



ОРИГИНАЛЬНЫЕ СТАТЬИ

Научная статья

УДК 621.039.743:546.799.4/5:552.523

doi: 10.17308/sorpchrom.2024.24/12238

Влияние продуктов выщелачивания натрий-алюмофосфатного стекла на сорбционное поведение глин по отношению к радионуклидам

Юлия Витальевна Коневник[✉], Константин Валентинович Мартынов,
Сергей Алексеевич Кулюхин, Елена Васильевна Захарова

Институт физической химии и электрохимии им. А.Н. Фрумкина, Москва, Россия,

leonenko@gmail.com[✉]

Аннотация. В работе представлены результаты исследования сорбции радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{233}U , ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{241}Am из модельной подземной воды, модельного выщелата алюмофосфатного стекла и растворов Na_2HPO_4 различной концентрации на бентонитовых глинах месторождений Камалинское (Красноярский край), 10й Хутор (респ. Хакасия) и Динозавровое (респ. Казахстан). Показано, что присутствие продуктов выщелачивания алюмофосфатного стекла в составе жидкой фазы уменьшает сорбционную активность глин по отношению к цезию. Коэффициенты распределения стронция в большей степени зависят от свойств глины, чем от состава жидкой фазы, однако с увеличением концентрации фосфат-иона наблюдается повышение прочности удерживания сорбированного стронция глиной. Сорбция урана, нептуния, плутония и америция увеличивается в присутствии компонентов выщелачиваемых из алюмофосфатной стеклоподобной матрицы, а прочность их фиксации глиной возрастает.

Ключевые слова: глина, бентонитовые глины, выщелат, подземная вода, последовательное выщелачивание, фосфат, сорбция, радионуклиды, цезий, стронций, уран, нептуний, плутоний, америций.

Для цитирования: Коневник Ю.В., Мартынов К.В., Кулюхин С.А., Захарова Е.В. Влияние продуктов выщелачивания натрий-алюмофосфатного стекла на сорбционное поведение глин по отношению к радионуклидам // *Сорбционные и хроматографические процессы*. 2024. Т. 24, № 3. С. 364-372. <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2024.24/12238>

Original article

Influence of Na-Al phosphate glass leachates in clays sorption behavior toward radionuclides

Yulia V. Konevnik, Konstantin V. Martynov, Sergey A. Kulyukhin, Elena V. Zakharova

Institute of Physical Chemistry and Electrochemistry Russian academy of science, Moscow, Russia,

leonenko@gmail.com[✉]

Abstract. The article presents the results of the study of the sorption of ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{233}U , ^{237}Np , ^{239}Pu , and ^{241}Am radionuclides from model groundwater, model leachate of aluminophosphate glass and Na_2HPO_4 solutions of different concentrations on bentonite clays of Kamalinskoye (Krasnoyarsk Territory), Desyaty Khutor (Republic of Khakassia), and Dinozavrovoye (Republic of Kazakhstan) deposits. We determined that the presence of aluminophosphate glass leachate in the liquid phase reduced the sorption activity of the studied clays towards caesium. The distribution coefficients of strontium depend more on the clay properties than on the liquid phase composition. However, with increasing concentration of phosphate ion, we observed an increase in the strength of sorbed strontium retention by clay. The sorption of uranium, neptunium, plutonium and americium, increased in the presence of components leached from the aluminophosphate glass-like matrix, and the strength of their fixation by clay increased.

Keywords: sorption, bentonite, clay, sequential extraction, cesium, strontium, uranium, neptunium, plutonium americium.



For citation: Konevnik Yu.V., Martynov K.V., Kulyukhin S.A., Zakharova E.V. Influence of Na-Al phosphate glass leachates in clays sorption behavior toward radionuclides. *Sorbtionnyye i khromatograficheskie protsessy*. 2024. 24(3): 364-372. (In Russ.). <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2024.24/12238>

Введение

В соответствии с требованиями концепции захоронения радиоактивных отходов 1 и 2 классов должна быть сооружена многобарьерная защитная система, ограничивающая миграцию радионуклидов в окружающую среду. Такая система включает в себя инженерные противомиграционные и противофильтрационные барьеры безопасности, матрицу, включающую радионуклиды, контейнеры, бентонитовую засыпку и вмещающий массив горных пород.

