

СЕКЦИЯ: ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИИ И АТОМНАЯ ЭНЕРГЕТИКА (ВКЛЮЧАЯ ВОПРОСЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ АТОМНОЙ ЭНЕРГИИ, ХРАНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ И РЕАБИЛИТАЦИИ РАДИАЦИОННО-ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЙ, КОНТРОЛЬ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ТЕРРИТОРИЯХ)

ПРОБЛЕМЫ ВЫЧИТАНИЯ ФОНА ПРИ ИНДИВИДУАЛЬНОМ ДОЗИМЕТРИЧЕСКОМ КОНТРОЛЕ И РАДИАЦИОННОМ КОНТРОЛЕ НА ОТКРЫТОЙ МЕСТНОСТИ

А.И. Григорьев¹, В.В. Коваленко², Ю.С. Ревяко³, Л.В. Панкратов⁴

¹ООО «ГЕОЛА», г. Красноярск, ²ФГУП «Госцентр «Природа», г. Красноярск,

³ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск,

⁴Управление Роспотребнадзора по Красноярскому краю, г. Красноярск

В практике индивидуальной дозиметрии и радиационного контроля часто встречаются ситуации, когда мощность дозы внешнего гамма-излучения близка к фоновым значениям. Такие ситуации требуют учёта как фоновых (природных) значений, так и ряда параметров измерительного прибора, которые не приводятся в технической документации и метрологически не обеспечены. В настоящем докладе рассмотрены и обсуждены проблемы вычета природной составляющей при индивидуальном дозиметрическом контроле (ИДК) и сопоставления данных, полученных дозиметрическими приборами с различным откликом на космическое излучение и собственным фоном (так называемый «нулевой» фон).

Вычитание природного фона при ИДК

Индивидуальный дозиметрический контроль персонала в большинстве организаций, работающих с источниками ионизирующего излучения (ИИИ), ведётся с использованием термолюминесцентной дозиметрии (ТЛД). При этом при определении индивидуальных доз в рамках проведения дозиметрического контроля сложилось явное противоречие между устоявшейся практикой и действующими методическими указаниями: указания предписывают вычитать природную составляющую дозы [1, 2], а на практике это вычитание производится далеко не всегда.

Сложившаяся практика индивидуального дозиметрического контроля часто игнорирует вклад природного облучения. При исследованиях доз профессионального облучения молчаливо предполагается, что этот вклад ничтожен по сравнению с техногенным облучением.

Оценку ожидаемой величины природного вклада при ИДК легко произвести на основании многолетних измерений мощности поглощённой дозы (накопленной дозы) в зданиях различного типа. Такие измерения в Красноярском крае проводятся ежегодно в рамках радиационно-гигиенического мониторинга и составления формы № 4-ДОЗ. Мощность дозы внешнего облучения в зданиях различного типа колеблется от 0,06 мкЗв/час до 0,10 мкЗв/час. Если учесть, что персонал группы А работает не более 11 месяцев (330 дней) в году,

а также то, что индивидуальный дозиметр фиксирует природное облучение все 24 часа в сутки, в отличие от техногенного облучения, величина природного вклада в облучение человека на производстве будет находиться в интервале 0,5...0,8 мЗв/год.

Для оценки реальной величины природного вклада были выбраны две организации: ОАО «Красноярский машиностроительный завод», на котором используются рентгеновские и гамма-дефектоскопы, спектрометры с закрытыми радионуклидными источниками, а также ООО «Добрый Доктор», медицинское учреждение, использующее стоматологические рентгеновские аппараты – визиографы и ортопантомографы. На «Красмаше» к группе А отнесено 64 человека, в ООО «Добрый Доктор» – 2 человека. В обоих случаях в организациях устанавливалось по 3 фоновых дозиметра. Для определения накопленных доз использовались аппаратные комплексы АКЖДК-201 и ДГУ-01, которые предназначены для интегральных измерений накопленной дозы гамма-излучения при продолжительности измерения от нескольких дней до нескольких месяцев. Они позволяют измерять дозы в диапазоне от 0,05 мЗв до 10 Зв при энергии гамма-излучения 0,03...1,25 МэВ. В таблице 1 приведены итоговые результаты исследований в ООО «Добрый Доктор» и ОАО «Красноярский машиностроительный завод». Время экспонирования дозиметров – три месяца.

Таблица 1. Результаты измерений накопленной дозы
(время экспонирования – 3 месяца)

Организация	Доза персонала (Д), мЗв	Фоновая доза (Ф), мЗв	Д – Ф, мЗв
ОАО «Красмаш»	0,31 ± 0,03	0,18 ± 0,02	0,13 ± 0,04
ООО «Добрый Доктор»	0,32 ± 0,03	0,14 ± 0,02	0,18 ± 0,04

Из данных, приведенных в таблице, следует, что вклад природной компоненты в суммарную дозовую нагрузку персонала составляет 40...60%. Таким образом, игнорирование природной компоненты может привести (и приводит) к неправомерному завышению доз техногенного облучения персонала практически в 2 раза.

По данным радиационно-гигиенического паспорта (РГП) Красноярского края за 2009 г. более чем 2300 профессионалов (из организаций, подведомственных Роспотребнадзору), работая с ИИИ, получили годовую коллективную дозу 2,67 чел.-Зв. Это означает, что до 1,6 чел.-Зв коллективной дозы обусловлено природными факторами, а не профессиональной деятельностью. Радиационные риски профессионалов, приведенные в заключении управления Роспотребнадзора по Красноярскому краю на РГП, естественно, несколько завышены.

Для сравнения в таблице 2 приведены значения среднегодовой дозы персонала трёх предприятий Госкорпорации «Росатом», функционирующих в Красноярском крае, и персонала всех стоматологических организаций Красноярского края, эксплуатирующих дентальные рентгеновские аппараты. Сведения о дозовых нагрузках персонала предприятий «Росатома» взяты из радиационно-гигиенических паспортов Российской Федерации за 2008 и 2009 гг. [3, 4].

Дозы персонала предприятий «Росатома» определялись с вычитанием природного фона, а дозы персонала стоматологических организаций – без вычитания; в региональные банки данных по дозам облучения, во все аналитические материалы вплоть до радиационно-гигиенического паспорта региона эти сведения входят (и войдут) именно так, без необходимой поправки. Около 30% профессионалов, работающих с ИИИ в Красноярском крае, получают годовые дозы от 1 до 2 мЗв. Учитывая реальный вклад природной

компоненты, необходимо часть этих профессионалов перевести в другой диапазон – 0...1 мЗв/год.

Таблица 2. Среднегодовые дозы персонала предприятий «Росатома» и стоматологических организаций Красноярского края, мЗв/год

Организации	2008 г.		2009 г.	
	группа А	весь персонал	группа А	весь персонал
«Росатом»	1,16	0,97	0,93	0,75
Стоматолог. организации	1,10	1,11	1,04	1,02

В 2011 год в организации Красноярского края, использующие ИИИ и поднадзорные Роспотребнадзору, впервые начали применять фоновые дозиметры в практике ИДК. Из 220 организаций (из них медицинских организаций – 184), 81 организация использовала фоновый дозиметр в течение года. Более 35% организации в 2011 году начали выполнять требование нормативных документов и определять дозы техногенного облучения персонала с вычетом природного фона.

Сравнительная характеристика доз облучения персонала с учетом природного фона и без такого учёта приведена в таблице 3.

Таблица 3. Средняя индивидуальная доза облучения персонала в 2011 году

Тип организации	Средняя эффективная доза облучения персонала, мЗв/год		
	техногенное облучение + фон	техногенное облучение	природное облучение
Медицинские	1,02	0,25	0,87
Не медицинские	1,10	0,43	0,69

Вклад природной составляющей в дозу облучения персонала составил более 60% для организаций не медицинского профиля и более 85% для медицинских учреждений! При этом доза техногенного облучения пренебрежимо мала (составляет 0,05 мЗв/год) у 30% специалистов медицинских учреждений.

В существующих методических инструкциях не определён подробный алгоритм вычитания природного вклада, а именно: что необходимо делать при получении нулевых или отрицательных значений при вычитании.

В настоящее время в ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае» внедряется следующий алгоритм действий:

1. Провести суммирование накопленных в течение отчётного года доз за все периоды экспозиции для всех лиц, отнесенных к персоналу группы А (и группы Б, если для них организован инструментальный ИДК), используя данные, приведенные в протоколах. Пусть эти суммарные индивидуальные дозы обозначаются так – $E_{\Sigma i}$, i – меняется от 1 до N, где N – число лиц предприятия, для которых организован ИДК.

2. Провести суммирование показаний фоновых дозиметров за период контроля. Обозначим полученную сумму – E_{Φ} .

3. Определить вклад техногенной составляющей для каждого специалиста:

$$E_{\Sigma i} - E_{\Phi} = E_1,$$

$$E_{\Sigma 2} - E_{\Phi} = E_2,$$

$$\dots\dots\dots$$

$$E_{\Sigma N} - E_{\Phi} = E_N.$$

4. При выполнении вычитания возможны ситуации, когда результат получается нулевым или отрицательным. Это возможно, так как вклад техногенной составляющей обычно не велик, а во многих случаях статистически неотличим от фона. В таком случае необходимо за результат вычитания принять величину 0,05 мЗв, которая (в случае использования дозиметрического комплекса АКВДК-201) является статистическим пределом определения величины накопленной эффективной дозы.

5. Такую же величину – 0,05 мЗв – надо приписать тому специалисту, для которого процедура вычитания даёт результат $0,05 > E_i > 0$.

Полученные величины E_i будут корректно оценивать годовые эффективные дозы, полученные персоналом при работе с техногенными ИИИ, и могут быть внесены в РГП и форму № 1-ДОЗ предприятия.

Проблема «нулевого» фона при радиационных измерениях

При измерении МД на открытой местности дозиметрами различного типа неучёт так называемого «нулевого» фона дозиметров может существенно исказить оценки доз внешнего гамма-излучения. Как известно, «нулевой» фон – это сумма собственного фона прибора и его отклика на космическое излучение. Разумеется, для ряда исследований эта проблема неактуальна – например, нет необходимости точно знать нулевой фон дозиметра при отдельном обследовании типовых земельных участков. Но для получения единой картины, характеризующей радиационную обстановку в большом регионе (таком, например, как Красноярский край), когда измерения в разных частях региона делаются разными приборами, эта проблема чрезвычайно актуальна.

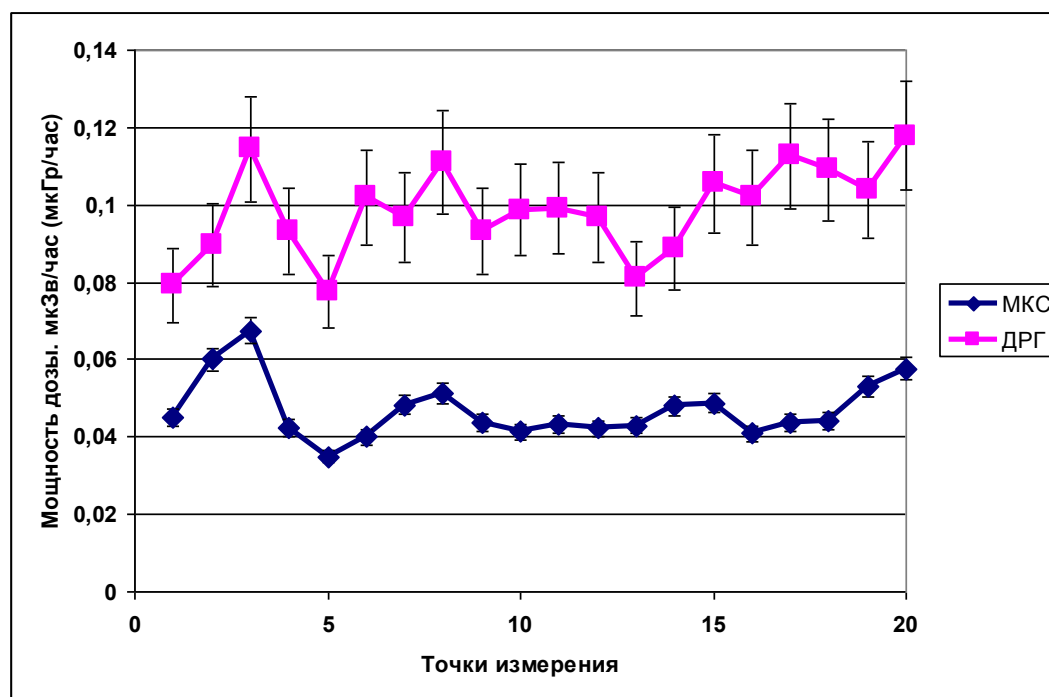


Рис. 1. Мощность дозы вдоль маршрута, измеренная двумя разными дозиметрами, с применением одного коэффициента приведения

Показательный пример – использование двух различных дозиметров – МКС АТ 1125 и ДРГ-01Т1 при измерении мощности дозы по одному маршруту в городе Красноярске. На рисунке 1 изображено изменение МД вдоль маршрута, измеренное этими дозиметрами, причём, показания последнего переводились в мкГр/час умножением на известный коэффициент 0,0088.

На рисунке 2 показания ДРГ-01Т1 переведены в мкЗв/час домножением ещё на один известный коэффициент – 0,7.

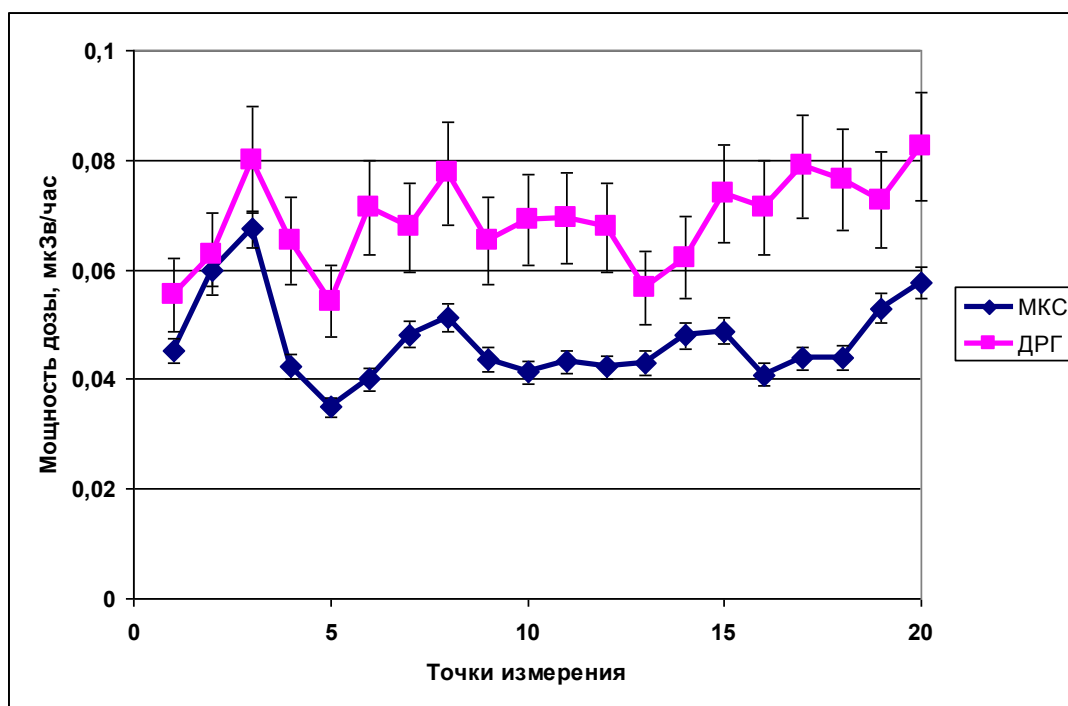


Рис. 2. Мощность дозы вдоль маршрута, измеренная двумя разными дозиметрами, с применением двух коэффициентов приведения

Как видно из рисунков, мультипликативное приведение значений не убирает систематическую разницу, которая в данном случае остаётся существенной.

Давно назрела необходимость вычитания или собственного фона дозиметров, или так называемого «нулевого» фона. Есть несколько нормативных документов, в которых описывается процедура такого действия. Однако, эти документы или специальные – относятся только к загрязнённым территориям [5], или поверхностно описывающие такое действие [6].

Так как заводы-изготовители не утруждают себя необходимостью хотя бы оценить величину собственного или «нулевого» фона, в каждом регионе такие исследования необходимо проводить самостоятельно. У нас, в Красноярском крае ведущие организации, заинтересованные в таких измерениях, осуществили совместный эксперимент. Красноярский филиал ФГУП «Госцентр «Природа», ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», ФГУП «Горно-химический комбинат» и геолого-экологическое предприятие «ГЕОЛА» собрали дозиметры 10 различных типов, используемые в радиоэкологической практике, и оценили их «нулевой» фон на Красноярском море (при глубине не менее 200 м, а удалении от берегов – не менее 400 м). Количество измерений – не менее 100 для каждого прибора.

В таблице 4 и на рисунке 3 приведены полученные в эксперименте значения «нулевого» фона для этих приборов. Как видно, диапазон весьма велик: от 0,011 до 0,083

мкЗв/час. Его условно можно разбить на 4 части: от 0 до 0,03 мкЗв/ч, от 0,03 до 0,05 мкЗв/ч, от 0,05 до 0,08 мкЗв/ч и выше 0,08 мкЗв/ч. Эти части изображены разной штриховкой на рисунке 3.

После возвращения на берег всеми приборами была измерена мощность дозы в одном и том же месте. Результаты изображены на рисунке 4. Как видно, средние значения МД для различных групп приборов разные: 0,047 мкЗв/ч, 0,069 мкЗв/ч, 0,095 мкЗв/ч.

Таблица 4. «Нулевой» фон различных дозиметров

Дозиметр	Тип датчика	«Нулевой» фон, мкЗв/ч
МКС-АТ 6101С	сцинтиллятор	0,011 ± 0,002
МКС-АТ 6101Д	сцинтиллятор	0,012 ± 0,001
МКС-АТ 6101	сцинтиллятор	0,012 ± 0,002
МКС-АТ 1125	сцинтиллятор	0,015 ± 0,002
МКС-1117	сцинтиллятор	0,022 ± 0,004
МКС-6130	газоразрядный	0,036 ± 0,020
GammaTRACER	газоразрядный	0,055 ± 0,007
МКС/СПП-08А	сцинтиллятор	0,065 ± 0,022
ДРГ-01 Т1	газоразрядный	0,075 ± 0,015
ДРБП-03	газоразрядный	0,083 ± 0,018

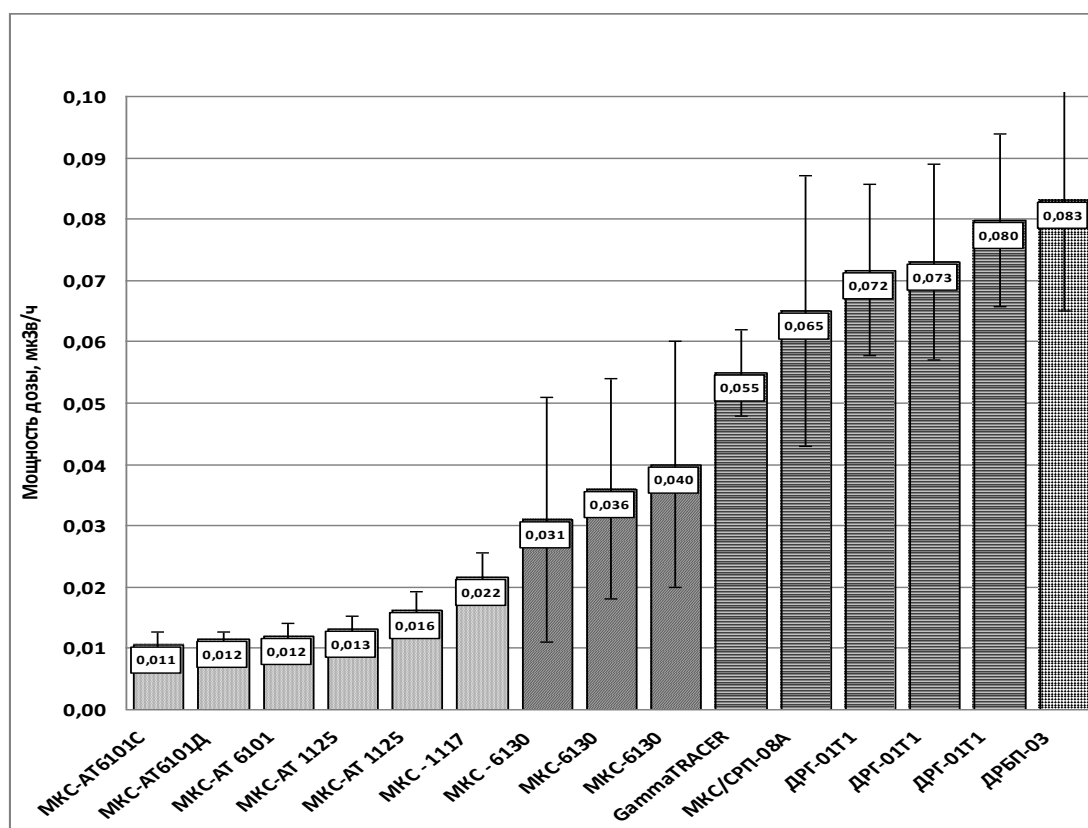


Рис. 3. «Нулевой» фон различных дозиметрических приборов

Для получения «истинных» (или хотя бы сравнимых) значений МД при одновременном измерении различными приборами, необходимо из «береговых» показаний вычесть «нулевой» фон, а затем добавить некоторое среднее значение МД, обусловленной космическим излучением. В соответствии с данными Научного комитета по действию атомной радиации (НКДАР ООН) [7] эта величина равна 0,32 мкЗв/ч, в соответствии с российской традицией она равна $400/8800 = 0,045$ мкЗв/ч. На рисунке 5 изображён реконструированный «истинный» фон на берегу. Как видно из рисунка эти данные уже могут быть отнесены к одной генеральной совокупности.

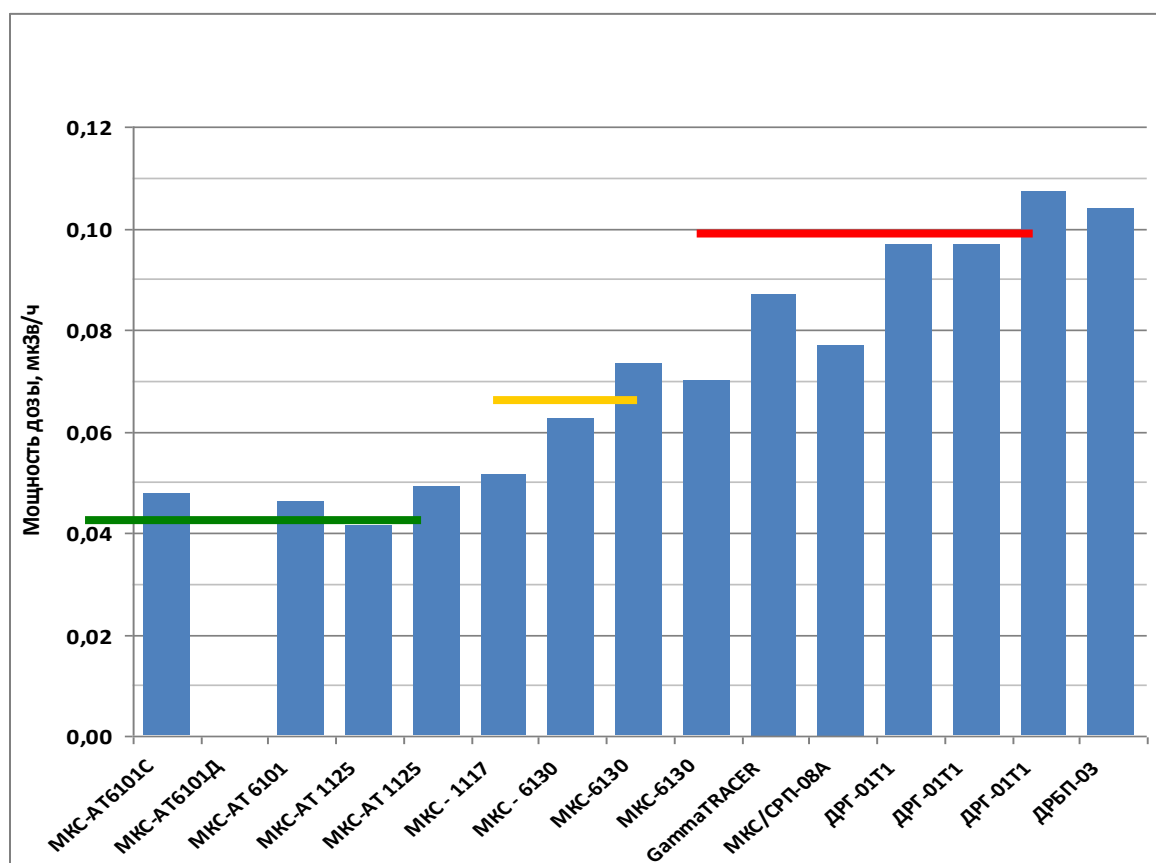


Рис. 4. Результаты измерения МД на берегу (усредняющие линии слева направо: 0,047 мкЗв/ч, 0,069 мкЗв/ч, 0,095 мкЗв/ч)

Полученные данные позволяют уверенно использовать дозиметры различных типов для сравнительных измерений МД внешнего гамма-излучения на открытой местности как в рамках радиационно-гигиенического мониторинга территории, так и при радиационном обследовании земельных участков.

Теперь вернёмся к примеру, изображённому на первых двух рисунках, когда было показано, что с помощью применения мультипликативных коэффициентов не всегда возможно объединить измерения, сделанные разными дозиметрическими приборами. Используем полученные значения «нулевого» фона и просто вычтем их из графиков (см. рисунок 6).

Если на рисунке 1 средние значения по маршруту, составляли 0,099 и 0,047 мкЗв/ч для ДРГ и МКС соответственно, то на рисунке 6 средние значения составляют 0,027 и 0,031, что статистически неотлично.

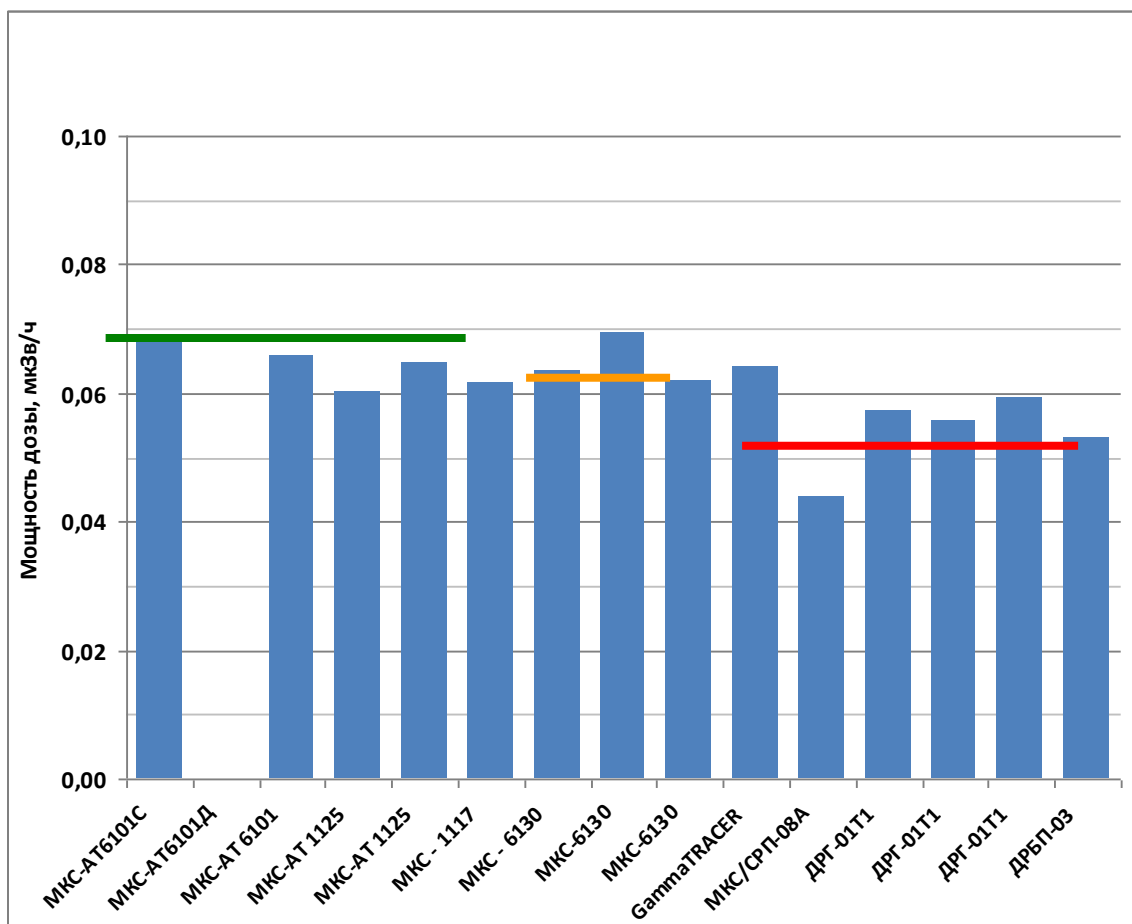


Рис. 5. «Истинный» гамма-фон на берегу (усредняющие линии слева направо: 0,064 мкЗв/ч, 0,065 мкЗв/ч, 0,056 мкЗв/ч).

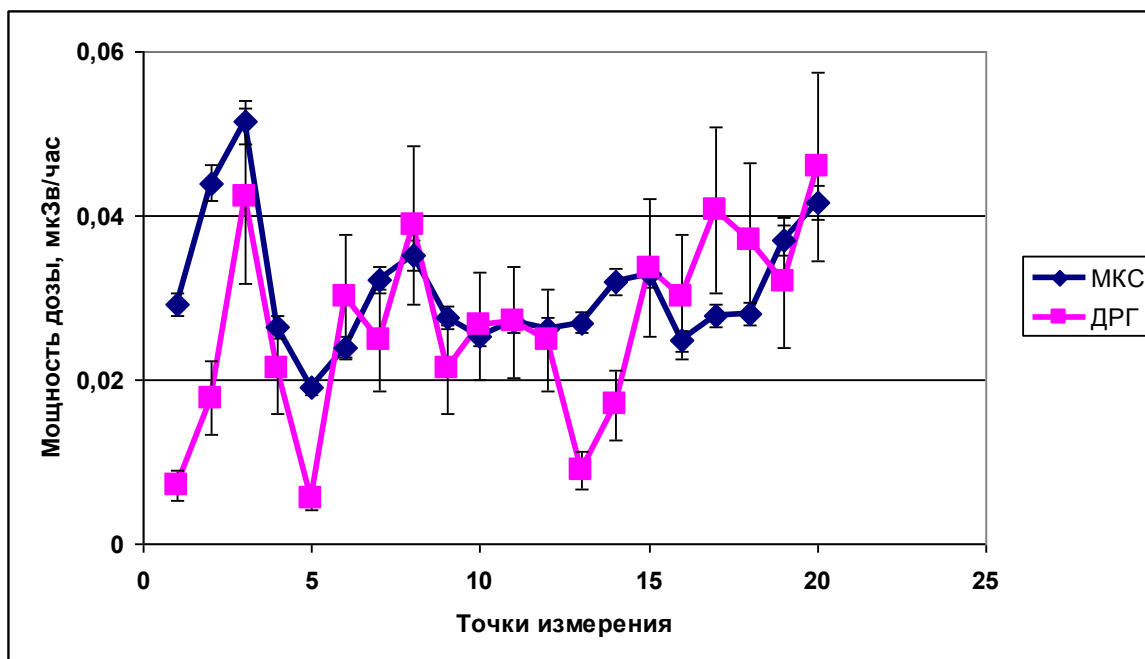


Рис. 6. Мощность дозы вдоль маршрута, измеренная двумя разными дозиметрами, с вычитанием «нулевого» фона

В свете вышесказанного понятно, что для унификации измерений, для корректного объединения данных, получаемых в рамках радиационно-гигиенического мониторинга, необходимо на всей территории Российской Федерации применять идентичный подход для обязательного учёта различного нулевого фона используемых приборов.

Таким образом, для корректного учёта фоновых (природных) значений и ряда параметров измерительного прибора, чтобы избежать неверных выводов при дозиметрическом контроле и обеспечить единство измерений при радиационном контроле на открытой местности необходимо, по нашему мнению, подготовить новые методические указания на федеральном или ведомственном уровне.

Литература

1. Методические указания «Определение индивидуальных эффективных и эквивалентных доз и организация контроля профессионального облучения в контролируемых условиях обращения с источниками излучения. Общие требования»: МУ 2.6.1.16-2000, утв. 28.09.00, введ. в действие с 28.09.00.

2. Методические указания «Организация и проведение индивидуального дозиметрического контроля. Персонал медицинских учреждений»: МУ 2.6.1.2118-06, утв. 14.08.06, введ. в действие с 01.10.06.

3. Результаты – радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2008 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации).– М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009.– 112 с.

4. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2009 год (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации).– М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010.– 132 с.

5. Методические рекомендации «Радиационный мониторинг доз облучения населения территорий, подвергшихся радиоактивному загрязнению вследствие аварии на Чернобыльской АЭС»: утв. 27.12.07 : введ. в действие с 27.12.07.

6. Методические рекомендации «Форма федерального государственного статистического наблюдения № 4-ДОЗ. Сведения о дозах облучения населения за счёт естественного и техногенно измененного радиационного фона»: утв. 19.04.07.– Взамен МР № 11-2/283-09.– М., 2007.–30 с.

7. Источники и эффекты ионизирующей радиации: Отчёт Научного комитета ООН по действию атомной радиации (НКДАР) Генеральной ассамблее (6 июня 2000 г.) // ООН, НКДАР. – 154 с.

ПРИРОДНАЯ РАДИАЦИОННАЯ АНОМАЛИЯ НА ТЕРРИТОРИИ УСТЬ-АНГАРСКОГО УРАНОВОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ

А.И. Григорьев¹, Ю.С. Ревако², В.В. Коваленко³, Е.В. Собянина³

¹ООО «ГЕОЛА», г. Красноярск,

²ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск

³ФГУП «Госцентр «Природа», г. Красноярск

Введение. Исследования радиационной аномалии на территории заброшенного Усть-Ангарского уранового месторождения проводились в 2006-2008 гг. усилиями трёх организаций: ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», ФГУП «Госцентр «Природа», ООО «ГЕОЛА». Инициатива и финансирование исследований, как и дальнейших реабилитационных работ, принадлежат Министерству природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края.

Рудные отвалы практически любого уранового месторождения относятся к классу производственных отходов с повышенным содержанием природных радионуклидов (ЕРН). Обращение с ними (сбор, хранение, транспортировка и захоронение) должно осуществляться с определенными ограничениями, обеспечивающими радиационную безопасность населения и среды обитания людей. При этом радиационная безопасность населения (после проведения реабилитационных работ) оценивается по значению годовой эффективной дозы дополнительного облучения критической группы населения, которая не должна превышать 100 мкЗв/год [1].

Цель исследований заключалась в проведении комплексного радиационно-гигиенического обследования условий проживания населения в пос. Усть-Ангарск, оценке потенциальной опасности рудных отвалов месторождения и, при необходимости, подготовке нормативно-обоснованных предложений, направленных на ограничение облучения населения поселков Усть-Ангарск и Стрелка.

Общие сведения об Усть-Ангарске. Посёлок Усть-Ангарск возник на месте бывшего поселения вольнонаёмных работников, которые в сороковых-пятидесятых годах прошлого столетия занимались разведкой и добычей урановой руды Усть-Ангарского месторождения. В то время отсутствовали санитарные правила, регламентирующие выбор участков для жилищного строительства. В результате жилая зона посёлка оказалась размещённой на рудном поле уранового месторождения в окружении подземных горных выработок и отвалов, состоящих из пород, вмещающих рудные тела, с многочисленными обломками урановой руды. Этим объясняется повышенная потенциальная радиационная опасность условий проживания в пос. Усть-Ангарск.

После прекращения добычи урана в конце пятидесятых годов горные выработки – две шахты и несколько штолен – и отвалы были заброшены без выполнения работ по их консервации, очистке и рекультивации. В посёлке стали проживать работники предприятий, занимающихся заготовкой леса. О горных выработках и отвалах уранового месторождения власти надолго забыли. В 2001...2004 гг. специалисты ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае» при изучении и контроле радиационной обстановки на берегах Енисея в пределах зоны наблюдения ФГУП «Горно-химический комбинат» обнаружили заброшенные объекты горных работ и установили их повышенную опасность для местного населения. Эта опасность заключается в возможности падения в оставшиеся открытыми шахты, попадания под завалы породы в открытых штольнях и получения повышенных уровней облучения за счёт урана и продуктов его распада, содержащихся в отвальных породах.

Уже на начальном этапе сбора, обобщения и анализа ранее полученной информации по объекту работы мы столкнулись с определенными трудностями. Выяснилось, что часть отчетных фондовых материалов по разведке и очистным работам на месторождении, относящихся к 1947...1953 гг., безвозвратно утеряна при реорганизации подразделений бывшего Енисейстроя МВД СССР, выполнявших эти работы. Так, оказались недоступны сведения о местах расположения горных выработок, том числе шахтных стволов и глубоких шурфов на территории жилой зоны пос. Усть-Ангарск, сведения об объемах горнопроходческих работ и др. В результате только при проведении исследований были обнаружены ранее неизвестные участки отвальных пород, поросшие лесом и травяной растительностью, обладающие высокой радиоактивностью. Эти участки располагаются как в пределах береговой полосы Ангары, так и на территории и в окрестностях поселка, где местные жители собирают дикорастущие ягоды и грибы.

В качестве примера можно назвать участок площадью около 1,0 га, расположенный перед магазином в пос. Усть-Ангарск и поэтому наиболее часто посещаемый местными жителями. Он представляет собой выровненный рудный отвал одного из шахтных стволов, в

пределах которого мощность дозы достигает сотен мкР/ч, что в десятки раз превышает допустимый для селитебных территорий уровень гамма-фона.

Кроме того, в процессе работы на берегу Ангары, дополнительно к хорошо известному отвалу на участке «Согренский», расположенному вблизи к устьям штолен в скальном береговом уступе, ниже по течению реки был обнаружен участок отвальных пород шахтного ствола «Клин». Эти участки находятся в непосредственной близости к причалу речного трамвая и поэтому постоянно посещаются местными жителями. Мощность дозы (МД) внешнего гамма-излучения горных пород в пределах этих отвалов достигает сотен мкР/ч.

Радиационные характеристики отвалов. В первую очередь были исследованы рудные отвалы двух участков добычи: «Согренский» и «Клин». На них были проведены инструментальные измерения, включающие топографо-геодезические работы, измерения мощности дозы (МД) внешнего гамма-излучения и объёмной активности (ОА) радона в атмосферном воздухе, а также экспонированы накопительные камеры с активированным углем для определения плотности потока радона (ППР), отобраны пробы почво-грунтов.

