РАЗДЕЛ 2

НАУЧНЫЕ СТАТЬИ

DOI: 10.21870/0131-3878-2021-30-3-8-20

УДК 621.039

Достижимость радиологической эквивалентности в ЗЯТЦ на базе БР с учётом факторов неопределённости сценариев развития ядерной энергетики в России до 2100 г. Часть 2. Миграция радионуклидов

**Иванов В.К.^{1,2}, Лопаткин А.В.², Спирин Е.В.², Соломатин В.М.², Меньяло А.Н.¹,
Чекин С.Ю.¹, Ловачёв С.С.¹**

¹ МРНЦ им. А.Ф. Цыба – филиал «НМИЦ радиологии» Минздрава России, Обнинск;

² АО «Прорыв», Москва

Скрининговая оценка потенциальной опасности радиоактивных отходов (РАО) в глубинном захоронении для здоровья будущих поколений населения проведена для трёх сценариев развития ядерной энергетики (ЯЭ) России. В зоне неопределённости принятия решений по технологиям выработки электроэнергии могут быть использованы: 1) только реакторы на быстрых нейтронах (быстрые реакторы, БР); 2) только реакторы на тепловых нейтронах (тепловые реакторы, ТР); либо 3) сочетание этих типов реакторов. Показано, что при использовании БР опасность долгоживущих высокоактивных РАО для здоровья человека в 10 раз меньше, чем при использовании ТР. При дополнительной переработке РАО с выделением 90% урана и плутония для сжигания, а америция для трансмутации в БР, опасность РАО снижается ещё в 10 раз. Получены оценки величин потенциальной биологической опасности (ПБО) и пожизненного атрибутивного риска (LAR) для населения с учётом процессов миграции радионуклидов в окружающую среду из глубинного захоронения. При этом радиационная эквивалентность РАО и использовавшегося уранового сырья снижается до приемлемых сроков, гарантирующих неразрушение упаковок отходов. Установлено, что с позиций современных стандартов радиологической защиты населения по минимизации потенциальных канцерогенных эффектов радиационного воздействия на население, приоритет в развитии ЯЭ в России должен быть отдан первому сценарию развития ЯЭ, при котором для выработки электроэнергии максимально используются БР. Полученный базовый результат требует учёта при дальнейшей корректировке Стратегического плана развития ЯЭ в стране.

Ключевые слова: стратегия развития ядерной энергетики до 2100 г., радиоактивные отходы, глубинное захоронение, радиационно-миграционная эквивалентность, пожизненный атрибутивный риск (LAR), рекомендации МКРЗ по оценке канцерогенного риска, органы и эффективные дозы.

Введение

Одним из системных требований «Стратегии развития ядерной энергетики России до 2050 года и перспективы на период до 2100 года», одобренной решением Президиума НТС Госкорпорации «Росатом» 26.12.2018 г., является «гарантированная безопасность окончательной изоляции радиоактивных отходов». Предполагается, что окончательное изолирование высокоактивных долгоживущих отходов возможно при их глубинном захоронении в геологических формациях, которые вместе с инженерными барьерами не позволят мигрировать в окружающую среду в количествах, угрожающих здоровью населения и будущим поколениям людей.

Иванов В.К. – науч. руководитель НРЭР, гл. радиозоолог ПН «Прорыв», Председатель РНКРЗ, чл.-корр. РАН, д.т.н.; **Меньяло А.Н.** – вед. науч. сотр., к.б.н.; **Чекин С.Ю.*** – зав. лаб.; **Ловачёв С.С.** – мл. науч. сотр. МРНЦ им. А.Ф. Цыба – филиал ФГБУ «НМИЦ радиологии» Минздрава России. **Лопаткин А.В.** – науч. рук. по РЭ, д.т.н.; **Спирин Е.В.** – гл. науч. сотр. отдела гл. радиозоолога ПН «Прорыв», д.б.н.; **Соломатин В.М.** – нач. отдела гл. радиозоолога ПН «Прорыв», к.б.н. АО «Прорыв».

*Контакты: 249035, Калужская обл., Обнинск, ул. Королева, 4. Тел.: (484) 399-30-79; e-mail: nrer@obninsk.com.

