІ ^{210}Pb ЖӘНЕ ^{214}Bi БЕЛСЕНДІЛІГІН ТУРА АНЫҚТАУДЫҢ ӘДІСТЕМЕСІН ӘЗІРЛЕУ

Жадыранова А.А., Каширский В.В., Шатров А.Н.

***ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Құрчатов, Қазақстан***

Бұл мақалада, адамның денесіндегі ^{210}Pb және ^{214}Bi радионуклидтерінің бір құрамға біріктірілген белсенділігін тура анықтаудың әзірленген әдістемесі мен оны апробациялаудың нәтижелері келтірілген. Өлшеу нысаны ретінде тізе буындары алынды, ол ортанжілік сүйекпен цилиндр ретінде жуықтайды. Аталған геометрияда тіркеу тиімділігін есептеу үшін математикалық алгоритм әзірленді. Бір топ тұлғаларды өлшеу нәтижелері бойынша, адамның денесіндегі ^{214}Bi және ^{210}Pb белсенділігінің мәні, сыртқы аяның жоғары деңгейімен шартталған айтарлықтай жоғары шаманың шегі түрінде алынды.

Түйін сөздер: табиғи радионуклидтер, адамның сәулеленуін есептегіш, ішкі сәулелену, ағзада радионуклидтердің таралуы.

***DEVELOPMENT OF METHOD FOR DIRECT DETERMINATION
OF THE ACTIVITY OF ^{210}Pb AND ^{214}Bi IN HUMAN BODY***

A. A. Zhadyranova, V. V. Kashirskiy, A. N. Shatrov

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

The paper presents the developed method for direct determination of the activity of incorporated radionuclides ^{210}Pb and ^{214}Bi in human body and results of its testing. A knee joint was selected as a measuring object, which together with shin bone that is approximated to be a cylinder. In order to calculate the registration efficiency in this geometry a mathematical algorithm was developed. Based on the results of measuring the group of people, activity values of ^{214}Bi and ^{210}Pb on the body in the form of limits, quantities of which is rather high, that is caused by high level of ambient background.

Key words: natural radionuclides, body counter, internal irradiation.

УДК:577.4:621.039.58:541.28

**ОТРАБОТКА ОСНОВНЫХ ЭТАПОВ ТЕХНОЛОГИИ ПЕРЕРАБОТКИ
НЕОРГАНИЧЕСКИХ ЖРО РУ БН-350****Коровина О.Ю., Лукашенко С.Н., Каширский В.В., Зверева И.О.***Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан*

Данная статья посвящена исследованиям, проведенным с целью разработки эффективной технологии переработки жидких радиоактивных отходов (ЖРО), образовавшихся в результате деятельности реакторной установки на быстрых нейтронах (РУ БН-350), расположенной в г. Актау (Казахстан). Для исследований использовались модельные растворы, имитирующие химический состав ЖРО РУ БН-350, определенный в результате теоретической и практической оценки.

Предлагаемая технология переработки ЖРО основана на последовательном разрушении органической составляющей ЖРО и осаждении радионуклидов с помощью соответствующих реагентов, подобранных с учетом химических свойств присутствующих в ЖРО РУ БН-350 радионуклидов, а также экономических затрат на переработку данных отходов.

В результате экспериментальных исследований предложены основные этапы технологии переработки ЖРО РУ БН-350, выбраны их оптимальные условия. При этом определено, что для окисления органической составляющей ЖРО наиболее приемлемым способом является перманганатное окисление, для очистки ЖРО от изотопов Cs предложено использовать более дешевый сорбент – свежеприготовленную суспензию ферроцианида меди.

Ключевые слова: переработка жидких радиоактивных отходов, реактор на быстрых нейтронах, радионуклидный состав ЖРО РУ БН-350, оценка эффективности очистки ЖРО, перманганатное окисление ЖРО, сорбционная очистка ЖРО, ферроцианид меди, степень очистки от радионуклидов, трилон Б, щавелевая кислота, ^{241}Am , ^{154}Eu , изотопы Pu, ^{90}Sr , $^{134,137}\text{Cs}$, ^{60}Co , ^{54}Mn .

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время в г. Актау на Мангистауском атомном энергокомбинате в хранилищах накоплено около 5000 м³ жидких радиоактивных отходов (ЖРО) с суммарной объемной активностью 10^7 – 10^8 Бк/л. Радиоактивность ЖРО, в основном, обусловлена радионуклидами $^{134,137}\text{Cs}$, ^{60}Co , ^{54}Mn , ^{90}Sr , ^{241}Am , изотопами плутония. При длительном хранении ЖРО различного химического состава с высоким солесодержанием происходит коррозия конструкционных материалов резервуаров. Таким образом, длительное хранение больших объемов ЖРО представляет радиационную и экологическую опасность для региона. Данная проблема требует решений и значительных капиталовложений.

Существует проект по созданию комплекса переработки ЖРО РУ БН-350 [1]. По различным оценкам, общая стоимость по строительству технологического комплекса и дальнейшего внедрения его для очистки ЖРО составляет несколько десятков миллиардов тенге. Данные факты стали основанием для проведения исследований, направленных на поиски более эффективной и экономически выгодной технологии.

Для переработки ЖРО, накопленных на реакторной установке БН-350, российскими специалистами предприятия «РАОТЕХ» было предложено использовать технологию, которая включает в себя следующие основные стадии: предварительная фильтрация и подготовка исходного раствора, окисление органической составляющей ЖРО с использованием озона, фильтрация и селективная сорбция цезия на сорбенте Термоксид-35.

Для разрушения органической составляющей предложено использовать в качестве окислителя озон. Озон обладает высокой окисляющей способностью, эффективно окисляет органические соединения даже в растворах с высоким солевым фоном [2]. Но существенными недостатками применения озонирования являются: взрывоопасность процесса, его высокая себестоимость, обусловленная расходом электроэнергии, необходимостью монтажа озонаторной станции. Это является основными причинами проведения исследований, направленных на разработку экономически привлекательной технологии, обеспечивающей более высокую безопасность. Известно, что не меньшей окисляющей способностью обладает перманганат калия, применение которого в технологических процессах отвечает требованиям безопасности и экономичности.

После разрушения органической составляющей ЖРО и очистки отходов от ^{60}Co и ^{54}Mn проектом предусмотрена сорбционная очистка ЖРО РУ БН-350 от основного радиоактивного загрязнителя – изотопов цезия. На данной стадии предлагается использовать Термоксид-35: сферогранулированный сорбент на основе ферроцианида никеля на неорганическом носителе – гидроксиде циркония. Применение в данном случае промышленного продукта Термоксида-35 неоднозначно. Очистка ЖРО от изотопов цезия при использовании данного сорбента по результатам лабораторных исследований [3] составляет порядка 90–100 %. Однако определено, что при очистке высокоминерализованных растворов ЖРО от изотопов Cs потребуется значительное количество Термоксида-35. Это, в свою очередь, повлечет образование значительных количеств твердых радиоактивных отходов (ТРО), создаст трудности в технологическом процессе и потребует дополнительных экономических затрат. Представляет интерес другой, более простой способ очистки ЖРО от изотопов цезия – сорбция на ферроцианиде переходных металлов (меди, никеля). Исследование свойств данного сорбента и Термоксида-35 на модельных растворах, а также определение оптимальных условий их применения позволит выбрать наиболее эффективный и экономичный способ очистки ЖРО от изотопов Cs.

Таким образом, согласно экспериментальным исследованиям и литературным источникам выбраны основные стадии технологии переработки ЖРО РУ БН-350, которые заключаются в разрушении органической составляющей ЖРО с помощью перманганатного окисления с промежуточной стадией – фильтрацией и в очистке ЖРО от изотопов Cs с помощью сорбента. После проведения экспериментальных исследований будет определена необходимость проведения дополнительных стадий доочистки по отдельным радионуклидам.

1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Объектом исследований являлись модельные растворы ЖРО, приготовленные на основе:

- органических соединений (этилендиаминтетраацетата натрия – трилон Б, щавелевой кислоты);
- органических соединений (этилендиаминтетраацетата натрия, щавелевой кислоты), минеральных солей и радиоактивных индикаторов (трассеров), с помощью которых был смоделирован химический состав ЖРО РУ БН-350.

В качестве солей использовались соли стабильных изотопов (Co, Mn, Sr, Cs, Ca, Fe, K, Mg, Na) в виде нитратов, хлоридов и сульфатов металлов. В качестве изотопных меток применялись растворы, содержащие аттестованное количество радионуклидов ^{241}Am , ^{154}Eu , ^{242}Pu . Количество трилона Б в 1 л модельного раствора составляло 30 г, щавелевой кислоты – 8,5 г/л.

Состав модельного раствора, максимально приближенный к ЖРО РУ БН-350, представлен в таблице 1.

Таблица 1.

Состав модельного раствора

Органическая составляющая	Элементный состав, мкг/л									Объемная активность, Бк/л		
	Cs	Sr	Mn	Co	Na	Mg	Ca	Fe	K	^{241}Am	^{154}Eu	^{242}Pu
Трилон Б+щавелевая кислота	16	7	31	47	19000	11400	4000	750	470	20	1	0,5

1.1. Исследование метода перманганатного окисления органической составляющей ЖРО с последующим отделением осадков методом фильтрации

Исследование эффективности разрушения органической составляющей ЖРО с использованием метода перманганатного окисления проводилось в три стадии:

1. Определение оптимальных параметров окисления трилона Б;
2. Определение оптимальных параметров окисления щавелевой кислоты;
3. Определение оптимальных параметров окисления органической составляющей модельного раствора, химический и радионуклидный состав которого максимально приближен к составу ЖРО РУ БН-350.

Выбор оптимальных условий окисления органической составляющей ЖРО заключался в определении необходимого для окисления количества перманганата калия в различных средах (кислой, нейтральной и щелочной). Исследования проводились при нормальных условиях ($t=20\pm 2^\circ\text{C}$). С целью определения степени разрушения органической составляющей при перманганатном окислении осуществлялся контроль концентрации трилона Б и щавелевой кислоты в растворе с использованием титриметрического метода. Для определения концентрации трилона Б в растворе выбран метод титрования модельного раствора 0,1н. раствором хлорида кальция в присутствии индикатора – мурексида (переход окраски от фиолетового цвета к розово-красному). Для определения содержания в составе модельных растворов щавелевой кислоты ис-

пользовалось титрование модельного раствора 0,1н. раствором перманганата калия в присутствии серной кислоты (до появления розового окрашивания).

Для оценки эффективности предлагаемого способа очистки ЖРО РУ БН-350 от радионуклидов определялось содержание данных радионуклидов в модельном растворе после окисления и фильтрации. Отделение от модельного раствора образующихся при перманганатном окислении осадков проводилось с использованием фильтрации, которая осуществлялась двумя способами: грубая (на бумажном фильтре «синяя лента») и тонкая (на мембранном фильтре с диаметром пор менее 0,2 мкм).

Для определения содержания в модельном растворе радионуклидов после окисления и фильтрации использовались методы гамма-спектрометрического (определение содержания ^{241}Am , ^{154}Eu), альфа-спектрометрического (определение содержания ^{242}Pu) и масс-спектрометрического (Co, Mn, Sr, Cs, Ca, Fe, K, Mg, Na) анализов. Гамма-спектрометрический анализ проводился с помощью прямого измерения отфильтрованных растворов на гамма-спектрометре с полупроводниковым детектором из сверхчистого германия (BE3830, Canberra). Образующийся после окисления и фильтрации осадок растворялся в небольшом количестве соляной кислоты и проходил стадию предварительной радиохимической очистки согласно стандартной методике на определение содержания изотопов плутония с использованием ионообменной смолы – АВ-17. Полученный в результате анализа альфа-источник измерялся на альфа-спектрометре (AlphaAnalyst, Canberra). Определение элементного состава образцов проводилось с использованием масс-спектрометра с индуктивно связанной плазмой (Elan 9000, Perkin Elmer). При этом исследовались модельные растворы после окисления и фильтрации.

При проведении исследований особое внимание уделялось контролю параметра pH среды, который осуществлялся с помощью pH-метра (Seven Easy, Mettler Toledo).

Определение оптимальных параметров окисления трилона Б

Для выбора оптимальных параметров окисления трилона Б перманганатом калия были проведены экспериментальные исследования окисления модельного раствора с концентрацией трилона Б 0,58 н. (97,4 г). При повышении концентрации трилона Б в растворе его растворимость понижается, и соль выпадает в осадок [4].

Используя данные работы [5], окисление проводили 5%-м раствором перманганата калия при нормальных условиях ($t=20\pm 2$ °C) в различных средах (кислой, нейтральной и щелочной). При этом раствор перманганата калия приливали по каплям и при постоянном перемешивании в модельный раствор трилона Б. В случае выпадения осадка окисление прекращали, оставляли модельный раствор на 15–20 минут, отфильтровывали и определяли концентрацию трилона Б в растворе.

pH среды регулировали путем добавления к модельному раствору раствора гидроксида аммония (для щелочной среды) либо концентрированной серной кислоты (для получения кислой среды).

При добавлении к модельному раствору серной кислоты происходило выпадение осадка белого цвета. Согласно литературным данным [6], при комнатной температуре прослеживается четкая зависимость растворимости комплексонов (в том числе и трилона Б) от pH среды, при этом минимум наблюдается при pH=0–3. В данном случае при действии кислоты образуются протонированные соли ЭДТА, которые обладают меньшей растворимостью по сравнению с нормальными солями типа Me-ЭДТА.

Чтобы определить количество трилона Б в растворе после прибавления серной кислоты и выпадения осадка, раствор отфильтровывался через бумажный фильтр, после чего повторно определялось содержание в растворе трилона Б.

Осадок во всех случаях отфильтровывался через бумажный фильтр «синяя лента». Количество оставшегося в растворе трилона Б определялось титриметрически.

Исследования проводились на модельных растворах объемом по 100 мл.

Результаты исследований и обсуждение

При проведении перманганатного окисления трилона Б в щелочной среде образовывался осадок, окраска которого изменялась от зеленого цвета до темно-коричневого. При проведении окисления в кислой и нейтральной среде раствор изменял окраску от темно-красной до коричневой, при этом образовывалось небольшое количество осадка.

Результаты перманганатного окисления модельных растворов при различном значении рН среды представлены на рисунке 1.

