

УЧЕТ НАСЫЩЕНИЯ ИНЖЕНЕРНЫХ БАРЬЕРОВ, КОРРОЗИИ СТАЛЬНЫХ КОНТЕЙНЕРОВ, ОБРАЗОВАНИЯ ВОДОРОДА И МИГРАЦИИ В ТРЕЩИНОВАТЫХ ГОРНЫХ ПОРОДАХ В ОЦЕНКАХ ВЫХОДА СЛАБО СОРБИРУЕМЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ИЗ ПГЗРО

С. А. Богатов, В. В. Сускин

Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, Москва

Статья поступила в редакцию 14 марта 2023 г.

Рассматривается влияние насыщения бентонита, разгерметизации упаковок и сети водопрводящих трещин на миграцию долгоживущих, слабо сорбируемых радионуклидов из пункта глубинного захоронения радиоактивных отходов (ПГЗРО). Оценивается влияние на его долговременную безопасность пространственно-временной дисперсии переноса радионуклидов, связанной с перечисленными процессами, на примере ¹²⁹I. Показано, что данные эффекты могут обеспечивать существенную задержку миграции радионуклидов, но мало влияют на долговременную безопасность ПГЗРО для слабо сорбируемых изотопов с периодами полураспада более ста тысяч лет. Рассматриваются возможности повышения безопасности ПГЗРО для таких радионуклидов.

Ключевые слова: радиоактивные отходы, глубинное захоронение, насыщение бентонита, слабо сорбируемые долгоживущие радионуклиды, сеть водопрводящих трещин, долговременная безопасность.

Введение

Одной из основных проблем, стоящих перед атомной промышленностью, является безопасное захоронение радиоактивных отходов (РАО), в особенности это касается отходов, содержащих долгоживущие радионуклиды и требующих глубинного захоронения в геологических формациях (по российской классификации — РАО классов 1 и 2 [1], далее РАО класса 1 — РАО). Кроме очевидных проблем, связанных с высокой радиологической опасностью и остаточным

тепловыделением РАО и требующих разработки сложных и дорогостоящих технических решений, остаются и методологические вопросы, универсальных ответов на которые до сих пор не найдено.

Среди последних можно выделить задачу численных оценок временного периода, в течение которого пункт глубинного захоронения должен гарантировать локализацию радионуклидов, содержащихся в помещенных в него РАО.

В российском нормативе [2] от ПГЗРО требуется «...надежная изоляция¹, обеспечивающая радиационную безопасность человека и окружающей среды на весь период потенциальной опасности РАО». Однако в настоящее время установлено, что основная потенциальная опасность ПГЗРО связана с возможным выходом в окружающую среду (ОС) долгоживущих, практически не сорбируемых форм радионуклидов, включая ³⁶Cl, ⁷⁹Se, ⁹⁹Tc, ¹²⁹I, с периодами полураспада 3,01·10⁵, 3,27·10⁵, 2,13·10⁵ и 1,57·10⁷ лет соответственно (см., например, [3], [4], в которых приведены оценки безопасности планируемых зарубежных ПГЗРО в кристаллических породах, чьи характеристики близки к проекту российского пункта захоронения на участке «Енисейский» [5]).

Обоснование «надежной изоляции» радионуклидов, сохраняющих радиологическую опасность в течение сотен тысяч и миллионов лет, в понимании полного предотвращения их поступления в ОС едва ли возможно. Для решения данной проблемы существуют два подхода.

В российском руководстве по безопасности [7] указывается, что расчетный период рекомендуется ограничивать сроком, для которого результаты прогнозных вычислений показывают, что уровень радиационного воздействия ПГЗРО на население достигает максимального значения и далее уже не может возрастать. Данный подход подразумевает возможность прогноза переноса радионуклидов за пределы защитных барьеров за время, в пределах которого такие предположения можно считать достоверными.

Если максимум выхода радионуклидов не ожидается в пределах временного интервала, в течение которого расчетные оценки можно считать надежными, применяются иные подходы. Примером может служить обоснование безопасности финского ПГЗРО в Олкилуото [8], основанное на требованиях [9]. Это связано с использованием в скандинавских концепциях медных контейнеров, теоретически способных сохранять герметичность не менее сотен тысяч лет, и предполагает проведение количественных оценок безопасности² лишь для периода в 10000 лет. Считается, что данный срок является

максимальным, в течение которого можно хоть как-то прогнозировать глобальные изменения климата, геологические процессы, поведенческие привычки и рационы людей. Для больших времен при обосновании безопасности используются качественные и полукачественные подходы, основанные на общих соображениях, рассмотрении природных объектов-аналогов и т. п. В действительности при этом время сохранения защитных свойств ПГЗРО ограничивается периодом сохранения герметичности упаковок с РАО. Хотя оно и ожидается очень большим, тем не менее может оказаться недостаточным для обеспечения радиационной безопасности для вышеперечисленных радионуклидов.

В качестве одного из возможных технических решений для российского ПГЗРО на участке «Енисейский» рассматривается размещение РАО в стальных контейнерах (см., например, [10], [11]). Скорость коррозии и время сохранения их изолирующей способности в подземных условиях значительно уступают аналогичным показателям для медных контейнеров, и при данном подходе к поддержанию безопасности ПГЗРО не предполагается полного предотвращения выхода радионуклидов в ОС. Вместо этого рассматривается возможность очень медленного протекания этого процесса в течение значительного временного периода, который, с учетом радиоактивного распада и естественных процессов в ОС (разбавления в различных средах и перехода радионуклидов в менее подвижные формы), может оказаться достаточным для снижения радиационного воздействия ПГЗРО до приемлемого уровня.

Этот подход, при положительном заключении о безопасности ПГЗРО, можно считать более обоснованным, чем предположения о сохранении герметичности медных контейнеров в течение неопределенно долгого срока.

В данной работе рассматривается влияние двух механизмов задержки переноса радионуклидов: распределенные во времени процессы насыщения ПГЗРО подземными водами (ПВ) после закрытия и особенности разгерметизации и выхода радионуклидов из контейнера, а также проводится сравнение с вариантом оценки безопасности, при котором предполагается мгновенное исчезновение оболочек всех контейнеров.

Полученные оценки влияния данных механизмов проводились по критерию ожидаемого потенциального радиационного воздействия на население после закрытия ПГЗРО. Для их проведения была разработана упрощенная интегральная расчетная модель на основе программного

¹ В словаре МАГАТЭ [6] термин «изоляция» (isolation) характеризует физическое отделение РАО от окружающей среды с целью предотвращения физического контакта с ними людей и снижения негативного влияния ОС на инженерные барьеры и касается в основном вмещающих пород. Предотвращение или контроль выбросов радиоактивного материала в ОС соответствуют термину «локализация» (confinement).

² В качестве источника рассматривался выход радионуклидов из незамеченных разуплотнений в сварных швах медных контейнеров.

средства GoldSim [12], [13], в которой рассматривался гипотетический ПГЗРО, повторяющий технические решения по инженерным барьерам финской концепции KBS-3V [14], но вместо медных рассматривались стальные контейнеры. Описание этой модели не входит в задачу данной работы. Пока лишь отметим, что радионуклидный состав РАО взят из [15], параметры геосферы и биосферы — из [16], [17] соответственно. Для доказательства работоспособности модели проводились кросс-верификационные расчеты. Полученные данные не могут рассматриваться как оценки безопасности реального объекта — ряд ключевых параметров пока отсутствует, и для них использовались значения объектов-аналогов, которые, однако, могут применяться для сравнения.

Насыщение ПГЗРО и разгерметизация контейнеров

Рассматривается условный стальной контейнер с РАО, имеющий внутренние размеры $\varnothing 0,6 \times 3$ м и толщину оболочек 0,15 м (внешний габарит контейнера — $\varnothing 0,9 \times 3,3$ м).

Насыщение ПГЗРО после закрытия

Объемы ПГЗРО, которые будут заполняться водой после его закрытия можно разделить на легко доступные (макроскопические пустые объемы типа подкровельного пространства, зазоры между упаковками с РАО и фрагментами обратного заполнения выработок) и менее доступный поровый объем бентонита, который обладает низкой проницаемостью.