Обоснование безопасности радиоактивных отходов (РАО) в глубинном захоронении представляет собой сложную задачу, решаемую с помощью моделей, учитывающих свойства геологической среды, физико-химические свойства радионуклидов, особенности всех инженерных барьеров при сооружении захоронения. Неопределённость сценариев разрушения могильников, особенностей миграции радиоактивных веществ в геологической среде, проникающей способности барьеров и др. на длительной временной шкале всегда будут рождать сомнения в гарантированном обеспечении безопасности таких захоронений. В этом отношении применение принципа радиационно-миграционной эквивалентности между потенциальной биологической опасностью (ПБО) РАО и ПБО использовавшегося уранового сырья для ядерного топлива, выраженных в единицах эффективной дозы, является упрощённо-консервативным подходом к оценке безопасности. Всё же такой подход может служить основой для утверждения о гарантированной изоляции РАО, которые после наступления баланса с изъятим из недр природным сырьём могут считаться частью биосферы [1, 2].

Цель настоящей работы заключается в сравнительной оценке ПБО РАО при разных сценариях развития ядерной энергетики (ЯЭ) России с применением принципа радиационно-миграционной эквивалентности.

Материал и методы

При умеренных темпах технологического развития ЯЭ России в сценарных исследованиях предполагается достичь к 2100 г. установленную электрическую мощность на уровне 70 ГВт. Установленная мощность может быть достигнута с использованием разных типов реакторов – есть зона неопределённости в принятии решений и уровня развития ядерных технологий, которая может быть заполнена использованием только реакторов на быстрых нейтронах (быстрых реакторов, БР), только реакторов на тепловых нейтронах (тепловых реакторов, ТР), либо сочетанием этих типов реакторов. Рассматриваются 3 сценария технологий в зоне неопределённости: 1 – с использованием только БР, 2 – с использованием только ТР и 3 – с ТР и БР с одинаковой долей по выработке электроэнергии.

В сценарии 1 в зоне неопределённости используются только БР. Данные приводятся для 7,05 тыс. т РАО при выработке 2,62 и 1,56 ТВт в год энергии на АЭС с ТР и БР соответственно, включают 3,94 тыс. т осколков и хвостов регенерата и 11 тыс. т ОЯТ ВВЭР. Суммарная радиотоксичность для долгоживущих радионуклидов составляет $6,6 \cdot 10^{11}$ Зв.

В сценарии 2 в зоне неопределённости используются только ТР. Данные приводятся для 31,9 тыс. т отходов при выработке 3,6 и 0,56 ТВт в год энергии АЭС с ТР и БР соответственно, включают 3,94 тыс. т осколков и хвостов регенерата и 26,5 тыс. т ОЯТ ВВЭР с плутонием, не применённым в энергетике. Суммарная радиотоксичность для долгоживущих радионуклидов составляет $2,9 \cdot 10^{12}$ Зв.

В сценарии 3 в зоне неопределённости используются в одинаковой доле ТР и БР. Данные приводятся для 15,27 тыс. т РАО, полученных при выработке 2,85 и 1,06 ТВт в год энергии АЭС с ТР и БР соответственно, включают 3,57 тыс. т осколков и хвостов регенерата и 11,7 тыс. т ОЯТ ВВЭР с плутонием, не используемым в энергетике. Суммарная радиотоксичность для долгоживущих радионуклидов составляет $2,2 \cdot 10^{12}$ Зв.

В табл. 1 приведены результаты оценок массы и активности радионуклидов из состава РАО в трёх сценариях заполнения зоны неопределённости, а также данные по активности радионуклидов, период полураспада которых более 28 лет, и тех, у которых в цепочке распада долгоживущие радионуклиды.

