

## ПРОГНОЗИРОВАНИЕ ПОСТУПЛЕНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ ИЗ ОСТЕКЛОВАННЫХ МАТРИЦ ВАО ПОДЗЕМНЫХ ХРАНИЛИЩ СКВАЖИННОГО ТИПА

*А.Н. Малахова*

Российский химико-технологический университет имени Д. И. Менделеева,  
Россия, 125047, г. Москва, Миусская площадь, д. 9;  
\*адрес для переписки: [lawbro@yandex.ru](mailto:lawbro@yandex.ru)

**Реферат.** Цель работы – разработка алгоритма прогнозирования поступления техногенных радионуклидов америция Am-241 и кюрия Cm-244 в окружающую среду из подземных хранилищ высокорadioактивных отходов (ВАО) скважинного типа. Для выбора параметров мультибарьерной защиты при глубинном захоронении радиоактивных отходов применены методы математического моделирования системы на основе уравнения теплопроводности и уравнения диффузии. Для расчёта математической модели была написана программа на языке программирования Fortran с использованием среды программирования Fortran 4. Исследованы пространственные параметры матрицы-консерванта в диапазоне значений радиуса от 0.10 м до 0.50 м и параметры толщины буферного слоя в диапазоне 0.25-0.5 м с учетом критерия не превышения ПДК ВАО в подземных водах. Моделирование проведено в трех временных интервалах захоронения отходов – 100, 200 и 1000 лет. Установлены оптимальные параметры таких инженерных барьеров как радиус матрицы-консерванта и толщина буферного слоя, позволяющие в условиях стабильности матрицы с иммобилизованными техногенными радионуклидами не допустить распространение загрязнителей в подземные воды выше уровня предельных значений удельной активности за период захоронения до 1000 лет.

**Ключевые слова.** Высокоактивные радиоактивные отходы, тепловыделение, скважинное захоронение, мультибарьерная защита.

### Введение

Исследования массопереноса на участках техногенных загрязнений имеют большое значение с практической точки зрения, так как развитие промышленного производства привело не только к увеличению потребности в различных видах сырья (в том числе и полезных ископаемых), но и к необходимости переработки и (или) захоронения растущего объема отходов, которые зачастую представляют серьезную угрозу для биосферы. Это, в первую очередь, относится к высокотоксичным отходам химической промышленности и к радиоактивным отходам (РАО).

Основные источники РАО – это добыча урановых руд и обогащение урана; изготовление ядерного топлива; облучение топлива в ядерном реакторе; переработка облученного ядерного топлива; применение радиоактивных веществ

и источников ионизирующего излучения в промышленности, ядерной медицине и научных центрах; вывод ядерных установок и реакторов из эксплуатации; реабилитация радиационно-загрязненных территорий и др. (Ахмедзянов и др., 2008).

Годовой объём отходов мировой атомной промышленности весьма значителен, в связи с чем накапливаются большие объёмы РАО, безопасное захоронение которых требует учёта множества специфических факторов (изменение состава отходов вследствие радиоактивного распада содержащихся в них изотопов, миграционная способность элементов, тепловыделение). Существует угроза радиационного загрязнения окружающей среды, облучения населения и персонала объектов экономики.

Наиболее надёжной конструкцией для изоляции РАО любых типов и категорий является подземное сооружение, состоящее из шахтных стволов, транспортных, вентиляционных и других обслуживающих выработок, камер или скважин для размещения отходов.

При подземном размещении изоляция радионуклидов от окружающей среды происходит за счёт:

1. Физической изоляции РАО от подземных вод путем заключения их в металлические контейнеры, размещения контейнеров в оболочках из слабопроницаемых глинистых материалов и выбором безводных геологических сред для размещения могильника.

2. Снижения растворимости радионуклидов в подземных водах. Это возможно путём связывания их в специальных нерастворимых матрицах, выбором для размещения могильника гидрогеохимических условий, неблагоприятных для миграции большинства радионуклидов (Хаперская, 2012).

Конструктивные особенности инженерных контуров хранилищ и могильников РАО в идеале должны обеспечивать их герметичность и не допускать проникновения содержащихся в них веществ в окружающую среду. Выбор места расположения хранилища должен быть связан со структурно-технологической оценкой участка земной коры, а именно сейсмичности района и тектонической нарушенности, а также с гидрогеологическими данными.

Наибольшую опасность для окружающей среды представляют высокорadioактивные отходы (ВАО), для которых характерно наличие трансурановых радионуклидов с большими периодами полураспада и высоким тепловыделением. Согласно рекомендациям Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) единственным безопасным вариантом изоляции ВАО от биосферы в долгосрочной перспективе являются глубинные геологические захоронения.

Период времени, необходимый для снижения радиоактивности отходов до безопасных уровней, зависит от их исходной активности, радионуклидного и химического состава.