Радиационная обстановка в районе Усть-Ангарского месторождения в целом характеризуется крайне низкими значениями гамма-фона и показателями удельной активности (УА) ЕРН в объектах окружающей среды: горных породах, почво-грунтах и др. Так, например, МД гамма-излучения доломитизированных известняков, вмещающих ураноносные породы, за пределами рудного поля не превышает 5...7 мкР/ч, гамма-фон на высоте 1,0 м равен 5...6 мкР/ч, а эффективная удельная активность (Аэфф) ЕРН в известняках не превышает 55...60 Бк/кг [2]. Несколько повышенные значения Аэфф (110...135 Бк/кг) присущи почво-грунтам в пределах задернованных участков местности, покрытых лесом.

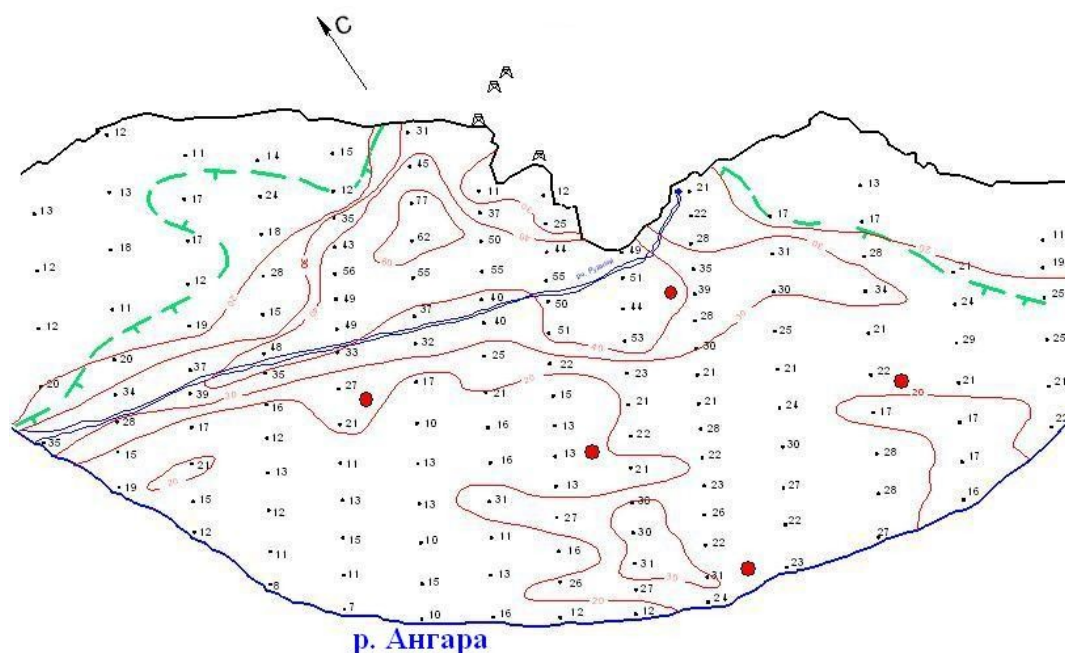


Рис. 1. Результаты измерения МД (на высоте 1 м) и места установки накопительных камер (красные кружки) для измерения ППР на рудном отвале участка «Согренский»

На этом фоне рудные отвалы выделялись аномально высокими значениями всех радиационных показателей. Граница отвала Согренского участка, например, отчетливо фиксируется по МД гамма-излучения, равной 10...12 мкР/ч и более. При этом около 70...80 % площади отвала занимают породы, обладающие МД гамма-излучения более 30 мкР/ч.. Распределения значений МД гамма-излучения на отвалах показаны на рисунках 1 и 2. МД

гамма-излучения на поверхности Согренского отвала в пределах аномального поля составляет в среднем 140 ± 37 мкР/ч ($1,28 \pm 0,30$ мкЗв/ч), а гамма-фон (после удаления основной массы высокорadioактивных обломков с поверхности отвала) на высоте 1,0 м – 53 ± 14 мкР/ч ($0,47 \pm 0,12$ мкЗв/ч). В таблице 1 приведены параметры радиационной обстановки, измеренные на двух отвалах в первые месяцы исследований.

Таблица 1. Результаты исследований на отвалах

Место измерения	МД, мкЗв/ч		ППР, мБк/(м ² ·с)	ОА, Бк/м ³
	на поверхности	на высоте 1 м		
Согренский	$1,28 \pm 0,30$	$0,47 \pm 0,12$	834 ± 68	227 ± 54
Клин	$0,82 \pm 0,20$	$0,28 \pm 0,10$	120 ± 18	–

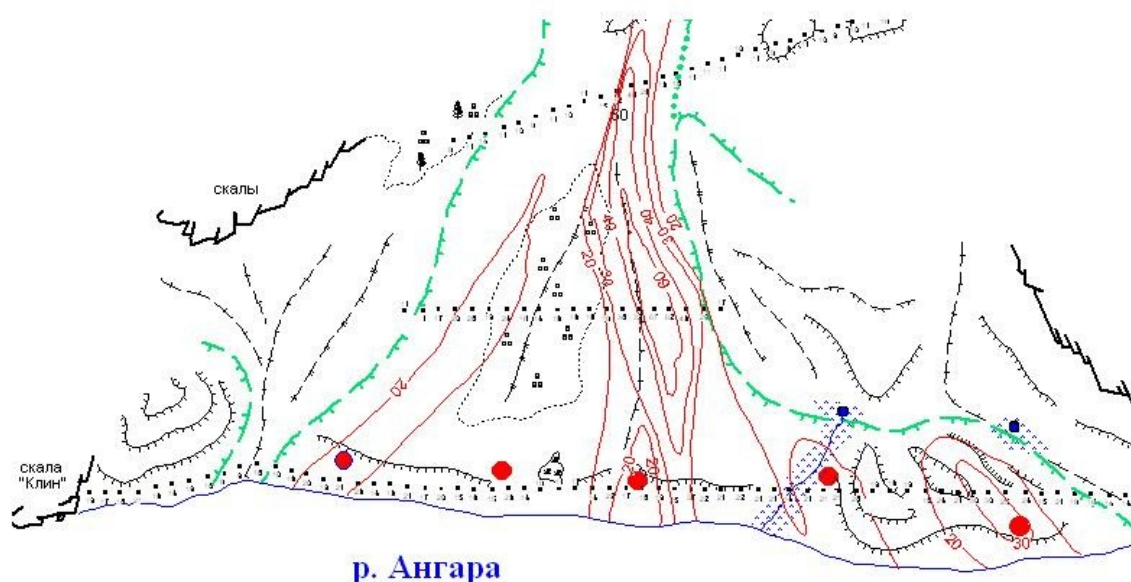


Рис. 2. Результаты измерения МД (на высоте 1 м) и места установки накопительных камер (красные кружки) для измерения ППР на рудном отвале участка «Клин»

Радиационные измерения вблизи устьев шахт. Была проведена площадная гамма-съемка участков, прилегающих к заброшенным шахтным стволам. Результаты приведены в таблице 2.

Таблица 2. Результаты площадной гамма-съемки вокруг устьев шахт

№ шахты	Место измерения	МД, мкЗв/ч (мкР/ч)		Аномальное значение МД, мкЗв/ч
		минимум	максимум	
1	на земле	0,10 (7)	0,40 (52)	$10,45 \pm 0,39$
	на высоте 1 м	0,06 (6)	0,26 (30)	$1,30 \pm 0,10$
2	на земле	0,10 (11)	2,46 (279)	$8,32 \pm 0,20$
	на высоте 1 м	0,05 (5)	1,15 (130)	$3,17 \pm 0,15$

Как видно из полученных значений, территория вокруг заброшенных шахт, наряду с территориями рудных отвалов является радиационно-опасной территорией, нахождение в пределах которой приводит к дополнительному облучению. Здесь выявлены площадные аномалии с гамма-фоном, превышающим 0,30 мкГр/ч, причём, в центре одной из аномалий значение МД, измеренной на высоте 1 м, достигает 3,17 мкЗв/ч.

ОА радона, измеренная вблизи шахтного ствола (шахта № 2), составила от 63 ± 17 до 3910 ± 800 Бк/м³ при фоновых значениях для района равных 6...10 Бк/м³. Такие значения ОА обусловлены повышенной ППР, величина которой, измеренная вблизи этой же шахты составила от 153 ± 32 до 376 ± 58 мБк/(м²·с) при фоне – 40...55 мБк/(м²·с).

Следует указать еще на одно обстоятельство – ОА радона в атмосферном воздухе, измеренная в пяти точках на высоте 1,0 м вблизи устья одной из штолен, расположенной у кровли отвала, составляет в среднем 1364 ± 104 Бк/м³ при диапазоне варьирования от 1088 до 1412 Бк/м³. Судя по внешним признакам, это место являлось одним из наиболее посещаемых мест отдыха местных жителей, прежде всего, молодежи.

Расчёт дополнительной дозы облучения критической группы. Полученные результаты позволили рассчитать дополнительную дозу, получаемую критической группой населения (в основном, подростками) в летнее время.

Годовая эффективная доза внешнего облучения рассчитывалась по формуле:

$$D_{внеш} = 10^{-3} \cdot P \cdot t \text{ мЗв/год},$$

где P – мощность дозы внешнего гамма-излучения на высоте 1,0 м от поверхности рудного отвала (гамма-фон), мкЗв/час; t – время нахождения людей в зоне влияния отвалов в течение года, час; 10^{-3} – коэффициент перехода от мкЗв к мЗв.

Доза внутреннего облучения за счет вдыхания короткоживущих ДПР радона рассчитывалась по следующей формуле, приведённой в МУ [3]:

$$D_{Rn} = 10^{-6} \cdot 9,0 \cdot C_{Rn} \cdot t \text{ мЗв.год},$$

где C_{Rn} – среднее значение ЭРОА радона, Бк/кг.

По результатам анкетирования среднее время нахождения подростков в зоне влияния отвалов за летний период было принято – 176 час.

Среднее значение МД внешнего гамма-излучения на высоте 1,0 м от поверхности рудного отвала (гамма-фон) было принято – $0,47 \pm 0,12$ мкЗв/ч ($53 \pm 0,14$ мкР/час);

Среднее значение эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона на открытой местности в зоне влияния отвала – 227 ± 54 Бк/м³. При расчёте принято значение $227 + 54 = 281$ Бк/м³, равное максимальному значению, соответствующему 95 % доверительной вероятности.

С учётом этих показателей радиационной обстановки полная годовая доза, обусловленная ЕРН, содержащимися в породах отвала, составила:

$$D = (10^{-3} \times 0,47 \times 176) + (10^{-6} \times 9,0 \times 281 \times 176) = 0,53 \text{ мЗв/год}.$$

Таким образом, доза дополнительного облучения контрольной группы населения, обусловленная природными радионуклидами рудных отвалов Усть-Ангарского месторождения урана, составила 0,53 мЗв/год. Эта доза более чем в пять раз превышает допустимый уровень, равный 0,1 мЗв/год.

Комплексная радиационно-гигиеническая оценка условий проживания населения. Прежде чем планировать и проводить мероприятия по снижению

дополнительного облучения населения, необходимо было провести комплексное радиационно-гигиеническое обследование условий проживания населения в пос. Усть-Ангарск, непосредственно в жилой зоне, так как расположение жилой зоны посёлка на предполагаемом рудном поле месторождения вполне могло привести к ухудшению радиационных параметров.

Для оценки современной радиационной обстановки в посёлке Усть-Ангарск была проведена площадная гамма-съёмка (измерения мощности дозы (МД) внешнего гамма-излучения) территории посёлка и прилегающих территорий общей площадью 40 га;

Измерения МД внешнего гамма-излучения также производились на приусадебных участках 22 жилых домов и одного административного здания. Учитывая то, что в посёлке имеется только 30 заселённых жилых домов и одно эксплуатируемое общественное здание, охват дворов измерениями составлял 74%.

МД гамма-излучения на поверхности земли и на высоте 1 м на всей территории посёлка никогда не превышала $0,12 \pm 0,01$ мкЗв/час и, таким образом, не отличается от фоновых значений, характерных для Красноярского края в целом ($0,10$ мкЗв/ч).

Диапазон варьирования МД на 22 приусадебных участках составляет от 0,06 до 0,10 мкЗв/ч, то есть уровень гамма-фона на них не отличается от фоновых значений, характерных для территории края.

На территории посёлка с помощью измерительного комплекса «Камера» была измерена плотность потока радона из почвогрунтов. Результаты показали, что на жилых улицах, дорогах и проездах пос. Усть-Ангарск среднее значение ППР не превышает установленного гигиенического норматива (80 мБк/($m^2 \times c$)). На этом фоне исследованные рудные отвалы и шахты выделяются аномально высокими значениями ППР. На рудных отвалах средняя ППР составляет $250 \dots 350$ мБк/($m^2 \times c$), что в 3 – 4 раза выше гигиенического норматива. Вблизи устьев шахт ППР достигает огромных значений – более 4000 мБк/($m^2 \times c$)! Вслед за ППР на отвалах и вблизи устьев шахт такими же темпами растёт и объёмная активность радона в приземном воздухе.

В этой связи было решено разместить трековые радиометры радона (ТРР) как в жилых помещениях, так и в подпольях жилых домов. Всего было размещено 100 ТРР. В таблице 3 приведены результаты определения ЭРОА ДПР радона после двухмесячного экспонирования

Таблица 3. ЭРОА радона в воздухе помещений пос. Усть-Ангарск

Тип помещений	Кол-во ТРР	ЭРОА, Бк/м ³		
		минимум	максимум	среднее
Подполья	44	17 ± 3	86 ± 18	40 ± 9
Жилые помещения	46	11 ± 2	56 ± 12	19 ± 5
Общественные помещения	8	13 ± 2	37 ± 8	22 ± 5
Итого:	98	11 ± 2	86 ± 18	27 ± 7

Средний уровень ЭРОА радона в воздухе жилых и общественных помещений посёлка составляет 20 Бк/м³, что более чем в 2 раза ниже средней величины ЭРОА радона по Красноярскому краю (за 2005–2010 гг.) для жилых домов (51 Бк/м³ – [4]). Как и следовало ожидать, величина ЭРОА радона в подпольях жилых домов в 2 раза выше аналогичной величины в жилых помещениях. Однако даже в подпольях величина ЭРОА радона никогда не превышает гигиенического норматива 200 (и даже 100!) Бк/м³. Таким образом, исследования не показали сколько-нибудь заметного влияния возможных остатков рудных тел в толще земли под посёлком на величину ЭРОА радона в воздухе жилых помещений.

Для определения индивидуальных доз выбранной группы населения посёлка 50 термолюминесцентных дозиметров (ТЛД) были размещены в жилых и общественных помещениях и подпольях поселковых домов и зданий. Полученные оценки индивидуальных эффективных доз, обусловленных внешним гамма-излучением внутри подполий, жилых и общественных помещений, отличаются друг от друга незначительно. Статистические критерии позволяют отнести все измеренные дозы к одной генеральной совокупности. По величине полученные дозы соответствуют средним краевым значениям. Если исключить из рассмотрения дозы, полученные в подпольях (по причине незначительного времени пребывания людей в них), то средняя индивидуальная доза за 2 месяца составила 0,20 мЗв, а мощность дозы – 0,13 мкЗв/ч.

Кроме того на территории посёлка было отобраны пробы почвогрунтов и щебенистого материала отвалов. Методом гамма-спектрометрического анализа в пробах была определена удельная активность следующих радионуклидов: ^{40}K , ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th . Удельная активность техногенного радионуклида ^{137}Cs не представляет интереса в рамках этой работы, т.к. она характеризует степень радиоактивного техногенного загрязнения территории вследствие глобальных выпадений, которая достаточно хорошо известна [5] и составляет единицы и первые десятки Бк/кг. В таблице 4 приведены результаты гамма-спектрометрического анализа проб почво-грунтов, сгруппированные по местам отбора.

Таблица 4. Результаты гамма-спектрометрического анализа проб почво-грунтов, Бк/кг

№	Место отбора	Калий-40			Радий-226			Торий-232			$A_{\text{эфф}}$		
		мин.	макс.	средн.	мин.	макс.	средн.	мин.	макс.	средн.	мин.	макс.	средн.
1	Отвалы, шахты	209	569	323	24,8	3890	865	5,6	15,6	9,8	63,2	3917,6	898,5
2	Улицы, дороги	167	494	351	7,3	47,6	19,9	10,6	28,1	19,2	50,2	117,3	76,5

Среднее значение удельной активности радия-226 в пробах первой группы, т.е. взятых на отвалах и вблизи устьев шахт, более чем в 40 раз превышает аналогичную величину для проб, отобранных на территории посёлка. Очевидной причиной этого является принадлежность радия-226 урановому ряду и, следовательно, пробы отвалов уранового месторождения и отвальные породы, находящиеся вблизи устьев шахт, должны быть обогащены этим радионуклидом.

По эффективной удельной активности ЕРН отобранные пробы тоже разделились на две группы. Первая группа, т.е. пробы, отобранные на отвалах и вблизи шахт, характеризуется высокими значениями $A_{\text{эфф}}$ при средней величине равной 899 Бк/кг. Породы с такой эффективной удельной активностью нельзя использовать для любых видов строительства, в том числе дорожного в пределах территории населенных пунктов.

С использованием полученных результатов нами была рассчитана индивидуальная среднегодовая доза облучения жителей посёлка, обусловленная присутствием ЕРН в объектах среды обитания, которая складывается из доз внешнего и внутреннего облучения. В расчёте мы учитывали и время нахождения населения вблизи отвалов и устьев шахт (разумеется, меньшее, чем время критической группы).

Отметим, что удельные активности природных радионуклидов в продуктах питания и питьевой воде настолько малы, что их вклад в дозу согласно МУ [3] мы приняли равным среднемировому значению, которое равно 0,12 мЗв/год. Вклад в дозу природных нуклидов, присутствующих в питьевой воде, рассчитанный по результатам лабораторных исследований

проб воды, отобранных в посёлке, составляет около 0,06 мЗв/год, то есть укладывается в принятую величину 0,12 мЗв/год. При оценке дозы за счёт потребления воды радиационные характеристики Рыжего (Рудного) ручья, дренирующего Согренский отвал, в расчёт не принимались, так как согласно опросам местного населения воду из этого ручья жители посёлка не пьют.

Полученная индивидуальная среднегодовая доза облучения жителей пос. Усть-Ангарск за счёт природных радионуклидов, составила 2,56 мЗв/год, что существенно ниже дозы, получаемой средним жителем Красноярского края за счёт природных ИИИ, которая по данным Радиационно-гигиенических паспортов территории Красноярского края за 2005 – 2010 гг. равна 3,99 мЗв/год (без учёта дозы, обусловленной космическим излучением) [13].

Мероприятия по ограничению доступа населения к шахтам и рудным отвалам. В результате исследований, проведенных на территории посёлка, были разработаны первоочередные меры по снижению радиационной опасности для населения, в первую очередь:

1. Ограничить доступ людей к рудным отвалам с установкой знаков, предупреждающих о радиационной опасности, проведения разъяснительной работы среди населения с использованием средств массовой информации, проведения лекций для жителей посёлков и занятий со школьниками.

2. Запретить использование пород отвалов в качестве сырья для строительных работ и довести этот запрет до сведения юридических лиц, осуществляющих хозяйственную деятельность, и население поселков Усть-Ангарск и Стрелка.

3. Исключить доступ людей к опасным шахтным стволам и штольням путём засыпки устьев стволов и обрушения устьев штолен.

В 2010–2011 гг. специалисты ООО «Квант», финансируемые краевыми властями, осуществили все необходимые мероприятия по ограничению доступа людей к устьям шахтных стволов и штолен, к рудным отвалам Усть-Ангарского месторождения урана. В настоящее время территория посёлка Усть-Ангарск и его окрестности практически не представляют никакой радиационной опасности, а следы деятельности по добыче урана – лишь напоминают о суровом прошлом.

Литература

1. Санитарные правила СП 2.6.1.2800-10 «Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счёт природных источников ионизирующего излучения».

2. Чечеткин В.А. Результаты рекогносцировочных радиоэкологических исследований в пойме р. Енисей. / Отчет регионального Центра радиоэкологических исследований. – Красноярск, 1996. – 65 с.

3. Оценка индивидуальных эффективных доз облучения населения за счёт природных источников ионизирующего излучения. Методические указания МУ 2.6.1.1088–02.

4. Радиационно-гигиенический паспорт территории Красноярского края за 2005...2010 гг.

5. Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей – Новосибирск, Изд-во СО РАН, 2004 г. – 287 с.

АПРОБАЦИЯ МЕТОДИКИ ОЦЕНКИ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ПРИМЕРЕ АНАЛИЗА РЕЗУЛЬТАТОВ ГАММА-СЪЁМКИ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ИГНАЛИНСКОЙ АЭС

Т.В. Дашкевич¹, М.Г. Герменчук²

*¹Международный государственный экологический университет имени А.Д.Сахарова,
Республика Беларусь, г. Минск,*

*²Республиканское научно-исследовательское предприятие «БелНИЦ «Экология»,
Республика Беларусь, г. Минск*

Планы строительства на территории Литвы крупного хранилища радиоактивных отходов представляют серьёзную опасность для северных регионов Республики Беларусь. Озера, на которых планируется построить данный объект, расположены вблизи границы с Беларусью, относятся к водосбору озера Дрисвяты и, соответственно, связаны с огромной частью нашей страны по водным и воздушным путям. В случае чрезвычайной ситуации Республика Беларусь подвергнется радиоактивному загрязнению за счет стока радионуклидов в общее для Литвы и Беларуси озеро Дрисвяты, а также по системе малых рек, озер и протоков между ними в реку Дисна и далее – в Западную Двину. Ситуацию может усложнять и наличие отработавшего топлива в хранилище на территории Игналинской АЭС, а также предполагаемое строительство новой литовской АЭС – Висагиновской.

В связи с этим необходимо проводить непрерывный радиационный контроль и мониторинг в Браславском районе для наблюдения за содержанием радионуклидов в компонентах окружающей среды с целью предупреждения негативных ситуаций, угрожающих здоровью людей и окружающей среде. Кроме того, оценка фоновых радиационных уровней в зоне влияния Игналинской АЭС (ИАЭС) становится приоритетным направлением.

Для того чтобы оценить фоновые уровни была проведена гамма-съёмка и отбор проб почвы в 30-км зоне влияния Игналинской АЭС на реперных площадках г. Браслав, д. Дрисвяты, д. Слободка, д. Богино Браславского района. Размер реперной площадки составил 200×200 м. Количество измерений мощности дозы оставалось постоянным и равнялось 36 для каждой реперной площадки. Измерения мощности дозы проводились на высоте 2-3 см и 1 м от поверхности земли с помощью дозиметра-радиометра МКС – АТ6130 и гамма-радиометра типа ДРГ-01Т. По своим параметрам гамма-радиометр ДРГ-01Т подходит для целей радиометрического контроля местности в окрестности АЭС, так как это чувствительный, легкий и дешевый прибор. Относительная погрешность измерения мощности дозы составляет 20-25 %. Прибор МКС – АТ6130 предназначен для измерения мощности дозы и дозы рентгеновского и гамма-излучения, плотности потока бета-частиц, испускаемых с загрязненной радиоактивными веществами поверхности, оперативного поиска источников ионизирующих излучений и радиоактивных материалов. Время измерения гамма-фона при статистической погрешности ±20% не превышает 300 с.

Необходимо учесть, что измерения производятся только на участках с ненарушенной естественной поверхностью почвы, желательно – на почвах естественного залегания или на многолетних залежах. Радиометрическая съёмка не производится во время сильных дождей и снегопадов, а также при температуре, выходящей за пределы рабочего диапазона используемых переносных приборов.

На каждой из четырех реперных площадок были отобраны 5 проб почвы методом конверта. Место отбора проб почвы на реперной площадке остается постоянным, и номер пробы сохраняется при последующих отборах проб. При отборе проб почвы измерялась

мощность дозы в точках отбора пробы на высоте 2-3 см и 1 м от поверхности земли. Данные записывались в паспорт пробы.

Анализ результатов измерения мощности дозы на реперной сети радиационного мониторинга показал, что мощность дозы гамма-излучения в среднем составляет 0,1-0,12 мкЗв/ч и не превышает уровень естественного гамма-фона (до 0,20 мкЗв/ч для Республики Беларусь). Содержание Cs-137 и Sr-90 в пробах почвы, отобранных на реперных площадках зоны влияния Игналинской АЭС, находится на уровне фоновых значений (глобальных выпадений). Кроме того была проведена актуализация описания четырех реперных площадок, на которых проводилась гамма-съемка и отбор проб почвы. Это связано с тем, что схемы для реперных площадок составлялись более 10 лет назад с учетом особенностей природного ландшафта в то время. На данный момент с учетом роста древесно-кустарниковой растительности и изменения подъездных возникла необходимость уточнить существующие схемы, что и было сделано.

НАУЧНО-МЕТОДИЧЕСКОЕ ОБОСНОВАНИЕ ОЦЕНКИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И КОМПЛЕКСА МЕРОПРИЯТИЙ ПО РЕАГИРОВАНИЮ НА АВАРИЙНЫЕ СИТУАЦИИ НА АЭС

Т.В. Дашкевич¹, М.Г. Герменчук²

¹Международный государственный экологический университет имени А.Д.Сахарова,

*²Республиканское научно-исследовательское предприятие «БелНИЦ «Экология»,
Республика Беларусь, г. Минск*

При штатной работе АЭС выбросы и сбросы радиоактивных веществ строго нормируются и, как правило, не представляют угрозы для населения и окружающей природной среды. Наибольшую опасность представляют радиационные аварии и инциденты.

На всем протяжении развития атомной энергетики (мировой опыт эксплуатации энергетических реакторов превышает 10700 реакторо-лет) совершенствованию систем надежности и безопасности на АЭС уделялось особое внимание, однако полностью исключить возможность возникновения аварийных ситуаций на таком сложном предприятии, каким является АЭС, пока не удастся. К тяжелым последствиям, связанным с радиоактивным загрязнением окружающей среды, приводят аварии на АЭС, сопровождающиеся расплавлением активной зоны реактора (авария 1957 г. на исследовательском реакторе в Селафилде (Уиндскейл, Великобритания); авария 1979 г. в США на водо-водяном реакторе ТМІ-2 (Три-Майл-Айленд)).

По настоящее время одной из наиболее значимых радиационных катастроф является авария, которая произошла на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 года. Тепловой взрыв на четвертом блоке ЧАЭС привел к разрушению реактора РБМК-1000 и вызвал выброс диспергированного ядерного топлива в окружающую среду. Практически до конца мая из разрушенного реактора наблюдался выход газообразных и аэрозольных продуктов деления. Суммарный выброс радиоактивности составил около 50 МКи (без учета ИРГ), что соответствовало примерно 3% - 4 % общего количества накопленной в реакторе активности. Впоследствии источник загрязнения обуславливался смывом долгоживущих радионуклидов дождевыми осадками с загрязненных водосборов.

Новый опыт по оценке радиационной обстановки в случае аварии на атомной электростанции был получен на АЭС «Фукусима-1» (одна из 25 крупнейших атомных электростанций в мире), где 11 марта 2011 года после сильнейшего землетрясения и цунами произошла авария.

Большие скорости протекания переходных процессов в атомной энергетике исключают возможность управления процессом локализации первых стадий начинающейся катастрофы. Поэтому необходимо осуществлять превентивную готовность к аварии на АЭС и развивать системы безопасности, причем не только на техническом и методическом уровне, но и на организационном. Каждая контрмера должна быть проведена в тот момент, когда её эффективность максимальна. Как следствие, данные мониторинга, полученные во время штатной работы АЭС, должны позволить оценить результаты моделирования радиационной обстановки во время аварии для своевременного привлечения необходимых ресурсов для ликвидации последствий, не вызвав тем самым перегрузку всех ресурсов аварийного реагирования.

Мониторинг развития ситуации в случае аварии проводится с целью собрать и представить информацию для классификации аварии и оказать содействие лицам, принимающим решения, по вопросам необходимости осуществления защитных мероприятий и вмешательства на основании действующих уровней вмешательства. Кроме того, мониторинг проводится с целью оказать помощь в предотвращении распространения радиоактивного загрязнения, предоставить информацию для защиты аварийных рабочих, предоставить точные и своевременные данные об уровне и степени опасности, возникшей вследствие радиационной аварийной ситуации, определить протяженность территории и продолжительность опасности, представить детальные физические и химические характеристики опасности, подтвердить эффективность защитных мероприятий, таких как дезактивации.

Вопросы классификации аварий в наибольшей степени проработаны по отношению к атомным станциям. В документах Росэнергоатом можно встретить следующую трехуровневую классификацию аварий на атомных станциях.

Локальная авария – это нарушение в работе атомной станции, при котором произошел выход радиоактивных веществ (или рост интенсивности ионизирующего излучения) за предусмотренные границы и оборудования, технологических систем, помещений и сооружений станции в количествах, превышающих установленные значения для нормальной эксплуатации, но не представляющие опасности для населения и лиц, находящихся на территории промышленной площадки АЭС.

Местная авария – это нарушение в работе АЭС, при котором произошел выход радиоактивных продуктов в пределах санитарно-защитной зоны АЭС в количествах, превышающих установленные для нормальной эксплуатации значения.

Общая (региональная) авария – это нарушение в работе АЭС, при котором произошел выход радиоактивных продуктов за границы санитарно-защитной зоны АЭС в количествах, превышающих установленные для нормальной эксплуатации значения.

Данная классификация достаточно четко характеризует географию и масштаб возможных последствий.

В радиационной аварии различают четыре фазы развития: начальную, раннюю, промежуточную и позднюю (восстановительную).

Начальная фаза аварии является периодом времени, предшествующим началу выброса (сброса) радиоактивности в окружающую среду или периодом обнаружения возможности облучения населения за пределами санитарно-защитной зоны предприятия. В отдельных случаях подобная фаза может не существовать вследствие своей быстротечности.

Ранняя фаза аварии (фаза «острого» облучения) является периодом собственно выброса радиоактивных веществ в окружающую среду или периодом формирования радиационной обстановки непосредственно под влиянием выброса (сброса) в местах проживания или нахождения населения. Продолжительность этого периода может быть от нескольких минут до нескольких часов в случае разового выброса (сброса) и до нескольких

суток в случае продолжительного выброса (сброса). Для удобства в прогнозах продолжительность ранней фазы аварии в случае разовых выбросов (сбросов) целесообразно принимать равной 1 суткам.

Промежуточная фаза аварии охватывает период, в течение которого нет дополнительного поступления радиоактивности из источника выброса в окружающую среду и в течение которого принимаются решения о введении или продолжении ранее принятых мер радиационной защиты на основе проведенных измерений уровней содержания радиоактивных веществ в окружающей среде и вытекающих из них оценок доз внешнего и внутреннего облучения населения. Промежуточная фаза начинается с нескольких первых часов с момента выброса (сброса) и длится до нескольких суток, недель и больше. Для разовых выбросов (сбросов) протяженность промежуточной фазы прогнозируют равной 7-10 суток.

Поздняя фаза (фаза восстановления) характеризуется периодом возврата к условиям нормальной жизнедеятельности населения и может длиться от нескольких недель до нескольких лет в зависимости от мощности и радионуклидного состава выброса, характеристик и размеров загрязненного района, эффективности мер радиационной защиты.

Последствия радиационных аварий и, прежде всего, радиоактивные загрязнения окружающей среды имеют сложную зависимость от исходных параметров радиационно опасного объекта (типа и мощности ядерной установки, метеоусловий).

Для своевременного оперативного реагирования при локальных и региональных авариях на АЭС необходимо:

- на государственном уровне отработать правовую и нормативную базы, позволяющие своевременно привлекать для ликвидации последствий аварии необходимый ресурсный и экономический потенциал;
- подготовка и тренинг кадров;
- для региона АЭС изучить пути формирования доз облучения и параметры миграции наиболее опасных радионуклидов;
- критичность природных объектов и приоритетность контрмер установить для каждого значимого природного комплекса в доаварийный период, учитывая, что эффективность защиты от внутреннего облучения быстро уменьшается во времени и определяется готовностью к проведению защитных мероприятий в доаварийный период.

Наиболее сложным и важным периодом аварийной ситуации является острая начальная фаза аварии, которая требует создания системы аварийного реагирования (системы поддержки принятия решений – СППР). Её цель – обеспечение лиц, принимающих решения в случае аварии на АЭС, необходимой фактической и расчетной информацией о радиационной обстановке для оптимизации противоаварийных мероприятий по защите персонала, населения и окружающей среды за пределами промплощадки АЭС.

Основными задачами СППР являются:

- оценка и прогноз загрязнения окружающей среды с учетом данных радиационного мониторинга в режиме реального времени;
- оценка и прогноз доз облучения населения по всем основным путям воздействия;
- выработка рекомендаций по защите населения и объектов окружающей среды;
- оценка эффективности защитных мероприятий и их оптимизация для конкретных условий с учетом радиологических, экономических и социальных условий.

Аварийные работы в случае радиационной аварии осуществляются в два этапа: первоочередные аварийные работы и ликвидация последствий аварий (в том числе ремонтно-восстановительные работы на объекте и его территории).

Основными задачами, решаемыми в ходе первоочередных аварийных работ на радиационно опасном объекте, являются:

- установление контроля над аварийной ядерно-технической установкой (реактором);

- оценка обстановки и принятие решений по снижению тяжести аварии и ее последствий;
- проведение спасательных работ;
- тушение пожаров;
- подавление выбросов радиоактивных веществ и предотвращение распространения радиоактивного облака;
- дезактивация путей подхода людей и техники к местам проведения работ;
- мероприятия по радиационной защите.

Работа по оценке радиационной обстановки для обеспечения радиационной безопасности населения и территорий определяется типом и фазой развития аварии. На ранней фазе аварии необходимо приступить к поэтапной реализации программы радиационного мониторинга.

В этот период основными задачами радиационного мониторинга окружающей среды являются экспрессное определение характеристик выброса (сброса) и выноса радиоактивных веществ за пределы защитных барьеров, получение данных о метеорологической (гидрологической) ситуации в районе аварии, оценка мощности дозы гамма-излучения на местности и объемной активности радионуклидов в приземном слое воздуха (воде). Решение этих задач должно опираться на действующую в санитарно-защитной зоне (СЗЗ) и зоне наблюдения (ЗН) АЭС стационарную ведомственную сеть наблюдений (автоматизированные системы радиационного контроля), а за ее пределами – территориальную гидрометеорологическую сеть при поддержке санитарных служб и мобильных лабораторий (групп) радиационной разведки гражданской обороны. Разворачиваются несколько групп для определения опасности для населения путем установления протяженности облака, концентрации радионуклидов, выпадений из облака. Группы проводят замер мощности эквивалента амбиентной дозы от облака, от выпадений или непосредственно от источника. Если ожидается, что аварийная ситуация продлится продолжительное время, то организуется возможность сменной работы групп.

Приоритетной задачей по отношению к количественному анализу является определение территории, которая является действительно «грязной», что особенно актуально в случае ограниченных ресурсов реагирования. Так как во время радиационной аварии и сразу после нее вероятна перегрузка ресурсов аварийного реагирования, важно обеспечить их наиболее эффективное и рациональное использование до того времени, пока не будет получена дополнительная помощь. Для уточнения очередности проведения мониторинга и протяженность территории, на которой люди могут пострадать от выброса радиоактивного материала, используется компьютерное моделирование распространения радиоактивного облака при учете источника выброса и метеоусловий (или данные разведки), т.е. первоочередному мониторингу подлежат наиболее загрязненные по результатам прогнозирования (разведки) населенные пункты.

Определив текущую ситуацию и предприняв соответствующие неотложные действия, утверждаются программы отбора проб. Масштабы таких программ зависит от размеров и уровня выброса, демографической ситуации, характеризующейся видами сельскохозяйственного производства и распределения населения. Овощи и другая продукция местного производства, питьевая вода и молоко от местных коров должны быть проверены для сравнения полученных значений с уровнями вмешательства. На основании действующих уровней вмешательства и других факторов определяется необходимость проведения дополнительных защитных мероприятий для населения, домашнего скота, посевов, запасов воды, а также введения запрета на потребление пищевых продуктов и воды, поддержания или восстановления элементов инфраструктуры жизнеобеспечения.

При подготовке программы мониторинга и отбора проб следует учесть, что вероятность выброса летучих радионуклидов (I-131, I-132, I-133, Te-131, Te-132, Cs-134, Cs-137, Ru-103, Ru-106) и инертных газов наиболее высока. В течение первых дней и недель после аварии наибольший вклад в формирование доз облучения вносят короткоживущие радионуклиды (I-131, I-132, Te-132, Ru-103, Ba-140, Ce-141).

Аппаратура для оценки радиационной обстановки должна обеспечить получение информации для принятия своевременного и обоснованного решения с целью уменьшения последствий аварии и установления критериев для принятия неотложных мер по защите персонала, населения и объектов окружающей среды. Среди средств измерения в обязательном порядке должны быть:

- приборы измерения радиоактивности газоаэрозольных выбросов;
- приборы измерения радиоактивности и объемов жидких сбросов;
- портативные приборы, позволяющие измерять уровни мощности дозы гамма- и бета-излучения, уровни удельной активности альфа-, бета-излучателей, а также I-131, Cs-134, Cs-137 в различных пробах объектов окружающей среды (при этом важным параметром оценки радиационной обстановки являются потоки альфа- и бета-частиц);
- приборы индивидуального дозиметрического контроля.

Ликвидация последствий аварии направлена, прежде всего, на предотвращение распространения радиоактивных веществ за пределы загрязненной территории и включает в себя: локализацию и ликвидацию источников радиоактивного загрязнения; дезактивацию (реабилитацию) самой этой загрязненной территории и объектов; сбор и захоронение (размещение) образующихся в ходе работ радиоактивных отходов, а также ремонтно-восстановительные работы на объекте и его территории, объем и содержание которых определяется степенью тяжести аварии и планами их дальнейшего использования.

Принятие решений по ликвидации последствий аварий зависит от целей и задач, определяемых каждой конкретной стадией работ.

На ранней стадии необходимо локализовать источник аварии (остановить выброс радиоактивных веществ в окружающую среду), оценить радиационную обстановку, снизить перераспределение первичного загрязнения на менее загрязненные или незагрязненные участки (локализовать или удалить загрязненные фрагменты технологического оборудования, зданий и сооружений, просыпей и проливов радиоактивных веществ), создать временные площадки складирования радиоактивных отходов.

Характерной особенностью ранней стадии аварии является высокая вероятность возникновения вторичных загрязнений за счет переноса нефиксированных, первично выпавших радиоактивных веществ на менее загрязненные или незагрязненные поверхности.

С течением времени происходит увеличение прочности фиксации загрязнения на поверхностях, приводящее к необходимости применения более сложных и дорогостоящих методов его ликвидации, увеличению объемов образующихся радиоактивных отходов, продолжительности и стоимости работ по обеспечению требуемого уровня защиты населения. Поэтому эффективность и оперативность принятия решений по ликвидации выявленных нефиксированных загрязнений на ранней фазе имеет первостепенное значение. Эти решения надо, прежде всего, принимать по наиболее критическим объектам загрязнения.

