DOI: 10.25283/2587-9707-2023-4-89-100 УДК 504.75.06

ЧИСЛЕННОЕ МОДЕЛИРОВАНИЕ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В КОНСТРУКЦИЯХ И БЛИЖНЕЙ ЗОНЕ ПРИПОВЕРХНОСТНОГО ПУНКТА ЗАХОРОНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

Н. А. Анисимов, А. А. Куваев, Е. В. Сизоненко

ФГБУ «Гидроспецгеология», Москва

Статья поступила в редакцию 29 сентября 2023 г.

Рассмотрена численная модель переноса радионуклидов в элементах конструкций приповерхностного пункта захоронения радиоактивных отходов (ППЗРО). Представлен расчет потока нуклидов из ППЗРО в подстилающие породы и грунтовые воды для трех характерных групп радионуклидов: долгоживущие слабо сорбируемые, долгоживущие сорбируемые и относительно короткоживущие (с периодом полураспада до 31 года). Показано влияние сорбционных свойств инженерных барьеров, их геометрических характеристик, а также особенностей расположения упаковок РАО на поступление радионуклидов из ППЗРО в подземные воды.

Ключевые слова: *конструкции ППЗРО, барьеры безопасности, упаковки РАО, коэффициент распределения, интенсивность поступления на УГВ, вариация значений параметров, миграционная проницаемость, радиоактивные отходы.*

Введение

Статья является продолжением работы [1], посвященной численному моделированию фильтрации влаги в конструкциях ППЗРО, которая наряду с диффузией является основным физическим процессом, обусловливающим миграцию радионуклидов в конструкционных материалах пункта захоронения и их выход за его пределы.

В [1] было рассмотрено, каким образом влияет на пространственную структуру фильтрационного потока, формирующегося в конструкциях ППЗРО, постепенное разрушение бетонных элементов конструкции ППЗРО, которое происходит на промежутке до 1 000 лет после его закрытия. В настоящей работе основное внимание уделяется долгосрочному прогнозу миграции радионуклидов за пределы сооружения ППЗРО на длительном периоде, составляющем десятки и сотни тысяч лет, который определяется потенциальной опасностью РАО, которые в нем размещены [2].

Для предотвращения и уменьшения возможного выхода радиоактивных веществ за пределы ППЗРО служит система барьеров безопасности (СББ). С одной стороны, ее функцией является снижение количества воды, проникающей в отсеки, содержащие РАО, а с другой — задержка переноса радионуклидов за счет сорбционных свойств.

От сочетания геометрических характеристик барьеров безопасности и их сорбционно-емкостных свойств зависит эффективность СББ. В связи с этим представляет интерес исследование влияния характеристик элементов СББ

на особенности миграции радионуклидов, содержащихся в РАО, и их выхода за пределы ППЗРО, что является задачей данной работы. Методом исследования является расчетное моделирование с использованием программного комплекса COMSOL Multiphysics [3].

Конструкция ППЗРО и геометрия расчетной модели

Геометрия расчетной модели, построенная на основе прототипа конструкции ППЗРО [1], [4], представлена на рис. 1.

В модели присутствуют следующие инженерные барьеры безопасности (ИБ):

- ИБ1 — стенки и матричный материал упаковок РАО ;
- ИБ2 — буферный материал (глинопорошок), заполняющий свободное пространство между стенами отсека и упаковками РАО ;
- ИБ3 — бетонные стены — 800 мм, основание — 1 000 мм, верхнее перекрытие — 250 мм ;
- ИБ4 — глиняный замок по периметру сооружения (стены, основание) — 1 000 мм ;
- ИБ5 — покрывающий экран, представленный слоями (сверху вниз) :
  - почвенно-растительный слой — 200 мм;
  - дренажныйслой — 420 мм;
  - бентомат (1-й слой) — 30 мм;
  - уплотненная глина или суглинок — 1 170 мм;
  - песок — 200 мм;
  - бентомат (2-й слой) — 30 мм.

Кроме этого, естественным барьером безопасности служат вмещающие породы.

В расчетной модели принято, что отходы 4 класса в составе металлических контейнеров размещены в трех верхних слоях, отходы 3 класса — в нижнем, в железобетонных контейнерах. Их габариты заданы по размерам контейнеров КМ3 и НЗК-150 — 1,5П [5].

В модели (рис. 1) также задана область вмещающих пород размером 80 × 30 м и обозначен уровень грунтовых вод (УГВ). Ее характеристики приняты по материалам изысканий, выполненных на реальном объекте [4]: водовмещающие отложения представлены суглинками, глубина залегания УГВ от поверхности земли составляет 12 м.

Расчетная модель

Расчет миграции радионуклидов в насыщенно-ненасыщенной зоне производится на основе уравнения массопереноса, описывающего нестационарное поле концентраций радиоактивных веществ [6]:

$$\left(n+K_d\rho_n\right)\frac{\partial C}{\partial t}+\nabla\left(\bar{v}C\right)-\nabla\left(nD\nabla C\right)+\lambda\left(n+K_d\rho_n\right)C=0 \quad (1)$$

где n — влагосодержание; K_d — коэффициент сорбционного распределения в системе «вода — вмещающая порода» (м³/кг); ρ_n — плотность сухого водовмещающего материала (кг/м³); C — объемная активность радионуклида в жидкой фазе (кг/м³); $\bar{v}$ — вектор скорости фильтрации (м/сут); D — тензор коэффициента суммарной дисперсии (м²/сут); λ — постоянная радиоактивного распада (1/сут).

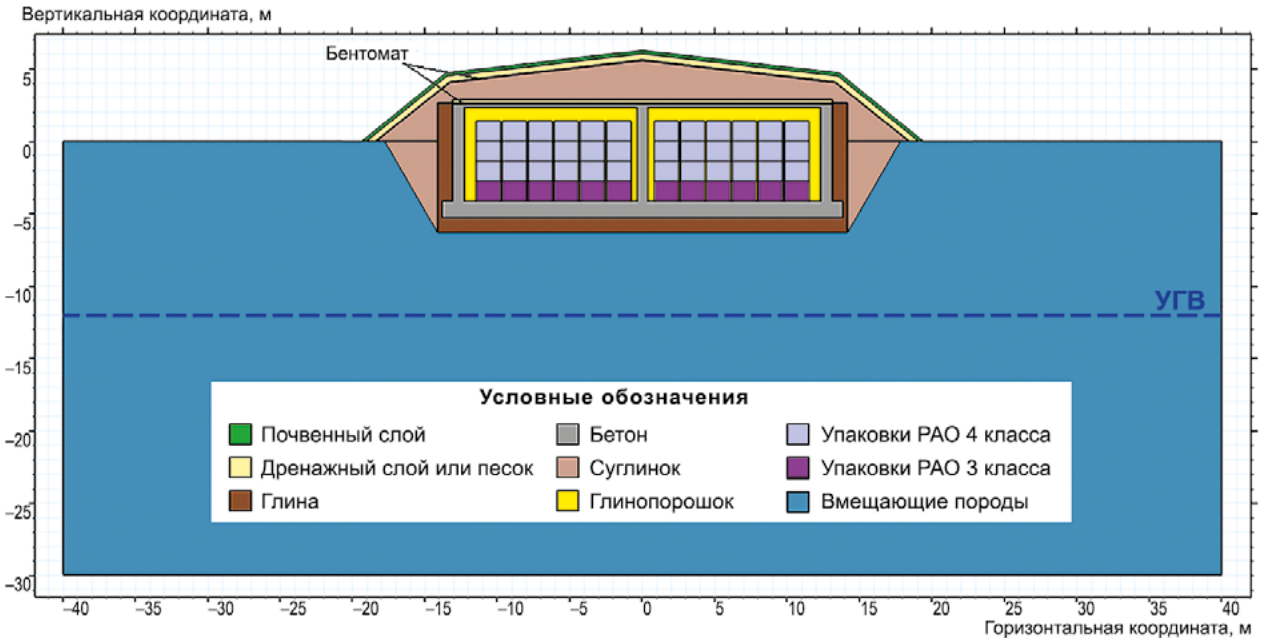

Рис. 1. Геометрия расчетной модели

В коэффициент суммарной дисперсии входят составляющие, описывающие процессы молекулярной диффузии и гидродинамической дисперсии. Согласно [7], [8], в общем случае коэффициент суммарной дисперсии D представляет собой тензор второго ранга и для пористой среды имеет вид:

$$nD_{ij} = D_{ij}^{\ d} + D_m\delta_{ij} = D_{ij}^{\ d} + \chi nD_m^{\ 0}\delta_{ij}$$

$$D_{ij}^{\ d} = (\delta_L - \delta_T)\frac{v_i v_j}{|\bar{v}|} + \delta_T|\bar{v}|\delta_{ij}$$

