

ДЕЗАКТИВАЦИЯ ОТРАБОТАННЫХ ИОНООБМЕННЫХ СМОЛ, ЗАГРЯЗНЁННЫХ РАДИОНУКЛИДАМИ ЦЕЗИЯ И КОБАЛЬТА

М.С. Паламарчук, Э.А. Токарь, М.В. Тутов, А.М. Егорин

Институт химии ДВО РАН

Проведено моделирование железоксидных (магнетит, маггемит) и алюмосиликатных (силлиманит, кианит) отложений, формирующихся на поверхности отработанных ионообменных смол в процессе очистки жидких радиоактивных отходов, загрязнённых радионуклидами цезия и кобальта. Предложен метод глубокой дезактивации отработанных ионообменных смол, загрязнённых алюмосиликатными и железоксидными отложениями, с использованием щелочных и кислых, содержащих комплексы Zn-ЭДТА, растворов. Усовершенствован метод двухстадийного концентрирования радионуклидов цезия с использованием селективных сорбционных материалов (резорцинформальдегидной смолы и ферроцианидного сорбента Термоксид-35). Преимуществом метода является использование раствора, содержащего комплексы ЭДТА, для элюирования радионуклидов цезия из резорцинформальдегидной смолы с переносом на Термоксид-35. Показана высокая устойчивость резорцинформальдегидной смолы и Термоксида-35 при проведении концентрирования. Предложена схема дезактивации отработанных ионообменных смол, позволяющая снизить объёмы вторичных отходов благодаря использованию оборотного водопотребления.

Ключевые слова: дезактивация, ионообменные смолы, Cs-137, Co-60

Deactivation of Spent Ion-exchange Resins Contaminated by Cesium and Cobalt Radionuclides

M.S. Palamarchuk, E.A. Tokar, M.V. Tutov, A.M. Egorin

Institute of Chemistry, Far East Branch, Russian Academy of Sciences, 690022 Vladivostok, Russia

Simulation of iron oxide (magnetite and maghemite) and aluminosilicate (sillimanite and cyanite) deposits formed on the surface of spent ion-exchange resins in the process of decontamination of liquid radioactive waste contaminated by cesium and cobalt radionuclides has been performed. A method of deep deactivation of spent ion-exchange resins contaminated by aluminosilicate and iron oxide deposits using alkaline and acidic solutions containing Zn-EDTA complexes has been suggested. The method of two-stage concentrating of cesium radionuclides using selective sorption materials (resorcinol-formaldehyde resin and Thermoxid-35 ferrocyanide sorbent) has been improved. The method advantage consists in using a solution containing EDTA complexes for elution of cesium radionuclides from the resorcinol-formaldehyde resin with their transition onto Thermoxid-35. High stability of the resorcinol-formaldehyde resin and Thermoxid-35 in the course of concentrating has been demonstrated. A scheme of deactivation of spent ion-exchange resins, which enables one to decrease the volume of secondary wastes due to utilization of a circulating water supply, has been suggested.

Key words: deactivation, ion-exchange resins, Cs-137, Co-60

DOI: 10.18412/1816-0395-2019-04-20-24

Радиационно-загрязнённые отработанные ионообменные смолы являются специфическим типом радиоактивных отходов (РАО). На атомных электростанциях (АЭС) десятки тонн ионообменных смол ежегодно используются в системах спецводоочистки. Отработанные ионообменные смолы (ОИОС) содержатся в специализированных емкостях хранилищ и составляют существенную часть РАО АЭС, требующих утилиза-

ции. Кондиционирование РАО — важный этап переработки, направленный на обеспечение радиационной безопасности при долговременном хранении [1, 2].

Применение прямого отверждения (цементирование и битумирование) для кондиционирования ОИОС приводит к значительному увеличению объёма твёрдых радиоактивных отходов (ТРО) по сравнению с объёмом исходных ОИОС, т.е. к удорожанию долговременного хранения.

