

ВЛИЯНИЕ ПОТЕНЦИАЛЬНОГО ОЛЕДЕНЕНИЯ НА БЕЗОПАСНОСТЬ ПОДЗЕМНОГО ХРАНИЛИЩА РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ НА УЧАСТКЕ «ЕНИСЕЙСКИЙ» (КРАСНОЯРСКИЙ КРАЙ)

В. И. Мальковский, А. А. Усачева

Институт геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии РАН, Москва

Статья поступила в редакцию 9 августа 2022 г.

Проведена оценка влияния потенциального оледенения на миграцию радионуклидов из подземного хранилища радиоактивных отходов на участке «Енисейский». Задача решалась методами математического моделирования. Рассматривалась трехмерная модель течения подземных вод и миграции радионуклидов с учетом неоднородной проницаемости пород. Уравнение динамики подземных вод решалось методом последовательной верхней релаксации, уравнение миграции радионуклидов интегрировалось методом переменных направлений по схеме Дугласа. Влияние циклического промерзания – оттаивания на проницаемость пород участка описывалось с учетом известных опытных данных, полученных в экспериментах на образцах различных пород. Расчеты показали, что в наихудшем случае оледенение может привести к двукратному увеличению средней по времени скорости распространения радиоактивного загрязнения из хранилища.

Ключевые слова: глубинное захоронение радиоактивных отходов, оледенение, проницаемость пород, миграция радионуклидов, математическое моделирование, радиоактивные отходы.

Введение

Вследствие ограничений на выбросы парниковых газов растущее энергопотребление невозможно удовлетворить за счет ввода в эксплуатацию новых тепловых станций. Увеличение генерации энергии за счет возобновляемых источников экономически малоэффективно из-за высокой удельной стоимости единицы установленной мощности, если учитывать не только энергопроизводящее оборудование, но и объекты инфраструктуры и земельные участки [1]. Поэтому в течение по крайней мере ближайших десятилетий атомные электростанции будут важной и нужной частью мировой энергетики [2], [3].

По оценкам [4], [5], в результате работы атомных энергетических установок в мире ежегодно образуется около 11 300–11 500 т отработавшего ядерного топлива (ОЯТ). В России ежегодно образуется и ввозится из-за рубежа до 800 т ОЯТ [6]. При использовании замкнутого топливного цикла, соответствующего более рациональному использованию уранового сырья, извлеченное из реактора ОЯТ отправляют на радиохимическую переработку, в процессе которой образуются радиоактивные отходы (РАО). Они представляют собой высокоминерализованные радиоактивные водные растворы. Радиохимическая переработка 1 т ОЯТ

приводит к образованию 13–34 м³ жидких РАО с активностью более 10 Ки/л [7]. Экологически безопасная и эффективная изоляция этих РАО от биосферы является необходимым условием устойчивой работы и развития атомной энергетики. В настоящее время наиболее перспективной полагают стратегию обращения с отходами радиохимического производства, основанную на переводе РАО в твердые формы с последующим размещением в подземных хранилищах на глубине нескольких сотен метров [8]–[11]. Концепция подземного захоронения отвержденных РАО, принятая в настоящее время в большинстве национальных программ, основана на использовании мультибарьерной изоляции РАО в хранилище [10], [12]–[14]. Мультибарьерная изоляция представляет собой совокупность инженерных и естественного барьеров. Инженерные барьеры включают в себя матрицу-консервант, иммобилизующую входящие в состав РАО радионуклиды, контейнер, в котором содержатся РАО, буферный слой, отделяющий контейнер от поверхности горных выработок хранилища, засыпку, предназначенную для заполнения части пустот подземной части хранилища, оставшихся после размещения РАО, и элементы конструкции хранилища. Естественный барьер представляет собой массив пород, в котором расположено хранилище, отделяющий хранилище от биосферы. За тысячи лет инженерные барьеры, по крайней мере отчасти, деградируют [15], поэтому естественный барьер часто считают основным компонентом изоляции РАО в подземном хранилище. При возникновении дефектов в контейнерах и изолирующих конструктивных элементах хранилища подземные воды вступают во взаимодействие с консервирующей матрицей РАО. В результате ее выщелачивания иммобилизованные в матрице радионуклиды поступают в подземные воды в виде растворенной компоненты или в коллоидной форме [16]–[18]. Основным механизмом распространения радиоактивного загрязнения в подземной среде — перенос радионуклидов в ионной, комплексной или коллоидной форме подземными водами. В связи с этим большое значение имеет время, за которое радионуклиды мигрируют от хранилища в биосферу. Если за счет разбавления и радиоактивного распада концентрация радионуклидов в переносящих их подземных водах, поступающих в биосферу, уменьшится до безопасного уровня, хранилище РАО можно считать безопасным.

В настоящее время для создания подземного хранилища шахтного типа для окончательного размещения РАО рассматривается участок

«Енисейский» Нижнеканского массива (Красноярский край, Россия). Поскольку в состав размещаемых РАО входят опасные радионуклиды с периодами полураспада в сотни и тысячи лет, хранилище должно обеспечить надежную изоляцию РАО от биосферы в течение не меньшего срока. Для безопасности хранилища необходимо учитывать, что в течение столь долгого срока могут реализоваться даже маловероятные катастрофические события, способные повлиять на возможность выноса радиоактивного загрязнения из хранилища в биосферу. Такие катастрофические события могут быть обусловлены климатическими изменениями, например оледенением.

Исходя из анализа данных о палеоклимате в районе участка «Енисейский», на котором предполагается создать федеральное хранилище РАО, можно ожидать, что ледники не распространятся до участка, однако возможно промерзание пород участка вплоть до глубин 500–700 м [6]. Поэтому можно предположить, что изменения напряженного состояния пород на территории хранилища в связи с оледенением и последующим потеплением будут отсутствовать, однако возможны существенные изменения фильтрационных свойств пород участка. Они могут сводиться сначала к снижению проницаемости практически до нуля из-за замерзания подземных вод в поровых и трещинных пустотах пород, а затем росту проницаемости в результате оттаивания. Замерзание воды в порово-трещинном пространстве пород может привести к формированию сети трещин [19] и соответствующему увеличению проницаемости пород после оттаивания по сравнению с исходными значениями до оледенения [20]. Известны экспериментальные исследования влияния процессов промерзания — оттаивания на проницаемость рыхлых отложений [21] и плотных кристаллических пород: гранитов [22] и песчаника [23]. Отмечено, что в результате циклического повторения замораживания — оттаивания при слабом сжатии проницаемость рыхлых отложений может увеличиться на порядок, однако с ростом сжатия этот эффект снижается вплоть до полного исчезновения. В связи с этим данные результаты имеют значение только для приповерхностного слоя осадочных пород, свойства которого не оказывают заметного влияния на процессы миграции радионуклидов из хранилища. Проницаемость же гранитов при многократном повторении замораживания — оттаивания существенно снижалась. Однако в исследованиях влияния циклического замораживания — оттаивания на проницаемость красного песчаника

был получен противоположный результат. Повторяющееся замораживание — оттаивание привело к росту проницаемости, причем с увеличением числа циклов этот рост увеличивался. Однако за 12 циклов проницаемость образцов красного песчаника при различных сжимающих давлениях увеличивалась менее чем в 2 раза. При глобальном оледенении колебания температуры на участке «Енисейский» на глубинах размещения РАО возможны, однако число циклов замораживания — оттаивания едва ли будет больше двенадцати. В связи с этим для пессимистической оценки влияния оледенения на безопасность хранилища на участке «Енисейский» допустимо предположить, что наиболее неблагоприятное воздействие оледенения на безопасность хранилища ограничится двукратным увеличением проницаемости вмещающих пород после оттаивания.