Время насыщения t легкодоступного объема V_0 можно оценить из соотношения:

$$t = \frac{V_0}{Q_0}, \quad (1)$$

где Q_0 — средний поток ПВ, наполняющих ПГЗРО. Он будет достаточно изотропным (поступать в выработки со всех сторон) и зависеть от времени — по мере насыщения ПГЗРО оставшийся в выработках воздух будет сжиматься и не сможет выходить наружу, пока его давление не сравняется с гидростатическим на глубине ПГЗРО, P . На этом уровне $d = 500$ м, $P = \rho \cdot g \cdot d$, где ρ — плотность воды (≈ 1000 кг/м³), g — ускорение свободного падения (9,81 м/с²) и $P \approx 5$ МПа.

Для грубых оценок величины t можно использовать подход из [18], в котором для Q_0 приведена формула:

$$Q_0 = \frac{8rk\rho g d}{\mu}, \quad (2)$$

где r — эквивалентный радиус ПГЗРО, k — средняя проницаемость горных пород (ГП), μ — динамическая вязкость воды. Учет противодавления сжимаемого воздуха увеличивает время насыщения чуть больше чем на 10% [18], и в данных грубых оценках не производится.

Для ПГЗРО с размерами в плане 300×700 м = $2,1 \cdot 10^5$ м² радиус круга той же площади составит $r = 258$ м. Динамическую вязкость воды для оценок примем равной $\mu = 10^{-3}$ Па·с. Коэффициент проницаемости, k , связан с коэффициентом фильтрации, K , соотношением:

$$k = \frac{K\mu}{\rho g}. \quad (3)$$

Принимая среднее по глубине значение коэффициента фильтрации $K = 10^{-9}$ м/с [16], получим значение k порядка 10^{-16} м², а $Q_0 \approx 3 \cdot 10^4$ м³/год согласно (2). При экспертной оценке ожидаемого легко доступного пустого объема ПГЗРО $V_0 = 3 \cdot 10^4$ м³ значение t составит приблизительно один год.

В качестве длительно насыщаемого объема ПГЗРО рассмотрим натриевый бентонит с сухой плотностью 1,6 г/см³. Согласно [19], [20] его коэффициент фильтрации K составит примерно $5 \cdot 10^{-14}$ м/с при пористости $\varphi \approx 0,4$ и характерном размере пор a — доли мкм.

При градиенте гидравлического напора, определяемого глубиной расположения ПГЗРО d и проникновения ПВ x , скорость их распространения будет определяться законом Дарси и, приближенно, уравнением:

$$\frac{dx}{dt} = \frac{K}{\varphi} \cdot \frac{d}{x}, \quad (4)$$

решением которого для времени насыщения t буфера толщиной x , является выражение:

$$t = \frac{\varphi x^2}{2Kd}. \quad (5)$$

В данном подходе не учитывается зависимость K от насыщения порового пространства и капиллярное давление (давление «всасывания» ПВ в поры бентонита). Предполагается, что фронт его насыщения «плоский» и градиент гидравлического напора определяется отношением высоты слоя воды d к толщине слоя ненасыщенного бентонита x . Капиллярные эффекты в частично насыщенном бентоните будут приводить к ускорению проникновения и размыванию фронта ПВ в нем, но точно оценить их при отсутствии детальной информации трудно. Для порядковой оценки величины давления всасывания ΔP , при рассмотрении размера пор $a/2$ как радиуса кривизны капилляра, можно принять:

$$\Delta P = 2\sigma/a. \quad (6)$$

При значении коэффициента поверхностного натяжения для контакта ПВ и бентонита $\sigma = 7 \cdot 10^{-2}$ Н/м характерное изменение давления при размере пор 0,1 мкм составит 1,4 МПа, или менее 30% от гидростатического давления (5 МПа), для больших размеров пор оно будет пренебрежимо мало. Таким образом, для точности данных расчетов капиллярными эффектами можно пренебречь, и при принятых значениях параметров время насыщения бентонитового буфера толщиной $x = 0,5$ м составит около 60 лет.

Данная оценка является очень упрощенной и справедлива для буфера, расположенного около водопроницающей трещины, обеспечивающей достаточное поступление ПВ. Реально расстояние между водопроницаемыми трещинами в кристаллических ГП (при соблюдении критериев их соответствия требованиям ПГЗРО) составляет несколько метров, и эффективная толщина буфера x может оказаться не менее чем на порядок выше принятой. Более точное определение его наполнения в кристаллических породах, чьи характеристики соответствуют рассматриваемым, дает время насыщения бентонита от нескольких десятков (при расположении в непосредственной близости от трещины) до нескольких десятков тысяч (при расположении далеко от нее) лет [21].

Более реалистичные оценки должны проводиться с комплексным учетом ряда физико-химических процессов, включая изменения температуры, механические нагрузки, химические взаимодействия и т. п. Их рассмотрение выходит за рамки данной статьи, однако должно учитываться при обосновании безопасности. Для концепции KBS-3V данные вопросы решены путем разработки ряда критериев, обеспечивающих долговременную стойкость системы инженерных барьеров. В частности, установка предельной температуры на границе контейнер–бентонит не более 100 °С должна предотвратить кипение воды при насыщении (давление насыщающей воды на глубине выше атмосферного и температура кипения выше) и химические трансформации бентонита, минимально допустимая сухая плотность бентонита должна обеспечить достаточно низкую проницаемость, давление набухания и предотвращение жизнедеятельности микробов при сохранении определенной пластичности, имеются ограничения на содержание в бентоните коррозионно-опасных примесей и т. п. Обзор учитываемых в концепции KBS-3V особенностей, событий и процессов для финского ПГЗРО приведен в [22].

Таким образом, с учетом разброса, оценка времени насыщения бентонитового буфера вблизи контейнеров величиной 2000 лет выглядит достаточно консервативной.

Коррозия и перфорация контейнера

Рассмотрим отверстия в оболочке контейнера, которые могут остаться незамеченными при контроле качества упаковки после загрузки РАО и герметизации (наиболее вероятно — в сварном шве крышки) или в процессе длительной коррозии. В первом случае апертура незамеченного отверстия едва ли превысит 1 мм. Вопросы коррозии контейнеров из углеродистой стали рассмотрены в [23]. Согласно проведенным оценкам, ее глубина при анаэробных условиях¹ не превысит 1,5 мм для однородной и 1,5 см — для локальной (питтинговой) коррозии и после израсходования всего кислорода в ПГЗРО составит ~ 1,5 см за первые 5 000 лет в условиях повышенных температур, а затем немного ускорится за счет контакта с бентонитом в соответствии с консервативными оценками до ~ 2 мкм/год.

На долговременной стадии этого процесса герметизирующая способность контейнера будет определяться возможностью сохранения целостности оболочки в условиях действующего внешнего давления (ожидаемый диапазон 5—15 МПа [23]) при уменьшении ее толщины. По предварительным оценкам [23], можно ожидать, что изолирующая функция упаковки сохранится до толщины оставшейся оболочки ~ 5 см. Далее возможны ее существенная деформация и появление разрывов с апертурами порядка нескольких сантиметров.

При предполагаемой начальной толщине контейнера 150 мм время его разгерметизации — по критерию уменьшения толщины оболочки на 100 мм — можно оценить, как 5 000 лет (3 см) + 35 000 лет (7 см/2 мкм/год) ≈ 40 000 лет.

После разгерметизации скорость коррозии внутри упаковки может существенно возрасти за счет радиолиза поступающих ПВ.

Заполнение перфорированного контейнера водой

Внутри упаковок до их разгерметизации предполагается атмосферное давление, а после — поступление воды будет ограничиваться низкой водопроницаемостью водонасыщенного бентонита.

Если интенсивность притока будет выше интенсивности испарения внутри контейнера и диффузии паров в бентонит, контейнер может

¹ Предполагается ~10 лет хранения, ~100 лет насыщения и расхода оставшегося в ПГЗРО кислорода в химических реакциях.