Кроме того, остаётся риск разрушения компаунда с проникновением радионуклидов в окружающую среду [3].

Более перспективными считаются методы кондиционирования, связанные с деструкцией матрицы ионитов (например, пиролиз и плазменное сжигание с последующим отверждением зольного остатка), позволяющие существенно сократить объёмы ТРО. Однако образование токсичных газов при деструкции

смола ограничивает применение этих методов [4].

Альтернативой перечисленным методам кондиционирования является отмывка (глубокая дезактивация) ОИОС специально подобранными растворами с получением неактивных смол, пригодных для размещения на полигонах промышленных отходов. Образованные после отмывки ОИОС жидкие отходы могут быть переработаны традиционными методами очистки жидких радиоактивных отходов (ЖРО) со снижением объёма конечных ТРО, подлежащих захоронению [5–7]. Основное требование к растворам для глубокой дезактивации — способность удалять из ОИОС радионуклиды, как обменно связанные с функциональными группами ионов, так и находящиеся в составе неорганических отложений, сформированных на поверхности и в объёме матрицы. Отложения, состав которых зависит от характеристик очищаемых ЖРО, можно условно разделить на два типа: отложения продуктов коррозии и алюмосиликатные отложения. При этом, если для первых характерно преобладание в твёрдой фазе радионуклидов коррозионной группы, главным образом радионуклидов Со-60, для последних наиболее значимы радионуклиды Cs-137, что объясняется различной химической природой этих радионуклидов.

В настоящей работе проведено исследование дезактивации ОИОС, загрязнённых радионуклидами цезия и кобальта, в присутствии обоих типов отложений. В работе использовали смолы, моделирующие радиационно-загрязнённые катионит и ОИОС фильтров смешанного действия.

Экспериментальная часть

Для приготовления модельных ОИОС использовали анионит АВ-17-8 (ТОКЕМ, Россия) и катионит КУ-2-8 (ТОКЕМ, Россия).

Модельный катионит (ОИОС-1), загрязнённый железоксидными отложениями и радионуклидами кобальта, получали обработкой КУ-2-8 (Na^+ -форма) растворами FeSO_4 и FeCl_3 в соотношении КУ-2-8 (г) : Fe^{2+} (мэкв) : Fe^{3+} (мэкв), равном 1:1,5:1,5, в

присутствии метки Со-57. После контакта в течение 1 ч в смесь добавили 10 %-ный раствор NH_4OH капельно до формирования магнитных частиц при pH 10–11. Характеристики ОИОС-1: удельная активность — 100 Бк/г; кристаллическая фаза — магнетит Fe_3O_4 , маггемит Fe_2O_3 .

Модельные смолы из фильтров смешанного действия (ОИОС-2), загрязнённые глинистыми и железоксидными отложениями и радионуклидами Со-57 и Cs-137, получали следующим образом: КУ-2-8 (H^+ -форма) обработали раствором, содержащим FeSO_4 и $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, в присутствии метки Со-57 и Cs-137, а затем смешали с АВ-17-8 (ОН-форма), предварительно обработанным растворами Na_2SiO_3 и NaAlO_2 . Массовое соотношение КУ-2-8 : АВ-17-8 равно 1. В смесь добавили небольшое количество воды и перемешивали в течение недели, корректируя pH в пределах 6–8. Характеристики ОИОС-2: удельная активность по Со-57 — 100 Бк/г, по Cs-137 — 55 Бк/г; кристаллическая фаза — силлиманит $\text{Al}_2\text{O}_3(\text{SiO}_2)$, кианит $\text{Al}_2\text{O}_3(\text{SiO}_4)$.

Для сорбции радионуклидов цезия использовали резорцинформальдегидную смолу (РФС) и сорбент Термоксид-35 (Термоксид, Россия, ТУ 6200-305-123422660-98). РФС получали при смешении раствора резорцина и формальдегида в присутствии КОН с последующим отверждением при 210 °С [8]. В экспериментах использовали фракцию РФС и Термоксида-35 размером 0,5–1,0 мм.

