DOI: 10.25283/2587-9707-2026-3-17-25 УДК 66.081.312.32

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ СИНТЕЗИРОВАННЫХ И ПРИРОДНЫХ НЕОРГАНИЧЕСКИХ СОРБЕНТОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ, ОБРАЗУЮЩИХСЯ ПРИ ЭКСПЛУАТАЦИИ АТОМНЫХ ЛЕДОКОЛОВ

Ю. Я. Вопияшин

Статья поступила в редакцию 20 февраля 2026 г.

Исследован ряд неорганических синтетических и природных сорбентов для очистки жидких радиоактивных отходов от наиболее радиотоксичных радионуклидов — цезия-137 и стронция-90 — в лабораторных условиях в статическом и динамическом режимах как на модельных, так и на реальных растворах. Определены наиболее эффективные сорбенты и их ресурсы работы.

Ключевые слова: *жидкие радиоактивные отходы, сорбционный метод очистки, радиохимические и спектрометрические исследования, коэффициент очистки, колоночный объем, коэффициент распределения, дезактивационные растворы, радиоактивные отходы.*

Введение

В связи с развитием атомного ледокольного флота возникает необходимость безопасного обращения с образующимися радиоактивными отходами (РАО). Проблема переработки жидких радиоактивных отходов (ЖРО) продолжает быть актуальной из-за их существенного объема, как накопленных, так и вновь возникающих при функционировании имеющихся объектов с ядерными энергетическими установками, снятых с эксплуатации и вновь вводимых транспортных — атомных ледоколов. ЖРО содержат продукты деления ядерного топлива и их дочерние радионуклиды. Большинство из них имеют малые периоды полураспада [1]. При длительном хранении ЖРО основная доля радиоактивности приходится на радионуклиды: ^{137}Cs, ^{134}Cs; ^{90}Sr + ^{90}Y; ^{60}Co; ^{54}Mn; ^{106}Ru, ^{103}Ru; ^{154}Eu, ^{152}Eu; ^{144}Ce, ^{141}Ce; ^{51}Cr; ^{95}Zr; ^{95}Nb. Самыми радиотоксичными из-за их периода полураспада и энергий излучения являются ^{137}Cs ($T_{1/2}$ = 30,2 г.) и ^{90}Sr ($T_{1/2}$ = 29,1 г).

В связи с этим стоит задача поиска и выбора наиболее селективных неорганических сорбентов к радионуклидам цезия-137 и стронция-90, имеющих наибольший ресурс [5]—[7].

Метод очистки растворов от радиоактивных веществ с использованием неорганических селективных сорбентов экономически выгоден, прост в аппаратурном оформлении и ведении технологических процессов, создает небольшое количество вторичных РАО, подлежащих захоронению [9]—[13].

Проведение лабораторных исследований

Исследование сорбции радионуклидов цезия-137 и стронция-85 (химического аналога стронция-90) проводили в статическом и динамическом режимах. При этом определялись коэффициенты очистки ($K_{оч}$) и распределения (K_d).

Коэффициент очистки: $K_{оч} = A_{исх} / A_{фил}$,

где: $A_{исх}$ — удельная объемная активность радионуклида в исходном растворе (Бк/л);
$A_{фил}$ — удельная объемная активность радионуклида в растворе после обработки сорбентом (Бк/л).

Коэффициент распределения радионуклида K_d (см^3/г) между раствором и сорбентом в статических условиях:

$$K_d = \frac{A_1 - A_2}{A_2} \cdot \frac{V}{m},$$

где A_1 — удельная объемная активность радионуклида в исходном растворе (Бк/л);
A_2 — удельная объемная активность радионуклида в растворе после контакта с сорбентом (Бк/л);
V — объем раствора, находившегося в контакте с сорбентом (см^3);
m — навеска сорбента (г).

Исследование сорбции радионуклидов в статическом режиме проводили на модельных растворах. Они готовились из образцовых радиоактивных растворов (ОРР) радионуклидов ^{137}Cs и ^{85}Sr без носителя. Их удельная объемная активность выбиралась близкой к реальным имеющимся ЖРО, с которыми работают фактически. По ^{137}Cs этот показатель составлял $1{,}3 \cdot 10^6$ (Бк/л), по ^{85}Sr — $3{,}7 \cdot 10^5$ (Бк/л). Исходный раствор — приготовленный заранее из ОРР и дистиллированной воды, с определенным радионуклидным составом: ^{137}Cs или ^{85}Sr или их смесью, с добавлением при необходимости фоновых солей NaCl, $NaNO_3$, $Ca(NO_3)_2$. В колбу объемом 250 мл заливали 100 мл раствора, содержащего определенное количество радионуклида (^{137}Cs или ^{85}Sr), добавляли 100 мг исследуемого сорбента, закрывали пробкой, ставили в аппарат для встряхивания и перемешивали в течение 24 часов. Раствор оставляли на 48 часов для установления равновесия между зернами сорбента и раствором, который затем отделяли на центрифуге и анализировали на содержание радионуклида.

Растворы приготавливали на дистиллированной и на водопроводной воде. В химический состав водопроводной воды (мг-экв/л) входили катионы Na^+ — 140; K^+ — 2,9; Mg^{+2} — 30,6; Ca^{+2} — 5,7; Fe^{+2} — 0,1; анионы Cl^- — 160; HCO_3^- — 0,86.

На первом этапе исследований в статических условиях изучались различные неорганические сорбенты (оксиды, фосфаты, природные и синтетические цеолиты, алюмосиликаты). Результаты определения коэффициентов очистки приготовленных растворов из дистиллированной и водопроводной воды на использованных сорбентах по ^{137}Cs (табл. 1) и ^{85}Sr (табл. 2) представлены в таблицах.