Поэтому при моделировании миграции радионуклидов на участке «Енисейский» с учетом возможного оледенения были приняты следующие три предположения: 1) до начала оледенения проницаемость пород неоднородна и определяется согласно модели, описанной в работе [24]; 2) в течение периода оледенения проницаемость пород для воды равна нулю; 3) с окончанием этого периода проницаемость вдвое превышает свои исходные значения до начала оледенения.

Постановка задачи

Введем систему декартовых координат $\{x, y, z\}$ так, что x направлена с запада на восток, y направлена с юга на север, а z — высота над уровнем моря в Балтийской системе. Будем считать, что компоненты скорости фильтрации подземных вод $\{v_x, v_y, v_z\}$ удовлетворяют закону Дарси [25]:

$$v_x = -\frac{f}{\rho g} \frac{\partial p}{\partial x}, \quad v_y = -\frac{f}{\rho g} \frac{\partial p}{\partial y}, \quad v_z = -\frac{f}{\rho g} \left(\frac{\partial p}{\partial z} + \rho g \right), \quad (1)$$

где p — давление, ρ — плотность подземных вод, g — ускорение силы тяжести, f — коэффициент фильтрации пород массива,

$$f(t, x, y, z) = \begin{cases} f_0(x, y, z), & t < t_f^b, \\ 0, & t_f^b < t < t_f^e, \\ f_m(x, y, z), & t > t_f^e. \end{cases}$$

Здесь f_0 — локальные значения коэффициента фильтрации до промерзания; f_m — локальные коэффициенты фильтрации после оттаивания; t_f^b и t_f^e — значения времени начала и окончания периода промерзания.

Временные масштабы начальной стадии ледниковой эпохи кайнозойского оледенения имеют порядок тысяч лет, относительно кратковременных колебаний температуры в пределах одной эпохи — сотен лет. За такие промежутки времени тепловыделение в РАО снизится до незначительных уровней. В связи с этим при оценке влияния оледенения на миграцию радионуклидов из хранилища РАО радиогенное тепловыделение можно не учитывать. По данным [6], соленость подземных вод на участке «Енисейский» до глубин предполагаемого размещения РАО невелика. Таким образом, в первом приближении можно считать, что плотность подземных вод в рассматриваемом процессе близка к постоянной. Это означает, что компоненты поля скоростей фильтрации удовлетворяют уравнению неразрывности несжимаемой жидкости в виде:

$$(\nabla, \vec{v}) = 0. \quad (2)$$

При подстановке (1) в (2) получим уравнение гидравлики подземных вод в традиционной форме:

$$(\nabla, f \nabla p) = 0. \quad (3)$$

В качестве границ области течения подземных вод будем рассматривать региональные водоразделы, ограничивающие области питания той части подземных вод, которая может быть вовлечена в процесс переноса радионуклидов с участка Енисейский (рис. 1).

Поскольку нельзя исключить перетекание подземных вод под руслом реки Енисей, в область моделирования включена ограниченная региональным водоразделом левобережная область питания Енисея.

Поскольку боковые границы области совпадают с региональными водоразделами, на этих границах можно задать нулевые граничные условия второго рода.

$$(x, y) \in \Gamma, \quad \frac{\partial p}{\partial n} = 0, \quad (4)$$

где Γ — боковая граница; $\partial p / \partial n$ — нормальная производная на боковой границе.

Снизу область моделирования ограничена слабопроницаемыми породами основания, на которых в первом приближении допустимо задать условия непроницаемости:

$$\frac{\partial p}{\partial z} = -\rho g. \quad (5)$$

Верхней границей является депрессионная поверхность, на которой справедливы граничные условия первого рода в виде:

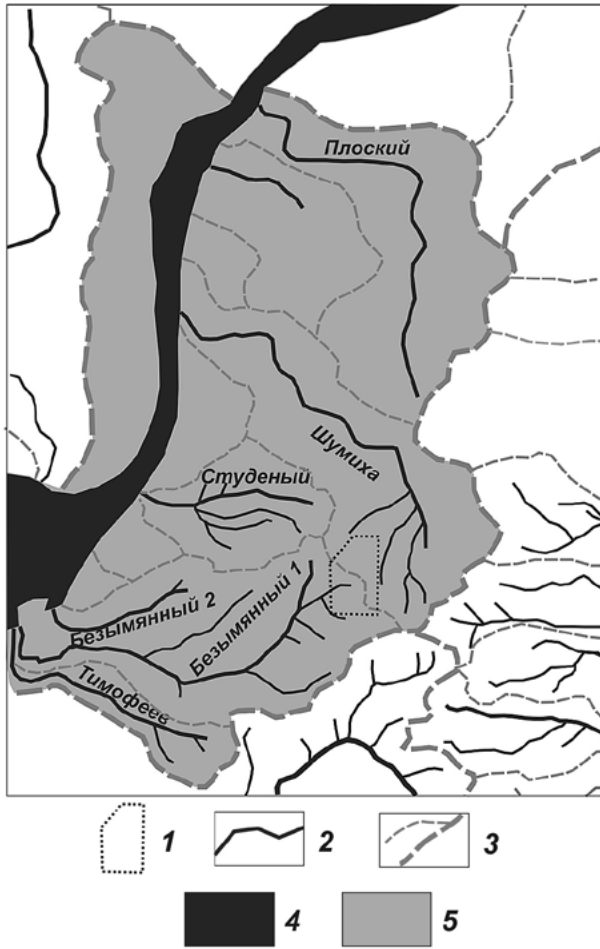


Рис. 1. Область моделирования по [6]:

1 – предполагаемая территория хранилища, 2 – реки и ручьи, 3 – локальные и региональные водоразделы, 4 – пойма Енисея, 5 – область моделирования

$$z = z^{wt}(x, y), p = p_a, \quad (6)$$

где $z = z^{wt}(x, y)$ – локальная высотная отметка депрессионной поверхности в точке с горизонтальными координатами (x, y) , p_a – атмосферное давление.

Пространственное распределение коэффициента фильтрации основано на имеющихся данных откачек в скважинах, пробуренных на предполагаемой территории хранилища, и задано в соответствии с методикой, описанной в работе [24].