Дезактивацию ОИОС-1 проводили в статических условиях раствором, содержащим Трилон Б 0,1 моль/л с pH 12, 8 и 2; соотношение V/m — 10 мл/г, где V — объём дезактивирующего раствора; m — масса смолы. Корректировку pH до 8 и 12 проводили 1 М раствором NaOH , до pH 2 — добавлением $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$ до концентрации 0,02 моль/л.

Для дезактивации ОИОС-2 в статических условиях использовали следующие дезактивирующие растворы: раствор № 1 (NaNO_3 — 2,25 моль/л; NaOH — 0,75 моль/л; pH > 13) и раствор № 2 (Zn -ЭДТА — 0,02 моль/л; NaNO_3 — 2,25 моль/л; pH — 1,5–2,0). Эксперимент проводи-

ли при соотношении раствор : ОИОС, равном 10 мл/г, в течение 4 ч с последующей заменой раствора на свежий, суммарное число обработок — 8. Последовательно обработку с 1 по 3 проводили раствором № 1, а 4–8 — раствором № 2.

Отработанные дезактивирующие растворы собирали отдельно. Раствор № 1 очищали от радионуклидов Cs-137 в динамических условиях с использованием РФС. Раствор № 2 использовали для элюирования Cs-137 из РФС в статических ($V/m = 10$ мл/г) и динамических условиях. Очистку раствора № 2 от радионуклидов Cs-137 проводили в динамических условиях с использованием Термоксида-35. Эксперименты в динамических условиях проводили на колонках с внутренним диаметром 8 мм и скоростью перколяции 15 колоночных объёмов в час.

Результаты и их обсуждение

Образование отложений вызвано сложными взаимодействиями между ионообменными смолами и растворёнными в ЖРО соединениями. В зависимости от pH и состава ЖРО возможно образование разных типов отложений. Например, гидролиз растворённых ионов железа приводит к образованию труднорастворимых гидроксидов. При этом происходит сорбция и соосаждение радионуклидов коррозионной группы, важнейшим из которых является Со-60, с последующим образованием смешанной оксидной фазы [9, 10]. Взаимодействие ионообменных смол, кремния, алюминия, как правило, сопровождается образованием поликремниевых и алюмополикремниевых кислот с последующей их трансформацией в труднорастворимые глинистые отложения. Характерная особенность таких отложений — склонность к захвату ионов цезия, как в процессе образования, так и посредством сорбции на уже сформированной фазе [11, 12]. Связывание радионуклидов образованными на смолах отложениями существенно затрудняет дезактивацию ОИОС, стандартные методы кислотно-основной регенерации без растворения отложений не обеспечи-

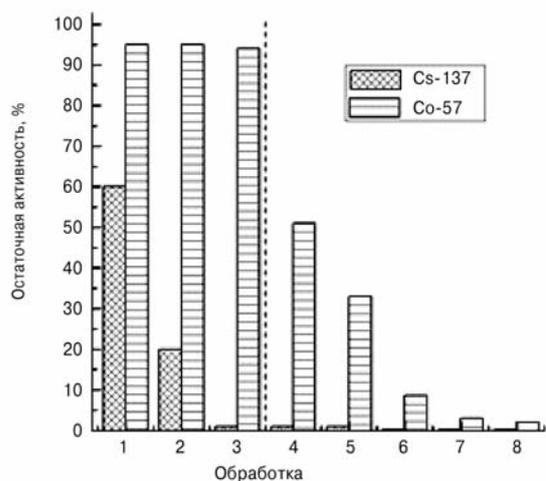


Рис. 1. Дезактивация ОIОС-2 раствором № 1 (обработка 1–3) и раствором № 2 (обработка 4–8)
Fig. 1. Decontamination of OIОС-2 with solution No. 1 (treatment 1–3) and solution No. 2 (processing 4–8)