наполняться водой. Однако, если давление внутри него, обусловленное выделением водорода при анаэробной коррозии металлических оболочек, его растворением в заполняющемся контейнере и выделением гелия при альфа-распаде, превысит внешнее давление, вода, наоборот, будет выдавливаться из упаковки.

Оценим данный процесс количественно. Для потока воды, обусловленного законом Дарси, из бентонита в отверстие размером до нескольких сантиметров в работе [24] получено соотношение:

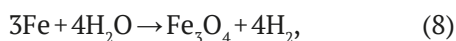
$$Q_w = 2\pi\delta K \frac{P_s - P}{\rho_w g}, \quad (7)$$

где Q_w — поток воды, м³/с, через отверстие с характерным размером (диаметром) δ , м; K — коэффициент фильтрации бентонита около отверстия, м/с; P — давление внутри контейнера, Па; P_s — гидростатическое давление, Па; ρ_w — плотность воды; g — ускорение свободного падения.

При $P_s = 5 \cdot 10^6$ Па и $K = 5 \cdot 10^{-14}$ м/с для апертур разуплотнений $\delta = 0,5$ мм (характерный размер отверстия для незамеченного дефекта сварки и питтинговой коррозии), $\delta = 1$ см и $\delta = 10$ см (ожидаемые разуплотнения при деформации контейнера) характерные значения поступающего в контейнер потока ПВ, Q_w , полученные по (7), составят соответственно $2,5 \cdot 10^{-6}$, $5 \cdot 10^{-5}$ и $5 \cdot 10^{-4}$ м³/год. Предполагая объем пустот внутри контейнера 0,2 м³, получим соответствующие значения времени заполнения контейнера $t_{3к}$ — $8 \cdot 10^4$, 4 000 и 400 лет.

Генерация водорода внутри перфорированного контейнера

Коррозия железа в анаэробных условиях происходит по реакции:



в результате окисления образуются магнетит и водород.

Так как магнетит имеет объем примерно в три раза больший, чем исходный металл оболочек (одна его молекула образуется из трех молекул железа), продукты коррозии уменьшают пустое пространство упаковки и размер неплотностей, через которые поступает вода, однако далее этот эффект консервативно не рассматривается.

Скорость образования водорода в реакции (8) описывается соотношением:

$$\dot{n}_{\text{H}_2} = \frac{\dot{s}_{\text{corr}} S_{\text{Fe}} \rho_{\text{Me}} x_{\text{Fe,Me}} v_{\text{H}_2, \text{Fe}}}{M_{\text{Fe}}}, \quad (9)$$

где \dot{n}_{H_2} — скорость генерации водорода, моль/с; \dot{s}_{corr} — скорость коррозии металла оболочек, м/с;

S_{Fe} — площадь корродирующей поверхности, м²; ρ_{Me} — плотность металла контейнера, кг/м³; $x_{\text{Fe,Me}}$ — концентрация железа в металле, кг/кг; $v_{\text{H}_2, \text{Fe}}$ — стехиометрическое соотношение H_2 и Fe в реакции окисления; M_{Fe} — молярная масса железа, г/моль.

При значениях $\dot{s}_{\text{corr}} = 20$ мкм/год,¹ $S_{\text{Fe}} = 6,2$ м², $\rho_{\text{Me}} = 7000$ кг/м³, $x_{\text{Fe,Me}} = 0,95$, $v_{\text{H}_2, \text{Fe}} = 4/3$ (см. формулу 8), $M_{\text{Fe}} = 55,8$ г/моль скорость образования водорода \dot{n}_{H_2} составит около **20 моль/год**.

Требуемый для протекания реакции расход воды:

$$\dot{m}_{\text{H}_2\text{O}} = \dot{n}_{\text{H}_2} M_{\text{H}_2\text{O}} v_{\text{H}_2\text{O}, \text{H}_2}, \quad (10)$$

где $\dot{m}_{\text{H}_2\text{O}}$ — расход воды, г/год; $M_{\text{H}_2\text{O}}$ — молярная масса воды, кг/моль; $v_{\text{H}_2\text{O}, \text{H}_2}$ — стехиометрическое отношение H_2O и H_2 в формуле (8). При $\dot{n}_{\text{H}_2} = 20$ моль/год, $M_{\text{H}_2\text{O}} = 18$ г/моль, $v_{\text{H}_2\text{O}, \text{H}_2} = 4/4$, $\dot{m}_{\text{H}_2\text{O}}$ составит 360 г/год. Данное значение обеспечивается только для достаточно больших (несколько сантиметров) разуплотнений, и генерация водорода для разуплотнений меньшего размера будет определяться скоростью поступления в контейнер ПВ.

Эксперименты [25] показывают, что при достижении в нем давления газа, соответствующего сумме гидростатического давления и давления насыщенного водой бентонита, происходит прорыв через образующуюся в бентоните трещину. После этого давление в полости контейнера падает примерно в 2 раза, но этого достаточно для долгого (около нескольких недель при существовании внутреннего давления) сохранения образовавшегося в бентоните канала. Предполагая, что дополнительное давление распухающего бентонита равно 3 МПа, получим «давление прорыва» газов $P_s + 3 = 8$ МПа.

Считая водород в контейнере идеальным газом, можно оценить, что для достижения в его полости (0,2 м³) гидростатического давления 8 МПа при температуре 20 °С (через несколько сот лет после закрытия ПГЗРО) потребуется 658 молей водорода². Данное количество при скорости генерации 20 моль/год будет образовываться примерно через каждые 33 года, формируя противодавление, достаточное для прорыва H_2 через бентонит и, следовательно, замедления скорости поступления воды и

¹ Предполагается, что скорость коррозии в условиях радиолиза поступающих в контейнер ПВ возрастет на порядок.

² В данных оценках не учитывается растворение водорода в воде внутри контейнера. Однако его предельная концентрация при давлении 8 бар составляет около 12,5 мг/л (2,5 г в 0,2 м³), чем можно пренебречь — в 658 молей водорода его масса составит примерно 73 г.

периодического возрастания изолирующей способности упаковки.

Таким образом, роль генерации водорода двояка: с одной стороны, формирование внутри остатков контейнера противодействия и снижение скорости поступления ПВ, с другой — периодические прорывы бентонитового барьера с возможностью частичного выноса радионуклидов в виде газо-водяной фазы в окружающие ГП.

Модельное описание эффектов коррозионного разрушения контейнеров

Разброс времени начала и протяженности выхода радионуклидов из контейнера определяется следующими особенностями и процессами:

- различная водопроницаемость и расположение относительно насыщаемого буфера водопроницающих трещин в ГП;
- различная апертура разуплотнений, образующихся в потерявшем свою прочность прокорродировавшем контейнере;
- связанное с предыдущим процессом меняющееся противодействие образующегося в результате анаэробной коррозии водорода, регулирующее поступление ПВ в поврежденный контейнер.

После разгерметизации контейнера и его насыщения ПВ, непосредственно контактирующими с остеклованными высокоактивными отходами (ОВАО), скорость коррозии внутренней поверхности контейнера существенно ускоряется.

Каждый из трех перечисленных процессов способен отсрочить время разгерметизации и выхода радионуклидов из контейнера на величину порядка 1 000 лет.

В расчетной модели данный процесс описывается интервалом времени $(40\,000, 40\,000 + t_{sh})$, где t_{sh} может меняться в пределах 1 000—10 000 лет.

Дисперсия радионуклидов при миграции в трещиноватой среде

Основным механизмом переноса радионуклидов в трещиноватой среде является миграция по водопроницающим трещинам. Вообще говоря, перенос даже в пределах одной из них не однороден, а сосредоточен в отдельных каналах, формируемых за счет меняющейся апертуры и наличия заполняющего материала. Вариации в их размерах и водопроницаемости, а также нахождение траектории миграции сетью пересекающихся трещин определяет пространственно-временную дисперсию параметров переноса.