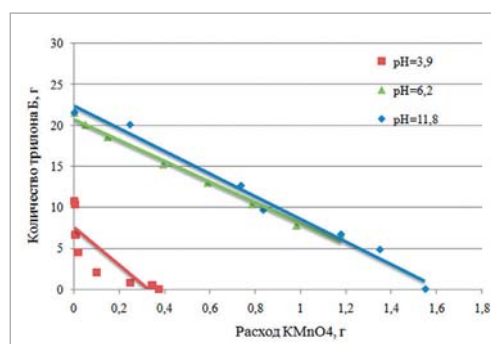


Рисунок 1. Зависимость концентрации трилона Б в растворе от количества перманганата калия, пошедшего на окисление

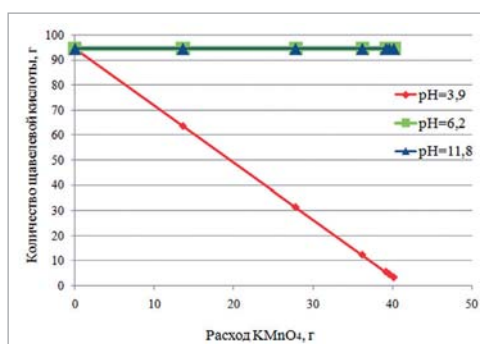


Рисунок 2. Зависимость концентрации щавелевой кислоты в растворе от количества перманганата калия, пошедшего на окисление

Согласно полученным данным определено, что окисление трилона Б протекает приблизительно одинаково во всех трех средах (кислой, нейтральной и щелочной), о чем свидетельствует практически одинаковый наклон линий графика при различных значениях рН. Можно сделать предположение, что предпочтительнее проводить окисление в кислой среде, так как расход перманганата калия можно уменьшить уже при доведении до необходимых значений рН за счет образования нерастворимых протонированных солей ЭДТА.

Согласно проведенным исследованиям определено, что для разрушения 1 г трилона Б в растворе требуется около 0,08 г перманганата калия.

Определение оптимальных параметров окисления щавелевой кислоты

Для определения количества перманганата калия, необходимого для разрушения щавелевой кислоты, был проведен теоретический расчет и экспериментальные исследования окисления модельных растворов с различной концентрацией щавелевой кислоты и при различных значениях рН среды.

Для определения растворимости щавелевой кислоты был приготовлен насыщенный раствор щавелевой кислоты. Образующийся при перенасыщении осадок отфильтровывался. Определение концентрации кислоты проводилось методом титро-

вания с использованием стандартного раствора перманганата калия. Для титрования отбирались аликвотные части (~30 мл) раствора щавелевой кислоты, которые подкислялись концентрированным раствором HNO_3 и оттитровывались перманганатом калия при нагревании на водяной бане ($t = 70\text{--}80\text{ }^\circ\text{C}$). Титрование проводилось до появления бледно-розовой окраски, не исчезающей в течение 2–3 минут.

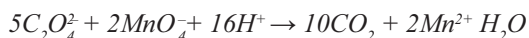
Для определения количества перманганата калия, необходимого для окисления щавелевой кислоты, были приготовлены растворы с концентрацией щавелевой кислоты: 95, 64, 31, 12, 6, 5 и 3 г/л. Окисление модельных растворов проводилось 5%-м раствором перманганата калия при нормальных условиях ($t = 20 \pm 2\text{ }^\circ\text{C}$) в кислой, нейтральной и щелочной среде. pH среды регулировали путем добавления к модельному раствору раствора гидроксида аммония (для щелочной среды) либо концентрированной серной кислоты (для получения кислой среды). Для исследований использовались модельные растворы объемом по 100 мл.

Результаты исследований и обсуждение

При проведении экспериментов по окислению щавелевой кислоты в кислой среде происходило изменение окраски раствора на розовый, и образование осадка темно-коричневого цвета после нескольких минут отстаивания. Важно отметить, что в щелочной среде перманганат калия не окисляет оксалаты [7].

Результаты перманганатного окисления модельных растворов представлены на рисунке 2.

Согласно литературным данным [7], окисление щавелевой кислоты в кислой среде протекает в соответствии со стехиометрией реакции:



При этом теоретический расчет показывает, что в кислой среде для разрушения 1 г щавелевой кислоты необходимо 0,68 г перманганата калия. Согласно проведенным экспериментальным исследованиям, для разрушения 1 г щавелевой кислоты перманганата калия расходовалось около 0,71 г.

Учитывая, что на разрушение 1 г трилона Б требуется 0,08 г перманганата калия и для разрушения 1 г щавелевой кислоты требуется около 0,71 г данного окислителя, был проведен расчет необходимого количества перманганата калия для разрушения комплексообразующей составляющей в модельных растворах, имитирующих состав ЖРО РУ БН-350, согласно которому на 1 л раствора ЖРО (содержащий в 1 л раствора 30 г трилона Б и 8,5 г щавелевой кислоты) необходимо будет затратить около 8,4 г перманганата калия.

Проверка выбранной технологии окисления органической составляющей на модельном растворе, химический и радионуклидный состав которого максимально приближен к составу ЖРО РУ БН-350

С целью проверки эффективности выбранной технологии окисления органической составляющей ЖРО перманганатом калия было проведено окисление модельного раствора, химический состав которого приведен в таблице 1. Окисление проводилось при нормальных условиях в кислой, щелочной и нейтральной средах. pH среды регулировали путем добавления к модельному раствору раствора гидроксида аммония (для щелочной среды) либо концентрированной серной кислоты (для получения кислой среды).

Модельные растворы были взяты в объеме 100 мл, количество вносимого перманганата калия составляло 0,7 г. Перманганат калия вносился порционно при периодическом перемешивании и отстаивании раствора в течение нескольких минут (от 5 до 15 минут) в зависимости от скорости оседания образующегося осадка. После добавления всего рассчитанного количества перманганата калия растворы отфильтровывались через бумажный фильтр. Осадок анализировался на содержание ^{242}Pu , раствор измерялся последовательно на гамма-спектрометре (для определения содержания ^{241}Am) и масс-спектрометре с индуктивно-связанной плазмой (для определения содержания Co, Sr, Cs, Fe). По результатам исследований проводилась оценка степени очистки модельных растворов от радионуклидов на стадии окисления органической составляющей ЖРО при различных значениях pH.

Результаты исследований и обсуждение

Результаты степени очистки модельных растворов ЖРО от радионуклидов после стадии окисления и отделения образовавшихся осадков методом фильтрования представлены на рисунке 3.

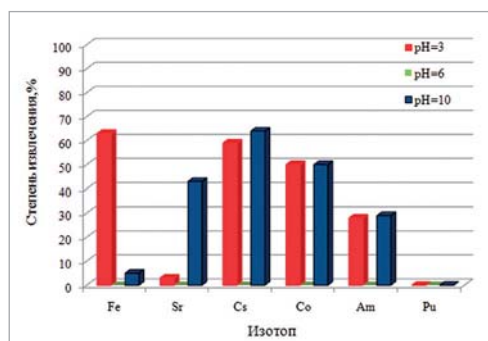


Рисунок 3. Степень очистки модельного раствора от радионуклидов при различных значениях pH

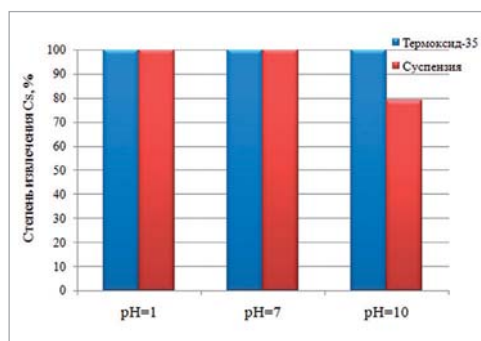


Рисунок 4. Степень извлечения цезия из модельных растворов при различных значениях pH

Согласно полученным данным, в щелочной среде степень извлечения изотопов выше, за исключением железа, которое лучше извлекается из раствора в кислой среде и могло бы стать соосадителем для изотопов плутония. Однако соосаждения плутония с железом в результате перманганатного окисления не произошло. Достаточно высокие показатели достигнуты по очистке от изотопов Cs, Sr, Co, Am. После отработки основных стадий очистки ЖРО будут проведены дополнительные исследования по очистке отходов от отдельных радионуклидов, в частности, от изотопов плутония. Данные по очистке в нейтральной среде не представлены, так как после внесения в модельный раствор рассчитанного количества перманганата калия, даже по истечении длительного промежутка времени, не происходило выпадения осадка. Вследствие чего можно сделать предположение, что очистка при данных значениях pH происходит не будет.

Очевидно, что необходимы дополнительные стадии, направленные на доочистку от трансурановых радионуклидов и ^{90}Sr .

Выбор способа очистки ЖРО от изотопов цезия

С целью выбора наиболее эффективного способа очистки ЖРО от изотопов Cs модельные растворы подвергались очистке с использованием промышленного сорбента – Термоксида-35 и свежеприготовленной суспензии ферроцианида меди.

Изучение степени очистки модельных растворов от изотопов цезия осуществлялось при нормальных условиях ($t=20\pm 2$ °C) в кислой, щелочной и нейтральной средах. pH среды регулировали путем добавления к модельному раствору раствора гидроксида аммония (для щелочной среды) либо концентрированной серной кислоты (для получения кислой среды). Для исследований использовались модельные растворы, состав которых представлен в таблице 1. Объем каждого образца составлял 100 мл. Исследования проводились с трехкратной повторностью.

Исследование сорбционной способности Термоксида-35 проводилось путем пропускания модельного раствора через неподвижный слой сорбента на хроматографической колонке с постоянной скоростью (1 колоночный объем (40 мл) в час). Эксперимент проводили с использованием стеклянной колонки с внутренним диаметром 7,9 мм. Масса сорбента (Термоксид-35) в колонке составляла 5 г. После пропускания раствора через сорбент раствор отправлялся на масс-спектрометрический анализ с целью определения содержания Cs.

Суспензия готовилась в лабораторных условиях путем смешивания в равных объемах растворов 0,25 М $K_4[Fe(CN)_6]$ и 0,5 М $CuSO_4$. Необходимое значение pH среды суспензии (pH=2) при этом устанавливалось путем добавления азотной кислоты. После добавления к модельному раствору 50 мл суспензии (что эквивалентно 1 г ферроцианида меди) раствор перемешивался в течение 30 минут. После 15-ти часового отстаивания раствор отфильтровывался через бумажный фильтр типа «синяя лента» и отправлялся на масс-спектрометрический анализ с целью определения содержания Cs.

Для выбора наиболее экономичного из рассматриваемых способов извлечения изотопов Cs из растворов ЖРО была проведена сравнительная оценка сорбционной емкости обоих сорбентов: Термоксида-35 и суспензии ферроцианида меди.

Согласно проектным данным [8], сорбционная емкость 1 кг Термоксида-35 по отношению к изотопам Cs составляет ориентировочно $3,4 \cdot 10^{10}$ Бк.

Для определения сорбционной емкости ферроцианида меди, приготовленного в лабораторных условиях, использовалось 2 модельных раствора объемом по 100 мл, приготовленных на основе дистиллированной воды и стабильного Cs в виде его соли $CsNO_3$ (2 и 20 мг/л). По описанной выше методике приготавливалась суспензия ферроцианида меди, которая добавлялась в модельные растворы. После отстаивания осадка растворы отфильтровывались через бумажный фильтр. Определение содержания цезия в растворе после очистки производилось с помощью масс-спектрометрического анализа. Эксперимент проводился в двукратной повторности.

Результаты исследований и обсуждение

Результаты сравнительного анализа эффективности двух сорбентов: Термоксида-35 и суспензии ферроцианида меди представлены графически на рисунке 4.

Согласно полученным данным, очистка растворов ЖРО от Cs при использовании рассматриваемых сорбентов составляет порядка 99,9 %. Максимальная степень очистки с использованием ферроцианида меди наблюдается в кислой и нейтральной

среде, в щелочной среде применение ферроцианида меди менее эффективно (79 % степень извлечения Cs из растворов ЖРО).

Данные по сорбционной емкости ферроцианида меди представлены в таблице 2.

Таблица 2.

Результаты масс-спектрометрического анализа

№ модельного раствора	Содержание Cs в исходном растворе, мг/л	Содержание Cs в растворе после сорбции, мг/л	Степень очистки растворов от Cs, %
1	2	0,001	99,95
2	2	0,001	99,95
3	20	0,01	99,95
4	20	0,01	99,95

В результате проведенных исследований насыщения сорбента не произошло. Исходя из полученных данных видно, что сорбционная емкость суспензии составляет не менее 20 мг Cs на 1 г сорбента, что в пересчете на активность ^{137}Cs составит не менее $6,6 \cdot 10^{13}$ Бк на 1 кг сорбента. Однако следует учитывать, что данная величина сорбционной емкости ферроцианида меди не учитывает присутствие в растворах ЖРО других элементов (стабильных и радиоактивных изотопов), которые также могут сорбироваться данным сорбентом.

По результатам исследований процесса очистки ЖРО от изотопов Cs методом сорбции определено, что сорбционная емкость суспензии ферроцианида меди не менее чем на 3 порядка выше, чем у Термоксида-35. Таким образом, количество образующихся в результате очистки твердых радиоактивных отходов при использовании суспензии будет ниже. Однако следует помнить о том, что при повышении pH раствора сорбционная способность ферроцианида меди снижается.

1.2. Экономическая оценка предлагаемой технологии

С целью обоснования выбора предлагаемой технологии был проведен укрупненный экономический анализ двух вариантов очистки ЖРО с объемной активностью ^{137}Cs $4,8 \cdot 10^{11}$ Бк/м³, а также затрат на захоронение образующихся при сорбции твердых радиоактивных отходов. Расчет проведен с целью сравнения экономических показателей основных технологических этапов двух наиболее перспективных вариантов очистки ЖРО без учета трудозатрат, амортизации, обязательных платежей, коммунальных услуг и услуг сторонних организаций, которые, предполагаем, в обоих случаях будут приблизительно одинаковыми.

Первый вариант, представленный в работе [3], включает: озонирование ЖРО с последующей фильтрацией и ионообменную очистку от изотопов цезия с помощью Термоксида-35. При расчете затрат по данному методу очистки ЖРО было принято, что для переработки всего объема ЖРО РУ БН-350 (около 5 000 м³), согласно экспериментальным данным работы [1], необходимо использовать не менее 10 озонирующих установок с проектной мощностью 2,5 кг/час по озону. Стоимость одной установки составляет порядка 31 000 000 тенге. Таким образом, затраты на оборудование для переработки 1 м³ ЖРО составят $31\,000\,000 / 5\,000 \cdot 10 = 62\,000$ тенге/м³.

В расчет стоимости реактивов вошла стоимость сорбента Термоксида-35 (5 300 тенге/кг), количество которого для переработки 1 м³ ЖРО составит ориентировочно 14 кг. Производительность промышленного озонатора 2,5 кг озона в час [1]. Согласно лабораторным исследованиям, представленным в работе [3], минимальный расход озона на переработку 1 м³ ЖРО составит не менее 171 кг. Учитывая, что потребляемая озонатором электроэнергия составляет 37 кВт/ч, время работы озонатора для переработки 1 м³ ЖРО составит 68,4 ч, затраты на электроэнергию составят $37 \cdot 68,4 \cdot 8,01 = 20\,272$ тенге.

Второй вариант предложенной технологии основан на перманганатном окислении органической составляющей ЖРО с последующей фильтрацией растворов и очистке от изотопов цезия на ферроцианиде меди. Основные затраты по данной технологии будут составлять затраты на реактивы: перманганат калия, серная кислота, ферроцианид калия, сульфат меди и азотная кислота.

При расчете затрат на захоронение твердых радиоактивных отходов (ТРО), образовавшихся при переработке 1 м³ ЖРО, принимались во внимание экспериментальные данные, согласно которым количество твердых отходов при первом варианте технологии составит около 16 кг, при втором – 8 г.

