

С. Ю. Саенко, Г. А. Холомеев, Ж. С. Ажажа,
Л. Н. Ледовская, А. В. Пилипенко

Национальный научный центр «Харьковский физико-технический институт» (ННЦ ХФТИ), г. Харьков, Украина

Оценка эффективности изоляции радиоактивных отходов в контейнерах из различных материалов

Для глубинного хранилища остеклованных высокоактивных отходов разработана математическая модель динамики выхода радионуклидов из контейнеров во вмещающий геологический массив. На основе данной модели выполнена сравнительная оценка эффективности изоляции высокоактивных отходов для двух вариантов исполнения контейнера: из стали и из плотной коррозионно- и радиационно-стойкой керамики. Показано значительное преимущество керамического контейнера в сравнении со стальным в способности удерживать долгоживущие радионуклиды, что свидетельствует о перспективности использования керамики в качестве барьерного материала.

Ключевые слова: остеклованные высокоактивные отходы; миграция долгоживущих радионуклидов; геологическое хранилище; защитные контейнеры.

С. Ю. Саенко, Г. О. Холомеев, Ж. С. Ажажа, Л. М. Ледовська,
О. В. Пилипенко

Оцінка ефективності ізоляції радіоактивних відходів у контейнерах з різних матеріалів

Для глибинного сховища остеклованих високоактивних відходів розроблено математичну модель динаміки надходження радіонуклідів з контейнерів у геологічний масив, в якому розташоване сховище. За цією моделлю виконано порівняльну оцінку ефективності ізоляції високоактивних відходів для двох варіантів виготовлення контейнера: зі сталі і з щільної корозійно- та радіаційно-стійкої кераміки. Показано значну перевагу керамічного контейнера порівняно зі сталевим в утримуванні довгоживучих радіонуклідів, що свідчить про перспективність використання кераміки як бар'єрного матеріалу.

Ключові слова: остекловані високоактивні відходи; міграція довгоживучих радіонуклідів; геологічне сховище; захисні контейнери.

© С. Ю. Саенко, Г. А. Холомеев, Ж. С. Ажажа, Л. Н. Ледовская,
А. В. Пилипенко, 2015

Обращение с отработавшим ядерным топливом (ОЯТ) атомных станций относится к проблемам общемирового значения. Один из вариантов ее решения — химическая переработка ОЯТ, остекловывание полученных высокоактивных отходов (ВАО) и последующее их удаление (захоронение) в глубокие геологические формации.

Обеспечение безопасности подземного хранения (захоронения) радиоактивных отходов основывается на принципе мультибарьерной защиты. Ее основными инженерными барьерами являются: 1) консервирующая матрица, содержащая радионуклиды; 2) толстостенный металлический контейнер; 3) буферный слой сорбирующего материала (уплотненная бентонитовая глина) [1–3], а природным защитным барьером служит вмещающая геологическая среда (например, гранитный массив). В настоящее время в качестве матричного материала для иммобилизации ВАО предпочтение отдают стеклам, что обусловлено их химической стойкостью и однородностью состава, а также способностью включать в себя значительное количество практически всех радионуклидов.

Необходимым этапом проектирования систем геологического удаления ВАО является долгосрочное прогнозирование радиационной обстановки в зоне расположения хранилища на весь период его потенциальной опасности. Такое прогнозирование осуществляется на основе соответствующих математических моделей, при этом достоверность прогнозов во многом зависит от полноты учета как можно большего числа природных и техногенных факторов, влияющих на процессы миграции радионуклидов.

В литературе представлено большое количество разного рода подходов к математическому моделированию процессов миграции радионуклидов в инженерных и природных барьерах систем захоронения радиоактивных отходов (РАО). В зависимости от конкретной схемы хранилища и глубины проработки проблемы, существующие модели отличаются как формой и числом математических уравнений, описывающих физические процессы, так и способом решения уравнений. Так, в [4] приведено дифференциальное уравнение миграции радионуклида в локально-равновесной системе раствор—порода для однородного слоя и проанализированы стационарные решения этого уравнения, полученные аналитически. В [5, 6] процессы массопереноса радионуклидов в барьерах хранилища описаны системами нескольких дифференциальных уравнений, решение которых находится аналитически и численно. В [3, 7] дано описание глубокопроработанной комплексной математической модели миграции радионуклидов из канистр в биосферу и проведены оценки безопасности геологических хранилищ РАО в Японии.

Цель настоящей работы — разработка математической модели динамики выхода радионуклидов из контейнеров во вмещающий гранитный массив и проведение сравнительного расчетного анализа эффективности различных конструктивных решений при проектировании контейнеров для геологического удаления остеклованных ВАО.