где $D_{ij}^{\ d}$ — коэффициент, характеризующий гидродинамическую дисперсию (м²/сут); D_m — эффективный коэффициент молекулярной диффузии (м²/сут); χ — извилистость путей фильтрации в пористой среде; $D_m^{\ 0}$ — коэффициент молекулярной диффузии в свободной среде; δ_L и δ_T — параметры продольной и поперечной дисперсии соответственно (м); $|\bar{v}|$ — модуль вектора скорости влагопереноса (м/сут); v_i и v_j — проекции вектора скорости влагопереноса $\bar{v}$ на соответствующие координатные оси (м/сут); δ_{ij} — дельта-функция Кронекера, определяемая по формуле:

$$\delta_{ij} = \begin{cases} 1 & \text{при} \quad i = j \\ 0 & \text{при} \quad i \neq j \end{cases} \qquad i, j = 1, 2, 3$$

Учитывая, что продольный размер конструкции ППЗРО существенно преобладает над поперечным [4], расчетное моделирование выполняется в двухмерной (профильной) постановке.

Входящие в (1) параметры n (влагосодержание) и $\bar{v}$ (вектор скорости влагопереноса) рассчитываются с использованием модели влагопереноса на основе уравнения Ричардса, постановка которой для рассматриваемой конструкции ППЗРО приведена в [1].

Расчеты выполняются для радионуклидов: ^{3}H, ^{14}C, ^{36}Cl, ^{90}Sr, ^{99}Tc, ^{129}I, ^{137}Cs, ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{238}U, ^{237}Np, ^{239}Pu, ^{241}Am, ^{245}Cm.

Исходные значения объемной активности радионуклидов в упаковках РАО приняты по значениям, приведенным в табл. 1. Данные значения соответствуют показателям активности радионуклидов в отходах 3, 4 класса, размещаемых в ППЗРО [9].

Таблица 1. Исходные значения объемной активности радионуклидов в упаковках РАО, Бк/м³

Класс РАО	Бета-излучающие ^{3}H, ^{14}C, ^{36}Cl, ^{90}Sr, ^{99}Tc, ^{129}I, ^{137}Cs	Альфа-излучающие ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{238}U	Альфа-излучающие трансурановые ^{237}Np, ^{239}Pu, ^{241}Am, ^{245}Cm
3 класс	$6\cdot10^{13}$	$9\cdot10^{8}$	$2\cdot10^{8}$
4 класс	$2\cdot10^{10}$	$3\cdot10^{7}$	$6\cdot10^{6}$

В табл. 2 представлены используемые в расчетах периоды полураспада радионуклидов и значения коэффициентов распределения, полученные по осредненным данным из литературных источников [10]—[12].

Таблица 2. Значения периодов полураспада и коэффициентов распределения радионуклидов, принятые для материалов конструкций ППЗРО и водовмещающих отложений ближней зоны

Радионуклид	Период полураспада, лет	Коэффициент распределения, м³/кг			
		песок	суглинки	глина (внешний экран)	глинопорошок
^{3}H	12,3	0,0001	0,02	0,03	0,03
^{14}C	$5{,}73\cdot10^{3}$	0,001	0,001	0,001	0,001
^{36}Cl	$3{,}01\cdot10^{5}$	0,0008	0,00025	0,0004	0,0004
^{90}Sr	29,1	0,004	0,0065	0,11	0,1
^{99}Tc	$2{,}13\cdot10^{5}$	0,0001	0,0001	0,001	0,001
^{129}I	$1{,}57\cdot10^{7}$	0,001	0,001	0,001	0,001
^{137}Cs	30,1	0,28	4,6	1,9	0,2
^{226}Ra	$1{,}60\cdot10^{3}$	0,5	9	9	0,1
^{232}Th	$1{,}40\cdot10^{10}$	3	5,8	5,8	0,3
^{238}U	$4{,}47\cdot10^{9}$	0,035	0,025	0,15	0,1
^{237}Np	$2{,}14\cdot10^{6}$	0,005	0,025	0,055	0,1
^{239}Pu	$2{,}41\cdot10^{4}$	0,34	1,2	5,1	0,3
^{241}Am	432	0,34	9,6	8,4	0,3
^{245}Cm	$8{,}50\cdot10^{3}$	4	6	6	4

Поскольку основное внимание в данной работе уделяется долгосрочному прогнозу, процессы деградации бетона, происходящие в основном в первую тысячу лет после закрытия ППЗРО [13], не учитываются. При проведении расчетов принимается, что бетонные конструкции и упаковки РАО находятся в разрушенном состоянии и барьерами, сохраняющими свои свойства, остаются буферная засыпка внутреннего пространства отсеков ППЗРО, глиняный замок в донной части и по периметру сооружения, а также материалы покрывающего экрана за исключением бентомата, который считается поврежденным. Значения коэффициентов распределения для материала разрушенного бетона и упаковок РАО принимаются равным песку (табл. 2).

Для всех нуклидов и материалов приняты осредненные значения D_m (коэффициент молекулярной диффузии), δ_L и δ_T (параметры

продольной и поперечной дисперсии) — соответственно: $2 \cdot 10^{-10}$ м^2/с, 0,1 м и 0,01 м ([8], [14]).

Рассматриваемые радионуклиды условно разделяются на три группы: короткоживущие, слабо сорбируемые долгоживущие, хорошо сорбируемые долгоживущие. Их распределение по этим группам приведено в табл. 3.

Таблица 3. Разделение радионуклидов на группы

Группа радионуклидов	Общая характеристика	Радионуклиды
Группа 1	Короткоживущие*	^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs
Группа 2	Слабо сорбируемые долгоживущие	^{14}C, ^{36}Cl, ^{99}Tc, ^{129}I
Группа 3	Хорошо сорбируемые долгоживущие	^{226}Ra, ^{232}Th, ^{238}U, ^{237}Np, ^{239}Pu, ^{241}Am, ^{245}Cm

*условно короткоживущие с периодом полураспада менее 31 года

Дальше рассмотрены особенности выхода радионуклидов этих групп из ППЗРО и поступления их на УГВ.

Вычисления выполнены методом конечных элементов, реализованным в программном комплексе COMSOL Multiphysics [3]. Как и в [1], в модели используется нерегулярная треугольная сетка с общим числом расчетных ячеек ~160 тыс.

Результаты моделирования: особенности миграции радионуклидов в элементах конструкции сооружения ППЗРО

Выход радионуклидов из ППЗРО можно разделить на три стадии:

- исходное состояние и распространение в пределах конструктивных границ сооружения;
- перенос в зоне аэрации — области выше УГВ;
- достижение УГВ и движение в подземных водах.