Таблица 1. Коэффициенты очистки сорбентов по ^{137}Cs из растворов на дистиллированной и водопроводной воде

№ п/п	Наименование сорбента	$K_{оч}$ раствора по ^{137}Cs	
		дистиллированная вода	водопроводная вода
1	ФС-1 — силикагель ферроцианидный сорбент на основе ферроцианида никеля	1 200	1 100
2	ФС-2 — то же на основе меди	800	750
3	ФС-3 — то же на основе цинка	700	650
4	МЖА — ферроцианидный сорбент на основе ферроцианида меди, нанесенный на алюмосиликат	1 500	1 460
5	НЖА — то же на основе ферроцианида никеля	1 400	1 350
6	Т3АВ — ферроцианид циркония на фосфате циркония	3 800	3 650
7	Клиноптилолит	180	160
8	Т-3А — фосфат циркония	3 700	3 580
9	НЖС — ферроцианид никеля на силикагеле МСКГ	2 400	2 340
10	МЖС — ферроцианид меди на силикагеле МСКГ	850	800
11	ЦЖС — ферроцианид цинка на силикагеле МСКГ	760	720
12	ФС-10 — композит ферроцианида меди с SiO_2	720	690
13	ФТ-1 — фосфат титана	1 450	1 410
14	ФЦ — фосфат циркония	2 700	2 650
15	Термоксид-35	680	640

Таблица 2. Коэффициенты очистки сорбентов по ^{85}Sr из растворов на дистиллированной воде и водопроводной воде

№ п/п	Наименование сорбента	$K_{оч}$ раствора по ^{85}Sr	
		дистиллированная вода	водопроводная вода
1	СФКК-10 на основе сурьмяно-фосфорно-кремниевой кислоты	3 700	3 500
2	СКК на основе кристаллической сурьмяной кислоты	1 460	1 300
3	Т-3А — фосфат циркония	1 100	1 050
4	Т23 — (SnO_2)	500	460

Окончание табл. 2

№ п/п	Наименование сорбента	$K_{оч}$ раствора по ^{85}Sr	
		дистиллированная вода	водопроводная вода
5	Т-231 – (TiO_2 + SnO_2)	350	310
6	Т-3АВ – ферроцианид циркония на фосфате циркония	1 200	1 130
7	Пиролюзит	340	310
8	Клиноптилолит	500	450
9	ЦМП-А – цеолит тип А	1 080	1 040
10	ЦМП-К – цеолитный сорбент в калиевой форме	1 020	980
11	ЦФБ-10 – цеолит фосфорнокислый бентонитовый	1 200	1 150
12	ЦФБ-10/20 – ЦФБ-10 с содержанием основного вещества 20 %	1 040	1 000
13	ЦФБ-10/50 – ЦФБ-10 с содержанием основного вещества 50 %	1 280	1 230

Было установлено, что наиболее селективными по отношению к стронцию-85 являются сорбенты типа СФКК, СКК, Т-3АВ и цеолиты кубической структуры марок ЦФБ и ЦМП (аналоги цеолита А-51). Для цезия-137 наиболее селективными и химически устойчивыми в интервале pH от 6 до 10 являются КФС (комплексные ферроцианидные сорбенты) марок: МЖА, НЖА, ТЗАВ, Т-3А, НЖС, МЖС, ФЦ, ФТ-1 [2]—[8].

Исследование в динамическом режиме проводили с наиболее перспективными сорбентами, определенными в ходе статических экспериментов, с целью оценки их сорбционных возможностей по очистке различных по химическому и радиохимическому составу ЖРО от ^{137}Cs и ^{90}Sr.

В ходе экспериментов исследуемый раствор пропускали через стеклянные колонки (бюретки), заполненные определенными сорбентами. Перед заполнением бюретки сорбент заливали дистиллированной водой для удаления воздуха из пор и при перемешивании отмучивали от мелкой пылевидной фракции несколько раз, после чего воду декантировали. Затем через воронку содержимое колбы вносили в бюретку, перенося полностью объем сорбента, который составлял после отстаивания в ней 5 $см^3$. После этого ее закрывали резиновой пробкой со вставленной в нее стеклянной трубкой, второй конец которой с помощью силиконового шланга подсоединяли к крану напорной емкости, находящейся выше верхнего конца колонки на 50 см. Напорную емкость заполняли исходным раствором ЖРО, доводили его кислотность до нужного значения pH и давали отстояться трое суток. Рабочий раствор круглосуточно поступал из напорной емкости сначала на стеклянный фильтр № 4, находящийся сразу после нее, для очистки от микровзвесей и коллоидов, затем — в бюретку (колонку).

Устанавливали постоянную скорость пропускания раствора, равную 5 колоночным объемам в час (25 $см^3$/ч). Пробы раствора отбирали через каждые 24 часа, после пропускания (600 ± 50) $см^3$, и использовали для определения в них содержания ^{90}Sr (удельной объемной активности), а после сушки до сухого остатка — для установления нуклидного состава (^{137}Cs и других изотопов) на гамма-спектрометре и суммарной удельной объемной активности проб — на радиометре.

По полученным значениям расчитывали коэффициенты очистки и распределения радионуклидов между сорбентами и растворами (эффективность), также определяли величину ресурса сорбента — объема очищенного ЖРО до установленного коэффициента очистки.

В качестве исходного для исследования в динамическом режиме использовался раствор реальных ЖРО, взятый из бака № 1 спецтанкера «Серебрянка».