Алюмофосфатное стекло используют в качестве матрицы для отверждения жидких радиоактивных отходов высокой степени активности (ВАО), хранящихся в емкостях хранилищах ПО «Маяк». К середине 2020 года на ПО «Маяк» было наработано около 7800 тонн ВАО, заключенных в алюмофосфатную матрицу. Отвержденные по этой технологии ВАО предполагается захоранивать в проектируемом пункте глубинного захоронения радиоактивных отходов, далее ПГЗРО, на участке Енисейский Нижнеканского горного массива [1]. Глинистые материалы, благодаря их уникальным свойствам, являются чрезвычайно перспективными для применения в качестве материалов инженерных барьеров безопасности (ИББ) [2, 3].

Миграция радионуклидов за пределы хранилища возможна при нарушении защитных свойств барьеров. В этом случае возникает контакт подземной воды и отвержденных ВАО. В результате такого контакта возможно выщелачивание радионуклидов и макрокомпонентов матрицы и их последующая миграция с подземными водами. Состав выщелата в значительной степени зависит от свойств ИББ и температуры среды [4-6]. Главными компонентами выщелачивания фосфатной матрицы являются ионы натрия и

фосфат-ионы, исследование влияния которых на сорбционное поведение радионуклидов при их взаимодействии с барьерными глинистыми материалами является целью данной работы.

Экспериментальная часть

В качестве барьерных материалов использовали дисперсные глинистые материалы, приготовленные из восковидного бентонита Камалинского месторождения (Красноярский край), бентонита месторождения «10-й Хутор» (Хакасия), бентонита Динозаврового месторождения (респ. Казахстан). Далее в таблицах и на рисунках эти глины будут обозначаться как **К**, **Х** и **Д** соответственно. Минеральный и химический состав глин приведен в [7, 8]. Следует отметить, что в составе Камалинского и Хакасского бентонитов монтмориллонит находится преимущественно в Са-форме, тогда как в бентоните Динозаврового месторождения значительное его количество присутствует в Na-форме.

Сорбцию радионуклидов проводили из модельной подземной воды (ПВ), модельного выщелата (МВ) алюмофосфатного стекла (АФС), далее по тексту подземная вода и выщелат, а также из растворов NaH_2PO_4 с концентрацией 0.002, 0.02 и 0.24 моль/дм³, что соответствует концентрации фосфора 62, 620 и 7440 мг/дм³. Обозначения проведенных экспериментов приведены в табл. 1.

Состав ПВ (мг/дм³): HCO_3^- – 197.5; Cl^- – 47.9; SO_4^{2-} – 27.3; Na^+ – 74.5; Ca^{2+} – 26.9; Mg^{2+} – 6.8 был выбран из [9]. МВ готовили путем добавления $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ и солей имитаторов радиоактивных отходов к ПВ [7]. Содержание основных компонентов в МВ составляло (мг/дм³): Na – 271; Mg – 189; K – 13.8; Ca – 5.72; P – 45.1; S – 38.2, Si – 0.9. Состав модельного выщелата определялся методами масс-спек

Таблица 1. Перечень использованных глин и серий проведенных сорбционных экспериментов с радионуклидами ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{233}U , ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{241}Am .

Table 1. List of studied clays and series of sorption experiments with ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{233}U , ^{237}Np , ^{239}Pu , and ^{241}Am radionuclides

| Порода, материал | Модельный раствор | Обозначение серий экспериментов |
|--|-------------------|---------------------------------|
| Бентонит природный, Камалинское месторождение (Красноярский край), К | ПВ | КПВ |
| | МВ | КМВ |
| Бентонит природный, месторождение 10й Хутор, (респ. Хакассия), Х | ПВ | ХПВ |
| | МВ | ХМВ |
| Бентонит природный, Динозавровое месторождение (респ. Казахстан), Д. | ПВ | ДПВ |
| | МВ | ДМВ |

трометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП МС) на масс-спектрометре Elan-6100 (Perkin Elmer, США) и атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП АЭС) на эмиссионном спектрометре Optima-4300 DV (Perkin-Elmer, США).

Непосредственно перед проведением экспериментов в растворы ПВ и МВ вводили аликвоты азотнокислых растворов радионуклидов, после чего рН полученных растворов доводили до значения 7.8 ± 0.1 растворами NaOH и HNO_3 различных концентраций. Начальные концентрации радионуклидов в растворах, из которых проводили сорбцию, составляли (М): $^{90}\text{Sr} - 1.8 \cdot 10^{-10}$; $^{137}\text{Cs} - 5.1 \cdot 10^{-10}$; $^{233}\text{U} - 1.2 \cdot 10^{-6}$; $^{237}\text{Np} - 7.3 \cdot 10^{-6}$; $^{239}\text{Pu} - 1.5 \cdot 10^{-7}$; $^{241}\text{Am} - 1.4 \cdot 10^{-8}$.