В качестве примера на рис. 2 приведены поля удельных активностей ^{238}U для трех моментов времени, характеризующих эти стадии.

Заметно, что основной выход урана за пределы сооружения происходит в двух относительно узких областях, на которые указывают красные стрелки. Связано это с особенностью формирования фильтрационных потоков внутри сооружения после деградации бетонных стен и основания.

Картина фильтрационных потоков в виде векторного поля скоростей приведена на рис. 3.

Поскольку разрушенные бетонные конструкции характеризуются относительно высоким коэффициентом фильтрации по сравнению с другими материалами сооружения ППЗРО, в них концентрируются основные фильтрационные

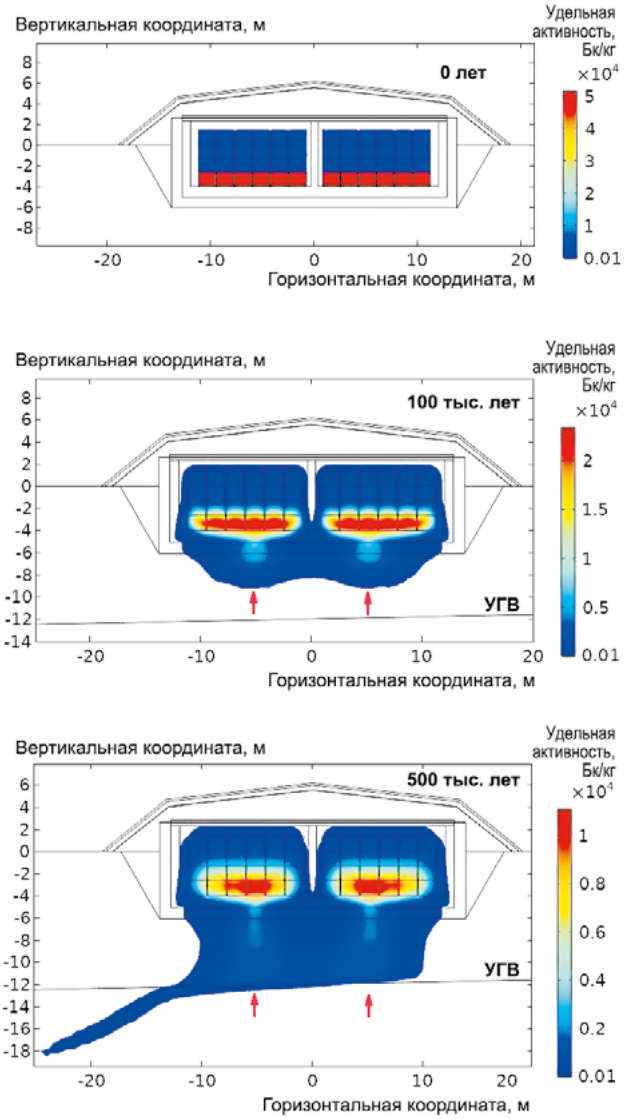

Рис. 2. Удельная активность ^{238}U в поровой воде конструкций сооружения ППЗРО и породах ближней зоны (красными стрелками показаны области преимущественного выхода радионуклидов)

потоки. Таким образом, вода преимущественно движется по вертикальным и горизонтальным элементам разрушенного бетона.

Над нижним слоем глины образуется встречное движение потоков воды, иссякающее при их взаимном приближении. Радионуклиды, мигрирующие из упаковок РАО, переходят в верхнюю часть этих потоков, которая разгружается в слой глины в узкой области сближения этих потоков. В результате перенос и сорбция радионуклидов в слое глины оказываются пространственно ограниченными, и лишь небольшая доля объема глины выполняет функцию сорбционного барьера. Это отражено на рис. 4, на котором представлено распределение удельной активности ^{238}U, сорбированного в элементах конструкции сооружения ППЗРО и вмещающих породах.

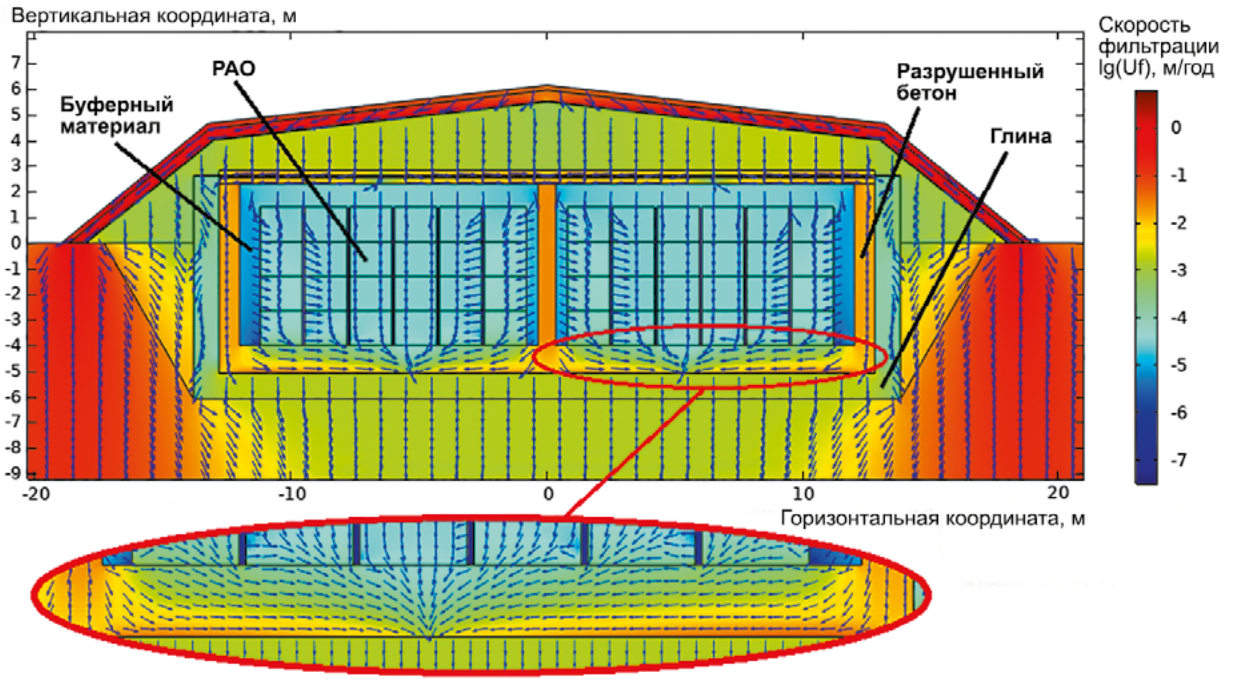

Рис. 3. Поле скоростей воды, фильтрующейся через элементы конструкции сооружения ППЗРО и породы ближней зоны, и формирование встречных фильтрационных потоков в слое разрушенного бетона