Математическая модель, основные приближения и допущения. В статье описана разработанная нами математическая модель динамики поступления радионуклидов из контейнеров во вмещающий геологический массив подземного хранилища, геометрия и параметры которого выбраны на основе анализа литературных источников [2, 3, 8]:

глубина размещения хранилища — 500 м;

длина тоннелей — 1350 м;

расстояние между тоннелями — 50 м;

диаметр тоннелей — 2,4 м;

наружный диаметр контейнера с остеклованными ВАО — 0,65 м.

В модели учтено, что в процессе подготовки радиоактивных материалов к захоронению наработанные стеклоблоки с ВАО разливают в стальные тонкостенные канистры объемом около 200 л [9], которые после охлаждения и герметизации помещают (по три канистры) в толстостенные стальные контейнеры. Последние после герметизации и промежуточной выдержки предполагается разместить по оси горизонтальных тоннелей, пройденных в гранитном массиве на глубине 300...500 м, для длительного хранения или окончательного геологического удаления [2, 8]. С целью создания кольцевого буферного слоя пространство между контейнерами и вмещающей породой будет заполнено уплотненной бентонитовой глиной (рис. 1).

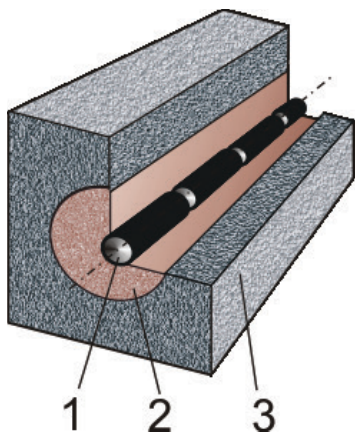


Рис. 1. Предполагаемая схема размещения контейнеров в тоннелях глубинного хранилища:
1 — стальной контейнер с остеклованными ВАО;
2 — буферный слой уплотненной бентонитовой глины;
3 — гранитный массив

Элементы хранилища в процессе его функционирования могут претерпевать существенные изменения. В начальный период (непосредственно после загрузки хранилища) остеклованные отходы надежно изолированы от внешней среды герметичным толстостенным контейнером. Согласно предварительным расчетам [7], контейнер из углеродистой стали с толщиной стенки 30 мм предохранит стеклоблок с ВАО от контакта с поровой водой окружающего гранитного массива в течение, как минимум, 1000 лет. В дальнейшем, в результате коррозии, металлические элементы защиты будут постепенно поражены сквозными дефектами, поровая вода проникнет внутрь контейнера, а затем в канистры с отходами. Нами принято, что все возникающие дефекты корпуса контейнера заполняются бентонитовой глиной, которая поступает из буферного слоя под давлением, возникающим при насыщении глины водой. В модель также введено предположение, что в течение первых 1000 лет хранения, в результате радиационного воздействия ВАО, произойдет нарушение целостности изначально монолитного стеклоблока с образованием отдельных фрагментов, форма и размеры которых для оценочных расчетов приняты одинаковыми.

В разработанной математической модели учтены такие факторы, как выщелачивание радионуклидов из стекла, миграция их в воде по трещинам стеклоблока и по сквозным дефектам в стенке контейнера, а также в буферном слое бентонитовой глины с выходом во вмещающий геологический массив. Предложенная методика в дальнейшем может быть использована в качестве модели источника радионуклидов в расчетах миграционных процессов в геологическом массиве с целью прогнозирования радиационной обстановки в зоне расположения хранилища.

При создании математической модели приняты следующие допущения:

все пористые материалы и трещины стеклоблока в описываемой модели период находятся в состоянии полного водонасыщения;

поступление радионуклидов из стеклоблока в раствор происходит за счет растворения стекла в воде, заполнившей канистры, до достижения предела растворимости каждого радионуклида в воде;

поскольку рассматриваемый этап функционирования хранилища относится к периоду хранения более 1000 лет, за которые температура стеклоблока снизится до уровня ниже 40 °С [8], диффузия радионуклидов в твердой фазе будет незначительна и в модели не учитывается;

фильтрационный поток подземных вод, существующий в граните, уносит радионуклиды, проникающие сквозь буферный слой, что обеспечивает их весьма низкую концентрацию на поверхности контакта бентонитовой глины с гранитным массивом, т. е. на периферии расчетной области;

благодаря гидроизоляционным свойствам уплотненной бентонитовой глины фильтрационный поток воды во всех пористых материалах рассматриваемой системы отсутствует, откуда следует, что миграция радионуклидов происходит исключительно по механизму молекулярной диффузии в водонасыщенной пористой среде;

процессы адсорбции и десорбции радионуклидов во всех пористых материалах носят равновесный характер и подчиняются линейной изотерме с постоянными коэффициентами распределения между твердой и жидкой фазами.