Концентрацию радионуклидов ^{90}Sr , ^{233}U , ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{241}Am в жидкой фазе определяли методом жидкостно-сцинтилляционного счета на автоматическом жидко-сцинтилляционном низкофоновом альфа-бета-спектрометре Tri-Carb 3180TR/SL для измерения сверхмалых количеств альфа- и бета-излучателей (Perkin Elmer, США) с использованием сцинтиллятора OptiphaseHisafe3 (Perkin Elmer, США) в соотношении сцинтиллятор:аликвота = 10:1. Аликвоты, содержащие ^{90}Sr , предварительно выдерживали в течение 14 дней для установления равновесия между ^{90}Sr и ^{90}Y . Концентрация ^{137}Cs определялась методом гамма-спек-

трометрии на цифровом γ -спектрометрическом комплексе с коаксиальным детектором GEM30 фирмы АМТЕК (ORTEC).

Сорбционные свойства глин исследовали в статических условиях при соотношении массы твердой фазы к объему раствора, равном $1\text{г} : 20\text{см}^3$ и периодическом перемешивании. Сорбционные эксперименты проводили до достижения равновесия в исследованных системах (4 недели).

Распределение форм нахождения радионуклида, сорбированного на образцах бентонитов, определяли методом последовательного выщелачивания по модифицированной схеме Тессьера [10]. Схема выщелачивания приведена в табл. 2. Радионуклиды, выщелачиваемые на IV и V стадиях, относят к прочнофиксированным формам, а выщелачиваемые на I и II стадиях – к подвижным мобильным формам радионуклидов. Выщелачиваемый на III стадии радионуклид относится к условно подвижным формам. В ПГЗРО наступление условий, при которых матрица РАО и глиняный барьер будут контактировать с раствором, содержащим уксусную кислоту и гидроксиламина хлорид, нереально. Вследствие этого формы, выщелачиваемые на III стадии, также можно отнести к прочнофиксированным.

Обсуждение результатов

Для оценки влияния продуктов выщелачивания алюмофосфатной матрицы на

Таблица 2. Схема последовательного выщелачивания [10]

Table 2. Sequential extraction scheme [10]

| Стадия | Геохимическая форма нахождения радионуклидов | Реагенты | Время контакта фаз, час/°С |
|--------|---|--|----------------------------|
| I | Водорастворимая | Модельная подземная вода | 1/20 |
| II | Обменная | 1М NH ₄ Ac; pH= 5.0 | 1/20 |
| III | Поверхностное комплексообразование, Fe/Mn оксиды и пленки | 0.4М NH ₂ OH.HCl в 25% CH ₃ COOH | 6/80 |
| IV | Кислоторастворимая | 6М HCl | 1/20 |
| V | Нерастворимая в кислотах * | Без обработки | - |

Таблица 3. Коэффициенты распределения радионуклидов (см³/г) на глинах из модельной подземной воды (ПВ) и модельного выщелата (МВ).

Table 3. Distribution coefficients (cm³/g) of radionuclides from synthetic groundwater and synthetic leachate in clay

| | Cs | | Sr | | U | |
|----------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | ПВ | МВ | ПВ | МВ | ПВ | МВ |
| Бентонит | | | | | | |
| К | 1.6·10 ⁴ | 1.4·10 ³ | 2.1·10 ² | 2.6·10 ² | 3.0·10 ¹ | 1.9·10 ⁴ |
| Х | 5.1·10 ³ | 6.5·10 ² | 8.0·10 ² | 7.3·10 ² | 4.1·10 ¹ | 1.7·10 ² |
| Д | 1.9·10 ³ | 7.5·10 ² | 8.1·10 ² | 5.8·10 ² | 5.2·10 ¹ | 1.5·10 ³ |
| | Np | | Pu | | Am | |
| Бентонит | | | | | | |
| К | 3.7·10 ¹ | 2.7·10 ³ | 5.0·10 ³ | 1.2·10 ⁴ | 1.5·10 ⁴ | 2.5·10 ⁴ |
| Х | 4.6·10 ¹ | 3.3·10 ³ | 5.6·10 ³ | 1.5·10 ⁴ | 1.7·10 ⁴ | 1.8·10 ⁴ |
| Д | 3.1·10 ¹ | 3.2·10 ² | 7.7·10 ³ | 1.4·10 ⁴ | 1.0·10 ⁴ | 1.4·10 ⁴ |

поведение радионуклидов проведены сорбционные эксперименты на различных бентонитовых глинах с использованием ПВ и МВ. Полученные значения коэффициентов распределения радионуклидов приведены в табл. 3.