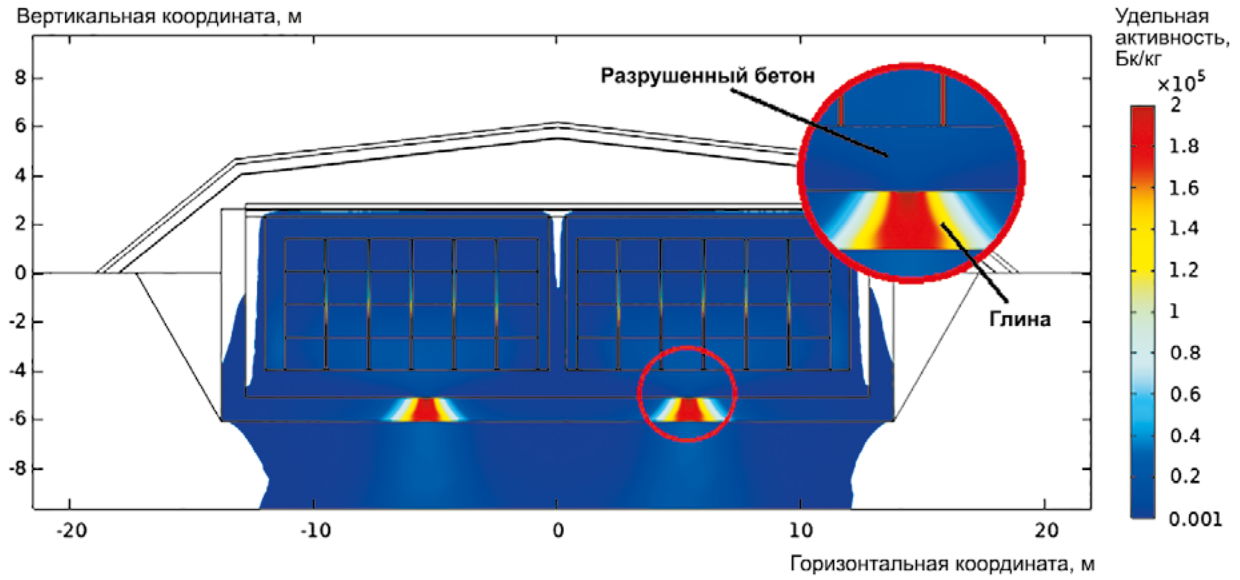

Рис. 4. Распределение удельной активности ^{238}U, сорбированного в элементах конструкции сооружения ППЗРО и вмещающих породах (результат расчета для 500 тыс. лет)

Результаты моделирования: поступление радионуклидов на УГВ

Как правило, расчетная модель ППЗРО используется совместно с региональной геофильтрационно-геомиграционной моделью для определения распространения нуклидов вместе с грунтовыми водами при проведении оценок долговременной безопасности (ОДБ). Сопряжение двух моделей производится по УГВ. В связи с этим основным результатом моделирования миграции радионуклидов из ППЗРО является их поток, поступающий на УГВ, который служит выходной функцией источника на региональной модели.

Согласно результатам моделирования, при рассматриваемой конструкции сооружения ППЗРО и характеристиках вмещающих пород поступления радионуклидов 1 группы на УГВ в количествах, влияющих на результаты ОДБ, не происходит. Они распадаются до значений ниже уровня вмешательства (УВ) [15], оставаясь либо

в пределах границ ППЗРО, либо выходя в зону аэрации, но не достигая в значимых количествах УГВ.

На рис. 5, 6 приведены графики интенсивности поступления на УГВ радионуклидов 2 и 3 групп.

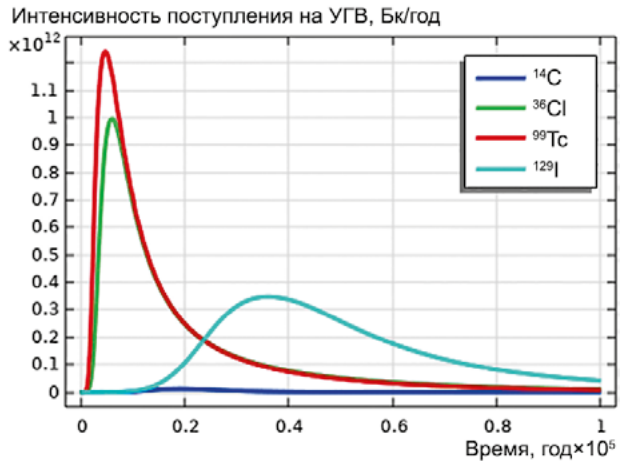

Рис. 5. Интенсивность поступления на УГВ радионуклидов 2 группы

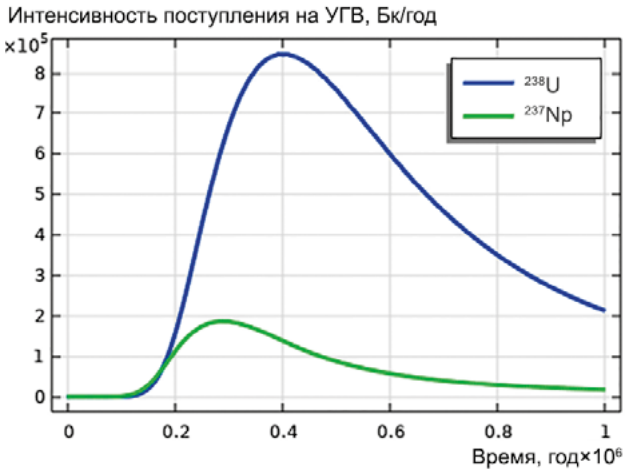

Рис. 6. Интенсивность поступления на УГВ ^{238}U и ^{237}Np

На УГВ поступают все радионуклиды 2 группы и два — 3 группы: ^{238}U и ^{237}Np. Изотопы 3 группы: ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{239}Pu, ^{241}Am, ^{245}Cm хорошо сорбируются в материалах барьеров безопасности ППЗРО и во вмещающих породах (табл. 2) и не доходят в значимых количествах до грунтовых вод.

Таким образом, при данной конструкции ППЗРО обеспечивается защита подземных вод от распространения из него короткоживущих (период полураспада менее 31 года) и части долгоживущих хорошо сорбируемых радионуклидов при разрушенных бетонных элементах, но при сохранении целостности и свойств буферного материала, глиняного замка и вмещающих пород.

Результаты моделирования: вариация свойств ИБ и изменение расположения упаковок РАО

Параметры расчетной модели, используемой для оценки долговременной безопасности, в той или иной степени характеризуются неопределенностью. Она может быть связана как с недостаточностью или неточностью исходных данных и естественной вариабельностью измеряемых свойств [16], так и с изменением свойств материалов уже после закрытия ППЗРО под воздействием различных факторов.

Возможные вариации значений параметров рассматриваются на примере миграции из ППЗРО ^{238}U.

На рис. 7 приведены результаты расчета интенсивности его поступления на УГВ при изменении величины $Kd_{ИБ4}$ — коэффициента распределения материала глиняного замка. Эти значения задаются посредством множителя *kKd*, который применяется к исходному коэффициенту распределения для глины, равному 0,15 м^3/кг. Остальные параметры расчетной модели остаются без изменений.

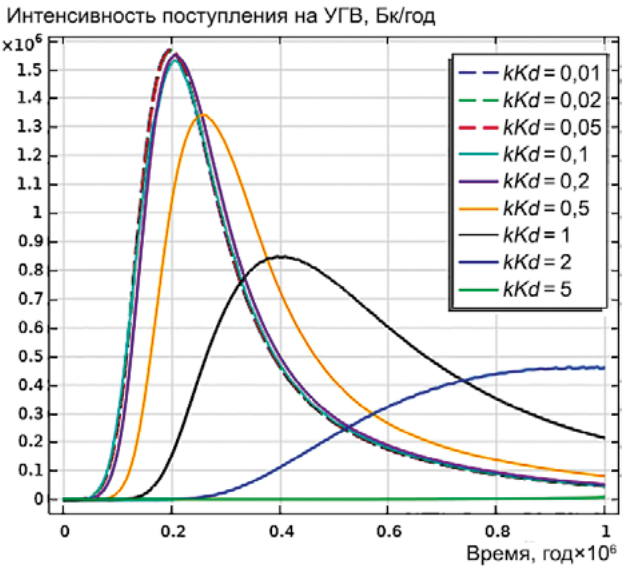

Рис. 7. Интенсивность поступления на УГВ ^{238}U, рассчитанная при значениях $Kd_{ИБ4}$ = kKd×0,15 м^3/кг

Графики, представленные на рис. 7, при *kKd* = 0,01—0,2 практически совпадают, а при *kKd* = 5 идут по оси абсцисс.

