УДК 504.064.36 DOI: 10.12737/2156

Радиоэкологическая диагностика территории размещения регионального хранилища радиоактивных отходов

Г. В. Лаврентьева, *канд. биолог.наук, доцент*

Обнинский институт атомной энергетики – филиал Национального исследовательского ядерного университета «МИФИ»

e-mail: Lavrentyeva_G@list.ru

Ключевые слова:
хранилище радиоактивных отходов, стронций-90,
миграция в почве,
сухопутные моллюски.

В статье изложены результаты радиоэкологических исследований на территории расположения регионального хранилища радиоактивных отходов. Анализ многолетних данных по содержанию ^{90}Sr в почве изучаемой территории позволил предположить возможность формирования естественного геохимического барьера. Определена площадь радиоактивного загрязнения территории. Оценка вклада техногенных и естественных радионуклидов в суммарную дозовую нагрузку показывает, что основную часть в поглощенную дозу для моллюсков составило внешнее облучение, формируемое ^{90}Sr.

1. Введение

В настоящее время в России радиоактивные отходы (РАО) размещаются на предприятиях ядерного топливного цикла в приповерхностных хранилищах, большинство из которых создавали как временные. Они сыграли положительную роль в обеспечении радиационной безопасности окружающей среды. Однако хранилища находятся в эксплуатации 35–55 лет и уже не удовлетворяют действующим нормативным требованиям к долговременному хранению радиоактивных отходов [1]. Исходя из прогнозов их состояния, можно ожидать нарушение герметичности и выход в окружающую среду радионуклидов [2]. Подобная ситуация сложилась в бассейне р. Протва на севере Калужской области, где расположено региональное хранилище РАО, сооруженное в 1950-е гг. В 1998–1999 гг. было отмечено увеличение удельной активности ^{90}Sr в наблюдательных скважинах. Это объяснили утечкой радионуклидов из одной емкости хранилища, в результате чего в геологических средах сформировался объемный нерегулируемый радиоактивный источник. При этом многолетние исследования территории позволили установить, что основной вклад в формирование радиоэкологической обстановки на территории расположения хранилища и сопредельной территории вносит ^{90}Sr [3–6].

Признавая важность оценки состояния всех природных сред, особо следует подчеркнуть актуальность оценки состояния почвы — основного накопителя загрязняющих веществ. Почва во многом определяет устойчивость экосистемы к негативному антропогенному воздействию [7].

В настоящей работе мы попытаемся выявить закономерности в распределении ^{90}Sr в почвенно-растительном покрове на территории хранилища РАО и прилегающей территории. Представленные результаты могут быть полезны для оценки риска радиоактивного загрязнения, разработки защитных технологий, что требует понимания механизмов, процессов и факторов, регулирующих подвижность радионуклидов в природных средах.

2. Экспериментальная часть

Пробы почв отбирали с помощью специализированного пробоотборника с набором ручных почвенных (буров) Эдельмана (фирма Eijkelkamp, Нидерланды). Пробоотбор осуществлялся послойно с шагом 5 см на глубину до 50 см и 10 см — до 2–3 м в контрольных точках (рис. 1). Пробы растительности отбирались в тех же точках. Сбор сухопутных моллюсков вида *Bradybaena fruticum* производился с растений (крапива двудомная (*Urtíca*

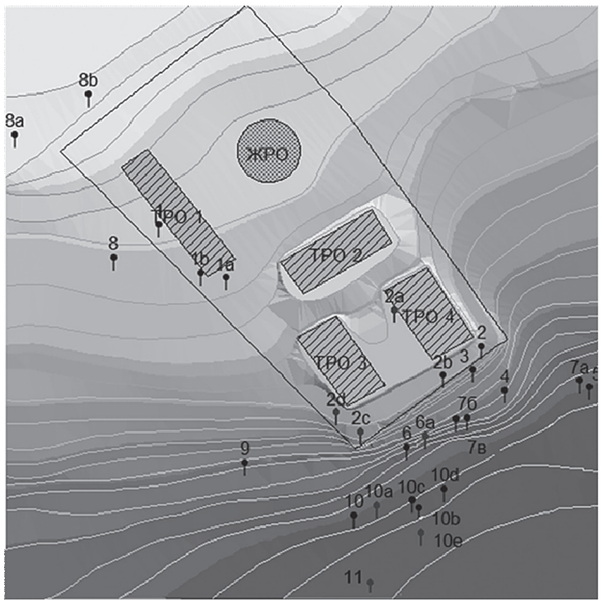

Рис. 1. Точки пробоотбора почвы, растительности и сухопутных моллюсков на территории размещения хранилища РАО и сопредельной территории: ЖРО — жидкие радиоактивные отходы, ТРО — твердые радиоактивные отходы

dióica)) и с почвы под растениями. В каждой пробе моллюсков было отобрано как минимум по 10 экземпляров.