На промежуточной стадии производится уточнение и детализация данных инженерной и радиационной обстановки, зонирование территорий по видам и уровням излучений и реализация мероприятий, необходимых и достаточных для обеспечения заданного уровня мер защиты населения.

В этот период на поверхностях объектов радионуклиды находятся в нефиксированных или слабо фиксированных формах. Необходимо исключить возможность возникновения вторичных загрязнений, предотвратить процесс фиксации радиоактивных веществ на

поверхности и проникновение их вглубь объема и, как следствие, снизить уровень требований к необходимым мерам защиты населения.

На поздней стадии завершаются плановые работы, ликвидируются временные площадки складирования радиоактивных отходов или организуется радиационный контроль безопасности хранения на весь период потенциальной опасности, обеспечивается проживание населения без соблюдения мер защиты. Работы на поздней стадии наиболее трудоемки и продолжительны. Радионуклиды, определяющие радиационную обстановку на загрязненных объектах, в этот период находятся преимущественно в фиксированных и трудно удаляемых известными методами дезактивации формах. Выбор наиболее эффективных методов может быть сделан только по данным детальных исследований нуклидного состава и физико-химических форм радиоактивного загрязнения.

До начала и одновременно с работами по ликвидации радиоактивных загрязнений проводится локализация и захоронение источников радиоактивного загрязнения. Она направлена на предотвращение перераспределения первичных радиоактивных загрязнений за счет ветрового и антропогенного переноса загрязнений, миграции с поверхностными и грунтовыми водами.

Выводы

Для оперативного реагирования в случае аварии на АЭС и уменьшения её последствий особое внимание следует уделить превентивной готовности к аварии, в том числе, разработке и усовершенствованию программы радиационного мониторинга.

Для обеспечения радиационной безопасности населения и территорий и последующей оценки дозовых нагрузок программа радиационного мониторинга должна обеспечивать получение достоверной информации для оценки загрязнения окружающей среды и моделирования радиационной обстановки. Программа должна соответствовать изложенным в статье требованиям и включать в себя:

- экспрессное определение характеристик выброса (сброса) радиоактивных веществ;
- экспрессное определение выноса радиоактивных веществ за пределы защитных барьеров;
- моделирование радиационной обстановки с использованием данных о метеорологической (гидрологической) ситуации в районе аварии;
- мониторинг и оценку мощности дозы гамма-излучения на местности и объемной активности радионуклидов в приземном слое воздуха (воде).

В случае штатной работы АЭС программа радиационного мониторинга должна обеспечить:

- оценку фоновое загрязнения объектов окружающей среды долгоживущими радионуклидами;
- оценку параметров радиационной обстановки в системе критериев и целевых показателей радиационной безопасности, в том числе зафиксированных в отчете по ОВОС;
- оперативное выявление аварийного загрязнения окружающей среды для организации комплекса мероприятий по реагированию на аварийные ситуации.

Данные мониторинга, полученные во время штатной работы АЭС, должны позволить оценить результаты моделирования радиационной обстановки во время аварии для своевременного привлечения необходимых ресурсов для ликвидации последствий, не вызвав тем самым перегрузку всех ресурсов аварийного реагирования.

Для научного обоснования оценки радиоактивного загрязнения окружающей среды в случае аварии программа радиационного мониторинга должна обеспечить:

- измерение короткоживущих радионуклидов (I-131, I-132, Te-132, Ru-103, Ba-140, Ce-141);
- широкомасштабное изучение долговременного радиоактивного загрязнения средне- и долгоживущими радионуклидами, в том числе Sr-90, изотопами урана и плутония на всех четырех фазах развития аварии.

О СООТВЕТСТВИИ БАЗЫ ДАННЫХ ДОЗОВЫХ КОЭФФИЦИЕНТОВ МКРЗ 1996 ГОДА РЕКОМЕНДАЦИЯМ МКРЗ 2007 ГОДА

М.М. Кадацкая
МГЭУ им. А.Д. Сахарова, г. Минск

Введение

В Рекомендациях 1977 года Международной Комиссии по Радиологической защите (МКРЗ) были впервые сформулированы основы концепции эффективной дозы как базовой характеристики облучения человека в системе обеспечения радиационной безопасности [1]. В дальнейшем эта концепция претерпела различные изменения и уточнения и, наконец, в Рекомендациях МКРЗ 1990 года [2] эффективная доза была определена как нормируемая величина, равная сумме произведений взвешивающих коэффициентов и эквивалентных доз облучения отдельных органов и тканей:

$$E = \sum_T w_T h_T, \quad (1)$$

где w_T – взвешивающий коэффициент для органа или ткани T ; h_T – эквивалентная доза облучения органа или ткани T .

Органы и ткани, облучение которых учитывается при расчете эффективной дозы по формуле (1), условно подразделяются на следующие группы: «основные» органы и «остальные» органы. Перечень органов, входящих в каждую группу, а также значения взвешивающих коэффициентов для них и система учета доз облучения группы «остальные» органы составляют определение эффективной дозы как дозиметрической величины [3]. После 1990 года определение и методика расчета эффективной дозы изменялись, и в окончательном виде были закреплены в Международных основных нормах безопасности (МОНБ), выпущенных МАГАТЭ в 1996 году [4].

В 2007 году МКРЗ подготовила и выпустила новые рекомендации по радиологической защите (Публикация 103 МКРЗ) [5]. В этой публикации МКРЗ оставила без изменения значения основного дозового предела облучения работников и населения, изменив при этом значения взвешивающих коэффициентов излучений, а также взвешивающих коэффициентов органов и тканей. Также были изменены правила расчета эффективной дозы (в частности, система учета органов и тканей группы «остальные» органы). Таким образом, были оставлены без изменения численные значения основного дозового предела эффективной дозы облучения работников и лиц из состава населения, но было изменено само определение эффективной дозы как нормируемой дозиметрической величины [3].

Оценка безопасности использования источников излучения для работников или населения (в ситуациях существующего облучения) осуществляется путем сравнения эффективной дозы с основным дозовым пределом.

После выпуска Рекомендаций МКРЗ 2007 года прошло 4 года, однако до сих пор за новым определением эффективной дозы не последовали рекомендации относительно новых

значений дозовых факторов ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения. Их отсутствие не позволяет внедрить эти рекомендации в практику обеспечения радиационной безопасности на национальном уровне. Одним из решений этой проблемы может быть использование в радиационном контроле дозовых коэффициентов, рассчитанных в соответствии с Рекомендациями МКРЗ 1990 года. Этот подход использован в новых международных стандартах безопасности МАГАТЭ [6], реализующих Рекомендации МКРЗ 2007 года [5], но рекомендующих использовать «старые» дозовые коэффициенты из [4] для приближенной оценки доз внутреннего облучения при радиационном контроле.

Задачей данной работы явилась оценка соответствия дозовых коэффициентов ожидаемой дозы внутреннего облучения из [4] требованиям новых международных стандартов безопасности МАГАТЭ [6] для контроля соответствия условий облучения работников и населения нормативным. Эта оценка необходима для подготовки новых норм радиационной безопасности Республики Беларусь, полностью соответствующих новым требованиям МКРЗ.

Метод расчета дозовых коэффициентов и исходные данные

Согласно Рекомендациям МКРЗ 2007 года коэффициенты ожидаемой эффективной дозы следует рассчитывать по следующим формулам:

$$e_{j,ing}(g) = \sum_T w_T h_T(\tau, g)_{j,ing} \quad (2)$$

$$e_{j,inh}(g) = \sum_T w_T h_T(\tau, g)_{j,inh} \quad (3)$$

где w_T – взвешивающий коэффициент для органа или ткани [5, 3]; $h_T(\tau, g)_{j,ing}$ и $h_T(\tau, g)_{j,inh}$ – усредненная по полу ожидаемая эквивалентная доза в органе или ткани T на единицу перорального или ингаляционного поступления радионуклида j в организм лиц, принадлежащих к возрастной группе g ; τ – период для расчета ожидаемой дозы за счет поступлений в организм, значение которого принимается равным: для взрослых (лица старше 20 лет) – 50 годам; для детей – (70- g) лет, где g – возраст ребенка.

Усредненная по полу ожидаемой эквивалентной дозы в органе или ткани T :

$$h_T(\tau, g)_{j,ing} = \frac{h_T^M(\tau, g)_{j,ing} + h_T^F(\tau, g)_{j,ing}}{2}, \quad (4)$$

$$h_T(\tau, g)_{j,inh} = \frac{h_T^M(\tau, g)_{j,inh} + h_T^F(\tau, g)_{j,inh}}{2}, \quad (5)$$

где индекс M означает принадлежность к лицам мужского пола; индекс F означает принадлежность к лицам женского пола.

В дозиметрии внутреннего облучения наиболее распространена математическая модель тела условного человека, разработанная в Ок-Риджской лаборатории США [7]. Она представляет условного человека как совокупность органов условной женщины и мужчины, и полученные с помощью данной модели оценки доз уже являются усредненными для обоих полов. Эта модель лежит в основе расчета дозовых коэффициентов ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения, соответствующих МОНБ МАГАТЭ 1996 года и собранных в Базе дозиметрических данных МКРЗ [8], первая версия которой была выпущена в 1998 году (последующие версии имели лишь интерфейсные обновления). В базе данных представлены

значения ожидаемой эквивалентной дозы облучения органов и тканей, а также дозовые коэффициенты ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения при ингаляционном и пероральном поступлении почти 800 различных радионуклидами. При этом рассматриваются ситуации облучения как работников, так и лиц из населения различных возрастных групп. В случае ингаляционного поступления дозовые коэффициенты представлены для аэрозолей 10 размеров с различными АМАД.

Содержащиеся в базе данных МКРЗ [8] значения дозовых коэффициентов $h_T(\tau, g)_{j,ing}$ и $h_T(\tau, g)_{j,inh}$ были использованы в данной работе в качестве исходных данных при расчете дозовых коэффициентов согласно Рекомендациям МКРЗ 2007 года. В таблице 1 приведен перечень органов, необходимых для расчета эффективной дозы и наличие для них значений ожидаемой эквивалентной дозы в базе данных МКРЗ [8]. Также в таблицу включены столбцы значений взвешивающих коэффициентов w_T для наглядности изменений их численных значений.

Как видно из приведенной таблицы, для расчета эффективной дозы в соответствии с Рекомендациями МКРЗ 2007 года в базе данных [8] не хватает значений ожидаемой эквивалентной дозы для 6 органов и тканей. Слюнные железы МКРЗ в новых рекомендациях относит к категории «основных» органов и присваивает им значение взвешивающего коэффициента, равного 0.01. Остальные 5 органов (желчный пузырь, лимфатические узлы, простата, сердце и слизистая оболочка рта) отнесены к категории «остальных» органов. Ожидаемая эквивалентная доза облучения 13 органов из этой категории равняется среднему арифметическому значению поглощенной дозы облучения этих органов и тканей [5, 3].

Согласно моделям биокинетики радиоактивных веществ в организме человека, во всех упомянутых «недостающих органах» отсутствует накопление радионуклидов [8]. Их облучение обусловлено лишь гамма-излучением, исходящим от других органов, и радионуклидами, циркулирующими в жидкостях тела человека. Поэтому для целей данной работы было принято, что ожидаемая эквивалентная доза слюнных желез равна дозе, которую получает головной мозг (орган T12). Доза облучения простаты (у мужчин), желчного пузыря, сердца, слизистой оболочки полости рта и лимфатических узлов была принята равной дозе в мышцах (орган T17).

С учетом вышесказанного формулы (2) и (3) превращаются в (6) и (7):

$$e_{j,ing}(g) = \sum_{T=T1}^{T12} w_T h_T(\tau, g)_{j,ing} + \frac{1}{2} \sum_{T=T13}^{T14} w_T h_T(\tau, g)_{j,ing} + w_{T15} h_{T12}(\tau, g)_{j,ing} + w_{\text{Remainder}} \frac{1}{13} \left\{ \sum_{T=T16}^{T23} h_T(\tau, g)_{j,ing} + 4h_{T17}(\tau, g)_{j,ing} + \frac{1}{2} [h_{T24}(\tau, g)_{j,ing} + h_{T17}(\tau, g)_{j,ing}] \right\} \quad (6)$$

$$e_{j,inh}(g) = \sum_{T=T1}^{T12} w_T h_T(\tau, g)_{j,inh} + \frac{1}{2} \sum_{T=T13}^{T14} w_T h_T(\tau, g)_{j,inh} + w_{T15} h_{T12}(\tau, g)_{j,inh} + w_{\text{Remainder}} \frac{1}{13} \left\{ \sum_{T=T16}^{T23} h_T(\tau, g)_{j,inh} + 4h_{T17}(\tau, g)_{j,inh} + \frac{1}{2} [h_{T24}(\tau, g)_{j,inh} + h_{T17}(\tau, g)_{j,inh}] \right\} \quad (7)$$

Результаты расчета дозовых коэффициентов

Дозовые коэффициенты ожидаемой эффективной дозы были рассчитаны по формулам (6) и (7) для всех радионуклидов и вариантов облучения из [4, 6]. Всего было определено 2176 дозовых коэффициентов для работников и по 2447 дозовых коэффициентов для каждой из

возрастных групп лиц из состава населения. В случае ингаляционного поступления аэрозолей дозовые коэффициенты рассчитывались для АМАД=1 мкм.

Таблица 1. Органы для расчета эффективной дозы внутреннего облучения

Орган или ткань	Рекомендации МКРЗ 2007 года [5]		База данных МКРЗ [8]		Индекс органа или ткани в формулах	
	Необходимость учета органа или ткани для оценки эффективной дозы	Значение w_T	Наличие значения эквивалентной дозы органа или ткани	Значение w_T		
Группа «основные» органы						
Желудок	+	0,12	+	0,12	T1	
Клетки костных поверхностей	+	0,01	+	0,01	T2	
Кожа	+	0,01	+	0,01	T3	
Красный костный мозг	+	0,12	+	0,12	T4	
Легкие	+	0,12	+	0,12	T5	
Молочная железа	+	0,12	+	0,05	T6	
Мочевой пузырь	+	0,04	+	0,05	T7	
Печень	+	0,04	+	0,05	T8	
Пищевод	+	0,04	+	0,05	T9	
Толстый кишечник	+	0,12	+	0,12	T10	
Щитовидная железа	+	0,04	+	0,05	T11	
Головной мозг ⁽¹⁾	+	0,01	+	—	T12	
Семенники	+	0,08	+	0,20	T13	
Яичники	+		+		T14	
Слюнные железы	+	0,01	—	—	T15	
Группа «остальные» органы						
Вилочковая железа	+	0,12	+	0,05	T16	
Мышечная ткань	+		+		T17	
Надпочечники	+		+		T18	
Поджелудочная железа	+		+		T19	
Почки	+		+		T20	
Селезенка	+		+		T21	
Тонкий кишечник	+		+		T22	
Экстраторакальный отдел органов дыхания	+		+		T23	
Шейка матки	+		+		T24	
Желчный пузырь	+		—		—	T25
Лимфатические узлы	+		—		—	T26
Простата	+		—		—	T27
Сердце	+		—		—	T28
Слизистая оболочка полости рта	+		—		—	T29

(1) В МОНБ МАГАТЭ 1996 года головной мозг был отнесен к категории «остальных» органов, а в публикации 103 МКРЗ этот орган включен в категорию «основных» органов, по этой причине в графе значение w_T по базе данных МКРЗ стоит прочерк.

Для сопоставления дозовых коэффициентов ожидаемой эффективной дозы определенных в данной работе согласно Рекомендациям МКРЗ 2007 года и коэффициентов, определенных согласно Рекомендациям МКРЗ 1990 года [4, 6], рассмотрим их отношение

$$\Theta = \begin{cases} e_{j,ing}(g)_{МКРЗ2007} / e_{j,ing}(g)_{МОНБ} \\ e_{j,inh}(g)_{МКРЗ2007} / e_{j,inh}(g)_{МОНБ} \end{cases} \quad (8)$$

где индекс *МКРЗ2007* означает, что соответствующие дозовые коэффициенты были определены согласно Рекомендациям МКРЗ 2007 года; индекс *МОНБ* означает, что соответствующие дозовые коэффициенты были взяты из [4].

На рисунке 1 представлены виды распределения коэффициента Θ для различных выборок дозовых коэффициентов:

1) «**население в целом**» – включает 14682 значения параметра Θ , которые характеризуют в целом соотношение дозовых коэффициентов, определенных согласно МОНБ 1996 года и Рекомендациям МКРЗ 2007 года, для лиц из состава населения, как при ингаляционном, так и при пероральном поступлении радионуклидов;

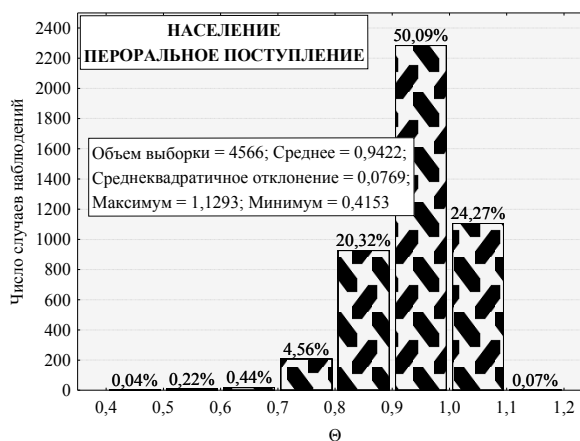
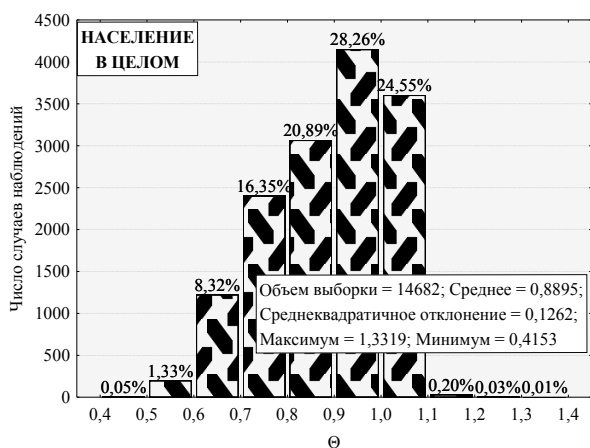
2) «**население пероральное поступление**» – включает 4566 значение параметра Θ , которые характеризуют соотношение дозовых коэффициентов, определенных согласно МОНБ 1996 года и Рекомендациям МКРЗ 2007 годов, для случая перорального поступления радионуклидов в организм лиц из состава населения различных возрастных групп;

3) «**персонал в целом**» – включает 2176 значений параметра Θ , которые характеризуют в целом соотношение дозовых коэффициентов, определенных согласно МОНБ 1996 года и Рекомендациям МКРЗ 2007 годов, для персонала, как при ингаляционном, так и при пероральном поступлении радионуклидов;

4) «**персонал ингаляционное поступление**» – включает 1328 значений параметра Θ , которые характеризуют соотношение дозовых коэффициентов, определенных согласно МОНБ 1996 года и Рекомендациям МКРЗ 2007 годов, для случая ингаляционного поступления радионуклидов в организм персонала;

5) «**все дозовые коэффициенты**» – включает 16858 значений параметра Θ , которые характеризуют в целом соотношение дозовых коэффициентов, определенных согласно МОНБ 1996 года и Рекомендациям МКРЗ 2007 годов, для случаев ингаляционного и перорального поступления радионуклидов в организм, как персонала, так и лиц всех возрастных групп из состава населения.

Согласно данным, приведенным на рисунке 1, примерно 25-28% значений параметра Θ лежит в диапазоне от 1 до 1,1 и еще не более 0,25% - в диапазоне от 1,1 до 1,4, а основная часть (более 50%) новых дозовых коэффициентов не превышают значения, представленные в МОНБ 1996 года. Таким образом, превышение новых дозовых коэффициентов является не существенным в пределах неопределенности оценки дозы внутреннего облучения при радиационном контроле.



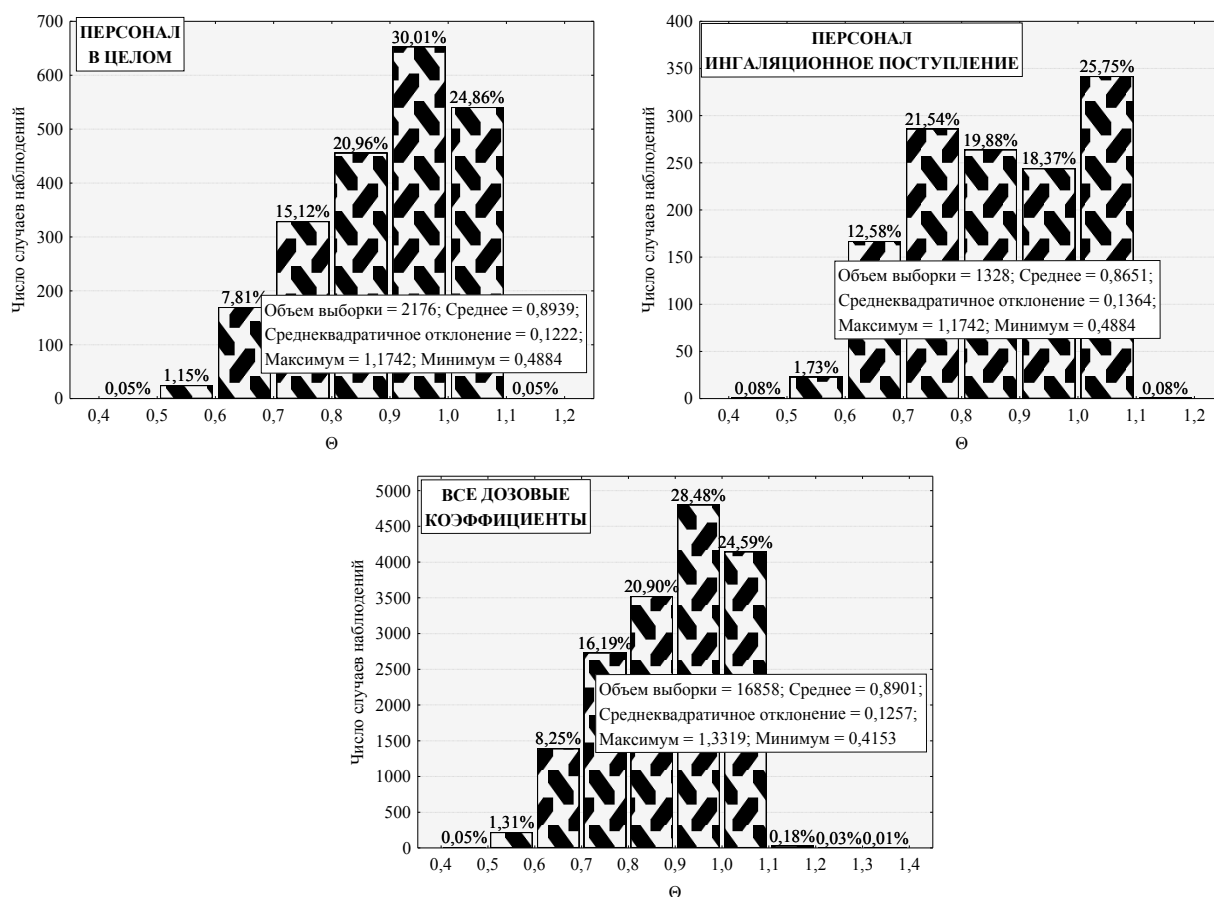


Рис. 1. Гистограмма параметра Θ в различных выборках дозовых коэффициентов

Для примера приведем сравнительную оценку дозовых коэффициентов для некоторых радионуклидов (таблица 2).

Таблица 2. Средние значения параметра Θ для отдельных радионуклидов

Группа	Персонал (ингаляционное поступление)	Население (пероральное поступление)					
		<1 года	1-2 года	2-7 лет	7-12 лет	12-17 лет	взрослые
Возраст	взрослые						
Cs-137	0.957	0.991	0.995	0.975	0.972	0.998	0.999
Cs-134	0.945	0.956	0.941	0.954	0.950	0.943	0.952
I-131	0.798	0.829	0.805	0.844	0.774	0.805	0.788
I-132	0.984	0.874	0.837	0.831	0.850	0.867	0.853
I-133	0.813	0.810	0.800	0.819	0.828	0.794	0.799
I-135	0.873	0.865	0.836	0.817	0.812	0.829	0.824

Выводы и рекомендации

1. В соответствии с Рекомендациями МКРЗ 2007 года разработана методика расчета дозовых коэффициентов ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения;
2. Рассчитаны значения дозовых коэффициентов ожидаемой эффективной дозы внутреннего облучения для работников и лиц из состава населения.

3. В целом дозовые коэффициенты ожидаемой эффективной дозы, определенные согласно Рекомендациям МКРЗ 2007, меньше или примерно равны дозовым коэффициентам, определенным в МОНБ 1996 года;

4. Дозовые коэффициенты ожидаемой эффективной дозы для радионуклидов цезия относительно коэффициентов, представленных в МОНБ 1996 года не более чем на 5% (в зависимости от возраста облучаемых лиц), для радионуклидов йода – около 20%.

Полученные результаты указывают на то, что в контроле доз внутреннего облучения в соответствии с Рекомендациями МКРЗ 2007 года можно использовать дозовые коэффициенты, рекомендованные международными стандартами безопасности МАГАТЭ, выпущенными в 1996 году.

Литература

1. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication No. 26. - Ann ICRP Vol. 1, No 3. Oxford: Pergamon Press, 1977.

2. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60, Ann. ICRP 21 (1–3), 1991.

3. Кутьков В.А. Эволюция системы обеспечения радиационной безопасности в свете новых рекомендаций МКРЗ и МАГАТЭ. Аппаратура и новости радиационных измерений (АНРИ) No 1(48), 2007, С. 2-24.

4. International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radioactive Sources. Jointly sponsored by FAO, IAEA, ILO, OECD/NEA, PAHO, WHO. Safety Series No. 115. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria, 1996.

5. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2–4), 2007.

6. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards. Interim edition, General Safety Requirements Part 3, Safety Standard Series No. GSR Part 3 (Interim), IAEA, Vienna (2011).

7. Cristy M., Eckerman K. F. Specific absorbed fractions of energy at various ages from internal photon sources. I. Methods. ORNL Report ORNL/TM-8381/V1. Oak Ridge Laboratory, Oak Ridge, Tennessee, 1987.

8. The ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public, version 2.0.1, an extension of ICRP Publications 68 and 72 developed by Task Group on Dose Calculations on Committee 2 of the International Commission on Radiological Protection. CDROM. Pergamon Press, Oxford, UK, 2001.

КОМПОЗИЦИОННЫЕ МАТЕРИАЛЫ ДЛЯ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ЗАЩИТЫ ТРАНСПОРТНЫХ ЯДЕРНЫХ ЭНЕРГЕТИЧЕСКИХ УСТАНОВОК ОТ НЕЙТРОННОГО ИЗЛУЧЕНИЯ

А.В. Карнаухов, Р.Н. Ястребинский, А.В. Ястребинская

Белгородский государственный технологический университет им. В.Г.Шухова, г. Белгород

Патентные исследования показали, что для защиты от нейтронного излучения широкое применение нашли материалы на основе полимеров и, в первую очередь, полиэтилена и полипропилена. Благодаря высокому содержанию водорода они эффективно ослабляют нейтронное излучение.

Так материал «Нейтростоп» на основе полиэтилена с примесью бора 3,5-4,5%, выпускаемый в настоящее время ЗАО «Эра-АЭС» (г. Москва), эффективно ослабляет быстрые

нейтроны. Однако при этом имеет относительно низкую температуру эксплуатации и уже свыше 100°C подвержен температурному старению.

Полипропилен обладает более высокой теплостойкостью и прочностью по сравнению с полиэтиленом. Полипропилен более стоек в воде, его водопоглощение и паропроницаемость ниже, чем у полиэтилена. В отличие от последнего он, по литературным данным [1], может длительное время эксплуатироваться при температурах 130 – 140 °С. Известны композиции полипропилена, наполненные порошкообразным графитом [патент РФ №2103286, №2160290], композиции полипропилена и сополимера пропилена с этиленом, наполненные нитридом бора БНС-17-1, БНС-17-2, БНС-18-1, БНС-18-2 [ТУ 2243-032-05796653-97]. Однако температура эксплуатации данных композитов ограничивается 230°C, что не удовлетворяет условиям эксплуатации транспортных ЯЭУ, где рабочая температура защиты реактора составляет 300 - 350 °С. Кроме того, полипропилен достаточно сложен в переработке.

Компанией QuadrantEngineeringPlasticProducts (г. Тилт, Tielt, Бельгия) разработан полиэтилен низкого давления (ПЭНД), содержащий 5% элементарного бора. Этот материал обеспечивает защиту от проникающей радиации. Материал может использоваться при оборудовании радиологических кабинетов, в центрах по исследованию ядерной энергии. Однако, по оценкам специалистов, материал подвержен значительному температурному старению в области 250 - 300 °С.

Компания GE Plastics (Нидерланды) начала производство новой серии компаундов с высоким удельным весом (HSG), которые могут использоваться вместо свинца в тех отраслях промышленности, где необходима защита от проникающей радиации. В основе компаундов LNP Thermocomp HSG лежит нейлон-6, армированный вольфрамом, который гораздо менее токсичен, чем свинец. Помимо поглощающих свойств, компаунды LNP Thermocomp HSG обладают высокими показателями жесткости и ударпрочности. Однако данные компаунды не удовлетворяют условиям эксплуатации транспортных ЯЭУ (наличия газовыделения и дефектов структуры при длительном облучении) и могут быть использованы в рентгеновских установках для медицинских целей.

Гидрид титана является наиболее перспективным материалом биологической защиты корабельных ядерно-энергетических установок (ЯЭУ) нового поколения благодаря высоким защитным характеристикам по отношению к нейтронному излучению. В сравнении с наполненными полимерами гидрид титана имеет более высокие температуры эксплуатации и допустимый флюенс нейтронов. На основе гидрида титана в настоящее время разработаны и внедрены в промышленность четыре материала: брикетированный гидрид титана, порошок гидрида титана, крошка гидрида титана и компактный гидрид титана. Брикетированный гидрид титана, получаемый путем прессования порошка, и сам порошок (смесь гидрида титана с карбидом бора) имеют сравнительно низкую температуру эксплуатации (до 200 °С), что ограничивает их использование в защите транспортных ЯЭУ. Компактный гидрид титана, получаемый методом сквозного насыщения титановых заготовок водородом, имеет существенно более высокую термическую и радиационную стойкость. Однако он не поддается механической обработке, в результате чего при формировании блоков защиты возникает необходимость в заполнении образующихся зазоров и полостей равноценным материалом. Используемая для этих целей крошка гидрида титана содержит до 5 % мелкой пылевидной фракции (менее 0,2 мм), которая является пожаро- и взрывоопасной, а также основным источником выделения водорода при высоких рабочих температурах эксплуатации.

В связи с этим необходима разработка высококонструкционного материала на основе гидрида титана, позволяющего упростить технологию монтажа защиты транспортных ЯЭУ, улучшить ее качество и снизить стоимость.

Для решения поставленной задачи в работе используется дробь гидрида титана плотностью 3,8 г/см³ и содержанием водорода 3,6% масс., полученная на основе

высококачественного порошка гидрида титана в аппарате с прямым нагревом в присутствии ПАВ. Проведенные испытания показали, что гидрид титана в виде дробы более прочен, не имеет микротрещин, не растрескивается в процессе работы, не образует мелкой взрывоопасной фракции и имеет более высокую температуру эксплуатации. Термостойкость дробы позволит использовать материалы на ее основе в защите, в условиях температурного режима, непосредственно после корпуса реактора. Модифицирование дробы гидрида титана борсодержащими материалами, имеющими большое сечение поглощения нейтронов в тепловой и надтепловой областях спектра, является одним из способов улучшения ее защитных характеристик и термической устойчивости. Полученные на основе дробы композиционные материалы на цементном вяжущем не имеют перечисленных недостатков полимерных материалов и сохраняют свои высокие эксплуатационные характеристики в интервале температур 350 – 400 °С, что определяет их эффективное использование для биологической защиты транспортных ядерных энергетических установок.

Разработаны состав и метод получения высоко-конструкционного композиционного материала защиты от нейтронного излучения на основе модифицированной дробы гидрида титана. Получен композиционный материал нейтронной защиты, обладающий следующими характеристиками: плотность материала после 28 сут. твердения при температуре 20 °С – 3,35 г/см³; плотность высушенного при 110 °С материала – 3,32 г/см³; плотность высушенного при 300 °С материала – 3,3 г/см³; предел прочности при сжатии после 28 сут. твердения при температуре 20 °С – 54 МПа; прочность при сжатии после сушки при 110 °С – 58 МПа; прочность при сжатии после термообработки при 300°С – 51 МПа; рабочая температура эксплуатации – 400-500 °С.

Для принятия решения об использовании разработанных материалов для биологической защиты транспортных ядерно-энергетических установок (ЯЭУ) в рамках ОСТ В95.548-2001 [1] были получены достаточно полные и достоверные данные об основных свойствах разработанных материалов, применительно к длительным условиям их эксплуатации.

Методики экспериментов: Теплофизические, прочностные, технологические характеристики, а также пожаровзрывоопасность материалов защиты определяли согласно действующих стандартов. Исследование химического состава материалов защиты проводили с использованием рентгенофазового, рентгенофлуоресцентного и термогравиметрического методов анализа. Исследование кинетики газовыделения проводили в атмосфере кислорода и атмосфере водяного пара на экспериментальной установке с замкнутой системой массообмена. Анализ газовой смеси проводили хроматографическим методом. По данным о процессах газовыделения и термогравиметрического анализа определили содержание физически и химически связанной воды в композите на основе модифицированной дробы гидрида титана (КМДГТ).

Вымывание хлоридов и фторидов из КМДГТ определяли фототурбидиметрическим методом, вымывание щелочных металлов кондуктометрическим методом.

Экспериментальные результаты: Исследованы прочностные, теплофизические, технологические свойства материалов защиты в интервале рабочих температур в течение 500, 1000, 5000 ч нагрева.

Тепловой коэффициент линейного расширения материалов защиты при их длительной термообработке при 300 °С снижается для КМДГТ с $51,2 \cdot 10^{-7}$ до $42,3 \cdot 10^{-7}$ м · град⁻¹. В интервале температур от 20 до 300 °С коэффициент теплопроводности увеличивается с 4,31 до 5,44 Вт/(м·К). Удельная эффективная теплоемкость уменьшается с 1,022 до 0,961 кДж/(кг·К).

Проведенные исследования позволили установить последовательность компоновки защиты ЯЭУ на АПЛ: первый или промежуточный контур защиты - материал на основе МК,

внешний контур защиты – материал на основе КМДГТ. Установлена совместимость материалов защиты с основными конструкционными материалами при рабочей температуре.

Исследованы изменения геометрии, плотности, массы и объема материалов защиты после при 300 °С в атмосфере воздуха в течении 500, 1000 и 5000 ч. Установлено постоянство данных характеристик для разработанных материалов.

Проведены исследования прочностных характеристик образцов композиционных материалов и изменение их химического состава при длительных термических нагрузках. Установлено, что в процессе термообработки изменение химического состава композитов практически не происходит.

Длительная термообработка изменяет геометрию КМДГТ в пределах 0,35%, а плотность и массу в пределах 1,2%. Прочность на сжатие снижается на 18% с 43 до 36 МПа. При этом остаточная прочность на сжатие композитов даже при выдержке в течении 5000 часов составляет не менее 30 МПа, что соответствует требованиям к материалам конструкции защиты транспортных ЯЭУ, которые составляют не менее 19 МПа.

Изменение химического состава композитов КМДГТ в процессе термообработки практически не происходит. Однако при этом происходит ступенчатое удаление связанной воды в пределах 2,5%.

Исследована кинетика газовыделения и потери водорода в интервале рабочих температур в течение 200, 500, 1000 ч нагрева в атмосфере воздуха и в атмосфере водяного пара. Установлено, что при длительном нагреве КМДГТ при 300 °С газовыделение обусловлено выделением паров воды, а водород и углекислый газ практически не выделяются. Газовыделение при термообработке металлокомпозита МК отсутствует.

Длительный нагрев материалов защиты при 300 °С приводит к выделению из КМДГТ $1,971 \cdot 10^{-4}$ см³/г СО₂ и $1,312 \cdot 10^{-5}$ см³/г Н₂. Содержание химически связанной воды в КМДГТ составляет 0,02 %.

Исследовано вымывание фторидов, хлоридов и щелочных металлов, а также водопоглощение, изменение геометрии и прочности образцов материалов защиты при их длительном пребывании в морской и пресной воде при разных температурах.

Вымывание хлоридов в КМДГТ при 100 °С составляет 0,736 мг/г, а фторидов 0,0087 мг/г. Вымывание щелочных металлов из КМДГТ в пресной воде составляет 0%, а в морской воде 2,8% (при 100 °С). Водопоглощение, изменение объема и прочности на сжатие КМДГТ в пресной воде составило, соответственно, 3,11%, 0% и 11,34% (при 20 °С) и 4,18%, 2,01% и 8,22% (при 100 °С); в морской воде, соответственно, 1,42%, 1,73% и 2,12% (при 20 °С) и 5,33%, 3,11% и 9,36% (при 100 °С).

Исследованы пожаро-, взрыво- и токсико-гигиеническая безопасность разработанных материалов защиты в аварийных условиях эксплуатации. Разработанные материалы защиты относятся к группе негорючих материалов (пожаровзрывобезопасны) и обладают токсико-гигиенической безопасностью.

Выводы: Проведенные в рамках ОСТ В95.548-2001 исследования показали, что разработанные композиционные материалы, благодаря своим высоким физико-механическим и эксплуатационным свойствам, могут быть использованы в качестве конструкционных материалов биологической защиты транспортных ЯЭУ. Кроме того, материалы защиты могут быть использованы при оборудовании радиологических кабинетов, в центрах по исследованию ядерной энергии.

Литература

1. ОСТ В95.548-2001 «Стандарт отрасли. Материалы биологической защиты транспортных ядерно-энергетических установок. Порядок проведения НИР и постановка

материалов на производство».- Введ. 13.03.2002. – М.: Министерство РФ по атомной энергии, 2002.- 10 с.

ПОДЗЕМНОЕ ЗАХОРОНЕНИЕ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В РОССИИ. РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ

В.П. Каченовский

Сибирский Федеральный Университет, г. Красноярск

За последние полвека на Земле образовались десятки миллиардов кюри радиоактивных отходов (далее – РАО), и эти цифры увеличиваются с каждым годом. К радиоактивным отходам относятся не подлежащие дальнейшему использованию материалы, растворы, газообразные среды, изделия, аппаратура, биологические объекты, грунт и т.п., в которых содержание радионуклидов превышает уровни, установленные нормативными актами.