Размещение контейнеров по оси тоннелей, значительная длина тоннелей по сравнению с их диаметром и незначительная доля концевых участков в общей длине тоннелей, а также отсутствие фильтрационного потока позволяют для описания миграционных процессов в данном случае применить одномерное дифференциальное уравнение нестационарной диффузии в цилиндрических координатах. Модель допускает наличие в рассматриваемой системе произвольного числа концентрических слоев, заполненных пористыми материалами с различными миграционными и теплофизическими характеристиками. Наличие в слое непроницаемых объектов (например, щебень в бентоните или пораженная коррозией стальная стенка контейнера) учитывается введением в каждом слое среднего коэффициента площади, доступной для миграции, который равен отношению объема проницаемого материала в слое к его общему объему.

С учетом сказанного, процесс миграции радионуклидов из стеклоблока в окружающий геологический массив представлен дифференциальным уравнением диффузии для многослойного цилиндра [4, 10]

$$\varepsilon \cdot R \cdot \frac{\partial c_W}{\partial \tau} = \frac{1}{r} \frac{\partial}{\partial r} \left[r \cdot (\varepsilon \cdot k_F \cdot D_W) \frac{\partial c_W}{\partial r} \right] - \lambda \cdot \varepsilon \cdot R \cdot c_W + q_V \quad (1)$$

при начальном условии $c_W(r, \tau_1) = 0$ и следующих граничных условиях:

$$\text{на оси симметрии } \frac{\partial c_W}{\partial r}(0, \tau) = 0,$$

$$\text{на внешней границе } c_W(r_2, \tau) = 0,$$

где R — коэффициент задержки радионуклида в пористом материале каждого слоя:

$$R = 1 + \frac{K_d \cdot \rho}{\varepsilon}; \quad (2)$$

K_d — коэффициент распределения радионуклида в пористом материале, м³/кг; ρ — плотность сухого пористого материала, кг/м³; ε — активная пористость материала в слое; c_W — концентрация радионуклида в растворе на радиусе r в момент времени τ , Бк/м³; τ — текущее время ($\tau = \tau_1 \dots \tau_k$), с; τ_1 — время начала поступления воды в трещины стеклоблока (в расчетах принято $\tau_1 = 1000$ лет); τ_k — конечное время расчета; r — текущий радиус ($r = 0 \dots r_2$), м; r_2 — радиус туннеля хранения; k_F — коэффициент площади, доступной для миграции в каждом слое; D_W — коэффициент диффузии радионуклида в водном растворе, м²/с; λ — постоянная распада данного радионуклида, с⁻¹; q_V — интенсивность поступления радионуклида в раствор в каждом слое в момент времени τ , Бк/(м³·с).

Учитывая, что радионуклид будет выходить из стекла конгруэнтно с веществом матрицы и что для оценочных расчетов принята кубическая форма фрагментов разрушенного стеклоблока, интенсивность поступления радионуклида в раствор представлена зависимостью

$$q_V(\tau) = c_{V0} \cdot n_V \cdot Y_V \cdot 6 \left[a_1 - 2Y_V \cdot (\tau - \tau_1) \right]^2 \cdot e^{-\lambda \cdot \tau},$$

$$a_1 - 2Y_V \cdot (\tau - \tau_1) \geq 0,$$

где c_{V0} — концентрация радионуклида в стекле в момент времени $\tau_0 = 0$ (во время загрузки ВАО в хранилище), Бк/м³; n_V — среднее число фрагментов стеклоблока в единице объема, м⁻³; Y_V — линейная скорость растворения стекла с ВАО в водной среде, м/с; a_1 — начальный (при $\tau = \tau_1$) средний размер фрагментов стекла, принятый в расчете, м.

Линейная скорость растворения стекла в водной среде определяется отношением

$$Y_V = M_c / \rho_c,$$

где M_c — интенсивность растворения стекла в процессе выщелачивания в водной среде, кг/(м²·с); ρ_c — плотность стекла, кг/м³.

В расчетах по данной методике определяется концентрация радионуклидов в воде, заполнившей трещины стеклоблока, и при достижении предела растворимости интенсивность поступления радионуклидов в раствор ограничивается программно.

Дифференциальное уравнение (1) решается численно в системе программирования Mathcad разностным методом по неявной консервативной схеме в цилиндрических координатах [10]. Результатом расчетов является пространственно-временное распределение концентрации и величины потока рассматриваемого радионуклида в процессе функционирования хранилища. Кроме того, определяется интенсивность выхода потока в окружающий геологический массив в расчете на единицу длины туннеля, Бк/(м·с):

$$q_2(\tau) = -2\pi r_2 \cdot \varepsilon \cdot k_F \cdot D_W \frac{\partial c_W}{\partial r}(r_2, \tau),$$

где ε и k_F — параметры бентонита в буферном слое.

