

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ РЕГИОНАЛЬНОГО ХРАНИЛИЩА РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ ПРИРОДНУЮ СРЕДУ И НАСЕЛЕНИЕ*

А.Н. Васильева

ГНЦ РФ-Физико-энергетический институт им. А.И. Лейпунского, г. Обнинск



В статье представлены результаты исследований технического и экологического состояния хранилища радиоактивных отходов (РАО), расположенного на севере Калужской области, в г. Обнинске, и находившегося в эксплуатации с 1954 по 1961 гг. Изучены причины и пути поступления радионуклидов на сопредельные с площадкой размещения хранилища территории. Показано, что миграции радионуклидов способствуют произошедшие нарушения герметичности емкостей хранилища, а также геоморфологические особенности территории. Представлены результаты радиационного, химического и биологического мониторинга. По данным радиационного мониторинга загрязнение ^{137}Cs не получило распространения за пределы территории хранилища. Установлено, что основным источником радиоактивного загрязнения является ^{90}Sr . Отмечено низкое содержание подвижных форм ^{90}Sr в загрязненных почвах притеррасного понижения. Данное обстоятельство обусловлено как свойствами природной среды (карбонатные почвы), так и сооружением геохимического барьера на основе цеолитов, ограничивающего миграцию ^{90}Sr . Пути поступления ^{90}Sr в организмы людей в данном случае отсутствуют, возможно лишь радиационное воздействие в малых дозах на некоторые биологические объекты в районе размещения хранилища РАО. Зарегистрировано повышенное содержание белков-металлотионеинов (МТ) – показателя общего техногенного загрязнения окружающей среды в мягких тканях сухопутных моллюсков, почках и печени мышей, отловленных в зоне аккумуляции радиоактивных и токсических веществ. Среди изменений показателей периферической крови мышей, обитающих на обследуемой территории, для опытной группы отмечается лишь снижение содержания лейкоцитов на 14,5% по сравнению с контролем. Результаты биотестирования, по всей видимости, обусловлены не только радиационным фактором, но и зарегистрированным загрязнением природной среды тяжелыми металлами.

ВВЕДЕНИЕ

Одним из первых хранилищ РАО, находящимся в эксплуатации с 1954 по 1961 гг., являлось хранилище в г. Обнинске Калужской области, которое служило пунктом захоронения радиоактивных отходов предприятий Москвы, Ленинграда

© А.Н. Васильева, 2007

* Работа проводилась при финансовой поддержке Министерства образования, культуры и спорта Калужской области