В г. Курчатове находится единственный в Казахстане комплекс длительного хранения РАО «Байкал-1». По официальным данным, стоимость захоронения 1 кг ТРО составляет порядка 500 тенге. Все расчеты приведены к одной единице – тенге для переработки 1 м³ ЖРО.

Результаты сравнительного анализа этих двух вариантов представлены в таблице 3.

Таблица 3.

Укрупненный экономический расчет двух способов переработки ЖРО

№ варианта	Стоимость электроэнергии для окисления 1 м ³ ЖРО, тенге	Стоимость специального оборудования для окисления 1 м ³ ЖРО, тенге	Стоимость хим. реактивов для очистки 1 м ³ ЖРО, тенге	Затраты на захоронение ТРО, образованных при переработке 1 м ³ ЖРО, тенге	Итого на переработку 1 м ³ ЖРО, тенге
1	20 000	62 000	74 000	8 000	164 000
2	-	-	17 000	4	17 004

Исходя из полученных экспериментальных и расчетных данных определено, что, по сравнению с Термоксидом-35, затраты на захоронение ТРО при использовании ферроцианида меди на 3 порядка меньше, стоимость химических реактивов дешевле в 4 раза, при этом не требуется покупать дорогостоящего оборудования, стоимость которого для переработки 1 м³ ЖРО может составить 62 000 тенге. Безопасность проведения процесса и эффективность второго варианта технологии позволяют сделать предположение, что предлагаемый способ очистки ЖРО может быть экономически выгодным для переработки жидких радиоактивных отходов РУ БН-350.

ВЫВОДЫ

В результате экспериментальной оценки основных стадий технологии переработки ЖРО РУ БН-350 предложена альтернативная технология, которая отличается своей эффективностью, относительной безопасностью и экономической привлекательностью. Основные стадии технологического процесса по переработке данных неорганических ЖРО включают:

- стадию окисления комплексобразующей составляющей, на которой в качестве достаточно эффективного окислителя органической составляющей ЖРО может применяться перманганат калия;
- стадию сорбционной очистки, на которой в качестве сорбента предлагается использовать ферроцианид меди.

После проведения окислительного разрушения органической составляющей ЖРО и отделения образовавшегося шлама необходимо предусмотреть дополнительные стадии очистки отходов от трансурановых элементов и ^{90}Sr . В частности, обязательно необходимо предусмотреть доочистку ЖРО от изотопов плутония. Использование повторяющихся действий по очистке ЖРО методами осаждения, соосаждения и сорбции может значительно снизить общую активность жидких радиоактивных отходов и сконцентрировать основные радиоактивные загрязнители в небольшом объеме твердых радиоактивных отходов.

После отработки технологии на реальных ЖРО РУ БН-350 и подтверждения эффективности предлагаемого метода можно будет судить о применении данных технологических операций в промышленном масштабе для утилизации жидких радиоактивных отходов.

ЛИТЕРАТУРА

1. Комплекс по переработке жидких неорганических радиоактивных отходов РУ БН-350. Здания 157, 157А, 155. Проект. Технологические решения. Том 4. Часть 1. Книга 1. ЗАО «МЭТР», Москва, 2004. С.13
2. Рабинович В.А. Краткий химический справочник /В.А. Рабинович, Хавин З.Я. - М.: Химия, 1977. - С.376.
3. Актуальные вопросы радиоэкологии Казахстана. Выпуск 2. Труды Института радиационной безопасности и экологии за 2007-2009 гг.: сб.ст. / под.рук. С. Н Лукашенко.- Павлодар: Дом печати, 2010. – С.528.
4. Пришибил Р. Аналитические применения этилендиаминтетрауксусной кислоты и родственных соединений / Р.Пришибил. – Москва: «Мир», 1975. – С.40.
5. Кобелев П. Технология переработки плавов, накопленных на АЭС / П.Кобелев, А.Е.Савкин, О.Г.Синякин, Е.А.Качалова, А.Н.Сороколетова, В.Р.Нечаев.П.Кобелев, А.Е.Савкин, О.Г.Синякин, Е.А.Качалова, А.Н.Сороколетова, В.Р.Нечаев // Безопасность и экология. - 2007. - №3. - С. 91-98.
6. Дятлова Н.М. Комплексоны и комплексонаты металлов / Н.М.Дятлова, В.Я. Темкина, К.И. Попов. – Москва: «Химия», 1988. – С.390-395.

7. Крешков А.П. Основы аналитической химии. Теоретические основы. Количественный анализ, книга вторая / А.П. Крешков. – М. Химия, 1976.- 480 с.
8. Исследования режимов переработки жидких радиоактивных отходов реактора БН-350: отчет о НИР.– Москва: МосНПО «Радон», 2001. - С.11-28.

ОРГАНИКАЛЫҚ ЕМЕС СРҚ РҚ ЖН-350 ҚАЙТА ӨНДЕУ ТЕХНОЛОГИЯСЫНЫҢ НЕГІЗГІ КЕЗЕҢДЕРІН ӨНДЕУ

Коровина О.Ю., Лукашенко С.Н., Каширский В.В., Зверева И.О.

***ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Курчатов, Қазақстан***

Бұл мақала, Актау қ. (Қазақстан) орналасқан, жылдам нейтрондағы реакторлық қондырғылардың (РҚ ЖН) қызметі нәтижесінде пайда болған сұйық радиоактивті қалдықтарды (СРҚ) қайта өңдеу технологиясын әзірлеу мақсатында өткізілген зерттеулерге арналған. Зерттеулер үшін, теоретикалық және іс-тәжірибелік түрде бағалау нәтижесінде анықталған, СРҚ РҚ ЖН-350 химиялық құрамын ұқсататын үлгідегі ерітінділер қолданылды.

СРҚ қайта өңдеудің ұсынылған технологиясы, СРҚ органикалық құрамын біртіндеп бұзуға негізделген және СРҚ РҚ ЖН-350 орын алған химиялық қасиеттерді ескере отырып тиісті реагенттердің көмегімен радионуклидтердің тұнуына негізделген, сонымен қатар аталған қалдықтарды қайта өңдеуге экономикалық шығындарын ескере отырып іріктеп алынған.

Тәжірибелік зерттеулер нәтижесінде, СРҚ РҚ ЖН-350 қайта өңдеу технологиясының негізгі кезеңдері ұсынылды, олардың оңтайлы шарттары таңдап алынды. Осының барысында анықталғаны, СРҚ оңтайлы тәсілмен органикалық құрамының тотығуы үшін перманганатты тотығу оңтайлы тәсіл болып табылады, ал СРҚ Cs изотоптарының тазалау үшін одан да арзан сорбент – мыс ферроцианидінің жаңадан дайындалған суспензиясын қолдану ұсынылды.

Түйін сөздер: сұйық радиоактивті қалдықтарды қайта өңдеу, жылдам нейтрондағы реактор, СРҚ РҚ ЖН-350, радионуклидтік құрамы, СРҚ тазалау тиімділігін бағалау, СРҚ перманганатты тотығуы, СРҚ сіңіргіштік тазалау, мыс ферроцианиді, радионуклидтерден тазалау дәрежесі, трилон Б, қымыздық қышқылы, ²⁴¹Am, ¹⁵⁴Eu, Pu изотоптары, ⁹⁰Sr, ^{134,137}Cs, ⁶⁰Co, ⁵⁴Mn.

TESTING OF CORE STAGES OF REPROCESSING TECHNOLOGY FOR INORGANIC LRW FROM REACTOR PLANT BN-350

O.Yu. Korovina, S.N. Lukashenko, V.V. Kashirskiy, I.O. Zvereva

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

This paper is devoted to research in order to develop efficient technology for reprocessing of liquid radioactive waste (LRW), formed as a result of the fast neutron reactor operations (BN-350), located in Aktau (Kazakhstan). For the studies we used model solutions simulating the chemical composition of liquid radioactive waste from BN-350, determined based on the certain theoretical and practical assessment.

The proposed technology for reprocessing of liquid radioactive waste is based on the consistent destruction of the organic component of the LRW and the deposition of radionuclides with appropriate

reagents, selected taking into account the chemical properties of radionuclides in liquid radioactive waste from the BN-350, as well as the economic costs of reprocessing these wastes.

Based on the experimental studies we suggested the main stages of reprocessing technology of LRW from BN-350, selected their optimal conditions. At the same time there was determined that for the oxidation of the organic component of LRW the most appropriate way is the permanganate oxidation, for clean up of LRW from Cs isotope it proposed to use a cheaper sorbent - freshly prepared suspension of copper ferrocyanide.

Key words: reprocessing of liquid radioactive waste, fast neutron reactor, radionuclide composition of LRW BN-350, efficiency estimate of purification of LRW, permanganate oxidation of LRW, sorption purification of LRW, ferrocyanide of copper, degree of purification of radionuclides, Trilon B, oxalic acid, ^{241}Am , ^{154}Eu , isotopes of Pu, ^{90}Sr , $^{134,137}\text{Cs}$, ^{60}Co , ^{54}Mn .

УДК 621.386.12:616-07:615.849

**ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ЭКСПЛУАТАЦИОННЫХ ПАРАМЕТРОВ
РЕНТГЕНОДИАГНОСТИЧЕСКОГО ОБОРУДОВАНИЯ
В РЕСПУБЛИКЕ КАЗАХСТАН**

Божко В.В., Мустафина Е.В., Осинцев А.Ю.

*Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан*

Данная работа проведена для рассмотрения качества эксплуатационных параметров рентгенодиагностического оборудования на примере Восточно-Казахстанской области. В статье рассмотрены основные контролируемые эксплуатационные параметры, их значимость по отношению к поглощенной дозе, получаемой пациентом, и форма их оценки. По результатам проведенных работ было установлено, что в Восточно-Казахстанской области из 32 обследованных рентгенодиагностических аппаратов 50% не соответствуют требованиям по контролируемым параметрам.

Ключевые слова: рентгенодиагностика, рентгенодиагностические аппараты, медицинское облучение, дозы, контроль эксплуатационных параметров.

ВВЕДЕНИЕ

Использование источников ионизирующего излучения в медицине вносит значительный вклад в дозу облучения населения, при этом основную дозу облучения пациенты получают за счет рентгенопрофилактических и рентгенодиагностических процедур.

В настоящее время со стороны государственных контролирующих органов ужесточается контроль за соблюдением требований радиационной безопасности при проведении рентгенорадиологических исследований в целях снижения доз облучения населения и персонала. Так, с 2008 года в Республике Казахстан были введены Санитарно-эпидемиологические правила и нормы «Санитарно-эпидемиологические требования к проектированию, содержанию и эксплуатации кабинетов лучевой диагностики и терапии» (СанПиН), вторая редакция которых вышла в 2010 году.

В формировании дозовых нагрузок пациентов большой вклад вносит техническое состояние и правильность использования рентгенодиагностического оборудования. Для выявления технических неисправностей необходимо производить периодический контроль эксплуатационных параметров медицинского рентгеновского оборудования. Введенные Санитарно-эпидемиологические правила и нормы устанавливают сроки проведения данного контроля не реже одного раза в два года.

С 2009 года Институтом радиационной безопасности и экологии (ИРБЭ) проводятся работы по контролю эксплуатационных параметров медицинского рентгеновского оборудования.

Цель данной работы – анализ качества эксплуатационных параметров рентгенодиагностического оборудования в Республике Казахстан.

1. ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

1.1. Объекты исследования

Для оценки качества эксплуатационных параметров рентгенодиагностических установок были произведены исследования в семи медицинских учреждениях Восточно-Казахстанской области. Всего было обследовано 32 рентгенодиагностических аппарата. Данные исследования включали в себя практически все типы рентгенодиагностических аппаратов (таблица 1).

1.2. Методология проведения исследований

Перечень проверяемых эксплуатационных параметров был взят согласно приложению 15 Санитарно-эпидемиологических правил и норм [1]:

- 1) суммарная фильтрация пучка рентгеновского излучения;
- 2) точность выполнения установок анодного напряжения, слой половинного ослабления;
- 3) проверка формы кривой и пульсаций анодного напряжения;
- 4) точность выполнения установок силы анодного тока;
- 5) точность выполнения установок количества электричества (мА·с);
- 6) точность установки длительности экспозиции;
- 7) повторяемость дозы излучения в режиме снимка в ручном и автоматическом режимах;
- 8) линейность дозы излучения при заданном анодном напряжении;
- 9) проверка радиационной защиты рентгеновского излучателя при наличии заглушки;
- 10) измерение радиационного выхода;
- 11) наличие сигнализации при времени облучения, превышающем 5 мин;
- 12) совпадение оптического (светового) и рентгеновского полей излучения;
- 13) проверка ухода центрального луча рентгеновского излучения при изменении положений штатива и изменении фокусного расстояния;
- 14) усилие перемещения подвижных частей экраноснимочного устройства аппарата;
- 15) угол и глубина среза при томографии.

Каждый из перечисленных параметров влияет на работоспособность аппарата и прямо, либо косвенно, вносит свой вклад в изменение дозы, получаемой пациентом и персоналом. При этом многие параметры связаны друг с другом (например, количество электричества вычисляется как произведение силы тока и времени экспозиции). При правильно настроенном аппарате для получения качественного снимка необходимо соблюдать правильный баланс между настройками напряжения и количества электричества.

Для понимания необходимости выбора контроля именно данных параметров следует рассмотреть их значимость и процедуру оценки.

Параметр 1 – по данному параметру существует диапазон значений общей фильтрации, выраженной в эквиваленте Al , характерной для аппаратов различного типа.

Увеличение фильтрации приводит к поглощению рентгеновского излучения с низкой энергией, что в свою очередь уменьшает поглощенную дозу.

Параметр 2 – оценивается как отношение установленных настроек к измеренным, которое не должно превышать 10%. Данный параметр напрямую связан с дозой, при увеличении напряжения увеличивается средняя энергия рентгеновского излучения, и тем самым понижается поглощенная доза.

Параметр 3 – оценивается как отношение перепада напряжения на трубке во время проведения экспозиции к установленному значению напряжения. Данный параметр в основном характеризует качество работы питающего устройства и сети. Отклонение по данному параметру ведет к нестабильной работе аппарата.

Параметр 4 – оценивается как отношение установленных настроек к измеренным, которое не должно превышать 10%. Данный параметр напрямую связан с дозой, при увеличении силы тока увеличивается поглощенная доза.

Параметр 5 – оценивается как отношение установленных настроек к измеренным, которое не должно превышать 10%. Так же как и сила тока, повышение количества электричества ведет к увеличению поглощенной дозы.

Параметр 6 – оценивается как отношение установленных настроек к измеренным, которое не должно превышать 10%. Данный параметр напрямую связан с дозой, при увеличении времени экспозиции пропорционально увеличивается поглощенная доза.

Параметр 7 – определяет среднее отклонение дозы, которое не должно превышать 20%. Данный параметр в основном характеризует качество работы аппарата. Отклонение по данному параметру ведет к нестабильной работе и неправильному анализу получаемой дозы.

Параметр 8 – определяет зависимость дозы от количества электричества при постоянном анодном напряжении. Данная зависимость должна иметь линейный характер.