Его удельная объемная активность ($A_{уд.об.}$) — $1{,}44 \cdot 10^6$ (Бк/л); ^{137}Cs — $1{,}33 \cdot 10^6$ (Бк/л); ^{90}Sr — $0{,}44 \cdot 10^5$ (Бк/л); солесодержание — 3,1 (г/л); химический состав раствора ЖРО (г/л): Na^+ — 1,92; K^+ — 0,12; (мг/л): $Fe_{общее}$ — 12; $Ca^{2+} + Mg^{2+}$ — 140; Cl^- — 850; PO_4^{-3} — 50; SO_4^{-2} — 150; NO_3^- — 100; $C_2O_4^{-2}$ —130; трилон-Б — 150; ПАВ — 3,0; pH — 8,8.

Удельную активность проб растворов определяли по удельной β-активности счетных образцов, приготовленных из анализируемых растворов (сухого остатка), и по гамма-активности отдельных радионуклидов.

При малых значениях бета-активности счетных образцов измерения проводились с применением радиометров УМФ-1500М и УМФ-2000 (установки малого фона, основная относительная погрешность измерений 15 %), более активные пробы измерялись на радиометре КРК-1 (радиометр комбинированный, основная относительная погрешность измерений равна 25 %), альфа-активность обычно не определяли, т. к. она была на 2—3 порядка меньше бета-активности. В качестве эталонов использовались образцовые радиоактивные растворы.

Содержание в растворах стронция-90 определяли радиохимическим методом по методике «Радиохимическое определение ^{90}Sr в пробах жидких радиоактивных отходов и контурной воде ядерных энергетических установок» МВИ № 05-11-14 ФГУП НИТИ им. А. П. Александрова.

Она основана на введении индикатора химического выхода (носителя стронция) и предварительной двухстадийной очистки проб от мешающих радионуклидов путем последовательного соосаждения ^{144}Ce, ^{90}Y, ^{54}Mn и ^{60}Co с гидроксидами железа и марганца, сорбции на сульфиде железа ^{60}Co, ^{54}Mn и ферроцианиде кобальта-калия ^{137}Cs. Стронций в виде карбоната отделяется на мембранном фильтре с последующим радиометрическим измерением его удельной объемной активности на радиометре. При присутствии в образце солей жесткости (наличие морской воды) предварительно проводят сепарацию Sr (после добавления носителя) от Ca раствором $(NH_4)_2SO_4$ при pH 2 и нагревании. Осадок отделяют центрифугированием, промывают водой и нагреванием с раствором Na_2CO_3 переводят $SrSO_4$ в $SrCO_3$. Химический выход стронция составляет 50—55 %.

Определение малоактивных водных проб, содержащих ^{90}Sr, проводили также с использованием бета-спектрометра TRI-CARB 3100TR.

Гамма-спектрометрический анализ сухого остатка проб ЖРО сначала (с 1986 г.) выполняли на спектрометре LP-4900 (Nokia Corporation, Финляндия) с сцинтилляционным детектором на основе монокристалла NaJ(Tl) размером Ø63 × 63 мм, имеющим разрешение по пику Cs — 8,5 %, с 1990 г. — на полупроводниковом детекторе ДГДК-100В3 с разрешением по ^{60}Co в 6 кэВ, а с 2002 г. — на полупроводниковом гамма-спектрометре Canberra DSA-1000 с детектором из особо чистого германия (ОЧГ) GC2020 с разрешением в 1,79 кэВ по линии 1 332,5 кэВ. При обработке спектров применялось программное обеспечение Genie-2000V2.0A.

По результатам радиометрических, радиохимических и спектрометрических анализов рассчитывались $K_{оч}$ на исследуемых сорбентах для радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в зависимости от объемов пропущенных через них растворов ЖРО. Строили графики зависимости значений $K_{оч}$ для ^{137}Cs и ^{90}Sr от объема пропущенных через них растворов ЖРО различного состава, из которых определяли также ресурс сорбентов.

В табл. 3 приведены результаты очистки солевых дезактивационных ЖРО, в табл. 4 — бессолевых (дренажно-контурных вод), в табл. 5 — вод спецпрачечных с помощью различных типов неорганических сорбентов.

Критерием качества очистки ЖРО является $K_{оч}$ от конкретного радионуклида на используемом сорбенте, а также его ресурс, равный объему данных отходов, очищенному от соответствующих изотопов до заранее установленного минимального значения, при уменьшении которого дальнейший процесс является нецелесообразным. За ресурс сорбента принималось количество очищенного ЖРО, равное числу колоночных объемов (к. о.), загруженное в сорбционную колонку используемого сорбента.

Таблица 3. Очистка солевых ЖРО с помощью неорганических сорбентов

Сорбенты в двухколоночном режиме работы	pH раствора ЖРО	Ресурс (N к. о.)	
		^{137}Cs	^{90}Sr
ФС-1 – ЦФБ-10	10,1	3 400	2 000
НЖА – ЦФБ-10	10,1	8 200	6 800
НЖА – ЦМП	10,1	7 800	6 400
НЖА – СФКК	8,0	10 000	20 000
Клиноптилолит (1 колонка)	8,0	240	120
Пиролюзит (1 колонка)	10,1	80	1 150

Объем сорбента составил 5 см^3; скорость пропускания раствора — 5 к. о./ч, или 25 см^3/ч, солесодержание раствора (с/с) — 3,1 г/л, pH — 8,8, объемная удельная активность — $1{,}44 \cdot 10^6$ Бк/л.

В табл. 3 приведены результаты очистки дезактивационных (солевых) вод в лабораторных условиях, взятых со спецтанкера «Серебрянка», без их предварительного процесса умягчения (осаждения солей жесткости в виде карбонатов кальция и магния). В производственных условиях, при солесодержании исходного раствора более 2,0 г/л, после очистки на механическом фильтре проводили их осаждение, т. к. их присутствие значительно снижает $K_{оч}$ от ^{90}Sr при очистке растворов на неорганических сорбентах. Перед началом процесса для каждой новой партии дезактивационных вод выполнялся их химический анализ, определялось солесодержание, жесткость и pH раствора.