Для описания миграции радионуклидов использовалась адвекционно-дисперсионная модель, учитывающая обратимую сорбцию радионуклидов на породах и радиоактивный распад. В этом случае уравнение, определяющее миграцию рассматриваемого радионуклида, имеет вид [25]:

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial t} \left\{ \left[1 + \frac{\rho_r K_d (1 - \varphi)}{\varphi} \right] C \right\} + (\vec{V}, \nabla C) = \\ = (\nabla, \mathbf{D} \nabla C) - \kappa \left[1 + \frac{\rho_r K_d (1 - \varphi)}{\varphi} \right] C. \end{aligned} \quad (7)$$

Здесь C – локальная массовая концентрация радионуклида в подземных водах, t – время, ρ_r – плотность пород, K_d – коэффициент распределения радионуклида между породой и подземными водами, φ – пористость пород, \mathbf{D} – тензор дисперсии, $\vec{V} = \vec{v} / \varphi$ – истинная скорость течения подземных вод, $\kappa = \ln 2 / t_{hl}$ – константа радиоактивного распада (где t_{hl} – период полураспада радионуклида).

Если обозначить координаты x, y, z , соответственно, как x_1, x_2, x_3 , общее выражение для компонент тензора дисперсии запишется в виде [25]:

$$D_{ij} = (\alpha_L - \alpha_T) \frac{v_i v_j}{v} + \delta_{ij} v \alpha_T,$$

где δ_{ij} – символ Кронекера, α_L и α_T – линейные коэффициенты дисперсии.

Согласно [26], характерным является отношение линейных коэффициентов дисперсии $\alpha_T / \alpha_L \approx 0,3$. Из натуральных испытаний следует, что α_L имеет порядок 10 м [27]. Однако эти результаты в значительной степени относятся к рыхлым осадочным породам. В плотных кристаллических породах α_L и α_T сопоставимы по величине и имеют порядок 100–300 м [25]. Поскольку измерения α_L и α_T на участке «Енисейский» не проводились, а рассматриваемая область миграции радионуклидов сложена преимущественно архейскими гнейсами, допустимо предположить, что $\alpha_L \approx \alpha_T = \alpha = 100$ м.

Радионуклидный состав РАО соответствовал отходам переработки ОЯТ по PUREX-технологии [28]. В этом случае среди входящих в состав РАО долгоживущих радионуклидов наибольшую опасность представляет ^{241}Am ($t_{hl} \approx 433$ года, $\kappa \approx 0,0016$ 1/год). В качестве консервирующей матрицы рассматривалось натрий-алюмофосфатное стекло. Согласно результатам опытов по выщелачиванию Na-Al-P-стекло с входящими в их состав нерадиоактивными имитаторами радионуклидов, редкоземельные элементы Nd и Ce, рассматривавшиеся как геохимические аналоги актинидов, поступают в выщелачивающую водную среду преимущественно в коллоидной форме [18], [29]. Форма нахождения радионуклидов в подземных водах имеет большое значение для скорости миграции радионуклидов. Введем обозначение:

$$\xi = 1 + \frac{\rho_r K_d (1 - \varphi)}{\varphi}.$$

Из вида уравнения (7) следует, что скорость миграции радионуклида меньше истинной скорости течения подземных вод в ξ раз. Поэтому величина получила в литературе название фактора задержки. Очевидно, что чем больше K_d ,

тем больше ξ и тем меньше отношение скорости миграции радионуклида к истинной скорости течения подземных вод. Таким образом, чем слабее сорбция радионуклида на породах, тем он подвижнее и тем меньше отличается скорость его миграции от скорости переносящих его подземных вод. Поскольку сорбционные свойства многих пород по отношению, например, к актинидам относительно велики, можно, казалось бы, ожидать, что скорость миграции этих радионуклидов в подземной среде намного ниже скорости подземных вод. Однако в ряде случаев оказывалось, что реальная (наблюдаемая) скорость миграции радионуклидов на участках существенных радиоактивных загрязнений значительно превышает величины, рассчитанные с учетом сорбционных свойств пород по отношению к этим радионуклидам [30]–[33]. Это объясняется тем, что в таких случаях значительная часть рассматриваемых радионуклидов переносилась подземными водами не в виде растворенной компоненты, а в коллоидной форме, которая сорбируется на породах значительно слабее этих радионуклидов в ионной форме (т. е. в форме растворенной компоненты). Вследствие этого коллоидная форма радионуклидов может оказаться гораздо более подвижной и, следовательно, более опасной, чем ионная форма [34], [35]. Поскольку при выщелачивании Na-Al-P-стекло имитаторы актинидов переходят в выщелачивающую водную среду в коллоидной форме, для пессимистической оценки безопасности хранилища естественно принять $K_d \approx 0$. Это предположение подтверждается данными эксперимента по фильтрации продуктов выщелачивания Na-Al-P-стекло с имитаторами актинидов через дробленую породу, образец которой отобран на участке «Енисейский» с глубины, приблизительно соответствующей предполагаемому размещению РАО [36].

Начальное условие для уравнения (7) соответствует нулевому содержанию радионуклида ко времени загрузки РАО в хранилище:

$$t=0, C=0. \quad (8)$$

Нормальные составляющие скорости течения на боковых и нижней границах области равны нулю, следовательно, механизмом дисперсии на границах можно пренебречь, а молекулярная диффузия оказывает незначительное влияние на массоперенос в подземной среде, и, таким образом, условия на этой части границы области можно записать в виде:

$$\frac{\partial C}{\partial n} = 0. \quad (9)$$

Помимо внешней границы необходимо учитывать наличие внутренней границы, охватывающей загруженную часть хранилища, откуда осуществляется приток радионуклидов в подземные воды. На первый взгляд представляется возможным учитывать поступление радионуклидов из хранилища путем ввода в уравнение (7) источникового члена, однако против этого есть несколько серьезных возражений. Во-первых, не вполне понятно, как определять фильтрационные свойства среды в хранилище, равно как и изменение этих свойств с течением времени. Во-вторых, ввод источникового члена оправдан, когда процесс выщелачивания остеклованных РАО хорошо описывается интенсивностью растворения стекломатрицы. Между тем нагревание и паровая гидратация при содержании во временном хранилище Na-Al-P-стекло, преимущественно использовавшихся в России при витрификации жидких РАО, может привести к их раскристаллизации [29]. В этом случае процесс растворения матрицы определяется концентрацией насыщения компонентов матрицы в проникших в хранилище подземных водах. В этих условиях форма источникового члена в уравнении (7) представляется не вполне очевидной. В силу этих причин область загруженной части хранилища была выделена, а на ее границе были заданы условия первого рода:

$$(x, y, z) \in \Gamma_s, \quad C = C_0 \exp(-kt), \quad (10)$$

где Γ_s — внешняя граница области размещения РАО в хранилище, C_0 — константа, зависящая от равновесной концентрации продуктов растворения консервирующей матрицы в контактирующих с ней подземных водах и массового содержания рассматриваемого радионуклида в матрице: $C_0 = \gamma_{Am-241} C_{sat}$, где C_{sat} — концентрация насыщения компонентов матрицы в подземных водах при выщелачивании, γ_{Am-241} — массовая концентрация ^{241}Am в матрице на момент загрузки в хранилище.