Для дальнейшего анализа полученных результатов вводится характеристика W_{max}, представляющая зависимость максимальных значений графиков интенсивности поступления нуклида на УГВ от величины варьируемого параметра. В случае графиков, приведенных на рис. 7,

варьируемым параметром является $Kd_{ИБ4}$. Полученная на снованиии этих графиков зависимость W_{max} от величины $Kd_{ИБ4}$ показана на рис. 8.

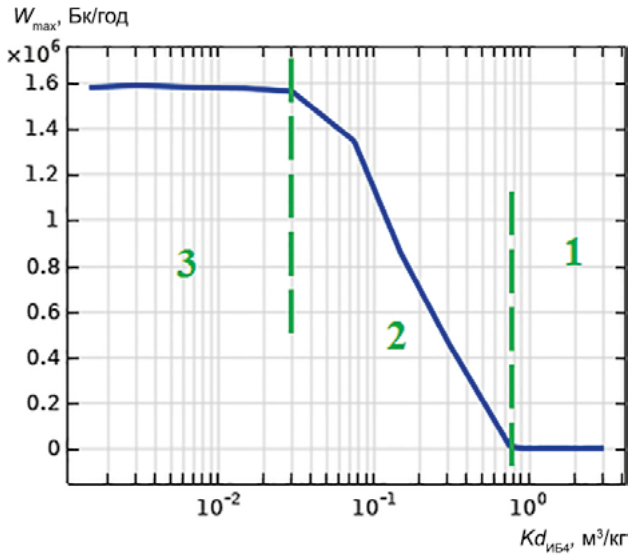

Рис. 8. Зависимость максимумов интенсивности поступления ^{238}U на УГВ от величины $Kd_{ИБ4}$

На графике рис. 8 можно выделить три области:

1 — область «миграционной непроницаемости» барьера — при $Kd_{ИБ4} > 0{,}76$ м³/кг;

2 — переходная область — $Kd_{ИБ4} = 0{,}03$—$0{,}76$ м³/кг;

3 — область «миграционной прозрачности» барьера — при $Kd_{ИБ4} < 0{,}03$ м³/кг.

Из формы данного графика следует, что при величинах коэффициента распределения, находящихся в области 1, поступления нуклида на УГВ в течение заданного периода времени (1 млн лет) не происходит, и с другой стороны, в области 3 при его любых значениях ниже порогового уровня (~0,03 м³/кг) интенсивность поступления нуклида на УГВ не изменяется.

График, изображенный на рис. 8, условно названный «Пороговая миграционная кривая» (ПМК), не является изолированной характеристикой отдельного барьера безопасности, а зависит от совокупности свойств других барьеров, которые накладывают свои ограничения на скорости миграции нуклидов. Этим объясняется постоянство величины W_{max} при $Kd_{ИБ4} < 0{,}03$ м³/кг.

Кроме коэффициента распределения материалов барьеров безопасности на их миграционную проницаемость оказывают влияние геометрические характеристики. На рис. 9 приведен график W_{max}, полученный при варьировании толщины глиняного замка в основании сооружения ППЗРО, обозначенной $Y_{ИБ4}$ ($Kd_{ИБ4}$ задан неизменным, равным исходному значению — 0,15 м³/кг).

В основной части графика на рис. 9 с ростом толщины ИБ4 интенсивность поступления радионуклидов на УГВ уменьшается. Однако эта закономерность нарушается при размере барьера менее 0,25 м, начиная от которого снижение $Y_{ИБ4}$ приводит к резкому падению W_{max}. Таким образом, толщина глиняного барьера, равная ~3 м, по эффективности становится эквивалентной его полному отсутствию.

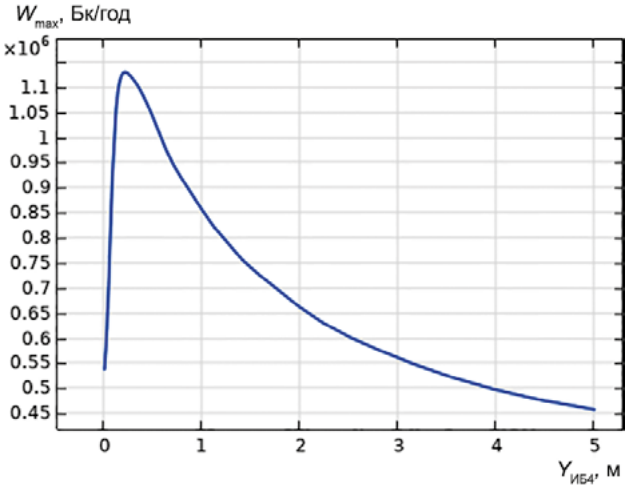

Рис. 9. Зависимость максимумов интенсивности поступления ^{238}U на УГВ (W_{max}) от толщины глиняного замка ($Y_{ИБ4}$)

Данный результат объясняется тем, что при снижении толщины глины от значения 0,3 м происходит изменение картины фильтрационных потоков в слое разрушенного бетона, над которым располагаются упаковки РАО, что отражено на рис. 10. Поток в этом слое оказывается более равномерным, и его скорости в нижней части области размещения РАО уменьшаются, что приводит к ослаблению интенсивности вымывания радионуклидов из упаковок и в итоге — к общему снижению потока радионуклидов в грунтовые воды.

Еще один результат, связанный с особенностями формирования фильтрационных потоков в конструкциях сооружения ППЗРО, заключается в возможности снижения интенсивности выхода радионуклидов из него за счет изменения порядка расположения упаковок с РАО. На рис. 11 приведены графики расчета интенсивности поступления ^{238}U при двух вариантах расположения упаковок в нижних двух слоях:

- вариант 1 (основной): упаковки 3 класса — в нижнем слое (как показано на рис. 1);
- вариант 2: в нижнем слое — упаковки 4 класса, над ним — один слой с упаковками 3 класса и выше — два слоя с упаковками 4 класса.