Таблица 4. Очистка бессолевых ЖРО с помощью неорганических сорбентов

Сорбенты	Ресурс (N к.о.)	
	^{137}Cs	^{90}Sr
ФС-1 – ЦФБ	16 000	1 000
ФС-2 – пиролюзит	10 000	8 200
НЖА – ЦФБ-10	5 000	10 000
НЖА – ФТ	3 000	1 800
ФС-2 – ЦФБ-10	8 000	6 500
КУ-2-8	1 200	1 600

Исходный раствор ЖРО имел следующие характеристики: общая удельная активность — $3{,}0 \cdot 10^6$ Бк/л, с/с — 65 мг/л; pH — 9,8. Объем сорбента в колонке — 5 см^3, скорость пропускания раствора — 5 к. о./ч.

Таблица 5. Очистка растворов спецпрачечных неорганическими сорбентами

Сорбенты	Характеристики раствора	Ресурс (*N* к.о.)		$K_{оч}$, min/max	
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
НЖА – ЦФБ-10	Объемная удельная активность 6,7·10^2 Бк/л ПАВ – 120 мг/л	15 000	5 000	20/100	10/15
НЖА – ЦМП	то же	15 200	4 800	20/100	10/15
НЖА – ЦФБ-10	Объемная удельная активность 6,3·10^3 Бк/л ПАВ – 190 мг/л	6 000	3 000	60/ 80	20/25

Объем сорбента в колонке равен 5 см^3, скорость пропускания раствора — 5 к. о./ч.

Очистка ЖРО в двухколоночном режиме

Исследуемый раствор ЖРО последовательно пропускался через две колонки: первая загружалась сорбентом, селективным к ^{137}Cs (^{134}Cs), а вторая — сорбентом, селективным к ^{90}Sr. На рис. 1—6 приведены результаты очистки солевых дезактивационных ЖРО на неорганических сорбентах в двухколоночном режиме.

На рис. 1 видно, что при использовании сорбентов ФС-1 — СФКК в 2-колоночном режиме его ресурс составлял 5 000 к. о. при $K_{оч}$ = 250—50 ед. по ^{137}Cs, и он продолжал работать до 10 000 к. о., а последовательно соединенный с ним сорбент СФКК имел ресурс 5 860 к. о. при $K_{оч}$ = 170—50 ед., и он мог функционировать до 10 000 к. о.

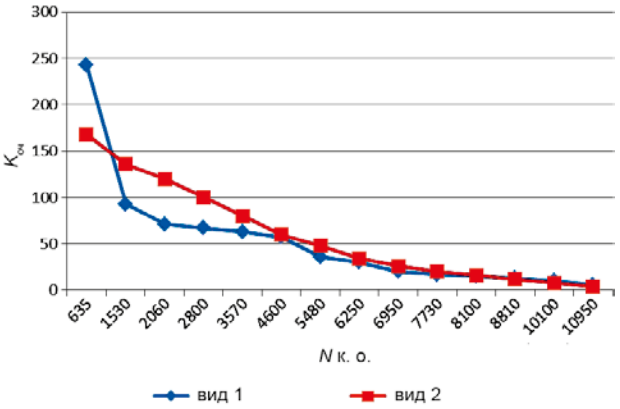

Рис. 1. Очистка ЖРО в двухколоночном режиме ФС-1 – СФКК: вид 1 – очистка ЖРО на ФС-1 от ^{137}Cs; вид 2 – на СФКК от ^{90}Sr

Радионуклидный состав исходного раствора ЖРО и удельная активность изотопов в нем (Бк/л): ^{137}Cs — 44,4·10^4; ^{134}Cs — 7,4·10^4; ^{90}Sr — 17,8·10^4; ^{125}Sb — 1,4·10^4; ^{60}Co — 0,11·10^4; ^{54}Mn — 0,09·10^4; ^{144}Ce — 1,2·10^4; ^{152}Eu — 0,53·10^4; ^{154}Eu — 0,63·10^4; ^{106}Ru — 2,4·10^4; ^{95}Zr — 0,15·10^4; ^{95}Nb — 0,08·10^4.

Содержание солей в ЖРО — 1,5 г/л, pH — 8,9.

На рис. 2 видно, что при использовании сорбента ФС-1 в двухколоночном режиме с Т-3А он стабильно имел высокий $K_{оч}$ = 1 000 по ^{137}Cs, сохраняя его до 5 000 к. о., а последовательно соединенный с ним Т-3А очистил 780 к.о. ЖРО с $K_{оч}$ = 40—1 200 ед. по ^{90}Sr.

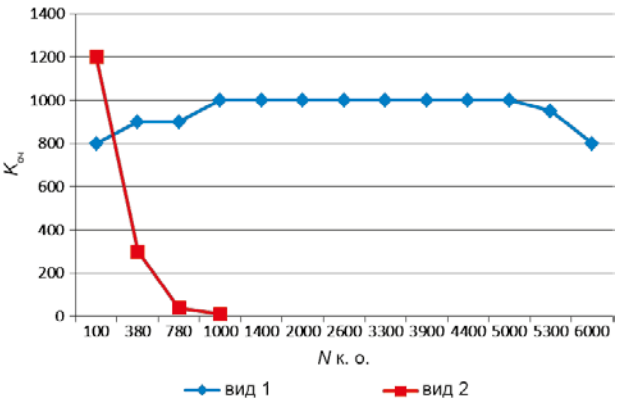

Рис. 2. Очистка ЖРО в двухколоночном режиме ФС-1 – Т-3: вид 1 – очистка ЖРО на сорбенте ФС-1 от ^{137}Cs; вид 2 – очистка ЖРО на сорбенте Т-3 от ^{90}Sr

Радионуклидный состав исходного раствора ЖРО и удельная активность радионуклидов в нем (Бк /л): ^{137}Cs — 26·10^5; ^{134}Cs — 1,3·10^5; ^{90}Sr — 7,4·10^5; ^{125}Sb — 0,3·10^5; ^{60}Co — 0,3·10^5; ^{54}Mn — 0,33·10^5; ^{144}Ce — 0,22·10^5; ^{152}Eu — 1,4·10^5; ^{154}Eu — 0,30·10^5; ^{106}Ru — 1,3·10^5; ^{95}Zr — 0,09·10^5; ^{95}Nb — 0,44·10^5.