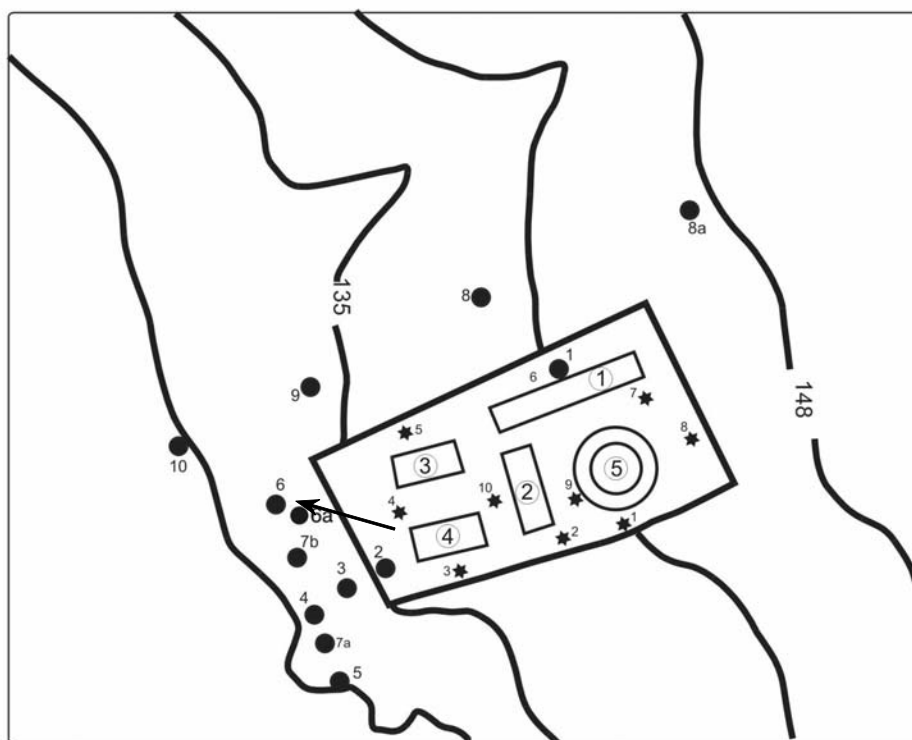


Рис. 1. Схема территории: ① – ⑤ – номера емкостей; — — — — — горизонталы (линии равной высоты над уровнем моря); □ – емкость для хранения ТРО; ● – точки отбора проб; ★ – контрольные скважины; ⊙ – емкость для хранения жидких РАО; → – направление основного стока со стороны аварийной емкости

и Обнинска. На его территории размещены емкости для хранения твердых и жидких радиоактивных отходов (ТРО и ЖРО соответственно) (рис. 1). Емкость № 1 – земляная траншея, емкости №№ 2–4 – монолиты из железобетона, перекрытые сверху защитными железобетонными плитами, и емкость № 5 – железобетонная с облицовкой из нержавеющей стали по внутренней стороне, закрытая специальной защитной пробкой. Все емкости сверху обвалованы грунтом на высоту 1 м.

В период с 1961 по 1999 гг. отделом радиационной безопасности и охраны окружающей среды ГНЦ РФ – Физико-энергетический институт проводился контроль уровней и активности воды в наблюдательных скважинах, расположенных на территории объекта. Увеличение удельной активности ^{90}Sr (от десятых долей до 109 Бк/л), происходившее в период с 1998 по 1999 гг., дало повод предположить утечку радионуклидов из емкостей хранилища за счет потери их герметичности. Результаты частичного вскрытия емкостей хранения РАО подтвердили данное предположение. В частности, было установлено, что выход радионуклидов во внешнюю среду происходил из емкости № 4 за счет ее переполнения поверхностными и грунтовыми водами через разрушения в гидроизоляции и отверстие в боковой стене, у дна. В сентябре 1999 г. проведен комплекс защитных мероприятий по предотвращению поступления радиоактивных веществ в окружающую среду. Из аварийной емкости была откачана вода до уровня дна, устранена течь и восстановлена гидроизоляция. Кроме этого был создан дополнительный противомиграционный барьер из глинистого сорбента (трепела) вдоль торцевой стены емкости № 4 размером 10,0×1,0×1,0 м.

В районе хранилища геосистемы склона террасы были нарушены в ходе стро-

ительства около 50 лет назад. В конце 90-х годов после проведения защитных мероприятий на территории хранилища была полностью вырублена древесная растительность. В настоящее время данное урочище находится на стадии ренатурализации. В пределах хранилища почвенный покров представляет собой слабо-развитые дерновые почвы на песчаных отложениях. Местами (в нижней части площадки), под 40-сантиметровым слоем песка обнаруживается погребенная дерново-слабоподзолистая намытая почва на делювиальных суглинках. В 50 м от хранилища находится заболоченное притеррасное понижение, питаемое преимущественно верховодкой, по которому протекает ручей, подпруженный автодорогой. По другую сторону автодороги расположено садовое общество. В поток, питающий верховодку под емкостью № 4, попадает часть общего стока, определяемая параметрами площадки и расположением емкостей. Временные водотоки берут начало из-под территории хранилища, существуют они непродолжительное время после обильных дождей и в период снеготаяния.