Параметр 9 – определяет правильность работы системы защиты излучателя. При неправильной работе защиты возможно неконтролируемое облучение как пациентов, так и персонала.

Параметр 10 – определяет дозовую нагрузку для каждого определенного аппарата на основных рабочих режимах, в последующем данное значение используется в клинической практике. Данный параметр необходим для расчета поглощенной дозы пациентом, получаемой при исследовании.

Параметр 11 – определяет работоспособность сигнализации в режиме "скопия". Отсутствие или несрабатывание сигнализации приводит к переоблучению пациента и персонала.

Параметр 12 – определяет совпадение оптического (светового) и рентгеновского полей излучения, расхождение которых не должно превышать 2%. Данный параметр напрямую связан с дозой, в случае превышения размера рентгеновского поля размеров оптического поля поглощенная доза будет больше предполагаемой медицинским персоналом.

Параметр 13 – определяет уход центрального луча рентгеновского излучения от геометрического перпендикуляра к фокусному пятну, который не должен быть более 2%. Данный параметр влияет на качество изображения на снимке.

Параметр 14 – определяет усилие перемещения подвижных частей экраноснимочного устройства. Данный параметр характеризует работоспособность подвижных

частей аппарата (заклинивание или выход из строя подвижных шарниров, что приводит к невозможности зафиксировать экраноснимочное устройство в необходимом положении). Данный параметр на дозу не влияет.

Параметр 15 – определяет отклонение в установленных настройках угла и глубины среза к измеренным, которые не должны быть более 1 мм для глубины среза и 1° для угла среза. Данный параметр связан с качеством и точностью получаемой информации со снимка.

Необходимо отметить, что проведение измерений всех требуемых параметров для всех типов аппаратов не всегда возможно. Вследствие чего необходимо корректировать данный перечень контролируемых параметров для каждого типа аппаратов (в дентальных и флюорографических аппаратах отсутствует оптическое поле и т.п.). Также исследования по некоторым параметрам не проводились из-за невозможности выполнять измерения неинвазивным методом (отсутствие специальных контактов для проверки точности выполнения установок силы анодного тока и количества электричества). По пункту 9 при выполнении данных работ, исследования не проводились. Это связано с тем, что на проверяемых аппаратах отсутствовала заглушка, позволяющая закрывать окно излучателя.

После рассмотрения каждого в отдельности все параметры были разделены на 2 группы: параметры, которые напрямую влияют на поглощенную дозу, и параметры, которые косвенно влияют на дозу. К первой группе относятся параметры 1, 2, 4, 5, 6, 8, 9, 10, 11 и 12. Ко второй – 3, 7, 13, 14, 15.

При наличии соответствующих требований в сфере оказания услуг по контролю эксплуатационных параметров существует всего четыре документа по проведению измерений, внесённых в государственный реестр Республики Казахстан. Данные документы охватывают малую часть необходимых контролируемых параметров и типов имеющегося парка рентгенодиагностического оборудования в Республике Казахстан. В связи с отсутствием достаточной нормативно-правовой документации все исследования производились согласно российским и международным стандартам.

При проведении исследований использовались следующие средства измерений, фантомы и тест-объекты:

- дозиметр универсальный для контроля характеристик рентгеновских аппаратов типа Unfors Xi;
- тест-объект перпендикулярности пучка ТПП Ref.162A;
- тест-объект совпадения полей ТСП Ref.161;
- комплект тест-объектов для линейной томографии ТКЛ-1 и ТКЛ-2;
- тест-объект контрастной чувствительности ТКЧ-11/21;
- маммографический специальный фантом Ref: 011A Tissue-Equivalent Mammography Phantom;
- дентальный фантом Ref.VD0903150 Digident U Dental Phantom.

2. РЕЗУЛЬТАТЫ

2.1. Результаты проведения контроля по Восточно-Казахстанской области

В ходе проведения данных исследований были получены результаты, представленные в таблице 1.

Таблица 1.

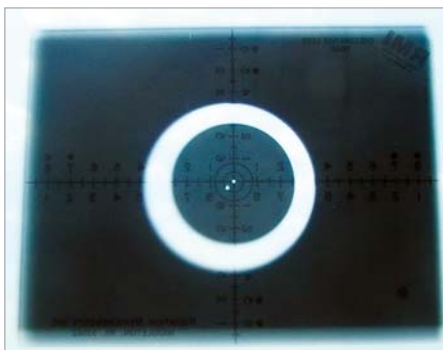
Результаты проведения исследований контроля эксплуатационных параметров

Тип аппаратов, количество	Соответствие требованиям	Количество аппаратов в зависимости от проверяемого параметра, шт.														
		Параметр 1	Параметр 2	Параметр 3	Параметр 4	Параметр 5	Параметр 6	Параметр 7	Параметр 8	Параметр 10	Параметр 11	Параметр 12	Параметр 13	Параметр 14	Параметр 15	
Рентгенодиаг- ностические аппараты (РДА), 5 шт.	Соответствует	5	4	4			3	5	5	5	2	4	4	5	2	
	Не соответствует		1	1	1	1						1	1			
	Невозможно оценить				4	4	2				3				3	
Палатные аппа- раты, 12 шт.	Соответствует	12	11	12			5	12	12	12		9	8	12		
	Не соответствует		1				3					3	4			
	Невозможно оценить				12	12	4				12				12	
Флюорографи- ческие аппара- ты, 4 шт.	Соответствует	4	1	3				4	3	4						
	Не соответствует		3	1					1							
	Невозможно оценить				4	4	4				4	4	4	4	4	
Дентальные ап- параты, 4 шт.	Соответствует	4	3	4			1	4	4	4			2	4		
	Не соответствует		1										2			
	Невозможно оценить				4	4	3				4	4			4	
Маммографиче- ские аппараты, 4 шт.	Соответствует	4	3	4				4	4	4		3	4	4		
	Не соответствует		1													
	Невозможно оценить				4	4	4				4	1			4	
Рентгенографи- ческие аппара- ты, 3 шт.	Соответствует	3	2	3			2	3	3	3		3	3	3		
	Не соответствует		1													
	Невозможно оценить				3	3	1				3				3	

В ходе проведения анализа полученных данных (таблица 1) фиксировались случаи двух и более несоответствий требуемых параметров на одном аппарате.

Основными причинами несоответствия, выявленными при проведении исследований, являются проблемы, связанные с системами, генерирующими высокое напряжение, и системами, формирующими пучок рентгеновского излучения (несовпадение радиационного и светового поля). При этом обе неисправности относятся к параметрам

рам, непосредственно влияющим на дозу. Пример несовпадения радиационного и светового поля (более 5 %) представлен на снимке (рисунок 1).



Соответствует требованиям



Не соответствует требованиям

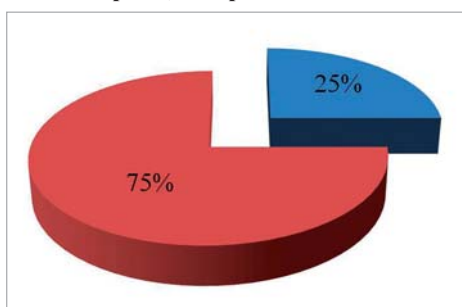
Рисунок 1. Снимки, полученные при измерении пунктов 12 и 13

Всего 50 % обследованных рентгенодиагностических аппаратов не соответствовали требованиям по параметрам, приведенным в приложении 15 «Санитарно-эпидемиологических правил и норм» [1].

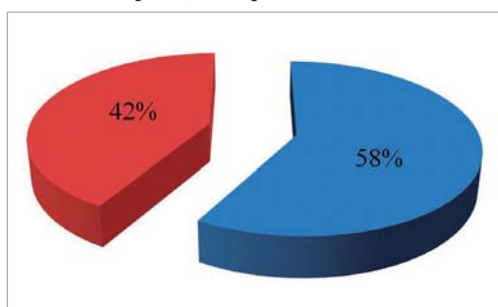
Согласно выбранной классификации, 44 % обследованных рентгенодиагностических аппаратов не соответствуют требованиям по параметрам, которые напрямую влияют на поглощенную дозу, и 6 % – которые косвенно влияют на дозу.

Анализ качества эксплуатационных параметров в зависимости от срока выпуска аппарата (рисунок 2) показал, что 42 % аппаратов со сроком службы менее 20 лет на данный момент не соответствуют требованиям, а в ряде случаев в эту категорию входят аппараты, выпущенные в 2008–2009 гг.

Аппараты, которым менее 20 лет



Аппараты, которым более 20 лет



■ соответствуют требованиям ■ не соответствуют требованиям

Рисунок 2. Результаты проведения контроля эксплуатационных параметров в зависимости от срока службы аппарата

Более худшая картина складывается при рассмотрении аппаратов со сроком выпуска более 20 лет (рисунок 2, вторая диаграмма), в этом случае $\frac{3}{4}$ обследованного парка аппаратов имеют несоответствия.

2.2. Состояние контроля в Республике Казахстан

По официальным данным, представленным Республиканской санитарно-эпидемиологической станцией, на 2008 год в Республике Казахстан было 1814 рентгенодиагностических аппаратов (таблица 2).

Таблица 2.

Количество рентгеновских аппаратов в медицинских учреждениях Республики Казахстан

№ п/п	Наименование	Количество
1	Рентгенография	726
2	Рентгенография, рентгеноскопия	264
3	Рентгенография, рентгеноскопия, томография	15
4	Рентгенография, томография	1
5	Рентгеноскопия	9
6	Рентгенотерапия	22
7	Рентгенофлуоресцентный анализ	47
8	Ангиограф	3
9	Дентальный	206
10	Кардиология	1
11	Литотриптер	1
12	Маммография	85
13	Определение плотности костей	1
14	Томография	30
15	Урология	4
16	Флюорография	385
17	Другие	14
ИТОГО		1814

В настоящее время лицензии на проведение контроля эксплуатационных параметров рентгенодиагностического оборудования имеют 4 организации (официальная информация, переданная Комитетом по атомной энергии Республики Казахстан):

1. ТОО «НПП Гамма», г. Алматы;
2. ТОО «ЭКОСЕРВИС-С», г. Алматы;
3. ТОО «Алия и Ко», г. Актобе;
4. ДГП «Институт радиационной безопасности и экологии» РГП НЯЦ РК, г. Курчатов.

Во все эти организации были сделаны запросы по общему количеству проверенных ими аппаратов и количеству аппаратов, не соответствующих требованиям. По статистике, сделанной по данным, представленным организациями, имеющими лицензии на проведение контроля эксплуатационных параметров рентгенодиагностического

оборудования, на конец февраля 2011 года были получены следующие данные по Республике Казахстан в целом (таблица 3, рисунок 3).

Таблица 3.

**Результаты проведения контроля эксплуатационных параметров
по Республике Казахстан на конец февраля 2011 года**

Организация, проводящая контроль	Количество установок, на которых проведен контроль		
	Всего, шт.	Не соответствуют нормам	
		шт.	%
ТОО «ЭКОСЕРВИС-С»	48	10	21
ТОО «НПП Гамма»	62	12	19
ТОО «Алия и Ко»	3	0	0
"Институт Радиационной Безопасности и Экологии"	32	16	50
Итого	145	38	26



Рисунок 3. Результаты проведения контроля эксплуатационных параметров
по Республике Казахстан на конец февраля 2011 года

Всего в Республике Казахстан на конец февраля 2011 года оставались не обследованными порядка 83 % рентгенодиагностических аппаратов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

С 2008 года в Республике Казахстан в требования по проектированию, содержанию и эксплуатации кабинетов лучевой диагностики, с целью ограничения дозовых нагрузок при медицинских обследованиях, был включен контроль эксплуатационных параметров.

На настоящий момент, под давлением надзорных органов медицинские учреждения, эксплуатирующие рентгенодиагностическое оборудование, все чаще обращаются в соответствующие организации для проведения данного вида контроля. Если на конец 2010 года по Восточно-Казахстанской области было обследовано менее 10 аппаратов, то на первый квартал 2011 года данное количество возросло до 32.

В результате анализа, проведенного по Восточно-Казахстанской области, 50 % рентгенодиагностических аппаратов, на которых проводятся медицинские обследования, не соответствует требованиям. В общем, по Республики Казахстан, не соответствует требованиям не менее 26 % рентгенодиагностических аппаратов.

Авторы статьи выражают благодарность за предоставленные данные сотрудникам ТОО «ЭКОСЕРВИС-С» Ахметову М.А., Туманбаеву Т.В.; ТОО «Алия и Ко» Баудияровой Г.К., Баудиярову А., Васиной М.И.; ТОО «НПП Гамма» Айманову М.Ш., Локтиной Н.А., Верменичеву Р.; Института радиационной безопасности и экологии Дементьеву А.В.

ЛИТЕРАТУРА

1. Санитарно-эпидемиологические правила и нормы «Санитарно-эпидемиологические требования к проектированию, содержанию и эксплуатации кабинетов лучевой диагностики и терапии», 12.08.2010, № 633.

ҚАЗАҚСТАН РЕСПУБЛИКАСЫНДАҒЫ РЕНТГЕНДИАГНОСТИКАЛЫҚ ЖАБДЫҚТАРДЫҢ ЭКСПЛУАТАЦИЯЛЫҚ ПАРАМЕТРЛЕРІНІҢ САПАСЫН БАҒАЛАУ

Божко В.В., Мустафина Е.В., Осинцев А.Ю.

***ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Қазақстан, Курчатов қ.***

Аталған жұмыс, Шығыс-Қазақстан облысының үлгісінде рентгендиагностикалық жабдықтардың эксплуатациялық параметрлерінің сапасын қарастыру үшін жасалған. Бұл мақалада, негізгі бақыланатын эксплуатациялық параметрлер, пациент алатын сіңірілген дозасына қатыстылығы бойынша маңыздылығы мен оларды бағалау формасы қарастырылды. Өткізілген жұмыстардың нәтижесі бойынша, Шығыс-Қазақстан облысында зерттелген 32 рентгендиагностикалық аппараттың 50% бақыланатын параметрлер бойынша талаптарға сәйкес келмейтіні анықталды.

Түйін сөздер: рентгендиагностика, рентгендиагностикалық аппараттар, медициналық сәулелену, дозалар, эксплуатациялық параметрлерді бақылау.

QUALITY ASSESSMENT OF OPERATIONAL PARAMETERS OF X-RAY EQUIPMENT IN KAZAKHSTAN

V.V. Bozhko, E.V. Mustafina, A.Yu. Ossintsev

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

This work has been done to review the quality of operational parameters of X-ray diagnostic equipment at the example of East-Kazakhstan region. The paper describes the main controlled operating parameters, their significance in respect to the absorbed dose being received by the patient and the form of assessment. The results of the work have found that in the East Kazakhstan region out of the 32 surveyed X-ray machines, 50 % did not meet the requirements for controlled settings.

Keywords: X-ray diagnostics, X-ray diagnostic machines, medical exposure, dose, monitoring of operational parameters.

УДК 615.849.12:504.75.05

БАЗА ДАННЫХ ДЛЯ ХРАНЕНИЯ И ОБРАБОТКИ ИНФОРМАЦИИ ПО ДОЗОВЫМ НАГРУЗКАМ НА ПЕРСОНАЛ

Семенин М.С., Осинцев А.Ю., Мустафина Е.В.

*Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан*

В статье описана разрабатываемая база данных для хранения и обработки информации по дозовым нагрузкам на персонал. Определены цели разработки и основные функции базы данных. Описана подробная структура хранения и обработки данных, полученных при проведении индивидуального дозиметрического контроля персонала. Также описаны основные возможности разрабатываемой базы данных и перспективы развития.

Ключевые слова: индивидуальный дозиметрический контроль, база данных.

ВВЕДЕНИЕ

Одним из основных принципов использования атомной энергии в мире является принцип запрещения всех видов деятельности по использованию источников излучения, при которых полученная для человека и общества польза не превышает риск возможного вреда, причиненного дополнительным облучением. Контроль за этим возможен только при функционирующей системе хранения и учета доз на персонал и население.

В настоящее время в Казахстане существует ряд нормативно-правовых актов, регулирующих контроль и учет индивидуальных доз облучения, полученных гражданами при работе с источниками ионизирующего излучения, проведении медицинских рентгенорадиологических процедур, а также обусловленных техногенным радиационным фоном.

Согласно постановлению Правительства Республики Казахстан, от 19 декабря 2003 года № 1277 «Об утверждении Правил контроля и учета индивидуальных доз облучения, полученных гражданами при работе с источниками ионизирующего излучения, проведении медицинских рентгенорадиологических процедур, а также обусловленных радиационным фоном», в Республике должна формироваться и функционировать «Государственная система контроля и учета индивидуальных доз облучения граждан». Данная система должна собирать и хранить данные о проведении индивидуального дозиметрического контроля персонала и граждан, вести учет годовой эффективной дозы, а также суммарной эффективной индивидуальной дозы за весь период профессиональной работы.

Целью разработки базы данных является повышение эффективности использования потенциальных возможностей, предоставление лицу, принимающему решение, релевантных данных для принятия решений.

Функции базы данных включают в себя следующие элементы:

- сбор и хранение информации;
- предоставление данных для анализа накопленных персоналом доз;

- учет лиц, подвергшихся облучению выше установленных пределов;
- обеспечение возможности для населения, предприятий, учреждений, организаций получения объективной и достоверной информации о дозах облучения граждан;
- генерация отчетов, анализ и визуализация накопленной статистики.

ОПИСАНИЕ СОЗДАВАЕМОЙ БАЗЫ ДАННЫХ

Для разработки был проведен выбор платформы написания базы данных. В качестве рабочей платформы выбрана свободная система управления базами данных (СУБД) MySQL.

Для обеспечения клиент-серверной технологии выбран Web-интерфейс, что позволяет создать мульти-платформенное программное обеспечение. Данное программное обеспечение распространяется свободно. В связи с этим используются следующие языки программирования и разметки: PHP, HTML, JavaScript.

К настоящему времени Институтом радиационной безопасности и экологии разработаны структура (рисунок 1) и оформление базы данных.

Центром в структуре базы данных является таблица данных о человеке. В данной таблице хранятся основные данные о персонале: фамилия, имя, отчество, данные об организации, профессии, дата рождения и т.д. При смене места работы данные также вносятся в базу. При необходимости возможно выяснить, на каком месте работы и в какой должности человек получил максимальное облучение.

Структура оформления базы данных сформирована таким образом, что данные индивидуального дозиметрического контроля сгруппированы по организациям и городам места нахождения организаций. При выборе города отображается список организаций, расположенных в данном городе, сотрудники которых поставлены на индивидуальный дозиметрический контроль.

Соответственно, при выборе организации открывается список ее сотрудников, за которыми ведется контроль. В системе предусмотрен контроль требований нормативной базы Республики Казахстан. Так, например, система отслеживает возраст и показывает женщин до 45 лет, для которых существуют отдельные требования по полученным дозам.

Оформление и функционал базы разрабатываются таким образом, чтобы предоставить максимум информации и удобства в работе, облегчить и ускорить обработку информации, получаемой при проведении индивидуального дозиметрического контроля.

ВОЗМОЖНОСТИ БАЗЫ ДАННЫХ

Разрабатываемая база данных принимает два типа данных, аналогичных формам сбора данных в Российской Федерации №1-ДОЗ «Сведения о дозах облучения лиц из персонала в условиях нормальной эксплуатации техногенных источников ионизирующих излучений» и №2-ДОЗ «Сведения о дозах облучения лиц из персонала в условиях радиационной аварии или планируемого повышенного облучения, а также лиц из населения, подвергшегося аварийному облучению».

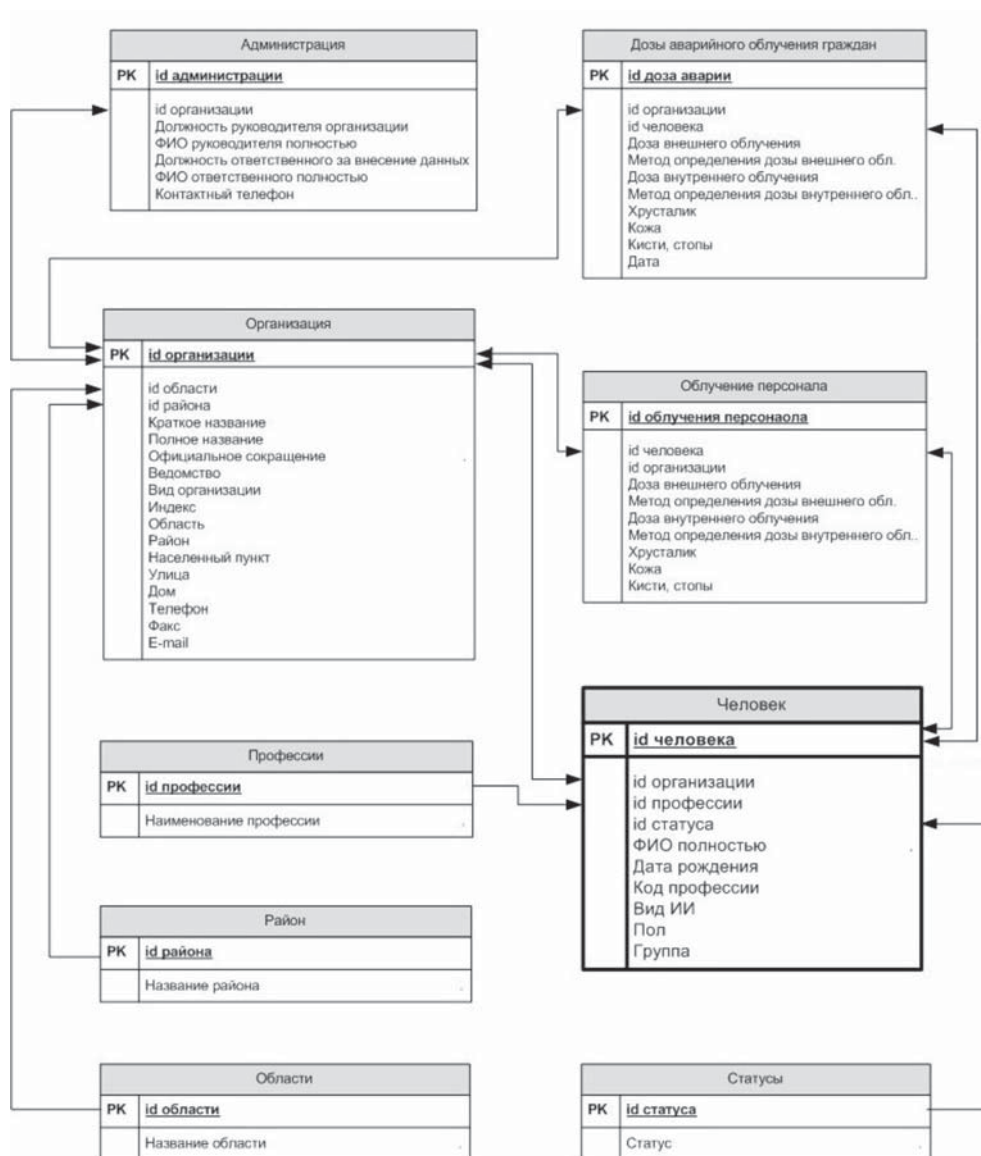


Рисунок 1. Структура базы данных

База данных способна хранить большое число записей, ограниченное только размерами аппаратного обеспечения серверного оборудования.

К основным возможностям базы относятся:

- автоматизация процесса сбора, обработки, вывода информации;
- автоматизация учета хранения индивидуальных дозиметров;

- графическое отображение данных о дозах, полученных персоналом, и распределении их как стране в целом, так и в пределах одной организации;
- автоматизация подготовки протоколов для передачи в контролируемые организации.

На данном этапе база данных может выводить данные в графическом виде. Согласно форме запроса (рисунок 2) выводятся данные распределения доз, полученных персоналом по кварталам (рисунок 3).

Тип графика: Выберите график

Год: Выберите год

Области: Все области

Города: Все города

Организация: Все организации

Категория: Все категории и население

Подготовить график

Рисунок 2. Форма запроса

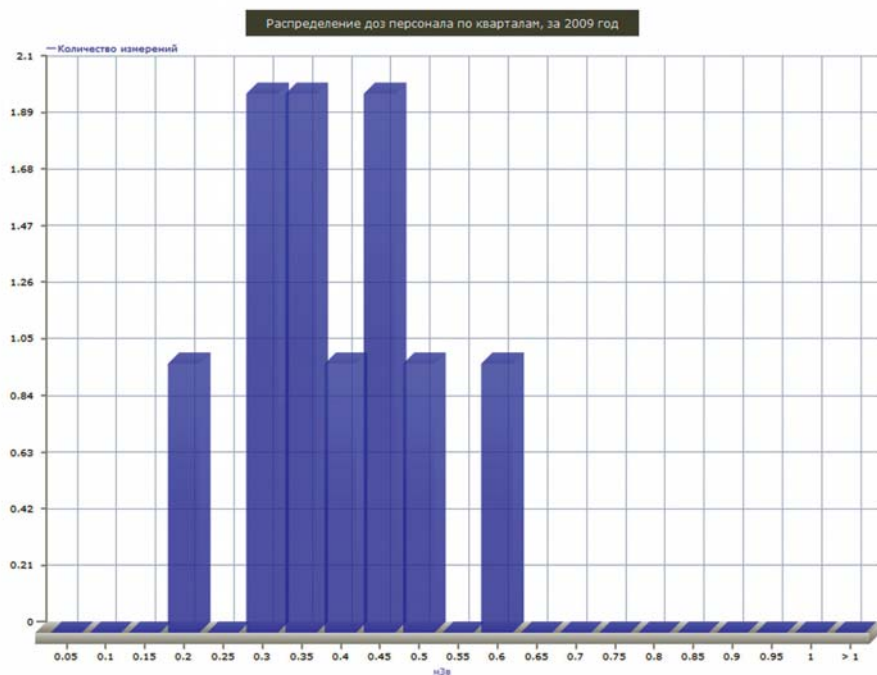


Рисунок 3. Распределение доз персонала по кварталам

Также разрабатывается интерактивная карта, которая будет отображать в графическом виде максимальные, средние и минимальные дозы полученные персоналом по областям Республики Казахстан (рисунок 4).

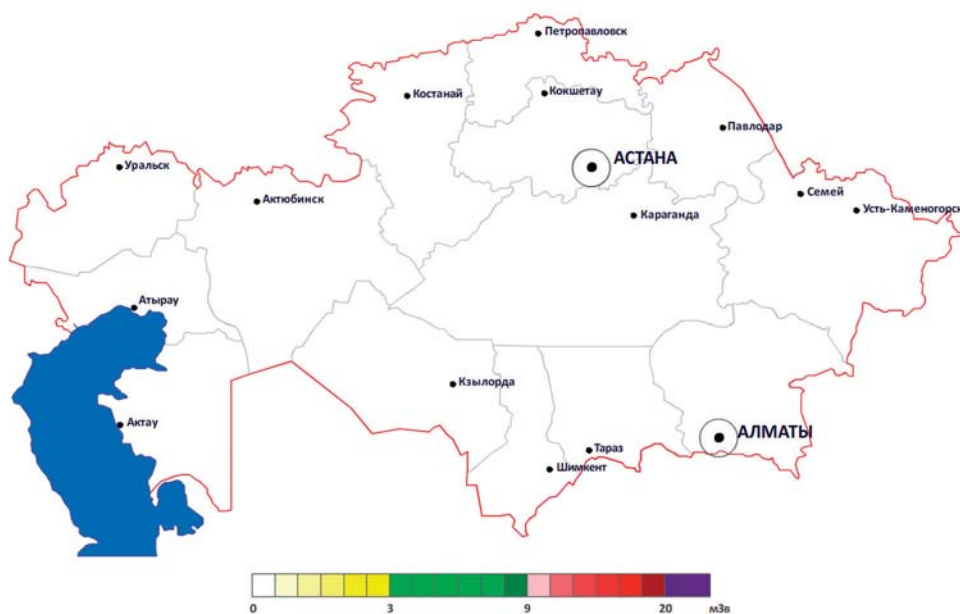


Рисунок 4. Карта распределения доз

Немаловажной особенностью является поддержка многопользовательской работы с базой данных по локальной сети и через глобальную сеть Internet. Это позволяет одновременно работать большому количеству операторов как находящихся непосредственно рядом с сервером базы данных, так и на большом удалении.

Простота рабочего интерфейса обеспечивает возможность комфортной работы даже в слабых сетях передачи данных, таких как GPRS, телефонное соединение (dial-up) и др.

Разрабатываемая база данных запущена в тестовую эксплуатацию в лаборатории радиологических исследований. В ходе эксплуатации в базу вносятся данные индивидуального дозиметрического контроля персонала, получаемые в ходе работы лаборатории. Выявляются и исправляются ошибки, а также происходит постоянная доработка базы данных.

В целом база данных является работоспособной, и при реализации защитных мероприятий и обеспечении аппаратных средств возможен запуск для работы в глобальной сети Internet.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В перспективе развития базы данных планируется реализация возможности просматривать, анализировать, оценивать данные, хранящиеся в базе данных в режиме Online. Для сдачи отчётной документации в надзорные органы разрабатывается модуль подготовки документов на основе полученных данных, а также вывод статистических, табличных, визуальных данных (таблиц, графиков).

Разработка подобной базы данных на государственном уровне позволит ускорить сбор данных для принятия взвешенных решений, направленных на снижение дозовых нагрузок на граждан Республики Казахстан на основе актуальных данных. Наличие системы будет неуклонно способствовать снижению дозовых нагрузок на граждан Республики Казахстан.

ҚЫЗМЕТКЕРЛЕРДІҢ ДОЗАЛЫҚ ЖҮКТЕМЕЛЕРІ БОЙЫНША АҚПАРАТТЫ ӨНДЕУ ЖӘНЕ САҚТАУҒА АРНАЛҒАН ДЕРЕКТЕР БАЗАСЫ

Семенов М.С., Осинцев А.Ю., Мустафина Е.В.

***ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Курчатов, Қазақстан***

Мақалада, қызметкерлерге арналған дозалық жүктемелер бойынша ақпараттарды өңдеу және сақтау үшін жасалып жатқан деректер базасы суреттелген. Деректер базасының негізгі әзірлемелері мен қызметтерінің мақсаты анықталды. Қызметкерлерге жеке дозиметрлік бақылау өткізу барысында алынған деректерді өңдеу және сақтауға қатысты құрылым толық суреттелген. Сонымен қатар, деректер базасын әзірлеудегі негізгі мүмкіндіктер мен оны келешекте жетілдіру жағы суреттелген.

Түйін сөздер: жеке дозиметрлік бақылау, деректер базасы.

DATABASE FOR STORING AND PROCESSING INFORMATION ON DOSE LOADS FOR STAFF

M.S. Semenin, A.Yu. Ossintsev, E.V. Mustafina

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

The paper describes a database being developed for storing and processing information on dose loads to personnel. Objectives and basic functions of the database have been identified. We describe the detailed structure of the storage and processing of data obtained during the individual monitoring of personnel. It also describes the main features of the database developed and prospects.

Key words: individual dosimetric monitoring, database.

УДК 528:577.4:504.064

РАЗРАБОТКА ГИС-ПРОЕКТА «СИП»**Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б.*****Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК,
Курчатов, Казахстан***

В статье представлены результаты работы по разработке и созданию ГИС-проекта «СИП», а также примеры его использования для организации исследований и анализа данных для оценки состояния территории и экосистем.

Накоплен огромный объем информации, касающийся территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП), в связи с чем возникают проблемы хранения, своевременного доступа и эффективной обработки данных. Для решения этих задач и осуществления комплексных исследований на СИП на основе технологий ГИС разработан и создается ГИС-проект «СИП».

Данная разработка позволила систематизировать большой объем накопленной информации, в том числе по радиационному загрязнению СИП и отдельных испытательных площадок, а также обеспечить постоянное информационное и аналитическое обслуживание большого числа специалистов.

Ключевые слова: ГИС-проект, слой, база данных, исходные данные, анализ данных.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время накоплен огромный объем информации, касающийся территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона (СИП) – это результаты научно-исследовательских программ, коммерческих проектов, причем выполненных различными организациями. В связи с большими объемами информации возникают проблемы хранения, своевременного доступа и эффективной обработки данных. Для решения этих задач и осуществления комплексных исследований на СИП применение геоинформационных систем (ГИС) особо эффективно.

Основная цель разработки ГИС-проекта «СИП» – на основе технологии ГИС создать информационный модуль для:

- сбора и систематизации информации, касающейся территории бывшего СИП;
- подготовки исходных данных для выполнения полевых работ;
- анализа полученных данных в ходе проведения исследований для принятия соответствующих решений;
- определения характера и механизмов загрязнения территории.

1. ОБЩЕЕ ОПИСАНИЕ РАБОТ

1.1. Методика построения ГИС-проекта

Модель ГИС-проекта строилась на трех основных компонентах: исходные данные, программный блок и анализ. Четвертый компонент, блок принятия решений, является результирующим компонентом системы [1].

Инструментом (программным продуктом) для создания ГИС-проекта являлась программа ArcGIS 9.x с дополнительными модулями для анализа (Spatial Analyst, Geostatistical Analyst). ГИС-проект выполнен в системе координат WGS-1984_UTM_Zone_43N (Universal Transverse Mercator Zone 43, сфероид WGS 84) – это международная прямоугольная система координат, которой пользуются в настоящий момент в Казахстане и других странах для приведения данных к единому стандарту.

Исходными данными для ГИС-проекта являлись различные отчеты, данные дистанционного зондирования, топографические и тематические бумажные карты, данные полевых и лабораторных исследований. Основу ядра исходных данных составили база геоданных и база данных «Радиоэкология». Связь между базами осуществляется с помощью встроенной функции OLE DB Connection.

Специальная база аналитических данных по СИП «Радиоэкология» представляет собой структурированный огромный фактический материал, накопленный в ходе проведения работ по исследованию радиоэкологической обстановки на территории СИП (более 40 000 проб с результатами различных анализов), и он постоянно увеличивается. База реализована в СУБД Access, так как ее интерфейс достаточно прост и предоставляет пользователю удобные возможности для манипулирования данными.

Обработка исходных данных включала в себя последовательность действий, представленных на рисунке 1.

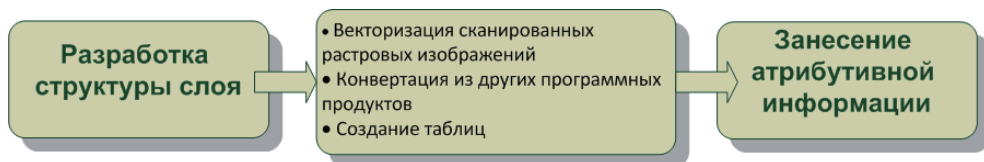


Рисунок 1. Обработка исходных данных

Обработка данных предусматривала создание структуры каждого слоя, то есть определяли, какую информацию должен нести слой для получения достаточного объема данных для анализа.

Следующим шагом, в зависимости от типа исходных данных, осуществлялось занесение исходной информации в базу геоданных.

Топографические и тематические карты сканировали, получая растровые данные. При необходимости растры обрабатывали (сшивали) с использованием программы Easy Trace, которая также позволяет выполнить векторизацию изображения. Векторизация сканированных (растровых) изображений – оцифровка карт. Чтобы иметь возможность работать с геометрическими объектами (точки, линии, полигоны), сначала привязывали к карте и определяли проекцию, затем векторизовали растровое

изображение [2]. Для подготовки некоторых тематических карт по данным дистанционного зондирования земли (ДЗЗ) интересующей территории использовали мультиспектральные спутниковые снимки среднего разрешения. Снимки классифицировали в автоматическом режиме, выделенные контура заверяли в полевых условиях.

Слои, выполненные с помощью таких программных продуктов как AutoCAD, MapInfo и полученные в электронном виде, конвертировали в ГИС-проект, определяя необходимую проекцию. Данные, собранные в отчетах, преобразовали в структурированные таблицы и на их основе создали слои.

Анализ пространственных и семантических данных, как правило, включает в себя процесс обработки информации, в том числе с помощью различных запросов: пространственный (в том числе геостатистический), статистический анализ. Один из основных видов используемого нами пространственного анализа – построение карт площадного загрязнения – картографирование процессов загрязнения и прогноз их динамики во времени и пространстве [3]. В ходе исследований рассмотрен ряд принципов, позволяющих наметить программную последовательность решения поставленной задачи:

- разработка классификационной системы для отображения процессов загрязнения (для построения цветовой шкалы применяется 255-уровневая трехцветная цветовая шкала);
- разработка условных знаков для нанесения разных видов точек отбора проб объектов окружающей среды;
- выбор методики создания карт.

Построение карт осуществлялось с помощью стандартных модулей Spatial Analyst, Geostatistical Analyst. Эти модули предполагают множество способов создания карт, поэтому методы проанализированы, выбран оптимальный метод построения – крикинг [4].

Статистический анализ данных предполагает обработку информации с помощью модуля Geostatistical Analyst, результаты представляют собой различные графики и диаграммы.

1.2. Структура ГИС-проекта «СИП»

В результате обобщения материалов принято, что ГИС-проект «СИП» должен состоять из десяти тематических блоков (наборов слоев), которые в совокупности дают полное представление о полигоне:

1. Границы СИП и площадок
2. Топография (топографическая основа, растровые изображения)
3. Места проведения ядерных и других испытаний
4. Хозяйственная деятельность на СИП
5. Водные объекты
6. Растительность
7. Почвы
8. Геология
9. Радиационные характеристики объектов окружающей среды
10. Другие характеристики объектов окружающей среды

Каждый блок (набор) включает в себя слои, которые логически объединены для удобства пользователей и осуществления анализа данных. Слои могут включаться или отключаться по мере необходимости для того, чтобы не перегружать карту информацией (рисунок 2).

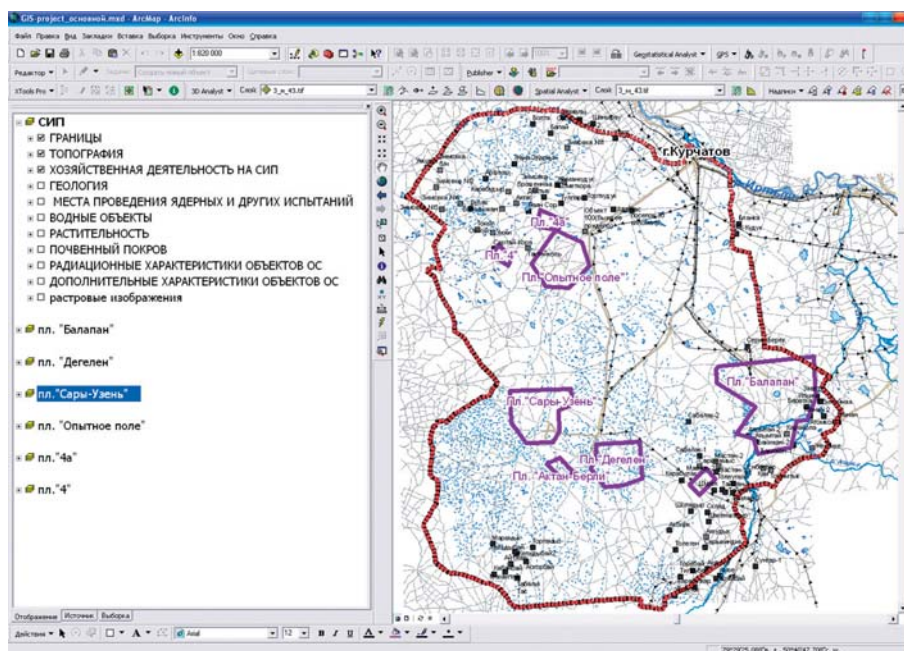


Рисунок 2. Основное окно ГИС-проекта

Блоки должны содержать информацию, необходимую для проведения исследований и мониторинга на территории полигона.

Границы СИП и площадок. Это фундаментальный блок, должен содержать информацию о географическом положении территории: граница полигона, испытательных площадок (использованных и неиспользованных), границы областей, административных районов (также прилегающих) и т.п.

Топография. Здесь должна быть представлена топографическая основа масштабов от 1:500 000 до 1:100 000, включающая рельеф местности, гидрографию, дорожные сети, также растровые изображения в виде космических снимков, различных схем.

Места проведения ядерных и других испытаний. Это исторический блок, должен включать места проводимых ранее ядерных и др. испытаний (шtolьни, скважины) и их последствия в виде следов радиоактивных выпадений.

Хозяйственная деятельность на СИП. В данном блоке должна быть представлена информация, касающаяся мест ведения хозяйственной деятельности на территории полигона: населенные пункты (села, зимовки как на территории СИП, так и за его пределами), проектируемые и разрабатываемые месторождения, реакторные комплексы.

Водные объекты. Этот блок должен включать в себя потенциальные объекты водопользования – колодцы, родники и т. п.

Растительность. Здесь должны быть представлены карты растительного покрова разного масштаба и карты-схемы основных экосистем.

Почвы. Этот блок должен включать карты почвенного покрова разного масштаба, а также карты фактического материала.

Геология. В данном блоке должна быть представлена информация, касающаяся геологического строения данной территории: геологические и гидрогеологические карты с нанесением специфической информации, месторождения полезных ископаемых.

Радиационные характеристики объектов окружающей среды. Блок должен включать результаты обследования всех объектов окружающей среды (почва, воздух и т.п.) как регионального (на всю территорию бывшего СИП), так и локального уровня (отдельные участки, объекты).

Другие характеристики объектов окружающей среды. Блок должен содержать данные, касающиеся таких характеристик объектов, как химический состав и т. п.

Состав и структура данных ГИС определялся собственно объектами окружающей среды (почва, воздух, растения и т. п.), а также процессами (загрязнение окружающих сред, миграционные процессы).

2. РЕЗУЛЬТАТЫ РАБОТ

2.1. Подготовка исходных данных

В рамках создания ГИС-проекта «СИП» был обработан, систематизирован большой объем информации и приведен в электронный вид в виде растровых изображений:

- отчеты по бюджетным программам и международным проектам за последние 10 лет. Обработана вся информация, имеющая координатную привязку: результаты полевых исследований (например, пешеходной гамма-съемки), хозяйственный мониторинг, бурение скважин и т.п.;
- топографические карты масштаба 1:500 000, 1:200 000 и 1:100 000. Карты: 20 листов масштаба 1:100 000, 8 листов масштаба 1:200 000, 4 листа масштаба 1:500 000 отсканированы и привязаны согласно номенклатуре. Для актуализации топографических карт масштаба 1:100 000 приобретены карты, выполненные государственным институтом аэрогеодезических исследований (ГИСХАГИ, 2003 г.);
- для создания таких тематических карт, как почвенные, геологические, гидрогеологические сделаны запросы в государственные фонды для получения листов карт на данную территорию. Получено 6 листов геологических карт, 5 листов гидрогеологических карт масштаба 1:200 000, 4 листа почвенных карт масштаба 1:300 000;
- для создания карт фактического материала проводился сбор материала в виде паспортов на объекты, например, объект почвенный разрез, скважина, зимовка;
- для создания карт почвенного и растительного покрова приобретены мультиспектральные спутниковые снимки среднего разрешения космического аппарата ALOS, полученные в 2007 и 2009 годах, на 60 % территории СИП.

2.2. Заполнение ГИС-проекта

Границы СИП и площадок. Границы полигона и технических площадок получены в виде шейп-файлов (*.shp) и экспортированы в базу геоданных (предоставлены НЯЦ РК). Административные границы областей и районов оцифрованы с атласа Казахстана. Координаты маркировочных столбов взяты с опубликованной информации.

Также этот блок содержит набор слоев «Перспективная карта», включающий в себя границы предполагаемого района, к которому будет относиться территория полигона. Контуры детального обследования территории до 2020 года.

Всего данный блок содержит 12 слоев.

Топография. Данный блок включает в себя следующие поднаборы слоев: рельеф местности (изолинии) с высотными отметками, гидросеть (реки, озера и т.п.), дорожная сеть, ЛЭП.

Слои созданы на основе листов топографической карты масштаба 1:100 000, занесена необходимая атрибутивная информация: название рек, озер, тип дорог (главная, грунтовая) и т.п. Рельеф масштаба 1:500 000 получен в виде шейп-файлов и экспортирован в базу геоданных (предоставлен НЯЦ РК). Также в этом блоке находятся слои номенклатурных листов разных масштабов.

Данный блок содержит в настоящий момент 14 слоев. В 2011 году будет закончен слой «Рельеф» масштаба 1:100 000, с помощью которого будет построена 3D-модель местности.

Места проведения ядерных и других испытаний. Эти данные ранее наносились на различные карты, однако, с появлением более новой технической базы для получения координат, данные слои были актуализированы. По всем объектам – штольням, скважинам – занесена атрибутивная информация (номер объекта, дата проведения испытания) и прикреплены паспорта объектов, которые при необходимости можно посмотреть при наведении на объект. Также при увеличении масштаба около 1:3 000, можно увидеть ситуацию на самом объекте (участки обследования возле скважин, штолен). Технические площадки на площадке «Опытное поле» и ШПУ (шахтно-пусковые установки) вынесены в отдельные слои.