Радиоактивные отходы представляют собой смесь стабильных химических элементов и радиоактивных осколочных и трансурановых радионуклидов. За 1 год работы большого энергетического реактора (при загрузке 100 т ядерного топлива 5% урана-235) вырабатывается 10% (0.5 т) делящегося вещества и производится примерно 0.5 т осколочных элементов. В масштабах страны ежегодно только на энергетических реакторах АЭС вырабатывается 100 т осколочных элементов.

Радиоактивные отходы образуются:

- при эксплуатации и выводе из эксплуатации предприятий ядерного топливного цикла (добыча и переработка радиоактивных руд, изготовление тепловыделяющих элементов, производство электроэнергии на АЭС, переработка отработавшего ядерного топлива);
- в процессе реализации военных программ по созданию ядерного оружия, консервации и ликвидации оборонных объектов и реабилитации территорий, загрязненных в результате деятельности предприятий по производству ядерных материалов;
- при эксплуатации и снятии с эксплуатации кораблей военно-морского и гражданского флотов с ядерными энергетическими установками и баз их обслуживания;
- при использовании изотопной продукции в народном хозяйстве и медицинских учреждениях.

При использовании радиоактивных материалов в медицинских и других научно-исследовательских учреждениях образуется значительно меньшее количество РАО, чем в атомной отрасли и военно-промышленном комплексе - это несколько десятков кубических метров отходов в год. Однако применение радиоактивных материалов расширяется, а вместе с ним возрастает объем образующихся отходов.

Среди РАО наиболее распространенными по агрегатному состоянию считаются жидкие и твердые. Жидкими радиоактивными отходами (далее – ЖРО) считаются жидкости, в которых допустимая концентрация радионуклидов превышает концентрацию установленную для воды открытых водоемов. Из всех видов РАО жидкие наиболее распространены, так как в растворы переводят как вещество конструкционных материалов (нержавеющих сталей, циркониевых оболочек тепло - выделяющих элементов - ТВЭЛов и т.п.), так и технологические элементы (соли щелочных металлов и др.). Отработавшие свой ресурс ТВЭЛы, объединенные в единые конструкции - тепловыделяющие сборки, аккуратно извлекают и выдерживают в воде в специальных бассейнах-отстойниках для снижения активности за счет распада короткоживущих изотопов. За три года активность снижается примерно в тысячу раз. Затем ТВЭЛы отправляют на радиохимические заводы, где их измельчают механическими ножницами и растворяют в горячей азотной кислоте.

Вопрос обращения с радиоактивными отходами предполагает оценку различных категорий и методов их хранения, а также разные требования в отношении защиты окружающей среды. Целью ликвидации РАО является изоляция их от биосферы на чрезвычайно длительные периоды времени, обеспечение того, что остаточные радиоактивные вещества, достигающие биосферы, будут в незначительных концентрациях в сравнении, например, с естественным фоном радиоактивности, а также обеспечение уверенности в том, что риск при небрежном вмешательстве человека будет очень мал. Захоронение в геологическую среду, используется как один из методов для достижения этих целей.

Однако, существует множество разнообразных предложений относительно способов захоронения радиоактивных отходов, например:

- Долговременное наземное хранилище;
- Глубокие скважины (на глубине несколько км);
- Плавление горной породы (предлагалось для отходов, выделяющих тепло);
- Прямое закачивание (подходит только для жидких отходов);
- Удаление в море;
- Удаление под дно океана;
- Удаление в зоны подвижек;
- Удаление в ледниковые щиты;
- Удаление в космос.

Некоторые предложения еще только разрабатываются учеными разных стран мира, другие уже были запрещены международными соглашениями. Большинство ученых, исследующих данную проблему, признают наиболее рациональной возможность захоронения радиоактивных отходов в геологическую среду.

В данной статье я рассматриваю подземное захоронение жидких радиоактивных отходов в геологическую среду как способ утилизации РАО и вопрос безопасности для населения функционирования полигона подземного захоронения жидких радиоактивных отходов – «Северный», расположенного в г. Железногорске Красноярского края.

В настоящее время глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов является одной из немногих в мире промышленно реализованных технологий окончательного удаления радионуклидов из среды обитания человека. Она осуществляется уже в течение 45 лет на полигонах подземного захоронения Сибирского Химического (г. Северск) и Горно-химического комбинатов (г. Железногорск), а также в Государственном научном центре РФ «Научно-исследовательский институт атомных реакторов» (г. Димитровград, Ульяновской области).

Глубокое хранилище жидких радиоактивных отходов полигон «Северный» Горно-химического комбината было создано в 60-х годах по решению Правительства с целью утилизации образующихся в ходе оборонной деятельности ЖРО и, как следствие, предотвращения воздействия радиоактивности на человека и защиты окружающей среды.

Созданию глубокого хранилища предшествовали геологоразведочные работы и исследования, включавшие геофизические работы, бурение скважин, изучение образцов пород, опытно-фильтрационные работы. Геологоразведочные работы выполнялись специализированными организациями Министерства геологии, в проведении исследований принимали участие институты Академии наук.

Сущность глубинного (подземного) захоронения состоит в нагнетании специально подготовленных растворов - жидких отходов через буровые скважины в глубокозалегающие пористые горизонты (пласты-коллекторы), надежно изолированные от поверхности и неглубокозалегающих подземных вод. Отходы заполняют ограниченный объем пласта-коллектора и образуют залежь отходов. Захороненные отходы не воздействуют на людей, животных и растительный мир. Благоприятные геологические условия для захоронения РАО

подразумевают достаточно низкие скорости движения подземных вод и изоляцию пластов-коллекторов от поверхности слоями глинистых слабопроницаемых (практически непроницаемых) пород. В этом случае гарантирована изоляция отходов в течение нескольких сотен и даже тысяч лет – за это время произойдет естественный распад основного количества радионуклидов. Оставшиеся долгоживущие нуклиды будут удерживаться породами в месте захоронения, образуя залежи, аналогичные месторождениям радиоактивных элементов.

На Горно-химическом комбинате для захоронения жидких РАО используются два горизонта: горизонт I, залегающий в интервале глубин 355 – 500 м, и горизонт II, залегающий в интервале глубин 180 – 280 м. Коллекторские горизонты изолированы от поверхности и неглубокозалегающих подземных вод слоями слабопроницаемых пород, которые сложены различными глинами с прослоями песков. Естественная скорость движения подземных вод в I горизонте характеризуется значениями 5 – 6 м/год, направление потока - с юга на север, параллельно долине р. Енисей. Во II горизонте скорость естественного движения подземных вод 10 – 15 м/год, направление - северо-восток, в сторону от долины р. Енисей. С запада I и II коллекторские горизонты ограничиваются Правобережным тектоническим нарушением, являющимся гидравлическим экраном на участке хранилища и в области последующей миграции РАО.

Также, особенностью глубинного захоронения жидких РАО «Горно-химического комбината» является отсутствие других водопользователей в области возможного влияния захоронения и в непосредственной близости от нее и малая перспективность верхних водоносных горизонтов как источников водоснабжения. Тем не менее, в районе полигона «Северный» создана сеть контрольных наблюдательных скважин в пределах и за пределами полигона захоронения. В состав контрольных наблюдений за распространением отходов и состоянием геологической среды входят гидрогеохимические, гидродинамические и геофизические наблюдения и исследования, составляющие в комплексе с анализом и обработкой данных, моделированием процессов захоронения систему мониторинга захоронения.

Существование правобережного тектонического нарушения вызвало необходимость усиления контроля в этой области с целью обеспечения безопасности захоронения и предупреждения загрязнения окружающей среды – реки Енисей. При проведении геолого-разведочных работ были выполнены специальные исследования тектонического нарушения, позволившие установить его экранирующую роль в области возможного влияния захоронения.

При анализе гипотетических осложнений и аварийных ситуаций было установлено, что последствия возможных аварийных ситуаций не повлияют на радиационную обстановку и загрязнение подземных вод за пределами санитарно-защитных зон и границами горного отвода недр.

Удаление отходов из среды непосредственной деятельности и проживания человека предотвратило отрицательное воздействие радиоактивных отходов на производственный персонал и население в районах двух оборонных предприятий атомной промышленности и крупного исследовательского центра в нашей стране.

Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов Горно-химического комбината полигон «Северный» позволило изолировать от среды непосредственного обитания человека значительную часть образовавшихся отходов производства, избежать строительства потенциально опасных поверхностных хранилищ и бассейнов. Это имело большое значение для предупреждения радиационного воздействия на окружающую среду и население региона.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СВЕТОВОГО ИСТОЧНИКА ИЗЛУЧЕНИЯ ПРИ ОЦЕНКЕ ЭКСПЛУАТАЦИОННЫХ ХАРАКТЕРИСТИК ФОТОМАТЕРИАЛОВ ДЛЯ ПРОМЫШЛЕННОЙ РАДИОГРАФИИ

Н.И. Ли, Е.В. Игнатьев

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

Ранее [1] было показано, что чувствительность фотоматериала зависит от энергии экспонирующего излучения. В условиях практической съемки, в зависимости от цели поставленного исследования, фотоматериал может экспонироваться различными источниками.

При изготовлении радиографических материалов, когда необходимо производить сенситометрический контроль на всех стадиях изготовления, используют рентгеновские сенситометры состоящие из рентгеновского питающего устройства (РПУ), рентгеновской трубки, свинцового кожуха (тубуса), модулятора экспозиций, приспособления для вращения рентгенографической кассеты с моторным приводом, набора рентгенографических кассет и дозиметра типа ДКС-101. Дозиметр – важная часть рентгенсенситометрической установки - предназначен для измерения экспозиционной дозы рентгеновского излучения.

В связи с тем, что количество экспозиций ограничивается дозой ионизирующего излучения, полученной обслуживающим персоналом, а также с целью улучшения условий труда и повышения безопасности, представлялось интересным определить возможность замены рентгеновского излучения на световое при испытаниях радиографической пленки в процессе изготовления и установить соответствующие коэффициенты корреляции между рентгеновским и световым излучением.

Для этого необходимо иметь информацию о чувствительности фотоматериала к источникам излучения различной энергии. В технической литературе отсутствует информация о сравнительном действии различных источников излучения.

Радиографические материалы с различным средним размером микрокристаллов AgHal подвергали испытаниям, при которых определяли чувствительность и контрастность к рентгеновскому излучению и свету.

Сенситометрические свойства материалов при экспонировании этими излучениями определяли по методике, приведенной в ОСТ 6-17-54-80 и ГОСТ 10691.0-84. Проявление осуществляли до значения оптической плотности вуали D_0 , равной $(0,10 \pm 0,04)$ Б. Результаты испытаний приведены в таблице 1.

Таблица 1. Чувствительность модельных радиографических материалов к излучениям различных источников

Средний размер микрокристаллов AgHal, мкм	Нанос серебра, г/м ²	Чувствительность $S_{0,85}$	
		Источник излучения – рентгеновская трубка, 80 кВ	Световое излучение, $T_{\text{ув.}}=2850$ К
1,76	12,0	19,5	1,90
1,49	12,0	10,5	0,35
0,97	12,0	3,5	0,16
0,71	11,9	2,1	0,09
0,54	12,1	1,3	-

Анализ результатов показал, что во всех случаях наблюдается увеличение чувствительности с увеличением среднего размера микрокристаллов AgHal, и это давно известно [2]. Данная закономерность справедлива как для рентгеновского, так и для светового излучения.

Известно также [1], что фотографическое действие рентгеновского излучения является следствием действия электронов, образующихся при поглощении этого излучения, на микрокристаллы AgHal. При экспонировании рентгеновским излучением, генерируемым трубкой при напряжении 80 кВ, образующиеся электроны имеют относительно низкие энергии и, вероятно, длина их пробега значительно меньше толщины эмульсионного слоя.

Энергия излучения оказывает большое влияние на контраст изображения [2]. По мере повышения энергии излучения контраст уменьшается, вероятно, вследствие одновременного возрастания проникающей способности и рассеяния излучения. С повышением энергии излучения различие коэффициентов поглощения отдельных частей объекта становится меньше.

Изменение интенсивности излучения связано с изменением массового коэффициента поглощения. Этот вывод справедлив для узкого параллельного пучка. При переходе к реально используемым широким пучкам необходимо принимать во внимание рассеяние, снижающее контраст изображения. Для учета этого фактора вводят эмпирически определяемый коэффициент χ [3], представляющий собой отношение интенсивности широкого и узкого пучков за объектом исследования.

При оценке изображения оценка его качества дается по предельно различаемому элементу – тест-объекту (мире).

В предельном случае, представляющем при съемке непосредственный интерес, разница между интенсивностями излучения, соответствующими исследуемому объекту и дефекту в этом объекте, очень мала; поэтому можно принять, что изменение интенсивности пропорционально размеру дефекта. Разность оптических плотностей, наблюдаемых на снимке, можно представить в следующем виде:

$$\Delta D = D_1 - D_2 = G(\lg I_1 - \lg I_2). \quad (1)$$

В работе [3] была выведена формула для излучений различной энергии. Эта формула будет справедлива и для одной определенной энергии, но различных интенсивностей излучения. Используя эту формулу, можно представить разность оптических плотностей на снимке в следующем виде:

$$\Delta D = \frac{G \cdot 0,434 \cdot \left[\left(\frac{\mu}{\rho} \right)_2 - \left(\frac{\mu}{\rho} \right)_1 \right] \cdot h}{\chi}, \quad (2)$$

где $\Delta D = D_1 - D_2$ - разность оптических плотностей на снимке, соответствующем объекту и дефекту; G – средний градиент, численно равный тангенсу угла наклона прямой, проведенной через точки D_1 и D_2 на характеристической кривой, к оси логарифмов экспозиций; I_1 и I_2 - интенсивности излучений, соответствующие оптическим плотностям D_1 и D_2 ; $(\mu/\rho)_1$ и $(\mu/\rho)_2$ - массовые коэффициенты поглощения, соответствующие объекту и дефекту; h – размер дефекта; χ – фактор накопления, характеризующий соотношение интенсивностей широкого и узкого пучков излучений за объектом исследования.

Это выражение показывает, что контраст изображения дефекта, наблюдаемого на снимке, пропорционален градиенту характеристической кривой, коэффициенту передачи контраста, разности массовых коэффициентов поглощения контролируемого объекта и дефекта, размеру дефекта и обратно пропорционален фактору накопления. При прочих равных условиях, чем выше средний градиент, тем с большей достоверностью выявляется

дефект на снимке. Кроме того, это выражение показывает, что чувствительность к излучению не влияет на качество изображения, а является технологическим параметром, определяющим экспозицию. Учитывая вышесказанное, замена рентгеновских испытаний при производстве радиографических плёнок на световые не повлияет на выявляемость дефектов в условиях практической радиографии.

Средние градиенты модельных радиографических материалов с различным средним размером микрокристаллов AgHal и наносом серебра ($12 \pm 0,2$) г/м² (чувствительность образцов приведена в таблице 1), получаемые при экспонировании излучениями с различной энергией, представлены в таблице 2.

Таблица 2. Средний градиент модельных фотоматериалов к излучению различных источников

Средний размер микрокристаллов AgHal, мкм	Средний градиент G	
	Источник излучения – рентгеновская трубка. 80 кВ	Световое излучение, T _{цв.} =2850 К
1,76	3,0	2,7
1,49	3,5	3,1
0,97	3,7	3,3
0,71	4,0	3,6
0,54	4,5	4,0

Результаты экспериментов показали, что максимальные значения среднего градиента фотоматериалов наблюдались при экспонировании рентгеновским излучением. Вероятнее всего, это является следствием уменьшения массового коэффициента поглощения с изменением энергии излучения.

В таблицах 3 и 4 представлены результаты рентгеносенситометрических и сенситометрических испытаний промышленно выпускаемых радиографических пленок РТ-1 и РТ-К, имеющих различные средние размеры микрокристаллов AgHal (1,5 мкм и 0,5 мкм соответственно). Экспонирование осуществляли на рентгеновском сенситометре и световом сенситометре ФСР-41 соответственно.

Таблица 3. Результаты рентгеносенситометрических и сенситометрических испытаний пленки РТ-1

Тип пленки	Рентгеносенситометрические показатели (80 кВ, фильтр 4,5 мм Al)			Сенситометрические показатели (T _{цв.} =2850 К)		
	Чувствительность, S _{0,85} P ⁻¹	Средний градиент, G	Плотность вуали D _{0, Б}	Свето-чувствительность S _{0,85} , ед. ГОСТ	Средний градиент, G	Плотность вуали D _{0, Б}
РТ-1 (партия №16844, ось №2435)	28	3,5	0,11	29	3,2	0,11
РТ-1 (партия №16844, ось №2529)	30	3,4	0,10	31	3,1	0,11

Результаты, приведенные в таблицах 3 и 4, показывают, что между рентгеновскими и световыми испытаниями возможно установить корреляцию. Следует отметить, что каждому

типу пленки, имеющему определенный размер микрокристаллов AgHal, соответствует свой коэффициент корреляции, который целесообразно определить набором статистических данных по результатам сравнительных испытаний при экспонировании рентгеновским излучением и светом.

Таблица 4. Результаты рентгенсенситометрических и сенситометрических испытаний пленки РТ-К

Тип пленки	Рентгенсенситометрические показатели (80 кВ, 4,5 мАл)			Сенситометрические показатели (T _{цв.} =2850 К)		
	Чувствительность, S _{0,85} P ⁻¹	Средний градиент, G	Плотность вуали D ₀ , Б	Свето-чувствительность S _{0,85} , ед. ГОСТ	Средний градиент, G	Плотность вуали D ₀ , Б
РТ-К (партия №16500, ось №942)	9,0	3,7	0,05	2,5	3,3	0,05
РТ-К (партия №16504, ось №937)	9,5	3,7	0,05	3,0	3,3	0,06

Литература

1. Ли, Н.И. Особенности формирования радиографических изображений в полимер-желатиновой матрице галогенидосеребряных фотоматериалов / Н.И. Ли, А.С. Хабибуллин // Вестник Казан.технол. ун-та. – 2010. - №10 – С. 39-46
2. Broadhead, P. Speed-Granularity Relations for X-Ray and Y-Ray Exposures
3. /P. Broadhead and G.C. Farnell //The Journal of Photographic Science. -1978. –V. 26. - №1. – P. 7-12.
4. Румянцев, С.В. Радиационная дефектоскопия / С.В. Румянцев. – М.: Атомиздат, 1974. – 513 с.

ПРИМЕНЕНИЕ УСИЛИВАЮЩИХ ЭКРАНОВ НА ОСНОВЕ ЭЛЕМЕНТОВ С ВЫСОКИМ АТОМНЫМ НОМЕРОМ ДЛЯ ПРОМЫШЛЕННОЙ РАДИОГРАФИИ

Н.И. Ли, Е.Н. Фролова

Казанский национальный исследовательский технологический университет, г. Казань

При достаточно высоких дозах облучения радиографические материалы экспонируются непосредственно рентгеновским или гамма-излучением. Высокие дозы излучения являются опасными для обслуживающего персонала. Для снижения экспозиции и, соответственно, доз облучения требуются дополнительные меры, увеличивающие поглощение рентгеновского или гамма-излучения детектором излучения (радиографической пленкой). Для этих целей используют усиливающие экраны: металлические или на основе рентгенолюминофоров.

При использовании усиливающих экранов на основе рентгенолюминофоров поглощенное ионизирующее излучение преобразуется в световое, к которому микрокристаллы галогенида серебра более чувствительны. В основном, это световое излучение и оказывает фотографическое действие.

В зависимости от вида излучения, формирующего изображение на пленке, различают два вида характеристической кривой радиографических фотоматериалов: при экспонировании без усиливающих экранов (или с металлическими усиливающими экранами) и при экспонировании с люминесцентными усиливающими экранами.

На рисунке 1 приведены характеристические кривые реальных фотографических пленок, экспонированных с люминесцентными усиливающими экранами (кривая 1) и без усиливающих экранов (кривая 2, 3).

Характеристическая кривая радиографического материала, экспонированного без усиливающих экранов или с металлическими усиливающими экранами, отличается отсутствием прямолинейного участка и постоянно возрастающим градиентом. Достаточно протяженный начальный участок характеристической кривой, как правило, в практической радиографии не используется вследствие низкого градиента.

Характеристическая кривая радиографического фотоматериала, экспонированного с люминесцентными усиливающими экранами, практически подобна обычной характеристической кривой при экспонировании светом. Эксперименты показали, что только 0,5 – 5,0 % оптической плотности изображения строится за счет непосредственного поглощения фотонов ионизирующего излучения эмульсионными слоями.

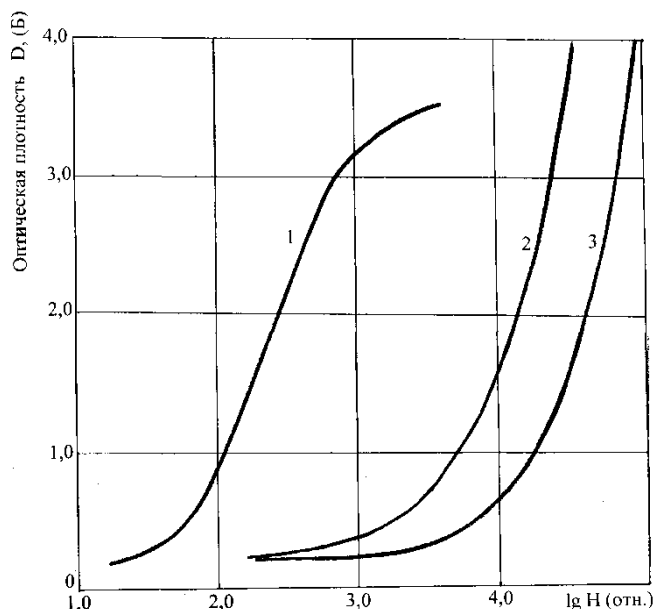


Рис. 1. Характеристические кривые радиографических пленок (напряжение на рентгеновской трубке 80 кВ, проявитель «Рентген-2», время проявления 6 минут, температура 20 °С, оптическая плотность основы 0,16 Б): 1 – радиографическая пленка РМ-К (экспонирована с люминесцентными усиливающими экранами); 2 – радиографическая пленка РТ-1 (экспонирована без экранов); 3 – радиографическая пленка РТ-К (экспонирована без экранов)

Эффективность прямого фотографического действия ионизирующего излучения на радиографические материалы мала, главным образом, из-за слабого поглощения излучения в относительно тонких эмульсионных слоях (доля поглощенной энергии излучения обычно менее 1 %), поэтому экспозиции, в большинстве случаев, оказываются недопустимо высокими. Для их уменьшения прибегают к предварительному преобразованию ионизирующего излучения в световое с помощью специальных люминесцентных экранов,

называемых усиливающими. Обладая в десятки раз большим поглощением ионизирующего излучения, чем галогенидосеребряные эмульсионные слои, они излучают свет, к которому галогенид серебра на 2 – 4 порядка более чувствителен, чем к равной поглощенной дозе излучения, поэтому при использовании люминесцентных усиливающих экранов экспозиционная доза уменьшается в 5 – 300 раз в зависимости от типа используемых экранов, радиографических пленок и «жесткости» применяемого излучения.

Ранее было установлено [1], что электроны, эмиттируемые из усиливающих экранов, при поглощении ионизирующего излучения имеют длину пробега, сравнимую с толщиной радиографического фотоматериала. Исходя из этого, а также учитывая высокую квантовую неоднородность ионизирующего излучения, была рассмотрена гипотеза о возможности замены сплошного (монокристаллического) металлического усиливающего экрана на экран, который представляет собой дисперсию химических соединений элементов с высоким атомным номером в полимерном связующем.

Предварительные эксперименты подтвердили правильность выбранного направления. Принципиально возможно использование любых соединений с высоким атомным номером, образующих дисперсии в водной полимер-желатиновой среде, или растворимых в этой среде и кристаллизующихся на стадии студенирования и сушки слоя.

В данной работе проведены исследования по применению следующих соединений: иодид свинца, сульфид свинца, ацетат хрома, оксид свинца (II), оксид свинца (II, IV), сульфат бария, вольфрамат натрия. Исследуемые соединения вводили в 10 %-ный полимер-желатиновый раствор в таких количествах, чтобы политый на подложку усиливающий (активный) слой имел при толщине 50 мкм нанос исследуемого соединения 50-400 г/м².

Фотографическое действие соединений на радиационную чувствительность радиографических фотоматериалов оценивали сенситометрическим методом. Критерием действия являлось отношение оптической плотности изображения, полученной при экспонировании с экраном ($D_{\text{э}}$), к плотности изображения при экспонировании без усиливающего экрана ($D_{\text{бэ}}$). Экспонирование осуществляли гамма-излучением радиоактивного изотопа иридий-192. В экспериментах использовали эмульсионные слои, содержащие микрокристаллы галогенида серебра со средним размером $\bar{a} = 1,76$ мкм.

Для определения поглощения ионизирующего излучения была разработана методика, сущность которой изложена ниже. Лист «стандартного» радиографического фотоматериала разрезали на несколько частей. В качестве «стандартного» использовали образец радиографического фотоматериала со средним размером микрокристаллов галогенида серебра $\bar{a} = 1,49$ мкм. Одну из частей листа экспонировали за ступенчатым металлическим клином с определенной дозой на 15-ом поле сенситограммы (табл. 1), обрабатывали в проявителе «Рентген-2» и фиксаже БКФ. По результатам измерения оптических плотностей строили кривую зависимости оптической плотности (D) от дозы (H) или от логарифма дозы ($\lg H$) облучения (рис. 1).

Радиографический фотоматериал, степень поглощения ионизирующего излучения которого необходимо измерить, помещали между ступенчатым клином и стандартным образцом радиографической пленки. Если степень поглощения ионизирующего излучения у исследуемого образца мала, то можно уложить вместе n -слоев. После экспонирования, химико-фотографической обработки и измерения оптических плотностей в тех же координатах строили аналогичную кривую. Обе кривые подобны между собой, но вторая кривая сдвинута влево относительно первой за счет поглощения дозы излучения исследуемым образцом.

Таблица 1. Технические характеристики алюминиевого клина, используемого при экспонировании радиографических фотоматериалов

Номер ступени	Толщина, мм	Кратность ослабления, К	Доза облучения, мР	Логарифм дозы
1	41	27,84	0,32	1,50
2	35	20,17	0,44	1,64
3	30	14,61	0,62	1,79
4	25	10,33	0,87	1,94
5	21	7,68	1,17	0,06
6	17	5,68	1,58	0,20
7	13	4,02	2,24	0,35
8	11	3,34	2,69	0,43
9	9	2,72	3,31	0,52
10	7	2,21	4,07	0,61
11	5	1,79	5,01	0,70
12	4	1,60	5,62	0,75
13	3	1,43	6,27	0,80
14	2	1,27	7,08	0,85
15	1	1,13	7,96	0,90
16	-	-	9,00	0,96

Поглощенную дозу вычисляли по формуле:

$$H = \frac{H_0 - H_n}{n},$$

где H – поглощенная доза ионизирующего излучения; H_0 – доза излучения, падающая на стандартный фотоматериал без исследуемого материала; H_n – доза излучения, падающая на стандартный фотоматериал за исследуемым материалом; n – количество слоев исследуемого материала.

Так как поглощенная доза излучения, так же как и радиационная чувствительность радиографического фотоматериала, однозначно связана со значением оптической плотности и определяется из характеристической кривой, то погрешность измерения равна ранее рассчитанной погрешности для стандартного образца пленки и соответствует 10 %.

Эксперименты показали, что все выбранные соединения повышают оптическую плотность радиографического фотоматериала. Однако наибольшее увеличение плотности показали иодид свинца и оксид свинца (II, IV). Слои, содержащие эти соединения, как показали эксперименты, проведенные по методике, описанной выше, показали наибольшее поглощение ионизирующего излучения. В испытываемом интервале наноса соединений наблюдалось повышение фотографического действия с увеличением наноса.

Электроны, образующиеся при поглощении ионизирующего излучения, как показано в [1], проходят расстояние более 200 мкм, поэтому на фотографическое действие усиливающего экрана, изготовленного из дисперсии соединений с высоким атомным номером, может оказывать влияние соотношение желатин - активное соединение ($\rho_{\text{Экр}}$). Это же соотношение может оказывать влияние на качество изображения. Для проверки этого предположения изготавливали образцы усиливающих экранов из оксида свинца (II, IV), в которых $\rho_{\text{Экр}}$ изменяли от 0,4 до 7,2. Фотографическое действие оценивали величиной отношения

оптической плотности, полученной при экспонировании с экраном ($D_э$), к плотности при экспонировании без экрана ($D_{бэ}$), а качество изображения оценивали по с помощью проволочных эталонов чувствительности, рекомендованных ГОСТ 7512-90. Эти эталоны представляют собой серию проволочек, установленных параллельно друг другу в порядке нарастания диаметра, изменяющегося в геометрической прогрессии с показателем 1,25 [2]. Эталоны помещали на металлический клин. Образцы исследуемых радиографических материалов помещали за этим клином и экспонировали. Результаты экспериментов представлены в таблице 2.

Эксперименты показали, что увеличение соотношения желатин - оксид свинца (II, IV) выше 1,2 приводит к уменьшению фотографического действия в 2,0 - 2,5 раза при незначительном снижении качества изображения. Поглощение ионизирующего излучения не изменилось, и в целом доза излучения, падающего на эмульсионный слой, оставалась постоянной. Снижение фотографического действия, вероятно, объясняется тем, что увеличение количества желатина приводит к тому, что электроны, образующиеся в усиливающем экране, имеют длину пробега недостаточную, чтобы выйти за пределы экрана, и достигнуть эмульсионного слоя. В этом случае экран играет роль обычного фильтра, поглощающего излучение (в том числе и рассеянное), падающего на эмульсионный слой, и за счет этого снижающего фотографическое действие.

Таблица 2. Влияние различного соотношения желатин – оксид свинца (II, IV) в усиливающем экране на оптическую плотность и качество изображения радиографического фотоматериала

Соотношение желатин-оксид свинца (II, IV), $\rho_{экр}$	$D_э / D_{бэ}$	Диаметр выявляемой проволочки, мм	Поглощенная доза облучения, Р
7,2	0,82	0,16	0,0095
6,4	0,80	0,12	0,0095
5,2	0,85	0,10	0,0097
4,0	0,87	0,10	0,0095
3,1	0,92	0,08	0,0096
2,1	1,10	0,05	0,0093
1,2	2,20	0,05	0,0095
0,6	2,40	0,05	0,0097
0,4	2,40	0,05	0,0095

Согласно результатам, полученным ранее [1], электроны, образующиеся при поглощении ионизирующего излучения, проходят значительное расстояние, прежде чем достигнут микрокристаллов галогенида серебра и передадут им свою энергию. Часть этой энергии теряется в экране, в воздушном зазоре, который практически всегда имеется между фотоматериалом и экраном, в защитном слое, в желатине эмульсионного слоя.

Для устранения потерь энергии электронов целесообразно привести в максимальный контакт соединения элементов с высоким атомным номером, эффективно поглощающие рентгеновское и гамма-излучения, и микрокристаллы галогенида серебра, находящиеся в эмульсионном слое. Малое расстояние между элементом, эффективно поглощающим ионизирующее излучение, и микрокристаллом галогенида серебра позволит использовать энергию вторичных электронов с минимальными потерями. Добиться указанного эффекта можно двумя путями.

Первый состоит в том, что соединения, содержащие элементы с высоким атомным номером ввести в состав эмульсионного слоя. Второй путь состоит в том, что эти соединения

нанести в виде грунтового слоя, находящегося в непосредственном контакте с эмульсионным слоем или в состав защитного слоя.

Схематические изображения радиографических фотоматериалов, содержащих соединения элементов с высоким атомным номером, представлены на рис.2.

При введении в эмульсионный слой этих соединений они должны удовлетворять следующим основным требованиям:

1. иметь высокий атомный номер, чтобы согласно результатам, полученных ранее, значительно увеличить поглощение ионизирующего излучения;
2. не вызывать вуалирования или десенсибилизации микрокристаллов галогенида серебра;
3. совмещаться с желатином и полимером и не высаживаться в процессе формирования эмульсионного слоя;
4. не высаживать микрокристаллы галогенида серебра.

В наибольшей степени эти требованиям удовлетворяют сульфат бария и оксид свинца (II, IV).

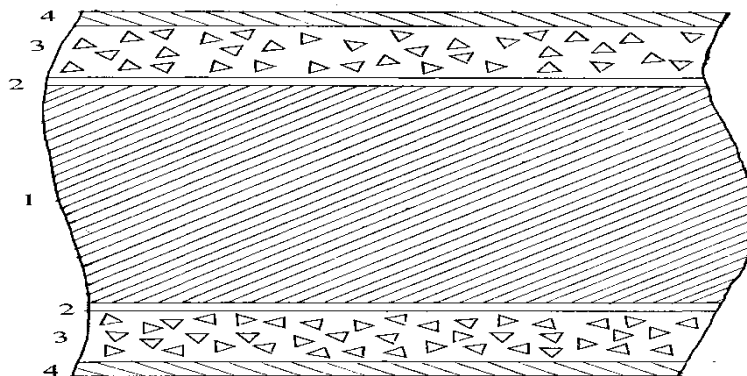


Рис. 2. Строение радиографической пленки:

- 1 – прозрачная, окрашенная в голубой цветоснова (подложка);
2 – подслой; 3 – эмульсионный слой с микрокристаллами галогенида серебра; 4 – защитный слой

Эти соединения диспергировали в полимер-желатиновой среде и вводили в состав эмульсии на стадии подготовки к поливу. Эмульсии, содержащие исследуемые соединения, наносили на триацетатцеллюлозную основу. В другом случае полимер-желатиновый раствор, содержащий сульфат бария и оксид свинца (II, IV), наносили на основу в виде грунтового слоя, а поверх этого слоя наносили эмульсионный слой.

Рентгеносенситометрические показатели и поглощение ионизирующего излучения определяли по методике, описанной выше. Результаты представлены в табл.3.

Эксперименты показали, что введение в эмульсионный слой или смежный с ним грунтовой слой сульфата бария или оксида свинца (II, IV) или смеси этих соединений позволяет повысить чувствительность радиографического фотоматериала в 1,2 - 3,0 раза. Вероятно, это является следствием повышения степени поглощения ионизирующего излучения, так как поглощение радиографического материала, содержащего исследуемые соединения, увеличивалось в 1,5-83,7 раза по сравнению с контрольным образцом. Совмещение соединений, эффективно поглощающих излучение, с микрокристаллами галогенида серебра, устраняет потери энергии электронов в экране, воздушной прослойке и в защитном слое фотоматериала.

Таблица 3. Гаммасенситометрические показатели экспериментальных образцов радиографического фотоматериала, содержащего химические элементы с высоким атомным номером

Исследуемое соединение	Наименование слоя радиографического материала с исследуемым соединением	Исследуемое соединение, моль/моль AgHal	Гаммасенситометрические показатели			Наносеребра, г/м ²	Поглощенная доза, Р
			Чувствительность, S _{0,85}	Средний градиент, G	Плотность вуали, D ₀		
Pb ₃ O ₄	эмульсионный слой	0,3	13,6	2,4	0,08	15,8	0,00014
Pb ₃ O ₄	эмульсионный слой	12,5	15,5	2,3	0,10	16,3	0,00061
Pb ₃ O ₄	эмульсионный слой	25,0	25,5	2,4	0,14	15,8	0,00123
BaSO ₄	эмульсионный слой	12,5	11,5	2,3	0,12	15,9	0,00069
BaSO ₄	эмульсионный слой	25,0	13,6	2,3	0,10	16,2	0,00015
BaSO ₄	эмульсионный слой	80,0	14,5	2,4	0,12	17,0	0,00048
Pb ₃ O ₄ +BaSO ₄ (1:1)	эмульсионный слой	59,0	18,5	2,4	0,08	16,3	0,00174
Pb ₃ O ₄	грунт-слой	25,0	14,8	2,4	0,10	16,1	0,00127
Pb ₃ O ₄	грунт-слой	50,0	19,0	2,5	0,14	17,0	0,00221
Pb ₃ O ₄	грунт-слой	100,0	26,5	2,5	0,13	16,8	0,00467
Pb ₃ O ₄	грунт-слой	160,0	29,0	2,5	0,14	16,9	0,00753
BaSO ₄	грунт-слой	50,0	13,5	2,4	0,18	16,5	0,00031
BaSO ₄	грунт-слой	100,0	15,0	2,4	0,08	15,9	0,00063
контр.	-	-	10,0	2,4	0,05	16,1	0,00009

Кроме того, как показали эксперименты [1], введение сульфата бария или оксида свинца (II, IV) в эмульсионный слой или смежный с ним грунтовый или защитный слой в сочетании с химико-фотографической обработкой в физических проявителях (медном боргидридном или никельгидразинборановом) позволяет одновременно с повышением чувствительности снизить наносеребра на радиографическом фотоматериале.

На основе анализа результатов экспериментов можно сделать следующие выводы:

Установлено, что соединения элементов с высоким атомным номером (оксид свинца (II, IV), иодид свинца, вольфрамат натрия), введенные в виде дисперсии в полимер-желатиновый слой, позволяют повысить чувствительность радиографического фотоматериала в 1,5 - 2,5 раза, то есть такой слой выполняет функцию усиливающего экрана. Использование таких

экранов в промышленной радиографии позволит значительно снизить время экспонирования и, как следствие, облучение персонала.

Показано, что введение в эмульсионный слой или смежный с ним грунт-слой сульфата бария и оксида свинца (II, IV) позволяет повысить радиационную чувствительность радиографического фотоматериала в 1,5 - 3,0 раза. Установлено, что это является следствием увеличения поглощения ионизирующего излучения и более эффективного использования энергии вторичных электронов, образующихся при поглощении.

Литература

1. Ли, Н.И. Особенности формирования радиографических изображений в полимер-желатиновой матрице галогенидосеребряных фотоматериалов / Н.И. Ли, А.С. Хабибуллин // Вестник Казан. технол. ун-та. – 2010. - №10 – С. 39-46
2. Румянцев, С.В. Радиационная дефектоскопия / С.В. Румянцев. – М.: Атомиздат, 1974. – 513 с.

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЕРОЯТНОСТИ ОБНАРУЖЕНИЯ ИСТОЧНИКОВ ГАММА-ИЗЛУЧЕНИЯ С ЗАДАНЫМИ ПАРАМЕТРАМИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СЦИНТИЛЛЯЦИОННОГО ДЕТЕКТОРА

Р.В. Лукашевич

*Научно-производственное унитарное предприятие «АТОМТЕХ»
Республика Беларусь, г Минск*

Исследуем вероятность обнаружения известного радионуклида низкой активности с известными параметрами. Задача состоит в обнаружении источника при использовании нескольких заданных параметров. Метод предполагает, что несколько равномерно распределенных статистических измерений проводятся в интересующей нас области, содержащей точечный источник (рис. 1).