Оценочный расчет выхода радионуклидов из хранилища. В соответствии с данной моделью выполнены расчеты выхода радионуклидов из хранилища остеклованных ВАО, полученных от переработки ОЯТ реакторов ВВЭР-1000 (выгорание 40500 МВт·сут/т, исходное обогащение 4,4 % [11]).

Для определения начальной концентрации радионуклидов в стеклоблоке принято, что при переработке 1 т ОЯТ образуется 0,4 м³ остеклованных ВАО [1], в которые из топлива полностью переходят все продукты деления и не более чем по 1 % урана, плутония и йода [7]. В рассматриваемом временном диапазоне (более 1000 лет хранения) в процессах миграции будут участвовать только долгоживущие радионуклиды. Свойства радионуклидов, рассмотренных в данной работе, приведены в табл. 1 [11, 12].

Таблица 1. Свойства радионуклидов, принятых в расчетах миграции

Нуклид	Период полураспада, лет	Начальная активность в контейнере, Бк/тУ, [11]	Предел растворимости, Бк/м ³ [12]	Диффузионные характеристики радионуклидов в бентоните [12]		Коэффициент задержки радионуклидов в бентоните; расчет по формуле (2)
				Эффективный коэффициент диффузии, м ² /с	Коэффициент распределения, м ³ /кг	
Se-79	6,50·10 ⁴	1,51·10 ¹⁰	5,27·10 ⁵	7·10 ⁻¹¹	0,003	12,6
Nb-94	2,03·10 ⁴	3,74·10 ⁶	8,93·10 ¹¹	5·10 ⁻¹⁰	0,2	776,6
Tc-99	2,13·10 ⁵	5,99·10 ¹¹	4,92·10 ⁵	5·10 ⁻¹⁰	0,1	388,8
I-129	1,57·10 ⁷	1,44·10 ⁷	Не огранич.	3·10 ⁻¹²	0,0	1,0
Cs-135	2,30·10 ⁶	1,80·10 ¹⁰	Не огранич.	6·10 ⁻¹⁰	0,05	194,9
Pu-239	2,413·10 ⁴	1,26 ·10 ¹¹	2,93·10 ⁵	3·10 ⁻¹⁰	3,0	1,164·10 ⁴
Am-243	7,38·10 ³	8,78·10 ¹¹	1,68·10 ⁸	7·10 ⁻¹¹	3,0	1,164·10 ⁴

Таблица 2. Свойства материалов в слоях

Номер слоя	Материал слоя	Толщина слоя, мм	Наружный диаметр слоя, мм	Коэффициент площади, доступной для миграции	Параметры проницаемой компоненты [12]		Коэффициент задержки плутония
					Пористость	Плотность, кг/м ³	
1	Растрескавшийся стеклоблок	285	570	0,5	1,0	0	1,0
2	Вода в зазоре между стеклоблоком и стенкой контейнера	10	590	1,0	1,0	0	1,0
3	Стенка контейнера (сквозные дефекты, заполненные бентонитом)	30	650	0,5	0,41	1590	1,164·10 ⁴
4	Бентонит (буферный слой)	875	2400	1,0	0,41	1590	1,164·10 ⁴

Толщина и наружный диаметр каждого слоя, а также свойства материалов в слоях приведены в табл. 2. В расчетах тонкостенная оболочка канистры не учтена: предполагается, что при хранении более 1000 лет она полностью разрушится коррозией, а образовавшийся зазор между стеклоблоком и стенкой контейнера заполнится водой (см. слой № 2, табл. 2). Плотность пористого материала в этом зазоре и в трещинах стеклоблока принята равной нулю.

В табл. 2 приведены данные, использованные в оценочном расчете процесса миграции изотопа плутония-239 в тоннеле для варианта стального контейнера, в том числе коэффициент задержки Pu-239, полученный по формуле (2).

В расчете принято, что интенсивность растворения стекла составляет 10^{-6} г/(см²·сут) в процессе выщелачивания, начальный (при $\tau = 1000$ лет хранения) средний размер фрагментов разрушившегося стеклоблока — 100 мм.