Результаты мониторинга за последние 3 года показывают наличие локальных очагов загрязнения вод, почв и растительности ^{90}Sr на территории рассматриваемого объекта и в радиусе 50 м от него [1]. Кроме того, в водах верховодки, вытекающей из-под хранилища, отмечается высокая концентрация такого токсичного металла как марганец. Таким образом, обследуемый объект может оказывать комбинированное радиационное и химическое воздействие на биоценозы прилегающей территории. С целью оценки опасности, которую может представлять хранилище, а также выбора дальнейшего обращения с указанным сооружением (полная или частичная ликвидация, сохранение на прежнем месте расположения) выполнен ряд исследований (рис. 2), результаты которых отражены в настоящей статье. Используемые методы представлены ниже в сокращенном виде со ссылками на работы методического характера. Задачами работы являлись:

- изучение закономерностей миграции и аккумуляции техногенных радионуклидов в компонентах природной среды;
- оценка состояния компонентов биоценоза на прилегающей к хранилищу территории с использованием различных методов биотестирования;
- исследование подвижности техногенных радионуклидов на загрязненном участке;
- оценка возможности радиационного воздействия на население города.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Отбор проб проводили на территории и в ближней зоне хранилища с учетом ландшафтно-геохимических особенностей местности. Пробы воды отбирали из наблюдательных скважин глубиной до 12 м, водоемов, расположенных в ближней зоне объекта: ручья, болота и в месте выхода верховодки на поверхность. Пробы почвы и грунта отбирали послойно через каждые 5 или 10 см с учетом расположения генетических горизонтов. Травянистую растительность скашивали с площади 1 м^2 и при необходимости разбирали на злаковые, бобовые, разнотравье. На исследуемых территориях были отловлены лесные мыши, представляющие основной вид обитающих здесь грызунов, а также наземные моллюски.

Для определения содержания ^{90}Sr в отобранных пробах был использован метод радиохимического выделения с последующим измерением активности радионуклида на сцинтилляционном спектрометре бета-излучения по его дочернему продукту ^{90}Y [2]. Измерения активности проб выполняли на сцинтилляционном спектрометре бета-излучения «БЕТА-01С», а определение содержания гамма-излучающих радионуклидов в образцах внешней среды – методом гамма-спектромет-



Рис. 2. Схема исследований, проведенных в районе размещения старого хранилища РАО, расположенного в окрестностях г. Обнинска

рии с применением полупроводникового гамма-спектрометра (НПЦ «Аспект», г. - Дубна, Россия) с Ge(Li) детектором.

Для определения форм нахождения радионуклидов в почвах из образцов грунта были сделаны вытяжки различными экстрагентами [3, 4].

Расчет годовых доз внешнего облучения выполняли следующим образом. Для моллюсков, отобранных на контрольных участках и в точках №№ 7б, 7в и 9, дозы гамма-облучения, полученные в течение весенне-летнего вегетационного периода (0,5 года), рассчитывали путем умножения удельной активности почвы по ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{137}Cs (Бк/кг) на соответствующие коэффициенты пересчета в поглощенную дозу гамма-излучения на высоте 1 м от поверхности земли, взятые из работы [5]. Дозы гамма-облучения, полученные в течение осеннее-зимнего периода (0,5 года), оценивали по формуле:

$$D = \frac{2\pi\Gamma_{\delta}A_v t}{\mu_0}, \quad (1)$$

где Γ_{δ} – гамма-постоянная, (аГр·м²)/(Бк·с), A_v – удельная объемная активность радионуклида, Бк/м³, $t = 31536000$ с/год, μ_0 – коэффициент ослабления (для почвы, м⁻¹) для поверхности полубесконечного объемного источника. Для моллюсков, отобранных в точке № 2, дозы в течение всего года рассчитывали по формуле (1).

Оценки годовых доз гамма-облучения мышей проводили по формуле для геометрии 4π – бесконечно-толстого источника в течение 3/4 года (примерное время нахождения в норке) и формулу (1) для периода, равного 1/4 года.