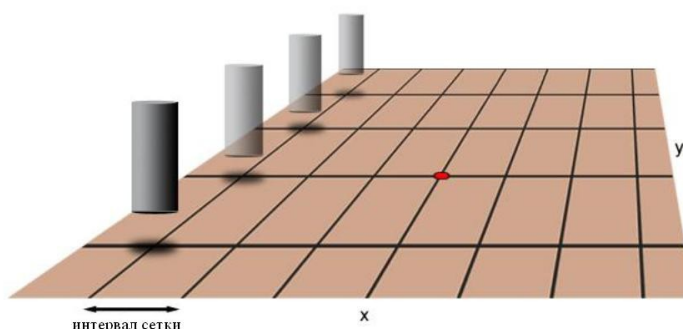


Рис. 1. Измерения детектора в x - и y -направлениях с равными интервалами

Исследование картины предполагает, что измерения детектором проведены в каждом узле, определенном длиной интервалов сетки. Таким образом, детектор последовательно занимает все узлы сетки. Учитывая глубину, на которой расположен источник в среде и его интенсивность, может быть достигнута вероятность определения положения источника на основании всех измерений. Вероятность обнаружения основана на нескольких факторах,

таких как: фоновая скорость счета, пространственная плотность статистических измерений и время подсчета каждого измерения.

Моделируемая эффективность отображения.

Первый шаг в понимании вероятности обнаружения лежит в уяснении эффективности обнаружения как функции исходного положения источника и детектора. Для работы будем использовать *GEANT4* (*GEometry ANd Tracking*) — программу для моделирования прохождения элементарных частиц через вещество с использованием методов Монте-Карло. Программа разработана в *CERN* на объектно-ориентированном языке программирования *C++*.

Используя *GEANT4*, смоделируем отклик детектора на постоянной высоте над поверхностью, с источником на поверхности и на известной глубине почвы. Отклик детектора моделируется в каждом узле сетки в области, начинающейся в положении $(x,y)=(0,0)$, который предполагает, что детектор расположен выше источника и смещается по осям x и y через интервалы в один сантиметр. Границы моделируемой области зависят от среды и интенсивности источника. Для работы используем пик энергетических потерь, однако метод одинаково подходит и для всего спектра.

Для работы моделируется блок детектирования на основе сцинтилляционного детектора NaI(Tl) $\varnothing 63 \times 63$ мм. Рисунок 2 показывает два моделируемых отклика детектора в точке 10 см от поверхности почвы. Верхняя сетка представляет собой отклик детектора на поверхностный источник ^{137}Cs и нижняя сетка – тот же самый источник, но на глубине 5 см ниже уровня поверхности почвы. Рисунок 3 демонстрирует полный отклик на поверхностный источник от точки $(0, 0)$ над источником до 30 см в стороны в x и y направлениях. Моделируемый отклик сетки детектора с желаемыми параметрами используется, чтобы оценить вероятность обнаружения.

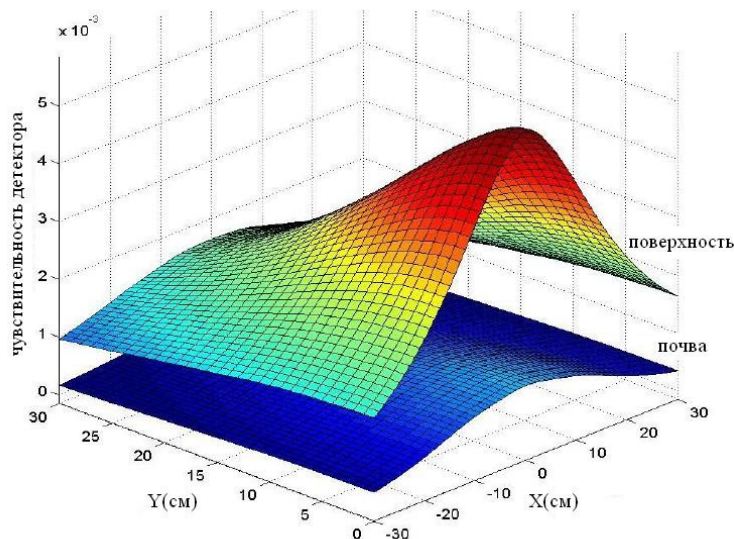


Рис. 2. Позиционное моделирование ^{137}Cs на поверхности и в пределах 5 см почвы

Задача предполагает, что сетка статистических измерений покрывает всю область осуществления выборки. Измерения проводились в течение определенного времени, исходя из достаточного количества отсчетов для хорошей статистики, и детектор перемещается от одной, определенной пользователем точки, к следующей точке измерения. Процесс

повторялся по x и y осям, пока вся область не была покрыта. Рисунок 4 демонстрирует образец осуществления выборки с интервалом 10 см.

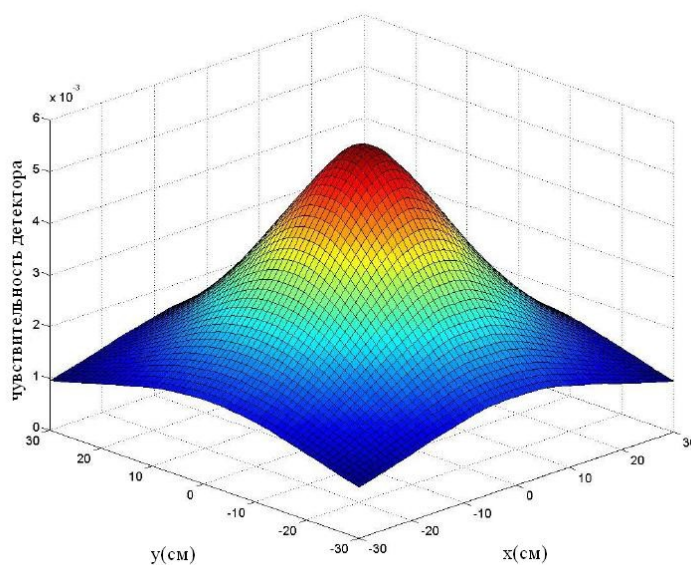


Рис. 3. Полное позиционное моделирование ^{137}Cs на поверхности

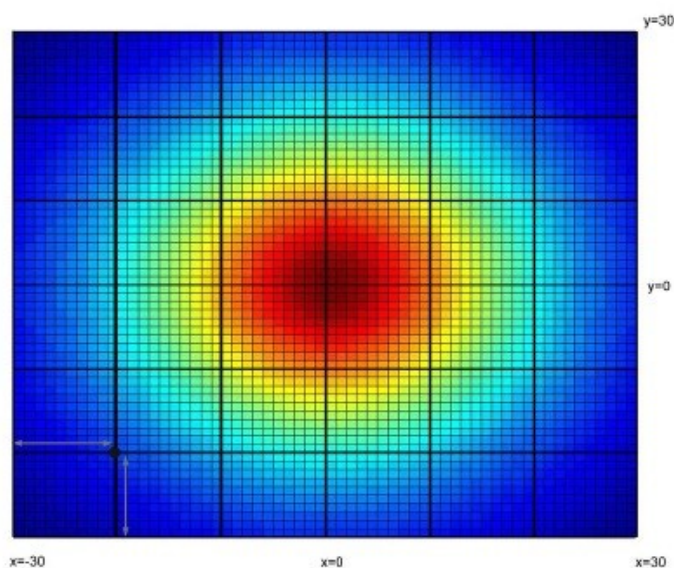


Рис. 4. Интервалы сетки детектора в 10 см, наложенные на матрицу эффективности обнаружения

Разрешение фонового сигнала

Актуальным вопросом является способность разделить скорость счета от источника и фоновую скорость счета, особенно при работе с низким уровнем чистой скорости счета источника.

Так как радиоактивный распад является случайным событием, он должен быть описан в статистических терминах. Статистическая вариация числа отсчетов, полученных от радиоактивного источника, задается биномиальным распределением. Для большого

количества отсчетов, как правило, равных или превышающих 30, биномиальное распределение близко к Гауссовскому (нормальному) распределению.

К сожалению, вне моделируемого мира, фоновое излучение играет большую роль в способности определить обоснованность обнаружения источника. Счет от внешних источников гамма радиации (земной и космической) будет соответствовать той же самой статистической модели счёта, что и источник, поэтому не требуется метод для разделения двух распределений.

Рисунок 5 показывает отношения между исходным и фоновым распределениями. Решающая граница L_c - это наименьшее значение выше среднего фона, на котором скорость счёта от источника может с достоверностью считаться действительной, обозначив α и β :

$$L_c = k_\alpha \sigma_b = S - k_\beta \sigma_s$$

k_α и k_β число стандартных отклонений (σ) от среднего значения, S является средней скоростью счёта от источника, а B - средним значением фона. Используем нормальное распределение $\sigma_b = \sqrt{B}$ и $\sigma_s = \sqrt{S+B}$. Решение для k_β дает число стандартных отклонений (σ_s) от L_c :

$$k_\beta = \frac{S - k_\alpha \sqrt{B}}{\sqrt{S+B}}$$

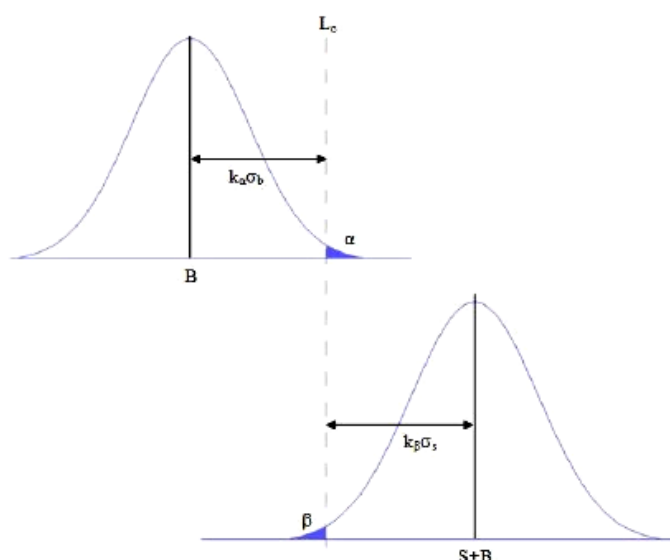


Рис. 5. Проверка гипотез исходного и фонового распределений

Выбирая средний фон в области измерений и желаемый процент ложных срабатываний (α), L_c становится фиксированным порогом. Значения выше этого порога считаются статистически положительными значениями. Любое количество от исходного распределения, которые находятся ниже порога L_c , определяется β , не могут быть отличны с какой-либо определенностью от фона.

Процент положительных значений, определяемых $1-\beta$, может быть получен при любом значении S . Число положительных значений определяется, принимая стандартное интегральное распределение k_β :

$$p(k_\beta) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{k_\beta} e^{-\frac{t^2}{2}} dt$$

где t - нормальная случайная переменная.

Процесс повторяется для каждого положения сетки с помощью программы *QtOctave* - *Qt* интерфейса к популярной программе для математических расчетов *Octave*, аналога *Matlab*, в среде *Linux*.

Поддерживая низкий процент ложных срабатываний, общая вероятность обнаружения значительно увеличивается, однако способность обнаружения снижается.

Общая вероятность того, что источник обнаружен в любом из мест в сетке, рассчитывается на основе совместной вероятности на каждом интервале детектора R :

$$P(R) = P(\overline{P_{0,0}} \cap \overline{P_{R_1,0}} \cap \dots \cap \overline{P_{R_n,R_m}}) = [P_{0,0}][P_{R_1,0}] \dots [P_{R_n,R_m}]$$

Расчетная вероятность, вычисленная для объекта рассмотрения, показана на рисунке 4 и предполагает, что первое местоположение детектора – всегда край сетки. Данный шаг детектора с измерениями эффективности отображения всегда будет приводить к измерениям, проведенным непосредственно над источником. Кроме того, интервал измерения детектора в 20 см может привести к нереалистичному сценарию всегда наличия двух измерений, колеблющихся между источником. В случае точечного источника есть существенное изменение в вероятности обнаружения, когда детектор смещен от источника.

Эффекты начального положения детектора

Для изучения влияния случайных местонахождений, итерационный процесс повторяется для каждого сантиметра между углом сетки и длиной ячейки сетки в x - и y -направлениях. Для уточнения этого пункта, рисунок 1 демонстрирует модель детектора измерений. В этом примере начальное положение первого измерения детектора приведет к одному измерению, находящемуся непосредственно над источником. Реально, использование конфигурации сетки со случайным стартовым местоположением для измерений не всегда будет приводить к измерению непосредственно над источником. В результате, вместо одного измерения непосредственно над источником, возможен вариант, когда два измерения охватывают источник с двух сторон.

Это смещение может привести к резким изменениям способности обнаружения, особенно когда длина интервалов сетки становится большой. Чтобы учесть изменение вероятности, рассмотрим всевозможные местонахождения с разрешением в один см в x - и y -направлениях. Используем пример выше и примем интервалы сетки равные 10 см. Синяя область на рисунке 6 представляет все 100 (10 см x 10 см) возможных стартовых местоположений детектора.

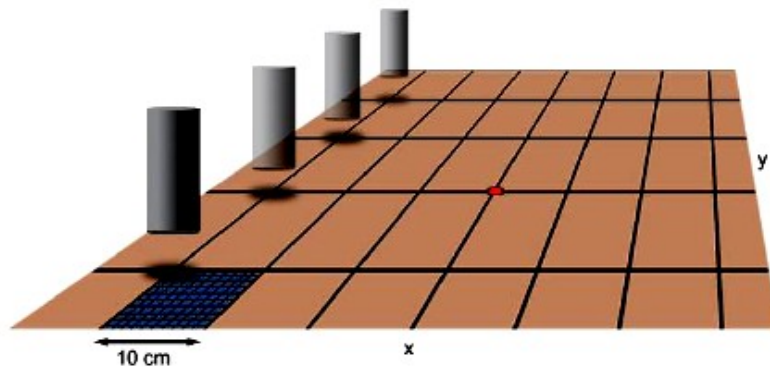


Рис. 6. Возможное стартовое местоположение для первого измерения

Рисунок 7 демонстрирует изменение полной вероятности обнаружения положительных значений для каждого стартового местоположения синей области рисунка 6 для источника ^{137}Cs активностью 10 кБк в почве. Отклик числа предполагает, что L_c был установлен, используя измерение фона и процент ложных срабатываний на уровне 1%. Как и ожидалось, начиная с центра сетки, обследование дает меньшую вероятность, поскольку измерения колеблются между исходным местоположением. В этом случае различие незначительно между минимальной вероятностью 0.845 и максимальной вероятностью 0.885. Использование больших интервалов сетки между положениями детектора приведет к гораздо большей разнице между минимальными и максимальными вероятностями.

Тогда для учета изменений отклика на различные стартовые позиции, полная вероятность для всей области выглядит так:

$$P = \frac{(P(R)_{1,1} + P(R)_{1,2} + \dots + P(R)_{n,n})}{n^2}.$$

Модель предполагает, что размер полной моделируемой сетки выбран таким образом, что процент положительных значений очень низок к краям, предоставляя нужный (искомый) источник и фоновые параметры. Для высокоактивных источников, границы сетки могут быть расширены намного дальше, и моделируемые приращения будут иметь более низкую плотность.

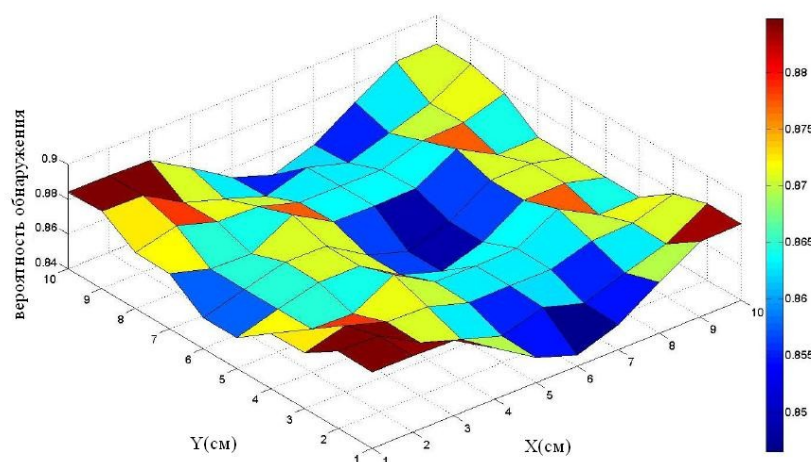


Рис. 7. Зависимость стартового местоположения для интервала сетки 10 см от вероятности истинного положительного обнаружения

Результаты

Вероятность обнаружения источника ^{137}Cs , основана на подсчете импульсов пика с энергией 662 кэВ, была выполнена для двух моделируемых экспериментов. Первый эксперимент представлял собой измерения точечного источника на поверхности детектором на высоте 10 см от поверхности. Второй эксперимент представлял собой измерения детектора на той же самой высоте, но с источником на глубине 5 см почвы. Уровень ложных срабатываний был установлен в 0,1% и положительными значениями меньше чем 5% пренебрегли. Метод был представлен, используя интервал с шагом измерения детектором в 10 см, но моделирования были выполнены для нескольких различных интервалов. Отклик

измерений детектора для обоих экспериментов показан на рисунке 9, используя вероятность обнаружения по всей области.

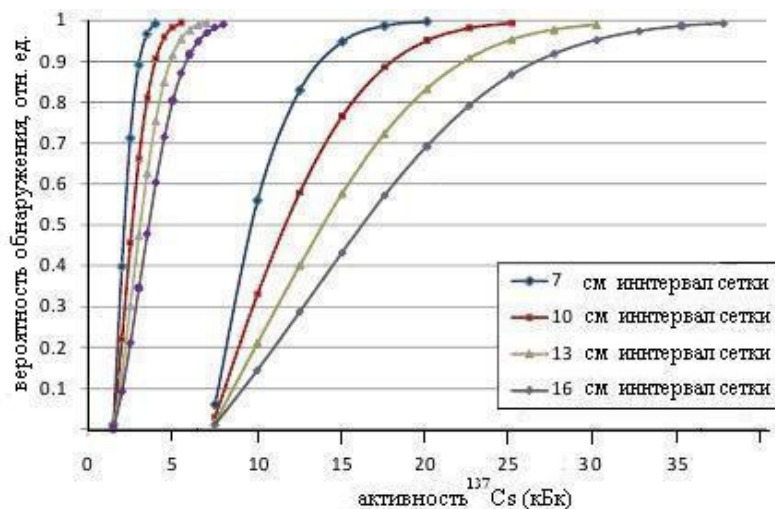


Рис. 8. Вероятность обнаружения для детектора NaI(Tl) Ø63x63 мм источника ^{137}Cs (662 кэВ) в воздухе (слева) и в почве (справа)

График наглядно демонстрирует изменение обнаружения, основанный на интервале сетки детектора. Как и ожидалось, низко активный источник может быть обнаружен с большей вероятностью, используя меньший интервал измерения. Результаты показывают, что для детектора на основе сцинтилляционного детектора NaI(Tl) Ø63x63 мм минимально обнаруживаемая активность для источника ^{137}Cs составляет 1.6 кБк. Для сценария, когда источник ^{137}Cs находится в почве, минимально обнаруживаемая активность составляет 8.1 кБк. Как в случае с источником на поверхности, более плотный интервал сетки приводит к более высокой вероятности обнаружения при более низкой активности.

Описанный метод может использоваться для определения достоверности обнаружения захороненного источника с известной активностью, его исходным положением, интервалами измерения детектора и фона.

О РАДИАЦИОННОМ МОНИТОРИНГЕ В ПОЙМЕ Р. ЕНИСЕЙ

Ю.М. Мальцев, В.П. Атурова, К.А. Бобылева, Д.В. Варфоломеев,*

*В.В. Коваленко, В.А. Чечеткин**, А.Е. Шишов****

Красноярский филиал ФГУП «Госцентр «Природа», г. Красноярск,

**Министерство природных ресурсов и лесного комплекса, г. Красноярск,*

***ООО «ГЕОЛА», г. Красноярск, ***ФГУП «ГХК», г. Красноярск*

Загрязнение аллювиальных отложений р. Енисей техногенными радионуклидами (ТРН) началось в 1958 г. В конце 80-х годов в пойме Енисея было обнаружено 123 гамма-аномалии с мощностью дозы (МД) гамма-излучения от 40 до 400 мкР/час. Плотность загрязнения на отдельных участках берегов и на островах оценивалась величиной до 200 Ки/км².

Обзор результатов первых радиоэкологических исследований, выполненных в конце 80-х – начале 90-х гг. прошлого столетия, был сделан в 1993 г. специалистом Красноярской инспекции по радиационной безопасности, секретарем Координационного совета края по радиационной безопасности В.Г. Хижняком по заказу администрации края [1, 2].

Одним из основных результатов этого обзора является вывод о том, что «...загрязнение поймы Енисея техногенными радионуклидами и повышенный против природного (8-15 мкР/ч) фон прослеживается на всём протяжении реки вплоть до Енисейского залива и имеет пятнистый характер».

После вывода из эксплуатации проточных реакторов ФГУП «Горно-химический комбинат» (ФГУП «ГХК») в середине 90-х - начале 2000-х гг. радиоэкологические исследования становятся более многочисленными. Они, как правило, были приурочены к наиболее загрязненным участкам поймы или нацелены на решение отдельных специальных вопросов и выполнялись, в основном, специалистами различных отраслевых или академических научно-исследовательских институтов. Результаты этих работ опубликованы периодической печати и материалах конференций. Наиболее полно они отражены в монографии Ф.В. Сухорукова и В.М. Дегерменджи с соавторами «Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине р. Енисей» [3].

В 2001-2004 гг. ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае» по договору с администрацией Красноярского края была выполнена работа «Проведение пешеходной гамма-съемки берегов Енисея на участке реки от села Атаманово до устья реки Ангары для уточнения современной радиационной обстановки в зоне наблюдения ГХК». По существу, это была первая работа по непрерывному систематическому изучению техногенного радиоактивного загрязнения (ТРЗ) берегов и частично островов Енисея на протяжении от с. Атаманово до устья р. Ангара.

В результате установлено, что радиационная обстановка на изученном участке реки после останова проточных реакторов ФГУП «ГХК» в 1992 г. существенно улучшилась. На изученном участке обнаружено только 48 значимых аномалий и ореолов, которые объединяются в 30 аномальных участков. 17 участков с учётом их взаимного расположения могут быть объединены в три аномальные зоны, которые получили название Балчугской, Момотово-Казачинской и Стрелковской (3).

В 2007-2010 гг. Красноярским филиалом ФГУП Госцентр «Природа» с участием специалистов ФГУП «ГХК» по контракту с Министерством природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края за счет средств бюджета края были выполнены мероприятия «Осуществление радиационного мониторинга природных объектов поймы р. Енисей до п. Бор» и «Обследование очагов техногенных загрязнений для подготовки исходных данных к проектам их ликвидации». В рамках этих мероприятий исследовано ТРЗ пойменных отложений р. Енисей на протяжении 1000-км части зоны наблюдения (ЗН) ФГУП «ГХК». Исследования проведены на обоих берегах и на островах реки в ближней зоне ЗН (выборочное на участке реки от места сброса сточных вод предприятия до устья р. Ангара) и на сплошное – на протяжении от устья р. Ангара до с. Верхнеимбатск (5, 6, 7 и др.).

Исследования выполнены путём пешеходной гамма-съемки с детальным обследованием наиболее загрязненных интервалов и отбором большого количества проб, как из поверхностного слоя речных отложений, так и из шурфов с определением в них УА ТРН. Основным результатом этих исследований является получение систематизированной информации о современном ТРЗ аллювиальных отложений берегов и островов р. Енисей на всём протяжении ЗН. Полученная информация имеет координатную и географическую привязку и вынесена на картографическую основу масштаба 1:25 000.

Координатная привязка мест дозиметрических измерений и отбора проб для лабораторных исследований позволит в последующем при организации системы мониторинга отслеживать изменения и фиксировать динамику состояния радиационной обстановки на конкретных участках поймы р. Енисей в режиме мониторинга.

На основании результатов исследований 2007-2010 гг. и с учетом результатов, полученных в 2001-2004 гг. в 2009-2010 гг. была разработана программа «Радиационный

мониторинг поймы р. Енисей от места сброса стоков ФГУП «Горно-химический комбинат» до с. Верхнеимбатск на 2011-2015 годы».

Основной целью работ, подлежащих выполнению по этой программе, является получение информации о текущем состоянии и динамике загрязнения ТРН пойменных и донных отложений р. Енисей на всём протяжении ЗН и обеспечение радиационной безопасности населения края, проживающего на берегах Енисея.

В качестве пунктов наблюдения выбраны тестовые (контрольные) участки (ТУ), которые являются представительными в части характеристики состояния ТРЗ пойменных и донных отложений р. Енисей и могут выступать таковыми не менее 5 лет. ТУ располагаются в прибрежной полосе и имеют протяженность от 0,5 до 1,3 км и более и ширину до 50-100 м от уреза воды. Они имеют координатную привязку и отражены на картах, что обеспечивает их уверенное определение на местности при проведении повторных наблюдений.

При выборе ТУ учитывались значения МД гамма-излучения и УА цезия-137 в пробах почво-грунтов, а также наличие в них изотопов стронция-90 и плутония-239. При оценке значимости уровня ТРЗ, в том числе на последующих этапах работы приняты уровни радиационного загрязнения поверхностного слоя почво-грунтов (табл. 1), ранее разработанные в качестве региональных нормативов радиационного загрязнения окружающей среды, одобренные на заседании Комиссии по радиационной безопасности края и представленные на рассмотрение в Министерство природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края.

Таблица 1. Показатели и значения уровня радиационного загрязнения для оценки радиационной обстановки на тестовых участках

Уровень радиационного загрязнения	Значение гамма-излучения на высоте 1 м, мкЗв/ч	Удельная активность цезия-137, Бк/кг	Удельная активность плутония-238, Бк/кг
Фоновый	<0,20	<35	<2
Регистрации	0,2 ... <0,30	35 ... <300	2 ... <10
Исследования	0,30 ... <0,65	300 ... <1500	10 ... <50
Вмешательства	≥0,65	≥1500	≥50

Согласно разработанной Программе на ТУ предусматриваются следующие наблюдения:

- пешеходная гамма-съемка и дозиметрические измерения по маршрутам, проложенным параллельно линии берега, и по профилям, располагаемым поперек берега от уреза воды до уступа надпойменной террасы;
- отбор проб почво-грунтов из приповерхностного слоя и из шурфов;
- выполнение лабораторных исследований отобранных проб с определением УА природных и техногенных радионуклидов;
- получение характеристик рельефа поверхности поймы и растительности.

Всего в программу включено изучение 76 ТУ, в том числе 38 ТУ в ближней зоне (от места сброса стоков ФГУП «ГХК» до устья р. Ангара, 250 км), 32 ТУ в средней зоне (от устья р. Ангара до устья р. Подкаменная Тунгуска, 520 км) и 6 ТУ в дальней зоне (от устья р. Подкаменная Тунгуска до с. Верхнеимбатск, 230 км).

Выполнение программы рассчитано на пятилетний период (2011-2015 гг.). Регламентом предусматривается одно- или двухразовое проведение наблюдений на каждом тестовом участке с обобщением данных в последний год пятилетнего цикла мониторинга.

Полученные в результате данные организуются в базы данных, обрабатываемые с помощью ГИС-технологий.

Размещение тестовых участков по всей 1000-км части зоны наблюдения ФГУП «ГХК» показано на рисунке 1.

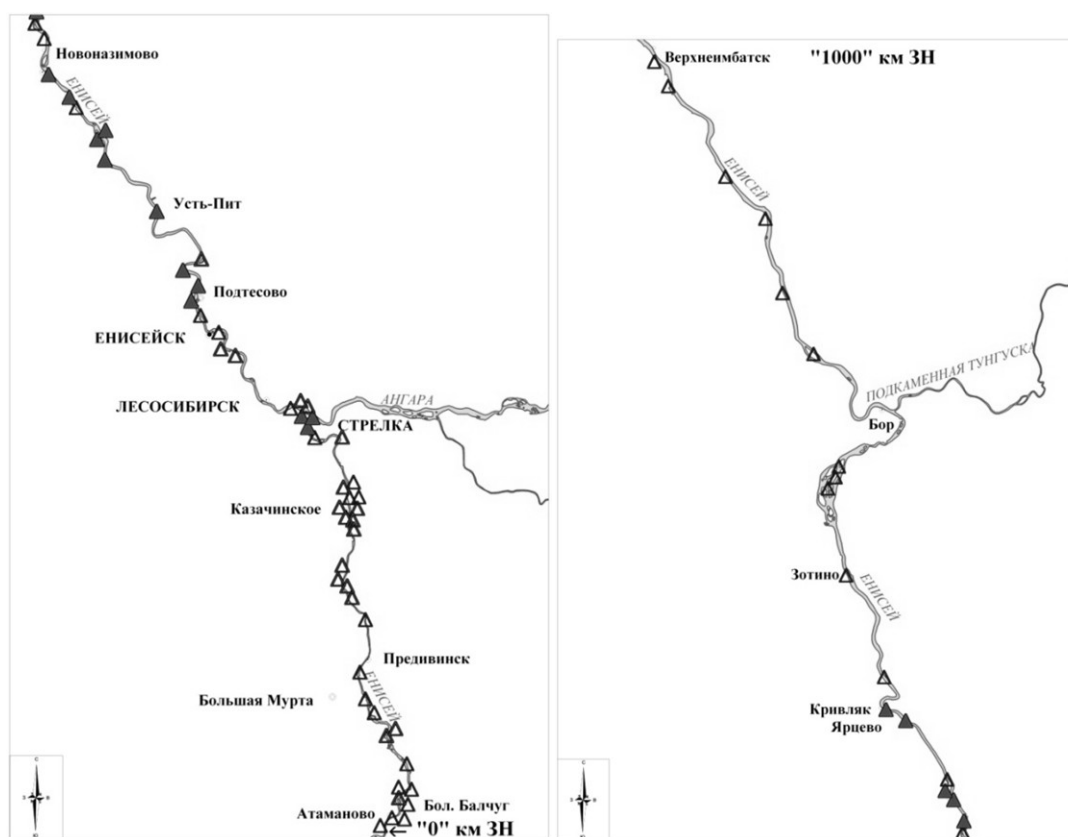


Рис. 1. Расположение тестовых участков, предусмотренные Программой радиационного мониторинга в 1000-км части ЗН ФГУП «ГХК» (участки, отработанные в 2011 году, заштрихованы)

В 2011 г. проведены первые наблюдения на 18 ТУ, характеризующих в основном среднюю и частично ближнюю подзоны. На рисунке 1 ТУ, отработанные в 2011 г., выделены заливкой.

Сравнительный анализ загрязнения ТРН аллювиальных отложений на этих ТУ позволяет сделать ряд основных выводов:

1. ТРЗ всех ТУ носит пятнистый характер;
2. средние значения МД гамма-излучения, измеренные на высоте 1 м, на всех ТУ находятся в пределах фоновых значений – от 0,09 до 0,13 мкЗв/ч. На 12 ТУ максимальные значения МД не выходят за пределы фонового уровня (менее 0,20 мкЗв/ч), на четырех ТУ – соответствуют уровню регистрации (0,20-0,30 мкЗв/ч) и на двух – уровню исследования (от 30 до 65 мкЗв/ч);
3. максимальные значения УА цезия-137 в пробах почво-грунтов, отобранных до глубины 0 -10 см, на 8 ТУ соответствуют уровню вмешательства (более 1 500 Бк/кг), на 8 – уровню исследования (более 300 Бк/кг). На одном ТУ 64 Ярцевский в отличие от данных 2007 г. УА цезия-137 оказались ниже - на уровне регистрации (рис. 2);
4. максимальные значения УА цезия-137 в пробах, взятых на глубине более 10 см, на восьми ТУ соответствуют уровню вмешательства. При этом на 5 ТУ максимальные значения

УА цезия-137 превышают уровень вмешательства в пробах, как из приповерхностного слоя, так и на глубине (рис. 2);

5. наибольшее загрязнение отмечено на ТУ 60, 61, 63, расположенных в интервале 547–591 км зоны наблюдения ФГУП «ГХК»;

6. преобладающая глубина залегания слоев с максимальными значениями УА цезия-137 составляет от 5 до 20 см.

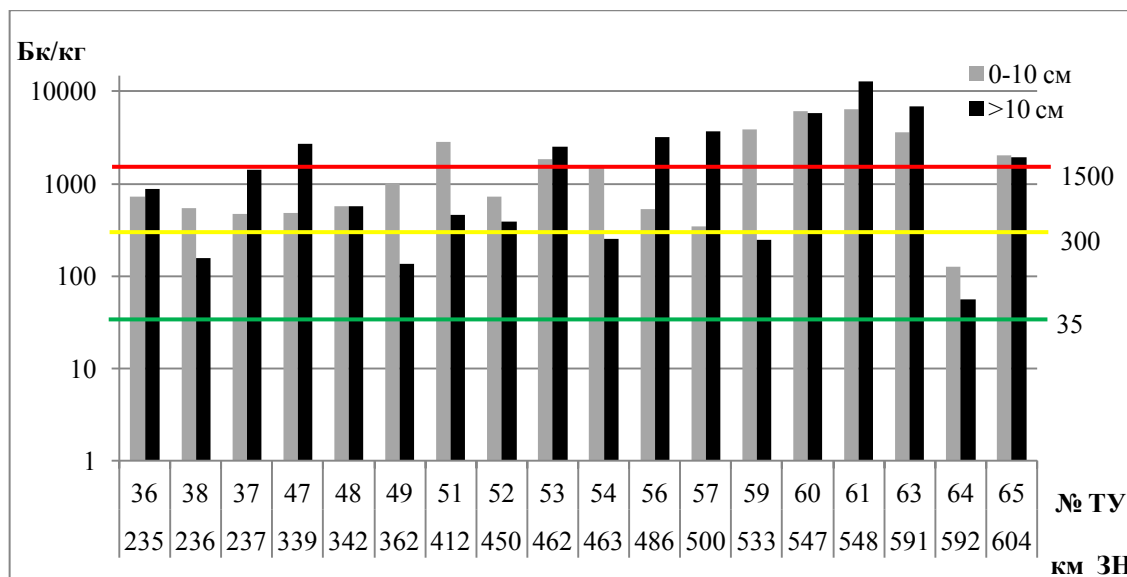


Рис. 2. Максимальные значения УА Cs-137 в приповерхностном слое (0-10 см) и на глубине (>10 см) в пробах, отобранных в шурфах на тестовых участках, отработанных в 2011 году

В сравнении с данными предыдущих лет (2007-2008 гг.) принципиальных изменений не установлено, некоторое увеличение уровня загрязнения ТРН аллювиальных отложений на ряде участков, расположенных в указанном интервале реки, может быть обусловлено сносом поверхностных отложений и вскрытием более глубоких слоев. Это предположение требует проведения повторных наблюдений и более глубокого анализа данных, что будет сделано на последующих этапах радиоэкологического мониторинга.

Одним из важных результатов первого года наблюдений в рамках Программы радиационного мониторинга является создание базы данных наблюдений.

Литература

1. Хижняк В.Г. О радиационной обстановке в пойме р. Енисей. Обзор отчетных материалов / В.Г. Хижняк. – Красноярск: Красноярская инспекция по радиационной безопасности, 1993. – 22 с.

2. Хижняк В.Г. О радиационной обстановке в пойме Енисея / В.Г. Хижняк // После холодной войны: разоружение, конверсия и безопасность: Сб. докладов II Международной радиоэкологической конференции. – Красноярск, 1995. – С.128-130.

3. Проведение пешеходной гамма-съёмки берегов Енисея на участке реки от села Атаманово до устья реки Ангары для уточнения современной радиационной обстановки в зоне наблюдения ГХК: Отчет о НИР. – Красноярск: ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае», 2004. – 144 с.

4. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине р. Енисей / Сухоруков Ф.В., Дегерменджи В.М. и др. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. – 286 с.

5. Осуществление радиационного мониторинга природных объектов поймы р. Енисей до п. Бор: Отчёт о выполнении работ по мероприятию. – Красноярск: ФГУП «Госцентр "Природа"», 2009. – 127 с.

6. Обследование очагов техногенных загрязнений для подготовки исходных данных к проектам их ликвидации: Отчёт о выполнении работ по мероприятию. – Красноярск: ФГУП «Госцентр "Природа"», 2009. – 121 с.

7. Изучение радиационной обстановки на участках поймы р. Енисей от р.п. Стрелка до р.п. Подтесово, от пос. Бор до с. Верхнеимбатск: Отчёт о выполнении работ по мероприятию. – Красноярск: ФГУП «Госцентр "Природа"», 2010. – 157 с.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОД Р. ЕНИСЕЙ

Ю. М. Мальцев, К. А. Бобылева

Красноярский филиал ФГУП «Госцентр "Природа"», Красноярск

Источники и история загрязнения техногенными радионуклидами воды р. Енисей¹

На правом берегу р. Енисей в 40 км ниже по течению реки от Красноярска в г. Железногорск с 50-х годов прошлого века действует ФГУП «Горно-химический комбинат» (ГХК), в последнее время являющийся предприятием Госкорпорации «Росатом».

С 1958 по 1992 год (более 30 лет) на Горно-химическом комбинате действовали два атомных реактора АД (с 1958 г.) и АДЭ-1 (с 1961 г.), построенные с целью выработки оружейного плутония. Оба реактора работали в проточном режиме. При их работе для охлаждения активных зон использовалась вода из Енисея, которая потом сбрасывалась обратно в реку на ее правой стороне. Радиоактивность сбрасываемой воды достигала первые тысячи мкР/час, что было в сотни раз выше естественного фона.

Во время работы проточных реакторов в водах охлаждения, а также в речной воде в ближней к месту сброса зоне службами ГХК в процессе контроля обнаруживалось более 25 радионуклидов в основном активационного происхождения. Это радиоактивные изотопы, которые образовывались в результате нейтронной активации элементов, содержащихся в воде, при прохождении её через технологические каналы в активной зоне реактора. В основном это изотопы фосфора, натрия, марганца, хрома, кремния и других лёгких элементов начала таблицы Менделеева.

Так как большая часть этих изотопов имеет маленькие периоды полураспада (от секунд до нескольких месяцев – короткоживущие радионуклиды), то след по Енисею от сброса вод от проточных реакторов был локальным во времени и пространстве: через 200–300 километров этих радионуклидов практически уже не было ни в воде, ни в пойменных отложениях. Ещё быстрее снижался уровень мощности дозы (МД) над поверхностью воды, так как гамма-излучение от водной поверхности определялось в основном марганцем-56 и натрием-24, имеющими периоды полураспада 2,6 и 14,5 час соответственно.

В месте выхода реакторных вод МД у поверхности воды достигала без малого 3000 мкР/час, а буквально через несколько сот метров снижалась за счёт разбавления и распада короткоживущих радионуклидов до сотен мкР/час. По данным многолетних наблюдений

¹ При подготовке настоящего раздела использованы материалы сайта <http://www.atomic-energy.ru>, статья В.Г. Хижняка «Радиационное загрязнение реки Енисей - результат деятельности Красноярского горно-химического комбината», 2001 г. (<http://www.nuclearmo.ru>)

научно-исследовательских институтов в пределах 2–5 км от места сброса МД по центру радиоактивной струи (вблизи правого берега) находилась в пределах 400–500 мкР/час, а через 6 км (напротив пос. Атаманово) опускалась до 200 мкР/час.