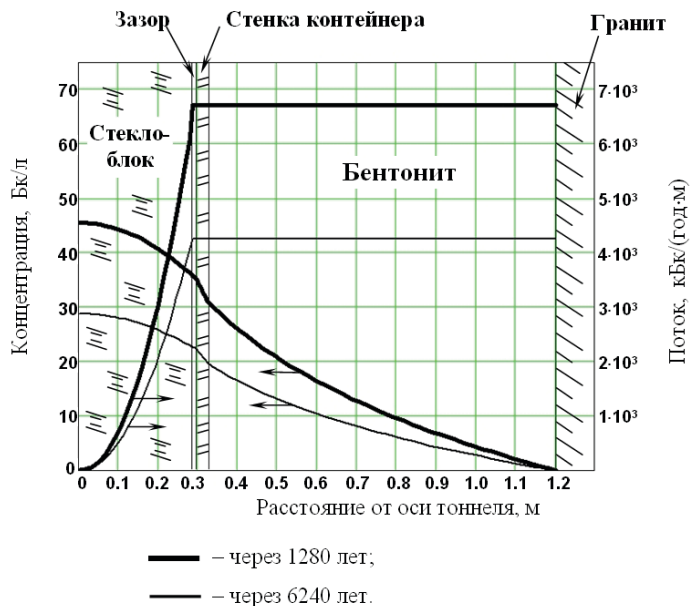


Рис. 2. Концентрация и величина потока изотопа Pu-239 вдоль радиуса тоннеля в хранилище остеклованных ВАО (для стальных контейнеров) через различные промежутки времени после захоронения

На рис. 2 показаны результаты расчета распределения концентрации и величины потока изотопа Pu-239 вдоль радиуса тоннеля для двух значений времени функционирования хранилища: 1280 и 6240 лет хранения.

Как видим, поток изотопа Pu-239 ($T_{1/2} = 2,41 \cdot 10^4$ лет) в буферном слое бентонитовой глины — величина постоянная. Это свидетельствует о том, что долгоживущие радионуклиды не успевают сколько-нибудь заметно распадаться в буферном слое, и их поток может быть снижен только окружающим геологическим массивом. В то же время бентонитовая глина обладает такими гидроизоляционными свойствами, которые обеспечивают во всех пористых материалах рассматриваемой системы отсутствие фильтрационного потока, что заложено в представленной математической модели.

Сравнительная оценка интенсивности выхода радионуклидов в геологический массив из контейнеров различного исполнения. Обеспечение безопасности окружающей среды является определяющим фактором в выборе вариантов надежной изоляции наиболее опасных радиоактивных отходов, содержащих долгоживущие радионуклиды. В связи с этим представленная математическая модель использована для сравнения эффективности контейнеров с точки зрения минимизации выхода радионуклидов во вмещающий гранитный массив. Проведен сравнительный расчетный анализ изоляционных характеристик контейнеров двух вариантов исполнения: традиционного (стальной) и альтернативного — из плотной коррозионно- и радиационно-стойкой керамики на основе, например, ZrO_2 . Принято, что герметичность соединения крышки с корпусом в стальном контейнере будет обеспечена сваркой (на период не менее 1000 лет хранения), а в керамическом контейнере — плотной посадкой крышки в корпус по притертой конической поверхности с использованием герметизирующего цементного состава, пористость которого в оценочном расчете принята равной 0,4. Кроме того, учтено, что предложенный керамический материал не имеет открытой пористости, следовательно, отсутствует диффузия сквозь корпус и крышку контейнера; керамика на протяжении всего расчетного времени эксплуатации хранилища не подвержена коррозии, благодаря чему выход радионуклидов из контейнера возможен только по цементующему пористому материалу в зазоре между корпусом и крышкой контейнера. Предположительные размеры зазора: средняя ширина — 0,4 мм, глубина — 30 мм, средний