Для направляемых на захоронение РАО этот период времени не превышает 1 тыс. лет, при этом для отходов низкого уровня активности (менее  $3.7 \times 10^5$  Бк л<sup>-1</sup> или  $1.0 \times 10^{-5}$  Ки л<sup>-1</sup>) он не превышает 300 лет. Длительность периода сниже-

---

ния активности отходов обусловлена составом содержащихся в них осколочных нуклидов с периодом полураспада не более 30 лет – изотопы стронция, цезия, рутения, церия и др. После распада осколочных нуклидов токсичность отходов определяется входящими в их состав химическими компонентами и микроконцентрациями долгоживущих актинидов, содержащихся в отходах в виде примесей (Шищиц, 2008).

Принципиальная возможность применения глубинного захоронения для окончательного удаления жидких радиоактивных и химических отходов в геологические формации находит подтверждение в известных фактах, показывающих, что при определенных условиях залежи нефти, газов, рассолов и др. могут сохраняться в земных недрах в неизменном состоянии длительные периоды, измеряемые многими миллионами лет.

Средой переноса радионуклидов из могильника ВАО в биосферу являются подземные воды. Поэтому значительные усилия специалистов при выборе места для могильника и создании инженерных барьеров нацелены на предотвращение контакта ВАО с подземными водами (Гупало, 2017). В то же время, прежде всего, важно установить, будет ли вода с глубоких горизонтов активно поступать к земной поверхности за время существования опасности и при этом без фильтрационной очистки. Этот вопрос может быть решён только при рассмотрении конкретной площадки, предназначенной для захоронения ВАО при геологических изысканиях (Самаров и др., 2016). Одним из основных условий, допускающих применение глубинного захоронения отходов, является наличие на данной территории закрытых гидрогеологических структур, не имеющих в области возможного влияния захоронения непосредственной связи с вышележащими водоносными горизонтами и характеризующихся малыми скоростями процессов водообмена. Существование таких закрытых структур зависит от ряда геолого-структурных, гидродинамических и гидрохимических факторов.

При захоронении отходы поступают в поглощающий горизонт по специальным нагнетательным скважинам и, замещая природные пластовые воды, частично смешиваясь с ними, образуют залежь отходов. Основное требование к безопасности глубинного захоронения жидких отходов — обеспечение их локализации в пределах устанавливаемых границ геологической среды — горного отвода недр. На площади горного отвода ограничивается пользование недрами. При этом отходы не влияют на неглубокозалегающие горизонты подземных вод, поверхность, атмосферу и биоту (Шищиц, 2008).

В данной работе рассматривается проблема миграции радионуклидов в подземные воды из скважинного захоронения ВАО с использованием мультибарьерной защиты. При скважинном способе контейнеры с ВАО захороняют в нижней части глубокой скважины (или группы скважин) большого диаметра.

Концепция мультибарьерной защиты предполагает сочетание естественных и инженерных барьеров выноса радионуклидов. Естественным барьером для транспорта радионуклидов являются изолирующие свойства пород, окружающих подземное хранилище ВАО (кристаллические породы интрузивного,

эффузивного и метаморфического происхождения, а также глины, каменная соль и ангидрит). Матрица-консервант, стальной контейнер и буферный материал представляют собой инженерные барьеры. Схема инженерных барьеров приведена на рис. 1.

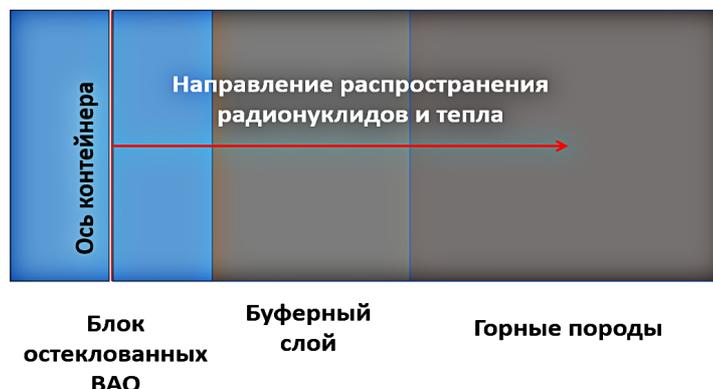


Рисунок 1. Схема инженерных барьеров

Основным инженерным барьером является консервирующая матрица, и основное её назначение – воспрепятствовать переходу радионуклидов в результате выщелачивания (растворения) в подземные воды. Степень надёжности матрицы оценивается по скорости выщелачивания из неё радионуклидов подземными водами, а также устойчивостью к повышенным температурам.

Второй инженерный барьер – защитный стальной контейнер для твердых ВАО. Контейнер предназначен для того, чтобы изолировать ВАО от подземных вод, просочившихся через буферный слой после консервации хранилища и заполнения его пустот подземными водами. Однако время нарушения целостности контейнера значительно меньше времени предполагаемой эксплуатации захоронения ВАО, вследствие чего контейнеры не могут обеспечить безопасность хранилища радионуклидов. В связи с этим в данной работе при моделировании поведения системы стальной контейнер не учитывался. Основными компонентами системы инженерных барьеров служат матрица-консервант и буферный слой из бентонитовых глин.