Для моллюсков за осеннее-зимний период (0,5 года) дозы внешнего бета-облучения были оценены с использованием удельных массовых активностей ^{90}Sr и ^{90}Y в раковинах для геометрии диска конечной толщины (~ 25 мкм) площадью ~ 7,065 см² (площадь сферы радиуса 0,75 см) в центре его поверхности по формуле [6]:

$$D_{\beta}(0, h) = 0,5\bar{E}_{\beta}C_{p/h} \left\{ c^2 \alpha \left[\frac{vh}{c} \left(2 + \ln \frac{c}{vh} \right) + e^{\frac{1-vh}{c}} - 3 \right] + 1 - \alpha e^{1-vh} \right\} t, \quad (2)$$

где \bar{E}_{β} – средняя энергия β -частиц, МэВ, $C_{p/h}$ – удельная активность радионуклида, мкКи/г, c , α , v , – параметры, зависящие от энергии β -частиц и геометрии, h – толщина панциря моллюска (~ 25 мкм). За весеннее-летний период дозы внешнего бета-облучения складывали из 1/2 дозы в центре поверхности диска конечной толщины для раковины и дозы в центре поверхности диска конечной толщины для листа растения.

Для мышей дозы внешнего бета-облучения за 3/4 года (время нахождения в норке) рассчитывали для геометрии толстого источника по формуле Маринелли:

$$D_{\beta} = 2,13\bar{E}_{\beta}C_{p/h}t [\text{сГр}], \quad (3)$$

а за оставшуюся 1/4 года – по формуле для геометрии полубесконечного толстого источника.

Измерения концентрации микроэлементов в образцах воды выполняли методом атомно-эмиссионной спектроскопии с помощью спектрометра Varian Liberty Series II ICP-AES с аксиальной плазмой. Для определения содержания МТ применяли метод радиоактивных индикаторов, основанный на замещении ионов металлов, хелатированных МТ, на радиоактивный $^{109}\text{Cd}^{2+}$ [7].

В гематологических исследованиях использовали автоматический анализатор клеток крови «Minos STX» (фирма «Ideal Products», Франция), позволяющий в одной пробе крови регистрировать ряд показателей. Подсчет количества ретикуло-

цитов производили в счетной камере с иммерсией. Для анализа нарушений кроветворной функции использовали микроядерный тест [8].

ОПИСАНИЕ ПРОВЕДЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ И АНАЛИЗ ПОЛУЧЕННЫХ ДАННЫХ

На первом этапе работ методами полевых маршрутных наблюдений, заложения и описания ключевых точек ландшафтно-геохимических профилей, а также изучения данных бурения определены возможные пути миграции радионуклидов за пределы хранилища РАО и места их аккумуляции на геохимических барьерах. Геоморфологическое изучение территории выявило ряд факторов, благоприятствующих миграции радионуклидов и распространению их за пределами хранилища [9]. Результаты данного исследования позволяют предположить, что миграция радионуклидов осуществляется вниз по склону преимущественно внутрисочечным стоком со стороны объемного источника, сформировавшегося на территории хранилища за время утечки радионуклидов из аварийной емкости, в пределах ранее существовавшей здесь ложбины в его нижней части, аккумуляция – в пределах притеррасного понижения. Возможно также накопление радионуклидов и в верхних горизонтах почв, обогащенных гумусом и тонкими глинистыми частицами. Для определения степени воздействия хранилища РАО на прилегающие геосистемы были заложены два профиля в нижней части ландшафтной катены. В пределах каждого профиля выбирались наиболее репрезентативные точки, в которых проводилось описание компонентов геосистем и отбор образцов почв, растительности и вод.

В ходе исследований [10] из техногенных радионуклидов, вышедших за пределы емкостей хранилища вследствие потери ими герметичности, были обнаружены только ^{90}Sr и ^{137}Cs . По данным измерений, наибольшие концентрации ^{90}Sr наблюдаются в месте выхода верховодки, в наблюдательной скважине рядом с аварийной емкостью и ручье, протекающем вблизи хранилища. Концентрации ^{90}Sr в болоте и в месте выхода верховодки ~ в 2–5 раз превышают уровень вмешательства для питьевой воды (5 Бк/л) [11]. Содержание данного радионуклида в других исследуемых водах много меньше уровня вмешательства. Загрязнения воды ^{137}Cs не наблюдается возможно по причине его невысокой подвижности во внешней среде.