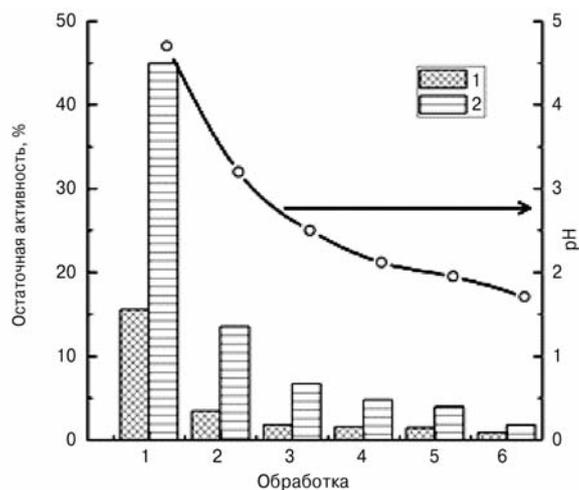


Рис. 2. Эффективность элюирования Cs-137 из РФС 1М раствором HNO₃ (1) и отработанным раствором № 2 (2)
Fig. 2. Efficiency of Cs-137 elution from FCS with 1M solution of HNO₃ (1) and spent solution No. 2 (2)

вают требуемой степени дезактивации.

Для дезактивации модельного катионита с железоксидными отложениями использовали растворы, содержащие этилендиаминтетрауксусную кислоту (ЭДТА), которая благодаря способности связывать ионы переходных металлов в устойчивые комплексы широко используется в составе смесей для отмывки оборудования от активированных продуктов коррозии. Степень десорбции Co-57 возрастала со снижением pH растворов в следующем порядке: 10 % (pH 12), 65 % (pH 8) и 91 % (pH 2). Для снижения pH в раствор трилона Б вводили ионы Zn²⁺, при этом необходимая кислотность достигалась благодаря депротонированию ЭДТА при образовании комплексов, в то время как введение неорганических кислот для снижения pH растворов солей ЭДТА приводит к выпадению малорастворимой ЭДТА на поверхности ОIОС. Преимущество применения ионов Zn²⁺ заключается в невысокой константе устойчивости комплексов Zn-ЭДТА (log K_{уст} 16.5) по сравнению с ионами Fe(III) и большим количеством коррозионных радионуклидов, что облегчает растворение коррозионных отложений. В то же время устойчивость Zn-ЭДТА достаточно высока для предотвращения образования свободной ЭДТА. Кроме того, амфотерные свойства цинка открывают возможность чередования кислых и щелоч-

ных растворов при дезактивации смол с отложениями различной природы.

На рис. 1 приведены результаты эксперимента по дезактивации ОIОС-2 последовательной обработкой сначала щелочным, а затем кислым растворами. Аллюмосиликатные отложения, в отличие от коррозионных, эффективно растворяются при высоких pH, поэтому в щелочной раствор преимущественно переходит Cs-137, а в кислый раствор, содержащий комплекс Zn-ЭДТА, — радионуклиды Co-57. Использование этой закономерности позволяет провести модификацию предложенной нами ранее схемы дезактивации ОIОС [6, 7]. Согласно схеме, радионуклиды Cs-137 десорбируются с ОIОС щелочным раствором с последующей сорбцией на РФС, которая затем регенерируется 1М раствором HNO₃. На рис. 2 приведены результаты экспериментов по элюированию Cs-137 из РФС отработанным раствором № 2 в статических условиях. Как видно из рисунка, эффективность элюирования Cs-137 находится в прямой зависимости от кислотности раствора и при низких pH достаточно высока. Если для элюирования Cs-137 использовать отработанный кислый раствор № 2, то необходимость использования минеральной кислоты исчезает, что приводит к снижению вторичных отходов.