Таблица 1

**Радиационные характеристики РАО к 2100 г. для трёх сценариев
развития ЯЭ в России**

Радионуклид	Сценарий 1		Сценарий 2		Сценарий 3	
	масса, т	активность, Бк	масса, т	активность, Бк	масса, т	активность, Бк
²³⁵ U	3,13E+01	2,50E+12	3,15E+02	2,51E+13	1,18E+02	9,42E+12
²³⁶ U	2,02E+01	4,83E+13	2,02E+02	4,83E+14	7,19E+01	1,72E+14
²³⁸ U	3,01E+03	3,73E+13	3,00E+04	3,72E+14	1,09E+04	1,35E+14
²³⁸ Pu	6,60E-01	4,17E+17	6,13E+00	3,88E+18	1,96E+00	1,24E+18
²³⁹ Pu	1,70E+01	3,89E+16	1,53E+02	3,50E+17	5,79E+01	1,33E+17
²⁴⁰ Pu	7,98E+00	6,69E+16	7,05E+01	5,91E+17	2,60E+01	2,18E+17
²⁴¹ Pu	2,12E+00	8,09E+18	3,99E+01	1,52E+20	6,47E+00	2,47E+19
²⁴¹ Am	2,54E+00	3,22E+17	5,35E+00	6,78E+17	9,69E+00	1,23E+18
²⁴² Pu	2,41E+00	3,52E+14	2,30E+01	3,36E+15	8,13E+00	1,19E+15
^{242m} Am	1,48E-02	1,81E+18	3,38E-02	4,13E+18	1,41E-02	1,72E+18
²⁴³ Am	3,59E-02	2,65E+14	9,48E+00	6,99E+16	1,47E+00	1,08E+16
²⁴³ Cm	8,65E-04	1,47E+15	1,71E-03	2,90E+15	2,79E-03	4,74E+15
²⁴⁴ Cm	7,21E-03	2,15E+16	1,46E-01	4,36E+17	2,10E-01	6,28E+17
²⁴⁵ Cm	4,21E-03	2,67E+13	1,07E-02	6,78E+13	2,13E-02	1,35E+14
²⁴⁶ Cm	4,38E-04	4,97E+12	1,28E-03	1,45E+13	2,54E-03	2,88E+13
²³⁷ Np	2,02E+00	5,26E+13	4,27E+01	1,11E+15	7,00E+00	1,82E+14
²³⁴ U	1,18E-01	2,69E+13	3,74E-01	8,54E+13	7,46E-01	1,70E+14
²²⁶ Ra	1,07E-07	3,90E+09	1,06E-07	3,86E+09	1,12E-07	4,08E+09
²²⁹ Th	8,06E-05	6,33E+11	4,34E-05	3,41E+11	6,37E-05	5,00E+11
²³⁰ Th	1,84E-04	1,32E+11	1,84E-04	1,32E+11	2,18E-04	1,56E+11
²³¹ Pa	1,99E-05	3,47E+10	2,23E-05	3,89E+10	2,30E-05	4,01E+10
⁷⁹ Se	5,95E-01	1,53E+15	6,10E-01	1,57E+15	5,97E-01	1,53E+15
⁹⁰ Sr	1,83E+00	9,42E+18	3,66E+00	1,88E+19	5,86E+00	3,02E+19
⁹³ Zr	8,05E+01	7,47E+15	8,90E+01	8,26E+15	8,36E+01	7,76E+15
⁹⁴ Nb	2,10E-04	0,00E+00	1,11E-04	0,00E+00	1,65E-04	0,00E+00
⁹⁹ Tc	3,73E+00	2,35E+15	6,58E+00	4,14E+15	1,31E+01	8,24E+15
¹⁰⁷ Pd	3,66E+01	6,95E+14	2,81E+01	5,33E+14	3,25E+01	6,17E+14
^{108m} Ag	3,44E-05	0,00E+00	1,28E-05	0,00E+00	2,45E-05	0,00E+00
^{121m} Sn	5,21E-02	1,03E+17	2,20E-02	4,36E+16	3,84E-02	7,62E+16
¹²⁶ Sn+ ^{126m} Sb	4,12E+00	4,32E+15	3,14E+00	3,29E+15	3,66E+00	3,83E+15
¹²⁹ I	7,83E-01	5,10E+12	1,38E+00	8,99E+12	2,74E+00	1,79E+13
¹³⁵ Cs	1,43E+00	6,08E+13	2,51E+00	1,07E+14	4,99E+00	2,12E+14
¹³⁷ Cs	3,98E+00	1,27E+19	7,91E+00	2,53E+19	1,28E+01	4,09E+19
¹⁵¹ Sm	6,20E+00	6,23E+18	2,79E+00	2,80E+18	4,64E+00	4,66E+18
¹⁵⁸ Tb	1,03E-04	4,78E+13	4,14E-05	1,92E+13	7,48E-05	3,47E+13
^{166m} Ho	3,64E-04	2,41E+13	1,55E-04	1,03E+13	2,68E-04	1,78E+13