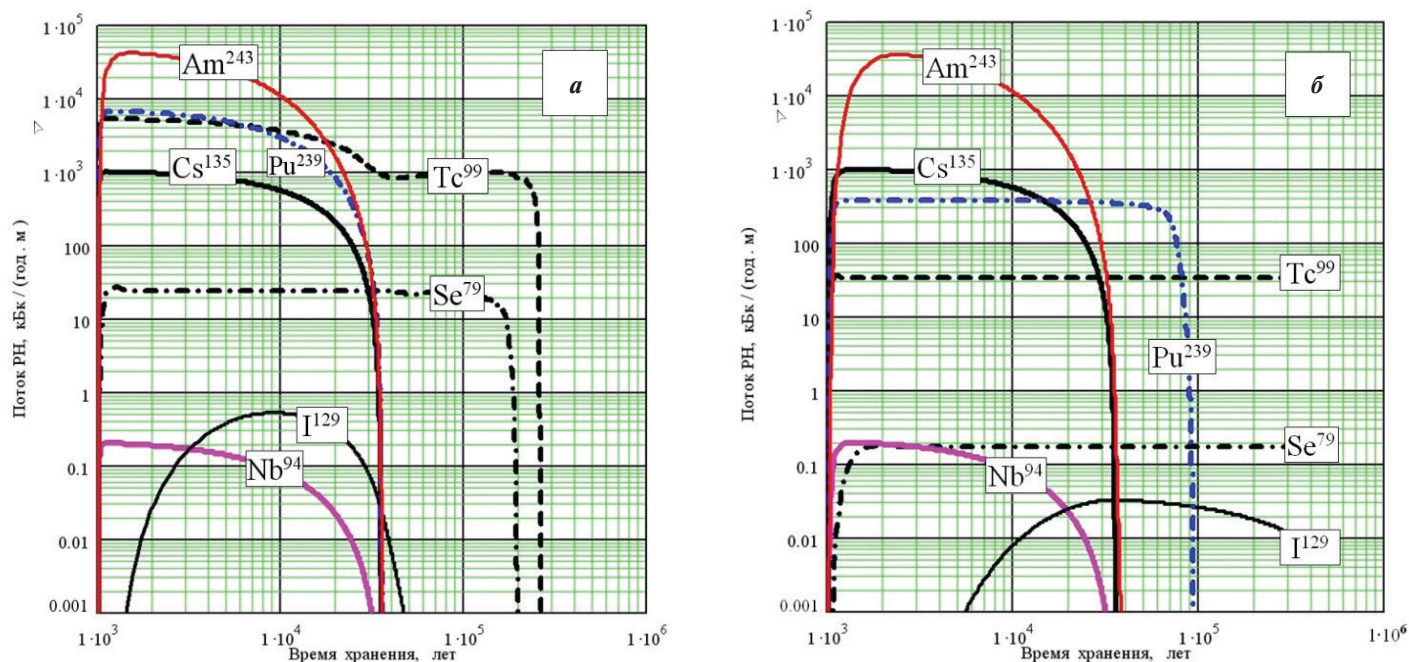


Рис. 3. Результаты расчета выхода радионуклидов из контейнеров с радиоактивными отходами в окружающий гранитный массив для двух вариантов исполнения: а – стальной контейнер ($k_F = 0,5$); б – керамический контейнер ($k_F = 4,3 \cdot 10^{-4}$)

Таблица 3. Численное сравнение величин максимального потока радионуклидов из керамического и стального контейнера

Нуклид	Максимальные потоки РН из контейнеров, кБк/(лет·м)		Отношение максимальных потоков РН из керамического и стального контейнера	Предел растворимости, Бк/м ³ [12]
	Стальной контейнер (см. рис. 3, а)	Керамический контейнер (см. рис. 3, б)		
Se-79	24,07	0,179	$0,742 \cdot 10^{-2}$	$5,27 \cdot 10^5$
Nb-94	0,200	0,195	0,975	$8,93 \cdot 10^{11}$
Tc-99	5266,3	34,3	$0,651 \cdot 10^{-2}$	$4,92 \cdot 10^5$
I-129	0,5175	0,0321	$0,620 \cdot 10^{-1}$	Не огранич.
Cs-135	999,3	984,8	0,986	Не огранич.
Pu-239	6742,6	380,3	$0,564 \cdot 10^{-1}$	$2,93 \cdot 10^5$
Am-243	41175	35166	0,854	$1,68 \cdot 10^8$

диаметр — 620 мм. При этих параметрах для керамического контейнера высотой 930 мм рассчитан коэффициент площади, доступной для миграции: $k_F = 4,3 \cdot 10^{-4}$. Для стального контейнера принято $k_F = 0,5$.

Результаты расчета потока долгоживущих радионуклидов из контейнеров в окружающий гранитный массив через более 1000 лет хранения остеклованных ВАО представлены на рис. 3.

Для численного сравнения эффективности изоляции ВАО в контейнерах из стали и керамики на основании результатов, приведенных на рис. 3, вычислены отношения величин максимального потока радионуклидов (РН) из этих контейнеров в окружающий гранитный массив (табл. 3).

Результаты расчетов, представленные на рис. 3 и в табл. 3, показали, что из керамического контейнера (при прочих равных условиях) выход большинства рассмотренных радионуклидов на один-два порядка меньше, чем из стального контейнера. Приведенные в табл. 3 предельные растворимости демонстрируют значительное влияние этого параметра на выход радионуклидов из керамического контейнера: наиболее эффективно керамические контейнеры задерживают нуклиды с пределом растворимости в воде до 10^6 Бк/м³ (Se, Tc, Pu). Выход йода, несмотря на его неограниченную растворимость, из керамического контейнера на порядок меньше, чем из стального, что обусловлено низким эффективным коэффициентом диффузии йода (см. табл. 1).

Выводы

Для глубинного хранилища высокоактивных отходов АЭС разработана математическая модель динамики поступления радионуклидов из контейнеров с остеклованными ВАО во вмещающий геологический массив. Модель основана на решении численным методом дифференциального уравнения нестационарной диффузии в цилиндрических координатах для многослойного цилиндра. В дальнейшем она может быть использована в качестве математической модели источника радионуклидов в геологическом массиве при расчетах с целью прогнозирования радиационной обстановки в районе размещения подземного хранилища РАО.