Буферный слой представляет из себя слабопроницаемый материал с высокой сорбционной ёмкостью к радионуклидам, содержащимся в ВАО. Вследствие малой проницаемости и высоких сорбционных свойств буфер должен дополнительно воспрепятствовать диффузионному переносу радионуклидов подземными водами из хранилища даже в случае разрушения контейнера и деградации консервирующих свойств матрицы и, следовательно, должен иметь низкую проницаемость и значимо превосходить вмещающие породы по сорбционным свойствам в отношении наиболее опасных радионуклидов. Так как для ВАО характерно интенсивное тепловыделение, а химическая устойчивость консервирующих матриц при взаимодействии с подземными водами существенно зависит от температуры, функции буфер-

ного слоя включают также эффективный отвод тепла от контейнера с ВАО к вмещающей породе. В качестве материала буфера, как правило, рекомендуется использовать бентонитовые глины с примесью кварцевого песка (Лавров и др., 1991).

Основным параметром с точки зрения экономической эффективности захоронения является возможность поместить в него максимальный объём ВАО при соблюдении условий безопасности захоронения для окружающей среды. Следовательно, расчёт оптимальных параметров производится посредством поиска максимально допустимого значения радиуса матрицы-консерванта, содержащей остеклованные ВАО. Кроме того, исходя из радиуса скважины, толщина буферного слоя, заполняющего пространство между контейнером и горными породами, подбирается наименьшая, обеспечивающая безопасность захоронения.

Целью данной работы является разработка алгоритма прогнозирования поступления техногенных радионуклидов америция Am-241 и кюрия Cm-244 в окружающую среду из подземных хранилищ ВАО скважинного типа. Основная задача заключалась в определении оптимальных параметров инженерных барьеров скважинного захоронения остеклованных высокорadioактивных отходов – радиус матрицы-консерванта и толщины буферного слоя, позволяющих не допустить распространение загрязнителей в подземные воды выше уровня предельных значений удельной активности период захоронения до 1000 лет.

### **Материалы и методы**

Поиск оптимальных параметров мультибарьерной защиты осуществлялся посредством математического моделирования поведения системы, иллюстрирующей защиту скважинного хранилища (включающую в качестве инженерных барьеров алюмофосфатную матрицу-консервант, стальной контейнер и буферный слой, состоящий из бентонитовых глин, которым заполняется пространство между стенками контейнера и вмещающими горными породами; и сами вмещающие горные породы, в рассматриваемом случае – гнейсы, в качестве естественного барьера), при глубине захоронения 2000 м.

В качестве радионуклидных компонентов ВАО рассматривались америций Am-241 и кюрий Cm-244. Основные варьируемые параметры моделирования: радиус матрицы-консерванта в диапазоне значений от 0.10 м до 0.50 м, толщина буферного слоя в диапазоне 0.25-0.5 м, с учетом критерия не превышения ПДК ВАО в подземных водах. Граничные условия моделирования: температура остеклованной матрицы не должна превышать 400 К (126.85°C); граничные условия моделирования толщины буферного слоя – не превышение установленных нормативов по концентрации техногенных радионуклидов в подземных водах. Моделирование проведено в трех временных интервалах захоронения отходов – 100, 200 и 1000 лет.

Применялись методы математического моделирования теплового режима хранилища и выноса радионуклидов из хранилища во вмещающие породы,

а именно: явные и неявные методы численного интегрирования уравнений распространения тепловых возмущений и радиоактивного загрязнения от скважины. Методы использовались для решения задач теплообмена в прилегающем слое пород, а также установлении распределения температур в зависимости от времени и расстояния от скважины, содержащей остеклованные ВАО при реальных характеристиках тепловыделения в отходах.

### Результаты и обсуждение

В качестве объекта исследования рассматривались актинид-содержащие остеклованные ВАО с массовой долей актинидов 0.05%, представленные Am-241 и Cm-244 с их относительным содержанием в общей массе актинидов 90% и 10%, соответственно. Тепловыделение обусловлено процессами распада содержащихся в матрице радионуклидов и их дочерних элементов. Учтены цепочки распада америция и кюрия до второго дочернего элемента.

В качестве основных физических процессов, обуславливающих распространение или миграцию радионуклидов, рассматривались тепловыделение и диффузия в подземные воды.

Рассчитаны распределения температур и концентраций в ближнем поле хранилища и в инженерных барьерах.

#### *Подбор оптимального значения радиуса матрицы-консерванта*

Критическим параметром для определения размера матрицы-консерванта является значение температуры в матрице, повышение которой обусловлено тепловыделением в результате распада радионуклидов.

Уравнение для расчёта температуры в зависимости от шага по времени имеет вид:

$$T_i^{n+1} = T_i^n + a\Delta t \frac{T_{i+1}^n - 2T_i^n + T_{i-1}^n}{\Delta z^2} \quad (1)$$

где  $T$  – температура,  $K$ , индексы  $n$ ,  $n+1$  определяют шаг по времени,  $i$ ,  $i+1$ ,  $i-1$  – по координате,  $a$  – теплопроводность исследуемого материала,  $\Delta t$  – величина шага по времени,  $\Delta z$  – величина шага по координате (Мальковский, 2008).