Сорбция ¹³⁷Cs на глинах в присутствии компонентов выщелачивания матрицы снижается. На Камалинском и Хакасском бентонитах коэффициенты распределения уменьшаются на порядок, а на Динозавровом бентоните – в разы. Фосфат цезия хорошо растворим в воде и не образует комплексных соединений. Уменьшение сорбированного на образцах глин цезия можно объяснить влиянием ионной силы раствора выщелата, которая определяется в первую очередь ионами Na⁺ и HPO₄²⁻. Коэффициент распределения цезия может уменьшаться на несколько порядков с увеличением ионной силы раствора, что подтверждается в работах [11, 12].

Сравнение форм нахождения цезия, сорбированного из ПВ и МВ, показывает, что основное количество цезия (более 80%) находится в прочнофиксированной форме (стадии IV+V), но при сорбции из МВ количество прочнофиксированных форм цезия уменьшается (рис. 1 а). Увеличение концентрации фосфат-иона практически не влияет на распределение форм нахождения радионуклида (рис. 2 а). Основное количество цезия остается в прочнофиксированной форме (стадии IV+V).

Присутствие в составе жидкой фазы продуктов выщелачивания АФС, не приводит к значимому изменению количества сорбированного ⁹⁰Sr в отличии от ¹³⁷Cs (табл. 3). Распределение форм нахождения стронция практически не зависит от состава раствора, из которого проводили сорбцию (рис. 1 б). До 80% ра-