Также снижалась МД при удалении от правого берега к середине реки: на расстоянии 200–250 метров от берега МД снижалась до 10–30 мкР/час, а на фарватере приближалась к фоновым значениям. Ширина струи на первых 5–6 км от точки сброса составляла несколько сотен метров.

В 1992 году оба проточных реакторов были выведены из эксплуатации, но до августа 1993 года через прямооточный сбросной канал продолжались сбросы воды охлаждения РК СУЗ (регулирующие каналы системы управления защиты) энергетического реактора АДЭ-2. В августе 1993 года в связи с их выводом из эксплуатации прямооточных реакторов сбросной канал в р. Енисей был перекрыт и сброс воды охлаждения РК СУЗ оставшегося в эксплуатации энергетического реактора АДЭ-2 был организован через бассейн выдержки. Время прохождения воды охлаждения через бассейн выдержки составляет порядка 2-х суток.

Из бассейна выдержки сточная вода в реку Енисей сбрасывалась через рассеивающий выпуск под зеркало воды реки Енисей. Организация сброса воды охлаждения энергетического реактора через бассейн выдержки привела к снижению сброса натрия-24 в реку Енисей в 6 раз, марганца-56 – более чем в 100 раз.

В апреле 2012 года был остановлен последний реактор - энергетический реактора АДЭ-2. В настоящее время сброс радиоактивных веществ со сточными водами предприятия в Енисей практически прекращен, большая часть долгоживущих радионуклидов аккумулирована в донных и пойменных отложениях.

Динамика загрязнения воды р. Енисей техногенными радионуклидами

Для характеристики динамики загрязнения вод р. Енисей техногенными радионуклидами использована информация из ежегодных государственных докладов «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае», представляемая ФГУП «Горно-химический комбинат» и Среднесибирским УГМС [1, 2, 3].

Для контроля и оценки радиоактивного загрязнения воды в настоящее время используются такие показатели, как мощность дозы (МД) над поверхностью воды, суммарная бета-активность и удельная активность (УА) радионуклидов в пробах воды.

На стационарных постах Среднесибирским УГМС контроля радиационного состояния окружающей среды (в населенных пунктах Додоново, Балчуг, Атаманово, Хлоптуново, Кононово и Павловщина) проводится ежегодное измерение значений этих показателей.

Ввиду неоднозначности показателя – мощности дозы (МД) гамма-излучения над поверхностью воды – при анализе загрязнения воды в данной статье он не использован.

Динамика суммарной бета-активности воды р. Енисей у правого и левого берега по восьми пунктам наблюдения отражена на рисунках 1 и 2. Данные по пунктам 0,25 км и 10 км приведены по материалам ФГУП «ГХК», остальные – по материалам Среднесибирского УГМС.

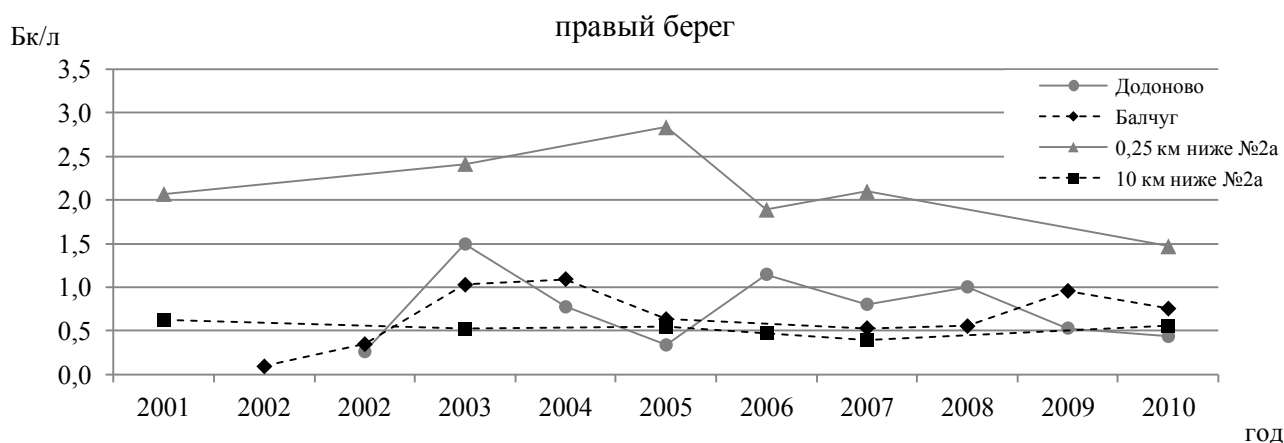


Рис. 1. Суммарная β-активность проб воды в пунктах наблюдения на правом берегу

Судя по приведенным графикам радиационного загрязнения воды у *правого берега реки* относительно высокие значения суммарной β-активности (2,0 Бк/л и более) фиксируются в 0,25 км от сброса (ближайший к точке сброса пункт наблюдения), достигая максимального значения в 2005 году, и снижаются до 1,5 Бк/л в 2010 г. В остальных пунктах наблюдения, удаленных более чем на 10 км от точки сброса, значения суммарной β-активности в основном ниже 1 Бк/л. Максимальные значения почти по всем пунктам наблюдения были зафиксированы в 2003 г., причем у пос. Павловщина – самого удаленного из рассматриваемых от точки сброса. Очевидно, это обусловлено тем фактом, что поток воды правого берега р. Енисей отжимается водами р. Кан.

Еще одним показателем изменения радиационного загрязнения воды р. Енисей является многолетняя динамика короткоживущих и долгоживущих радионуклидов в воде.

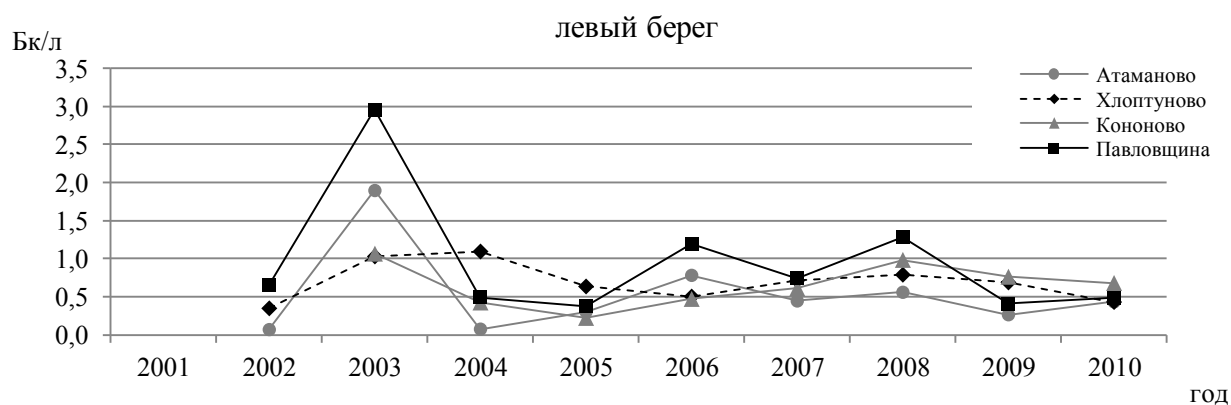


Рис. 2. Суммарная β-активность проб воды в пунктах наблюдения на левом берегу

Многолетняя динамика показателей содержания ТРН в воде р. Енисей приведена на рисунках 3-4. Наиболее заметные изменения (уменьшение значений объемной активности) произошли в показателях короткоживущих нуклидов – натрия-24 и фосфора-32 после 1992 года в связи с остановкой реакторов АД и АДЭ-1, а так же после 2004 г.



Рис. 3. Многолетняя динамика среднегодовой объёмной активности воды р. Енисей (Бк/л)

В 1990-1991 гг. до закрытия прамоточных реакторов наиболее высокие среднегодовые показатели содержания радионуклидов в воде ближней от сброса зоны наблюдались для ^{24}Na (1030-1140 Бк/л), ^{56}Mn (310-610 Бк/л), ^{31}Si (110-115 Бк/л), ^{51}Cr (30-48 Бк/л), ^{32}P (31-37 Бк/л) и др.



Рис. 4. Многолетняя динамика среднегодовой объёмной активности воды р. Енисей (Бк/л)

Сразу после вывода из эксплуатации прамоточных реакторов (1992 г.) концентрации короткоживущих радионуклидов в воде (^{24}Na , ^{56}Mn , ^{51}Cr , ^{76}As , ^{32}P) в зоне смешивания сбросных вод водами р. Енисей снизились в 100-1000 раз, в ближней 15-километровой от сброса зоне – в 20-70 раз, а к 2010 г. уровень снижения этих радионуклидов достиг нескольких сотен раз. Удельная активность долгоживущих нуклидов в ближней зоне не превышала сотых долей Бк/л. С удалением от зоны сброса вниз по реке содержание радионуклидов в воде снижается и на расстоянии 800-1000 км они практически не обнаруживаются.

Современное радиоактивное загрязнение воды р. Енисей

В последние годы сброс радионуклидов в р. Енисей по данным ФГУП «ГХК» по всем компонентам не превышал установленных Минприроды России норм и составил в 2009 г. от 0,2 до 48 % от установленных нормативов допустимого сброса, в 2010 г. – 0,2-16 % [2, 3].

В 2010 году в связи с остановкой энергетического реактора АДЭ-2 в апреле месяце сброс короткоживущих радионуклидов был прекращен.

Суммарные значения среднегодовых удельных активностей всех радионуклидов в воде реки Енисей ниже выпуска сточных вод № 2а по данным ГХК составляли:

- в 0,25 км ниже места выпуска сточных вод № 2а в 2009 г. – 0,021 УВ^{вода}, в 2010 г. – 0,014 УВ^{вода} (уровень вмешательства согласно НРБ-99/2009) для смеси сбрасываемых нуклидов;

- в 10 км ниже места выпуска сточных вод № 2а (1 км выше первого населённого пункта по правому берегу, д. Б. Балчуг) в 2009 г. – 0,0043 УВ^{вода}, в 2010 г. – 0,053 УВ^{вода} для смеси сбрасываемых нуклидов.

Мощность амбиентной дозы гамма-излучения над водной поверхностью реки Енисей у правого берега составляла: в 0,25 км ниже выпуска в 2009 г. – 0,10 мкЗв/ч, в 2010 г. – 0,087 мкЗв/ч; в 10 км ниже выпуска в 2009 г. – 0,084 мкЗв/ч, в 2010 г. – 0,077 мкЗв/ч.

Выше за 2010 год приведены среднегодовые значения показателей без разделения на «до» и «после» остановки реактора.

На участке реки до 100 км ниже выпуска сбросной воды объемная активность наиболее опасных в радиационном отношении стронция-90 и цезия-137 в воде реки Енисей составляла менее 0,0009 УВ^{вода}, на более дальних расстояниях объемная активность стронция-90 и цезия-137 практически находилась на фоновом уровне.

Этот уровень значений подтверждается данными Среднесибирского УГМС на всех пунктах наблюдения на правом и левом берегах р. Енисей.

Литература

1. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае за 2008 год» // Красноярск. 2009. 226 с.
2. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае за 2009 год» // Красноярск. 2010. 237 с.
3. Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае за 2010 год» // Красноярск. 2011. 280 с.

МИГРАЦИОННАЯ МОДЕЛЬ ОБЪЕКТА ОКОНЧАТЕЛЬНОЙ ИЗОЛЯЦИИ ОТВЕРЖДЕННЫХ РАО В СЛАБОПРОНИЦАЕМЫХ СКАЛЬНЫХ ПОРОДАХ

Н.Н. Мельников, П.В. Амосов

Горный институт КНЦ РАН, г. Апатиты Мурманской обл.

В соответствие с планами специалистов Росатома на протяжении более 20 лет в районе Нижнеканского массива выполняются исследования с целью выбора перспективной площадки для создания объекта окончательной изоляции РАО [1]. Выполнен значительный объем работ. В частности, утверждена Декларация о намерениях строительства подземной исследовательской лаборатории (два перспективных участка «Верхнеитатский» и «Енисейский»), в ФЦП «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года» предусмотрен значительный список мероприятий под названием «Строительство первоочередных объектов окончательной изоляции РАО (Красноярский край, Нижнеканский массив)» и другие.

Сотрудники Горного института КНЦ РАН на протяжении почти 20 лет, решая, совместно со специалистами Росатома и западноевропейскими экспертами, накопившиеся в

регионе проблемы ядерного наследия, внесли определенный положительный вклад в решение проблемных вопросов по обращению с РАО на Кольском полуострове. В частности, на рубеже XX-XXI веков была предложена миграционная модель объекта подземной изоляции долгоживущих РАО высокого и среднего уровня активности, а также отдельных видов ОЯТ, которое на момент создания модели рассматривалось, как неподлежащее вывозу из региона [2, 3]. По мнению авторов доклада разработанная в Горном институте миграционная модель имеет весьма неплохие возможности своего использования в задачах, связанных с оценкой безопасности объекта изоляции РАО в скальных породах Нижнеканского массива.

Представим основные моменты и параметры разработанной миграционной модели. РАО и ОЯТ, имеющие значительные количества долгоживущих радионуклидов, предполагается размещать в глубоких геологических формациях. Долгосрочная безопасность такого объекта основывается на мультибарьерной защите и оценивается на основе показателей работы системы захоронения в целом.

Оценка безопасности в конечном итоге сводится к вычислению доз облучения населения, получаемых за счет делокализации радионуклидов из хранилища в сферу жизнедеятельности населения. Необходимой стадией оценки безопасности является определение распространения радионуклидов в геологической формации с подземными водами и в биосфере. В рамках сценария нормальной эволюции оценка безопасности осуществляется на основе анализа переноса радионуклидов подземными водами из системы захоронения через геосферу в природные источники водопользования и их поступления в организм человека с питьевой водой. Вычисления основываются на упрощенных моделях, включающих основные механизмы транспорта радиоактивности и компоненты системы захоронения. Такой подход позволяет выполнить большое количество вычислений и достаточно быстрый и эффективный анализ чувствительности по большому числу параметров, что упрощает интерпретацию аналитических результатов и способствует установлению критериев безопасности.

Описание сценария

При построении модели рассматривался сценарий нормальной эволюции, как последовательность наиболее вероятных событий, происходящих после запечатывания хранилища. Компоненты системы захоронения, расположенные вне формы отходов, после запечатывания постепенно насыщаются подземными водами. В результате коррозии материала контейнера радионуклиды из отвержденной матрицы получают возможность проникновения в окружающий скальный массив. Предполагается, что в некоторой ограниченной зоне вблизи могильника, расположенного в однородном блоке скальной породы, справедлива модель пористой среды (рис. 1). На этом этапе перенос радионуклидов осуществляется только посредством диффузионного механизма с учетом эффектов сорбции и радиоактивного распада. Но, начиная с некоторого расстояния, которое определяется размерами локальных и региональных нарушений, геосфера рассматривается как трещиноватая среда, в которой перенос радионуклидов происходит с потоком подземной воды по трещинам. На этом этапе основными механизмами переноса являются адвекция, дисперсия, включающая молекулярную диффузию и механическую дисперсию, по-прежнему с учетом сорбции радионуклидов на минералах скальной породы и радиоактивного распада. Далее радионуклиды, поступившие из трещин в водоносные горизонты или водоемы, разбавляются в воде подземных водоносных горизонтов или поверхностных водоемов и, наконец, вместе с питьевой водой поглощаются населением, проживающим в регионе размещения опасного объекта.

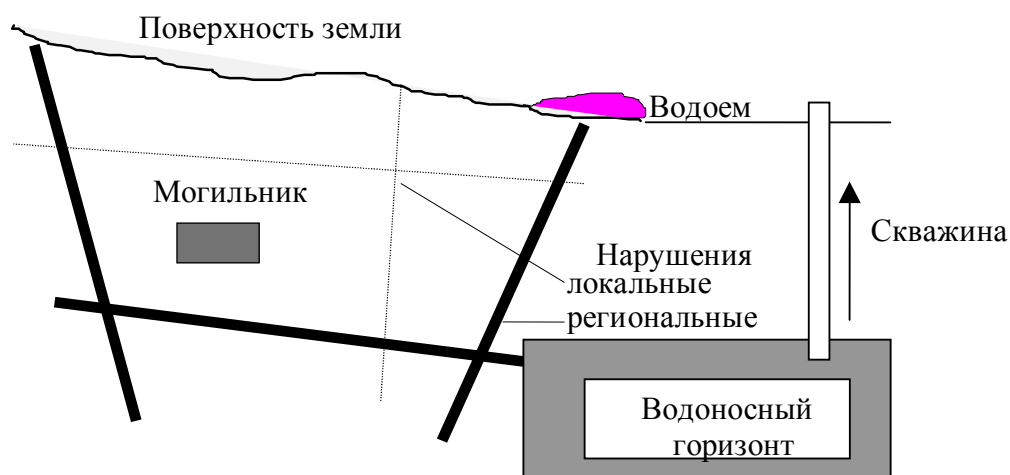


Рис. 1. Модельное представление размещения могильника, локальных и региональных нарушений

Для воплощения рассматриваемого сценария в удобную для алгоритмизации форму приходится вводить некоторые модельные упрощения. В частности, предполагается, что:

- контейнер изготовлен из углеродистой или нержавеющей стали, и он способен предотвратить в течение некоторого начального периода времени контакт отвержденной формы отходов с подземными водами. Сохранность этой металлической оболочки определяет время начала высвобождения радионуклидов;
- матрица отвержденных отходов представляет собой сферу, что упрощает вид аналитических решений, и содержит равномерно распределенные по объему матрицы радионуклиды;
- трещины заменяются прямолинейными параллелепипедами, которые отличаются по своим параметрам, в том числе и гидрологическим;
- водоносные горизонты или поверхностные водоемы, для которых учтен эффект водообмена, в процессе моделирования постоянны по величине объема.

Методология оценки безопасности

Оценка безопасности подземного хранилища ВАО и ОЯТ в сценарии нормальной эволюции выполняется с использованием трех взаимосвязанных подмоделей: диффузионная подмодель; подмодель адвекции-диффузии; подмодель биосферы.

Первая подмодель описывает диффузионный перенос радионуклидов в однородной скальной породе с учетом источникового члена. При этом предполагается, что концентрация радионуклидов на границе раздела отвержденной формы отходов и скальной породы лимитируется либо величиной растворимости его определенной химической формы, либо значением концентрации радионуклидов в предположении их мгновенного растворения.

Вторая подмодель применяется для расчета переноса радионуклидов с потоком подземной воды по трещинам постоянной гидравлической апертуры (модель Танга).

Третья подмодель описывает разбавление радионуклидов в биосфере и результирующие радиологические последствия при потреблении человеком загрязненной питьевой воды. Рассматривается только внутреннее облучение человека через питьевую воду, как наиболее важная (но не единственная) траектория попадания радионуклидов в организм.

Исходные данные для тестирования модели

Обработка и тестирование упрощенной модели оценки потенциальных радиологических последствий подземного захоронения ВАО и ОЯТ в кристаллических породах выполнялись на основе обобщенных исходных данных без привязки к конкретной площадке. Рассматривалась ситуация размещения отходов в стабильных формациях гранита на глубинах 500-1000 м. Предполагалось, что металлический контейнер в течение 10 веков будет защищать отходы от контакта с подземной водой. Заметим, что за указанный период времени большая часть теплогенерирующих радионуклидов может распасться до незначительных уровней, т.е., влиянием тепловой нагрузки на миграцию радиоизотопов можно пренебречь.

Для источникового члена использовались характеристики переработанного ОЯТ с японских АЭС с реакторами типа BWR. Для расчета активности отходов японские специалисты сделали несколько предположений, например: рассматривается только стационарное топливо с трехпроцентным содержанием ^{235}U ; выгорание составляет 27,5 ГВт/сут на тонну урана при удельной нагрузке 25,9 МВт/т; продолжительность облучения равна 5 годам; из отработавшего топлива в отвержденные отходы переходит не более 1% U , Pu и I .

В табл. 1 представлены активности анализируемых долгоживущих радионуклидов отвержденных отходов, содержащихся в одном контейнере.

Таблица 1. Активность долгоживущих радионуклидов, содержащихся в одном контейнере

Радионуклид	Активность, Ки	Радионуклид	Активность, Ки
^{235}U	$2,72 \cdot 10^{-4}$	^{79}Se	0,45
^{236}U	$3,37 \cdot 10^{-3}$	^{93}Zr	2,09
^{238}U	$4,25 \cdot 10^{-3}$	^{94}Nb	-
^{239}Pu	4,21	^{99}Tc	14,93
^{240}Pu	7,91	^{107}Pd	0,11
^{242}Pu	$1,95 \cdot 10^{-2}$	^{129}I	$3,34 \cdot 10^{-4}$
^{237}Np	0,51	^{135}Cs	0,55

Японское хранилище представляет собой систему правильно организованной структуры с общим числом 4000 (20x20x10) независимых сферических источников, располагаемых по осям X, Y и Z на расстояниях 20, 10 и 20 м, соответственно. Система источников помещена в блок гомогенной скальной породы. Далее предполагается наличие нескольких водонесущих трещин с различными геометрическими и гидрологическими параметрами. Начало трещин находится вне гомогенного блока породы. При этом все трещины независимы, но имеют связь с одним и тем же водоносным горизонтом или водоемом.

Геохимия геологического окружения, особенно химические и электрохимические характеристики глубоких подземных вод, играют важную роль в процессах высвобождения радионуклидов из отвержденной формы отходов и их миграции в геологических формациях. Например, в глубоких геологических формациях из-за относительно низкой концентрации кислорода подземная вода будет характеризоваться восстановительным редокс-потенциалом. Анализ отчетных материалов японского института JAERI позволил подготовить исходную информацию по геохимическим параметрам кристаллических пород Японии.

Изучение ряда публикаций, посвященных исследованиям переноса примесей потоками воды по трещинам, позволило составить некоторое представление о геометрических и гидрогеологических параметрах трещин. В частности, в работе американских исследователей, посвященной анализу полевых данных известного шведского эксперимента Stripa-3D, разброс

значений апертуры трещин составил $0,3 \div 340$ мкм (при среднем значении 200 мкм), а скорость потока воды в трещинах варьировалась от 157 до 327 м/год. Японские специалисты в рамках международного проекта INTRAVAL принимали величину гидравлического градиента при абсолютной пористости равным $4 \cdot 10^{-5}$, а среднюю скорость потока воды в трещине примерно 1200 м/год.

Приведенная информация, проанализированная с помощью соотношения для потока между параллельными пластинами, позволила сделать вывод о том, что при изучении влияния параметров полуапертуры и гидравлического градиента на безопасность могильника обозначенные параметры представляется разумным проварьировать в интервалах $50 \div 500$ мкм и $10^{-7} \div 10^{-3}$ м/м, соответственно. В табл. 2 приведены рассчитанные по указанному соотношению значения скорости воды в трещине. Очевидно, что значения, расположенные в средней части таблицы, по-видимому, являются наиболее приемлемыми и согласующимися с известными литературными данными.

Исходные данные для биосферной модели в части максимальных дозовых коэффициентов радионуклидов при потреблении продуктов питания, потребления питьевой воды, поправочного коэффициента расчета дозы для различных возрастных групп и «фактора дезактивации» заимствованы из справочника по радиационной безопасности.

Объем источника питьевой воды принят равным 10^6 м³, что сравнимо по порядку величины с объемом озер, используемых жителями небольших населенных пунктов в качестве источника питьевой воды. Фактор разбавления концентрации радионуклидов, поступающих в водоносный горизонт или озеро и забираемых населением для потребления, принят (опять же в запас!) равным единице.

Таблица 2. Значения скорости потока в трещине, м/год

Гидравлический градиент, м/м	Полуапертура трещины, мкм			
	50	100	250	500
10^{-7}	0,0259	0,103	0,647	2,59
10^{-6}	0,259	1,03	6,47	25,9
10^{-5}	2,59	10,3	64,7	259,0
10^{-4}	25,9	103,0	647,0	2590,0
10^{-3}	259,0	1030,0	6470,0	25900,0

Отдельному анализу подвергся коэффициент водообмена. Оказалось, что учет фактора размещения хранилища в районах непригодных для использования водных энергоресурсов, позволяет с определенной долей осторожности рекомендовать для выполнения расчетов следующие значения коэффициента водообмена: для консервативной оценки $0,0 \text{ год}^{-1}$, а для реалистичных оценок использовать интервал значений от $0,001$ до 1 год^{-1} .

Возможности реализованной методологии в анализе безопасности

Реализованная в программном коде, разработанном на основе математических моделей и физических представлений, методология анализа безопасности подземного захоронения ВАО и ОЯТ в сценарии нормальной эволюции позволяет:

- рассчитать динамику мощности эквивалентной дозы, а также вклад отдельных радионуклидов в суммарную величину мощности дозы при потреблении загрязненной питьевой воды;
- выполнять вычисления с вариацией значений многочисленных параметров модели (например, полуапертура, гидравлический градиент, расстояние до трещины и др.) и определять тот набор значений параметров системы, который гарантирует безопасность

захоронения, т.е. непревышение верхнего предела мощности эквивалентной дозы для подземных хранилищ РАО и ОЯТ;

- обеспечивать разработчиков проекта хранилища достаточной технической информацией, которая может быть положена в основу, как оптимизации проекта захоронения, так и выбора площадки (свойства матрицы отходов, размещение ячеек захоронения, гидрогеологические параметры, геохимические свойства и т.д.);

- идентифицировать наиболее значимые траектории распространения радиоактивности, параметры модели и др.

На рис. 2 представлена динамика общей и отдельно по различным радионуклидам мощности эквивалентной дозы при внутреннем облучении человека за счет потребления загрязненной воды.

Полученные результаты соответствуют консервативным данным по геохимии при наиболее критичном, т.е. в непосредственной близости от хранилища, расположении одиночной трещины протяженностью 500 м, а также ситуации отсутствия водообмена в водоносном горизонте или водоеме. Изображенные на рис. 2 графики отвечают значениям полуапертуры и гидравлического градиента равными 100 мкм и 10^{-5} м/м, соответственно.

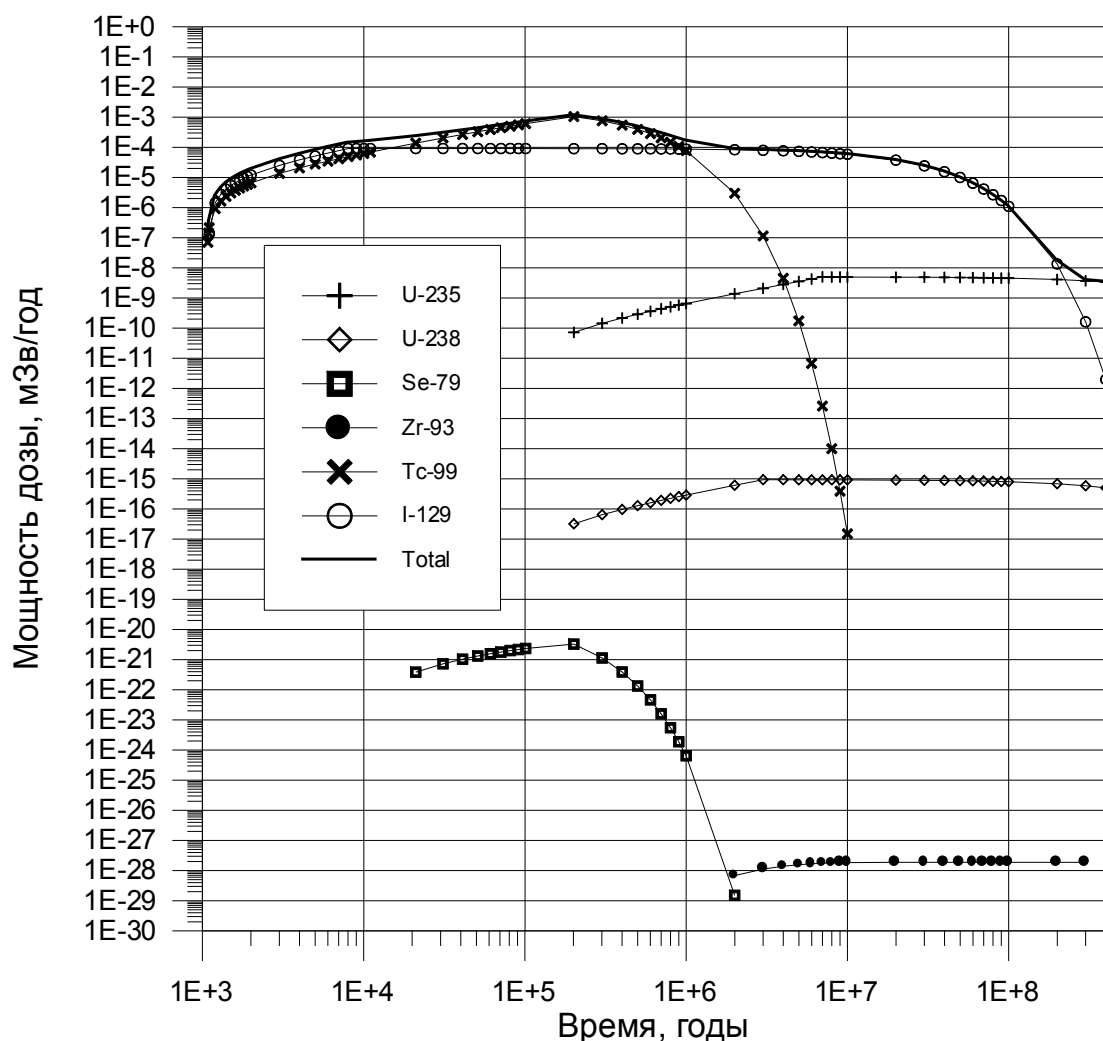


Рис. 2. Динамика мощности эквивалентной дозы

Представленные результаты при принятых параметрах модели могут быть интерпретированы следующим образом:

- достижение радионуклидами биосферы в максимальных количествах происходит через сотни тысяч лет;
- если за верхний предел мощности эквивалентной дозы принять значение 0,1 мЗв/год, как это рекомендовано в Швейцарии и странах Скандинавии, или 10 мкЗв/год, как в России, то в данной ситуации можно говорить о безопасности хранилища;
- в различные моменты времени основной вклад в мощность дозы приносят несорбирующиеся и слабо сорбирующиеся радионуклиды – ^{99}Tc и ^{129}I ;
- определяющая роль ^{99}Tc имеет место вследствие его высокого содержания в переработанном ядерном топливе японских АЭС;
- вклад в мощность дозы сорбирующихся радионуклидов (^{235}U , ^{238}U и др.) незначителен. Об этом свидетельствуют низкие (чисто теоретические!) значения мощности дозы.

Возможные пути совершенствования модели

С момента создания миграционной модели прошло почти 10 лет. На сегодняшний день просматривается несколько путей ее совершенствования. Первый путь лежит в направлении более объективного описания процесса выщелачивания радионуклидов из матрицы отходов. Например, в случае остеклованных ВАО может найти свое применение модель двухкомпонентного выщелачивания, аналитическое описание которой получено в 2008 г.

Второй путь связан с развитием подмодели адвекция-диффузия. Очевидно, что трещина с пористостью равной единице является чрезвычайно идеализированной моделью. На самом деле чаще всего наблюдается определенное заполнение объема трещины каким-либо материалом. Предлагается принять во внимание следующие физико-химические свойства материала-заполнителя трещины: плотность, пористость и коэффициент распределения в приближении линейной изотермы сорбции. Учет указанных параметров порождает фактор с новым физическим содержанием, а именно коэффициент задержки миграции радионуклидов по объему трещины. В этом случае формальное решение исходной системы уравнений не меняется и остается верным решением, описывающим концентрацию радиоактивности в трещине, в приближении модели одиночной трещины с постоянным значением концентрации на входе в трещину с учетом заполнения ее материалом-заполнителем.

Выводы

В докладе представлено описание модели, предназначенной для оценки безопасности подземного захоронения ВАО и ОЯТ в кристаллических породах (например, Нижнеканского массива, Кольского полуострова). Предложенная методология оценки безопасности справедлива для сценария нормальной эволюции. Используемые математические модели позволяют промоделировать высвобождение радионуклидов из отвержденной формы отходов, их перенос через геосферу и биосферу и, в итоге, радиационное облучение населения при потреблении им загрязненной питьевой воды. Разработан компьютерный код, построенный из последовательности протестированных модулей. Описаны некоторые возможности реализованной методологии для анализа безопасности подземного захоронения ВАО и ОЯТ в кристаллических породах. На примере подземного хранилища переработанного ядерного топлива японских АЭС показаны отдельные результаты расчетов оценки безопасности такого хранилища и дана их возможная интерпретация.

Указаны потенциальные пути совершенствования методологии оценки безопасности объектов окончательной изоляции ВАО и ОЯТ в кристаллических породах.

В заключение авторы хотели бы отметить следующие два момента. Первое, результаты исследований по оценке безопасности объекта подземной изоляции долгоживущих РАО

высокого и среднего уровня активности, а также отдельных видов ОЯТ, выполненных с использованием описанной методологии, подробно изложены в коллективной монографии [2]. Второе, в работе [4] представлен сравнительный анализ расчетов высвобождения радиоактивности из гипотетического захоронения одиночного контейнера с ОЯТ, выполненных по различным методикам и компьютерным кодам, применяемых в научных изысканиях ЕС-JRC (Голландия) и Горного института КНЦ РАН.

Литература

1. Кудрявцев Е.Г., Гусаков-Станюкович И.В., Камнев Е.Н., Лобанов Н.Ф., Бейгул В.П. Федеральный объект подземного захоронения отверженных радиоактивных отходов в России: практические шаги к созданию // Безопасность окружающей среды. – 2008. – № 4. – С. 106-112.

2. Мельников Н.Н., Наумов В.А., Конухин В.П., Амосов П.В., Гусак С.А., Наумов А.В. Радиогеоэкологические аспекты безопасности подземного захоронения радиоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива на европейском Севере России. – Апатиты: изд. Кольского научного центра РАН, 2001. – 194 с.

3. Амосов П.В. Упрощенная модель оценки безопасности подземного захоронения высокоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива в кристаллических породах (сценарий нормальной эволюции) // Геоэкология. – 2002. – № 6. – С. 506-516.

4. Амосов П.В., Првакова С., Нильсон К.-Ф. Сравнительный анализ результатов детерминистических вычислений высвобождения радиоактивности при захоронении отработавшего ядерного топлива в кристаллических породах // Вестник МГТУ. – 2008. - Т. 11. - № 3. – С. 371-378.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ В МИРНЫХ ЦЕЛЯХ

*Р. И. Полежаев,
ТТИ НИЯУ МИФИ, г. Трехгорный*

*Атом – мизерная частица,
с которой связаны крупнейшие
достижения и трагедии
Георгий Александров*

Данная фраза характеризует важность изучения атома в современном мире. А также двойственность явления радиации. В данной статье я постараюсь осветить основные направления применения ионизирующих излучений в мирных целях.

Одним из наиболее актуальных направлений является ядерная медицина. Радиотерапия – это облучение опухоли потоком лучей, иногда применяется и в лечении доброкачественных опухолей, препятствует росту, размножению и распространению раковых клеток на здоровые ткани. В большинстве случаев позволяет полностью удалить опухоль! Иногда применяется вместе с химиотерапией. В некоторых же случаях, метод радиотерапии используют в предоперационный период (для уменьшения размеров опухоли) или в послеоперационный (для предотвращения размножения раковых клеток). Принцип действия радиотерапии в том, что клетка на 60-70% состоит из воды, поэтому поток частиц ионизирующего излучения взаимодействует, прежде всего, с водой, что приводит к ее радиационному разложению.

Любая клетка обладает наибольшей уязвимостью для облучения в период деления. Особенность клеток злокачественных и доброкачественных опухолей заключается в том, что они очень интенсивно делятся, следовательно, они гораздо чувствительнее к облучению по

сравнению с клетками здоровой ткани. Это дает возможность подобрать условия облучения губительные для вредных клеток и относительно безопасных для здоровых.

Около ста лет назад один известный медик сказал: «Если бы больной был прозрачен, как стекло, мы легко могли бы установить источник болезни». Через пару десятилетий после этого открытие рентгеновских лучей позволило врачам заглянуть в организм человека, а радиоактивные вещества дали возможность наблюдать такие скрытые процессы, объяснение которых еще недавно представлялось чистой утопией.

В современной медицине радиоиндикаторный метод все шире используется как средство диагностики. С помощью радиоизотопов и меченых соединений удается гораздо точнее установить многие болезни и их стадии, чем любым из прежних методов. Совершенствование измерительных приборов и разработка специальных методик позволили в большинстве случаев обходиться таким малым количеством радиоактивного вещества, что обследование можно проводить амбулаторно, без какой-либо радиационной опасности для врача, пациента и окружающих.

Большинство диагностических методов основано на том, что некоторые органы, избирательно накапливают определенные элементы, в том числе радиоизотопы и их соединения. Задача специалистов - отыскать именно такие радиоизотопы и меченые соединения, которые селективно концентрировались бы в больных органах.

На базе ПО «Маяк» и Озёрского технологического института - филиала национального исследовательского ядерного университета МИФИ (Московский инженерно-физический институт) - скоро начнется подготовка специалистов, которые будут работать с высокими технологиями ядерной медицины. Это будет происходить в рамках Федеральной целевой программы «Развитие ядерной медицины», которая инициирована поручением президента Дмитрия Медведева и будет принята к 1 сентября 2011 года. Программа курируется «Росатомом» и Министерством здравоохранения и социального развития России и предполагает большие финансовые вложения. Одна только цифра говорит о значении ядерной медицины: средняя продолжительность жизни в России составляет 63 года. По сравнению со странами Запада - на 14 лет меньше.

Кроме ядерной медицины ионизирующие излучения используются также для народного хозяйства. Уже несколько десятилетий во многих радиохимических и радиобиологических лабораториях тщательно изучают действие радиации высокой энергии (жесткой, проникающей радиации) на воду и водные системы. В последнее время накопленные данные и опыт начинают использовать на практике - при радиационной обработке отходов, при очистке и подготовке воды.

Желая сохранить чистоту нашей жизненной среды, мы должны - помимо многих других мер - обезвреживать вещества, загрязняющие воду. К таким веществам относятся, например, органические растворители, фенолы, алкилсульфоновые поверхностно-активные вещества (главным образом детергенты - моющие средства), пестициды, антрахиноновые красители, полихлордифенилы. Под действием интенсивной проникающей радиации эти вещества разлагаются, но эффективность таких процессов относительно низка.

Индикаторный метод помог решить многие проблемы животноводства. Большое значение имеют вопросы обмена веществ у животных, так как мясо, молоко, яйца, кожа, шерсть, по сути дела, представляют собой продукты этого процесса. Радиоизотопы, подмешанные в корм, дают возможность определить, как пища в организме животных превращается в названные продукты, в какие органы тела и с какой скоростью проникают питательные вещества из кормов, как зависит использование кормов от условий содержания и откорма животных и т. п. Подобного рода исследования очень важны для развития животноводства, в первую очередь для выращивания молодняка, когда нужно особенно тщательно следить за минеральным составом кормов.