В математической модели учтены процессы выщелачивания радионуклидов из стекла и их миграции в пористой водонасыщенной многослойной системе: по трещинам стеклоблока, по сквозным дефектам в стенке контейнера, в буферном слое бентонитовой глины с выходом во вмещающий геологический массив. Результаты расчетов, основанных на данной модели, представляют распределение концентрации и величины потока каждого радионуклида вдоль радиуса тоннеля в любой момент времени хранения ВАО.

С целью выбора более безопасного для окружающей среды варианта окончательной изоляции высокоактивных отходов выполнен сравнительный расчетный анализ эффективности двух вариантов исполнения контейнера — из стали и из плотной коррозионно- и радиационно-стойкой керамики, например ZrO_2 . Результаты сравнения показали, что из керамического контейнера (при прочих равных условиях) выход большинства рассмотренных долгоживущих радионуклидов на один-два порядка меньше, чем из стального контейнера. Таким образом, продемонстрирована перспективность рассмотрения керамики в качестве альтернативного материала для защитных контейнеров при решении проблемы безопасной окончательной изоляции высокоактивных отходов атомной энергетики.

Список использованной литературы

1. Ядерная энергетика. Обращение с отработанным ядерным топливом и радиоактивными отходами / Ажажа В. М., Белоус В. А., Габелков С. В., Джур Е. А., Крикун Ю. А., Левенец В. В., Лисиченко Г. В., Неклюдов И. М., Саенко С. Ю., Тарасов Р. В., Шилыев Б. А., Широков Б. М., Щур А. В.; под ред. И. М. Неклюдова. — К. : Наук.думка, 2006. — 253 с.
2. Радиоактивные отходы Украины. Состояние, проблемы, решения / Авдеев О. К., Кретинин А. А., Леденев А. И., Скворцов В. В., Удод В. В., Шахов А. А.; под ред. Э. В. Собоновича. — К. : ДрУк, 2003. — 400 с.
3. Methodology of Safety Assessment and Sensitivity Analysis for Geologic Disposal of High-Level Radioactive Waste / H. Kimura, T. Takahashi, S. Shima, H. Matsuzuru // Journal of Nuclear Science and Technology. — 1995. — V. 32, No. 3. — Pp. 206—217.
4. Спасенных М.Ю. Влияние режима взаимодействия вода — порода на миграцию радионуклидов в водонасыщенных средах / М. Ю. Спасенных // Геохимия. — 1997. — № 2. — С. 218—225.
5. Оценка выхода радионуклидов из контейнеров с отходами разной формы / А. Л. Федоров, А. И. Дорожкин, Т. Н. Федотова, В. Т. Сорокин // Атомная энергия. — 1998. — Т. 85, № 1. — С. 382—390.
6. Федоров А.Л. Оценка безопасности хранилища с отвержденными радиоактивными отходами, упакованными в бетонные контейнеры / А. Л. Федоров, А. И. Дорожкин, В. Т. Сорокин // Атомная энергия. — 1996. — Т. 81, № 1. — С. 40—47.

7. Sensitivity Analysis of Geologic Disposal of High-level Radioactive Waste for Conceptual Geologic Media / H. Kimura, T. Takahashi, S. Shima, H. Matsuzuru // Journal of Nuclear Science and Technology. — 1995. — V. 32, No. 5. — Pp. 439—449.

8. Теплофизические аспекты выбора параметров глубинного хранилища высокоактивных отходов и отработанного ядерного топлива / Ж. С. Ажажа, Л. Н. Ледовская, А. В. Пилипенко, С. Ю. Саенко, Г. А. Холмогоров // Ядерна та радіаційна безпека. — 2012. — № 1. — С. 44—48.

9. Полуэктов П.П. Научные подходы и технические решения в области обращения с жидкими высокоактивными отходами / П. П. Полуэктов, Л. П. Суханов, Ю. И. Матюнин // Российский химический журнал. — 2005. — Т. XLIX, № 4. — С. 29—41.

10. Калиткин Н.Н. Численные методы / Н. Н. Калиткин. — М. : Наука, 1978. — 512 с.

11. Радиационные характеристики облученного ядерного топлива : Справочник / Колобашкин В. М., Рубцов П. М., Ружанский П. А., Сидоренко В. Д. — М. : Энергоатомиздат, 1983. — 384 с.