В пробах почвы, растительности и раковинах моллюсков производили радиохимическое выделение и последующее определение активности естественных и техногенных радионуклидов. Измерение активности ^{90}Sr проводилось на сцинтилляционном β-спектрометре «БЕТА-01С» по стандартной методике определения содержания ^{90}Sr по β-излучению его дочернего радионуклида ^{90}Y в объектах окружающей среды [8, 9]. Результаты измерения β-излучения обрабатывались с использованием программного обеспечения «ANBETA.EXE». (Калибровку β-спектрометра по чувствительности осуществляют при метрологической аттестации с помощью программного обеспечения «ANBETA.EXE», которое использует спектры от образцовых источников, содержащих ^{137}Cs, ^{40}K, ^{90}Sr+^{90}Y.)

Расчет годовых доз внешнего β-облучения тканей моллюсков за счет ^{90}Sr и его дочернего радионуклида ^{90}Y, содержащихся в раковинах, производился по геометрии бесконечно тонкой бесконечной плоскости на расстоянии *x* от этого плоского источника по формуле Левинджера [10]. Также были рассчитаны дозы внешнего β-облучения от радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{40}K в холодный период года (155 дней), когда моллюск закрыт и лежит на почве, по формуле Маринелли [3, 10].

3. Результаты и обсуждение

3.1 Характер загрязненности почв ^{90}Sr на территории хранилища РАО и сопредельной территории

Радиационный мониторинг загрязнения почвенного покрова является одним из важнейших компонентов комплекса исследовательских работ по оценке состояния природной среды и прогнозу ее развития. Однако при проведении радиоэкологической оценки состояния территории возникает проблема, поскольку содержание техногенных радионуклидов в почвах не нормируется действующими санитарно-законодательными документами. Сравнительная оценка удельной активности ^{90}Sr в исследуемых почвах проводилась путем сравнения с региональными фоновыми содержаниями радионуклидов в почвах 30-километровой зоны вокруг реакторов г. Обнинска и уровнями глобальных выпадений в результате техногенных выбросов и аварии на Чернобыльской атомной электрической станции (ЧАЭС). Для ^{90}Sr эта величина составляет 1,2–1,8 Бк/кг [3, 11, 12].

Анализ многолетних данных (2004–2007 гг.) по содержанию радионуклидов ^{90}Sr в почвах исследуемой территории и экспериментальных работ (2010–2013 гг.) позволил установить, что в почвах на территории изучаемого объекта наблюдается уменьшение удельной активности ^{90}Sr в 1,5–2 раза за период с 2005 по 2012 г. [3, 4, 13]. Это может быть обусловлено процессами и факторами самоочищения ландшафтов речных долин от радиоактивного загрязнения, включая радиоактивный распад, вторичное рассеяние, распределение радиоизотопов в почвах и растительности, геохимические барьеры, техногенные мероприятия [14]. Не следует забывать и об активном латеральном перемещении радионуклидов, происходящем в поймах рек, под влиянием поверхностного стока после сильных дождей или при смыве почвы во время стока талых вод.

При литологическом и геоморфологическом изучении территории выявлены факторы, благоприятствующие миграции радионуклидов и распространению их за пределы хранилища РАО. Описание литологического строения территории размещения объекта, проведенное в 2004 г., показывает, что емкости хранилища заложены в хорошо дренируемых преимущественно песчаных отложениях [3]. Поскольку мощность моренных суглинков невелика, эти породы нельзя считать надежным барьером в аварийной ситуации. Первый надежный водоупор, представленный почти 20-метровой сплошной глинистой толщей, находится на глубине от 23 м в верхней части хранилища до примерно 18 м — в нижней.