Наиболее перспективным способом изоляции таких отходов от окружающей среды в настоящее время признаётся глубинное захоронение в геологических формациях вместе с созданием инженерных барьеров для исключения миграции радионуклидов в сферу обитания человека. Для скрининговой оценки потенциальной опасности отходов в захоронении с учётом мигрирующей способности радионуклидов можно предположить упрощённую ситуацию с расчётом доз облучения человека при потреблении колодезной воды, когда растворимая часть РАО может достигнуть поверхности земли с равномерным распределением по некоторому объёму породы, определяемому движением воды с глубины размещения захоронения. Растворимую часть массы радионуклида определяют с помощью коэффициента распределения K_d , определяемого в виде отношения содержания радионуклида в жидкой фазе к содержанию в твёрдой в условиях достигнутого равновесия для данного типа горной породы [3, 4]. При этих предположениях эффективная доза (Зв) от потребления колодезной воды определяется выражением:

$$D(t) = D_k \cdot Q(t) \cdot V / (K_d \cdot M),$$

где D_k – дозовый коэффициент перорального потребления радионуклида, Зв/Бк; Q – активность радионуклида в РАО на момент времени t , Бк; t – время от захоронения до начала потребления

воды, год; V – годовой объём потреблённой воды, л; K_d – коэффициент распределения, л/кг; M – масса породы, занятой растворимой частью радионуклида, кг.

При движении воды к поверхности почвы по порам породы со скоростью 1 см в сутки с глубины 1 км масса загрязнённой радионуклидами породы может составить $5,66 \cdot 10^{12}$ кг (при пористости породы 0,25 и плотности 1,6 кг/л объём воды в порах составит $8,84 \cdot 10^{11}$ л). Будем считать, что в сутки человеком потребляется 1 л колодезной воды. Дозовые коэффициенты возьмём для взрослых [5].

Основной задачей настоящих исследований является сравнительная оценка эффективных доз облучения по сценариям 1-3 и времени достижения радиологической миграционной эквивалентности по этим сценариям. В рамках поставленной задачи можно считать обоснованным использование упрощённой модели оценки доз облучения, что не требует для проведения расчётов большого числа дополнительных параметров гидрогеологического моделирования.

Результаты и обсуждение

С учётом принятых предположений годовая эффективная доза и её изменение во времени при захоронении всего наработанного к 2100 г. РАО в разных сценариях развития ЯЭ страны представлены на рис. 1. Там же для сравнительной оценки опасности РАО в глубинном захоронении с использованным природным сырьём приведена эффективная доза от радионуклидов из цепочки распада урана в вековом равновесии. Такое сравнение является основой принципа радиационно-миграционной эквивалентности при захоронении долгоживущих высокоактивных отходов ЯЭ. Начиная с момента, когда опасность РАО становится меньше, чем у изъятых из недр природного уранового сырья, захоронение может считаться частью биосферы и вместо радиационного контроля объекта может производиться экологический контроль окружающей среды, как в любом другом месте обитания человека.

Рис. 1. Эффективная доза при потреблении колодезной воды с растворёнными в ней радионуклидами из захоронения РАО для трёх сценариев развития атомной энергетики (1, 2, 3).

На рис. 1 данные для уранового сырья приведены для двух типов горных пород – песчаной ($U_{\text{нат-песок}}$) и глинистой ($U_{\text{нат-глина}}$), характеризующихся разными коэффициентами распределения для урана: 50 л/кг – для песчаной породы, 100 л/кг – для глинистой. Различия в данных показывают, что миграционная способность радионуклидов – один из источников неопределённости расчётов доз. Волнистый характер кривых обусловлен разными периодами полураспада у радионуклидов из смеси РАО, когда в цепочках актиноидов одновременно с распадом материнских радионуклидов происходит накопление дочерних и их более медленный распад.

В сценарии с развитием атомной энергетики в зоне неопределённости на основе БР переработанного ОЯТ в отходах практически нет. Это достигается за счёт более эффективного использования топлива с включением в топливный цикл наработанного ТР плутония и обеднённого урана. Кроме того, часть минорных актиноидов из отработавшего ядерного топлива в БР сжигается путём трансмутации, а стронций и цезий отправляются на промежуточное хранение для возможного использования в радиационной технике, либо ожидания распада радионуклидов до приемлемых к захоронению уровней.