Методы решения и результаты

Краевые задачи (3)–(6) и (7)–(10) рассматривались с использованием конечно-разностных методов. Задача (3)–(6) решалась методом последовательной верхней релаксации, уравнение (7) интегрировалось с учетом граничных и начальных условий (8)–(10) методом переменных направлений по схеме Дугласа [37].

На рис. 2 приведены распределения ^{241}Am в подземных водах в профильном широтном сечении, проходящем через центр территории

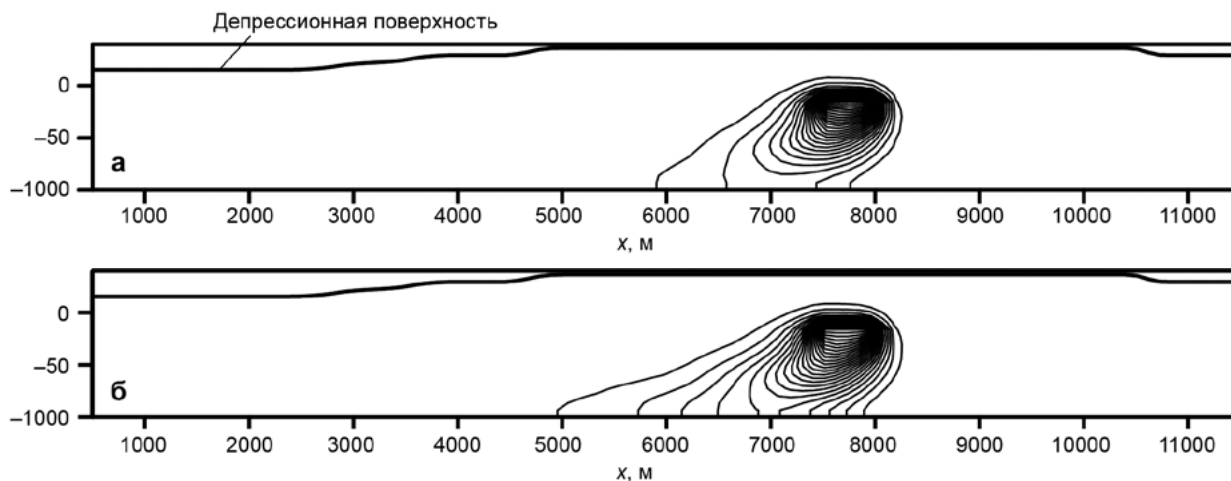


Рис. 2. Распределение ^{241}Am в подземных водах в профильном широтном сечении, проходящем через середину территории хранилища, через 3000 лет после загрузки РАО в хранилище; а – без оледенения, б – в результате оледенения в интервале 500–600 лет со времени загрузки. Линии уровня проведены с шагом $0,0005C_0$

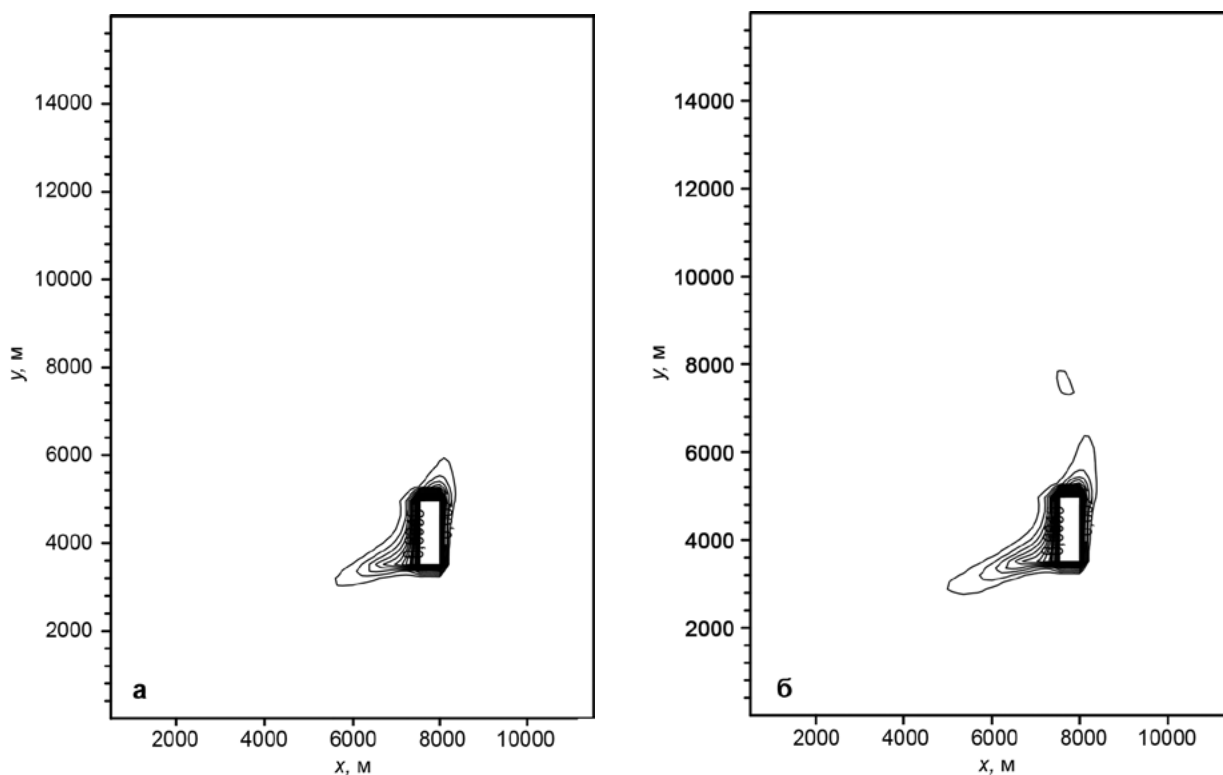


Рис. 3. Распределение ^{241}Am в подземных водах в горизонтальном сечении на глубине, соответствующей середине загруженной части хранилища, через 3000 лет после загрузки РАО в хранилище: а – без оледенения; б – в результате оледенения в интервале 500–600 лет со времени загрузки. Линии уровня проведены с шагом $0,0005C_0$

хранилища, через 3000 лет после загрузки РАО в хранилище без оледенения (рис. 2а) и при оледенении, продолжающемся с 500 до 600 лет после загрузки РАО (рис. 2б).

Аналогичные распределения ^{241}Am в горизонтальном сечении, проходящем на средней глубине загруженной части хранилища, приведены на рис. 3 (а – без оледенения, б – при оледенении в интервале времени 500–600 лет с момента загрузки).