Поверхностной и внутрипочвенной миграции радионуклидов способствуют и особенности геоморфологического строения территории. При этом миграция ^{90}Sr поверхностным стоком обусловлена

следующими факторами. Уклоны местности около 10–15^0 способствуют развитию плоскостной и линейной эрозии. Маломощный (не более 1 м в нижней части склона) делювиальный шлейф представляет собой переотложенные покровные суглинки. Наличие почти прямолинейных ложбин вдоль линий максимального уклона свидетельствует о малой эрозионной устойчивости грунтов. Примерно в 100 м от хранилища расположен активно растущий овраг, размываемый временными водотоками ливневой канализации [3]. Активной внутрипочвенной латеральной миграции способствуют промывной водный режим зоны аэрации, легкий механический состав подстилающих пород (хорошо перемытые флювиогляциальные пески средне- и мелкозернистые), значительные уклоны местности. На глубине 6 м в средней части склона террасы и около 3 м в нижней части пески подстилаются суглинками, являющимися водоупором для верхней воды, в нижней части склона они выходят на поверхность, и здесь происходит разгрузка подземных вод.

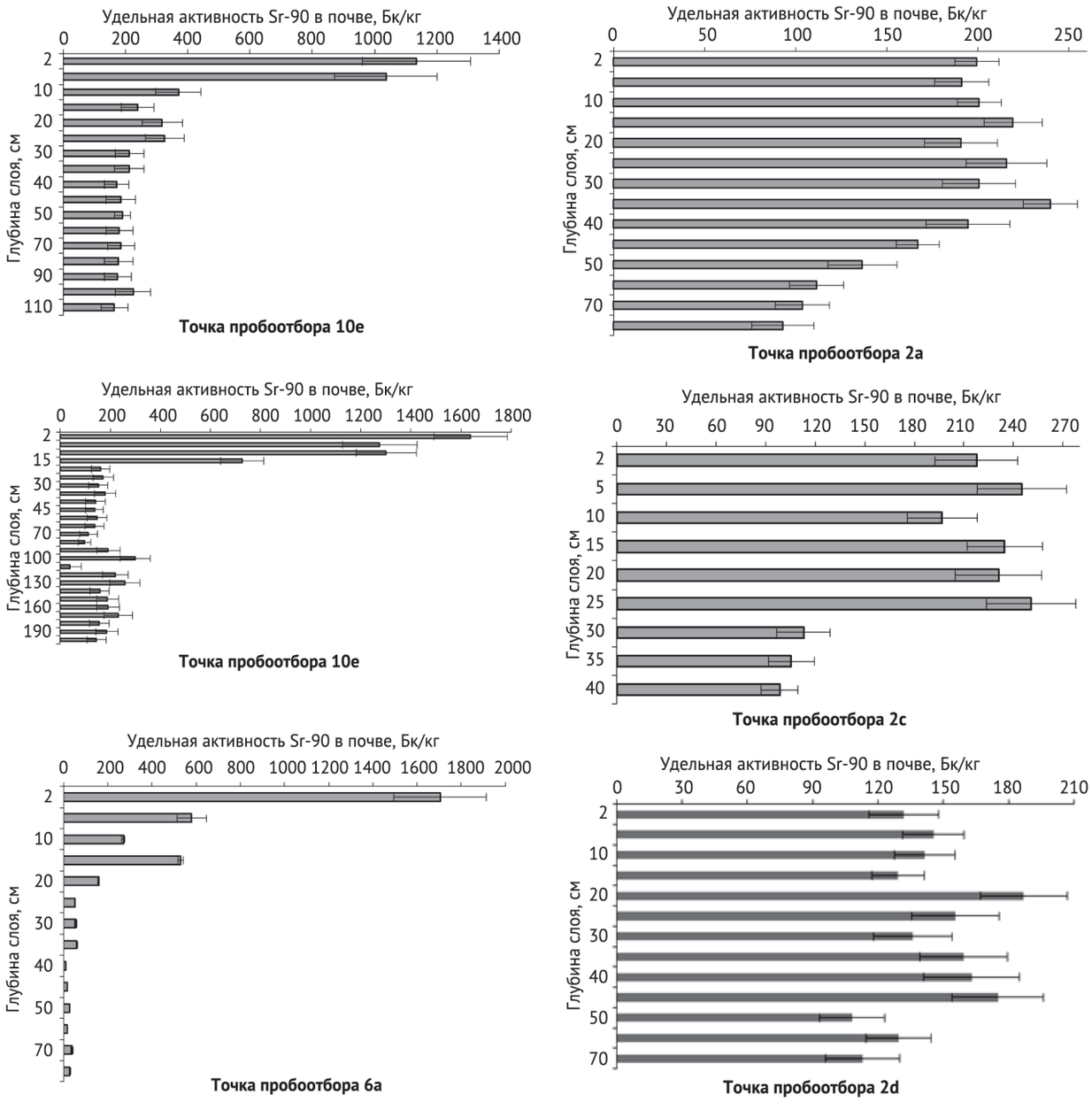

Рис. 2. Вертикальное распределение ^{90}Sr в почвах на территории (точ. 2а, 2с, 2d) и за пределами территории хранилища РАО (точ. 6а, 10е, 11)