Перемещение радионуклидов в ГП задерживается за счет диффузии в застойные, насыщенные ПВ, зоны, формируемые микротрещинами,

окружающими основную трещину, и поровым пространством ГП, а также сорбцией там радионуклидов и заполнением трещин. Данные процессы подвержены изменчивости в пределах траекторий переноса радионуклидов и также определяют их дисперсию, однако в данной работе это не учитывается.

Далее рассматривается лишь дисперсия, вызванная адвективным переносом по сети водопроницающих трещин. В упрощенной модели рассматривается адвективный однородный перенос любых радионуклидов, выходящих из всех контейнеров, по одной водопроницающей трещине, характеризующейся шириной W и потоком ПВ Q . Считается, что этот процесс определяется длиной траектории L до ближайшего разрывного нарушения в ГП, где существует восходящий поток, по которому радионуклиды поступают в приповерхностный слой осадочных и выветрелых пород, где в будущем может находиться колодец, используемый для полива и питьевого водоснабжения. Миграция по разрывному нарушению с восходящим потоком считается достаточно быстрой, по сравнению с перемещением по трещине, и консервативно принимается мгновенной.

В [16] на основе анализа информации о хорошо изученных ГП шведского и финского ПГЗРО показано, что средние данные, характеризующие адвективный перенос в трещиноватой среде, могут быть получены соответствующим выбором параметров W , L , Q , апертуры условной трещины (a) и значения градиента гидравлического напора. Интегральным для этого процесса параметром является так называемое трещинное сопротивление, или параметр $F = W \cdot L / Q$. На основе экстраполяции данного подхода и имеющейся информации подобраны соответствующие показатели для условной (предварительной) характеристики ПГЗРО на участке «Енисейский» [16].

Однако ясно, что оценки радиационного воздействия ПГЗРО при сосредоточении переноса любых радионуклидов из всех контейнеров, рассредоточенных на значительной площади, в одной водопроницающей трещине будут избыточно консервативными. Для учета пространственно-временного распределения поступления радионуклидов в ОС подбирались значения параметров W , L , Q таким образом, чтобы при сохранении наиболее вероятных значений, характерных для усредненного адвективного переноса, воспроизвести экспериментальное распределение параметра F для финского массива Олкилуото, который рассматривался как ближайший аналог участка «Енисейский». Оно

хорошо описывается логнормальным законом при интервале значений, соответствующих квантилям 5–95% в два-три десятичных порядка в зависимости от моделей трещиноватости [26]. Интересно отметить, что аналогичный подход применялся при оценках безопасности японского ПГЗРО [27], где изменчивость свойств горных пород моделировалась распределением водопроницаемости условной трещины, также описываемым логнормальным распределением. Распределение десятичного логарифма водопроницаемости трещин моделировалось нормальным распределением с шириной на полувысоте примерно 2,5.

Распределение параметра F подбиралось методом Монте-Карло при выборке случайных значений из варьируемых распределений параметров W , L и Q . Расчет проводился средствами программного кода GoldSim.

Для расчетной модели параметра W в данной работе использовалось логнормальное распределение со средним значением 5 м, стандартным отклонением (СО) — 7 м, «обрезанное» в границах минимального и максимального значений — 0,2 и 20 м. Для параметра L применялось нормальное распределение со средним значением 1000 м, СО = 1500 м, «обрезанное» в границах минимального и максимального значений — 200 и 500 м. Для параметра Q использовалось логнормальное распределение со средним значением $8 \cdot 10^{-3}$ м³/год, СО = $9 \cdot 10^{-3}$ м³/год, «обрезанное» в границах минимального и максимального значений — $5 \cdot 10^{-4}$ и 0,05 м³/год. Полученное распределение параметра F , соответствующее их свертке, приведено на рис. 1.

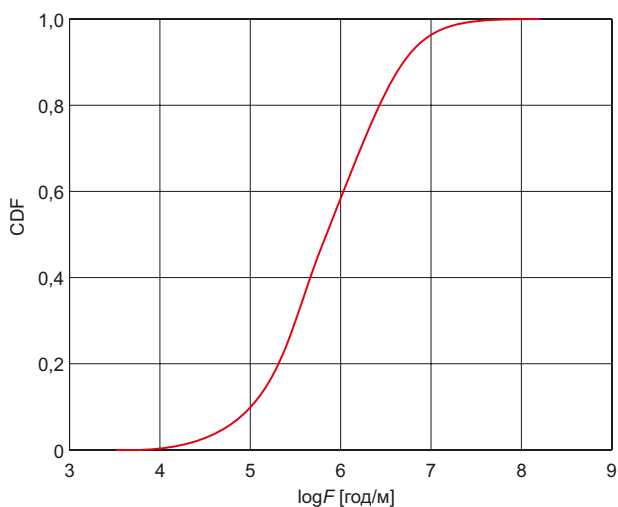


Рис. 1. Принятое куммулятивное распределение параметра F , характеризующего дисперсию адвективного переноса радионуклидов в расчетной модели

Оценки по расчетной модели

Полученные результаты приводятся для ^{129}I , определяющего суммарную прогнозируемую дозу (рис. 2) для населения при принятых параметрах модели. Данный радионуклид является практически не сорбируемым и «стабильным» (период полураспада — почти 16 млн лет) и может рассматриваться как пример максимально консервативного загрязнителя.

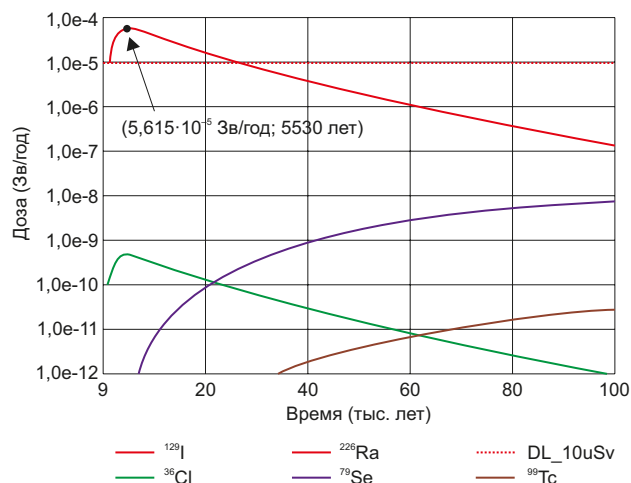


Рис. 2. Зависимость ожидаемых годовых доз для населения от времени для радионуклидов, определяющих основную радиационную опасность РАО в долгосрочной перспективе (исходный вариант, соответствующий «исчезновению» контейнеров через 1000 лет; до 100000 лет после закрытия ПГЗРО)

Влияние рассматриваемых процессов — распределенные во времени выход радионуклидов из контейнера и их миграция в сети трещин ГП — оценивалось по критерию достижения максимального значения прогнозируемой годовой дозы в соответствующий момент времени (на рис. 2 приведен исходный вариант, в котором все параметры фиксированы). В расчетной модели данный процесс описывался равномерным распределением в интервале 2000 лет со «сдвигом» по времени на 40000 лет от момента закрытия ПГЗРО. Миграция по разным траекториям в трещинах моделировалась методом Монте-Карло случайными выборками из предполагаемых распределений параметров W , L , Q и апертуры трещин a (1000 реализаций, рис. 2). Критерий «максимальная доза — время» брался для средней по выборкам зависимости. Параметры усредненной кривой ожидаемой дозы от времени можно описать подбором перечисленных параметров трещиноватой среды. По минимизации суммы относительных отклонений от максимальной дозы и времени ее реализации получены следующие значения (два «лучших»

набора величин, дающих точность аппроксимации не хуже 21 %):

$W, м$	$L, м$	$Q, м^3/год$	$a, м$
7,67	4683	$4,306 \cdot 10^{-2}$	$3,975 \cdot 10^{-4}$
9,56	4514	$4,977 \cdot 10^{-2}$	$4,350 \cdot 10^{-4}$

На рис. 3 приведены результаты моделирования средствами программного кода GoldSim временной зависимости ожидаемой дозы для населения с учетом всех рассмотренных эффектов и с разбросом значений, связанным с распространением радионуклидов по сети дискретных трещин.