Можно отметить, что влияние оледенения ведет к ускорению миграции радионуклидов, однако это ускорение не является катастрофическим. Из рис. 3а, б следует, что «языки» загрязнения, изначально обусловленные течением подземных вод в направлении ручья Безымянный 1 и реки Шумиха (рис. 1), после промерзания и оттаивания пород удлиняются приблизительно вдвое по сравнению с теми, которые образуются в отсутствие промерзания. Это вполне

соответствует заданному увеличению проницаемости и, следовательно, скорости течения подземных вод после промерзания и оттаивания.

Обсуждение результатов

Временные изменения температуры при прохождении ледниковых эпох представляют собой суперпозицию нескольких осцилляционных процессов, частотные характеристики которых отличаются на десятичные порядки. Об этом можно судить, например, по данным о реконструкции температурных колебаний, построенной по исследованиям льда в районе станции «Восток» в Антарктике (рис. 4).

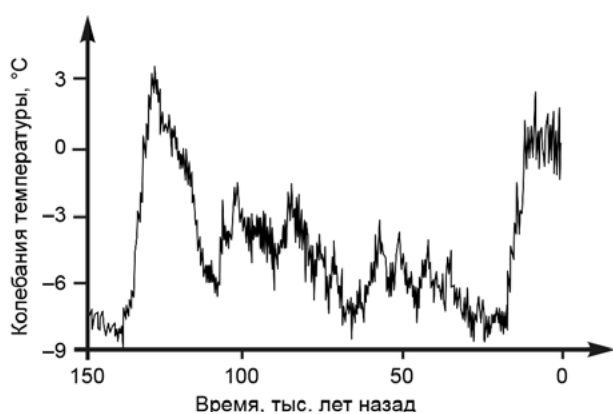


Рис. 4. Колебания температуры по исследованиям ледового ядра на станции «Восток» в Антарктике

На рис. 4 видно, что если наибольшие колебания температуры происходят с временным масштабом порядка 10^5 лет, то наиболее быстрые из значимых колебания температур совершаются с масштабом времени порядка 10^2 лет. В расчетах длительность оледенения была принята равной 10^2 лет. Это связано со следующими соображениями. На время оледенения перенос радионуклидов прекращается, поскольку подземные воды замерзают и их течение отсутствует. Однако при этом не прекращаются процессы радиоактивного распада. Таким образом, на время оледенения миграция радионуклидов отсутствует, однако их концентрация экспоненциально убывает за счет радиоактивного распада. Следовательно, даже при двукратном увеличении проницаемости пород за счет процессов промерзания — оттаивания эффект увеличения скорости подземных вод после оттаивания будет уменьшаться с увеличением длительности промерзания. Как следует из рис. 4, минимальный временной масштаб значимых температурных осцилляций имеет порядок 100 лет. Именно это значение длительности промерзания использовалось в

расчетах, чтобы оценить максимально возможное негативное влияние промерзания на миграцию радионуклидов в подземной среде.

При моделировании величина проницаемости пород на время промерзания принималась равной нулю, а после оттаивания увеличивалась вдвое по сравнению с исходным значением (до промерзания). Увеличение проницаемости, не превышающее двукратного, в результате циклического промерзания — оттаивания отмечалось в экспериментах на образцах красных песчаников [23]. Опыты проводились при разных сжимающих давлениях до 20 МПа. Это приблизительно соответствует литостатическому давлению в гнейсах на глубине 690–755 м, что включает интервал глубин, в пределах которого предполагалось размещать РАО на участке «Енисейский». Таким образом, принятое при моделировании двукратное увеличение проницаемости также соответствует максимально возможному негативному влиянию промерзания — оттаивания на миграцию радионуклидов из хранилища РАО. При этом следует учитывать, что в опытах на гранитах в работе [22] циклическое промерзание — оттаивание приводило как к незначительному увеличению, так и к многократному понижению проницаемости.

При рассмотрении возможного наибольшего негативного влияния промерзания не учитывались многие вполне реальные факторы, как, например, механическая задержка породами коллоидных форм переноса радионуклидов подземными водами [38], которая вообще может свести к нулю влияние предполагаемого промораживания пород Нижнеканского массива на безопасность хранилища на участке «Енисейский».

Заключение

При анализе безопасности подземного хранилища РАО на участке «Енисейский» целесообразно оценить то влияние, которое маловероятные, но все же возможные катастрофические природные явления оказывают на перенос радионуклидов подземными водами из хранилища в биосферу. Одним из таких явлений может быть наступление эпохи оледенения. В результате этого под давлением массы льда может измениться распределение упругих напряжений во вмещающих породах, а их промерзание с последующим оттаиванием может привести к росту проницаемости пород, соответствующему увеличению скорости течения подземных вод и, как результат, росту скорости миграции радионуклидов из хранилища в биосферу.

Реконструкция предшествующей эпохи оледенения свидетельствует, что ледники не достигали участка «Енисейский». Температурные колебания в различные ледниковые эпохи имеют сходный характер. Это позволяет предположить, что и при наступлении новой ледниковой эпохи ледники также не распространятся до участка. Следовательно, потенциальными изменениями упругих напряжений в породах участка в результате оледенения можно пренебречь.

Влияние возможного увеличения проницаемости пород Нижнеканского массива в результате процессов промораживания — оттаивания оценивалось методами математического моделирования. Рассматривалась трехмерная модель миграции радионуклидов с учетом неоднородной проницаемости пород массива. Результаты показали, что в наихудшем случае скорости миграции радионуклидов на участке возрастут не более чем вдвое.

Работа выполнена по совместному проекту РФФИ № 20-55-12009 и DFG INFRA (NA1528/2-1, MA4450/5-1).