Содержание солей в ЖРО — 3,6 г/л, pH — 8,7.

На рис. 3 представлены результаты исследования очистки раствора ЖРО с небольшим солесодержанием (0,3 г/л) на ЦМН: при $K_{оч}$ = 105—120 по ^{137}Cs объем очищенного им раствора составил 7 680 к. о. и он продолжил работать, а по ^{90}Sr при $K_{оч}$ = 60—20 ресурс сорбента — 3 400 к. о.

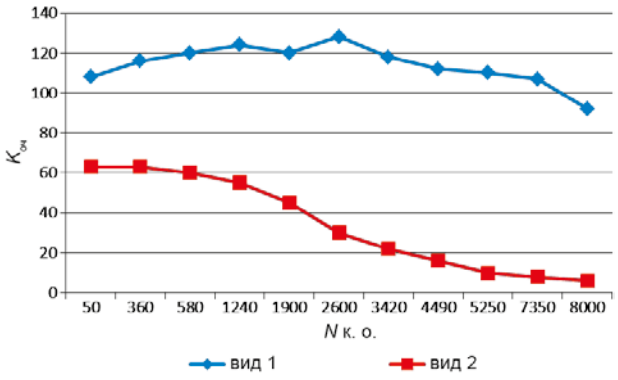

Рис. 3. Очистка ЖРО на ЦМН (термообработка при T=600 °C): вид 1 – очистка ЖРО от ^{137}Cs; вид 2 – очистка ЖРО от ^{90}Sr

Радионуклидный состав исходного раствора ЖРО и удельная активность изотопов в нем

(Бк/л): ^{137}Cs — 116·10^4; ^{134}Cs — 2,0·10^4; ^{90}Sr — 44·10^4; ^{125}Sb — 0,74·10^4; ^{60}Co — 0,23·10^4; ^{54}Mn — 0,15·10^4; ^{144}Ce — 0,52·10^4; ^{51}Cr — 1,5·10^4; ^{152}Eu — 0,59·10^4; ^{154}Eu — 0,17·10^4; ^{106}Ru — 3,2·10^4; ^{103}Ru — 0,10·10^4; ^{95}Zr — 0,26·10^4; ^{95}Nb — 0,04·10^4.

Содержание солей в ЖРО — 0,3 г/л, pH — 8,7.

На рис. 4 представлена очистка ЖРО парой сорбентов в двухколоночном режиме ФС-3 — ЦФБ: очистка от ^{137}Cs происходит с $K_{оч}$ = 625—25 до 1 450 к. о. очищенного раствора ЖРО, а очистка от ^{90}Sr с $K_{оч}$ = 250—25 до 1 450 к. о.

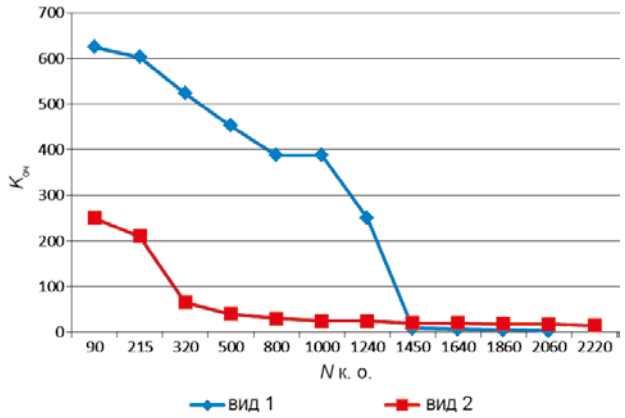

Рис. 4. Очистка ЖРО в двухколоночном режиме ФС-3 – ЦФБ: вид 1 – очистка ЖРО от ^{137}Cs; вид 2 – очистка ЖРО от ^{90}Sr

Радионуклидный состав исходного раствора ЖРО и удельная активность радионуклидов в нем (Бк/л): ^{137}Cs — 140·10^4; ^{134}Cs — 4,4·10^4; ^{90}Sr — 12,6·10^4; ^{125}Sb — 0,85·10^4; ^{60}Co — 0,07·10^4; 54Mn — 0,04·10^4; ^{144}Ce — 0,59·10^4; ^{152}Eu — 0,74·10^4; ^{154}Eu — 0,18·10^4; ^{106}Ru — 1,4·10^4; ^{103}Ru — 0,21·10^4; ^{95}Zr — 0,10·10^4; ^{95}Nb — 0,05·10^4.

Содержание солей в ЖРО — 3,6 г/л, pH — 7,9.