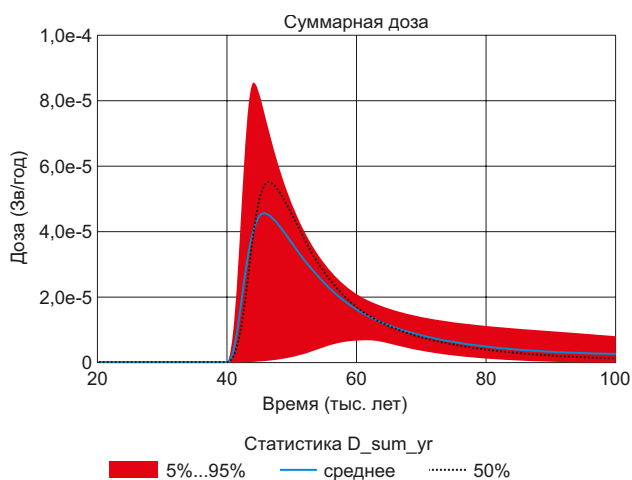


Рис. 3. Результаты моделирования зависимостей годовых доз от времени с учетом эффектов, связанных с разгерметизацией контейнера и миграцией радионуклидов по сети дискретных трещин с разбросом значений между квантилями 5% и 95%, а также среднее (Mean) и медианное значения (50%)

Полученные значения критерия «максимальная доза — время от момента закрытия ПГЗРО» для разных наборов параметров, характеризующих пространственно-временную дисперсию, приведены в табл. 1.

Для максимально консервативной (стабильной и не сорбируемой) примеси влияние всех перечисленных временных дисперсий выхода из защитных барьеров незначительно. Так, распределенная во времени утечка ^{129}I из контейнера в

течение 2000 лет с задержкой на 40 000 лет дает снижение максимальной дозы меньше чем на 1% с увеличением периода достижения максимума на 41 080 лет, а учет распределения времен миграции по трещинам — уменьшение средней максимальной дозы примерно на 18% с сокращением периода достижения максимума на 530 лет. Оба эффекта вместе дают уменьшение максимальной дозы на 42% с ростом срока достижения максимума на 44 570 лет.

Эффект столь низкого влияния распределения времен выхода из контейнера связан с тем, что вся относительно быстро вытекающая за пределы инженерных барьеров примесь поступает в геосферу, где миграция происходит существенно медленнее, и как бы «накапливается» в ней, определяя основную задержку и дисперсию выхода радионуклидов в биосферу. Если предположить, что выход йода из контейнера будет распределен в течение не двух, а 10 тысяч лет, максимальная доза уменьшится примерно на 15% с увеличением срока достижения максимума до 12 390 лет.

Естественно, что уменьшение доз, связанное с распределением во времени выхода радионуклидов, чьи периоды полураспада сравнимы с характерными задержками (порядка нескольких десятков тысяч лет и меньше), будет более значительным.

Заключение

Среди радионуклидов, определяющих долговременную радиационную опасность ПГЗРО, ^{129}I занимает особое место. Его концентрация в ОВАО от радиохимической переработки ОЯТ определяется содержанием в технологических растворах и стекломассе нерастворимых фаз, например соединений йодатов (IO_3^-), и нерастворимых форм, подобных коллоидам йодида серебра (оно является одним из продуктов деления урана) [28]–[30]. Оставшаяся в ОВАО часть йода (очень консервативно) оценивается в 4% от его исходной активности в ОЯТ [31]. Тем не менее за счет своего большого периода полураспада

Таблица 1. Максимально ожидаемые дозы для ^{129}I и время их реализации с учетом эффектов распределенного во времени выхода радионуклидов из контейнера и их миграции в распределенной сети трещин

Набор параметров	Все фиксированные	Учет распределенного во времени выхода радионуклидов из контейнера	Учет миграции по разным траекториям в трещинах (для среднего по реализациям)	Оба эффекта (для среднего по реализациям)
Макс. доза, Зв/год	$5,616 \cdot 10^{-5}$	$5,564 \cdot 10^{-5}$	$4,612 \cdot 10^{-5}$	$3,263 \cdot 10^{-5}$
Время достижения макс. дозы, лет	5 530	46 610	5 000	50 100

(почти 16 млн лет) и отсутствия сколько-нибудь существенной сорбции на материалах защитных барьеров именно этот радионуклид связан с основной опасностью ПГЗРО в периоды времени ~ 100 000 лет. Данный факт подтверждается и рядом зарубежных оценок радиационных характеристик геологического захоронения ОЯТ и ВАО (см., например, [2], [3], [32], [33]¹).

По-видимому, герметичность **любых** техногенных контейнеров не может быть гарантирована в течение миллионов лет, и выход в ОС радионуклидов, сохраняющих свою радиологическую опасность до этих времен, ожидается для всех ПГЗРО. Единственной значимой защитой от них будет задержка и дисперсия переноса защитными барьерами ПГЗРО. Представленный в данной работе эффект распределения адвективного переноса по трещинам, как видно, незначителен, и основную задержку, а также «дисперсию» переноса обеспечивает матричная диффузия — наложение на адвективный перенос процесса проникания радионуклидов в микротрещины и насыщенное поровое пространство окружающих трещину горных пород. Тем не менее для «проблемных» радионуклидов стратегией обеспечения безопасности ПГЗРО становится не «удержание и изоляция» (*Concentrate and Retain*), а «разбавление и рассеяние» (*Dilute and Disperse*) — организованное ограничение поступлений, зарекомендовавшее себя как работоспособный метод для обеспечения безопасности действующих радиационно опасных объектов [34]. Такой подход применяется, в частности, во Франции, где в настоящее время большая часть активности йода от переработки ОЯТ сбрасывается в Атлантический океан [35]. Данное решение считается более безопасным, чем концентрация больших активностей ¹²⁹I в ПГЗРО.

Таким образом, при захоронении больших активностей слабо сорбируемых радионуклидов с периодами полураспада ~ 10⁶ лет в ПГЗРО, размещенном в кристаллических породах, могут применяться максимально коррозионностойкие контейнеры, которые должны сохранять изолирующую способность в течение времени, сопоставимого с периодами полураспада наиболее опасных радионуклидов. Кроме уже упомянутых медных контейнеров, рассматриваются упаковки из карбида кремния [36]. В качестве

альтернативы или дополнительного барьера безопасности можно оценить перспективы добавления в контейнеры селективных сорбентов («геттеров»). Обзор потенциальных материалов, используемых в качестве сорбентов для ¹²⁹I и ⁹⁹Tc, приведен в [37]. Незначительная сорбция йода в умеренно щелочной среде может обеспечиваться медью и ее окислами в составе контейнеров для РАО [38], [39].

Следует отметить, что применение любых материалов, не встречающихся в естественном виде в природе, для долговременных барьеров ПГЗРО потребует серьезного обоснования.

Для глинистых пород задержка миграции консервативных загрязнителей существенно больше и составляет порядка 10⁶ лет [40].

В данной работе рассмотрены распределенные во времени процессы насыщения ПГЗРО ПВ после закрытия, особенности разгерметизации и выхода радионуклидов из контейнера и процессы их дисперсии при миграции в трещиноватой среде.

Расчеты показали, что для условно стабильной и несорбируемой примеси (максимально консервативного варианта) влияние временных дисперсий выхода из защитных барьеров незначительно. Утечка ¹²⁹I из контейнера с задержкой 40 000 лет в течение 2 000 лет дает незначительное уменьшение максимальной дозы (< 1%), учет распределения времен миграции по трещинам приводит к снижению максимальной дозы на величину порядка 20%, а учет обоих влияний одновременно — к сокращению эффективной дозы на 40%. Вся выходящая примесь «накапливается» в геосфере, которая и определяет основную дисперсию утечки радионуклидов в биосферу.

Для решения проблем захоронения больших активностей слабо сорбируемых радионуклидов с периодами полураспада более 10⁵ лет для ПГЗРО в кристаллических породах могут применяться максимально коррозионностойкие контейнеры, например, с медной оболочкой или из карбида кремния, а также селективные сорбенты для наиболее опасных нуклидов. Использование всех материалов, для которых отсутствуют природные аналоги, требует отдельного научно-экспериментального обоснования.