Получены результаты инструментального химического анализа подземных вод из скважин на территории хранилища, выходов верховодки и воды болотца в притеррасном понижении за пределами хранилища. Значения pH соответствуют классификации по группам природных вод от нейтральных до слабощелочных. В исследуемых образцах воды имеет место очень высокое содержание таких токсичных металлов как цинк (скважины 4 и 5) и марганец (скважины 4 и 5, а также выход верховодки). В воде ряда контрольных скважин отмечена повышенная концентрация никеля. Такая картина может быть обусловлена выносом за пределы емкостей продуктов коррозии металлоконструкций и прочих содержащихся в них отходов.

С целью определения степени закрепления ^{90}Sr в почве и его биологической доступности было проведено исследование форм нахождения радионуклида в почвах района расположения хранилища РАО. Полученные результаты показывают, что доля обменных форм стронция весьма невелика и составляет от 14 до 23%. Содержание обменных форм ^{90}Sr для почв такого типа по литературным данным составляет порядка 48% [12, 13]. Из необменных форм около 35–40% находится в составе органической фракции почвы, в прочносвязанной и фиксированной формах – от 26 до 29%, на кислоторастворимую форму приходится 21–22%.

Таблица 1

Величины удельной активности ^{90}Sr в сухой массе растений и их соотношения с удельными активностями данного радионуклида в почвах, отобранных на исследуемых участках

№ участка пробоотбора	Вид растительности	$A_{\text{уд. раст.}}, \text{Бк/кг}$	$A_{\text{уд. раст.}} / A_{\text{уд. почвы}}$
2	Мать-и-мачеха	53,3	1,1 – 1,9
3	Крапива (участок 1)	290 – 305	2,1 – 2,2
6	Крапива (участок 2)	250 – 394	0,4 – 0,8
7б	Крапива (участок 3)	743	6,4 – 6,8
7в	Крапива (участок 4)	597	0,7 – 1,5
9	Малина	11,6	1,2 – 1,6

Величины удельной активности ^{90}Sr в сухой массе различных растений и их соотношения с удельными активностями данного радионуклида в почвах, отобранных на исследуемых участках, представлены в табл.1.

Вариации отношения содержания ^{90}Sr в растительности к его содержанию в почве связаны с крайне неравномерным распределением загрязнения рассматриваемым радионуклидом по площади, что не дает возможности определения коэффициента накопления (КН) в классическом понимании этого параметра.

Из-за обширных размеров распространения загрязнения, состава и значений pH подстилающих грунтов, применение каких-либо дополнительных мер по предотвращению дальнейшей миграции радионуклидов на данной территории реально не представляется возможным. Результаты исследования показывают, что основная часть загрязнения аккумулируется в районе притеррасного понижения, а доля подвижного ^{90}Sr невелика. Таким образом, грунты данной территории способствуют предотвращению дальнейшей миграции ^{90}Sr , что подтверждается результатами измерений образцов ила, отобранных с другой стороны дороги, огибающей район расположения болотца, и сельскохозяйственной растительности на одном из приусадебных участков расположенного неподалеку садового общества. Возможное распространение стронция с грунтовыми водами также не представляет опасности для здоровья населения, о чем свидетельствуют результаты измерений проб воды из колодцев вышеупомянутого садового общества (удельная активность по $^{90}\text{Sr} < 1,5 \text{ Бк/л}$). Район притеррасного понижения является естественным геохимическим барьером на пути распространения ^{90}Sr и способствует снижению его подвижности во внешней среде.