Индикаторный метод убедительно подтвердил значение микроэлементов в жизнедеятельности животных. Заболевания животных часто обусловлены недостатком одних (кобальта, иода и др.) или избытком других (молибдена, свинца, фтора, стронция и др.) микроэлементов в почве. Применение соответствующих радиоизотопов позволяет выяснить, как далеко проникает вредный элемент в организм и как быстро он выводится из больного организма при определенных методах лечения. Располагая этими сведениями, можно эффективнее бороться с болезнями скота.

Радиация оказывает влияние на наследственный аппарат живого организма. Она вызывает изменения определенных свойств, затрагивая самую основу наследственности – хромосомы и их составные элементы, гены. Поэтому радиацию можно использовать в селекции растений и животных. В этом случае мы можем позволить себе провоцировать различные наследственные изменения, действуя на организмы сильными мутагенными факторами. В последнее время для этих целей, пожалуй, чаще всего используют именно радиацию. После облучения подопытных организмов возникают мутанты, как ценные, так и бесполезные. Многообещающих, полезных для человека мутантов с благоприятными отклонениями от родительских признаков стоит выбрать, вырастить и размножить: ведь среди них могут оказаться родоначальники новых стойких сортов, растения с большим числом зерен или с более крупными и вкусными плодами, представляющими ценный материал для сельского хозяйства. Селекционеры с помощью радиации закладывают основы более рационального питания человека в будущем.

Промышленное, управляемое использование могучих сил, высвобождающихся при ядерных взрывах, играет важную роль в осуществлении планов глубокого преобразования природы. В природе немало явлений, которые нам хотелось бы изменить. Но мы не станем расходовать ядерную энергию на то, что можно сделать динамитом или толлом, ее применение начинается там, где кончаются возможности классических взрывчатых веществ.

Чтобы проложить железнодорожное полотно или автомобильную дорогу в скалистой местности, требуются тысячи взрывов, сотни тысяч рабочих часов и целый арсенал современных землеройных машин и методов. Атомная энергия здесь может помочь лишь в преобразованной в электрический ток форме. Но для прокладки трассы через горный массив, сооружения гаваней и каналов нужны ядерные взрывы.

Ядерное взрывчатое вещество эффективнее самых сильных химических веществ на несколько порядков: так, 25 килотонн (кт) ядерного заряда (тротиловый эквивалент 25000 т) можно поместить в цилиндре диаметром меньше 1 м, впрочем, даже 1 мегатонна (Мт) ядерного заряда займет немногим больше места], тогда как для 25 000 т тротила потребовался бы цилиндрический резервуар диаметром 30 м.

Ядерные взрывчатые вещества относительно дешевы. Согласно отчету Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ), 10 кт ядерного ВВ стоят 350 тыс. долларов, а 2 Мт – 600 тыс. долларов. Эквивалентные количества тротила стоили бы соответственно 4 млн. и 800 млн. долларов. Отсюда видно, насколько экономически выгоднее ядерные взрывчатые вещества. Низкая стоимость заложения снаряда: для обычной взрывчатки нужно создавать штольни, строить сооружения. Для заложения ядерного заряда можно использовать обычные исследовательские скважины. Обычно стоимость заряда меньше, чем бурение скважины.

Первым в СССР экспериментом по использованию энергии ядерного взрыва в мирных целях был подземный взрыв на выброс в 1965 году на берегу речки Чаган в 80 км к западу от Семипалатинска для создания водоема большой вместимости. Мощность заряда 140 килотонн. Глубина заложения заряда 180 м. В результате взрыва образовалась воронка диаметром 520 м и глубиной 90 м.

По замыслам советских ученых, такие воронки от ядерных взрывов должны были в скором времени покрыть территорию засушливых среднеазиатских районов – только для Казахстана требовалось создать примерно сорок водоемов общим объемом до 120-140 млн. м³. Исследование показало, что для аккумуляции весенних стоков в долинах рек можно создать емкости в виде глубоких воронок, каждая из которых способна вместить до 3-5 млн. м³ воды при незначительном зеркале испарения. Задержанная с помощью воронок вода могла быть использована для нужд энергетики, орошения и предотвращения засоления Каспийского, Аральского и Азовского морей.

На протяжении нескольких лет в озеро Чаган было заселено 36 видов рыб (в том числе даже амазонские пираньи). Почти все эти виды были нехарактерны для местной фауны, и 90 % организмов погибло. У оставшихся в живых было отмечено аномальное количество мутаций и изменение внешнего вида у потомства (например, пресноводный рак чрезвычайно увеличился в размерах). В 1974 году опытную станцию закрыли. Ядерные взрывы также можно применять для дробления руды. Первый эксперимент был проведен в Мурманской области в 1972 г. Чтобы максимально снизить загрязнение руды продуктами взрыва, взрывное устройство было размещено за пределами подвергаемого дроблению блока руды, то есть на границе рудного тела и покрывающих пород. Заряд был дополнительно экранирован слоем карбида бора. Полученные экспериментальные данные подтвердили расчетную эффективность использования ядерных взрывов для дробления рудных тел.

Ядерные взрывы применялись в СССР и для интенсификации добычи нефти (по уровню добычи и степени извлечения). В одном нефтеносном пласте был произведен взрыв на глубине 1212 м, а в другом, на расстоянии 1200 м от первого, на глубине 1208 м. За год эксплуатации дебит семи скважин в радиусе 150-800 м от центра взрыва возрос на 30-60%. Радиоактивность нефти оказалась незначительной, так что нефть можно было использовать уже через несколько дней после взрывов.

В СССР существовали проекты по переброске северных рек. Одним из самых эффективных считался проект с использованием ядерных взрывов. 23 марта 1971 года на проектируемой трассе Печоро-Колвинского канала в Пермской области в 100 км северо-западнее города Красновишерска раздался мощный строенный взрыв – это сработали три ядерных заряда мощностью 15 кт каждый (напомним, такая же мощность была у бомбы, сравнявшей с землей Хиросиму), закопанных на расстоянии 162-167 м друг от друга на глубине 127 м. В результате взрыва образовался канал длиной 700 м, шириной 340 м и глубиной от 10 до 15 м с устойчивыми бортами с углом откоса 8-10 градусов.

С помощью ядерных взрывов тушили неуправляемые газовые фонтаны, в которых сгорали ежедневно миллионы кубометров газа. Впервые в мире газовый фонтан был потушен с помощью ядерного взрыва в 1966 году на месторождении Урта-Булак в Узбекистане.

Возле газовых месторождений можно увидеть горящие факелы – это газоконденсат (ценное топливо, мотористы заливают его в машины и ездят). Газ после очистки идет в газопроводы, а газоконденсат девать некуда, когда емкости заполнены. Поэтому его и сжигают. Емкости дорогие и они занимают много места, иногда взрываются. Наземные емкости «газят» через клапаны, выбрасывая в атмосферу конденсат. На глубине километра с помощью ядерного взрыва создаются пустоты в соляных пластах. Такой взрыв полностью исключает попадание радиоактивных продуктов на поверхность. При взрыве с температурой миллионы градусов образуется газовый пузырь – все там испаряется. Пузырь расширяется, его окружает расплавленная порода и по мере остывания образуется полость. Все радиоактивные вещества остаются в ней. Все радиоактивные осколки стекают на дно полости, затем эту линзу расплава покрывают расплавленные горные породы, причем защита достигает 10 метров. Строительство таких подземных хранилищ в восемь раз дешевле, чем строительство и содержание надземных хранилищ.

Для поиска полезных ископаемых геологи делают профили с помощью серий взрывов. Взрывы регистрируются сейсмографами, по которым определяется строение земной коры. Но для этого нужно прорубить тайгу на сотни километров и через каждые 20 километров пробурить скважину, в которую устанавливается небольшой заряд. Заряд слабый, поэтому результаты исследований не очень достоверны. Кроме того, таким способом невозможно глубоко зондировать земную кору. Иная картина при ядерном взрыве. Заряд опускается на глубину от 500 до 700 метров – это делается для того, чтобы радиоактивные вещества не попадали чрез грунтовые воды на поверхность. На профиле приблизительно 3000 км расставляются сейсмографы, и на нем проводится 3-4 взрыва. Были проведены профили по Сибири. Благодаря этому, приблизительно в 100 раз сократился объем геологических исследований.

Однако не все проекты СССР используется в наши дни. Это произошло потому, что радиация сильно влияет на окружающую среду.

В России существует проект по радиационной безопасности. Программа рассчитана на 2008-2015 годы, ее реализация осуществляется в два этапа: первый этап-2008-2015 годы, второй этап-2011-2015 годы.

На первом этапе будут осуществлены следующие мероприятия:

- строительство, реконструкция и расширение приоритетных объектов инфраструктуры по обращению с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами;
- выполнение работ по строительству опытно-промышленного объекта окончательной изоляции высокоактивных радиоактивных отходов;
- проведение неотложных работ по обеспечению безопасности остановленных ядерно- и радиационно-опасных объектов;
- создание научно-методической базы и объектов инфраструктуры государственной системы по обращению с отработавшим ядерным топливом и радиоактивными отходами;
- создание и совершенствование систем, необходимых для обеспечения и контроля ядерной и радиационной безопасности;
- проведение комплексных инженерно-радиационных обследований состояния остановленных ядерных установок, пунктов хранения и других объектов ядерного наследия, выполнение предпроектных и проектных работ по переводу объектов в состояние, обеспечивающее долгосрочную экологическую безопасность.

На втором этапе предполагается выполнение следующих мероприятий Программы:

- завершение строительства объектов хранения отработавшего ядерного топлива и обеспечение вывоза отработавшего ядерного топлива, накопленного в пристанционных хранилищах атомных электростанций;
- создание опытно-демонстрационного центра по переработке отработавшего ядерного топлива;
- завершение строительства опытно-промышленного объекта окончательной изоляции высокоактивных радиоактивных отходов;
- выполнение работ по переводу остановленных ядерно- и радиационно-опасных объектов в безопасное состояние;
- вывод из эксплуатации 1-го и 2-го блоков Белоярской атомной электростанции, 1-го и 2-го блоков Нововоронежской атомной электростанции;
- создание необходимой инфраструктуры для вывода из эксплуатации 4 блоков Билибинской атомной электростанции.

Если в СССР существовали проекты по терроформированию с помощью энергии атома, тушении газовых фонтанов, изучению геологии, то на современном этапе ядерная

промышленность пошла в сторону ядерной медицины, создании газовых хранилищ, добычу полезных ископаемых, в фильтрации воды и сельском хозяйстве.

Данный вид энергии может использоваться не только для разрушения и войны, но и для мирных целей. Надо только научиться контролировать это явление, изучать и придумывать новые методы защиты. Если же мы «подчиним» атом, то мы получим огромную пользу, как в экономическом, так и промышленном плане.

Литература

1. Акатов А.А., Коряковский Ю.С. «Интересные факты об атоме и радиации» изд. Библиотечка Госкорпорации «Росатом»-М.2009
2. Акатов А.А., Коряковский Ю.С. «Ядерная энергия на службе человечества» изд. Библиотечка Госкорпорации «Росатом»-М.2009
3. Акатов А.А., Коряковский Ю.С. «Ядерная энергетика России: прошлое, настоящее и будущее» изд. Библиотечка Госкорпорации «Росатом»-М.2009
4. Смирнов С.Н., Герасимов Д.Н. «Радиоэкология. Физика ионизирующих излучений» Издательский дом МЭИ-М.2009

THE GROWTH OF RADIO TECHNOLOGIES AND THE PRESERVATION OF OUR PLANET MARIANGELA PALUMBO

Mariangela Palumbo

Scientific Liceum in Cava dei Tirreni, Nocera Superiore, Salerno, Italia

Radiobiology is the interdisciplinary field of science that studies the biological effects of ionizing and non-ionizing radiation of the whole electromagnetic spectrum, including gamma rays, x-rays, ultraviolet radiation, visible light, microwaves, radio wave, low-frequency radiation (such as used in alternate electric transmission, ultrasound thermal (heat), and related modalities. It is a subset of biophysics. The term radiation refers to energy that is emitted from a source and it's used to describe emitted particles.

Electromagnetic radiation is energy transferred from one place to another by means of electromagnetic waves. This encompasses a wide variety of waves or rays with different names. In order from lowest to highest frequency they are: power waves, radio waves, microwaves, infrared radiation, light (sometimes called visible light), ultraviolet radiation (sometimes called ultraviolet light), x rays, and gamma rays. This sequence is known as the electromagnetic spectrum.

Thermal radiation is the subset of the electromagnetic spectrum emitted by an object due to its temperature. If an object is hotter than its surroundings it will experience a net loss of internal energy. This transfer of internal energy is called heat. Heat can be given off as electromagnetic radiation with any wavelength. The hotter the object, the shorter the peak wavelength. At temperatures that seem "hot" to us, the peak wavelength of the emitted electromagnetic radiation will be in the infrared to visible portions of the spectrum. Because of this, infrared radiation is often mistakenly called "heat waves".

Gravitational radiation is energy transferred from one place to another by means of a gravitational wave. The existence of gravity waves is predicted by Einstein's Theory of General Relativity. Their existence has not yet been confirmed.

Cosmic radiation (or cosmic rays) consists of high energy, ionized nuclei and electrons whose origin is outside of the earth. Sources include the sun, our galaxy, and other galaxies.

Nuclear radiation are the energetic particles and energetic electromagnetic waves released during the radioactive decay of unstable isotopes.

Nuclear radiation are divided in several forms:

- alpha particles, helium nuclei emitted from large parent nuclei;
- beta particles, energetic electrons emitted from neutrons;
- gamma rays, the most energetic electromagnetic waves yet discovered;
- x rays, electromagnetic waves that are not as energetic as gamma rays;
- neutrons, free neutrons that are not part of a nucleus; and
- ions, this includes cosmic rays and the daughter nuclei of fission reactions.

We can say that radiobiology is important to study the direct effects of radiation on life, and on our planet. We need to preserve nature from the radiation that could alternate the life cycle, destroying the future of our life.

There should be a symbiosis between man projects and nature. Man should go on with technologies, preserving nature and trying not to destroy it. We need to remember that our planet is not “ill”, it’s just “pregnant”. There still are lots of things to study to improve our life and preserve our future.

РОЛЬ ГОРНО-ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА В ЗАМЫКАНИИ ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА АЭС РОССИИ

Ю.А. Ревенко,

Горно-химический комбинат, г. Красноярск

Существующий парк реакторов на тепловых нейтронах использует потенциал урана менее, чем на 1%. Поэтому отработанное ядерное топливо (ОЯТ) 20÷25 тн/год из реактора мощностью 1 Гвт сут/тн (эл.) необходимо рассматривать как дополнительный урановый ресурс. В России, как и во Франции и Японии принята концепция замкнутого топливного цикла, т.е. ОЯТ подлежит переработке для извлечения урана и наработанного плутония, которые должны повторно использоваться в атомной энергетике. Примерно 40 кг/тн U продуктов деления подлежит остекловыванию и захоронению в геологические формации.

Перед переработкой ОЯТ выдерживается в специальных хранилищах под водой для снижения активности и тепловыделения топлива.

На ГХК с 1985 года эксплуатируется такое хранилище с вместимостью на сегодняшний день 8600 тн ОЯТ. Транспортировка топлива осуществляется в специальных защитных контейнерах, соответствующих критериям МАГАТЭ.

После выдержки в хранилище под водой топливо может направляться либо на переработку с выделением ядерных материалов, либо на более длительное хранение в газовой атмосфере. Топливо реакторов ВВЭР-1000 с выгоранием ~50мвт/т сут. целесообразно перерабатывать с использованием регенерированного урана и плутония в виде МОХ топлива, в реакторах на быстрых нейтронах (БН). Топливо реакторов РБМК-1000 содержит малое количество урана 235 и поэтому после выдержки в воде на атомных станциях поступает в «сухое» хранилище на ГХК. В связи с тем, что пока парк коммерческих реакторов БН отсутствует, топливо ВВЭР-1000 после охлаждения ~ 20 лет будет направляться также в «сухое» хранилище, создаваемое на ГХК. В соответствии с программой развития атомной энергетике России реализуется замкнутый топливный цикл. Топливо ВВЭР-440, топливо атомных судов перерабатывается на предприятии ПО «Маяк».

Существующие заводы по переработке ОЯТ (Франция, Англия, Япония, ПО «Маяк») относятся к заводам II поколения. Низкоактивные жидкие сбросы содержащие тритий и иод129 (Франция, Англия, Япония) сбрасываются в море. В ГК «Росатом» разработана технология переработки ОЯТ без сброса жидких отходов в окружающую среду. По этой технологии проектируется опытно-промышленный завод производительностью ~ 220 тн по тяжелым материалам, который должен в полном объеме быть запущен на ГХК к 2018 году.

После отработки новой технологии оборудования ГХК будет создан промышленный завод ~ 1000 тн, который обеспечит замыкание топливного цикла по реакторам ВВЭО-1000. регенерированный уран и плутоний будут использоваться для топлива БН, на которых будет базироваться дальнейшее развитие атомной энергетики России. Все радиоактивные отходы будут отверждаться, капсулироваться и направляться в приповерхностные хранилища (НАО и САО), а высокоактивные отходы (ВАО) будут отверждаться и направляться в глубинные геологические формации.

Рядом с промышленной площадкой ГХК находится геологическая формация в гранитоидном массиве. На глубине 400÷500 метров найдена структура, пригодная для создания опытно-промышленной лаборатории. После проведения необходимого цикла исследований будет решаться вопрос по созданию хранилища для ВАО.

РАДИАЦИОННО-ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ПАСПОРТИЗАЦИЯ ЗН ФГУП «ГХК»

Е.В. Собянина, В.В. Коваленко, Ю.М. Мальцев

*ФГУП «Государственный научно-исследовательский и производственный
центр «ПРИРОДА» Красноярский филиал, г. Красноярск*

Радиационно-гигиеническая паспортизация Красноярского края осуществляется в соответствии с требованиями ст. 13 ФЗ РФ от 09.01.1996 № 3-ФЗ «О радиационной безопасности населения», начиная с 1998 г. Порядок паспортизации определен в постановлениях Правительства РФ от 28.01.1997 г. № 93 «О порядке разработки радиационно-гигиенических паспортов организаций и территорий» и Главного государственного санитарного врача РФ от 25.09.1997 г. № 22 «Об утверждении типовых форм радиационно-гигиенических паспортов». В МУ 2.6.1-97 «Порядок заполнения и ведения радиационно-гигиенических паспортов организаций, территорий» [1], утвержденных главным государственным санитарным врачом России, указывается, что «...если уровни показателей радиационной обстановки в отдельном регионе, области, районе, населенном пункте территории субъекта Российской Федерации существенно (не менее, чем в 3 – 5 раз) превышают таковые на остальной территории, то помимо паспорта на всю территорию субъекта РФ, радиационно-гигиенический паспорт (далее – РГП) составляется также и на этот регион (область, район, населенный пункт)». В этих МУ названы отдельные районы Брянской области и ряд населенных пунктов (далее – НП) Челябинской области, для которых РГП должны составляться в обязательном порядке, и указывается, что «...решением администрации субъектов Федерации этот список может быть расширен».

В 2010 г. органами государственной власти Красноярского края принято решение о разработке РГП зоны наблюдения (далее – ЗН) ФГУП «Горно-химический комбинат» (далее – ФГУП «ГХК») по состоянию на 31.10.2012 г. Своевременность такого решения вполне обоснована. Многолетние сбросы вод охлаждения ядерных реакторов комбината в р. Енисей, содержащие радионуклиды спектра деления и активационного происхождения, привели к техногенному радиоактивному загрязнению (далее – ТРЗ) поймы Енисея в границах ЗН. После прекращения наработки оружейного плутония и остановка двух проточных реакторов – АД и АДЭ-1 в 1992 г. радиационная обстановка в пойме реки существенно улучшилась. 15 апреля 2010 г. был остановлен последний третий реактор АДЭ-2. Всё это создало новую ситуацию в ЗН ФГУП «ГХК», для которой характерно снижение реальной радиационной опасности для здоровья населения, проживающего на берегах Енисея, и при осуществлении хозяйственной деятельности. Однако для подтверждения и закрепления этой ситуации

необходим официальный документ, которым может служить «Радиационно-гигиенический паспорт зоны наблюдения ФГУП «ГХК».

Разработка РГП ЗН ФГУП «ГХК» выполняется Красноярским филиалом ФГУП «Госцентр "Природа"» по государственному контракту с Министерством природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края от 02.04.2010 г. № 9/2010.

ЗН ФГУП «ГХК» официально утверждена в 2007 г. Она включает территорию радиусом 20 км вокруг источника газо-аэрозольных выбросов предприятия и пойму р. Енисей на протяжении 1 000 км вниз по течению реки от места сбросов комбината (рис. 1). Эти подзоны принципиально различаются по путям (воздушный и водный) и уровням ТРЗ окружающей среды, а также по геоморфологическому строению, определяющему характер миграции техногенных радионуклидов (ТРН). К настоящему времени завершена работа по доизучению современной радиационной обстановки в 20-км части ЗН и сбору материалов, необходимых для составления её РГП.

При доизучении радиационной обстановки в 20-км части ЗН были выполнены измерения мощности дозы (далее – МД) внешнего гамма-излучения и определена удельная активность (далее – УА) техногенных и естественных радионуклидов в пробах почво-грунтов, отобранных на 85 тестовых участках (далее – ТУ) (рис. 2), расположенных вне поймы р. Енисей и юго-восточного сектора ЗН, недоступного для изучения. Плотность размещения участков составляет один участок на 10 квадратных километров.

Измерениям МД гамма-излучения на ТУ предшествовала гамма-съёмка территории, в результате которой установлено отсутствие на изучаемой территории точек или локальных зон с повышенными значениями гамма-фона.

Частотное распределение результатов измерения МД (рис. 3), полученных с использованием дозиметра-радиометра МКС-АТ 1125 с учётом собственного фона прибора, характеризуется симметричностью и не противоречит нормальному закону. Поэтому для характеристики величины МД на территории всей 20-км части ЗН ФГУП «ГХК» правомерно использование среднего арифметического значения, равного $0,044 \pm 0,005$ мкЗв/ч. Максимальное значение равно 0,078 мкЗв/ч. Оно меньше удвоенного среднего, что подтверждает вывод, полученный при гамма-съёмке, об отсутствии в границах изучаемой территории точек с повышенными значениями ТРЗ.

На ТУ отобрано 85 объединённых проб по одной на каждом ТУ (каждая объединённая проба состоит из пяти рядовых проб, отобранных стандартным цилиндрическим пробоотборником диаметром 64 мм до глубины 10 см). Определения УА естественных радионуклидов (далее – ЕРН) (^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K) и одного ТРН (^{137}Cs) выполнены методом гамма-спектрометрического анализа (далее – ГСА), а двух ТРН – ^{90}Sr и $^{239,240}\text{Pu}$ методами радиохимического анализа (далее – РХА) в аккредитованном испытательном лабораторном центре ФБУП «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае».

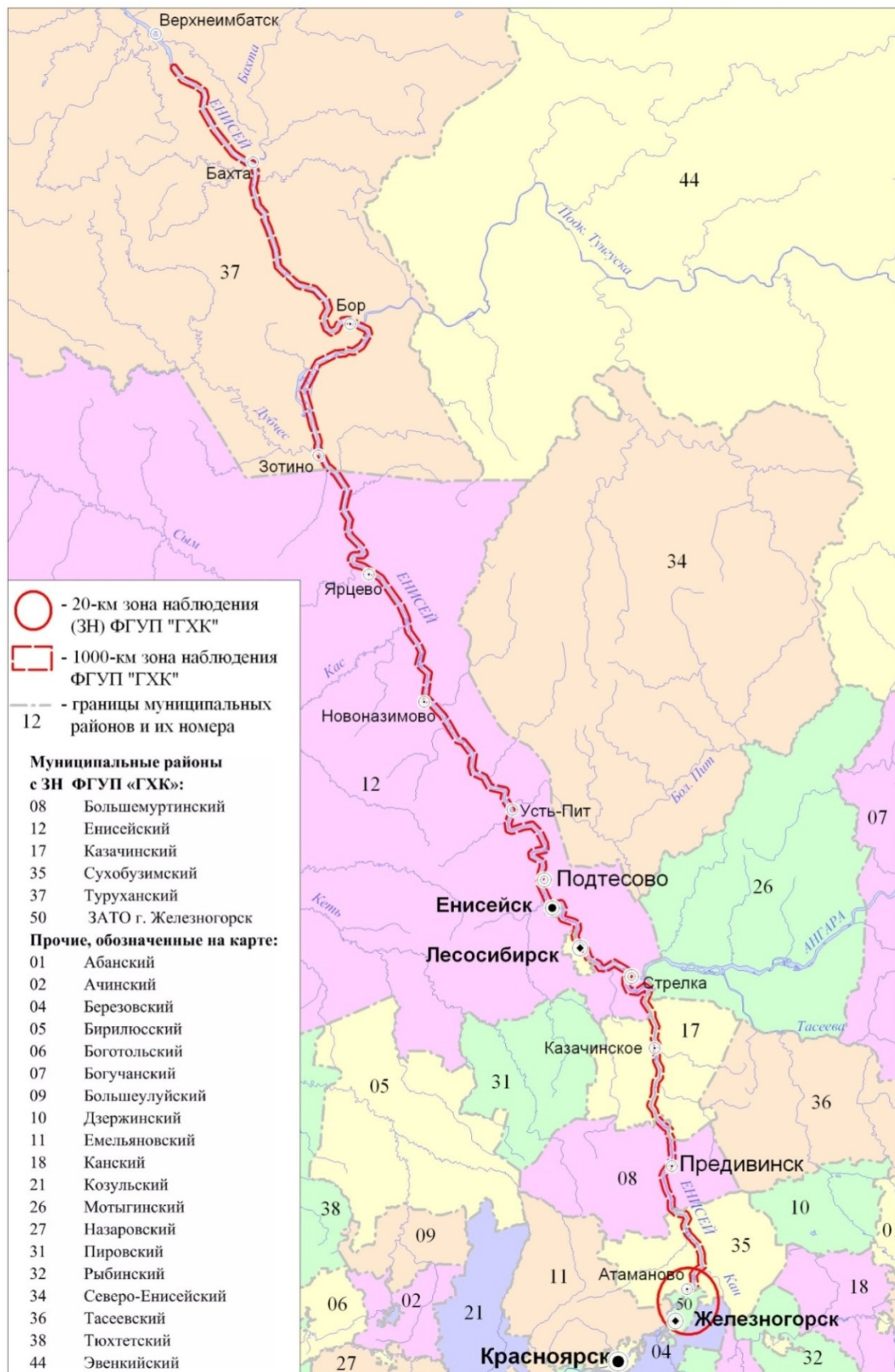


Рис. 1. Обзорная карта зоны наблюдения ФГУП «ГХК»

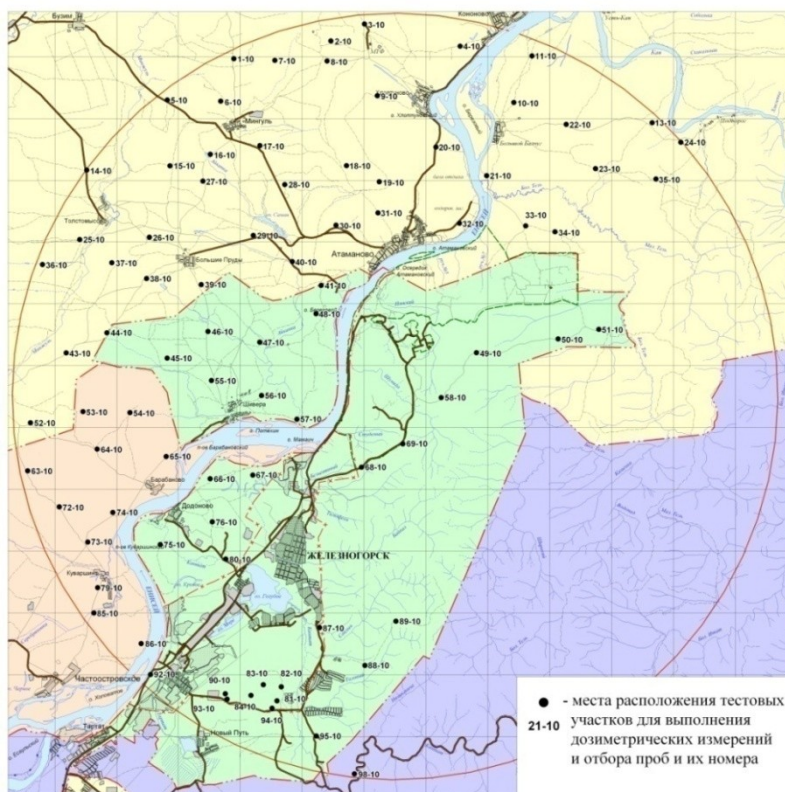


Рис. 2. Местоположение тестовых участков

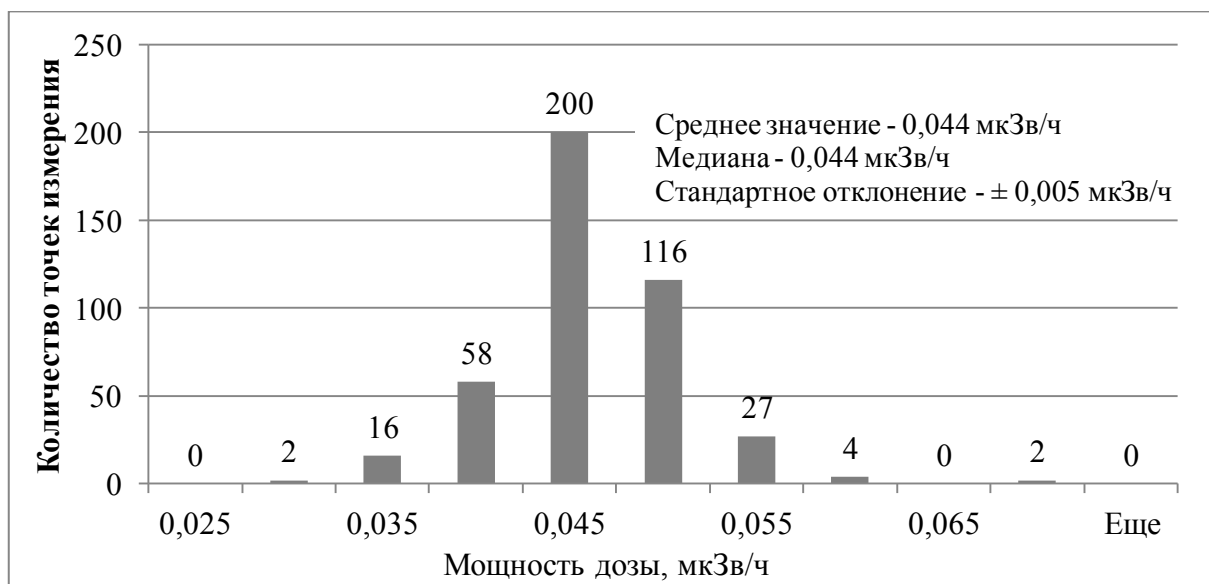


Рис.3. Частотное распределение результатов измерения МД на тестовых участках

Средние значения и диапазоны варьирования единичных значений УА ТРН приведены в таблице 1. Для оценки их гигиенической значимости в таблице указаны средние значения УА ТРН в почвах РФ и края по данным «Радиационно-гигиенического паспорта Российской Федерации за 2009 г.» [2].

Таблица 1. Удельная активность ТРН в пробах почв, отобранных в 2008 – 2010 гг. в 20-км части ЗН ФГУП «ГХК»

Радионуклид	Удельная активность, Бк/кг				
	20-км часть ЗН ФГУП «ГХК»			Красноярский край	РФ
	средняя	минимальная	максимальная		
^{90}Sr	$3,2 \pm 2,2$	$< 2,2$	6,1	3,8	15
^{137}Cs	$8,4 \pm 0,8$	$< 2,0$	51,8	9,0	30
$^{239,240}\text{Pu}$	$0,76 \pm 0,15$	0,1	1,97	$< 1,7$	2,5

Сравнение результатов определения УА ТРН в почво-грунтах, отобранных в 20-км части ЗН в 2008...2010 гг., с данными РГП РФ за 2009 г. для Красноярского края приводит к выводу об отсутствии значимого дополнительного загрязнения почв в 20-км ЗН ФГУП «ГХК».

Результаты измерения МД и УА ТРН и ЕРН были отображены на картографической основе 20-км части ЗН в виде их площадных распределений, которые, как оказалось, образуют закономерные ореолы. На рисунке 4 видно, что в центре ЗН в непосредственной близости к источнику газо-аэрозольных выбросов располагается область несколько повышенных значений МД. Первоначально предполагалось, что это связано с дополнительным техногенным загрязнением почво-грунтов ^{137}Cs . Однако результаты определения УА ^{137}Cs не подтвердили этого предположения (рис. 5). Последующий анализ результатов определения УА радионуклидов показал, что образование этой области обусловлено повышенным содержанием природного тория в породах Нижнеканского гранитоидного массива, слагающих недра Земли на изучаемом участке (рис. 6).

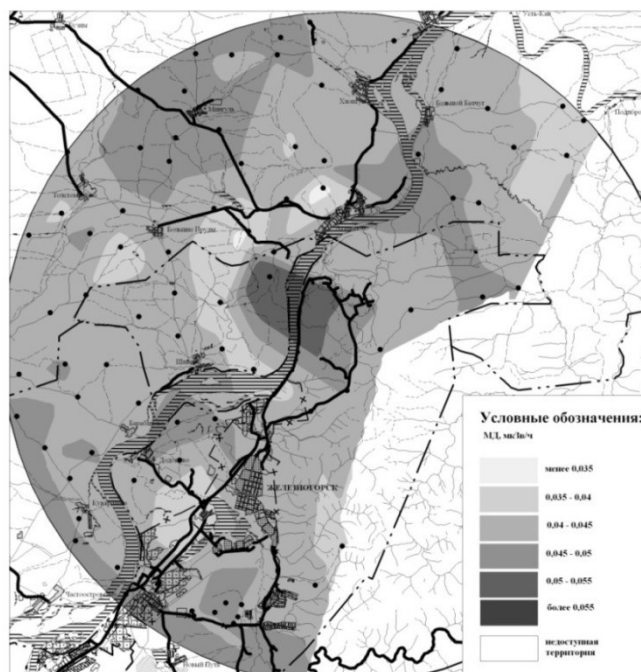


Рис. 4. Площадное распределение результатов измерения МД внешнего гамма-излучения

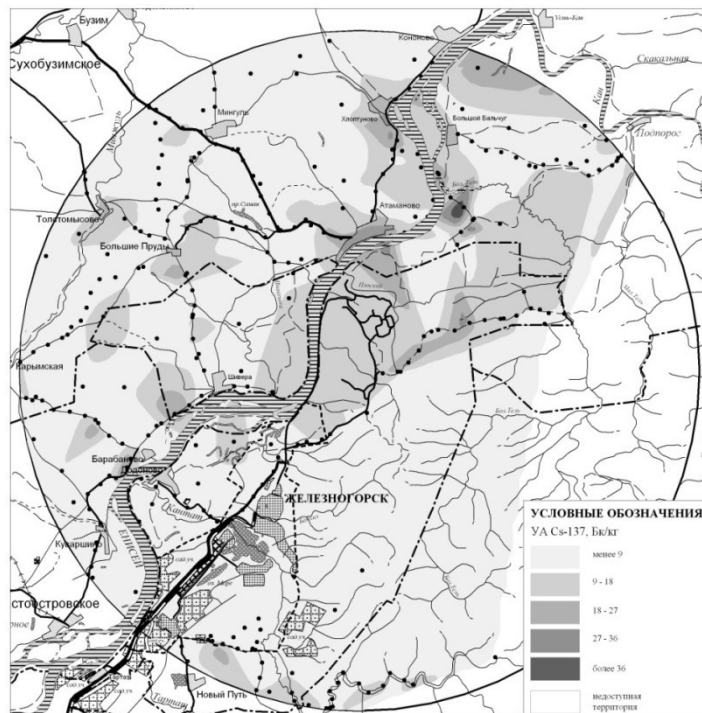


Рис. 5. Площадное распределение результатов определения УА ^{137}Cs

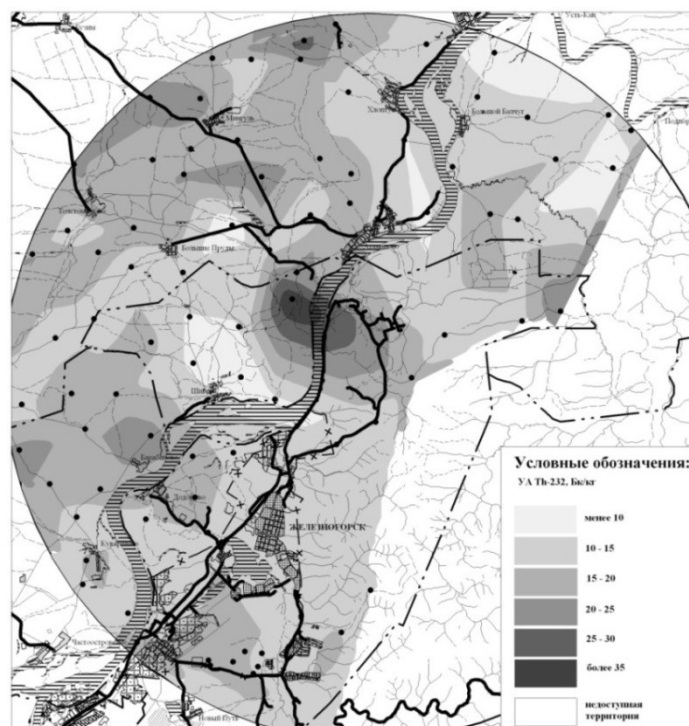


Рис. 6. Площадное распределение результатов определения УА ^{232}Th

Максимальные значения УА ^{137}Cs , достигающие 52 Бк/кг, зафиксированы на правом берегу р. Енисей вблизи устья р. Б. Тель. На карте этот участок окрашен черным цветом. Кроме того, несколько повышенные значения УА ^{137}Cs , превышающие 27 Бк/кг, то есть утроенное значение местного фона, выявлены на небольших по площади участках, расположенных в северо-восточной части ЗН. На рисунке они выделены темно-серым цветом.

Гипсометрически все эти участки находятся вне поймы Енисея и с подветренной стороны по отношению к точке газо-аэрозольных выбросов. Очевидно, что их ТРЗ происходило воздушным путём и не связано с поступлением ТРН с водами р. Енисей.

Кроме того, на территории 20-км ЗН имеется ещё несколько локальных участков, расположенных случайным образом, с уровнем ТРЗ, ограниченным значениями УА ^{137}Cs от 18 до 27 Бк/кг. Они окрашены на карте светло-серым цветом.