Литература

1. О критериях отнесения твёрдых, жидких и газообразных отходов к радиоактивным отходам, критериях отнесения радиоактивных отходов к особым радиоактивным отходам и к удаляемым

¹ В работе [32] для ВАО и времен порядка 1 млн лет на первое место по радиационному воздействию выходят радионуклиды ¹³⁵Cs и ⁷⁹Se, ¹²⁹I переходит на третье место. В наших оценках для времени 1 млн лет также наблюдается смещение радиологической опасности на радионуклиды ⁷⁹Se, ⁹⁹Tc и ²²⁶Ra, однако здесь эти эффекты не рассматриваются.

радиоактивным отходам и критериях классификации удаляемых радиоактивных отходов (в редакции Постановления Правительства Российской Федерации от 04.02.2015 №95): Постановление Правительства Российской Федерации от 19.10.2012 № 1069 // Собрание законодательства Российской Федерации. 2012. № 44. Ст. 6017.

2. НП-055-14. Федеральные нормы и правила в области использования атомной энергии. Захоронение радиоактивных отходов. Принципы, критерии и основные требования безопасности.

3. Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto — Assessment of Radionuclide Release Scenarios for the Repository System 2012. Eurajoki, Finland: Posiva Oy. Working Report 2012–09, December 2012.

4. Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project. SKB TR-11-01. Svensk Kärnbränslehantering AB, 2011.

5. Дорощев А. Н., Большов Л. А., Линге И. И., Уткин С. С., Савельева Е. А. Стратегический мастер-план исследований в обоснование безопасности сооружения, эксплуатации и закрытия пункта глубинного захоронения радиоактивных отходов // Радиоактивные отходы. 2017. № 1. С. 34–43.

6. IAEA safety glossary. Terminology used in nuclear safety and radiation protection, 2018 edition. IAEA, Vienna, 2019. 278 p.

7. РБ-003-21. Оценка долговременной безопасности пунктов глубинного захоронения радиоактивных отходов.

8. Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto — Synthesis 2012. Posiva Oy Report POSIVA 2012-12, December 2012. 324 p.

9. Disposal of nuclear waste, 13.2.2018. YVL D.5. — URL: https://www.stuklex.fi/en/ohje/YVLD-5#aLiite_A (дата обращения 16.11.2022).

10. Богатов С. А., Крючков Д. В., Павлов Д. И., Сыченко Д. В. Анализ различных концепций захоронения РАО класса 1 в кристаллических породах // Радиоактивные отходы. 2020. № 3 (12). С. 66–77. DOI: 10.25283/2587-9707-2020-3-66-77.

11. Бейгул В. П., Павлов Д. И. Сравнение альтернативных схем захоронения РАО класса 1 в составе ПГЗРО // Атомная энергия 2.0, 12 ноября 2019. — URL: <https://www.atomic-energy.ru/articles/2019/11/12/98998> (дата обращения: 16.11.2022).

12. GoldSim. Probabilistic Simulation Environment. User's Guide. GoldSim Technology Group, Version 12.0 (February 2017). 1183 p.

13. GoldSim. Contaminant Transport Module. User's Guide. GoldSim Technology Group, Version 7.0 (February 2017). 383 p.

14. Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar — a first evaluation. Main report of the SR-Can project, SKB Technical Report TR-06-09. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, Stockholm, Sweden, 2006. 613 p.

15. Богатов С. А., Блохин П. А., Уткин С. С., Дорощев А. Н., Киселев А. И., Козлов П. В., Лукин С. А., Ремизов М. Б., Семенов М. А. Усредненные оценки удельной активности и тепловыделения остеклованных высокоактивных отходов, накопленных на ФГУП «ПО «Маяк» // Вопросы радиационной безопасности. 2021. № 3 (103). С. 3–12.

16. Богатов С. А., Крючков Д. В. Упрощенная модель переноса радионуклидов в трещиноватых кристаллических породах для предварительных оценок безопасности захоронения РАО класса 1 на участке Енисейский // Радиационная защита и радиационная безопасность в ядерных технологиях : Сборник материалов XI Российской научной конференции, Москва, 26–29 октября 2021 года. Т. 4. — Москва: Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, 2022. С. 314–322.

17. Богатов С. А., Аракелян А. А. Получение коэффициентов перехода для оценок потенциальных дозовых нагрузок на население, проживающее в месте разгрузки подземных вод, контактирующих с ПГЗРО // Радиоактивные отходы. 2019. № 3(8). С. 80–90. DOI: 10.25283/2587-9707-2019-3-80-90.

18. Data for a representation of physical containment in a repository-scale model. SERCO Report to Nirex SE/ENV-0658, Issue 2. 2007.

19. Pintado X., Rautioaho E. Thermo-Hydraulic Modelling of Buffer and Backfill. Posiva Oy Report POSIVA 2012-48, September 2013. 176 p.

20. Крупская В. В., Закусин С. В., Лехов В. А., Доржиева О. В., Белоусов П. Е., Тюпина Е. А. Изоляционные свойства бентонитовых барьерных систем для захоронения радиоактивных отходов в Нижнеканском массиве // Радиоактивные отходы. 2020. № 1(10). С. 35–55. DOI: 10.25283/2587-9707-2020-1-35-55.

21. Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto — Models and Data for the Repository System 2012. Posiva Oy Report POSIVA 2013-01, September 2013.

22. Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto — Features, Events and Processes 2012. Posiva Oy Report POSIVA 2012-07, December 2012 — 467 p.

23. Богатов С. А., Крючков Д. В. Оценка минимальной толщины оболочки стального контейнера для захоронения РАО класса 1 в кристаллических породах с бентонитовым буфером : Препринт ИБРАЭ № ИБРАЭ-2020-04. — Москва, ИБРАЭ РАН, 2020. 29 с.

24. Gribi P., Johnson L., Suter D., Smith P., Pastina B., Snellman M. Safety assessment for a KBS-3H spent nuclear fuel repository at Olkiluoto. Process report. POSIVA 2007-09. Eurajoki, Finland, Posiva Oy. 2007. 431 p.
25. Hoch A. R., Cliffe K. A., Swift B. T., Rodwell W. R. Modelling gas migration in compacted bentonite: GAMBIT Club Phase 3 Final Report. POSIVA 2004-02. Olkiluoto, Finland, Posiva Oy. 2007. 144 p.
26. Hartley L., Appleyard P., Baxter S., Hoek J., Roberts D., Swan D. Development of hydrogeological discrete fracture network model for the Olkiluoto site descriptive model 2011. Volume I. Posiva Oy Working Report 2012-32. June 2012. 246 p.
27. H12: Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan. Supporting Report 3. Safety Assessment of the Geological Disposal System. Japan Nuclear Cycle Development Institute (JNC), April 2000. 458 p.
28. Evoniuk C. J. Purex plant gaseous iodine-129 control capability and process development requirements. Report RHO-CD-140 of Rockwell Hanford Operations, Richland, 1981.
29. Viala M., Bernard C., Miquel P. Advanced PUREX process for the new reprocessing plants in France and in Japan. Presentation CEA-CONF-10559 at the Third international conference on nuclear fuel reprocessing and waste management, Sendai, 1991.
30. Bernard-Mozziconacci O., Devisme F., Marignier J.-L., Belloni J. Colloidal silver iodide characterization within the framework of nuclear spent fuel dissolution / Proceedings of the ATALANTE 2004 conference, Nimes, 2004.
31. Богатов С. А., Блохин П. А., Козлов П. В., Ремизов М. Б. Оценочный расчёт активности некоторых долгоживущих радионуклидов в составе РАО класса 1 — остеклованных ВАО, образующихся при переработке ОЯТ реакторов ВВЭР // Вопросы радиационной безопасности. 2019. № 2. С. 39—46.
32. Second Progress Report on Research and Development for TRU Waste Disposal in Japan — Repository Design, Safety Assessment and Means of Implementation in the Generic Phase. JAEA-Review FEPC TRU-TR2-2007-012007-010, March 2007. 32 p.
33. Geological Disposal Generic Post-closure Safety Assessment. NDA Report no. NDA/RWMD/030, December 2010. 169 p.
34. International Atomic Energy Agency. Disposal of Radioactive Waste, No. SSR-5. Specific Safety Requirements. IAEA, Vienna, 2011. 83 p.
35. Meleshyn A., Noseck U. Radionuclide Inventory of Vitrified Waste after Spent Nuclear Fuel Reprocessing at La Hague. Basic Issues and Current State in Germany. Report GRS-294, September 2012. 158 p.
36. Пеналы из карбида кремния для изоляции высокоактивных отходов (ВАО) и отработавшего ядерного топлива (ОЯТ) в геологических формациях. «ООО «Керамические Технологии», 2013. — URL: http://www.atomeco.org/mediafiles/u/files/Prezentation_30_10_2013/Babayanc.pdf (дата обращения: 25.11.2022).
37. Mattigod S. V., Serne R. J., Fryxell G. E. Selection and testing of “Getters” for adsorption of iodine-129 and technetium-99: a review. PNNL Report PNNL-14208, 2003. 34 p.
38. Haq Z., Bancroft G. M., Fyfe W. S., Bird G., Lopata V. J. Sorption of Iodide on Copper // Environmental Science and Technology. 1980. Vol. 14. Pp. 1106—1110.
39. Lefevre G., Walcarius A., Ehrhardt J.-J., Bessière J. Sorption of Iodide on Cuprite (Cu₂O) // Langmuir. 2000. Vol. 16. No. 10. Pp. 4519—4527. DOI: 10.1021/la9903999.
40. Dossier Argile. Tome Phenomenological Evolution of a Geological Repository. ANDRA Report, December 2005. 527 p.