На изучаемой территории были отобраны моллюски двух видов: улитка кустарниковая (*Bradybaena fruticum*) и янтарка (*Succinea putris*) [10]. Для опытных животных выполнена оценка годовых доз облучения. Данные по удельному содержанию белков-МТ – одному из наиболее чувствительных индикаторов загрязнения природной среды в зависимости от дозы облучения представлены в виде гистограммы (рис. 3). Исследуемый показатель у опытных животных растет с увеличением дозы облучения и достигает наибольшего значения на участке с максимальным содержанием ^{90}Sr в почве ($>9500 \text{ Бк/кг}$) при величине поглощенной дозы $\sim 47,52 \text{ мГр/год}$. Необходимо отметить, что в образцах воды, отобранных на этом же месте, также наблюдается максимальное содержание марганца, являющегося токсичным металлом. Вероятно, увеличение удельного содержания белка-МТ явилось следствием комплексного загрязнения территории захоронения РАО. Аналогичные закономерности получены при анализе состояния организма грызунов. Исследования проведены на лесных мышах разного пола, разной массы тела, раз-

ного возраста, обитающих в районе размещения хранилища РАО. Контролем служила группа из мышей, отловленных в экологически чистой зоне. Удельное содержание белка-МТ в почках грызунов увеличивается с $10,56 \pm 2,54$ мкг/г ткани в верхней части хранилища (точка 1 на рис. 1) до $18,59 \pm 3,58$ мкг/г ткани на заболоченном притеррасном понижении (точка 7 на рис. 1). Удельное содержание белка-МТ в печени увеличивается с $8,4 \pm 2,25$ до $19,63 \pm 3,34$ мкг/г ткани. Это может быть связано с высокими концентрациями ^{90}Sr и токсичных металлов в объектах природной среды. Необходимо отметить, что в отличие от моллюсков, для мышей не наблюдается четкой зависимости рассматриваемых показателей от уровня загрязнения участков, на которых был произведен отлов. Это может быть вызвано более обширной территорией обитания грызунов (для изучаемого вида – лесной мыши она достигает 1 га). В свою очередь, наземные моллюски обитают в пределах нескольких растений на исследуемом участке. В связи с описанной ситуацией использование грызунов в качестве тест-объектов представляется целесообразным для оценки общего техногенного воздействия, распространяющегося на участки, по размерам сравнимые с территорией их обитания.

В ходе исследования не было выявлено базовых диагностических признаков анемии в опытной группе мышей. К ряду изменений в периферической крови опытных животных следует отнести снижение содержания лейкоцитов на 14,5% по сравнению с контролем. По результатам исследования различий в частоте нормохромных эритроцитов с микроядрами в контроле и в опыте не обнаружено, что может быть обусловлено проявлением адаптационных процессов у мышей, кото-

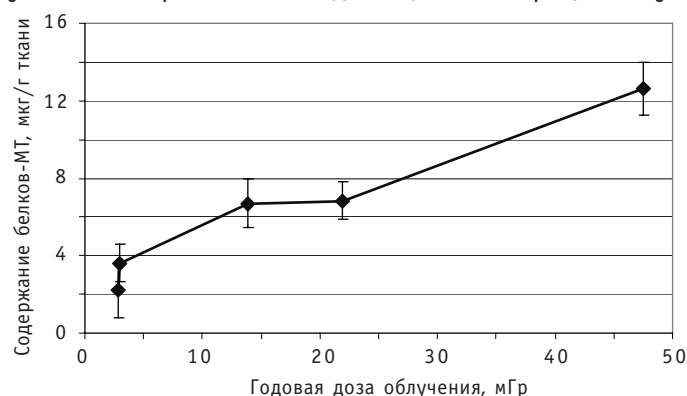


Рис. 3. Зависимость содержания белков-МТ в организмах сухопутных моллюсков от поглощенной дозы облучения

рые в течение 7 лет развивались и размножались в условиях повышенного радиационного стресса.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе мониторинга обнаружено наличие локальных очагов загрязнения объектов окружающей среды ^{90}Sr и Mn на территории рассматриваемого объекта и в его окрестностях. Показана нецелесообразность применения дополнительных мер по предотвращению дальнейшей миграции радионуклидов на данной территории. Район притеррасного понижения является естественным геохимическим барьером на пути распространения ^{90}Sr .