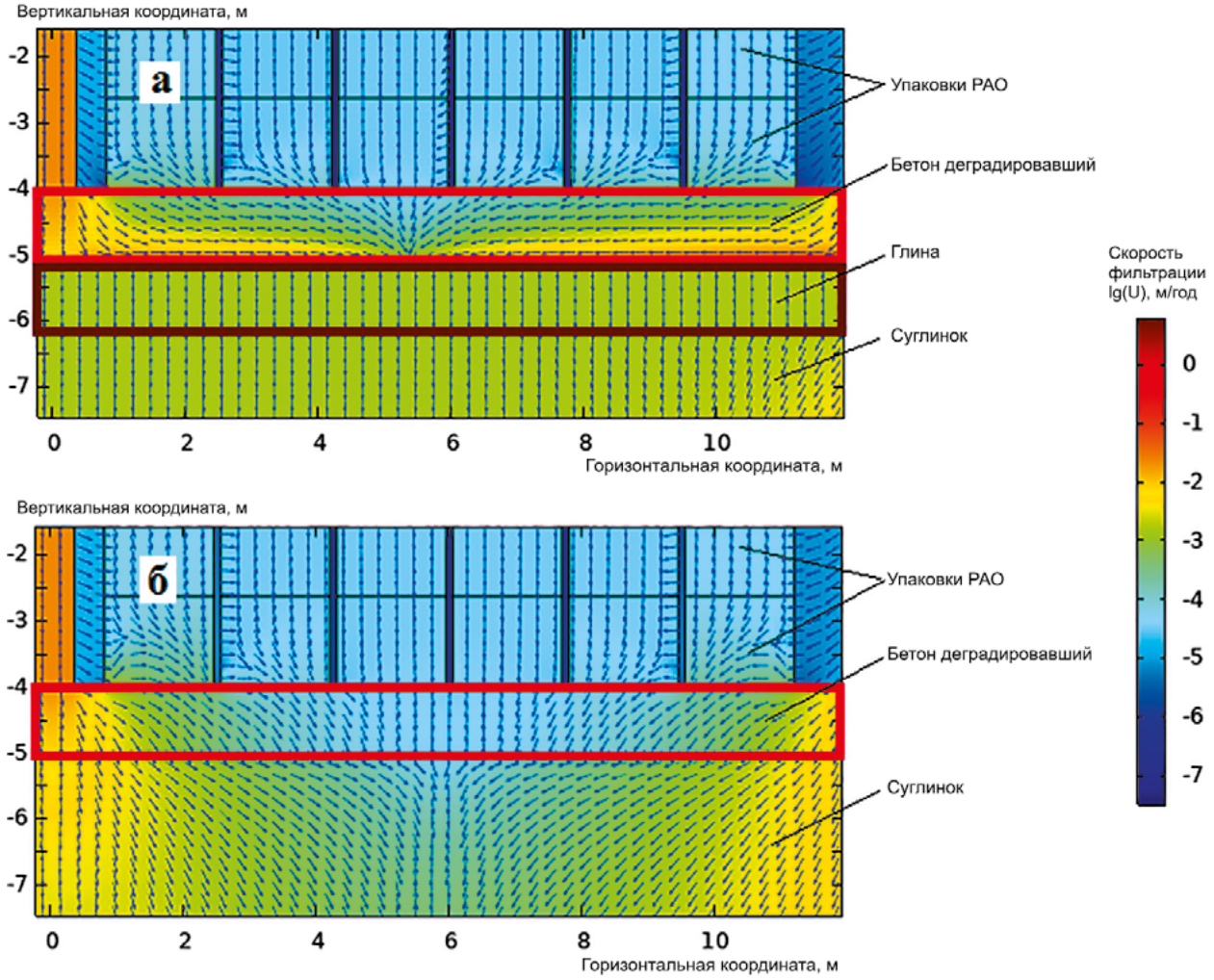

Рис. 10. Поле скоростей фильтрации воды в нижней части сооружения ППЗРО (фрагмент): а — при наличии глиняного замка толщиной 1 м; б — при отсутствии глиняного замка

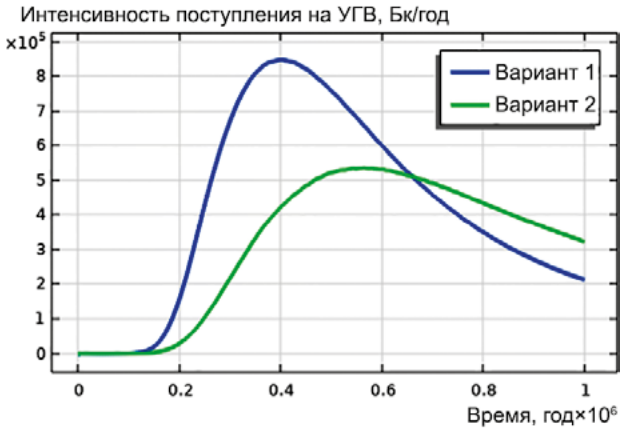

Рис. 11. Интенсивность поступления на УГВ ^{238}U при двух вариантах расположения упаковок РАО

Согласно приведенному результату, изменение порядка расположения упаковок РАО приводит к уменьшению величины максимального выхода ^{238}U из ППЗРО в ~1,5 раза. В целом данный результат показывает возможность повышения безопасности ППЗРО посредством оптимизации схем размещения упаковок РАО.

Анализ чувствительности результатов расчета к изменению значений параметров расчетной модели

Рассмотренная выше оценка влияния на результат вариаций параметров — величин коэффициента распределения глины и толщины глиняного экрана — выполнена по отдельности при постоянстве других характеристик материалов ППЗРО и, согласно [16], относится к локальным методам анализа чувствительности.

Для одновременного сопоставления степени влияния на результат нескольких параметров используются алгоритмы, относящиеся к глобальным методам анализа чувствительности. Эти методы реализованы в блоке анализа неопределенностей ПК COMSOL.

На рис. 12 приведен результат проведения анализа чувствительности величины W_{max}, являющейся целевой переменной, к изменению трех параметров: коэффициента диффузии (D_m) и коэффициентов распределения для глины ($Kd_{глина}$) и буферного материала ($Kd_{гл-п}$). Анализ

чувствительности выполнен с использованием метода Морриса [17].

Результаты приведены по показателям чувствительности: среднее значение (μ) и стандартное отклонение (σ). Первый из них позволяет оценить общее влияние изменения параметра на результат и выполнить его сравнение со вкладом других параметров. Второй (стандартное отклонение) — служит признаком корреляции между входными данными и дает представление о том, насколько сильно влияет изменение одного параметра на результаты оценки чувствительности по другим параметрам.

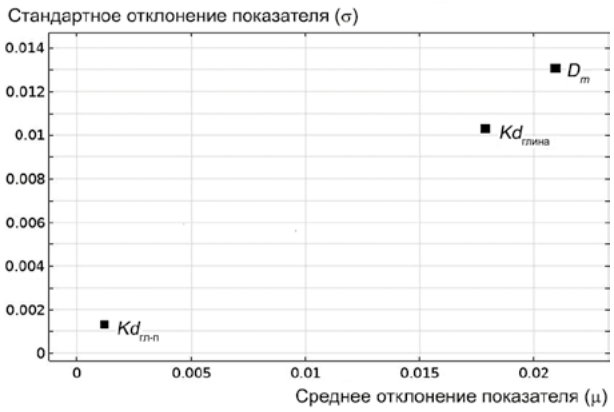

Рис. 12. Диаграмма разброса по Моррису показателей D_m, $Kd_{глина}$ и $Kd_{гл-п}$

Из результатов, приведенных на рис. 12, следует, что из трех рассмотренных параметров наиболее сильно влияет на величину W_{max} коэффициент диффузии, а минимальное — коэффициент распределения материала глинопорошка. Последний результат можно объяснить тем, что при его относительно тонких прослоях преобладающим процессом, определяющим миграцию радионуклидов в области размещения РАО, на длительных интервалах времени будет диффузия. При этом основная роль глинопорошка заключается в создании не миграционного, а фильтрационного барьера, препятствующего поступлению к РАО влаги, проникающей внутрь сооружения.

Заключение

Расчетное исследование на прототипе конструкции ППЗРО привело к следующим результатам:

1. Радионуклиды, условно относящиеся к короткоживущим (с периодом распада менее 31 года), и часть долгоживущих радионуклидов удерживаются в пределах конструкций ППЗРО и зоны аэрации на всем промежутке расчетного моделирования, составляющем 1 млн лет, и в грунтовые воды в значимых количествах не попадают.

2. Резко выраженная неоднородность потока влаги в конструкциях ППЗРО, выявленная в первой части данного исследования [1], является причиной локализации потоков миграции радионуклидов в узких областях барьеров безопасности, что существенно снижает их эффективность.

3. Установлено существование двух пределов величины коэффициента распределения радионуклидов в материале глиняного замка:

- $Kd_{ИБ4} > 0{,}76$ м³/кг — область «миграционной непроницаемости» барьера;
- $Kd_{ИБ4} < 0{,}03$ м³/кг — область «миграционной прозрачности» барьера.

В области «миграционной непроницаемости» попадания радионуклидов на УГВ в течение заданного периода времени (1 млн лет) не происходит, а в области «миграционной прозрачности» интенсивность их поступления на УГВ не зависит от вариаций величины коэффициента распределения.