Для определения распределения температур по полученной формуле в программе необходимы данные начального распределения температур, температур на границах, теплопроводности, длины исследуемого объекта, кроме того, следует указать количество шагов по координате и промежутков времени, для которого необходимо произвести расчёт.

В рассматриваемом нами случае начальная температура не задана, а устанавливается из интенсивности тепловыделения в отходах.

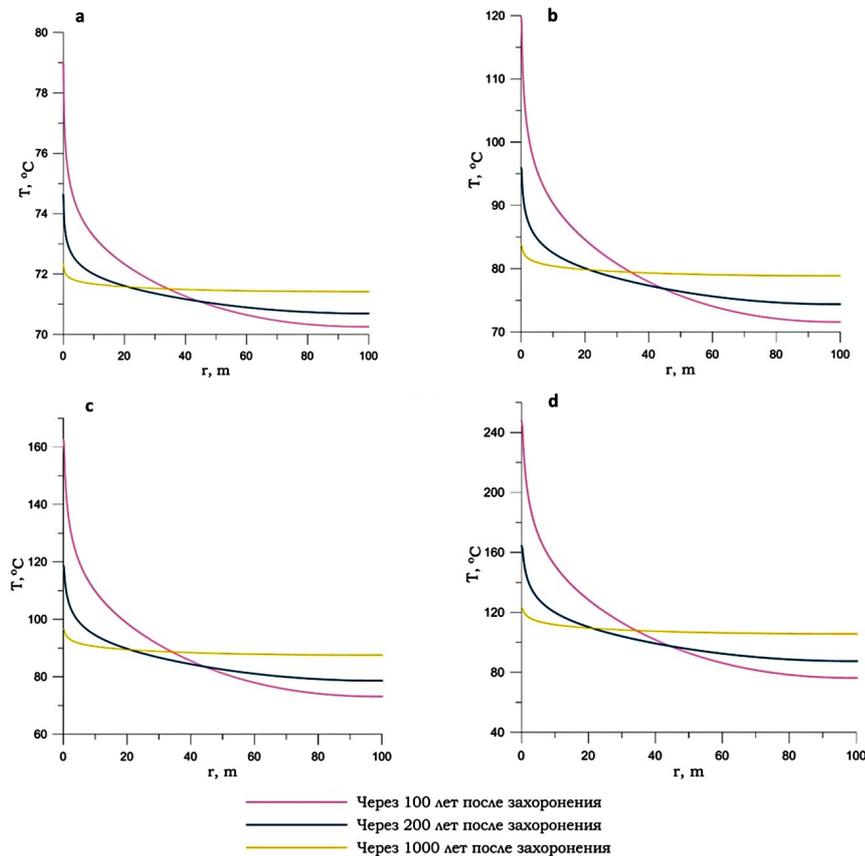
Было установлено, что в соответствии с задачами работы, уравнение для прогонки по методу Якоби принимает вид:

---

$$-\frac{\alpha \Delta t}{2(\Delta r)^2} \frac{(r_j + \frac{\Delta r}{2})}{r_j} T_{j+1}^{n+1} + \left[ 1 + \frac{\alpha \Delta t}{2(\Delta r)^2} \frac{(r_j + \frac{\Delta r}{2})}{r_j} + \frac{\alpha \Delta t}{2(\Delta r)^2} \frac{(r_j - \frac{\Delta r}{2})}{r_j} \right] T_j^{n+1} - \frac{\alpha \Delta t}{2(\Delta r)^2} \frac{(r_j - \frac{\Delta r}{2})}{r_j} T_{j-1}^{n+1} = T_j^n + \frac{\alpha \Delta t}{2\Delta r r_j} \left\{ \frac{T_{j+1}^n - T_j^n}{\Delta r} \left( r_j + \frac{\Delta r}{2} \right) - \frac{T_j^n - T_{j-1}^n}{\Delta r} \left( r_j - \frac{\Delta r}{2} \right) \right\}, \quad (2)$$

где  $\alpha$  – температуропроводность,  $T_j^n$  – температура,  $r_j$  – радиус, где  $n$  – индекс по координате,  $j$  – индекс по времени. Далее производится прогонка этого уравнения по методу Якоби.

На основе полученного уравнения в среде программирования Fortran 4 была написана программа для расчёта зависимости температуры от расстояния от источника. Она была просчитана для различных промежутков времени (100, 200 и 1000 лет с момента захоронения) и для различных значений радиуса блоков ВАО. Это позволяет оценить динамику изменения температурного воздействия и определить, на каком этапе и при каком значении радиуса матрицы остеклованных ВАО может достигаться критическая температура её деградации  $126.85^\circ\text{C}$  (Зотов и др., 1996). Соответствующие графики представлены на рис. 2.