Информация об авторах

Богатов Сергей Александрович, кандидат физико-математических наук, ведущий научный сотрудник, Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН (115191, Москва, Большая Тульская ул., д. 52), e-mail: sbg@ibrae.ac.ru.

Сускин Виктор Викторович, кандидат технических наук, младший научный сотрудник, Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН (115191, Москва, Большая Тульская ул., д. 52), e-mail: viksus@ibrae.ac.ru.

Библиографическое описание статьи

Богатов С. А., Сускин В. В. Учет насыщения инженерных барьеров, коррозии стальных контейнеров, образования водорода и миграции в трещиноватых горных породах в оценках выхода слабо сорбируемых радионуклидов из ПГЗРО // Радиоактивные отходы. 2023. № 2 (23). С. 113—126. DOI: 10.25283/2587-9707-2023-2-113-126.

ACCOUNTING FOR ENGINEERED BARRIER SATURATION, STEEL CONTAINER CORROSION, HYDROGEN PRODUCTION AND TRANSFER WITHIN FRACTURED ROCK IN THE ASSESSMENTS OF LOW SORBING RADIONUCLIDES RELEASE FROM GEOLOGICAL DISPOSAL FACILITIES

Bogatov S. A., Suskin V. V.

Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

Article received on March 14, 2023

The paper discusses the influence of bentonite saturation, package failure and water conductive fracture network on the transport of long-lived low sorbing radionuclides in geological disposal facilities (DGR). Based on the example of ^{129}I , the study evaluates the influence of space and time dispersion of radionuclide transport and processes mentioned above on the long-term DGR safety. It demonstrates that these effects can cause significant radionuclide retention, nevertheless having minor impact on the long-term DGR safety as regards low sorbing nuclides with their half-lives amounting to over hundreds of thousand years. The paper also considers the opportunities for enhancing the GDF safety considering such radionuclides.

Keywords: radioactive waste, deep geological disposal, bentonite saturation, low sorbing long-lived radionuclides, water conductive fracture network.

References

1. Government Decree of the Russian Federation of October 19, 2012 No. 1069 "On Criteria Used to Categorize Solid, Liquid and Gaseous Waste as Radioactive Waste, Criteria Used to Categorize Radioactive Waste as Non-Removable Radioactive Waste and Removable Radioactive Waste and Criteria for Removable Radioactive Waste Classification". (In Russian).
2. NP-055-14. Federal norms and rules in the field of atomic energy use. Radioactive waste disposal. Principles, criteria and basic safety requirements. Federal Service for Ecological, Technological and Nuclear Supervision, 2014.
3. Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto — Assessment of Radionuclide Release Scenarios for the Repository System 2012. Eurajoki, Finland: Posiva Oy. Working Report 2012–09, December 2012.
4. Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project. SKB TR-11-01. Svensk Kärnbränslehantering AB, 2011.
5. Dorofeev A. N., Bolshov L. A., Linge I. I., Utkin S. S., Saveleva E. A. Strategicheskii master-plan issledovaniy v obosnovanie bezopasnosti sooruzheniya, ehkspluatatsii i zakrytiya punkta glubinnogo zakhoroneniya radioaktivnykh otkhodov [Strategic Master Plan for R&D Demonstrating the Safety of Construction, Operation and Closure of a Deep Geological Disposal Facility for Radioactive Waste]. *Radioaktivnye otkhody — Radioactive Waste*, 2017, no. 1, pp. 34–43.
6. IAEA safety glossary. Terminology used in nuclear safety and radiation protection, 2018 edition. IAEA, Vienna, 2019. 278 p.
7. RB-003-21. Otsenka dolgovremennoi bezopasnosti punktov glubinnogo zakhoroneniya radioaktivnykh otkhodov [Long-term safety assessment of deep disposal facilities for radioactive waste].
8. Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto — Synthesis 2012. Posiva Oy Report POSIVA 2012-12, December 2012. 324 p.
9. Disposal of nuclear waste, 13.2.2018. YVL D.5. — URL: https://www.stuklex.fi/en/ohje/YVLD-5#aLiite_A (accessed on 16.11.2022).
10. Bogatov S. A., Kryuchkov D. V., Pavlov D. I., Sychenko D. V. Analiz razlichnykh kontseptsii zakhoroneniya RAO klassa 1 v kristallicheskiykh porodakh [Analysis of Various Concepts for RW Class 1 Disposal in Crystalline Rocks]. *Radioaktivnye otkhody — Radioactive Waste*, 2020, no. 3 (12), pp. 66–77. DOI: 10.25283/2587-9707-2020-3-66-77.
11. Beygul V. P., Pavlov D. I. Sravneniye al'ternativnykh skhem zakhoroneniya RAO klassa 1 v sostave PGZRO [Comparison of alternative layouts for RW Class 1 disposal in DGR]. *Atomnaya energiya 2.0 — Atomic energy 2.0*, 2019. — URL: <https://www.atomic-energy.ru/articles/2019/11/12/98998> (accessed on 16.11.2022).
12. GoldSim. Probabilistic Simulation Environment. User's Guide. GoldSim Technology Group, Version 12.0 (February 2017). 1183 p.
13. GoldSim. Contaminant Transport Module. User's Guide. GoldSim Technology Group, Version 7.0 (February 2017). 383 p.