Литература

1. *Стырикович М. А., Шпильрайн Э. Э.* Энергетика. Проблемы и перспективы. — М.: Энергия, 1981. 192 с.
2. Nuclear Waste Conditioning. A Nuclear Energy Division Monograph. Ed. by Jean-François Parisot. Commissariat à l'énergie atomique. Gif-sur-Yvette, 2009. 151 p.
3. Nuclear Energy Data 2021. Nuclear Energy Agency Report No. 7608. Paris, NEA-OECD, 2022. 70 p.
4. *Lovacic Z.* International Energy Atomic Agency (IAEA) Update on Spent Fuel Management Activities with Focus on Reprocessing // Proc. Waste Management Conference (Phoenix, Arizona. February 24—28, 2008). CD version. Paper 8042.
5. *Greene C.* Global spent fuel overview // Roswell, Georgia: 2020. www.uxc.com.
6. *Кочкин Б. Т., Мальковский В. И., Юдинцев С. В.* Научные основы оценки безопасности геологической изоляции долгоживущих радиоактивных отходов (Енисейский проект). — М.: ИГЕМ РАН, 2017. 384 с.
7. *Копырин А. А., Карелин А. И., Карелин В. А.* Технология производства и радиохимической переработки ядерного топлива. — М.: Атомэнергоиздат, 2006. 576 с.
8. *Krauskopf K. B.* Geology of high-level nuclear waste disposal // Ann. Rev. Earth Planet. Sci. 1988. Vol. 16. Pp. 173—200.
9. *Лаверов Н. П., Канцель А. В., Лисицын А. К. и др.* Основные задачи радиогеоэкологии в связи с захоронением радиоактивных отходов // Атомная энергия. 1991. Т. 71. Вып. 6. С. 523—534.
10. End points for spent nuclear fuel and high-level radioactive waste in Russia and the United States / Committee on End Points for Spent Nuclear Fuel and High-Level Radioactive Waste in Russia and the United States. Washington: National Academies Press, 2003. 137 p.
11. *Ewing R. C., Whittleston R. A., Yardley B. W. D.* Geological disposal of nuclear waste: a primer // Elements. 2016. Vol. 12. Pp. 233—237.
12. *Лаверов Н. П., Омеляненко Б. И., Величкин В. И.* Геоэкологические аспекты проблемы захоронения радиоактивных отходов // Геоэкология. 1994. № 6. С. 3—20.
13. *Hara K., Takeda S., Masuda S.* Research and development program of geological disposal of high-level radioactive waste in Japan / Proc. Int. Conf. on deep geological disposal of radioactive waste (September 16—19, 1996. Winnipeg, Canada), 1996. Pp. 1-3—1-21.
14. *Чой Й.* Программа по разработке технологии захоронения высокоактивных отходов (ВАО) в Южной Корее // Международное хранилище облученного ядерного топлива: Материалы международного семинара (Москва, 14—15 мая 2003 г.). — М.: Изд-во РАН, 2005. С. 73—84.
15. *Niemeyer M. J., Hugl M., Smith P., Zuidema P.* Kristallin-I performance assessment: first results from sensitivity studies. In: Geological disposal of spent fuel, high level and alpha bearing wastes. Vienna, International Atomic Energy Agency, 1993. Pp. 297—308.
16. *Зотов А. В., Левин К. А., Магазина Л. О. и др.* Взаимодействие алюмофосфатного стекла с водой при повышенных температурах // Геохимия. 1996. № 9. С. 891—904.
17. *Вашман А. А., Демин А. В., Крылова Н. В. и др.* Фосфатные стекла с радиоактивными отходами / Под ред. А. А. Вашмана, А. С. Полякова. — М.: ЦНИИАтоминформ, 1997. 172 с.
18. *Мальковский В. И., Юдинцев С. В., Мохов А. В., Первухина А. М.* Выщелачивание деградировавших матриц-консервантов высокорadioактивных отходов на основе натрий-алюмофосфатных стекол // Атомная энергия. 2017. Т. 123. № 3. С. 144—148.
19. *Walder J., Hallet B.* A theoretical model of the fracture of rock during freezing // Geological Society of America Bulletin. 1985. Vol. 96. Pp. 336—346.
20. *Мальковский В. И., Пэк А. А.* Проницаемость трещинно-пористой среды с регулярной системой параллельных несообщающихся трещин // Петрология. 1994. № 6. С. 646—652.
21. *Hirose G., Ito Y.* Experimental estimation of permeability of freeze-thawed soils in artificial

- ground freezing // *Procedia Engineering*. 2017. Vol. 189. Pp. 332–337.
22. *Takarli M., Prince W.* Permeability and P-wave velocity under freeze-thaw cycles // *Geomechanics and Geoengineering*. 2007. Vol. 2. № 3. Pp. 227–234.
23. *Yu J., Chen X., Li H., Zhou J., Cai Y.* Effect of freeze-thaw cycles on mechanical properties and permeability of red sandstone under triaxial compression // *Mountain Science*. 2015. Vol. 12. № 1. Pp. 218–231.
24. *Мальковский В. И., Озерский А. Ю.* Стохастическая фильтрационная модель вмещающих пород подземного хранилища радиоактивных отходов по данным пакерных тестов // *Мат. XV межд. конф. «Физико-химические и петрофизические исследования в науках о Земле»*. — М. : ИГЕМ РАН, 2014. С. 159–162.
25. *de Marsily G.* *Quantitative hydrogeology*. — Orlando, Florida: Academic Press, 1986. 440 p.
26. *Freeze R. A., Cherry J. A.* *Groundwater*. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1979. 604 p.
27. *Fried J. J.* *Groundwater pollution: theory, methodology, modeling, and practical uses*. Amsterdam: Elsevier, 1975. 330 p.
28. *Choppin G., Liljenzin J.-O., Rydberg J., Ekberg C.* *Radiochemistry and nuclear chemistry*. 4-th edition. Elsevier, 2013. 866 p.
29. *Malkovsky V. I., Yudinsev S. V., Aleksandora E. V.* Influence of Na-Al-Fe-P glass alteration in hot non-saturated vapor on leaching of vitrified radioactive wastes in water // *Journal of Nuclear Materials*. 2018. Vol. 518. Pp. 212–218.
30. *Penrose W. R., Polzer W. L., Essington E. H., Nelson D. M., Orlandini K. A.* Mobility of plutonium and americium through a shallow aquifer in a semiarid region // *Environmental Science & Technology*. 1990. Vol. 24. № 2. Pp. 228–234.
31. *McCarthy J. F., Sanford W. E., Stafford P. L.* Lanthanide field tracers demonstrate enhanced transport of transuranic radionuclides by natural organic matter // *Environmental Science & Technology*. 1998. Vol. 32. № 24. Pp. 3901–3906.
32. *Kersting A. B., Efurud D. W., Finnegan D. L., Rokop D. J., Smith D. K., Thompson J. L.* Migration of plutonium in ground water at the Nevada Test Site // *Nature*. 1999. Vol. 397. Pp. 56–59.
33. *Мальковский В. И., Александрова Е. В., Диков Ю. П., Латынова Н. Е.* Коллоидный перенос ^{90}Sr приповерхностными подземными водами // В кн. «*Геохимия ландшафтов. К 100-летию со дня рождения Александра Ильича Перельмана*». Под ред. Касимова Н. С., Геннадиева А. Н. — М. : АПР, 2017. С. 482–495.
34. *Honeyman B. D.* Colloidal culprits in contamination // *Nature*. 1999. Vol. 397. Pp. 23–24.
35. *Malkovsky V.* Theoretical analysis of colloid-facilitated transport of radionuclides by groundwater / “Actinide nanoparticle research” Ed. by Kalmykov S. N. and Denecke M. A. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2011. Pp. 195–243.
36. *Мальковский В. И., Юдинцев С. В., Александрова Е. В.* Выщелачивание имитаторов радиоактивных отходов из стеклообразной матрицы и изучение миграции продуктов выщелачивания в гнейсах // *Радиохимия*. 2018. Т. 60. № 6. С. 551–557.
37. *Роуч П.* Вычислительная гидродинамика. — М. : Мир, 1980. 616 с.
38. *Мальковский В. И., Юдинцев С. В., Жариков А. В.* О задержке радиоколлоидов в породах Нижнеканского массива // *Доклады РАН*. 2022. Т. 503. № 2. С. 178–184.