**Рисунок 2.** Зависимость температуры от расстояния от источника при радиусе матрицы:  
*a* – 0.10 м; *b* – 0.25 м; *c* – 0.35 м; *d* – 0.50 м

Выбор радиуса матрицы обуславливается превышением критической температуры в ней при больших значениях радиуса (т.к. при большей загрузке ВАО с сохранением тех же концентраций радионуклидов в них, повышается интенсивность тепловыделения и, следовательно, температура внутри хранилища). Исходя из представленных графиков видно, что разная толщина матрицы влияет на величину температуры на граничном слое матрица-буфер, но практически не оказывает влияния на характер распределения температуры в зависимости от расстояния от скважины и от времени, прошедшего с момента захоронения. Также можно отметить, что меньший радиус блока остеклованных ВАО приводит к менее интенсивному выщелачиванию радионуклидов (Am-241, Cm-244) вследствие того, что в блоке меньшего диаметра генерируется меньшее количество тепла (следовательно, меньше температура и, за счёт чего меньше интенсивность выщелачивания).

Наибольшим значением радиуса, при котором не превышает критическая температура, согласно полученным данным, является 0.25 м. Эта величина предлагается как оптимальная в рассматриваемом случае.

### ***Подбор оптимального значения толщины буферного слоя***

При консервации хранилища его заполняют подземные воды. Проникая через неплотности контейнера, они вступают во взаимодействия с консервирующей матрицей.

За счёт её выщелачивания содержащиеся в ней радионуклиды поступают в подземные воды. Дальнейший перенос радионуклидов от контейнера через буферный слой и непосредственно примыкающий к нему слой горных пород (т.н. ближнее поле хранилища) осуществляется за счёт молекулярной диффузии.

Точно так же, как и распределение температур, распределение концентраций в буферном слое и ближнем поле хранилища симметрично относительно оси контейнера, а вне торцевой части контейнеров ещё и инвариантно относительно сдвига вдоль оси контейнера. В этом случае распределение концентраций удовлетворяет уравнению:

$$\frac{dc}{dt} = \frac{1}{r} \frac{d}{dr} (r D_{eff}(r) \frac{dc}{dr}) - \chi c \quad , \quad (3)$$

где  $C$  – массовая доля радионуклида в подземных водах (массовая концентрация),  $\chi = Ln2/t^{hl}$  – константа полураспада,  $D_{eff}$  – эффективное значение коэффициента молекулярной диффузии, связанное с коэффициентом молекулярной диффузии соотношением:

$$D_{eff}(r) = \frac{D_m}{1 + \rho(r) (1 - \varphi(r)) \frac{K_d(r)}{\varphi(r)}} \quad . \quad (4)$$

Здесь  $D_m$  – пористость среды,  $K_d$  – коэффициент распределения радионуклида между жидкой и твёрдой фазами пористой среды, в которой протекает процесс диффузионного переноса.

В буферном слое ( $r_c < r < r_b$ ) величины  $\varphi$  и  $K_d$  равны, соответственно, пористости и коэффициенту распределения для бентонитовой глины, а в ближнем поле вмещающих пород – пористости и коэффициенту распределения для этих пород.

Поскольку до загрузки хранилища эти радионуклиды в подземных водах отсутствовали, начальные условия записываются в виде:

$$T = 0, c = 0. \quad (5)$$

Граничное условие на поверхности отходов определяется интенсивностью выщелачивания консервирующей матрицы:

$$\rho_f \cdot D_{eff}(r_c) dc/dr = J_n(t) \cdot V_{(REE+A)} \cdot V_A \cdot Y, \quad (6)$$

где  $J_n$  – масса консервирующей матрицы, поступающая в подземные воды в единицу времени с единичной поверхности матрицы,  $Y$  – массовая доля рассматриваемого радионуклида в общей массе актинидов, содержащихся в матрице.

Для оценок миграции радионуклидов при наихудших, с точки зрения безопасности хранилища условиях диффузионного переноса, следует полагать, что за пределами буферного слоя диффузия радионуклидов осуществляется преимущественно в коллоидной форме (Grambow и др., 2006).

Граничное условие на левой границе области моделирования было записано в форме,

$$\frac{dc}{dr} = 0, \quad r = r_{lim}. \quad (7)$$

Краевая задача (4), (6), (7) также решалась модифицированным конечно-разностным методом Кранка-Никольсона. Обозначим  $C_j^n = C(t_n, r_j)$ , тогда без учета радиоактивного распада конечно-разностные соотношения для интегрирования уравнения (4) по  $t$  запишутся в виде:

$$C_j^{n+1} = C_j^n + \frac{\Delta t}{r_j(r_{j+1}-r_{j-1})} \left( D_{j+\frac{1}{2}} \cdot \frac{r_j+r_{j+1}}{2(r_{j+1}-r_j)} \cdot (C_{j+1}^{n+1} + C_{j+1}^n - C_j^{n+1} - C_j^n) - D_{j-\frac{1}{2}} \cdot \frac{r_j+r_{j+1}}{2(r_j-r_{j-1})} \cdot (C_j^{n+1} + C_j^n - C_{j-1}^{n+1} - C_{j-1}^n) \right), \quad (8)$$