4. При исследовании влияния толщины глиняного замка на скорость выхода ^{238}U из ППЗРО обнаружилось, что использование миграционного барьера в виде глиняного замка неэффективно и от него можно отказаться.

5. Изменение порядка размещения упаковок РАО 3 и 4 класса приводит к уменьшению поступления радионуклидов из ППЗРО и, как результат, повышает его безопасность.

6. Проведение анализа чувствительности показало, что одним из параметров, вариации которого в сильной степени сказываются на результатах, является коэффициент диффузии радионуклидов в пористой среде. В связи с этим его экспериментальное определение необходимо по возможности проводить с повышенной точностью и по отдельным материалам и изотопам.

Важно отметить, что приведенные результаты справедливы для рассмотренных конструкции ППЗРО, состава РАО, характеристик материалов барьеров безопасности и условий окружающей среды. При иных исходных данных получаемые результаты могут быть подобными, однако количественные показатели будут отличаться. Это требует проведения проведение расчетного моделирования для каждого конкретного варианта ППЗРО.

В данной работе исследована лишь небольшая доля параметров, характеризующих ППЗРО и размещенные в нем РАО. Однако и это исследование показывает принципиальную необходимость двух-, а также трехмерного

моделирования. Связано это с тем, что при линейном и камерном моделировании, которые все еще используются при расчетном анализе объектов захоронения РАО, невозможно учесть пространственные особенности происходящих процессов, и возникающие вследствие этого ошибки в результатах ОДБ могут составлять порядки [18], [19], [20].

Литература

1. *Анисимов Н. А, Куваев А. А.* Численное моделирование влагопереноса в конструкциях приповерхностного пункта захоронения радиоактивных отходов // Радиоактивные отходы. 2022. № 3 (20). С. 97—106.
2. НП-055-14. Захоронение радиоактивных отходов. Принципы, критерии и основные требования безопасности.
3. *Коваленко А., Узденова А., Уртенов М., Никоненко В.* Математическое моделирование физико-химических процессов в среде Comsol 5.2. — С-Пб : Изд-во «Лань», 2017. 228 с.
4. Материалы обоснования лицензии на размещение и сооружение приповерхностного пункта захоронения твердых радиоактивных отходов 3 и 4 классов, Томская область, городской округ ЗАТО Северск. Т. 1. — М. : ФГУП «НО РАО», 2018.
5. *Сорокин В. Т., Демин А. В., Кащеев В. В., Ирошников В. В., Гатауллин Р. М., Меделяев И. А., Перегудов Н. Н., Шарафутдинов Р. Б.* Контейнеры для радиоактивных отходов низкого и среднего уровня активности // Ядерная и радиационная безопасность. 2013. № 2 (68). С. 15—22.
6. *Шестаков В. М.* Гидрогеодинамика. — М. : Издательство МГУ, 1995. 368 с.
7. *Fitts Ch. R.* Groundwater Science. — USA, San Diego, California, Academic Press, 2002.
8. *Румынин В. Г.* Геомиграционные модели в гидрогеологии. — С-Пб : Наука, 2011. 1160 с.
9. Постановление Правительства Российской Федерации № 1069 от 19 октября 2012 г.
10. *Шарафутдинов Р. Б., Строганов А. А., Левин А. Г. и др.* Геолого-геохимические аспекты захоронения радиоактивных отходов // Науч. и техн. аспекты охраны окружающей среды: Обзор. информ. / ВИНИТИ. 1999. № 5. С. 2—91.
11. *Thibault D. H., Sheppard M. I., Smith P. A.* A Critical Compilation and Review of Default Soil Solid/Liquid Partition Coefficients, Kd, for Use in Environmental Assessments. Atomic Energy of Canada Ltd., Whiteshell Nuclear Research Establishment, AECL-10125, Pinawa, Manitoba, Canada, 1990. 115 p.
12. *B. Heuel-Fabianek.* Partition Coefficients (Kd) for the Modelling of Transport Processes of Radionuclides in Groundwater. Technical Report Jül-4375, May 2014. DOI: 10.13140/2.1.4064.9608.
13. Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities : Results of a Co-Ordinated Research Project. Vol. 1 and 2. IAEA, Vienna, 2004.
14. *Fitts Ch. R.* Groundwater Science. — USA, California, San Diego, Academic Press, 2002. 450 p.
15. НРБ-99/2009. Санитарные правила и нормативы СанПиН 2.6.1.2523-09. Нормы радиационной безопасности.
16. *Савельева Е. А., Свительман В. С.* Обращение с неопределенностями в задачах расчетного обоснования долговременной безопасности // Радиоактивные отходы. 2022. № 3 (20). С. 61—71.
17. *Morris M. D.* Factorial sampling plans for preliminary computational experiments // Technometrics. 1991. Vol. 33. No. 2. Pp. 161—174.
18. *Анисимов Н. А., Дрожко Е. Г., Куваев А. А.* К вопросу о численном моделировании источников радиоактивного загрязнения грунтов и грунтовых вод при обосновании вывода радиационно опасных объектов из эксплуатации // Вопросы радиационной безопасности. 2019. № 4 (96). С. 3—12.
19. *Капырин И. В.* Расчетные коды для гидрогеологического моделирования в задачах оценки безопасности ОИАЭ // Радиоактивные отходы. 2022. № 2 (19). С. 105—118. DOI: 10.25283/2587-9707-2022-2-105-118.
20. *Серебряков Б. Е.* Моделирование распространения радиоактивных веществ в окружающей среде. — Москва : ГНЦ РФ — ФМБЦ имени А. И. Бурназяна, 2022. 188 с.

Информация об авторах

Анисимов Николай Александрович, главный специалист отдела ГИС технологий и математического моделирования, ФГБУ «Гидроспецгеология» (123060, Москва, ул. Маршала Рыбалко, д. 4), e-mail: anisn@bk.ru, e-mail: anisn@msnr.ru.

Куваев Андрей Алексеевич, доктор геолого-минералогических наук, начальник отдела ГИС технологий и математического моделирования, ФГБУ «Гидроспецгеология» (123060, Москва, ул. Маршала Рыбалко, д. 4), e-mail: andrey_kuvaev@inbox.ru, e-mail: kuvaev@msnr.ru.

Сизоненко Елена Владимировна, ведущий специалист отдела ГИС технологий и математического моделирования, ФГБУ «Гидроспецгеология» (123060, Москва, ул. Маршала Рыбалко, д. 4), e-mail: Butterfly16@list.ru, e-mail: sizonenko@msnr.ru.

Библиографическое описание статьи

Анисимов Н. А., Куваев А. А., Сизоненко Е. В. Численное моделирование миграции нуклидов в конструкциях и ближней зоне приповерхностного пункта захоронения радиоактивных отходов // Радиоактивные отходы. 2023. № 4 (25). С. 89—100. DOI: 10.25283/2587-9707-2023-4-89-100.

NUMERICAL MODELING OF NUCLIDE TRANSPORT IN STRUCTURES AND THE NEAR FIELD OF A NEAR-SURFACE RADIOACTIVE WASTE DISPOSAL FACILITY

Anisimov N. A., Kuvaev A. A., Sizonenko E. V.

FSBI "Hydrospetzgeologiya", Moscow, Russia

Article received on September 29, 2023

The paper considers a numerical model of radionuclide transport in the structural elements of a near-surface radioactive waste disposal facility (NSDF). It presents a calculation of a nuclide flow from the NSDF into the underlying rocks and groundwater considering three characteristic groups of radionuclides: long-lived weakly absorbable, long-lived absorbable and relatively short-lived (with a half-life of up to 31 years). The study demonstrates how the sorption properties of the engineered barriers, their geometric characteristics, as well as the features of radioactive waste package layout may influence radionuclide releases from the waste disposal facility into groundwater.