Информация об авторах

Мальковский Виктор Иоаннович, доктор физико-математических наук, главный научный сотрудник, Институт геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии РАН (119017, Москва, Старомонетный пер., д. 35), e-mail: malk@igem.ru; e-mail: malkovsky@inbox.ru.

Усачева Анна Андреевна, кандидат геолого-минералогических наук, научный сотрудник, Институт геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии РАН (119017, Москва, Старомонетный пер., д. 35), e-mail: usacheva@igem.ru.

Библиографическое описание статьи

Мальковский В. И., Усачева А. А. Влияние потенциального оледенения на безопасность подземного хранилища радиоактивных отходов на участке «Енисейский» (Красноярский край) // *Радиоактивные отходы*. 2023. № 1 (22). С. 58–69. DOI: 10.25283/2587-9707-2023-1-58-69.

INFLUENCE OF POTENTIAL GLACIATION ON THE SAFETY OF AN UNDERGROUND REPOSITORY FOR RADIOACTIVE WASTE AT THE YENISEIYSKIY SITE (KRASNOYARSK REGION)

Malkovsky V. I., Usacheva A. A.

Institute of Geology of Ore Deposits, Petrography, Mineralogy and Geochemistry of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

Article received on August 9, 2022

The paper evaluates the impact of potential glaciation on the migration of radionuclides from an underground radioactive waste repository to be sited at the Yeniseiskiy site. The problem was solved by mathematical modeling methods. The study considers a 3D model of groundwater flow and radionuclide migration taking into account the heterogeneous rock permeability. Groundwater dynamics equation was solved by the successive overrelaxation method, equation governing radionuclide migration was integrated by the alternating directions method using the Douglas' scheme. The paper describes the influence of freeze-thaw cycles on rock permeability at the site taking into account available experimental data on samples collected from different rocks. Simulation showed that in the most unfavorable case glaciation could lead to a twofold increase of time-averaged velocity of radioactive plume propagation from the repository.

Keywords: *underground disposal of radioactive waste, glaciation, rock permeability, radionuclides migration, mathematical modeling, radioactive waste.*

The study was performed under a RFFI No 20-55-12009 and DFG INFRA (NA1528/2-1, MA4450/5-1) co-project.

References

1. Styrikovich M. A., Shpilrain E. E. *Energetika. Problemy i perspektivy* [Energy. Problems and Prospects]. Moscow, Energy Publ., 1981. 192 p.
2. Nuclear Waste Conditioning. A Nuclear Energy Division Monograph. Ed. by Jean-François Parisot. Commissariat à l'énergie atomique. Gif-sur-Yvette. 2009. 151 p.
3. Nuclear Energy Data 2021. Nuclear Energy Agency Report No. 7608. Paris: NEA-OECD, 2022. 70 p.
4. Lovasic Z. International Energy Atomic Agency (IAEA) Update on Spent Fuel Management Activities with Focus on Reprocessing. Proc. Waste Management Conference (Phoenix, Arizona. February 24–28, 2008). CD version. Paper 8042.
5. Greene C. Global spent fuel overview. Roswell, Georgia, 2020. www.uxc.com.
6. Kochkin B. T., Malkovskiy V. I., Yudinsev S. V. *Nauchnyye osnovy otsenki bezopasnosti geologicheskoy izolyatsii dolgozhivushchikh radioaktivnykh otkhodov (Yeniseyskiy proyekt)* [Scientific Basis for the Safety Assessment Focused on the Geological Disposal of Long-lived Radioactive Waste (Yeniseiskiy Project)]. Moscow, IGEM RAN Publ., 2017. 384 p.
7. Kopyrin A. A., Karelin A. I., Karelin V. A. *Tekhnologiya proizvodstva i radiokhimicheskoy pererabotki yadernogo topliva* [Technology for Nuclear Fuel Production and Radiochemical Reprocessing]. Moscow, Atomenergizdat Publ., 2006. 576 p.
8. Krauskopf K. B. Geology of high-level nuclear waste disposal. *Ann. Rev. Earth Planet. Sci.*, 1988, vol. 16, pp. 173–200.
9. Laverov N. P., Kanzel A. V., Lisitsyn A. K. et al. *Osnovnyye zadachi radiogeologii v svyazi s zakhroneniyem radioaktivnykh otkhodov* [Key Radiogeological Tasks in the Context of Radioactive Waste Disposal]. *Atomnaya Energiya — Atomic Energy*, 1991, vol. 71, iss. 6, pp. 523–534.
10. End points for spent nuclear fuel and high-level radioactive waste in Russia and the United States / Committee on End Points for Spent Nuclear Fuel and High-Level Radioactive Waste in Russia and the United States. Washington: National Academies Press, 2003. 137 p.
11. Ewing R. C., Whittleston R. A., Yardley B. W. D. Geological disposal of nuclear waste: a primer. *Elements*, 2016, vol. 12, pp. 233–237.
12. Laverov N. P., Omelyanenko B. I., Velichkin V. I. *Geoekologicheskiye aspekty problemy zakhroneniya radioaktivnykh otkhodov* [Geoecological Aspects of the Radioactive Waste Disposal Challenge]. *Geoekologiya — Geoecology*, 1994, no. 6, pp. 3–20.
13. Hara K., Takeda S., Masuda S. Research and development program of geological disposal of high-level radioactive waste in Japan. *Proc. Int. Conf. on deep geological disposal of radioactive waste* (September 16–19, 1996. Winnipeg, Canada), 1996. P.1-3–1-21.
14. Choi Y. Programma po razrabotke tekhnologii zakhroneniya vysokoaktivnykh otkhodov (VAO) v Yuzhnoy Koreye [Program for the development of a high-level waste (HLW) disposal technology in South Korea]. *Mezhdunarodnoye khranilishche obluchennogo yadernogo topliva: Materialy*