Агрохимические свойства почв (ил, глина) сопредельной территории, в сторону которой направлен основной сток с аварийного объекта, способствуют минимизации миграционных процессов ^{90}Sr. Это позволяет предположить возможность формирования естественного геохимического барьера. В подтверждение вышесказанного установлено, что за территорией хранилища РАО происходит аккумуляция радионуклидов в почвах. Здесь в контрольных точках отбора удельная активность ^{90}Sr в течение восьми лет возросла в среднем в 1,7–2 раза. При этом максимальная удельная активность ^{90}Sr в верхнем (5 см) слое почвы, превышающая значение 1 кБк/кг, зафиксирована в 2012 г. в точках 6а (1704±270 Бк/кг), 10е (1134±173 Бк/кг) и 11 (1639±248 Бк/кг) за пределами хранилища (см. рис. 1).

В связи со значительной неравномерностью загрязнения изучаемой территории ^{90}Sr были проведены измерения удельной активности радионуклида отдельно для различных подслоев почв в точках пробоотбора. При анализе данных вертикального распределения радионуклида в почвах за территорией объекта выявлены относительно схожие зависимости изменения удельной активности радионуклида от глубины для дерново-глеевой почвы притеррасного понижения (точки 6а, 10е, 11) (рис. 2).

Максимальная удельная активность ^{90}Sr — 1,7 кБк/кг — зафиксирована в верхнем горизонте мощностью 2 см, что может быть обусловлено следующими факторами. Во-первых, пробы почвы в верхнем обогащамом ^{90}Sr горизонте представляют собой иловатый суглинок, что способствует минимизации процессов миграции радионуклида из-за его активной сорбции. Во-вторых, может происходить нанос илистых частиц с загрязненных участков во время паводка, а также со стоком с загрязненной территории хранилища. В-третьих, может происходить активная фиксация ^{90}Sr органической фракцией почв.

В следующих почвенных слоях наблюдается тенденция к резкому снижению величины удельной активности радионуклида (в 3–8 раз по сравнению с верхним 5-см слоем). Это может быть связано с преобладанием песчаных отложений. Но при этом даже на глубине 2 м значение удельной активности ^{90}Sr достигает величины, в 80–100 раз превышающей показатель сравнения (1,2–1,8 Бк/кг).

Несколько иная картина наблюдается в распределении радионуклида в почвах на территории хранилища РАО (см. рис. 2). Относительно равномерное распределение ^{90}Sr по профилю слаборазвитой дерновой почвы может быть обусловлено биогеохимическими и техногенными факторами. Во-первых, процессы внутрипочвенного поступления радионуклида и проникновение его в верхние горизонты происходят преимущественно путем фильтрации и капиллярного подъема загрязненных вод. Во-вторых, отсутствие кустарниковой и древесной растительности на территории объекта близ точек пробоотбора приводит к минимизации процессов фиксации радионуклида в верхнем почвенном горизонте, что отмечалось в ряде работ [14–17]. Третий фактор — техногенный — проведение вскрышных работ после аварии и перемешивание слоев грунта с разной активностью. При этом удельная активность ^{90}Sr на различной глубине превышает фоновое значение в 50–120 раз.

На основании полученных результатов была рассчитана площадь радиоактивного загрязнения со значением, превышающим минимально значимый уровень активности 1кБк/кг (СПОРО-2002) для изученных слоев почвы: для слоя 0-5 см площадь загрязнения составила 1808 м^2, для слоя 5–10 см — 302 м^2, для слоя 10–15 см — 181 м^2.