Для более глубокого изучения применимости такого способа дезактивации проведены экспе-

рименты по накоплению радионуклидов Cs-137 на РФС из раствора № 1 с последующим их элюированием раствором № 2 и финальным концентрированием на Термоксиде-35. Было проведено 10 циклов, имитирующих схему циркуляции дезактивирующих растворов. При этом в 1–3 и 10 циклах использовали растворы № 1 и № 2, загрязнённые радионуклидами при дезактивации ОIОС-2, а в 4–9 циклах исходные неактивные растворы. Данная схема эксперимента была выбрана для оценки химической устойчивости используемых для концентрирования Cs-137 материалов.

Результаты очистки раствора № 1 на РФС в 1–3 и 10 цикле приведены ниже.

Номер цикла	1	2	3	10
Объём пропущенного раствора, мл	180	210	320	260
Суммарный проскок, %	8,2	0,6	0,7	5,8

Низкая эффективность извлечения Cs-137 в 1-ом цикле связана с выходом РФС на рабочий режим. После 10-го сорбционного цикла наблюдается снижение эффективности извлечения радионуклидов, связанное с постепенным окислением и деполимеризацией РФС в щелочной среде [8]. В каждом цикле суммарный проскок Cs-137 не превышал 10 %, что говорит о высокой эффективности извлечения радионуклидов. При этом эффективность сорбционного процесса может быть в дальнейшем увеличена, напри-

мер снижением скорости перколяции дезактивирующего раствора № 1, увеличением соотношения высоты сорбционного слоя к его диаметру.

Результаты десорбции Cs-137 из РФС дезактивирующим раствором № 2 приведены ниже.

Номер цикла*.....	1	2	3	10
Степень десорбции, %.....	97,4	97,6	98,5	99,1

*Объем пропущенного раствора 100 мл.

В каждом цикле при пропускании 100 колоночных объемов этого раствора удается элюировать более 97 % радионуклидов Cs-137. После десятого сорбционного цикла накопленная неудаляемая активность РФС составила 2 % всей суммарной активности, пропущенной через колонку с РФС в 1–3 и 10 циклах. В процессе десорбции происходит смещение значения pH в нейтральную область в результате перехода РФС в H⁺-форму.

Значения суммарного проскока Cs-137 при очистке на Термоксиде-35 раствора № 2 после фильтрации через РФС представлены ниже.

Номер цикла*.....	1	2	3	10
Суммарный проскок, %.....	0,7	6,5	3,7	1,6

*Объем пропущенного раствора 100 мл.

Видно, что сорбент сохраняет высокую эффективность при очистке 1000 колоночных объемов раствора. Работы в области синтеза и исследования сорбционных характеристик ферроцианидов переходных металлов показывают, что данные материалы быстро разрушаются в присутствии свободных комплексообразователей (соли шавелей кислоты, ЭДТА), особенно в щелочных средах [13, 14]. Наблюдаемая в нашем эксперименте устойчивость Термоксида-35 объясняется кислым pH раствора, а также тем, что вся ЭДТА в растворах связана в устойчивые комплексы.

На основании полученных результатов может быть предложена следующая принципиальная схема дезактивации ОИОС, загрязнённых радионуклидами Cs-137 и Co-60 (рис. 3). На первом этапе ОИОС обрабатываются щелочным дезактивирующим раствором № 1 с целью растворения алюмосиликатных отло-