где

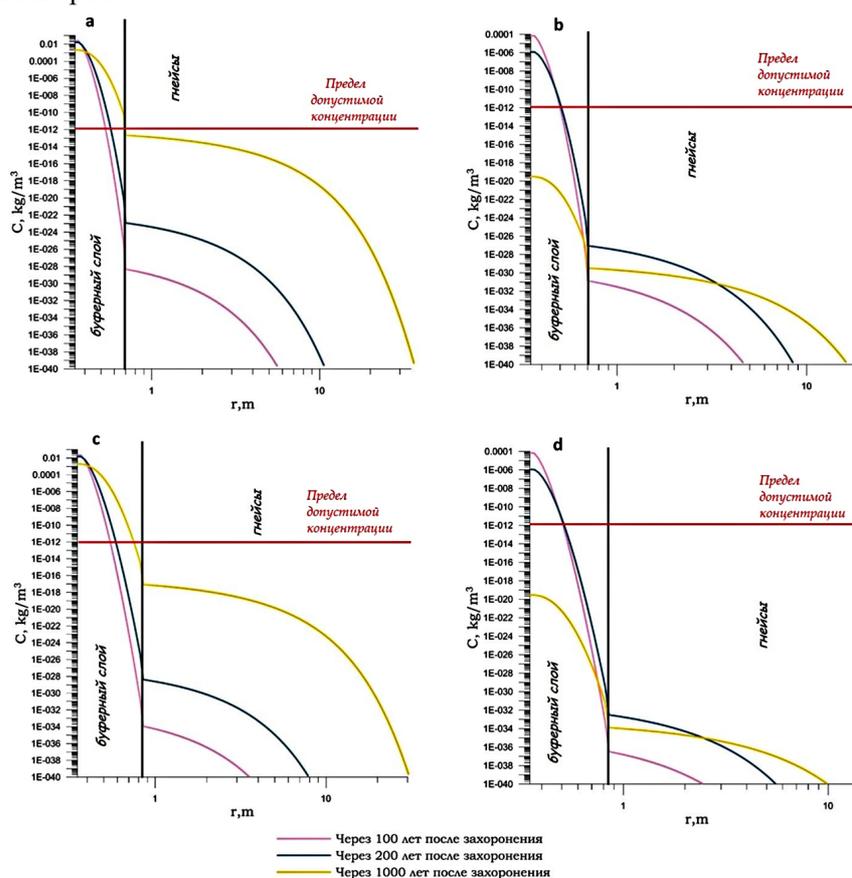
$$D_{j+\frac{1}{2}} = D_{eff} \left( \frac{r_j+r_{j+1}}{2} \right), \quad D_{j-\frac{1}{2}} = D_{eff} \left( \frac{r_j+r_{j+1}}{2} \right).$$

При расчёте массопереноса радионуклидов использовано уравнение (8).

Толщину буферного слоя предполагается подбирать, ориентируясь на наименьшие значения, при которых обеспечивается безопасность захоронения. В

качестве критерия безопасности захоронения отходов использовали не превышение установленных Нормами радиационной безопасности нормативов по содержанию исследуемых радионуклидов в подземных водах (СанПиН 2.6.1.2523-09, 2009). Значение уровней вмешательства для Am-241 в воде составляет  $0.69 \text{ Бк кг}^{-1}$ , что при пересчёте в концентрацию составит  $5.44 \cdot 10^{-12} \text{ кг м}^{-3}$  радионуклида, и  $1.1 \text{ Бк кг}^{-1}$  для Cm-244, что при пересчёте в концентрацию составит  $3.67 \cdot 10^{-13} \text{ кг м}^{-3}$  радионуклида.

Сравнение концентраций америция и кюрия при выбранном радиусе матрицы-консерванта и различных вариантах толщины буферного слоя приведено на рис. 3.



**Рисунок 3.** Зависимость концентрации америция (а, с) и кюрия (b, d) от расстояния от источника (а, b – радиус матрицы 0.25 м, толщина буфера 0.25 м; с, d – радиус матрицы 0.25 м, толщина буфера 0.50 м)

Концентрации америция в подземных водах в несколько раз превышают концентрации кюрия, что связано с различием в периодах полураспада данных радионуклидов  $T_{1/2}$  ( $\text{Am-241}$ ) = 432 года,  $T_{1/2}$  ( $\text{Cm-244}$ ) = 18.1 лет и их концентрации в отходах (9 к 1 соответственно). Период полураспада америция более чем в 20 раз превышает период полураспада кюрия, при рассматриваемых временных промежутках значительная часть кюрия распадается, что

сказывается на снижении его концентрации. В связи с этим, определяющей является концентрация америция.

Из рис. 3 видно, что при толщине буферного слоя 0.25 м концентрации Am-241 и Cm-244 не превышают предельные значения при рассматриваемых условиях на границе буферного слоя с горными породами. На временном промежутке 1000 лет концентрации америция отстают от предельно допустимых на порядок. Следовательно, в данных условиях моделирования уменьшать далее толщину буферного слоя нецелесообразно.