3.2. Содержание ^{90}Sr в компонентах биоты

На исследуемой территории для определения содержания ^{90}Sr в компонентах биоты был осуществлен отбор проб в контрольных точках. В качестве референтных видов, наиболее адекватно отражающих воздействие ^{90}Sr на экосистему, были выбраны сухопутные моллюски вида *Bradybaena fruticum*, а также растительность, которая служит кормом для них (крапива двудомная (*Urtíca dióica*). Такой выбор делали авторы многих исследований в этой области [3, 5, 18–20]. На основе классических формул Левинджера и Маринелли [10] была рассчитана мощность поглощенных доз для моллюсков с учетом удельной активности от излучения ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{40}K, ^{228}Ac. При этом учитывались суммарные дозовые коэффициенты от излучения указанных радионуклидов для почвы, растительности и раковин моллюсков (табл. 1).

Учитывая рекомендации Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ) применять поэтапный подход к анализу радиоэкологической ситуации, в работе представлены результаты *первого этапа*, который заключается в проведении скринингового анализа с целью выявления тривиальных ситуаций, не требующих дальнейшего рассмотрения [21, 22]. При этом скрининговая величина, предназначенная для первичной оценки безопасности биоты, принимается равной 2,4 мкГр/сут (87,6 мГр/год). Следует отметить, что данная величина обозначена как безопасный порог облучения биоты в рамках европейского проекта PROTECT [22, 23], а в научно-методических разработках в области радиационной безопасности окружающей среды в РФ в качестве порогового значения хронического облучения принимается значение 1 мГр/сут (365 мГр/год) [22]. Дальнейшее изучение радиоэкологической обстановки не

Таблица 1

Мощность доз внешнего β-облучения сухопутных моллюсков от почвы, растительности и раковин

Точки проотбора	Суммарная мощность дозы облучения ^{90}Sr мГр/год	Вклад ^{90}Sr в формирование дозовых нагрузок, %	Суммарная мощность дозы облучения ^{137}Cs, мГр/год	Вклад в формирование дозовых нагрузок, %^{137}Cs	Вклад в формирование дозовых нагрузок, %^{40}K	Вклад в формирование дозовых нагрузок, %^{228}Ac	Вклад в формирование дозовых нагрузок, %^{90}Y	Суммарная мощность дозы по всем радионуклидам, мГр/год
1b	410,31±0,76	84,6±0,7	64,1±0,8	13,2±0,8	0,210±0,064	0,02±0,008	1,80±0,08	484,5±0,8
1	210,52±0,82	80,3±0,7	28,4±0,7	10,8±0,8	0,36±0,07	0,04±0,007	8,40±0,08	262,1±0,8
2a	358,54±0,79	64,6±0,7	56,5±0,8	10,2±0,8	0,180±0,008	0,02±0,001	24,9±0,7	554,5±0,8
2c	34,52±0,80	73,6±0,8	0,010±0,001	0,029±0,008	1,780±0,079	0,16±0,08	24,4±0,7	47,0±0,7
2b	1593,53±0,76	83,2±0,8	12,1±0,7	0,60±0,03	0,08±0,007	0,01±0,001	16,0±0,7	1913,6±0,8
3	18,61±0,77	52,8±0,7	0,01±0,001	0,020±0,004	2,65±0,008	–	44,4±0,7	35,3±0,8
4	32,92±0,75	58,4±0,7	0,02±0,001	0,010±0,002	1,46±0,07	–	40,0±0,7	56,3±0,7
6	104,47±0,84	77,7±0,7	–	–	–	–	22,3±0,8	134,4±0,7
6a	188,85±0,83	66,9±0,8	0,050±0,003	0,020±0,001	0,24±0,07	0,05±0,004	32,7±0,8	282,1±0,7
7б	39,10±0,78	63,0±0,7	0,020±0,001	0,04±0,001	1,64±0,07	0,20±0,08	35,0±0,7	62,1±0,8
7в	49,73±0,79	56,2±0,8	–	–	–	–	43,7±0,8	88,5±0,8
10	378,22±0,82	70,2±0,7	0,030±0,001	0,004±0,0001	0,21±0,07	0,020±0,004	29,5±0,8	538,5±0,8
10a	156,61±0,81	85,8±0,7	0,0 10±0,002	0,003±0,0001	0,47±0,07	0,030±0,008	13,6±0,8	182,4±0,8
10b	209,37±0,79	82,8±0,7	12,1±0,8	4,81±0,81	0,48±0,04	0,100±0,081	11,7±0,8	252,5±0,7
10c	949,83±0,85	96,5±0,7	17,01±0,79	1,7±0,3	0,10±0,03	0,01±0,005	1,60±0,08	983,6±0,8
10d	30,52±0,73	65,5±0,7	0,270±0,002	0,58±0,07	1,90±0,08	0,28±0,06	31,6±0,8	46,6±0,8
10e	1264,20±0,84	96,0±0,8	27,7±0,7	2,10±0,07	0,070±0,004	0,02±0,008	1,80±0,07	1316,9±0,8