Также в этом блоке находится набор слоев «Следы», так как они оцифрованы с различных источников, которые обязательно указываются. Создан слой на основе табличных данных, представленных в литературе. Учитывались место проведения испытания и магнитный азимут направления движения радиоактивного облака. Данный слой используется для детального обследования территории в местах прохождения следов.

Этот блок содержит в общей сложности 19 слоев.

Хозяйственная деятельность на СИП. В блок включен слой «Населенные пункты», который оцифрован с листов карт масштаба 1:100 000. По результатам хозяйственного мониторинга (полевых исследований) и на основе созданного слоя нанесены зимовки (летники), занесена следующая атрибутивная информация: название объекта, координаты, состояние объекта (брошенная или жилая), поголовье скота. Также по данным полевых выездов и на основании официальных запросов были нанесены землеотводы хозяйствующих субъектов со следующей информацией: владелец, наименование субъекта, вид работ, площадь землеотвода. Всего на настоящий момент на территории полигона 52 хозяйствующих субъекта, из них 7 – разрабатываемые месторож-

и сопоставления с топографической основой была построена карта геоботанических контуров с заполнением соответствующей атрибутивной информации. На ее основе создана карта основных экосистем. Всего блок содержит 2 слоя.

Почвы. Блок создавался 2 способами: оцифровка листов карт масштаба 1:300 000, на основе ДЗЗ и полевых заверок (масштаб 1:100 000). Слой «Почвенные разрезы» включает в себя весь фактический материал, собранный за многолетний период, к каждому разрезу прикреплен паспорт с его подробным описанием.

Всего блок содержит 3 слоя.

Геология. В блок включены наборы слоев «Геология» и «Гидрогеология». Созданы слои: направления водных потоков, контуры бассейнов водосбора, полезные ископаемые, также скважины гидрогеологические, структурные.

Наборы слоев «Гидрогеология» и «Полезные ископаемые» планируется актуализировать в 2011 году. Также будет создана геоморфологическая карта масштаба 1:200 000.

Всего в настоящий момент в блок входит 11 слоев.

Радиационные характеристики объектов окружающей среды. Этот блок является динамичным, так как постоянно появляются новые объекты исследований, как точечные, так и имеющие большие площади. Блок имеет свою структуру, информация разбита по годам и объектам окружающей среды (почва, вода, воздух, растения). Координаты точек отбора проб объектов окружающей среды с результатами полевых и лабораторных исследований отражаются в виде точек на карте посредством связи базы данных «Радиоэкология» с ГИС-проектом.

Затем создаются карты площадного загрязнения почвы территории различными радионуклидами естественного и техногенного характера, такими как ^{137}Cs , ^{241}Am и др. Либо, если точек отбора проб недостаточно для построения площадного распределения на данном участке, они наносятся в цветовой градации. Также обрабатываются данные по другим объектам окружающей среды – в виде точечной цветовой градации.

Данный блок в настоящий момент содержит 10 слоев на всю территорию и более 500 слоев на локальные участки.

Другие характеристики объектов окружающей среды. Блок имеет в настоящий момент всего 1 слой – «Скважины» с атрибутивной информацией химического состава воды.

Итак, на данный момент ГИС-проект «СИП» содержит более 80 слоев с необходимой атрибутивной информацией, чтобы охарактеризовать объекты, которые, в свою очередь, содержат более 20 000 объектов. Названия различных объектов в таблицу атрибутов занесены на трех языках: русский, казахский, английский. В псевдониме каждого слоя пишется краткая информация: источник для создания (например, атлас Казахстана или отчет по Республиканской бюджетной программе 011 2008 год), дата создания.

В настоящее время организована возможность пользоваться данным ГИС-проектом с помощью приложения-просмотрщика ArcReader, который открывает ГИС-проект на сервере ИРБЭ НЯЦ РК. Пользователь будет иметь такие возможности, как отключать и включать необходимые ему слои, открывать паспорта на объекты, непосредственно наведя на объект, определить местоположение точки (объекта), если известны координаты, просматривать атрибутивную информацию по каждому слою. При работе с инструментами используются стандартные возможности приложения, рассматривается вариант расширения возможностей пользовательского интерфейса.

3. ПРИМЕРЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ГИС-ПРОЕКТА

Основная функция ГИС-проекта – анализ данных. Для решения задач пространственного и статистического анализа в ГИС имеется богатый набор инструментов. Они позволяют строить буферные зоны и зоны охвата, определять расстояния, получать геометрические характеристики объектов (длина, площадь), проводить различные пространственные и атрибутивные выборки (на основе SQL-запросов), делать операции оверлея (наложения слоев) и др. Это важные функции ГИС, и от их эффективности напрямую зависит эффективность и полезность самих ГИС.

В результате ГИС-анализа территории получают качественные тематические карты, графики и таблицы, которые доступны для понимания и дают ответы на поставленные вопросы исследования. Поэтому визуализации уделяется большое внимание.

Анализ данных с помощью ГИС осуществляется как на этапе подготовки исходных данных для проведения исследований, так и на заключительном этапе обработки информации, полученной в ходе проведения полевых и лабораторных работ.

3.1. Организация полевых работ

Для организации и проведения полевых работ необходима предварительная комплексная оценка исследуемой территории с помощью ГИС-проекта: определение радиационной обстановки на планируемой территории по данным, полученным ранее в ходе проведения исследований, определение локальных участков с большим уровнем загрязнения техногенными радионуклидами, предоставление различных тематических карт (топографических, почвенных и др.), космоснимков на требуемую территорию. Информация анализируется в совокупности со всеми природными характеристиками (климат, почвы, растительность и пр.). Проведя анализ исходных данных, определяют шаг сети отбора проб и проведения радиологического обследования.

Например, для проведения радиологического обследования припортовых участков штолен разбивается сетка 5x10 м, в узлах которой проводятся радиометрические измерения (гамма-, бета-съемка) (рисунок 4). Рассчитанные координаты узлов сетки передаются для проведения обследования.

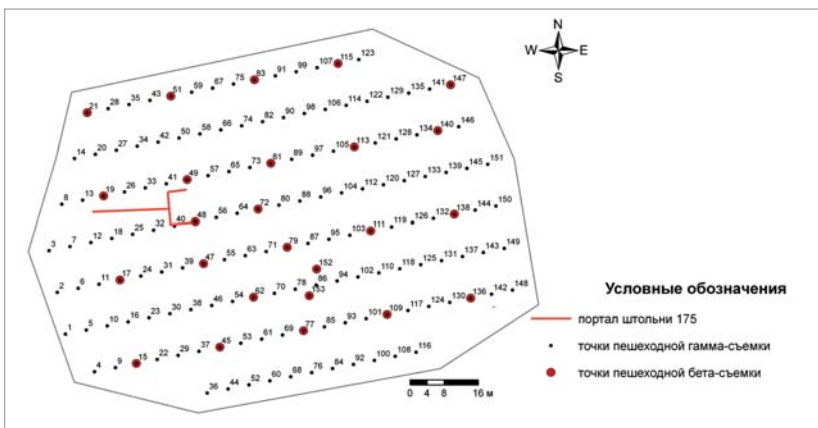


Рисунок 4. Сетка 5x10 м на припортовом участке штольни 175

3.2. Применение геостатистического и статистического анализа

Для интерпретации полученных данных используется геостатистический и статистический анализ информации. С помощью метода геостатистики дискретного крикинга по результатам полевых исследований строятся карты распределения потока гамма-, бета-, альфа-частиц, по результатам лабораторных исследований – карты площадного загрязнения радионуклидами естественного и техногенного характера. Статистические приемы обработки данных позволяют сформулировать обоснованные выводы относительно полученного распределения.

Например, на «северной» части территории СИП по результатам лабораторных анализов построена карта площадного загрязнения ^{241}Am с помощью модуля Geostatistical Analyst с цветовой градацией от светлого, менее загрязненного, к темному цвету, в виде изолиний в результате интерполяции данных для любой точки на обследованной территории [5]. На основании пространственного анализа и построения графиков удельной активности ^{241}Am в распределении ^{241}Am выявлено 6 зон с повышенными концентрациями. С помощью статистического анализа вычислили среднюю концентрацию ^{241}Am по каждому контуру и определили наиболее выраженный – максимальное значение (рисунок 5).

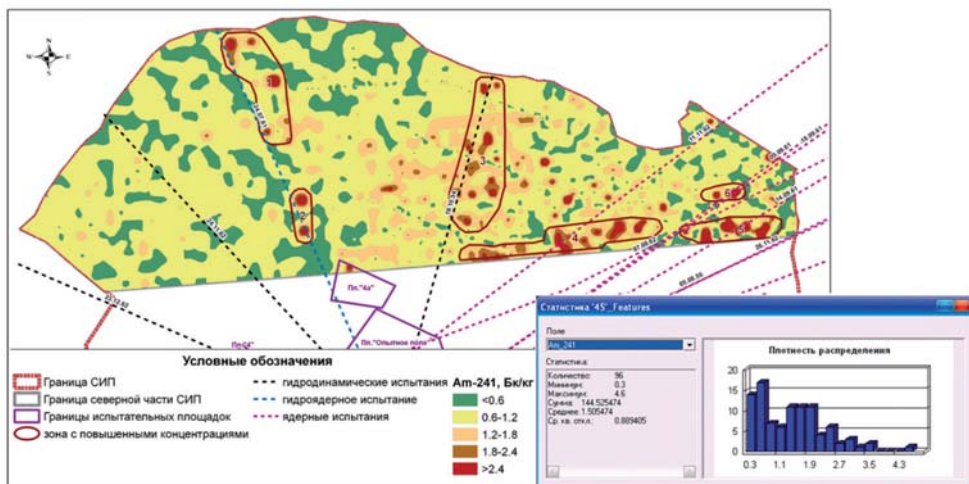


Рисунок 5. Интерпретация данных по радионуклиду ^{241}Am

3.3. Определение характера и механизмов загрязнения территории

Одной из типичных задач анализа результатов работ при проведении научных исследований является выявление характера и механизмов загрязнения того или иного объекта, территории.

Например, при проведении исследований на территории участка месторождения «Байтемир» определялся характер и механизмы загрязнения данной территории.

По результатам лабораторных анализов построена карта площадного загрязнения ^{137}Cs . Явно выделяется основной участок загрязнения. Наложение слоев – след в виде изолинии $0,3 \text{ Ки/км}^2$ ^{137}Cs по результатам аэрогаммасъемки с картой площадного распределения радионуклида ^{137}Cs на участке, явно видно, что загрязнение ^{137}Cs приурочено к проходящему по данному участку следу радиоактивных выпадений 1953 года (рисунок 6).

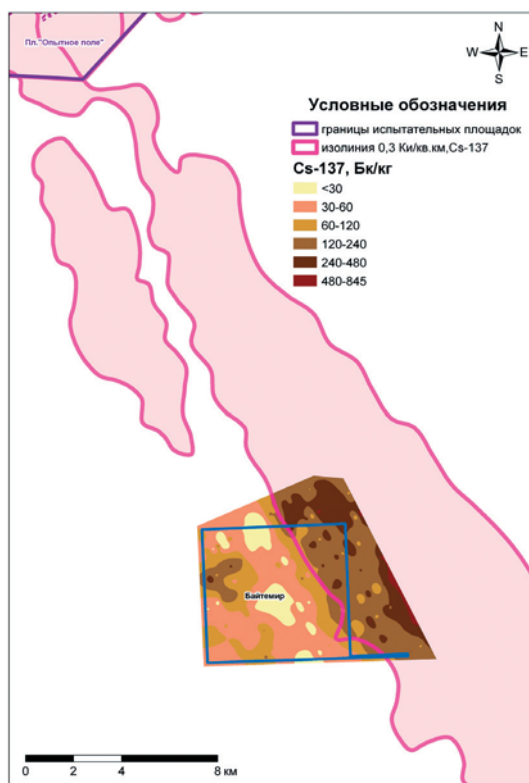


Рисунок 6. Наложение слоев - карта площадного загрязнения и след радиоактивного выпадения

Зоны с повышенными концентрациями на «северной» части территории СИП также можно обосновать при наложении следов от радиоактивных выпадений после проведения гидроядерных, гидродинамических и ядерных испытаний.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Данная разработка позволила систематизировать большой объем накопленной информации, в том числе по радиационному загрязнению СИП и отдельных испытательных площадок, а также обеспечить информационное и аналитическое обслужива-

ние большого числа конечных пользователей – специалистов по различным областям науки и техники.

Эта работа продолжалась в течение нескольких лет. На настоящий момент ГИС-проект «СИП» содержит более 80 слоев, которые, в свою очередь, содержат более 20 000 объектов. Стоит отметить, что в настоящее время все данные, имеющие пространственную привязку, проходят процедуру обработки и занесения в ГИС-проект «СИП».

Дальнейшее развитие ГИС-проекта позволит расширить сферу применения ГИС, таких как осуществление прогноза изменений в состоянии радиационной обстановки, оценка коллективных и индивидуальных доз населения, занимающегося хозяйственной деятельностью на территории СИП, моделирование радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха, подземных вод на территории СИП.

Авторы статьи выражают огромную благодарность сотрудникам лаборатории Геоинформационных технологий Института радиационной безопасности и экологии Елизарьевой Н.А., Еременко Е.А., Кузевановой О.В. за обработку и систематизацию данных по тематике.

ЛИТЕРАТУРА

1. Королев Ю. К. Общая геоинформатика. Ч.1 [Теоретическая геоинформатика.]. Вып.1 / Ю. К. Королев. – М: ООО СП Дата, 1998. – 118 с.
2. Геоинформатика / под.ред. А. Д. Иванников, В.П. Кулагин, А.Н. Тихонов [и др.] – М: МАКС Пресс, 2001. – 349 с.
3. Журкин И. Г. Геоинформационные системы / И.Г. Журкин, С.В. Шайтура. – М.: КУДИЦ-ПРЕСС, 2009. – 272 с.
4. Митчелл Э. Руководство по ГИС анализу [Пространственные модели и взаимосвязи.]. Ч.1. / Э. Митчелл. – Copyright: ESRI, 1999. – 171 с.
5. Лайкин В. И. Геоинформатика: учебное пособие / В. И. Лайкин, Г. А. Уповров. – Комсомольск-на-Амуре: АмГПУ, 2010. – 162 с.

«ССП» ГАЗ-ЖОБАСЫН ӘЗІРЛЕУ

Яковенко Ю.Ю., Лукашенко С.Н., Субботин С.Б.

**ҚР ҰЯО Радиациялық қауіпсіздік және экология институты,
Курчатов, Қазақстан**

Бұл мақалада, «ССП» ГАЗ-жобасын өңдеу және әзірлеу бойынша жұмыстардың нәтижелері келтірілген, сонымен қатар зерттеулерді ұйымдастыруға арналған оның үлгілері мен аумақтың және экожүйенің хал-ахуалын бағалауға арналған деректердің талдамасы келтірілген.