На рис. 5 приведена очистка раствора ЖРО в двухколоночном режиме ФС-2 — Т-23. При

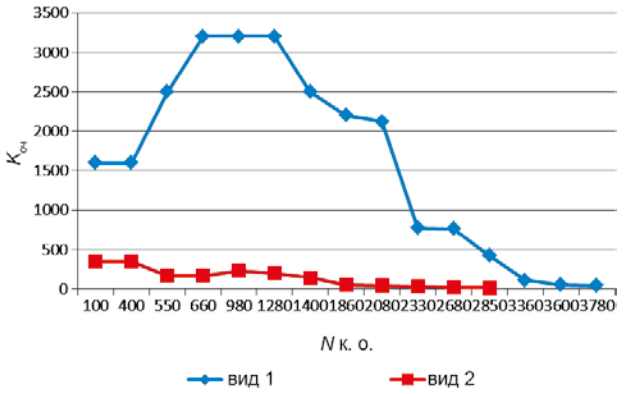

Рис. 5. Очистка ЖРО в двухколоночном режиме на сорбентах ФС-2 – Т-23: вид 1 – очистка ЖРО на сорбенте ФС-2 от ^{137}Cs; вид 2 – очистка ЖРО на сорбенте Т-23 от ^{90}Sr

$K_{оч}$ = 1600—100 ед. от ^{137}Cs сорбент ФС-2 очистил 3 480 к. о. ЖРО (при этом $K_{оч}$ достигает 3 200 ед.), а очистка от ^{90}Sr происходит при $K_{оч}$ = 400—50 ед. с ресурсом до 1 900 к. о.

Радионуклидный состав исходного раствора ЖРО и удельная активность радионуклидов в нем (Бк/л): ^{137}Cs — 115·10^4; ^{134}Cs — 1,9·10^4; ^{90}Sr — 48·10^4; ^{125}Sb — 0,78·10^4; ^{60}Co — 0,10·10^4; ^{54}Mn — 0,08·10^4; ^{144}Ce — 0,56·10^4; ^{51}Cr — 1,4·10^4; ^{152}Eu — 0,63·10^4; ^{154}Eu — 0,16·10^4; ^{106}Ru — 1,1·10^4; ^{103}Ru — 0,20·10^4; ^{95}Zr — 0,10·10^4; ^{95}Nb — 0,07·10^4.

Содержание солей в ЖРО — 2,5 г/л, pH — 7,5.

На рис. 6 видно, что при использовании сорбента ФС-2 в двухколоночном режиме с сорбентом Т-231 очистка от ^{137}Cs стабильно происходит при $K_{оч}$ = 300—320 ед. до 1 800 к. о. очищенного раствора ЖРО, затем снижается до $K_{оч}$ = 40 ед. и конечный объем очищенного раствора равен 2 100 к. о.; Очистка раствора ЖРО от ^{90}Sr происходит при $K_{оч}$ = 50—120 ед. до 1 700 к. о. и до 1 900 к. о. при $K_{оч}$ = 25 ед.

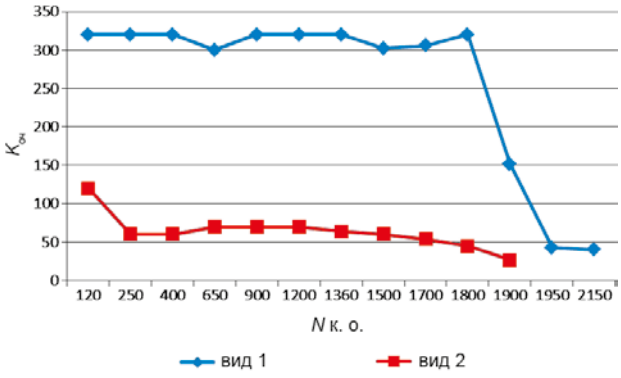

Рис. 6. Очистка ЖРО в двухколоночном режиме на сорбентах ФС-2 – Т-231: вид 1 – очистка ЖРО на сорбенте ФС-2 от ^{137}Cs; вид 2 – очистка ЖРО на сорбенте Т-231 от ^{90}Sr

Радионуклидный состав исходного раствора ЖРО и удельная активность радионуклидов в нем (Бк/л): ^{137}Cs — 137·10^4; ^{134}Cs — 33·10^4; ^{90}Sr — 34·10^4; ^{125}Sb — 9,3·10^4; ^{60}Co — 5,6·10^4; ^{54}Mn — 4,4·10^4; ^{144}Ce — 15·10^4; ^{152}Eu — 3,7·10^4; ^{154}Eu — 8,5·10^4; ^{106}Ru — 10·10^4; ^{95}Zr — 5,9·10^4; ^{95}Nb — 11·10^4.

Содержание солей в ЖРО — 3,2 г/л, pH — 7,9.

Следует учесть, что все исследованные дезактивационные воды ЖРО перед их очисткой на сорбентах не проходили процесс умягчения, что существенно уменьшило их $K_{оч}$ по ^{90}Sr селективных к нему сорбентов. В водных солевых растворах находящийся в них кальций является основным конкурентом стронцию в процессе сорбции. Поэтому перед сорбцией на сорбентах из солевых растворов ЖРО необходимо

их умягчение в виде осаждения карбонатов кальция и магния. Для ферроцианидных сорбентов повышенное солесодержание в дезактивационных растворах на их сорбционную емкость по ^{137}Cs и ресурс по нему практически не влияет.

Все представленные неорганические сорбенты имеют достаточно высокие $K_{оч}$ от радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr, а также ресурсы работы по очистке от них отработанных дезактивационных водных растворов ЖРО и могут быть использованы для этой цели предприятиями, на которых образуются значительные количества данных отходов.

Выводы

Из полученных результатов исследований видно, что наиболее эффективными сорбентами, проявляющими свои селективные свойства к радионуклидам цезия и стронция в достаточно широком диапазоне pH и в присутствии различных примесей (солей жесткости, ПАВ, комплексонов и др.), являются неорганические иониты МЖА, НЖА, ТЗАВ, Т-3А, ФС-1, ФС-2, ФС-3 для ^{137}Cs и СФКК, ЦМП, а также ЦФБ-10 и его модификации — для ^{90}Sr.