В сценариях с использованием в зоне неопределённости ТР в отходах содержится большое количество переработанного ОЯТ. Всё это приводит к значительной разнице в суммарной радиотоксичности отходов при разных сценариях развития ЯЭ, а также потенциальной их опасности в случае глубинного захоронения в долгосрочной перспективе.

При выделении из отработавшего топлива делящихся материалов для сжигания в БР и актиноидов для трансмутации в радиоактивных отходах всё равно остаётся часть долгоживущих радионуклидов, которые требуют их изоляции от окружающей среды на длительное время.

Как следует из табл. 1, в сценарии 1 в РАО попадает большое количество урана и плутония, которые могли бы быть использованы в качестве топливных элементов для БР. Кроме того, избыточный америций может быть трансмутирован. Дополнительная переработка этих РАО приведёт к снижению опасности РАО и уменьшению времени наступления радиационно-миграционной эквивалентности с природным урановым сырьём.

На рис. 2 показано, как дополнительное выделение 90% топливных элементов без америция и вместе с америцием из РАО в сценарии 1 изменит ситуацию с потенциальными дозовыми нагрузками на человека и уменьшит время наступления радиационно-эквивалентного баланса.

Из рисунка видно, что дополнительное выделение топливных элементов и америция из РАО значительно уменьшает опасность РАО и доводит время наступления радиационно-эквивалентного баланса до 300 лет после захоронения.

Международная комиссия по радиологической защите (МКРЗ) в своей Публикации 103 обозначила переход к оценке радиационных канцерогенных рисков от величины ожидаемой эффективной дозы к величине пожизненного атрибутивного (обусловленного) риска (LAR) на основе оценок органных доз облучения [6, 7]. В наших предыдущих публикациях уже была применена новая технология оценки канцерогенного риска МКРЗ для обоснования достижения радиологической эквивалентности РАО и природного уранового сырья [2, 8, 9].

Рассмотрим оценку величины пожизненного атрибутивного радиационного риска (LAR) для населения от облучения за счёт РАО в условиях миграции растворимой части радионуклидов. Результаты расчёта LAR заболеваемости злокачественными новообразованиями (ЗНО) по дозам однократного (годового) внешнего облучения из рис. 3 показаны на рис. 4.

Рис. 2. Эффективная доза облучения населения от потребления колодезной воды при дополнительном выделении из РАО 90% урана и плутония (1-90% U, Pu), а также урана и плутония вместе с америцием (1-90% U, Pu, Am) в сценарии 1 развития ЯЭ России.

Рис. 3. Ожидаемая эффективная доза (ОЭД) в мкЗв при потреблении колодезной воды с растворёнными в ней радионуклидами из захоронения РАО (сценарий 1) и природного уранового сырья для двух типов горных пород – песчаной и глинистой.

Рис. 4. Пожизненный атрибутивный риск (LAR) при потреблении колодезной воды с растворёнными в ней радионуклидами из захоронения РАО (сценарий 1) и природного уранового сырья для двух типов горных пород – песчаной и глинистой.

Пожизненный атрибутивный риск был рассчитан на основе моделей радиационного риска, предложенных МКРЗ с учётом российских показателей фоновой заболеваемости ЗНО и смертности от ЗНО за 2017 г. Для оценки эквивалентных доз внутреннего облучения от конкретных радионуклидов применялась база данных дозовых коэффициентов МКРЗ [10]. Подробное описание методики вычислений ранее было опубликовано в работе [11].

Время наступления радиационной (дозы) и радиологической (риски) эквивалентностей с учётом миграции радионуклидов после захоронения отходов определяется точками пересечения кривой соответствующей РАО с кривыми для природного уранового сырья на рис. 3 и 4. В табл. 2 приведены результаты расчёта времени наступления радиационной (по величине ОЭД) и радиологической (по величине канцерогенного риска LAR) эквивалентности РАО и природного уранового сырья при потреблении колодезной воды с растворёнными в ней радионуклидами для сценария 1 без выделения актинидов из РАО и с выделением 90% U, Pu, Np, Am из РАО, с захоронением в двух типах горных пород – в песчаной и глинистой.