Keywords: *NSDF structures, safety barriers, RW packages, distribution coefficient, release rate at the groundwater table, variation of parameter values, flow permeability, radioactive waste.*

References

1. Anisimov N. A., Kuvaev A. A. Chislennoe modelirovanie vlagoperenosa v konstruktsiyakh pripoverkhnostnogo punkta zakhoroneniya radioaktivnykh otkhodov [Numerical Modeling of Moisture Transfer in the Structures of a Near-Surface Radioactive Waste Disposal Facility]. *Radioaktivnye otkhody — Radioactive Waste,* 2022, no. 3 (20), pp. 97—106. DOI: 10.25283/2587-9707-2022-3-97-106.

2. NP-055-14. *Zakhoroneniye radioaktivnykh otkhodov. Printsipy, kriterii i osnovnyye trebovaniya bezopasnosti* [NP-055-14 Radioactive Waste Disposal. Principles, Criteria and Basic Safety Requirements].

3. Kovalenko A., Uzdenova A., Urtenov M., Nikonenko V. *Matematicheskoye modelirovaniye fiziko-khimicheskikh protsessov v srede Comsol Multiphysics 5.2.* [Mathematical modeling of physical and chemical processes in the Comsol Multiphysics 5.2 software]. Saint-Petersburg, Publishing House Lan' Publ., 2017. 228 p.

4. *Materialy obosnovaniya litsenzii na razmeshcheniye i sooruzheniye pripoverkhnostnogo punkta zakhoroneniya tverdykh radioaktivnykh otkhodov 3 i 4 klassov, Tomskaya oblast', gorodskoy okrug ZATO Seversk* [Siting and Construction License Application for a Near-surface Disposal Facility for Solid Radioactive Waste Class 3 and 4, Tomsk region, urban district of the Restricted Access Territory Seversk]. Vol. 1. Moscow, FSUE NORAO Publ., 2018.

5. Sorokin V. T., Demin A. V., Kashcheyev V. V., Iroshnikov V. V., Gataullin R. M., Medelyayev I. A., Peregudov N. N., Sharafutdinov R. B. Konteynery dlya radioaktivnykh otkhodov nizkogo i srednego urovnya aktivnosti [Containers for Radioactive Waste Low and Medium Activity Level]. *Yadernaya i radiatsionnaya bezopasnost' — Nuclear and Radiation Safety,* 2013, no. 2 (68), pp. 15—22.

6. Shestakov V. M. *Gidrogeodinamika* [Hydrogeodynamics]. Moscow, Moscow University Publ., 1995. 368 p.
7. Fitts Ch. R. *Groundwater Science*. USA, San Diego, California, Academic Press, 2002.
8. Rumynin V. G. *Geomigratsionnyye modeli v gidrogeologii* [Geological transport modelling in hydrogeology]. Saint-Petersburg, Nauka Publ., 2011. 1160 p.
9. Decree of the Government of the Russian Federation No. 1069 of October 19, 2012.
10. Sharafutdinov R. B., Stroganov A. A., Levin A. G. et al. *Geologo-geokhimicheskiye aspekty zakhoroneniya radioaktivnykh otkhodov* [Geological and geochemical aspects of radioactive waste disposal]. Nauchnyye i tekhnicheskiye aspekty okhrany okruzhayushchey sredy [Scientific and technical aspects of the environmental protection]. VINITI. 1999. Issue 5. Pp. 2—91.
11. Thibault D. H., Sheppard M. I., Smith P. A. *A Critical Compilation and Review of Default Soil Solid/Liquid Partition Coefficients, Kd, for Use in Environmental Assessments*. Atomic Energy of Canada Ltd., Whiteshell Nuclear Research Establishment, AECL-10125, Pinawa, Manitoba, Canada, 1990. 115 p.
12. B. Heuel-Fabianek. *Partition Coefficients (Kd) for the Modelling of Transport Processes of Radionuclides in Groundwater*. Technical Report Jül-4375, May 2014. DOI: 10.13140/2.1.4064.9608.
13. *Safety Assessment Methodologies for Near Surface Disposal Facilities* : Results of a Co-Ordinated Research Project. Vol. 1 and 2. IAEA, Vienna, 2004.
14. Fitts Ch. R. *Groundwater Science*. USA, California, San Diego, Academic Press, 2002. 450 p.
15. NRB-99/2009. *Sanitarnyye pravila i normativy* [Sanitary Rules and Regulations] SanPiN 2.6.1.2523-09. *Normy radiatsionnoy bezopasnosti* [Radiation Safety Standards]. Moscow, 2009.
16. Saveleva E. A., Svitelman V. S. Obrashchenie s neopredelennostyami v zadachakh raschetnogo obosnovaniya dolgovremennoi bezopasnosti [Uncertainty management in the context of long-term safety assessment]. *Radioaktivnye otkhody — Radioactive Waste,* 2022, no. 3 (20), pp. 61—71. DOI: 10.25283/2587-9707-2022-3-61-71.
17. Morris M. D. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments. *Technometrics,* 1991, vol. 33, no. 2, pp. 161—174.
18. Anisimov N. A., Drozhko E. G., Kuvaev A. A. K voprosu o chislennom modelirovanii istochnikov radioaktivnogo zagryazneniya gruntov i gruntovykh vod pri obosnovanii vyvoda radiatsionno-opasnykh ob"yektov iz ekspluatatsii [On the Issue of Numerical Simulation of Sources of Soil and Groundwater Radioactive Contamination to Be Used in the Substantiation of Decommissioning of Radiation-Hazardous Objects]. *Voprosy radiatsionnoy bezopasnosti — Radiation Safety Issues,* 2019, no. 4 (96), pp. 3—12.
19. Kapyrin I. V. Raschetnye kody dlya gidrogeologicheskogo modelirovaniya v zadachakh otsenki bezopasnosti OIAE [Computational Codes for the Hydrogeological Modeling in the Safety Assessment of Nuclear Facilities]. *Radioaktivnye otkhody — Radioactive Waste,* 2022, no. 2 (19), pp. 105—118. DOI: 10.25283/2587-9707-2022-2-105-118.
20. Serebryakov B. E. *Modelirovaniye rasprostraneniya radioaktivnykh veshchestv v okruzhayushchey srede* [Modeling the distribution of radioactive substances in the environment]. Moscow, Burnazyan Federal Medical Biophysical Center of the FMBA of Russia Publ., 2022. 188 p.

Information about the authors

Anisimov Nikolay Alexandrovich, Chief Specialist of GIS Technologies and Mathematical Modeling Department, FSBI "Hydrospetzgeologiya" (4, Marshal Rybalko st., Moscow, 123060, Russia), e-mail: anisn@bk.ru, e-mail: anisn@msnr.ru.

Kuvaev Andrey Alekseevich, Doctor of geological and mineralogical sciences, Chief of GIS Technologies and Mathematical Modeling Department, FSBI "Hydrospetzgeologiya" (4, Marshal Rybalko st., Moscow, 123060, Russia), e-mail: andrey_kuvaev@inbox.ru, e-mail: kuvaev@msnr.ru.

Sizonenko Elena Vladimirovna, Leading Specialist of GIS Technologies and Mathematical Modeling Department, FSBI "Hydrospetzgeologiya" (4, Marshal Rybalko st., Moscow, 123060, Russia), e-mail: Butterfly16@list.ru, e-mail: sizonenko@msnr.ru.

Bibliographic description

Anisimov N. A., Kuvaev A. A., Sizonenko E. V. Numerical modeling of nuclide transport in structures and the near field of a near-surface radioactive waste disposal facility. *Radioactive Waste,* 2023, no. 4 (25), pp. 89—100. DOI: 10.25283/2587-9707-2023-4-89-100. (In Russian).