При очистке ЖРО (отработанных дезактивационных растворов) на ФС-2 (ферроцианид Cu^{+2}) и на ФС-1 (ферроцианид Ni^{+2}) $K_{оч}$ по ^{137}Cs составляли до 3000 ед. и 1000 ед., а ресурсы работы сорбентов — до 3700 к. о. и до 6000 к. о. соответственно. Наиболее эффективными сорбентами для очистки ЖРО от стронция-90 являются сурьмяно-фосфорно-кремниевокислый катионит СФКК и цеолитные сорбенты типа ЦФБ-10. Они обладают значительно большей селективностью к стронцию и могут быть использованы в широком диапазоне pH 6—10. Для увеличения $K_{оч}$ от ^{90}Sr и ресурса сорбента необходимо предварительное умягчение раствора от солей кальция и магния методом их осаждения раствором Na_2CO_3 с последующей фильтрацией осадка. Перед очисткой ЖРО на колоннах с сорбентами необходимо сначала пропустить их через фильтры с кварцевым песком на микро- и ультрафильтрах для очистки от микровзвесей и микроколлоидов, на которых сорбируются значительное количество различных радионуклидов. Эти сорбенты успешно использовались для очистки солевых дезактивационных и бессолевых вод (дренажно-контурных и бассейнов выдержки ОТВС с ОЯТ) на ФГУП «Атомфлот». С их применением было переработано за период 1990—2013 гг. около 22000 м^3 ЖРО различного состава.

Литература

1. *Елагин Ю. П.* Успехи и проблемы в сфере обращения с радиоактивными отходами // Атомная техника за рубежом. 1995. № 10. С. 3—12.

2. *Милютин В. В., Гелис В. М., Пензин Р. А.* Сорбционно-селективные характеристики неорганических сорбентов и ионообменных смол по отношению к цезию и стронцию // Радиохимия. 1993. Т. 35. № 3. С. 76—82.

3. *Ратько А. И., Панасюгин А. С.* Сорбция цезия и стронция модифицированными сорбентами на основе клиноптилолита // Радиохимия. 1996. Т. 38. № 1. С. 66—68.

4. *Богданович Н. Г., Шумская В. Д., Коновалов Э. Е. и др.* Исследование сорбции цезия-137 и стронция-90 природными алюмосиликатными сорбентами // Первая Российская конференция по радиохимии : Тезисы докл., 7—19 мая 1994 г., Дубна. — М. : [Б. и.], 1994. 288 с. — С. 119.

5. Синтетические селективные сорбенты для радионуклидов цезия и стронция и их применение для очистки жидких сред // XV Менделеевский съезд по общей и прикладной химии, Обнинский симпозиум : Сборник тезисов докладов в 2 томах, т. 2. Обнинск, 31 мая — 5 июня 1993. — Обнинск : Физ.-энерг. ин-т, 1993. С. 211—213.

6. *Милютин В. В., Гелис В. М., Козлитин Е. А. и др.* Использование сорбционных технологий для очистки средне- и низкоактивных ЖРО от радионуклидов цезия и стронция // Первая Российская конференция по радиохимии : Тезисы докл., 7—19 мая 1994 г., Дубна. — М. : [Б. и.], 1994. 288 с. — С. 155.

7. *Сластенников А. Т., Копырин А. А., Пяртман А. К., Дмитриев С. А.* Применение неорганических сорбентов и композиционных материалов для выделения радионуклидов из жидких радиоактивных отходов // Первая Российская конференция по радиохимии : Тезисы докл., 7—19 мая 1994 г., Дубна. — М. : [Б. и.], 1994. 288 с. — С. 115.

8. *Шабловский В. О., Пензин Р. А., Гелис В. М. и др.* Синтез и исследование сорбционно-селективных свойств фосфорсодержащих цеолитов. Отчет о НИР НИИИ ФХП БГУ, п/я А-1997. — М., Минск, ИФХ РАН, 1988.

9. *Адамович Д. В.* Разработка мембранных и сорбционных технологий и создание комплексных схем переработки ЖРО : 05.17.02 : дис. ... канд. техн. наук. — Москва, НИИНМ, 2009. 202 с.

10. *Карлин Ю. В.* Применение модульных установок для очистки ЖРО. Водоочистной комплекс «ЭКО». — М. : ГУП МосНПО «Радон», 2009.

11. *Епимахов В. Н., Москвин Л. Н.* Переработка жидких радиоактивных отходов ЯЭУ на мобильных автономных очистных установках // Атомная энергия. 2005. Т. 99. № 3. С. 283—289.

12. *Алешин А. М., Епимахов В. Н., Олейник М. С., Смирнов В. Д.* Способ переработки жидких радиоактивных отходов. Патент РФ № 2200995. — Бюл. «Изобретения. Полезные модели». 2003. № 8. С. 240.

13. *Епимахов В. Н., Смирнов В. Д., Олейник М. С., Глушков С. В., Пащенко С. В.* Способ переработки мало- и среднеминерализованных низкоактивных жидких отходов. Патент РФ № 2221292. — Бюл. «Изобретения. Полезные модели». 2004. № 1. С. 31—42.

Информация об авторе

Вопияшин Юрий Яковлевич, пенсионер, e-mail: mars531@yandex.ru.

Библиографическое описание статьи

Вопияшин Ю. Я. Использование синтезированных и природных неорганических сорбентов для очистки жидких радиоактивных отходов, образующих при эксплуатации атомных ледоколов // Радиоактивные отходы. 2026. № 3 (36). С. 17—25. DOI: 10.25283/2587-9707-2026-3-17-25.