- mezhdunarodnogo seminar (Moskva, 14–15 maya 2003 g.) [*International storage facility for irradiated nuclear fuel: Proceedings of the international workshop (Moscow, May 14–15, 2003)*]. Moscow, Publishing House of the Russian Academy of Sciences Publ., 2005. Pp. 73–84.
15. Niemeyer M. J., Hugi M., Smith P., Zuidema P. Kristallin-I performance assessment: first results from sensitivity studies. In: *Geological disposal of spent fuel, high level and alpha bearing wastes*. Vienna, International Atomic Energy Agency, 1993. Pp. 297–308.
16. Zotov A. V., Levin K. A., Magazina L. O. et al. Vzaimodeystviye alyumofosfatnogo stekla s vodoy pri povyshennykh temperaturakh [Interaction of Aluminumphosphate Glass with Water at Elevated Temperatures]. *Geokhimiya — Geochemistry*, 1996, no. 9, pp. 891–904.
17. Vashman A. A., Demin A. V., Krylova N. V. et al. Fosfatnyye stekla s radioaktivnymi otkhodami [Phosphate Glasses with Radioactive Waste]. Ed. A. A. Vashman, A. S. Polyakov. Moscow, TsNIIatominform Publ., 1997. 172 p.
18. Malkovskiy V. I., Yudintsev S. V., Mokhov A. V., Pervukhina A. M. Vyshchelachivaniye degradirovashikh matrits-konservantov vysokoradioaktivnykh otkhodov na osnove natriy-alyumofosfatnykh stekol [Leaching of Degraded Waste Forms on the Basis of Sodium-Alumophosphate Glasses for High-Level Radioactive Wastes]. *Atomnaya Energiya — Atomic Energy*, 2017, vol. 123, iss. 3, pp. 144–148.
19. Walder J., Hallet B. A theoretical model of the fracture of rock during freezing. *Geological Society of America Bulletin*, 1985, vol. 96, pp. 336–346.
20. Malkovskiy V. I., Pek A. A. Pronitsayemost' treshchinno-poristoy sredy s regulyarnoy sistemoy parallel'nykh nesoobshchayushchikhsya treshchin [Permeability of a Fractured-Porous Medium with a Regular System of Parallel Non-interconnected Fractures]. *Petrologiya — Petrology*, 1994, no. 6, pp. 646–652.
21. Hirose G., Ito Y. Experimental estimation of permeability of freeze-thawed soils in artificial ground freezing. *Procedia Engineering*, 2017, vol. 189, pp. 332–337.
22. Takarli M., Prince W. Permeability and P-wave velocity under freeze-thaw cycles. *Geomechanics and Geoengineering*, 2007, vol. 2, no. 3, pp. 227–234.
23. Yu J., Chen X., Li H., Zhou J., Cai Y. Effect of freeze-thaw cycles on mechanical properties and permeability of red sandstone under triaxial compression. *Mountain Science*, 2015, vol. 12, no. 1, pp. 218–231.
24. Malkovskiy V. I., Ozersky A. Yu. Stokhasticheskaya fil'tratsionnaya model' vmeshchayushchikh porod podzemnogo khranilishcha radioaktivnykh otkhodov po dannym pakernykh testov [Stochastic filtration model for the host rocks of an underground radioactive waste disposal facility based on packer test data]. *Proceedings of the XV international conference Physical-Chemical and Petrophysical Research in the Earth Sciences*. Moscow, IREM RAN Publ., 2014. Pp. 159–162.
25. deMarsily G. Quantitative hydrogeology. Orlando, Florida: Academic Press, 1986. 440 p.
26. Freeze R. A., Cherry J. A. Groundwater. Englewood Cliffs, Prentice Hall, 1979. 604 p.
27. Fried J. J. Groundwater pollution: theory, methodology, modeling, and practical rules. Amsterdam, Elsevier, 1975. 330 p.
28. Choppin G., Liljenzin J.-O., Rydberg J., Ekberg C. Radiochemistry and nuclear chemistry. 4-th edition. Elsevier, 2013. 866 p.
29. Malkovsky V. I., Yudintsev S. V., Aleksandora E. V. Influence of Na-Al-Fe-P glass alteration in hot non-saturated vapor on leaching of vitrified radioactive wastes in water. *Journal of Nuclear Materials*, 2018, vol. 518, pp. 212–218.
30. Penrose W. R., Polzer W. L., Essington E. H., Nelson D. M., Orlandini K. A. Mobility of plutonium and americium through a shallow aquifer in a semiarid region. *Environmental Science & Technology*, 1990, vol. 24, no. 2, pp. 228–234.
31. McCarthy J. F., Sanford W. E., Stafford P. L. Lanthanide field tracers demonstrate enhanced transport of transuranic radionuclides by natural organic matter. *Environmental Science & Technology*, 1998, vol. 32, no. 24, pp. 3901–3906.
32. Kersting A. B., Efurud D. W., Finnegan D. L., Rokop D. J., Smith D. K., Thompson J. L. Migration of plutonium in ground water at the Nevada Test Site. *Nature*, 1999, vol. 397, pp. 56–59.
33. Malkovskiy V. I., Alexandrova E. V., Dikov Yu. P., Latynova N. E. Kolloidnyy perenos ⁹⁰Sr pripoverkhnostnyimi podzemnymi vodami [Colloidal transfer of ⁹⁰Sr by near-surface underground waters]. In the book *Geochemistry of landscapes. To the 100th birthday anniversary of Alexander Ilyich Perelman*. Ed. Kasimov N. S., Gennadiev A. N. Moscow, APR Publ., 2017. Pp. 482–495.
34. Honeyman B. D. Colloidal culprits in contamination. *Nature*, 1999, vol. 397. pp. 23–24.
35. Malkovsky V. Theoretical analysis of colloid-facilitated transport of radionuclides by groundwater. "Actinide nanoparticle research". Ed. by Kalmykov S. N. and Denecke M. A. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2011. Pp. 195–243.
36. Malkovskiy V. I., Yudintsev S. V., Aleksandrova E. V. Vyshchelachivaniye imitatorov radioaktivnykh otkhodov iz stekloobraznoy matritsy i izucheniye migratsii produktov vyshchelachivaniya v gneysakh [Leaching of Radioactive Waste Surrogates from a

- Glassy Matrix and Migration of the Leaching Products in Gneisses]. *Radiokhimiya — Radiochemistry*, 2018, vol. 60, no. 6, pp. 551–557.
37. Roache P. J. Computational fluid dynamics. Albuquerque, Hermosa Publishers, 1976. 455 p.
38. Malkovskiy V. I., Yudintsev S. V., Zharikov A. V. O zaderzhke radiokolloidov v porodakh Nizhnekanskogo massiva [Retention of radiocolloids in rocks of the Nizhnekanskiy rock mass]. *Doklady RAN — Reports of RAS*, 2022, vol. 503, no. 2, pp. 178–184.
-

Information about the authors

Malkovsky Victor Ioannovich, Doctor of physical and mathematical sciences, Principal investigator, Institute of Geology of Ore Deposits, Petrography, Mineralogy, and Geochemistry of the Russian Academy of Sciences (35, Staromonetny lane, Moscow, 119017, Russia), e-mail: malk@igem.ru; e-mail: malkovsky@inbox.ru.

Usacheva Anna Andreevna, Candidate of geological and mineralogical sciences, Research associate, Institute of Geology of Ore Deposits, Petrography, Mineralogy, and Geochemistry of the Russian Academy of Sciences (35, Staromonetny lane, Moscow, 119017, Russia), e-mail: usacheva@igem.ru.

Bibliographic description

Malkovsky V. I., Usacheva A. A. Influence of potential glaciation on the safety of an underground repository for radioactive waste at the Yeniseiyskiy site (Krasnoyarsk region). *Radioactive Waste*, 2023, no. 1 (22), pp. 58–69. DOI: 10.25283/2587-9707-2023-1-58-69. (In Russian).