Таблица 2

Время наступления радиационной (по величине ОЭД) и радиологической (по величине канцерогенного риска LAR) эквивалентности РАО и природного уранового сырья при потреблении колодезной воды с растворёнными в ней радионуклидами для сценария 1

Сценарии	Радиационная эквивалентность (ОЭД), лет	Радиологическая эквивалентность (LAR), лет
Сценарий 1 без выделения актинидов Природное урановое сырьё в глинистых породах	19323	1966
Сценарий 1 без выделения актинидов Природное урановое сырьё в песчаных породах	4617	969
Сценарий 1 выделение 90% U, Pu, Np, Am Природное урановое сырьё в глинистых породах	555	287
Сценарий 1 выделение 90% U, Pu, Np, Am Природное урановое сырьё в песчаных породах	320	194

На рис. 5 для сценария 1 представлен вклад в LAR различных радионуклидов при потреблении колодезной воды с растворёнными в ней радионуклидами из захоронения РАО. На этом рисунке представлены только те радионуклиды, чей вклад больше 10% хотя бы однажды за период 1 миллиард лет.

Из рис. 5 следует, что в начальный период времени выдержки основной вклад в LAR вносят ^{90}Sr , затем к 100 годам выдержки – уже ^{238}Pu , далее, к 1000 годам – ^{240}Pu и ^{239}Pu . Аналогичный рисунок для сценария 1 с выделенными 90% U, Pu, Np, Am представлен на рис. 6. Здесь так же основной вклад до 1000 лет выдержки вносят изотопы ^{90}Sr , ^{238}Pu и ^{240}Pu .

Рис. 5. Вклад в LAR основных (вклад >10%) радионуклидов в пожизненный атрибутивный риск (LAR) при потреблении колодезной воды с растворёнными в ней радионуклидами из захоронения РАО для сценария 1 в зависимости от времени выдержки РАО.

Рис. 6. Вклад в LAR основных (вклад >10%) радионуклидов в пожизненный атрибутивный риск (LAR) при потреблении колодезной воды с растворёнными в ней радионуклидами из захоронения РАО для сценария 1 с выделением 90% U, Pu, Np, Am в зависимости от времени выдержки РАО.

При захоронении природного уранового сырья основной вклад в LAR при потреблении колодезной воды вносят изотопы ^{238}U , ^{234}U и ^{210}Po . Для глинистых почв этот вклад соответственно равен 22,7%, 24,7% и 33,6%. Для песчаных почв вклад ^{238}U , ^{234}U и ^{210}Po соответственно равен 17,2%, 18,7% и 45,7%.

На рис. 7 показано, как различаются дозы для двух типов исследуемых захоронений урана. Доза и, следовательно, LAR выше для природного урана, захораниваемого в песчаных горных породах, по сравнению с ураном, захораниваемом в глинистых породах, в среднем в 1,94 раза. Это приводит к отличию времени наступления радиационной эквивалентности до 4,2 раза для сценария 1 и 1,7 раза для сценария 1 с выделением 90% U, Pu, Np, Am. Для радиологической эквивалентности аналогичные значения равны 2,0 раза для сценария 1 и 1,5 раза для сценария 1 с выделением 90% U, Pu, Np, Am.

Рис. 7. Отношение ОЭД при потреблении колодезной воды с растворёнными в ней радионуклидами из захоронения природного уранового сырья в песчаных породах к ОЭД при таком же облучении от сырья, захороненного в глинистых породах.

Из рис. 7 видно, что максимальное отличие в дозах наблюдается для ^{227}Ac и ^{231}Pa , но данные радионуклиды не вносят существенного вклада в итоговую дозу облучения.

В результате проведённых исследований показано, что в рамках сценария 1 (замещение неопределённости полностью БР) при выделении 90% U, Pu, Np, Am радиологическая эквивалентность (при миграции растворимых радионуклидов) достигается в приемлемые сроки – 200 лет (песчаные породы) и 300 лет (глинистые породы).

Заключение

В предыдущей части данной работы [12] и в представленной статье впервые рассмотрена проблема оценки уровня достижения радиологической и радиологической миграционной

эквивалентности РАО и природного уранового сырья в модели развития ЯЭ в стране на период до 2100 г. с учётом факторов неопределённости. Моделируются три сценария: неопределённость замещается БР, неопределённость замещается ТР, неопределённость замещается на 50% БР и на 50% ТР. Проведены расчёты уровней достижения радиологической и радиологической миграционной эквивалентности с учётом и без учёта растворимости и миграции радионуклидов РАО. Установлено, что с позиций современных стандартов радиологической защиты населения по минимизации потенциальных канцерогенных эффектов радиационного воздействия на население приоритет в развитии ЯЭ в стране должен быть отдан сценарию 1, при котором фактор неопределённости полностью замещается БР. Полученный базовый результат требует учёта при дальнейшей корректировке Стратегического плана развития ЯЭ в стране.