12. Radionuclide transport calculations SR-97 : Technical Report TR-99-23 / Maria Lindgren. Fredrik Lindstrom. — Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, December, 1999. — 83 с. [Электронный ресурс]. — Режим доступа: <http://www.skbc.se/upload/publications/pdf/TR-99-23.pdf>

References

1. Azhazha, V.M., Belous, V.A., Gabelkov, S.V., Dzhur, E.A., Krikun, Yu.A., Levenets, V.V., Lisichenko, G.V., Neklyudov, I.M., Sayenko, S.Yu., Tarasov, R.V., Shilyayev, B.A., Shirokov, B.M., Shchur, A.V. (2006), "Nuclear Engineering. Spent Fuel and Radioactive Waste Management". Ed. by I.M. Neklyudov [Yadernaia energetika: obrashcheniie s otrabotannym yadernym toplivom i radioaktivnymi otkhodami], Naukova Dumka, Kyiv, 253 p. (Rus)
2. Avdeiev, O.K., Kretinin, A.A., Ledenyev, A.I., Skvortsov, V.V., Udod, V.V., Shakhov, A.A. (2003), "Radioactive Waste of Ukraine. Status, Problems and Solutions". Ed. by E.V. Sobotovich. [Radioaktivnyie otkhody Ukrainy. Sostoianiiie, problemy, resheniia], Druk, Kyiv, 400 p. (Rus)
3. Kimura, H., Takahashi, T., Shima, S., Matsuzuru, H. (1995), "Methodology of Safety Assessment and Sensitivity Analysis for Geologic Disposal of High-Level Radioactive Waste", Journal of Nuclear Science and Technology, V. 32, No. 3, pp. 206—217.
4. Spasennykh, M.Yu. (1997), "The Effect of Mode of Interaction Water — Rock on the Migration of Radionuclides in Watersaturated Environments" [Vliianiie rezhima vzaimodeistviia voda — poroda na migratsiiu radionuklidov v vodonasyschennykh sredakh], Geochemistry, No. 2, pp. 218—225. (Rus)
5. Fiodorov, A.L., Dorozhkin, A.I., Fedotova, T.N., Sorokin, V.T. (1998), "Estimation of Radionuclide Release from Various Shapes Waste Containers" [Otsenka vykhoda radionuklidov iz konteynerov s otkhodami raznoi formy], Nuclear Energy, V. 85, No. 1, pp. 382—390. (Rus)
6. Fiodorov, A.L., Dorozhkin, A.I., Sorokin, V.T. (1996), "Estimation of Safety of Repository with Solid Radioactive Waste Packed in Concrete Containers" [Otsenka bezopasnosti khranilishcha s otverzhdennymi radioaktivnymi otkhodami, upakovannymi v betonnye konteynery] Nuclear Energy, V. 81, No. 1, pp. 40—47. (Rus)
7. Kimura, H., Takahashi, T., Shima, S., Matsuzuru, H. (1995), "Sensitivity Analysis of Geologic Disposal of High-Level Radioactive Waste for Conceptual Geologic Media", Journal of Nuclear Science and Technology, V. 32, No. 5, pp. 439—449.
8. Azhazha, Zh.S., Ledovskaya, L.N., Pilypenko, A.V., Sayenko, S.Yu., Kholomyeyev, G.A. (2012), "Thermophysical Aspects of Choice of Parameters of Deep Disposal of High-Level Waste and Spent Nuclear Fuel" [Teplofizicheskie aspekty vybora parametrov glubinnogo khranilishcha vysokoaktivnykh otkhodov i otrabotannogo yadernogo topliva], Nuclear and Radiation Safety, No. 1, pp. 44—48. (Rus)
9. Poluektov, P.P., Sukhanov, L.P., Matyunin, Yu.I. (2005), "Scientific Approaches and Technical Solutions in the Field of Liquid High-Level Waste" [Nauchnyie podkhody i tekhnicheskie resheniia

v oblasti obrashcheniia s zhidkimi vysokoaktivnymi otkhodami], Russian Chemical Journal. V. XLIX, No. 4, pp. 29–41. (Rus)

10. Kalitkin, N.N. (1978), “Numerical Methods” [Chislennye metody], Nauka, Moscow, 512 p. (Rus)

11. Kolobashkin, V.M., Rubtsov, P.M., Ruzhanskiy, P.A., Sidorenko, V.D (1983), “The Radiation Characteristics of Irradiated Nuclear Fuel. Reference Book” [Radiatsionnyie kharakteristiki obluchonnogo yadernogo topliva. Spravochnik], Energoatomizdat, Moscow, 384 p. (Rus)

12. Lindgren, M., Lindstrom, F. (1999), “SR-97 Radionuclide Transport Calculations — Technical Report TR-99–23”, Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., 83 p., available at: <http://www.skb.se/upload/publications/pdf/TR-99–23.pdf>

Получено 03.04.2015.

Шановні панове!

Повідомляємо про початок передплати періодичних видань на II півріччя 2015 року. Ви маєте можливість оформити передплату за оновленими каталогами ДП «Преса» в поштових відділеннях або на сайті www.presa.ua, а також на підставі надісланого редакцією рахунку-фактури на замовлення зацікавлених організацій та окремих осіб.

Наш передплатний індекс — 37781.

Сподіваємось бачити Вас і Ваших колег серед постійних читачів і авторів журналу.