целесообразно на следующих локальных участках: в контрольных точках 2c, 3, 4, 7б, 7в, 10d и 1, 2c, 3, 4, 6, 6a, 7б, 7в, 10a, 10b, 10d на основании европейских рекомендаций и разработок в области радиационной безопасности в РФ соответственно.

Второй этап радиоэкологических исследований, предполагающий более детальный анализ с учетом локальных условий загрязнения экосистемы, необходимо проводить в контрольных точках 1, 1, 2a, 2b, 6, 6a, 10, 10a, 10b, 10c, 10e, учитывая более жесткий безопасный порог облучения биоты. При этом оценка вклада каждого радионуклида в суммарную дозовую нагрузку (в %) показывает, что основную часть в поглощенную дозу для моллюсков, включая раковину моллюска, составило внешнее облучение, формируемое ^{90}Sr для всех исследованных точек. Это еще раз подтверждает, что радиоэкологическая обстановка на исследуемой территории обусловлена ^{90}Sr и имеются основания для оценки экологического риска для биоценоза исследуемой территории [5].

4. Заключение

Аварийная ситуация на небольшом радиационно-опасном участке привела к образованию большого количества очень низкоактивных радиоактивных отходов (ОНАО), к которым в соответствии с [24] относятся почвы рассматриваемой территории. Благодаря сформировавшемуся природному геохимическому барьеру за территорией хранилища РАО, в настоящее время нет угрозы попадания радионуклидов в организм человека по пищевым цепям через сельскохозяйственную продукцию. На основании полученных результатов можно сделать вывод, что основной вклад в дозовую нагрузку на отдельные компоненты и весь биоценоз хранилища продолжает вносить ^{90}Sr.

Работа проведена при финансовой поддержке Министерства образования и науки РФ (Гос. контракт № 14.740.11.0193), с привлечением средств Гранта Президента РФ (договор №14.125.13.368-МК)

Литература

1. *Игнатов А.А., Коровкина Э.П., Буланова Т.М. и др.* Вопросы радиационной безопасности и конкурентоспособности предприятий замкнутого топливного цикла ядерной энергетики // Сб. материалов Международной конференции «Радиоэкология: итоги, современное состояние и перспективы»; под ред. Р.М. Алексахина. — Обнинск, 2008. 320 с.
2. *Сергеев В.И., Данченко Н.Н., Степанова Н.Ю. и др.* Способ защиты водных ресурсов от загрязнения в районах захоронения отходов атомной промышленности // Наукоемкие технологии. 2005. № 1. — С. 57.
3. *Васильева А.Н., Козьмин Г.В., Вайзер В.И. и др.* Оценка защитных барьеров на пути миграции радионуклидов в районе размещения хранилища радиоактивных отходов // Известия ВУЗов. Ядерная энергетики. 2007. № 3. Выпуск 1. — С. 74–82.
4. *Васильева А.Н. Козьмин Г.В., Н.Е. Латынова и др.* Общие закономерности загрязнения геосистем в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов // Известия ВУЗов. Ядерная энергетика. 2007. № 2. — С. 64–74.