Результаты биотестирования демонстрируют перспективные возможности описанных методов для диагностики состояния природной среды. При этом наиболее эффективными индикаторами локального загрязнения являются сухопутные

моллюски. В настоящее время заметных аномалий в состоянии биоты не выявлено.

Литература

1. Васильева А.Н., Козьмин Г.В., Латынова Н.Е., Старков О.В., Вайзер В.И. Общие закономерности загрязнения геосистем в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов // Известия вузов. Ядерная энергетика – 2007. №2. – С.64-74.
2. Марей А.Н., Зыкова А.С. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды. – М.: Атомиздат, 1980. – С.123.
3. Schultz M.K., Burnett W.C., Inn K.G.W. Evaluation of a sequential Extraction Method for determining actinide fractionation in soils and sediments. – J. Environ. Radioactivity. – PP.155-174. – V. 40. – No. 2. – 1999.
4. Stalikas C.D., Pilidis G.A., Tzouwara-Karayanni S.M. Use of a sequential extraction scheme with data normalization to assess the metal distribution in agricultural soils irrigated by lake water. – The Science of the Total Environment 236 (1999). – P.7-18.
5. Мусеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. Изд. 3 перераб. и доп. – М.: Энергоатомиздат, 1984. – С.296.
6. Радиационная дозиметрия / Под ред. Дж. Хайна и Г. Браунелла (пер. с англ.). – М.: Изд-во иностр. литературы, 1958. – С.758.
7. Bebianno M.J., Langston W.J. Metallothionein induction in mussels exposed to a metal mixture // Metallothionein 1990. V. 4. Ed: C.Klaassen. Basel: Birk-hauser Verlag. – P.187-194.
8. Ильинских Н.И., Ильинских И.И., Некрасов В.Н. Использование микроядерного теста в скрининге и мониторинге мутагенов // Цитология и генетика. – 1988. – Т.22. – №1. – С.67-72.
9. Латынова Н.Е., Вайзер В.И., Козьмин Г.В. и др. Изучение геосистем в районе хранилища твердых радиоактивных отходов с целью обоснования радиозэкологического мониторинга / Сб. докл. III Международной научно-практической конференции «Экология речных бассейнов». – Владимир, 2005. – С. 243.
10. Васильева А.Н., Сызыныс Б.И., Ульянова Л.П., Ковалев О.А., Сморицанова О.А., Старков О.В., Латынова Н.Е., Круглов С.В., Момот О.А., Козьмин Г.В. Оценка загрязнения биоценоза в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов с использованием грызунов в качестве тест-объекта // Радиационная биология. Радиозэкология. – 2007 (в печати).
11. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. – М.: Минздрав России, 1999. – С.115.
12. Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. др. Сельскохозяйственная радиозэкология / Под ред. Р.М. Алексахиной, Н.А. Корнеевой. – М.: Экология, 1992. – С.400.
13. Пристер Б.С., Лоцилов Н.А., Немец О.Ф., Поярков В.А. Основы сельскохозяйственной радиологии. Изд. 2, перераб. и доп. – Киев: Урожай, 1991.

Поступила в редакцию 1.03.2007

visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of Higher School. Nuclear Power Engineering). – Obninsk, 2007. – 11 pages, 2 tables, 1 illustration. – References – 5 titles.

The estimation of efficiency of the analysis of emergencies on the investigated parameters and the reasons causing an emergency are formulated. On it basis a number unexplored initial events determining safety of reactor and the atomic power station is carried out. Initial date, initial and boundary conditions for the settlement analysis of emergencies are formulated. The settlement analysis of emergencies covered with complete set COAI for the concrete NPP is carried out. Actions of operation personnel in support of technical systems of safety on management of emergencies are developed and proved with the purpose of change over the power unit in a final safe condition. It is shown, that in all investigated emergencies and state it is provided (systems of safety independently or systems of safety and their support by operation personnel) change over reactor in a final safe condition and maintenance of sub-criticality, heat removal from core and maintenance of integrity of fuel elements, localization of radioactive substances in the set borders. All developed recommendations are included in corresponding instructions.