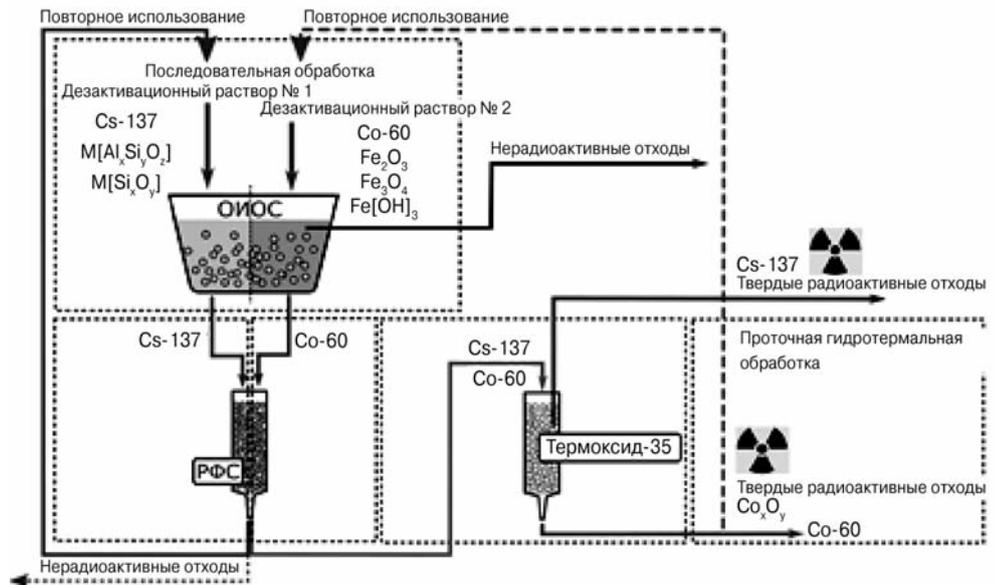


Рис. 3. Принципиальная схема дезактивации ОИОС
Fig. 3. Schematic diagram of decontamination SIER

жений. Далее раствор, содержащий, главным образом, радионуклиды Cs-137, очищается на колонне с РФС, после чего может быть повторно использован после корректировки pH. На следующем этапе для мобилизации радионуклидов Co-60 ОИОС обрабатываются кислым дезактивирующим раствором № 2, содержащим комплексы Zn-ЭДТА (pH 1,5–2,0). Далее этот раствор пропускают через колонку с РФС, что обеспечивает десорбцию Cs-137 с одновременной подготовкой РФС к следующему циклу очистки раствора № 1. Финальное концентрирование цезия проводится очисткой раствора № 2 на Термоксиде-35.

Проблема обращения с очищенным от Cs-137 отработанным раствором № 2, содержащим комплексы Со-ЭДТА, решается применением метода проточного гидротермального окисления с концентрированием Со-60 в виде труднорастворимых оксидов [15]. Раствор после гидротермальной очистки используется для приготовления свежих дезактивирующих растворов.

Выводы

В работе получены модельные ОИОС, загрязнённые радионуклидами цезия и кобальта, часть которых необменно связана с отложениями двух типов: алюмосиликаты и оксиды железа. Предложены составы дезак-

тивирующих растворов для эффективной десорбции радионуклидов из отложений каждого типа.

Разработана схема дезактивации ОИОС, загрязнённых радионуклидами цезия и кобальта и отложениями обоих типов. Особенность схемы — раздельное концентрирование радионуклидов цезия и кобальта благодаря применению селективных к цезию РФС и Термоксида-35. Показано, что РФС сохраняет свою устойчивость после 10 циклов сорбции цезия из щелочного раствора с последующим элюированием раствором, содержащим комплексы ЭДТА. Установлено, что Термоксид-35 сохраняет высокую эффективность при очистке от радионуклидов цезия 1000 колоночных объемов слабокислых (pH 5–7) растворов, содержащих ЭДТА, полностью связанную в комплексы.

Согласно предложенной схеме, конечными радиоактивными отходами, подлежащими долговременному хранению, будут фильтр-контейнер с отработанным сорбентом Термоксид-35 и радионуклидами цезия, а также использованный реактор гидротермального окисления с радионуклидами кобальта в виде труднорастворимых высокотемпературных оксидов. Применение схемы позволит снизить объем вторичных отходов благодаря использованию оборотного водопотребления.