5. *Латынова Н.Е.* Загрязнение компонентов наземных экосистем ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{226}Ra в результате нарушения многобарьерной защиты хранилищ радиоактивных отходов (РАО) // Дис. … канд. биол. наук. — Обнинск, 2009. — 153 с.
6. *Лаврентьева Г.В., Бахвалов А.В., Сынзыныс Б.И. и др.* Технология оценки экологического риска для сухопутной экосистемы в условиях хронического радиоактивного загрязнения // Проблемы анализа риска. 2012. Том. 9. № 5. — С. 30–43.
7. *Лаврентьева Г.В., Силин И.И., Козьмин Г.В. и др.* Динамика сезонного поведения ^{90}Sr в поверхностных и подземных водах района размещения хранилища радиоактивных отходов // Вода: химия и экология. 2012. № 12. — С. 26–31.
8. *Добровольский Г.В., Никитин ЕД.* Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы: функционально-экологический подход. М., 2000. 185 с.
9. Методика выполнения совместных измерений на гамма-бета-спектрометре с использованием программного обеспечения «LSRM». Менделеево-Дубна, 2000. 34 с.
10. Методические указания по определению содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах и растениях. — М., 1985. — 28 с.
11. Радиационная дозиметрия / Под ред. Дж. Хайна и Г. Браунелла, пер. с англ. — М., 1958. — 760 с.
12. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств: Ежегодник / Под ред. С.М. Вакуловского. — М., 2005. — 288 с.
13. *Иванов В.К., Цыб А.Ф., Иванов С.И.* Ликвидаторы чернобыльской катастрофы: радиационно-эпидемиологический анализ медицинских последствий. — М., 1999. — 312 с.
14. *Лаврентьева Г.В., Козьмин Г.В.* Изучение формирования техногенной литохимической аномалии ^{90}Sr и ^{137}Cs в районе размещения хранилища радиоактивных отходов // Материалы XII Международной научной конференции «Сахаровские чтения 2012 года: экологические проблемы XXI века». — Минск, 2012. — С. 263.
15. *Кузнецов В.А.* Самоочищение ландшафтов речных долин от радиоактивного загрязнения // Літосфера. 2001. № 1(14). — С. 13–21.
16. *Булгаков А.А., Коноплёв А.В.* Моделирование выноса радиоцезия из мест поверхностного захоронения радиоактивных материалов по корневой системе дерева на поверхность почвы // Тезисы докладов «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях». — СПб., 2000. — 137 с.
17. *Фокин А.Д.* Роль растений в перераспределении вещества по почвенному профилю // Почвоведение. 1999. № 1. — С. 125–133.
18. Санитарные правила СП 2.6.1. 1168-02 «Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПОРО-2002) / Минздрав России, 2002.
19. *Рева Е.В.* Концепция выбора референтных видов применительно к оценке экологического риска для водных экосистем // Вода: технология и экология. 2010. № 4. — С. 60–71.
20. *Петухова Г.А.* Эколого-генетические последствия воздействия нефтяного загрязнения на организмы // Дисс. … д-р биол. наук. — Тюмень, 2007. 455 с.
21. *Францевич Л.И., Паньков И.В., Ермаков А.А. и др.* Моллюски — индикаторы загрязнения среды радионуклидами // Экология. 1995. № 1. — С. 57–62.
22. ICRP — International Commission on Radiological Protection. Publication 114. Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants //Annals of the ICRP. 2009. — 111 p.
23. *Крышев И.И., Сазыкина Т.Г.* Радиационная безопасность окружающей среды: необходимость гармонизации российских и международных нормативно-методических документов с учетом требований федерального законодательства и новых международных основ безопасности ОНБ-2011//Радиация и риск (Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра). 2013. Т. 22. № 1. — С. 47–61.
24. *Andersson P., Beaugelin-Seiller K., Beresford N.A.*, Copplestone D., Della Vedova C., Garnier-Laplace J., Howard B.J., Howe P., Oughton D.H., Wells C., Whitehouse P. Numerical benchmarks for protecting biota from radiation in the environment: proposed levels, underlying reasoning and recommendations. PROTECT Deliverable 5. EC contract number: 036425 (FI6R). 2008. — 112 p.
25. Санитарные правила «Обеспечение радиационной безопасности при обращении с промышленными отходами атомных станций, содержащими техногенные радионуклиды. СП 2.6.6.2572-2010. Рег. № 16458. — М. 2010. — 18 с.

Radioecological analysis of the area of the storage of radioactive waste

G.V. Lavrentyeva, Chair Associate Professor, Ph.D. in Biology, Obninsk Institute for Nuclear Power Engineering, branch of the National Research Nuclear University MEPhI

A complex radioecological research was carried out at the site of the storage of radioactive waste. The analysis of long-term data on the ^{90}Sr content in soil of the studied site allowed us to assume that the formation of natural geochemical barrier is possible. The area of radioactive pollution of the territory is determined. The assessment of a contribution of technogenic and natural radionuclides in total dose loading shows that the main part in the absorbed dose for mollusks was made by the external radiation formed ^{90}Sr.

Keywords: radioactive waste; ^{90}Sr; migration in soil; terrestrial molluscs.