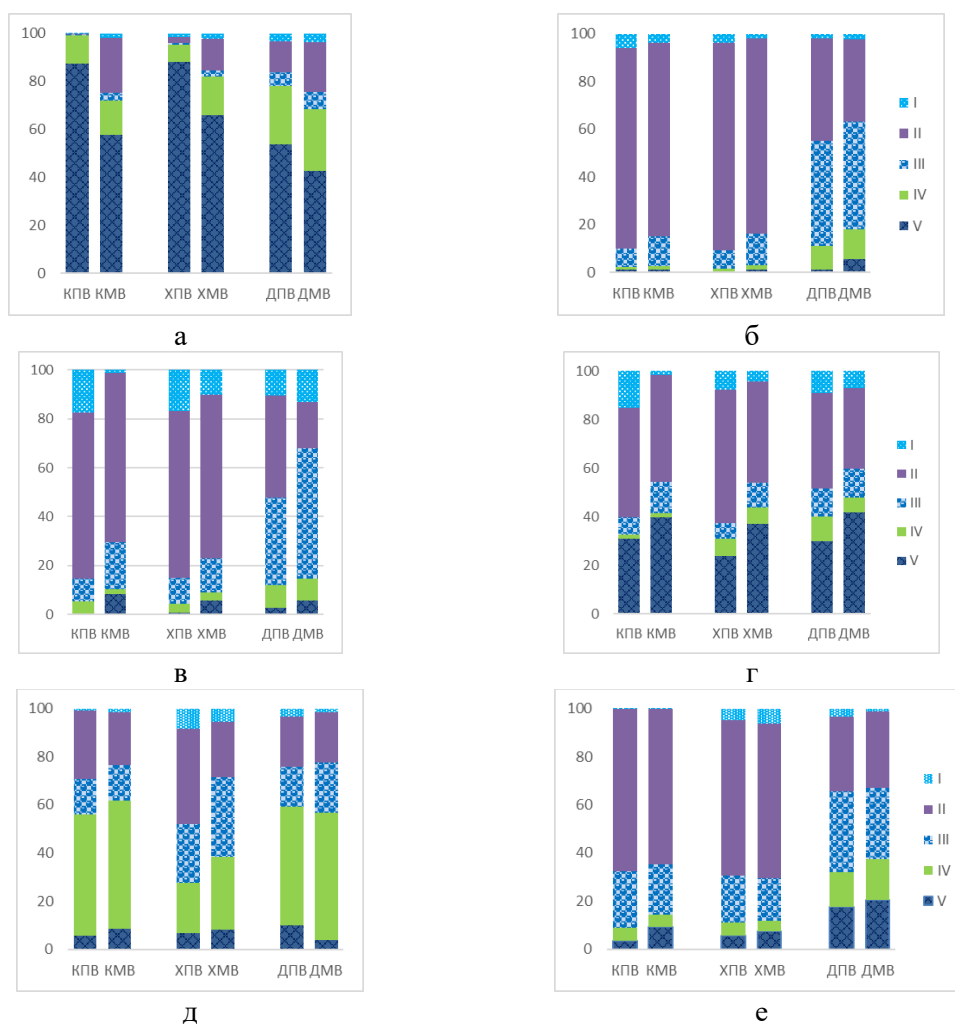


Рис. 1. Распределение форм нахождения (в % от сорбированного) цезия (а), стронция (б), урана (в), нептуния (г), плутония (д) и америция (е) сорбированных из модельной подземной воды (Н) и модельного выщелата (В) на образцах глин месторождений Камалинского, 10й хутор (респ. Хакасия) и Динозаврового.

Fig. 1. Distribution of forms (% of the sorbed amount) of caesium (a), strontium (b), uranium (c), neptunium (d), plutonium (e), and americium (f) sorbed from synthetic groundwater (H) and synthetic leachate (B) on clay samples from the Kamalinskoye, 10th Khutor (Republic of Khakassia), and Dinozavrovoye deposits

дионуклида, сорбированного на Камалинском и Хакасском бентонитах, находится в обменной форме (стадия II), на Динозавровом бентоните это значение в два раза меньше. Возможно, это связано с тем, что Динозавровый бентонит находится преимущественно в Na-форме, и имеет меньшие значения межслоевого расстояния [13].

Количество радионуклида в прочно-фиксированной форме (стадии IV+V) не превышает 20%. Следует отметить, что с увеличением концентрации фосфат-иона

при сорбции стронция на Хакасском бентоните наблюдается перераспределение форм его нахождения, при этом уменьшается доля мобильной обменной формы (рис. 2 б).

В отличие от стронция, сорбция урана и нептуния в значительной степени зависит от состава раствора (табл. 3). Присутствие продуктов выщелачивания АФС на порядки увеличивает значения коэффициентов распределения ^{233}U и ^{237}Np на исследованных глинах, кроме урана на Хакасском и нептуния на Динозавровом

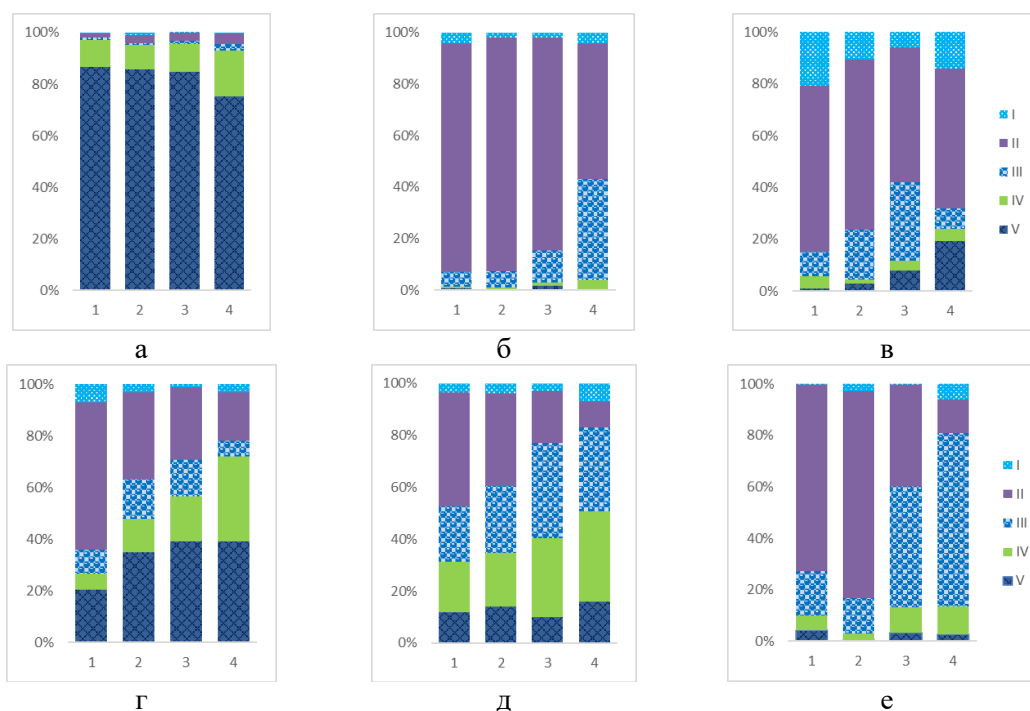


Рис. 2. Распределение форм нахождения сорбированного цезия (а), стронция (б), урана (в), нептуния (г), плутония (д) и америция (е) на бентоните месторождения 10й Хутор, респ. Хакасия из модельной подземной воды (1) и растворов NaH_2PO_4 концентрации 0.002 (столбец 2), 0.02 (столбец 3) и 0.24М (столбец 4).