14. *Long-term safety for KBS-3 repositories at Forsmark and Laxemar — a first evaluation*. Main report of the SR-Can project, SKB Technical Report TR-06-09. Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company, Stockholm, Sweden, 2006. 613 p.
15. Bogatov S. A., Blokhin P. A., Utkin S. S., Dorofeev A. N., Kiselev A. I., Kozlov P. V., Lukin S. A., Remizov M. B., Semenov M. A. Usrednennyye otsenki udel'noi aktivnosti i teplovydeleniya osteklovannykh vysokoaktivnykh otkhodov, nakoplennykh na FGUP "PO "Mayak" [Vitrified high-level waste at PA Mayak — estimated average specific activity, heat release levels and relevant uncertainties]. *Voprosy radiatsionnoy bezopasnosti — Radiation Safety Issues*, 2021, no. 3, pp. 3—12.
16. Bogatov S. A., Kryuchkov D. V. *Uproshchennaya model' perenosa radionuklidov v treshchinovatykh kristallicheskikh porodakh dlya predvaritel'nykh otsenok bezopasnosti zakhroneniya RAO klassa 1 na uchastke Yeniseyskiy* [Simplified model of radionuclide transport in fractured crystalline rocks for the preliminary safety assessments of RW Class 1 disposal at the Yeniseyskiy site]. Proceedings of the 10th Russian Scientific Conference Radiation Protection and Radiation Safety in Nuclear Technologies. Moscow, October 26—29, 2021. — Moscow, NSI RAS Publ., 2022. Pp. 314—322.
17. Bogatov S. A., Arakelyan A. A. Poluchenie koefitsientov perekhoda dlya otsenok potentsial'nykh dozovykh nagruzok na naselenie, prozhivayushchee v meste razgruzki podzemnykh vod, kontaktiruyushchikh s PGZRO [Dose Conversion Factors Derived for Population Residing in the Ground Water Discharge Area Contiguous to RW Geological Repository]. *Radioaktivnye otkhody — Radioactive Waste*, 2019, no. 3 (8), pp. 80—90. DOI: 10.25283/2587-9707-2019-3-80-90.
18. *Data for a representation of physical containment in a repository-scale model*. SERCO Report to Nirex SE/ENV-0658, Issue 2. 2007.
19. Pintado X., Rautioaho E. *Thermo-Hydraulic Modelling of Buffer and Backfill*. Posiva Oy Report POSIVA 2012-48, September 2013. 176 p.
20. Krupskaya V. V., Zakusin S. V., Lekhov V. A., Dorzhieva O. V., Belousov P. E., Tyupina E. A. Izoilyatsionnye svoystva bentonitovykh bar'ernykh sistem dlya zakhroneniya radioaktivnykh otkhodov v Nizhnokanskom massive [Buffer Properties of Bentonite Barrier Systems for Radioactive Waste Isolation in Geological Repository in the Nizhnokanskiy Massif]. *Radioaktivnye otkhody — Radioactive Waste*, 2020, no. 1 (10), pp. 35—55. DOI: 10.25283/2587-9707-2020-1-35-55.
21. *Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto — Models and Data for the Repository System 2012*. Posiva Oy Report POSIVA 2013-01, September 2013.
22. *Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto — Features, Events and Processes 2012*. Posiva Oy Report POSIVA 2012-07, December 2012 — 467 p.
23. Bogatov S. A., Kryuchkov D. V. *Otsenka minimal'noy tolshchiny obolochki stal'nogo konteynera dlya zakhroneniya RAO klassa 1 v kristallicheskikh porodakh s bentonitovym buferom* [Estimated minimum thickness of the steel container shell for RW Class 1 disposal in crystalline rocks with bentonite buffer]. Preprint NSI RAS No. IBRAE-2020-04. — Moscow, Nuclear Safety Institute of RAS Publ., 2020. 29 p.
24. Gribi P., Johnson L., Suter D., Smith P., Pastina B., Snellman M. *Safety assessment for a KBS-3H spent nuclear fuel repository at Olkiluoto*. Process report. POSIVA 2007-09. Eurajoki, Finland, Posiva Oy. 2007. 431 p.
25. Hoch A. R., Cliffe K. A., Swift B. T., Rodwell W. R. *Modelling gas migration in compacted bentonite: GAMBIT Club Phase 3*. Final Report. Posiva 2004-02. Olkiluoto, Finland, Posiva Oy. 2007. 144 p.
26. Hartley L., Appleyard P., Baxter S., Hoek J., Roberts D., Swan D. *Development of hydrogeological discrete fracture network model for the Olkiluoto site descriptive model 2011*. Volume I. Posiva Oy Working Report 2012-32. June 2012. 246 p.
27. H12: *Project to Establish the Scientific and Technical Basis for HLW Disposal in Japan*. Supporting Report 3. Safety Assessment of the Geological Disposal System. Japan Nuclear Cycle Development Institute (JNC), April 2000. 458 p.
28. Evoniuk C. J. *Purex plant gaseous iodine-129 control capability and process development requirements*. Report RHO-CD-140 of Rockwell Hanford Operations, Richland, 1981.
29. Viala M., Bernard C., Miquel P. Advanced PUREX process for the new reprocessing plants in France and in Japan. Presentation CEA-CONF-10559 at the *Third international conference on nuclear fuel reprocessing and waste management*, Sendai, 1991.
30. Bernard-Mozziconacci O., Devisme F., Marignier J.-L., Belloni J. Colloidal silver iodide characterization within the framework of nuclear spent fuel dissolution. *Proceedings of the ATALANTE 2004 conference*, Nimes, 2004.
31. Bogatov S. A., Blokhin P. A., Kozlov P. V., Remizov M. B. Otsenochnyy raschot aktivnosti nekotorykh dolgozhivushchikh radionuklidov v sostave RAO klassa 1 — osteklovannykh VAO, obrazuyushchikhsya pri pererabotke OYAT reaktorov VVER [Evaluation of activities of some long-lived radionuclides in radioactive waste of class 1, i. e. vitrified HLW generated in the course of reprocessing of SNF from VVERS]. *Voprosy radiatsionnoy bezopasnosti — Radiation Safety Issues*, 2019, no. 2 (94), pp. 39—46.

32. *Second Progress Report on Research and Development for TRU Waste Disposal in Japan — Repository Design, Safety Assessment and Means of Implementation in the Generic Phase*. JAEA-Review FEPC TRU-TR2-2007-012007-010, March 2007. 32 p.
33. *Geological Disposal Generic Post-closure Safety Assessment*. NDA Report no. NDA/RWMD/030, December 2010. 169 p.
34. International Atomic Energy Agency. *Disposal of Radioactive Waste*, No. SSR-5. Specific Safety Requirements. IAEA, Vienna, 2011. 83 p.
35. Meleshyn A., Noseck U. *Radionuclide Inventory of Vitrified Waste after Spent Nuclear Fuel Reprocessing at La Hague*. Basic Issues and Current State in Germany. Report GRS-294, September 2012. 158 p.
36. *Penaly iz karbida kremniya dlya izolyatsii vysokoaktivnykh otkhodov (VAO) i otrabotavshogo yadernogo topliva (OYAT) v geologicheskikh formatsiyakh*. “ООО “Керамические Технологии” [Silicon carbide canisters for high-level waste (HLW) and spent nuclear fuel (SNF) disposal in geological formations. Ceramic Technologies LLC], 2013. — URL: http://www.atomeco.org/mediafiles/u/files/Prezentation_30_10_2013/Babayanc.pdf (accessed data: 25.11.2022).
37. Mattigod S. V., Serne R. J., Fryxell G. E. *Selection and testing of “Getters” for adsorption of iodine-129 and technetium-99: a review*. PNNL Report PNNL — 14208, 2003. 34 p.
38. Haq Z., Bancroft G. M., Fyfe W. S., Bird G., Lopata V. J. Sorption of Iodide on Copper. *Environmental Science and Technology*, 1980, vol. 14, pp. 1106—1110.
39. Lefevre G., Walcarius A., Ehrhardt J.-J., Bessière J. Sorption of Iodide on Cuprite (Cu₂O). *Langmuir*, 2000, vol. 16, no. 10, pp. 4519—4527. DOI: 10.1021/la9903999.
40. Dossier Argile. *Tome Phenomenological Evolution of a Geological Repository*. ANDRA Report, December 2005. 527 p.

Information about the authors

Bogatov Sergey Aleksandrovich, PhD, Senior Researcher, Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences (52, Bolshaya Tulsкая st., Moscow, 115191, Russia), e-mail: sbg@ibrae.ac.ru.

Suskin Viktor Viktorovich, PhD, Junior Researcher, Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences (52, Bolshaya Tulsкая st., Moscow, 115191, Russia), e-mail: viksus@ibrae.ac.ru.

Bibliographic description

Bogatov S. A., Suskin V. V. Accounting for engineered barrier saturation, steel container corrosion, hydrogen production and transfer within fractured rock in the assessments of low sorbing radionuclides release from geological disposal facilities. *Radioactive Waste*, 2023, no. 2 (23), pp. 113—126. DOI: 10.25283/2587-9707-2023-2-113-126. (In Russian).