В случае превышения концентрации над установленными значениями при моделировании на более длительные промежутки времени одним из способов решения проблемы является увеличение толщины буферного слоя. Кроме того, следует отметить, что сделанные теоретические оценки основываются на заведомо заниженных защитных свойствах пород. В частности предполагается, что задержка радионуклидов на породах за счет сорбции отсутствует, и диффузия радионуклидов во вмещающие породы ближнего поля хранилища осуществляется с такой же скоростью, что и в водном растворе. Таким образом, оценка надежности изоляции РАО в хранилище сделана с запасом.

### Выводы

Безопасная изоляция ВАО в подземных хранилищах обеспечивается за счет использования инженерных (консервирующая стеклоподобная матрица для иммобилизации радиоактивных компонентов ВАО и буферный слой между контейнерами с ВАО и вмещающими породами) и естественных барьеров (массив пород, отделяющий хранилище от биосферы). Надёжность инженерных барьеров определяется химической устойчивостью матрицы к взаимодействию с подземными водами и сорбционными свойствами материала буферного слоя по отношению к долгоживущим радионуклидам. В ходе работы разработан алгоритм прогнозирования распространения техногенных радионуклидов Am-241 и Cm-244 из остеклованных матриц ВАО в окружающую среду. С использованием алгоритма определены оптимальные параметры инженерных барьеров для остеклованной матрицы, содержащей ВАО с массовой долей актинидов 0.05% (90% Am-241 и 10% Cm-244), позволяющие обеспечить соблюдение установленных нормативов по содержанию радиоактивных загрязнителей в подземных водах на протяжении 100, 200, 1000 лет. Продемонстрировано, что при оценке оптимальной толщины буферного слоя определяющим является содержание Am-241 в ВАО, что обусловлено как характеристиками распада радионуклида, так и его концентрацией в рассматриваемом типе отходов.

Разработанный алгоритм может быть применен для определения оптимальных параметров мультибарьерной защиты при глубинном захоронении радиоактивных отходов с целью долгосрочного прогнозирования недопущения загрязнения подземных вод техногенными радионуклидами в районах размещения подземных хранилищ ВАО скважинного типа.

---

**Список литературы**

- Ахмедзянов В.Р., Лашёнова Т.Н., Максимова О.А. 2008. Обращение с радиоактивными отходами. Учебное пособие/под ред. Касьяненко А.А. – М., ИАЦ «Энергия», 264 с.
- Гупало В.С. 2017. Оценка долговременных изменений фильтрационных характеристик зоны техногенной и природной трещиноватости объектов подземной изоляции ВАО. – Горный информационно-аналитический бюллетень (ГИАБ). №12, с. 115-121. DOI: 10.25018/0236-1493-2017-12-0-115-121.
- Зотов А.В., Левин К.А., Магазина Л.О. и др. 1996. Взаимодействие алюмофосфатного стекла с водой при повышенных температурах. – Геохимия, № 9, с. 891-904.
- Лаверов Н.П., Канцель А.В., Лисицын А.К., Омеляненко Б.И., Пэк А.А., Сельцов Б.М., Филоненко Ю.Д. 1991. Основные задачи радиогеоэкологии в связи с захоронением радиоактивных отходов. – Атомная энергия, т. 71, вып. 6, с. 523-534.
- Мальковский В.И. 2008. Моделирование процессов переноса в геосфере. Учеб. пособие. – М., РХТУ им. Д.И. Менделеева, 124 с.
- Самаров В.Н., Непомнящий В.З., Комлева Е.В. 2016. Российская современная система захоронения радиоактивных отходов. – Наука. Общество. Государство, № 3 (15), с. 133-142.
- СанПиН 2.6.1.2523-09. 2009. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009, утв. постановлением Главного государственного санитарного врача РФ от 07.07.2009 № 47: ввод в действие с 01.09.2009. – М., Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 100 с.
- Хаперская А.В. 2012. Проблемы обращения с ОЯТ в России и перспективы их решения. Безопасность ядерных технологий и окружающей среды, № 3. – Электронный ресурс. URL: <http://www.atomic-energy.ru/articles/2015/04/01/55910>.
- Шишиц И.Ю. 2008. Обеспечение экологической безопасности при изоляции промышленных и радиоактивных отходов. – М., Изд-во Горная книга, МГГУ, 305 с.
- Grambow B., Faftahi M., Montavon G., Moisan C., Giffaut E. 2006. Sorption of Cs, Ni, Pb, Eu (III), Am (III), Cm, Ac(III), Tc(IV), Th, Zr, and U(IV) on MX80 bentonite: An experimental approach to assess model uncertainty. – Radiochimica Acta, vol. 94, pp. 627-636.