Fig. 2. Distribution of forms of caesium (a), strontium (b), uranium (c), neptunium (d), plutonium (e), and americium (f) sorbed on bentonite clay from 10th Khutor (Republic of Khakassia) deposit from synthetic groundwater (1) and NaH_2PO_4 solutions with concentrations of 0.002 (column 2), 0.02 (column 3), and 0.24M (column 4)

бентонитах, для которых коэффициент распределения повышается только на порядок.

Изменение состава раствора влияет на формы нахождения сорбированного урана (рис. 1 в). В присутствии продуктов выщелачивания АФС увеличивается содержание урана, сорбированного по механизму поверхностного комплексообразования (стадия III). Количество находящегося в этой форме урана различно на глинах и изменяется от 10 до 30%. В разбавленных растворах фосфатов (рис. 2 в), соответствующих 0.002 и 0.02 М (2 и 3 столбцы на рис. 2 в), содержание урана, связанного по механизму поверхностного комплексообразования (стадия III), также увеличивается. Доля прочнофиксированного урана на глинах невысокая (стадии IV+V), что характерно для этого радионуклида. Некоторое падение доли прочнофиксированных форм (стадии

III+IV+V) при концентрации фосфат-иона, равной 0.24 М (рис 2 в, столбец 4), может быть обусловлено образованием более мобильных форм комплексных ионов урана. Однако даже в этом случае прочность удерживания урана глиной выше, чем при сорбции в отсутствие фосфат-ионов.

Помимо увеличения количества сорбированного нептуния из МВ по сравнению с ПВ на всех глинах наблюдается увеличение доли сорбированного радионуклида по механизму поверхностного комплексообразования и в прочнофиксированной форме (стадии III+IV+V) (рис. 1 г). В этом случае содержание прочнофиксированных форм составляет более 50%. С ростом концентрации фосфат-ионов такая тенденция перераспределения форм нахождения нептуния сохраня-

ется и проявляется более заметно по сравнению с аналогичными данными, полученными при сорбции из ПВ (рис. 2 г).

Продукты выщелачивания алюмофосфатного стекла не так сильно влияют на сорбцию плутония и америция, как это имеет место в случае с ураном и нептунием (табл. 3). Присутствие продуктов выщелачивания АФС влияет на распределение форм нахождения ^{239}Pu и ^{241}Am (рис. 1 д, е). Наиболее значительные изменения наблюдаются для плутония на Хакасском бентоните при сорбции из ПВ по сравнению с МВ, где увеличиваются доли радионуклида, связанного по механизму поверхностного комплексообразования (стадия III) и находящегося в прочно фиксированной форме (стадии IV+V). При увеличении концентрации фосфат-ионов эта тенденция становится более отчетливой (рис 2 д).

В случае америция влияние компонентов выщелачивания АФС при их низкой концентрации выражено менее значимо на разных глинах (рис.1 е), чем для плутония. Повышение концентрации фосфат-ионов в растворе приводит к увеличению содержания радионуклида, сорбированного по механизму поверхностного комплексообразования, при этом доля прочнофиксированных форм остается незначительной (стадии IV+V) (рис. 2 е).

При повышении концентрации фосфат-ионов в значительной степени увеличивается доля америция, выщелачиваемого на третьей стадии (рис. 2 е). На этой стадии выщелачивается радионуклид, связанный с минералами по механизму поверхностного комплексообразования. Эта фракция менее мобильна, чем II, что соответствует более прочному удерживанию радионуклида породой. Как было показано ранее, более высокие концентрации фосфат-ионов способны оказывать значительное влияние на распределение форм нахождения америция, сорбированного на бентоните месторождения 10й Хутор (респ. Хакассия) [4]. По-

добное поведение может быть обусловлено образованием комплексных ионов америция с фосфатами с их последующей сорбцией на породе, а также образованием тройных внутрисферных комплексов с фосфат-ионами и поверхностными сорбционными центрами глин, однако имеющихся данных недостаточно для корректного термодинамического моделирования форм существования америция в подобной системе.