УДК 504.5: 621.039.7

Estimation of Influence of Regional Radioactive Waste Storage on Natural Environment and the Population \ A.N. Vasilyeva; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of Higher School. Nuclear Power Engineering). – Obninsk, 2007. – 9 pages, 1 table, 3 illustrations. – References – 13 titles.

In article results of researches of a technical and ecological condition of radioactive waste storage (RWS), located in the North are submitted to the Kaluga area, in Obninsk, and taking place in operation with 1954 on 1961. The reasons and ways of radionuclide receipt on adjacent with a platform of storage accommodation territory are investigated. It is shown, that migration of radionuclides caused by the occurred infringements of tightness of capacities of storage, and also by geomorphological features of territory. Results of radiating, chemical and biological monitoring are submitted. According to radiating monitoring ^{137}Cs pollution has not distributed for limits of territory of storage. It is established, that the basic source of radioactive pollution is ^{90}Sr . The low contents of mobile forms ^{90}Sr in polluted soils of lowland by the terrace is marked. The given circumstance is caused as properties of the natural environment (carbonate soils), and a construction of a geochemical barrier on the basis of the zeolites, limiting migration ^{90}Sr . Ways of receipt ^{90}Sr in people organisms in this case are absent, probably only radiating influence in small doses on some biological objects in area of RWS accommodation. Increased contents of proteins-metallothioneines (MT) – a parameter of general technical environmental contamination is registered in soft tissues of overland molluscs, kidneys and a liver of the mice caught in a zone of accumulation of radioactive and toxic substances. Among changes of parameters of peripheral blood of the mice living in surveyed territory, for skilled group reduction of the contents of leukocytes on 14,5 % is marked only in comparison with the control. Results of biotesting, most likely, are caused not only the radiating factor, but also the registered pollution of the natural environment by heavy metals.

УДК 504.5: 621.039.7

The assessment of protective barriers against radionuclide migration in the region of the radioactive waste storage situation \ A.N. Vasilyeva, G.V. Kozmin, V.I. Vaizer, O.V. Starkov, N.E. Latynova; Editorial board of journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of Higher School. Nuclear Power Engineering). – Obninsk, 2007. – 9 pages, 2 tables, 4 illustrations. – References – 6 titles.

The analysis of existent sources of environment contamination in the region of the old radioactive waste storage situation is presented in this paper. The assessment of the natural barriers and possibility of technical protective barrier creation against radionuclide migration was carried out. The peculiarities of the researched object were taken into account. It have been determined the main source of ^{90}Sr entering into groundwaters – contaminated soil layer. The thickness of this layer is about 12 meters. Under certain conditions the existent protective trepel barrier of the emergency trench partly prevents from contamination entry into groundwaters. There is no meaning in a using of the additional artificial barriers to reduce ^{90}Sr mobility in environment because of peculiarities of contamination source and researched territory. The natural geochemical barrier on the migration way of ^{90}Sr was formed in the region of the lower part of researched object. The additional measures against the possible entry of radioactive strontium into groundwaters and human organism were proposed.

УДК 621.039.54

Test Methods of VVER Fuel with Simulating Transitive and Emergency Modes In the MIR Reactor \ A.V. Alekseev, A.V. Burukin, A.L. Izhutov, V.V. Kalygin, I.V. Kiseleva, V.A. Ovchinnikov, V.N. Shulimov. – Editorial board of Journal «Izvestia visshikh uchebnikh zavedeniy. Yadernaya energetika» (Communications of Hight Schools. Nuclear power engineering). – Obninsk, 2007. – 9 pages, 6 tables, 4 illustrations. – References, 12 titles.