*Статья поступила в редакцию: 24.12.2020*

*После переработки: 07.05.2021*

---

# PREDICTING THE RELEASE OF ANTHROPOGENIC RADIONUCLIDES INTO THE ENVIRONMENT FROM DEEP-WELL DISPOSAL STORAGE FACILITIES OF VITRIFIED HIGH-LEVEL RADIOACTIVE WASTE

*A.N. Malakhova\**

D. Mendeleev University of Chemical Technology of Russia (D. Mendeleev University, MUCTR),  
9 Miusskaya Ploshchad, 125047, Moscow, Russian Federation;  
\*address for correspondence: *lawbro@yandex.ru*

**Abstract.** Purpose of the work is to develop an algorithm for predicting the release of anthropogenic radionuclides americium Am-241 and curium Cm-244 into the environment from deep-well disposal storage facilities of vitrified high-level radioactive waste (HLW). To select the parameters of multi-barrier protection in the deep disposal of radioactive waste, the methods of mathematical modeling of the system based on the thermal conductivity equation and the diffusion equation are applied. To calculate the mathematical model, a program was written in the Fortran programming language using the Fortran 4 coding environment. The spatial parameters of the preservative matrix in the range of radius values from 0.10 m to 0.50 m and the parameters of the buffer layer thickness in the range of 0.25-0.5 m, taking into account the criterion of not exceeding the radionuclide MPC in underground waters, were studied. The simulation was carried out in three time intervals of waste disposal – 100, 200 and 1000 years. The optimal parameters of engineering barriers the radius of the preservative matrix and the thickness of the buffer layer are established. It make possible to prevent the spread of pollutants into underground waters above the limit values of the specific activity of the burial period up to 1000 years under the conditions of stability of the matrix with immobilized anthropogenic radionuclides.

**Keywords.** Storage of HLW, heat generation in HLW, concentrations of radionuclides, well storage, multi-barrier protection.

## References

Ahmedzyanov V.R., Lashchyonova T.N., Maksimova O.A. 2008. *Obrashchenie s radioaktivnymi othodami: uchebnoe posobie, pod red. Kas'yanen'ko A.A.* [Radioactive waste management. Textbook/ed. Kasyanenko A. A.] – Moscow. IAC «Energiya», 264 p.

Gupalo V.S. 2017. *Ocenka dolgovremennyh izmenenij fil'tracionnyh harakteristik zony tekhnogennoj i prirodnoj treshchinovatosti ob"ektov podzemnoj izolyacii VAO* [Assessment of long-term change in penetrability in the induced and natural jointing one near underground high-active waste disposal]. Gornyj informacionno-analiticheskij byulleten' (GIAB), no 12, pp. 115-121.

Zotov A.V., Levin K.A., Magazina L.O. et all. 1996. *Vzaimodejstvie aljumofosfatnogo stekla s vodoj pri povyshennyh temperaturah* [Interaction of

---

aluminum phosphate glass with water at elevated temperatures]. *Geohimiya – Geochemistry International*, no 9, pp. 891-904.

Laverov N.P., Kancel' A.V., Lisicyn A.K., Omel'yanenko B.I., Pek A.A., Sel'cov B.M., Filonenko Yu.D. 1991. Osnovnye zadachi radiogeoeologii v svyazi s zahoroneniem radioaktivnyh othodov [The main radiogeoeology tasks of the disposal of radioactive waste]. *Atomnaya energiya – Atomic Energy*, vol.71, pp. 523-534.

Mal'kovskij V.I. 2008. *Modelirovanie processov perenosa v geosphere* [Modeling of transport processes in the geosphere]. Moscow. MUCTR, 124 p.

Samarov V.N., Nepomnyashchij V.Z., Komleva E.V. 2016. Rossijskaya sovremennaya sistema zahoroneniya radioaktivnyh othodov [Russian modern system of disposal of radioactive waste]. *Nauka. Obshchestvo. Gosudarstvo – Science. Society. State*, no 3 (15), pp. 133-142.

SanPiN 2.6.1.2523-09 *Normy radiacionnoj bezopasnosti NRB-99/2009, utv. postanovleniem Glavnogo gosudarstvennogo sanitarnogo vracha RF ot 07.07.2009 № 47: vvod v dejstvie s 01.09.2009. (7) SanPiN 2.6.1.2523-09. 2009.* [Radiation safety standards NRB-99/2009, approved by the resolution of the Chief State Sanitary Doctor of the Russian Federation of 07.07.2009 No. 47: entry into force from 01.09.2009] M. Federal'nyj centr gigieny i epidemiologii Rospotrebnadzora, 2009, 100 p.

Haperskaya A.V. 2012. Problemy obrashcheniya s OYaT v Rossii i perspektivy ih resheniya [Problems of SNF management in Russia and prospects for its solution]. *Bezopasnost' yadernyh tekhnologij i okruzhayushchej sredy – Safety of nuclear technologies and the environment*, no. 3. URL: <http://www.atomic-energy.ru/articles/2015/04/01/55910>

Shishchic I.Yu. 2008. *Obespechenie ekologicheskoy bezopasnosti pri izolyacii promyshlennyh i radioaktivnyh othodov* [Ensuring environmental safety in the isolation of industrial and radioactive waste]. Moscow. Gornaya kniga, 305 p.

Grambow B., Faftahi M., Montavon G., Moisan C., Giffaut E. 2006. Sorption of Cs, Ni, Pb, Eu (III), Am (III), Cm, Ac(III), Tc(IV), Th, Zr, and U(IV) on MX80 bentonite: An experimental approach to assess model uncertainty. – *Radiochimica Acta*, vol. 94, pp. 627-636.