Бұрынғы Семей сынақ полигонының (ССП) аумағына қатысты ақпараттардың үлкен көлемі жинақталды, осыған байланысты деректерді сақтауға, уақытылы енгізуге және тиімді өңдеуге қатысты мәселелер туындайды. ССП-ғы кешенді зерттеулерді іске асыруда және

осы мәселелерді шешу үшін ГАЗ технологиясы негізінде «ССП» ГАЗ-жобасы өңделді және әзірленіп жатыр.

Аталған өңдеулер жинақталған ақпараттардың, сонымен қатар ССП мен жеке бір сынақ алаңдарының радиациялық ластануы бойынша үлкен көлемін жүйеге келтіруге, сонымен қатар мамандардың көпшілігін ақпараттық және аналитикалық қамтамасыз етуге мүмкіндік берді.

Түйін сөздер: ГАЗ-жобасы, қабат, деректер базасы, алғашқы деректер, деректер талдамасы.

DEVELOPMENT OF GIS-PROJECT «STS»

Yu.Yu. Yakovenko, S.N. Lukashenko, S.B. Subbotin

Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

The paper presents the results of the design and creation of GIS-project «STS», as well as examples of its use for the organization of research and data analysis to assess the state of the territory and ecosystems.

There has been collected a wealth of information concerning the territory of the former Semipalatinsk test site (STS), and therefore there are problems of storage, timely access and effective data processing. To solve these problems and implement comprehensive research at STS a GIS-technologies-based a GIS project «STS» is being designed and developed.

The GIS-project «STS» consists of ten clusters that contain the information necessary to conduct research and monitoring at the test site. This development systematizes the wealth of information, including radioactive contamination of STS and certain testing sites, as well as provides continuous information and analytical services for a large number of specialists.

This development allowed systematizing a large amount of stored information, including radioactive contamination of STS and certain test areas as well as providing ongoing informational and analytical services to a large amount of specialists.

Keywords: GIS project, layer, database, source data, data analysis.

АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ

А

Айдарханов А.О. 233, 319
Амиров А.А. 295

Б

Байгазинов Ж.А. 143
Бахтин Л.В. 161
Битенова М.М. 243
Божко В.В. 357

Г

Горбунова Э.М. 161
Горлачев И.Д. 11

Ж

Жадыранова А.А. 329
Жданов С.В. 121

З

Зверева И.О. 343

И

Иванова А.Р. 59, 85

К

Кабдыракова А.М. 101
Каширский В.В. 161, 329, 343
Квочкина Т.Н. 11
Келлер С.А. 59, 85
Князев Б.Б. 11
Коваль А.П. 143
Кожыханов Т.Е. 59
Коровина О.Ю. 343
Кузеванов К.И. 161
Кундузбаева А.Е. 85, 101

Л

Ларионова Н.В. 59, 85, 121
Лукашенко С.Н. 11, 59, 85, 101, 121, 143, 161, 233, 243, 251, 275, 295, 319, 343, 373
Ляхова О.Н. 121, 233

М

Магашева Р.Ю. 101
Милиц О.С. 319
Мульгин С.И. 121
Мустафина Е.В. 357, 367

О

Осинцев А.Ю. 357, 367

П

Паницкий А.В. 143, 243
Пестов Е.Ю. 161

Р

Романенко В.В. 161, 251, 275
Рсымбетова Р.С. 319

С

Семенин М.С. 367
Силачев И.Ю. 319
Субботин С.Б. 121, 161, 251, 275, 373

Т

Тимонова Л.В. 319
Турченко Д.В. 233

Ч

Чернова Л.В. 251, 275

Ш

Шатров А.Н. 329

Я

Яковенко Ю.Ю. 373

ОБ ОСНОВНЫХ АВТОРАХ ВЫПУСКА

Лукашенко С.Н. закончил Ленинградский институт им. Ленсовета по специальности «Радиационная химия» в 1986 году и был направлен по распределению в Институт ядерной физики Академии наук КазССР, где проработал до 2006 года. В 2006 году назначен Заместителем Генерального директора по радиоэкологии НЯЦ РК – Директором Института радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК. Основные области научных интересов в различные годы: разработка методов элементного и радионуклидного анализа; разработка методов получения и радиохимического выделения радиоактивных изотопов; исследования состояния различных радиационно-опасных объектов, включая бывшие испытательные полигоны – Семипалатинский и Азгир, места проведения мирных ядерных испытаний (объекты ЛИРА, Батолит, Регион и др.), атомные реакторные установки (реакторная установка БН-350, г.Актау, исследовательский реактор ВВР-К, г. Алматы), объекты уранодобывающей и ураноперерабатывающей промышленности (хвостохранилище Кошкар-Ата, хранилище отходов УМЗ и др.), объекты и территории с повышенными естественными радиационными характеристиками.



За время своей работы неоднократно являлся менеджером / научным руководителем крупных республиканских и международных проектов. С 2006-го года является членом Консультативной Группы по Ядерным Применениям при Генеральном Директоре Международного Агентства по Атомной Энергии. Соавтор более 110 научных работ.



Айдарханов А.О. в 2001 году окончил полный курс Восточно-Казахстанского государственного университета по специальности «Физика». Начиная работу в 2001 году в Институте ядерной физики НЯЦ РК. В 2008 году назначен начальником отдела разработки систем мониторинга окружающей среды Института радиационной безопасности и экологии. Основными областями научных интересов являются: изучение радиоэкологической ситуации в местах проведенных ядерных взрывов (Семипалатинский испытательный полигон); проведение радиационного мониторинга хозяйственной деятельности на СИП (угольный разрез «Каражыра», флюоритовое месторождение «Караджал»); изучение миграции техногенных радионуклидов (площадки «Дегелен», «Балапан», р. Шаган), внедрение методов изотопной гидрогеологии.

Глущенко В.Н. в 1988 г. окончил Казахский государственный университет им. С.М Кирова по специальности «Физика», занимался разработкой и внедрением ядерно-физических методов анализа в геофизике. С 2001 года работает в ИЯФ НЯЦ РК, в настоящее время возглавляет Центр комплексных экологических исследований. Основной областью научных интересов является комплексное исследование состояния различных радиационно-опасных объектов, включая бывшие испытательные полигоны – Семипалатинский и Азгир, места проведения мирных ядерных испытаний – объекты ЛИРА, Мангышлак, Меридиан и др., ядерные исследовательские и энергетические установки – реакторная установка БН-350 в г. Актау, реактор ВВР-К в г. Алматы, объекты урановой промышленности – хвостохранилище Кошкар-Ата, объекты уранодобывающей и перерабатывающей промышленности Северного Казахстана, радиационно-опасные объекты и территории нефтедобывающей отрасли. Соавтор более 40 научных трудов.



Горлачев И.Д. В 1985 году закончил Новосибирский электротехнический институт по специальности инженерная электрофизика. С 1987 года работает в ИЯФ НЯЦ РК, в настоящее время – начальником аналитической группы. Основными областями научных интересов являются: физика пучков заряженных частиц, автоматизация физического эксперимента, разработка и применение аналитических методов на ускоренных пучках заряженных частиц, применение ядерно-физических методов анализа в геологии и экологии. За время работы в ИЯФ принял активное участие в разработке комплекса аналитических методик на пучках заряженных частиц на ускорителе УСП-2-1, таких как Резерфордское обратное рассеяние (RBS), ядерные реакции (NAA) и вторичное рентгеновское излучение (PIXE). В настоящее время руководит работами по разработке метода тяжелоионной PIXE на ускорителе ДЦ-60 в г. Астана. Был менеджером международных проектов по исследованию “горячих” частиц на СИП и применению аналитических методов в металлургической и химической отраслях.

Каширский В.В. в 1998 году окончил Восточно-Казахстанский государственный университет по специальности «Физика», в 2000 году там же окончил магистратуру по специальности «Физика» (спекроскопия). Начал работу в 1999 году инженером в лаборатории низкофоновых исследований ИЯФ НЯЦ РК. С 2008 года работает в ИРБЭ руководителем группы спектрометрических исследований. Основными областями научных интересов являются: разработка методик определения альфа-, бета-, гамма-излучающих радионуклидов в различных объектах окружающей среды, изучение радиозоологической ситуации в местах проведения ядерных взрывов, изучение изотопных отношений трансурановых элементов в местах проведения ядерных взрывов, оценка дозовых нагрузок от внешнего и внутреннего облучения на персонал и население. Соавтор 16 научных работ.





Коровина О. Ю. в 1998 году окончила естественный факультет Семипалатинского государственного университета им. Шакарима по специальности «Химия и Экология». В этом же году начала свою трудовую деятельность с должности инженера-химика в Институте атомной энергии НЯЦ РК. В 2009 г. окончила магистратуру Семипалатинского Государственного педагогического института по специальности «Экология» и получила степень магистра «Естественных наук». Основными областями научных интересов являются: изучение состава жидких радиоактивных отходов и разработка эффективных методов их переработки, разработка косвенных методов определения содержания радионуклидов в теле человека с целью оценки дозовых нагрузок, создание аппаратурно-методической базы для функционирования в Казахстане Республиканского центра комплексной дозиметрии.

Кундузбаева А.Е. в 2002 г. окончила Семипалатинский государственный университет им. Шакарима по специальности «Химия», в 2004 г. – магистратуру по специальности «Химия ВМС». С 2004 г. работает в Институте радиационной безопасности и экологии. В настоящее время занимает должность инженера в Отделе комплексных исследований экосистем. Одной из основных направлений деятельности является исследование поведения техногенных радионуклидов в почве. Соавтор 10 научных публикаций.



Ляхова О.Н. закончила Восточно-Казахстанский государственный университет в 2000 г. по специальности «Физика», специализация «Спектроскопия». После окончания ВУЗа поступила на работу в ИАЭ НЯЦ РК в качестве инженера-физика в лабораторию «Радиационных исследований и миграции продуктов деления». С 2006 года работает в ИРБЭ НЯЦ РК в отделе «Разработки систем мониторинга окружающей среды». В настоящий момент занимает должность начальника лаборатории «Экспериментальных исследований механизмов переноса». Основная область деятельности: исследование уровня и характера распределения трития в атмосферном воздухе в местах проведения ядерных испытаний, распределение трития в различных системах окружающей среды «вода–атмосфера», «почва–атмосфера», «подземные воды–атмосфера», «растения–атмосфера». Соавтор 10 научных работ.

Магашева Р. Ю. окончила в 1961 году в г. Алма-Ате Казахский политехнический институт по специальности «Гидрогеология и инженерная геология». С 1961 по 1997 год работала в Институте почвоведения АН Каз. ССР (г. Алматы) сначала в должности м.н.с., а после успешной защиты кандидатской диссертации в 1978 году – в должности с.н.с. Научная деятельность проходила в отделах и лабораториях института и была связана с проблемами мелиорации почв Казахстана, мелиоративного прогнозирования, вызванного водохозяйственными мероприятиями в республике. С 1998 по 2000 год работала по международному Гранту «Intas-Kz» «Формирование растительности и радиоэкология Семипалатинского полигона». С февраля 2003 года работает в Институте радиационной безопасности и экологии Национального ядерного центра РК. Ее научная деятельность связана с проблемами радиоэкологии почвенно-растительного покрова территории бывшего Семипалатинского полигона и окружающих его земель. Всего ею опубликовано более 40 научных работ.



Стрильчук Ю. Г. в 1990 году окончил Ленинградское высшее военно-топографическое командное училище имени генерала армии Антонова А.И. по специальности «Командная тактическая геодезия». После окончания училища служил на Семипалатинском испытательном полигоне в войсковой части 52605Б. С 1996 года работает в Институте радиационной безопасности и экологии. В настоящий момент занимает должность руководителя учебно-информационного центра ИРБЭ НЯЦ РК. Научная деятельность связана с изучением радиационной обстановки на территории СИП и прилегающих регионов, в местах проведения ядерных испытаний на территории Казахстана, изучением распределения в природной среде радионуклидов, образовавшихся в результате проведения ядерных испытаний, оценкой дозовых нагрузок на персонал и население. В настоящее время является руководителем работ в ИРБЭ по Республиканской бюджетной программе 038 «Обеспечение радиационной безопасности на территории РК» в части мероприятия 1 «Обеспечение безопасности бывшего СИП». Имеет более 40 научных статей.

Субботин С. Б. трудовую деятельность начал дозиметристом в урановом руднике после окончания в 1975 г. Среднеазиатского политехникума по специальности «Геология поиска и разведка месторождений полезных ископаемых». С 1979 г. работал на Семипалатинском полигоне на работах по инженерно-геологическому сопровождению ядерных взрывов. В 1988 г. окончил Томский политехнический институт по специальности «Гидрогеология и инженерная геология». В стенах Института радиационной безопасности и экологии – с 1995 г. В течение всего периода работы принимал активное участие в проводи-



мых Институтом радиоэкологических исследований в местах проведения ядерных испытаний как на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона, так и в других районах Казахстана. Является разработчиком и руководителем разделов научно-технических и республиканских бюджетных программ, имеющих большое значение для оценки и развития современной радиационной обстановки на бывшем Семипалатинском испытательном полигоне, связанной с радиоактивным загрязнением подземных вод. В соавторстве с сотрудниками ИРБЭ им было опубликовано более 20 статей по результатам проведенных работ.

Яковенко Ю.Ю. окончила в 2002 г. Восточно-Казахстанский государственный университет (ВКГУ), г. Усть-Каменогорск, по специальности «Прикладная математика». Квалификация по диплому – специалист в области прикладной математики. В 2004 г. закончила магистратуру ВКГУ, академическая степень Магистр математики, специализация «Математическое моделирование».

В ИРБЭ НЯЦ РК работает с 2008 года на должности руководителя группы геоинформационных систем отдела геоинформационных технологий. Профиль работы: систематизация и структурирование информации по СИП с помощью ГИС-технологий; подготовка картографического материала радиометрических обследований, поверхностного загрязнения территории СИП; статистический и геостатистический анализ данных радиоэкологических исследований. Является ответственным исполнителем по ведению Базы аналитических данных института по исследованию радиоэкологической обстановки на СИП и созданию ГИС-проекта «СИП».



Министерство индустрии и новых технологий

Республиканское государственное предприятие
"Национальный ядерный центр Республики Казахстан"

Дочернее государственное предприятие
"Институт радиационной безопасности и экологии"

АКТУАЛЬНЫЕ ВОПРОСЫ РАДИОЭКОЛОГИИ КАЗАХСТАНА

Выпуск 3

Том 2

*Сборник трудов
Национального ядерного центра
Республики Казахстан
за 2010 год*

Под общей редакцией зам. генерального директора
по радиоэкологии РГП НЯЦ, директора ИРБЭ С. Н. Лукашенко

Технический редактор: Г. Трубицкая
Компьютерная верстка: А. Вус

Подписано в печать 3.10.2011 г.
Формат 70х100/16. Бумага офсетная. Усл. печ. л. 32,18
Тираж 500 экз. Заказ № 447 ц.
Отпечатано в ТОО «Дом печати».
140000, г. Павлодар, ул. Ленина, 143.