Публикация подготовлена по результатам выполнения работ в Госкорпорации «Росатом» в рамках ПН «Прорыв».

Литература

1. **Адамов Е.О., Ганев И.Х.** Экологически безупречная ядерная энергетика. М.: НИКИЭТ им. Н.А. Доллежаля, 2007. 145 с.
2. Атомная энергетика нового поколения: радиологическая состоятельность и экологические преимущества /под общ. ред. В.К. Иванова, Е.О. Адамова. М.: Изд-во «Перо», 2019. 379 с.
3. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments.
4. TRS-364. Vienna: IAEA, 1994. 86 p.
5. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. TRS-472. Vienna: IAEA, 2010. 208 p.
6. ICRP. 2012. Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119 //Ann. ICRP. 2012. V. 41 (Suppl.). P. 1-130.
7. Основополагающие принципы безопасности. Серия норм МАГАТЭ по безопасности, № SF-1, МАГАТЭ, Вена, 2007 г., 23 с.
8. ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103 //Ann. ICRP. 2007. V 37, N 2-4. P. 1-332.
9. **Лопаткин А.В.** Радиационно-эквивалентное обращение с РАО. Техническая справка 01.2017 НРРЭ. М., 2017. 21 с.
10. **Иванов В.К., Чекин С.Ю., Меняйло А.Н., Максютлов М.А., Туманов К.А., Кашеева П.В., Ловачёв С.С., Адамов Е.О., Лопаткин А.В.** Уровни радиологической защиты населения при реализации принципа радиационной эквивалентности: риск-ориентированный подход //Радиация и риск. 2018. Т. 27, № 3. С. 9-23.
11. ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public; Ver. 3.0, official website. [Электронный ресурс]. URL: <http://www.icrp.org/page.asp?id=402> (дата обращения 26.06.2020).
12. **Меняйло А.Н., Чекин С.Ю., Кашеев В.В., Максютлов М.А., Корело А.М., Туманов К.А., Пряхин Е.А., Ловачёв С.С., Карпенко С.В., Кашеева П.В., Иванов В.К.** Пожизненный радиационный риск в результате внешнего и внутреннего облучения: метод оценки //Радиация и риск. 2018. Т. 27, № 1. С. 8-21.
13. **Иванов В.К., Лопаткин А.В., Меняйло А.Н., Спирин Е.В., Чекин С.Ю., Ловачёв С.С., Корело А.М., Соломатин В.М.** Достижимость радиологической эквивалентности в ЗЯТЦ на базе БР с учётом факторов неопределённости сценариев развития ядерной энергетики в России до 2100 г. Часть 1. Мощность ТР и БР //Радиация и риск. 2021. Т. 30, № 2. С. 62-76.

Achievability of radiological equivalence associated with closed nuclear fuel cycle with fast reactors: impact of uncertainty factors in scenarios of Russian nuclear power development through to 2100. Part 2. Migration of radionuclides

Ivanov V.K.^{1,2}, Lopatkin A.V.², Spirin E.V.², Solomatin V.M.², Menyajlo A.N.¹,
Chekin S.Yu.¹, Lovachev S.S.¹

¹ A. Tsyb MRRC, Obninsk;

² Joint Stock Company PRORYV, Moscow

The potential health risk of future generations of people from radioactive waste (RW) disposed in deep repository is estimated for three scenarios for the development of nuclear power in Russia. There is currently a zone of uncertainty when making decisions about future power generation technologies. For this zone of uncertainty, the following three scenarios are considered: 1) application of fast neutron reactors, FR, only; 2) application of thermal neutron reactors, TR; and 3) application of FR and TR in combination. Long-lived RW from FR is assessed to be ten times less toxic than RW from TR. After reprocessing of the wastes to extract 90% of uranium and plutonium for incineration and americium for transmutation in FR, the toxicity of RW is again reduced by 10 times. Committed effective doses and lifetime attributable risk (LAR) to the public are estimated with account of radionuclides migration from the deep storage to the surface. Due to the RW reprocessing the time to the achievement of radiation equivalence of RW stored in the repository and natural uranium ore is reduced to an acceptable time, at which the integrity of RW packages is guaranteed. From the standpoint of modern standards of radiological protection and minimization the potential carcinogenic effects of radiation exposure on the population, priority in the development of nuclear energy in Russia should be given to the first scenario of the development of nuclear power, in which FR are used as much as possible to generate electricity. This conclusion should be taken into consideration in adjusting the Strategic plan for the development of nuclear power in Russia.