Поведение плутония в присутствии компонентов модельного выщелата также практически не изменяется из-за изначально высоких значений коэффициентов распределения (табл. 3). Как и в случае америция наблюдается увеличение доли радионуклида, выщелачиваемого на третьей стадии, что также может свидетельствовать об образовании фосфатных комплексных соединений и их участие в последующей сорбции (рис 1 д, 2 д).

Доля плутония в прочнофиксированной форме (стадии IV+V) достигает 60% на Камалинском и Динозавровом бентонитах и для Хакасского бентонита до 40%. Для америция их содержание изменяется от 10 до 25%. Соответственно, доля плутония в обменной форме (стадия II) меньше, а америция больше. Максимальное содержание в обменной форме америция 70-80% на Камалинском, минимальное – 35% на Динозавровом бентонитах. С увеличением концентрации фосфат-иона в растворе доля прочнофиксированных форм плутония остается достаточно высокой (35-40%) по сравнению с америцием (10%) и не наблюдается тенденции к ее повышению (рис 2 д, е). Для плутония увеличивается содержание прочнофиксированной формы и значительно снижается доля обменной формы.

Заключение

Присутствие в жидкой фазе продуктов выщелачивания алюмофосфатной матрицы в значительной степени влияет на



поведение радионуклидов – как продуктов деления – стронция и цезия, так и актинидов.

Сорбция цезия на глинах незначительно падает в присутствии продуктов выщелачивания. Предположительно, это обусловлено повышением ионной силы, основной вклад в которую вносят ионы натрия и фосфата. Сорбция стронция на бентонитах в значительно большей степени зависит от свойств глины, чем от состава жидкой фазы, но с повышением концентрации фосфатов наблюдается увеличение доли прочнофиксированных форм.

Уран и нептуний в степенях окисления U(VI) и Np(V) считаются мобильными радионуклидами в условиях окружающей среды вследствие их низких коэффициентов распределения из подземной воды, которые на несколько порядков меньше соответствующих значений для плутония или америция [9]. Присутствие в составе жидкой фазы продуктов выщелачивания алюмофосфатного стекла значительно повышает их сорбцию на бентонитах и долю прочнофиксированных форм радионуклидов, что, несомненно, благоприятно сказывается на эффективности противомиграционного глинистого инженерного барьера.

Список литературы/References

1. Bogatov S.A., Blokhin P.A. Usrednennye ocenki udel'noj aktivnosti i teplovydeleniya osteklovannykh vysokoaktivnykh othodov, nakoplennoy na FGUP «РО «МАЯК». *Voprosy radiacionnoy bezopasnosti*. 2021; 3: 3-12. (In Russ)
2. Ilina O.A., Krupskaya V.V., Vinokurov S.E., Kalmykov S.N., State-of-Art in the Development and Use of Clay Materials as Engineered Safety Barriers at Radioactive Waste Conservation and Disposal Facilities in Russia. *Radioactive Waste*. 2019; 4(9): 71-84.
3. Krupskaya V.V., Biryukov D.V., Belousov P.E., Lekhov V.A., Romanchuk A.Yu., Kalmykov S.N., Use of natural clay

Плутоний и америций имеют высокие коэффициенты распределения в условиях ПГЗРО. Присутствие продуктов выщелачивания алюмофосфатного стекла лишь незначительно повышает сорбцию, при этом доля прочнофиксированных форм повышается с увеличением концентрации фосфат-ионов.

Анализируя представленные данные, можно сказать, что присутствие в жидкой фазе продуктов выщелачивания фосфатного стекла не оказывает негативного влияния на способность инженерных барьеров на основе бентонитовых глин препятствовать миграции радионуклидов за пределы хранилища РАО, а в ряде случаев значительно повышает барьерные свойства изученных материалов по отношению к таким мобильным в условиях ПГЗРО радионуклидам, как уран и нептуний.

Конфликт интересов

Авторы заявляют, что у них нет известных финансовых конфликтов интересов или личных отношений, которые могли бы повлиять на работу, представленную в этой статье.

materials to increase nuclear and radiation safety of nuclear legacy facilities. *Radioactive Waste*. 2018; 3(2): 24-34.

4. Konevnik Y.V., Martynov K.V., Karaseva Ya.Yu., Rodygina N.I., Zakharova E.V. The role of phosphate released from Na-Al-P glass under repository conditions in speciation and transport of americium. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2019; 1(321): 83-89. <https://doi.org/10.1007/s10967-019-06569-8>

5. Martynov K.V., Zakharova E.V. Leaching of the Matrix with Radioactive Waste under Disposal Conditions on the Example of Model Phosphate Glass. *Radiochemistry*. 2021; 63(1): 107-118. <https://doi.org/10.1134/S1066362221010161>



6. Martynov K.V., Konstantinova L.I., Zakharova E.V. Vliyanie temperatury na vyshhelachivanie model'nogo fosfatnogo stekla s imitatorami radioaktivnyh othodov. *Voprosy radiacionnoj bezopasnosti*. 2015; 4(80): 10-21. (In Russ.)