Литература

1. IAEA. Application of Ion Exchange Processes for Treatment of Radioactive Waste and Management of Spent Ion Exchangers: Technical reports series, no. 408. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2002. [Electronic resource] URL: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TRS408_scr.pdf (access: 25.02.2019).
2. Wang J., Wan Z. Treatment and disposal of spent radioactive ion-exchange resins produced in the nuclear industry. *Prog. Nucl. Energy*. 2015. Vol. 78. P. 47–55.
3. Li J., Wang J. Advances in cement solidification technology for waste radioactive ion exchange resins: A review. *J. Hazard. Mater.* 2006. Vol. 135. № 1. P. 443–448.
4. Heberlein J., Murphy A.B. Thermal plasma waste treatment. *J. Phys. Appl. Phys.* 2008. Vol. 41. № 5. P. 053001.
5. Korchagin Y.P., Aref'ev E.K., Korchagin E.Y. Improvement of technology for treatment of spent radioactive ion-exchange resins at nuclear power stations. *Therm. Eng.* 2010. Vol. 57. № 7. P. 593–597.
6. Palamarchuk M. et al. Decontamination of spent ion-exchangers contaminated with cesium radionuclides using resorcinol-formaldehyde resins. *J. Hazard. Mater.* 2017. Vol. 321. P. 326–334.
7. Паламарчук М.С. и др. Способ дезактивации отработанных ионообменных смол, загрязненных радионуклидами: пат. RU 2573826, дата заявки 27.01.2016, номер заявки 2014138632/07, опубликовано 27.01.2016. Бюл. №3.
8. Egorin A.M. et al. Effect of parameters of thermal treatment of resorcinol-formaldehyde resins on their chemical stability and Cs-137 uptake efficiency. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2015. Vol. 304. № 1. P. 281–286.
9. Becker F.L., Rodriguez D., Schwab M. Magnetic Removal of Cobalt from Waste Water by Ferrite Co-precipitation. *Procedia Mater. Sci.* 2012. Vol. 1. P. 644–650.
10. Chaturvedi S., Dave P.N. Removal of iron for safe drinking water. *Desalination*. 2012. Vol. 303. P. 1–11.
11. Gorrepati E.A. et al. Silica Precipitation in Acidic Solutions: Mechanism, pH Effect, and Salt Effect. *Langmuir*. 2010. Vol. 26. № 13. P. 10467–10474.
12. Ritcey G.M. Silica Fouling in Ion Exchange, Carbon-in-Pulp and Solvent Extraction Circuits. *Can. Metall. Q.* 1986. Vol. 25. № 1. P. 31–43.
13. Egorin A., Tokar E., Zemsanova L. Chitosan-ferrocyanide sorbent for Cs-137 removal from mineralized alkaline media. *Radiochimica Acta*. 2016. Vol. 104. № 9. P. 657–661.
14. Milyutin V.V. et al. Effect of complexing agents and surfactants on coprecipitation of cesium radionuclides with nickel ferrocyanide. *Radiochemistry*. 2011. Vol. 50. № 1. P. 67–69.
15. Palamarchuk M. et al. Quantum chemistry and experimental studies of hydrothermal destruction of Co-EDTA complexes. *J. Hazard. Mater.* 2019. Vol. 363. P. 233–241.