Key words: *strategy of nuclear power development through to 2100, radioactive waste, deep repository, radiation-migration equivalence, lifetime attributable risk (LAR), ICRP recommendations for assessing carcinogenic risk, organ and effective doses.*

References

1. Adamov E.O., Ganev I.Kh. Environmentally pure nuclear power. Moscow, N. Dollezhal PERDI, 2007. 145 p. (In Russian).
2. New generation nuclear power: radiological viability and environmental benefits. Eds.: V.K. Ivanov, E.O. Adamov. Moscow, Pero, 2019. 379 p. (In Russian).
3. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. TRS-364. Vienna, IAEA, 1994. 86 p.
4. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. TRS-472. Vienna, IAEA, 2010. 208 p.
5. ICRP. 2012. Compendium of dose coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. *Ann. ICRP*, 2012, vol. 41 (Suppl.), pp. 1-130.
6. Fundamental safety principles. IAEA Safety Standards Series, N SF-1. Vienna, IAEA, 2007. 23 p. (In Russian).
7. ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Ann. ICRP*, 2007, vol. 37, no. 2-4, pp. 1-332.

Ivanov V.K. – Scientific Advisor of NRER, Chief Radioecologist of Project PRORYV, Chairman of RSCRP, Corresponding Member of RAS, D. Sc., Tech.; Menyajlo A.N. – Lead. Researcher, C. Sc., Biol.; Chekin S.Yu.* – Head of Lab.; Lovachev S.S. – Research Assistant. A. Tsyb MRRC. Lopatkin A.V. – Research Advisor for RE, D. Sc., Tech.; Spirin E.V. – Chief Researcher of the Dep. of the Chief Radioecologist, Project PRORYV, D. Sc., Biol.; Solomatin V.M. – Head of Dep. of the Chief Radioecologist, Project PRORYV, C. Sc., Biol. JSC PRORYV.

*Contacts: 4 Korolyov str., Obninsk, Kaluga region, Russia, 249035. Tel.: (484) 399-30-79; e-mail: nrer@obninsk.com.

8. **Lopatkin A.V.** Radiation-equivalent treatment of radioactive waste. Technical reference 01.2017 NRRE. Moscow, 2017. 21 p. (In Russian).
9. **Ivanov V.K., Chekin S.Yu., Menyajlo A.N., Maksoutov M.A., Tumanov K.A., Kashcheeva P.V., Lovachev S.S., Adamov E.O., Lopatkin A.V.** Application of the radiation equivalence principle to estimation of levels of radiological protection of the population: risk-oriented approach. *Radiatsiya i risk – Radiation and Risk*, 2018, vol. 27, no. 3, pp. 9-23. (In Russian).
10. ICRP Database of Dose Coefficients: Workers and Members of the Public; Ver. 3.0, official website. Available at: <http://www.icrp.org/page.asp?id=402> (Accessed 26.06.2020).
11. **Menyajlo A.N., Chekin S.Yu., Kashcheev V.V., Maksoutov M.A., Korelo A.M., Tumanov K.A., Pryakhin E.A., Lovachev S.S., Karpenko S.V., Kashcheeva P.V., Ivanov V.K.** Lifetime attributable risks from external and internal exposure to radiation: method for estimating. *Radiatsiya i risk – Radiation and Risk*, 2018, vol. 27, no. 1, pp. 8-21. (In Russian).
12. **Ivanov V.K., Lopatkin A.V., Menyajlo A.N., Spirin E.V., Chekin S.Yu., Lovachev S.S., Korelo A.M., Solomatin V.M.** Achievability of radiological equivalence associated with closed nuclear fuel cycle with fast reactors: impact of uncertainty factors in scenarios of Russian nuclear power development through to 2100. Part 1. Fast and thermal reactors. *Radiatsiya i risk – Radiation and Risk*, 2021, vol. 30, no. 2, pp. 62-76. (In Russian).