Таким образом, в результате систематического площадного изучения 20-км ЗН ФГУП «ГХК» установлено, что уровень загрязнения почво-грунтов техногенными радионуклидами не превышает пределы варьирования, характерные для территории Красноярского края и Российской Федерации в целом. Это позволяет сделать вывод о том, что современная радиационная обстановка на территории 20-км части ЗН ФГУП «ГХК» вне поймы р. Енисей является благополучной.

Литература

1. Порядок заполнения и ведения радиационно-гигиенических паспортов организаций, территорий: МУ 2.6.1.001-97 – М.: Министерство здравоохранения России, 1997 – 54 с.
2. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2009 год. Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации: Москва, 2010. – 132 с.

СОСТОЯНИЕ И РАЗВИТИЕ АВТОМАТИЗИРОВАННОЙ СИСТЕМЫ КОНТРОЛЯ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ТЕРРИТОРИИ КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ

Т.Н. Степанова, А.А. Пухилас ГПМК «КНИИГиМС», г. Красноярск

Обеспечение ядерной и радиационной безопасности в Красноярском крае является приоритетной задачей социально-экономического развития в области обеспечения национальной безопасности и обеспечения качества жизни, здоровья населения.

Радиационная обстановка на территории Красноярского края определяется природными факторами и деятельностью радиационно-опасных объектов.

Наибольшую опасность в настоящее время представляют предприятия Госкорпорации «Росатом» ФГУП «Горно-химический комбинат» г. Железногорск (ФГУП «ГХК»), ФГУП «Электро-химический завод» г. Зеленогорск (ФГУП «ЭХЗ»). В соответствии с распоряжением Правительства Российской Федерации от 14.09.2009 № 1311-р эти предприятия отнесены к организациям, эксплуатирующим особо радиационно-опасные и ядерно-опасные производства и объекты (ЯРОО).

Наибольшую реальную и потенциальную угрозу для населения и окружающей среды края представляют производства ФГУП «ГХК», включая действующие: «мокрое» хранилище ОТВС, принятое в эксплуатацию «сухое» хранилище, планируемый могильник для радиоактивных отходов в Канском гранитоидном массиве.

Не менее значима для Красноярского края проблема возможного регионального переноса радиоактивных веществ с территории Томской, Иркутской и Новосибирской областей, где размещены ЯРОО.

В таких условиях актуальность проблемы экологической и радиационной безопасности населения и окружающей природной среды в крае носит важный государственный характер.

Правительством Красноярского края, в целях совершенствования государственного контроля радиационной обстановки на территории Красноярского края и учитывая малоэффективность существующих в крае федеральных систем радиационного мониторинга

для получения оперативной информации о радиационной обстановке при возникновении чрезвычайных ситуаций, связанных с радиоактивным загрязнением, в 2003 г. было принято решение о создании краевой автоматизированной системы контроля радиационной обстановки (КрасАСКРО).

Изучив предложения отечественных и зарубежных производителей оборудования для автоматизированных систем радиационного контроля, выбор был сделан для измерения мощности дозы гамма-излучения (МД) в пользу отечественного производителя – НТЦ «РИОН» ФГУП НПО Радиевый институт им. В.Г. Хлопина (г. Санкт-Петербург). Для контроля радиоактивного загрязнения питьевой воды централизованного водоснабжения на водозаборах – ЗАО НПЦ «Аспект» г. Дубна Московской области.

За основу построения КрасАСКРО принята принципиальная схема государственной системы наблюдений за радиоактивным загрязнением окружающей среды в Росгидромете.

Правовой основой создания КрасАСКРО являются нормативные правовые акты:

- Закон РФ «О радиационной безопасности населения» от 09.01.1996 № 3-ФЗ;
- Закон Красноярского края от 25.02.2005 N 13-3158 «О радиационной безопасности населения края»;
- Постановление Совета администрации Красноярского края от 14.09. 2006 N 283-п «О создании краевой автоматизированной системы контроля радиационной обстановки».

Система создавалась в три этапа с 2004 по 2006 годы в рамках выполнения мероприятий краевой целевой программы по охране окружающей среды и обеспечения экологической безопасности в Красноярском крае.

Создание и функционирование системы финансируется за счет средств краевого бюджета и обеспечивается Государственным предприятием Красноярского края «Красноярский научно-исследовательский институт геологии и минерального сырья» (ГПМК «КНИИГиМС») (победителем открытых конкурсов).

Автоматизированная система контроля радиационной обстановки предназначена для:

- непрерывного контроля радиационной обстановки вокруг ЯРОО;
- информационной поддержки (в режиме реального времени) деятельности органов государственной власти края и государственного управления всех уровней по обеспечению радиационной безопасности, в первую очередь, в случае возникновения радиационной аварии или совершения актов радиоэкологического террора.
- представления населению информации о радиационной обстановке на территории Красноярского края.

В настоящее время распределённая сеть автоматизированных постов радиационного контроля (АПРК) КрасАСКРО расположена в 5-и промышленных центрах края (Красноярск, Железногорск, Зеленогорск, Сосновоборск, Лесосибирск) 7-ми районах (Сухобузимский, Емельяновский, Манский, Дзержинский, Уярский, Канский и Березовский) в 31 населенном пункте и состоит из: 27-и АПРК для измерения МД, 5-и АПРК-М, обеспечивающих измерение МД и метеопараметров (скорость и направление ветра, температура, влажность и давление атмосферного воздуха) и 2-х АПРК-ОА для измерения общей удельной радиоактивности питьевой воды централизованного водоснабжения на водозаборах.

Данные измерений со всех ПК КрасАСКРО в автоматическом режиме передаются по линиям связи в центр сбора данных (ЦСД) г. Красноярск (ГПМК «КНИИГиМС»), для обработки, анализа, представления пользователям, формирования и хранения банка данных за весь период её эксплуатации.

Географическое расположение распределённой сети КрасАСКРО представлено на рис.1.

КрасАСКРО представляет собой интеллектуальное устройство, способное не только производить измерения и накапливать информацию, но и анализировать её. При превышении

пороговых значений активизировать ресурсы всей системы и в режиме реального времени звуковым сигналом оповещать о превышении установленных пороговых значениях. Таким образом система обеспечивает немедленную реакцию на изменение радиационной обстановки по всей контролируемой территории (детальность информации определяется плотностью расположения постов автоматизированного контроля) на любой данный момент времени. Это является важным шагом со стороны Правительства Красноярского края на пути решения проблем предупреждения возникновения чрезвычайных ситуаций, связанных с радиационной аварией или проявлением террористического акта и позволяет исключить закрытость получаемых данных о радиационной обстановке в крае.

Одной из особенностей автоматизированной системы радиационного контроля является способность использовать разные методы для передачи данных с постов контроля. При создании первой очереди системы со всех постов контроля данные передавались только посредством проводной междугородней телефонной связи. В настоящий момент данные передаются по многофункциональным программируемым GSM/GPRS терминалам, имеющим приемлемые экономические и климатические показатели и низкое энергопотребление.

При помощи современного технического оборудования и программных средств имеется возможность в течение 1-2 минут получить последние измеренные значения МД с любого поста контроля КрасАСКРО. При отключении электропитания в случае крупных коммунальных аварий, в ЦСД имеется резервные источники электропитания, что позволяет гарантировать бесперебойную круглосуточную работу системы контроля.

Предоставление информации по результатам контроля радиационной обстановки, при различных режимах работы ЯРОО, предусмотрено Регламентом передачи данных измерений КрасАСКРО, согласованного с представителями территориальных федеральных и краевых органов государственной власти и утвержденного министром природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края.

Информирование населения Красноярского края о радиационной обстановке, осуществляется: круглосуточно с помощью информационной системы «бегущая строка», установленной в г. Красноярске (на здании ГПКК «КНИИГиМС») и информационного табло в с. Атаманово Сухобузимского района (на здании сельской администрации), ежедневным представлением на телеканале «Енисей-Регион» в программе «ИКС-Регион». Результаты измерений на постах контроля информационно-измерительной системы КрасАСКРО ежедневно отображаются на Web-сайте информационно-аналитической электронной комплексной системы «Природные ресурсы и экология Красноярского края» министерства природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края. В разделе «Радиационный мониторинг» информация представляется: в табличном и графическом варианте, отображается на карте местности в точках радиационного контроля и за весь период эксплуатации КрасАСКРО.

В перспективе информационные и телекоммуникационные основы, заложенные в действующую систему контроля, позволяют значительно расширить и совершенствовать её функции в следующих направлениях:

- создание и ведение единой базы данных о состоянии радиационной обстановки на территории Красноярского края путём объединения на информационном уровне объектов АСКРО: «ГХК», «ЭХЗ» и измерительные средства сетей и служб радиационного контроля различных ведомственных принадлежностей;

- интеграция КрасАСКРО в полномасштабную систему ЕГАСКРО РФ в целях получения информации из базы данных ЕГАСКРО РФ по радиационной обстановке на территории России;

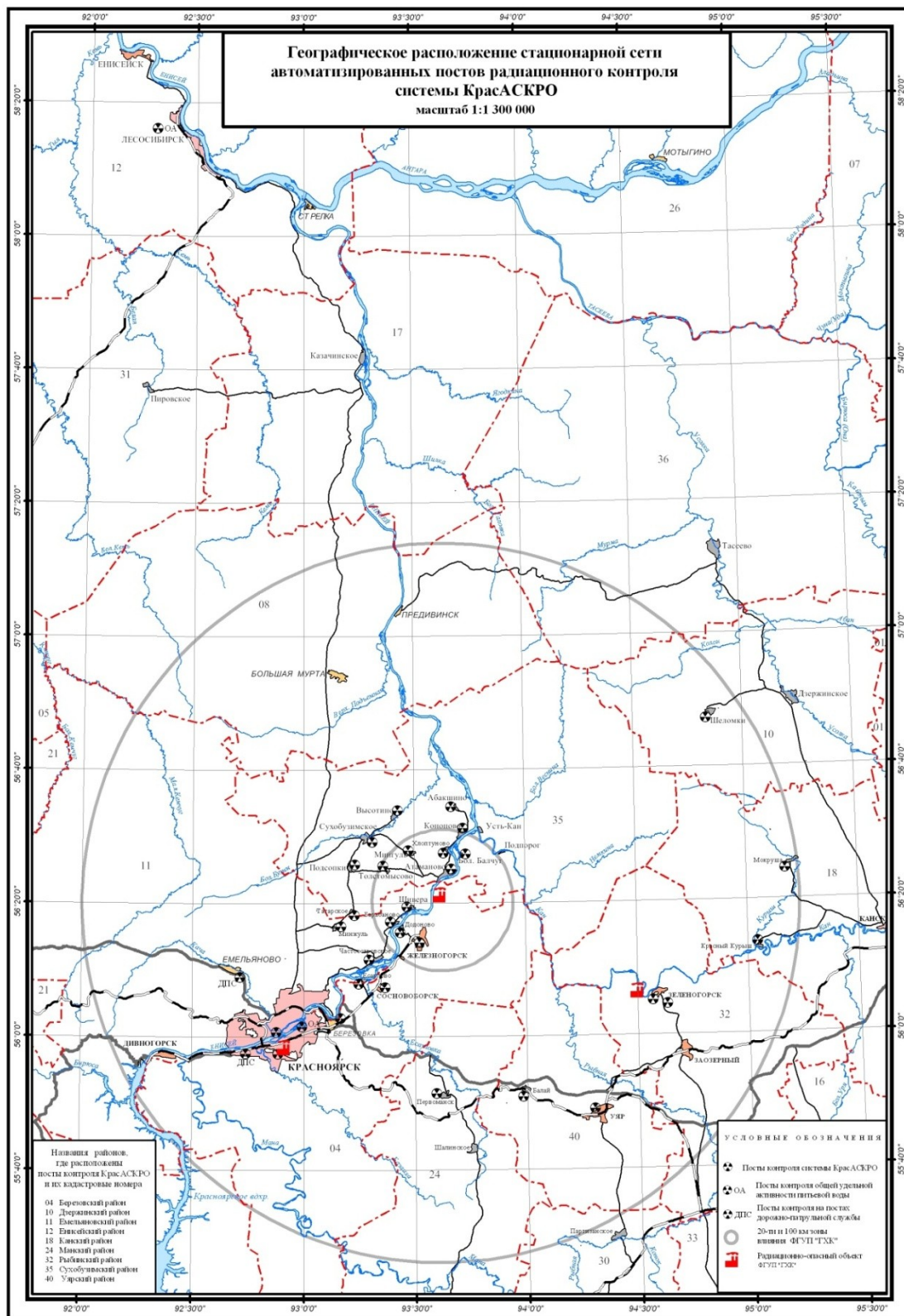


Рис. 1. Географическое расположение распределённой сети КрасАСКРО

- дистанционный автоматический контроль за содержанием в атмосферном воздухе техногенных радионуклидов при выбросах ЯРОО и региональном переносе ветровыми массами радиоактивных веществ с соседних территорий не только РФ;
- автоматизированный контроль специфически вредных химических примесей, характерных для промышленных выбросов предприятиями в атмосферный воздух городов Красноярского края.

RELEVANCE RADIOBIOLOGY FOR HUMAN SPACEFLIGHT

Matthias Huether

University of Applied Science, Aachen (FH Aachen), Germany

Radiobiology is the interdisciplinary field of science that studies the biological effects of ionizing and non-ionizing radiation of the whole electromagnetic spectrum. It is a subset of biophysics.

The field of radiobiology is very important for those who want to leave the earth with its protecting atmosphere and magnet field. Doesn't matter if it is a human or another species we know.

The radiation from sun and other intergalactic sources increases with the altitude above the earth surface or in the open space as closer to the source. It gets more and more important to know about the effects from radiation on the biological systems as higher the level of the radiation is raising. For example in open space it is close to impossible that the DNA of any living cell can survive for a long time. This is the reason why space engineer have to protect the areas where people, plants or animals should live in the spacecraft. If the quantity of radiation is in the lower range like close to the earth or the exposure time is small, it is quite easy to put some small layers of special materials around this area. The other cases are more difficult because of the high amount of dense materials which is necessary to protect them totally.

All in all it is a huge and important field of study which has to be understood if we want to go to other planets or other long time missions in the space.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ РЕФЕРЕНТНЫХ ВИДОВ ВОЗДУШНО-ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ ПРЕСНОВОДНЫХ ВОДОЕМОВ ПРИ ОЦЕНКЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ

Н.Л. Шевцова, Д.И. Гудков

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

Наиболее опасным свойством, из всего спектра воздействия ионизирующей радиации на живой организм, является мутагенность. Использование цитогенетических показателей растений в качестве биомаркеров радионуклидного загрязнения позволит получить информацию, которая, в принципе, не может быть получена путем анализа уровней содержания радионуклида в среде или организме.

Признано, что чувствительность биологических тест-систем в большинстве случаев оказывается более высокой, чем химико-аналитических и радиометрических методов [1, 2]. Существует довольно большой перечень растительных тест-организмов [1, 3]. Однако, большинство из них предназначены для экспресс-оценки токсичности среды *in vitro* [1–3]. При этом не учитывается длительность действия мутагена на аборигенные организмы, а именно хроническое воздействие. Поэтому, при оценке мутагенной опасности окружающей

среды с длительной историей радиационного и/или химического загрязнения, в качестве референтных, преимущество должны иметь аллохтонные виды.

Большинство исследований по определению мутагенного эффекта действия ионизирующей радиации в естественных условиях произрастания проводят на наземных растениях, в основном видах семейства злаковых [3–5]. Чаще всего хромосомные нарушения, вызванные ионизирующей радиацией, анализируют на проростках семян, собранных у растений на радиационно-неблагополучных территориях [6–8]. Работы, анализирующие цитогенетические нарушения у вегетирующих высших водных растений в водоемах, подвергнувшихся радионуклидному загрязнению, практически отсутствуют.

Поэтому, основной целью наших исследований была оценка возможности применения в качестве биомаркеров мутагенности водной среды цитогенетических показателей клеток апикальных корневых меристем некоторых видов высших водных растений, наиболее типичных для водоемов умеренных широт Европы.

Материалы и методы. Исследования проводили в 2007–2010 гг. на водоемах 10- и 30-километровой Зоны отчуждения и зоны безусловного (обязательного) отселения (ЗО): оз. Азбучин, Яновском (Припятском) затоне, водоеме-охладителе (ВО) ЧАЭС, р. Припять (г. Чернобыль), в озерах одамбированной левобережной части поймы р. Припять (Красненской поймы) – Глубоком и Далеком-1. Для сравнения отбирали пробы на пикетах Киевского (с. Страхолесье и с. Лютеж) и Каневского водохранилищ (г. Киев), а также на озерах Голосеевское и Вербное с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения.

Мощность поглощенной дозы ионизирующего облучения для растений рассчитывали с учетом внешнего облучения от фоновых источников и внутреннего облучения от инкорпорированных в тканях растений радионуклидов. Для расчетов использовали усредненные данные удельной активности растения в целом, удельной активности донных отложений и водных масс [9]. Уровень внешнего фона измеряли с помощью радиометров ДКС-01 и СРП-68-03 (модель для измерения дозы в жидких средах). При расчете дозовой нагрузки от внешнего облучения учитывали только гамма-излучение.

Внутреннюю дозу облучения (D_{int}) рассчитывали по содержанию радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs в тканях растения с использованием расчетных дозовых коэффициентов [10, 11] по формуле:

$$D_{int} = \sum_i C_i^{int} \times DCC_{int,i}, \quad (1)$$

где C_i^{int} – средняя удельная активность i -того радионуклида в тканях тростника обыкновенного (Бк/кг естественной влажности); $DCC_{int,i}$ – коэффициент преобразования дозы для внутреннего облучения, учитывающий соотношение между средней удельной активностью i -того радионуклида в исследуемом организме и поглощенной дозой для этого организма ($\text{мкГр час}^{-1}/\text{Бк кг}^{-1}$ естественной влажности).

Расчет мощности поглощенной дозы от внешнего облучения (D_{ext}) проводили согласно формуле:

$$D_{ext} = D_{wat} + D_{bkg}, \quad (2)$$

где: D_{wat} – мощность поглощенной дозы от водной массы с взвешенным веществом (мкГр/час), D_{bkg} – мощность поглощенной дозы от фоновых источников (мкГр/час). Мощность поглощенной дозы от водной массы с взвешенным веществом рассчитывали по формуле:

$$D_{wat} = \sum_i C_i^{wat} \times DCC_{ext,i} \quad (3)$$

где C_i^{wat} – средняя активность i -го радионуклида в водной массе (Бк/л); $DCC_{ext,i}$ – коэффициент преобразования дозы для внешнего облучения, учитывающий соотношение между средней удельной активностью i -того радионуклида в окружающей среде (водная масса, включающая взвешенные вещества) и поглощенной дозы для этого организма ($\text{мкГр} \cdot \text{час}^{-1} / \text{Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ естественной влажности). D_{bkg} – мощность поглощенной дозы от фоновых источников (мкГр/час).

Общую мощность поглощенной дозы (D_{total}) определяли, как сумму внутренней и внешней доз:

$$D_{total} = D_{ext} + D_{int}, \quad (4)$$

где D_{ext} – суммарная внешняя поглощенная доза (мкГр/час); D_{int} – суммарная внутренняя поглощенная доза (мкГр/час).

Погрешность оценки дозовых нагрузок не превышала 30%.

Отбирали пробы высших водных растений, принадлежащих к двум основным экологическим группам: с плавающими на поверхности листьями, укорененные – кувшинка снежно-белая *Nymphaea candida* J. et C. Presl; кубышка желтая *Nuphar lutea* (L.) Smith. и воздушно-водные – ежеголовник прямой *Sparganium erectum* L.; камыш озерный (схеноплект) *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla L.; осока острая – *Carex acuta* L.; тростник обыкновенный – *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud.; рогоз узколистный – *Typha angustifolia* L.; рогоз широколистный – *Typha latifolia* L.; манник большой *Glyceria maxima* (C.) Gartm.; сусак зонтичный – *Butomus umbellatus* L.; ситник развесистый *Juncus effuses* L.; стрелолист стрелолистный *Sagittaria saggitifolia* L.; петушок болотный – *Iris pseudacorus* L. [12].

Для проведения цитогенетического анализа использовали апикальные клетки корневых меристем. Пробы фиксировали на месте отбора в свежеприготовленной и охлажденной смеси Кларка. Окрасивание проводили 1% ацетоорсеином по анафазному экспресс-методу, модифицированному для макрофитов [13, 14]. В каждом препарате анализировали все ана-телофазные клетки (715–9260 ана-телофаз в 6–30 препаратах в год на вариант) и учитывали долю клеток с цитогенетическими нарушениями. Анализ спектра нарушений проводили с выделением одиночных и парных фрагментов и мостов, а также множественных нарушений. Отставание хромосом не регистрировали. Добавочные полюса деления встречались очень редко – до одного-трех на каждый вариант за весь период исследований и поэтому в спектре цитогенетических нарушений их не учитывали.

Микрокопирование проводили под микроскопом Zeiss Primo Star при увеличении $\times 1000$ с масляной иммерсией. Показатели хромосомных нарушений анализировали с использованием стандартных статистических методов [15].

Результаты и обсуждение. Расчетные дозовые нагрузки на воздушно-водные растения литоральной зоны полигонных водоемов ЗО находились в диапазоне максимальных значений 0,8–23 сГр/год (табл. 1).

Таблица 1. Диапазоны усредненной мощности поглощенной дозы у высших водных растений литорали в полигонных водоемах ЗО за период 2007–2010 гг., Гр/год

Водоём	Доза от внешнего γ -фона	Доза от водной среды	Доза донных отложений	Доза от инкорпорированных радионуклидов	Общая доза
оз. Глубокое	5,3E-02 – 2,1E-01	7,0E-05 – 9,5E-05	1,2E-02 – 5,9E-02	1,6E-03 – 4,4E-03	6,7E-02 – 2,7E-01
оз. Далёкое-1	2,7E-02 – 3,7E-02	5,5E-05 – 7,3E-05	6,9E-02 – 2,0E-01	1,0E-03 – 3,1E-03	9,7E-02 – 2,4E-01
оз. Азбучин	5,5E-03 – 7,1E-03	8,9E-05 – 2,0E-04	6,7E-03 – 9,1E-03	3,5E-04 – 9,4E-04	1,3E-02 – 1,7E-02
ВО ЧАЭС	9,2E-04 – 1,1E-03	7,7E-06 – 8,9E-06	2,0E-03 – 1,0E-02	6,0E-03 – 1,3E-02	8,9E-03 – 2,4E-02
Яновский затон	5,9E-03 – 6,4E-03	3,4E-05 – 4,4E-05	3,1E-03 – 4,0E-03	8,2E-05 – 3,4E-04	9,1E-03 – 1,1E-02
р. Припять	1,4E-03 – 2,5E-03	3,6E-07 – 5,8E-07	2,5E-03 – 3,2E-03	1,4E-04 – 5,4E-04	4,0E-03 – 6,2E-03
р. Уж	1,2E-03 – 1,7E-03	3,2E-07 – 4,8E-07	7,4E-04 – 9,9E-04	1,1E-04 – 3,6E-04	2,0E-03 – 3,1E-03

В порядке уменьшения мощности поглощенной дозы для тростника обыкновенного, исследуемые полигонные водоемы размещаются в следующем порядке: оз. Глубокое > оз. Далекое > оз. Азбучин \geq ВО ЧАЭС \geq Яновский затон > р. Припять > р. Уж. Мощность поглощенной дозы для высших водных растений в Киевском, Каневском водохранилищах и контрольных озерах не превышала 0,03–0,06 сГр/год.

Данные цитогенетических исследований клеток апикальных корневых меристем высших водных растений (рис. 1) свидетельствуют о повышенном уровне хромосомных нарушений у растений из замкнутых и слабопроточных водоемов ЗО (озера Глубокое, Далекое-1, Азбучин, ВО ЧАЭС и Яновский затон) по сравнению с проточными водными объектами ЗО (реками Припять и Уж,) и условно «чистыми» водными объектами (оз. Голосеевское, оз. Вербное, пикеты на Киевском и Каневском водохранилищах). За период исследований, наибольшие значения частоты хромосомных aberrаций (ЧАА) регистрировали у растений из озер Далекое-1 и Глубокое, расположенных на одамбированной части левобережной поймы р. Припять, которая является одним из наиболее загрязненных радионуклидами участков на украинской территории ЗО.

Контроль соотношения хромосомных нарушений разного типа очень важен при оценке радиоэкологической обстановки. Механизм формирования aberrаций зависит от природы действующих факторов и обуславливает образование как собственно структурных нарушений хромосом, так и образование митотических аномалий [6, 16].

В спектре хромосомных aberrаций замкнутых водоемов ЗО обращает на себя внимание высокий процент множественных aberrаций по сравнению с проточными водными объектами ЗО и водоемами с фоновыми уровнями радионуклидного загрязнения. В целом, в фоновых водоемах и реках Припять и Уж в клетках апикальных корневых меристем множественные aberrации практически не встречаются, а спектр хромосомных aberrаций представлен одиночными фрагментами и в меньшей степени одиночными мостами (рис. 2).

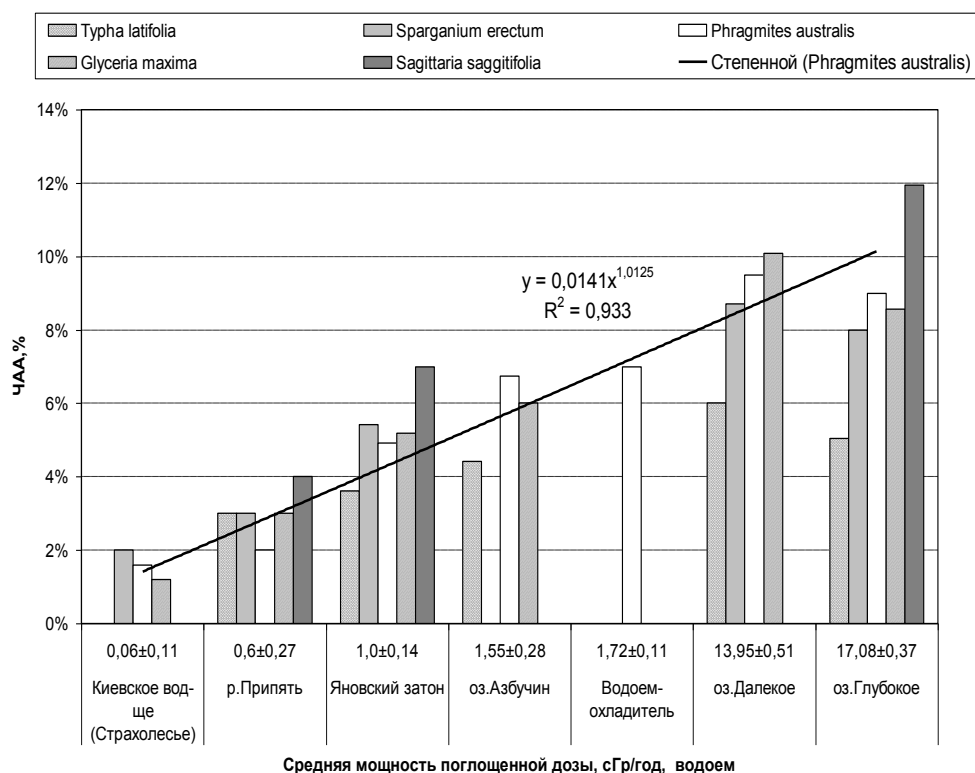


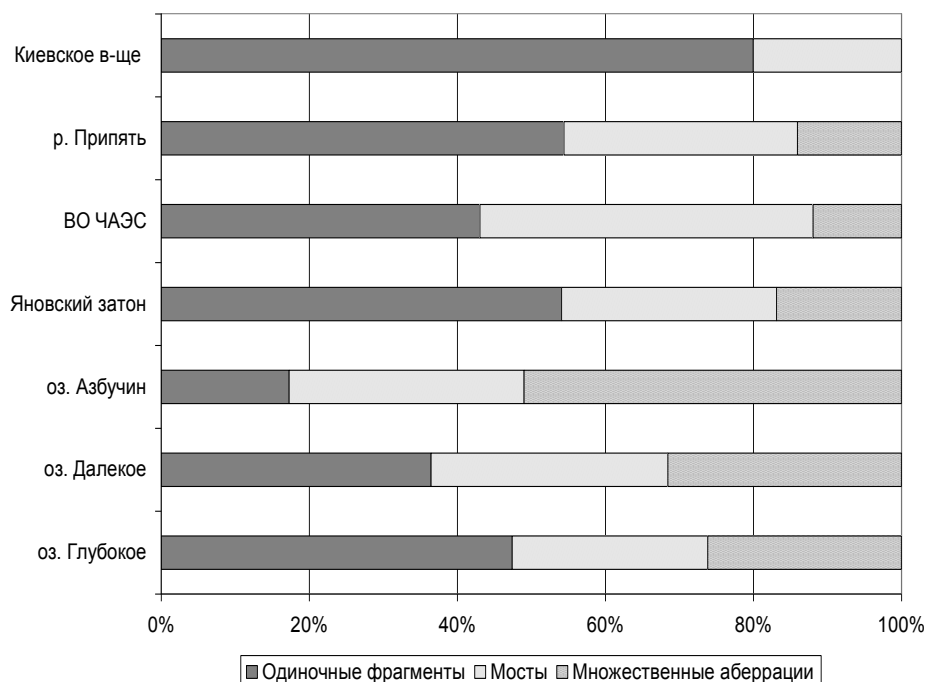
Рис. 1. Средние значения частоты хромосомных aberrаций в клетках корневых меристем некоторых видов высших водных растений в водоемах с разным уровнем дозовой нагрузки на растения литорали в 2007–2010 гг.

Соотношение основных типов хромосомных aberrаций в клетках корневых меристем растений из водоемов, где растения подвергаются облучению ионизирующим излучением с мощностью, превышающей фоновые значения, характеризуется некоторыми особенностями. Среди хромосомных aberrаций растений из водоемов левобережной поймы р. Припять, где мощность поглощенной дозы находится в диапазоне 0,01 – 0,3 Гр/год, преобладают aberrации хромосомного типа – парные фрагменты и мосты, множественные aberrации. Например, в озерах Глубокое и Далекое-1 за период исследования процент хромосомных aberrаций в клетках корневых меристем тростника обыкновенного находился в диапазоне 60–70%, из них на множественные aberrации приходилось 50–75%, что сопоставимо со случаями острого облучения растений в дозах выше ЛД₅₀.

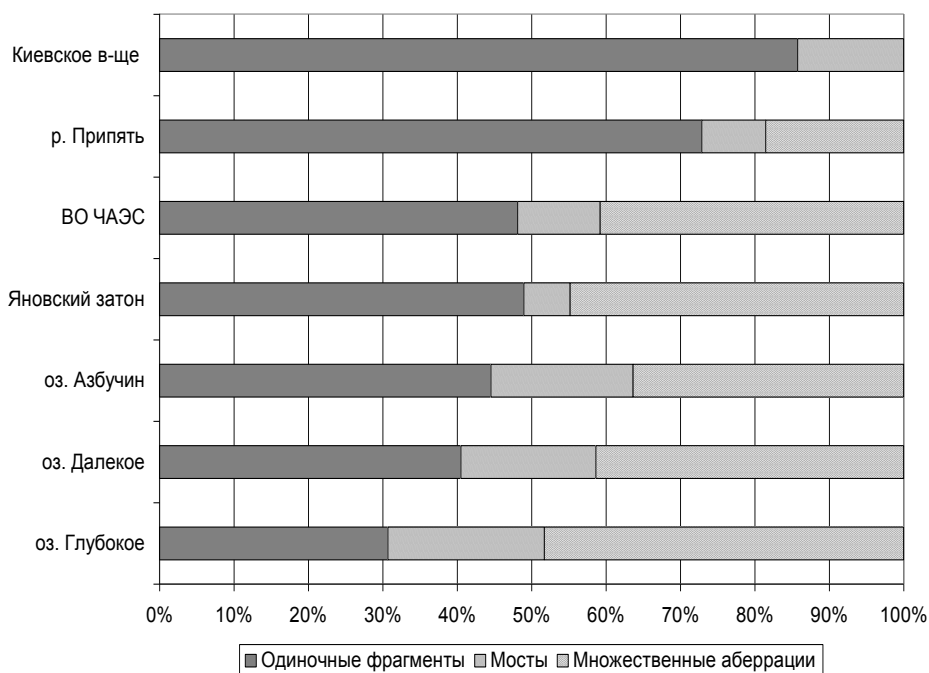
В последние годы регистрируется увеличение доли множественных aberrаций в растениях из слабопроточных и проточных водоемов. Среди основных типов aberrаций в клетках корневых меристем тростника обыкновенного из Яновского затона, ВО ЧАЭС и р. Припять доля множественных aberrаций повысилась до 40–45%, 20–25% и 10–15%, соответственно (см. рис. 2б).

Как правило, преобладание нарушений хромосомного типа над хроматидным связывают с действием ионизирующих излучений [6, 21–23]. Обращает на себя внимание отсутствие в спектре митотических аномалий – отставаний хромосом и трехполюсных митозов, которые в большей степени характерны для действия химических мутагенов. Минимальная частота нарушений митотического аппарата клетки позволяет предположить малое содержание в водоемах анеугенов – веществ, воздействующих на аппарат деления клетки, и повышенное содержание кластогенов – веществ непосредственно действующих на

хромосомы. Основные дозообразующие радионуклиды чернобыльского происхождения ^{90}Sr и ^{137}Cs относятся именно к классу кластогенов.



А



Б

Рис. 2. Соотношение основных типов хромосомных аберраций в клетках корневых меристем тростинка обыкновенного в водоемах с разным уровнем дозовой нагрузки: а) 2007 г. и б) 2010 г.

Таким образом, исследование цитогенетических показателей некоторых аллохтонных видов высших водных растений водоемов с широким диапазоном дозовой нагрузки на растения

литорали позволило установить степенную зависимость выхода цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем вегетирующих растений от мощности поглощенной дозы. Частота цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем вегетирующих растений из водоемов с 26-летней историей радионуклидного загрязнения достоверно превышает соответствующие показатели для растений из водоемов с фоновыми уровнями в 2–6 раз, при мощности поглощенной дозы в течение последних лет от 4 до 270 мГр/год. Основной вклад в спектр цитогенетических повреждений у растений вносят тяжелые нарушения – одиночные и двойные мосты, а также множественные абберации. Согласно проведенному анализу цитогенетических нарушений в клетках корневых меристем аборигенных видов высших водных растений наиболее напряженная мутагенная обстановка наблюдается в экосистемах замкнутых водоемов левобережной поймы р.Припять, расположенных на территории ЗО.

Исходя из полученных результатов, можно рекомендовать цитогенетические показатели аллохтонных видов высших водных растений литорали, а именно – частоту абберантных анафаз и спектр основных типов аббераций, к использованию в оценке радиоэкологической обстановки в водоемах, подвергающихся радионуклидному загрязнению. Наиболее перспективными в этом отношении видами высших водных растений являются – растение-космополит тростник обыкновенный *Phragmites australis*, петушок болотный *Iris pseudacorus*, манник большой *Glyceria maxima* и стрелолист стрелолистный *Sagittaria saggitifolia*.

Литература

1. Руководство по краткосрочным тестам для выявления мутагенных и канцерогенных химических веществ // Гигиенические критерии состояния окружающей среды 51. – Женева, ВОЗ, 1989. – 212 с.
2. Дмитриева С.А., Парфенов В.И. Кариология флоры как основа цитогенетического мониторинга // Минск: Наука и техника, 1991.– 231с.
3. Гродзинський Д. М. Застосування рослинних тест-систем для оцінки комбінованої дії факторів різної природи. К.: 2006. 57 с.
4. Гераськин С.А., Сарапульцева, Е.И., Цаценко Л.В. и др. Биологический контроль окружающей среды: генетический мониторинг. Учебное пособие / Под ред. С.А. Гераскина и Е.И. Сарапульцевой. М.: Изд. Центр «Академия», 2010. – 208 с.
5. Гродзинский Д.М., Гудков И. Н. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2006. Т. 46. № 2. -С.189-199.
6. Гераськин С. И., Мозолин Е.М., Дикарев В.Г. и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. Т. 49. № 2. - С.147-157.
7. Позолотина В. Н., Молчанова И. В., Караваева Е. Н. и др. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. Екатеринбург: Изд-во «Гощинский», 2008.- 204 с.
8. Удалова А.А. Ульяненко Л.Н., Алексахин Р.М. и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2010. Т. 50. № 5.- С.572-581.
9. Техногенні радіонукліди у прісноводних екосистемах / М.І. Кузьменко, Д. І. Гудков, С. І. Кіреєв та інш./ К., Наук. думка. 2010. –262 с
10. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / (Eds.) J. Brown, P. Strand, A. Hosseini, P. Børretzen. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Stockholm, Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003. – 395 p.
11. Amiro B. D., Radiological dose conversion factors for generic non-human biota used for screening potential ecological impacts. // J. Environ. Radioactivity. - 1997.-35(1). – P. 37-51.
12. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды / Д. В. Дубина, С. М. Стойко, К. М. Сытник и др./ – К.: Наук. думка, 1993. – С. 254–264.

13. Паушева З. П. Практикум по цитологии растений // М.: Колос.: 1974., 288 с
14. Шевцова Н.Л., Гудков Д.И., Стойка Ю.А., Сивак Е.В. К методике определения хромосомных нарушений у высших водных растений на примере тростника обыкновенного и стрелолиста стрелолистного // Наукові записки. Серія: біологія. Тернопольський Національний університет ім. В.Гнатюка .- 3(26), 2005. – с.479-481.
15. Закс Л. Статистическое оценивание / Закс Л. – М.: Статистика, 1976. – 530 с.
16. Жестянников В.Д. Репарация ДНК и ее биологическое значение. – Л. :Наука, 1979. -285 с.
17. Гераськин С.А., Сарапульцева, Е.И., Цаценко Л.В. и др.
18. Бурлакова Е.Б., Голощапов А.Н., Горбунов Н.В. и др. Особенности биологического действия малых доз облучения // Радиационная Биология. Радиационная экология. 1996. Т.36 № 4. С.610-631.
19. Газиев А.И. Репарация критических повреждений ДНК, вызываемых малыми дозами радиации, является низкоэффективной
20. Гродзинський Д. М. Мутагенез рослин у зоні відчуження / Д. М. Гродзинський, О. Д. Коломієць, Л. А. Бурденюк // Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2000. – № 16. – С. 50–54.
21. Удалова А.А. Закономерности индукции генетических эффектов у сельскохозяйственных растений при комбинированном действии ионизирующих излучений и тяжелых металлов. Автореф. дисс. ...канд.биол.наук., Обнинск, 1995. 25 с..
22. Куцоконь Н. К. Радіаційна індуція множинних хромосомних пошкоджень у рослин. Автореф дисс... канд. биол. наук.: 03.00.01. / Н. К. Куцоконь. – К, 2004. 24 с
23. Гродзинський Д. М. Радіобіологічні ефекти хронічного опромінення рослин в зоні впливу Чорнобильської катастрофи / Гродзинський Д. М. – К.: Наук думка, 2008. – 335 с.