References

1. IAEA. Application of Ion Exchange Processes for Treatment of Radioactive Waste and Management of Spent Ion Exchangers: Technical reports series, no. 408. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2002. [Electronic resource] URL: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TRS408_scr.pdf (access: 25.02.2019).
2. Wang J., Wan Z. Treatment and disposal of spent radioactive ion-exchange resins produced in the nuclear industry. *Prog. Nucl. Energy*. 2015. Vol. 78. P. 47–55.
3. Li J., Wang J. Advances in cement solidification technology for waste radioactive ion exchange resins: A review. *J. Hazard. Mater.* 2006. Vol. 135. № 1. P. 443–448.
4. Heberlein J., Murphy A.B. Thermal plasma waste treatment. *J. Phys. Appl. Phys.* 2008. Vol. 41. № 5. P. 053001.
5. Korchagin Y.P., Aref'ev E.K., Korchagin E.Y. Improvement of technology for treatment of spent radioactive ion-exchange resins at nuclear power stations. *Therm. Eng.* 2010. Vol. 57. № 7. P. 593–597.
6. Palamarchuk M. et al. Decontamination of spent ion-exchangers contaminated with cesium radionuclides using resorcinol-formaldehyde resins. *J. Hazard. Mater.* 2017. Vol. 321. P. 326–334.
7. Palamarchuk M.S. i dr. Sposob dezaktivatsii otrabotannykh ionoobmennykh smol, zagryaznennykh radionuklidami: pat. RU 2573826, data zayavki 27.01.2016, nomer zayavki 2014138632/07, opublikovano 27.01.2016. Byul. №3.
8. Egorin A.M. et al. Effect of parameters of thermal treatment of resorcinol-formaldehyde resins on their chemical stability and Cs-137 uptake efficiency. *J. Radioanal. Nucl. Chem.* 2015. Vol. 304. № 1. P. 281–286.
9. Becker F.L., Rodriguez D., Schwab M. Magnetic Removal of Cobalt from Waste Water by Ferrite Co-precipitation. *Procedia Mater. Sci.* 2012. Vol. 1. P. 644–650.
10. Chaturvedi S., Dave P.N. Removal of iron for safe drinking water. *Desalination*. 2012. Vol. 303. P. 1–11.
11. Gorrepati E.A. et al. Silica Precipitation in Acidic Solutions: Mechanism, pH Effect, and Salt Effect. *Langmuir*. 2010. Vol. 26. № 13. P. 10467–10474.
12. Ritcey G.M. Silica Fouling in Ion Exchange, Carbon-in-Pulp and Solvent Extraction Circuits. *Can. Metall. Q.* 1986. Vol. 25. № 1. P. 31–43.
13. Egorin A., Tokar E., Zemsanova L. Chitosan-ferrocyanide sorbent for Cs-137 removal from mineralized alkaline media. *Radiochimica Acta*. 2016. Vol. 104. № 9. P. 657–661.
14. Milyutin V.V. et al. Effect of complexing agents and surfactants on coprecipitation of cesium radionuclides with nickel ferrocyanide. *Radiochemistry*. 2011. Vol. 50. № 1. P. 67–69.
15. Palamarchuk M. et al. Quantum chemistry and experimental studies of hydrothermal destruction of Co-EDTA complexes. *J. Hazard. Mater.* 2019. Vol. 363. P. 233–241.

М.С. Паламарчук – мл. науч. сотрудник, Институт химии ДВО РАН, 690022, Владивосток, пр. 100-летия Владивостока 159, e-mail: marina_p@ich.dvo.ru • Э.А. Токарь – мл. науч. сотрудник, e-mail: d.edd@mail.ru • М.В. Тутов – канд. хим. наук, науч. сотрудник, e-mail: thunderbird87@mail.ru • А.М. Егорин – канд. хим. наук, науч. сотрудник, e-mail: andrey.egorin@gmail.com

M.S. Palamarchuk – Junior Research Fellow, Institute of Chemistry, Far East Branch, Russian Academy of Sciences, 690022 Russia, Vladivostok, 100th Anniversary of Vladivostok Pr. 159, e-mail: marina_p@ich.dvo.ru • E.A. Tokar – Junior Research Fellow, e-mail: d.edd@mail.ru • M.V. Tutov – Cand. Sci. (Chem.), Research Scientist, e-mail: thunderbird87@mail.ru • A.M. Yegorin – Cand. Sci. (Chem.), Research Scientist, e-mail: andrey.egorin@gmail.com