7. Martynov K.V., Konevnik Y.V., Zakharova E.V. Diffusion of Tritium, Technetium, Cesium and Uranium from Phosphate Glass Leachates in a Pore Solution of Clay Materials. *Radiochemistry*. 2023; 4(65): 457-472.

8. Semenkov A.S. Sorbcija Cs(I), Eu(III), Np(V) na glinah razlichnogo mineral'nogo sostava: academic dissertation in Chemistry: 02.00.14. Moscow, 2019, 135 p. (In Russ.)

9. Konevnik Yu.V., Zakharova E.V., Martynov K.V., Andryushchenko N.D., Proshin I.M. Influence of temperature on the sorption properties of rocks from the Nizhnekansky massif. *Radiochemistry*. 2017; 59(3): 313-319. <https://doi.org/10.1134/S106636221703016X>

10. Konevnik Yu.V., Zakharova E.V., Martynov K.V., Shiryayev A.A. Influence of temperature on the speciation of radionu-

clides sorbed onto rocks from the Nizhnekansky massif. *Radiochemistry*. 2017; 59(3): 320-325.

11. Baklay A.A., Makovskaya N.A., Leont'yeva T.G., Kuzmuk D.A. Izuchenie mineral'nogo sostava prirodnyh glin Respubliki Belarus' i ih sorbcionnyh svojstv po otnosheniju k radionuklidam cezija i stroncija. *Sorbtionnye i Khromatograficheskie Protssy*. 2021; 2(21): 246-255. <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2021.21/3358> (In Russ.)

12. Semenkov A.S., Evsiunina M.V., Verma P.K., Mohapatra P.K., Petrov V.G., Seregina I.F., Bolshov M.A., Krupskaya V.V., Romanchuk A.Yu., Kalmykov S.N. Cs⁺ sorption onto Kutch clays: Influence of competing ions. *Applied Clay Science*. 2018; 166: 88-93. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2018.09.010>

13. Krupskaya V.V., Zakusin S.V., Chernov M.S., Tyupina E.A. Osobennosti sorbcii cezija v bentonitovyh bar'ernyh sistemah pri zahoroneni tverdyh radioaktivnyh othodov. *Gornyj zhurnal*. 2016; 2: 79-85. <https://doi.org/10.17580/gzh.2016.02.16> (In Russ.)

Информация об авторах / Information about the authors

Ю.В. Коневник – научный сотрудник лаборатории радиационного контроля и экологических проблем обращения с радиоактивными и токсичными отходами ИФХЭ РАН, Москва, Россия

К.В. Мартынов – к.г.-м.н., ведущий научный сотрудник лаборатории радиационного контроля и экологических проблем обращения с радиоактивными и токсичными отходами ИФХЭ РАН, Москва, Россия

С.А. Кулюхин – д.х.н., заведующий лабораторией физико-химических методов локализации радиоактивных элементов ИФХЭ РАН, Москва, Россия

Е.В. Захарова – к.х.н., заведующая лабораторией радиационного контроля и экологических проблем обращения с радиоактивными и токсичными отходами ИФХЭ РАН, Москва, Россия

Yu.V. Konevnik – Researcher at the Laboratory of Radiation Control and Environmental Problems of Radioactive and Toxic Waste Management, IPCE RAS, Moscow, Russia, leonenko@gmail.com

K.V. Martynov – PhD, Leading Researcher at the Laboratory of Radiation Control and Environmental Problems of Radioactive and Toxic Waste Management, IPCE RAS, Moscow, Russia

S.A. Kulyukhin – Doctor of Chemical Sciences, Head of the Laboratory of Physico-Chemical Methods of Localization of Radioactive Elements IPCE RAS, Moscow, Russia

E.V. Zakharova – PhD, Head of the Laboratory of Radiation Control and Environmental Problems of Radioactive and Toxic Waste Management, IPCE RAS, Moscow, Russia

Статья поступила в редакцию 25.03.2024; одобрена после рецензирования 24.04.2024; принята к публикации 15.05.2024.

The article was submitted 25.03.2024; approved after reviewing 24.04.2024; accepted for publication 15.05.2024.