SYNTHESIZED AND NATURAL INORGANIC SORBENTS AND THEIR APPLICATION IN THE TREATMENT OF LIQUID RADIOACTIVE WASTE FROM THE OPERATION OF NUCLEAR ICEBREAKERS

Vopiyashin Yu. Ya.

Article received on February 20, 2026

The study investigates a number of inorganic synthetic and natural sorbents proposed to treat liquid radioactive waste from most radiotoxic radionuclides, i. e., cesium-137 and strontium-90. They were studied under laboratory conditions in static and dynamic sorption modes using both simulated and real solutions. The study revealed the sorbents with the highest sorption efficiency against these radionuclides and their operating capacities.

Keywords: *liquid radioactive waste, sorption treatment method, radiochemical and spectrometric studies, decontamination factor, column volume, distribution coefficient, decontamination solutions, radioactive waste.*

References

1. Elagin Yu. P. Uspekhi i problemy v sfere obrashcheniya s radioaktivnymi otkhodami [Achievements and Problems in Radioactive Waste Management] *Atomnaya tekhnika za rubezhom — Nuclear Engineering Abroad,* 1995, no. 10. Pp. 3—12.

2. Milyutin V. V., Gelis V. M., Penzin R. A. Sorbtsionno-selektivnyye kharakteristiki neorganicheskikh sorbentov i ionoobmennykh smol po otnosheniyu k tseziyu i strontsiyu [Sorption-selective characteristics of inorganic sorbents and ion-exchange resins with respect to cesium and strontium]. *Radiokhimiya — Radiochemistry,* 1993, vol. 35, no. 3, pp. 76—82.

3. Ratko A. I., Panasyugin A. S. Sorbtsiya tseziya i strontsiya modifitsirovannymi sorbentami na osnove klinoptilolita [Sorption of cesium and strontium by modified clinoptilolite-based sorbents]. *Radiokhimiya — Radiochemistry,* 1996, vol. 38, no. 1, pp. 66—68.

4. Bogdanovich N. G., Shumskaya V. D., Konovalov E. E. et al. *Issledovaniye sorbtsii tseziya-137 i strontsiya-90 prirodnymi alyumosilikatnymi sorbentami* [Study of cesium-137 and strontium-90 sorption by natural aluminosilicate sorbents]. Abstracts of reports for the First Russian conference on radiochemistry. Dubna, May, 7—19, 1994. Moscow, 1994. 288 p. P. 119.

5. *Sinteticheskiye selektivnyye sorbenty dlya radionuklidov tseziya i strontsiya i ikh primeneniye dlya ochistki zhidkikh sred* [Synthetic selective sorbents for cesium and strontium radionuclides and their application in treating liquid media]. Abstracts of reports for the Obninsk Symposium of the 15th Mendeleev Congress on General and Applied Chemistry. Obninsk, May, 31 — June, 5, 1993. Vol. 2. Obninsk, IPPE JSC Publ., 1993, pp. 211—213.

6. Milyutin V. V., Gelis V. M., Kozlitin E. A. et al. *Ispol'zovaniye sorbtsionnykh tekhnologiy dlya ochistki sredne- i nizkoaktivnykh ZHRO ot radionuklidov tseziya i strontsiya* [Use of sorption methods in treating intermediate- and low-level liquid radioactive waste from cesium and strontium radionuclides]. // Abstracts of reports for the First Russian conference on radiochemistry. Dubna, May, 7—19, 1994. Moscow, 1994. 288 p. P. 155.

7. Slastennikov A. T., Kopyrin A. A., Pyartman A. K., Dmitriev S. A. *Primeneniye neorganicheskikh sorbentov i kompozitsionnykh materialov dlya vydeleniya radionuklidov iz zhidkikh radioaktivnykh otkhodov* [Application of inorganic sorbents and composite materials for the extraction of radionuclides from liquid radioactive waste]. Abstracts of reports for the First Russian conference on radiochemistry. Dubna, May, 7—19, 1994. Moscow, 1994. 288 p. P. 115.

8. Shablovsky V. O., Penzin R. A., Gelis V. M. et al. *Sintez i issledovaniye sorbtsionno-selektivnykh svoystv fosforsoderzhashchikh tseolitov* [Synthesis and study of the sorption-selective properties of phosphorus-containing zeolites]. Research report of the Scientific Research Institute for Physical Chemical Problems of the Belarusian State University, P. O. box A-1997. Moscow, Minsk, Institute of Physical Chemistry of the Russian Academy of Sciences Publ., 1988.

9. Adamovich D. V. *Razrabotka membrannykh i sorbtsionnykh tekhnologiy i sozdaniye kompleksnykh skhem pererabotki ZHRO* [Development of membrane and sorption methods and development of integrated liquid radioactive waste processing flowcharts]. Cand. techn. sci. diss. Moscow, NIINM Publ., 2009. 202 p.

10. Karlin Yu. V. *Primeneniye modul'nykh ustanovok dlya ochistki ZHRO. Vodoochistnoy kompleks "EKO"* [Application of Modular Installations for Liquid Radwaste Treatment. Water Treatment Installation ECO]. Moscow, MosNPO "Radon" Publ., 2009.

11. Epimakhov V. N., Moskvin L. N. Yepimakhov V. N., Moskvin L. N. Pererabotka zhidkikh radioaktivnykh otkhodov YAEU na mobil'nykh avtonomnykh ochistnykh ustanovkakh [Processing of Liquid Radioactive Waste from Nuclear Power Plants at Mobile Autonomous Treatment Units]. *Atomnaya energiya — Atomic Energy,* 2005, vol. 99, no. 3, pp. 283—289.

12. Aleshin A. M., Epimahov V. N., Olejnik M. S., Smirnov V. D. Sposob pererabotki zhidkih radioaktivnyh othodov [Liquid Radioactive Waste Processing Method]. Russian Federation Patent No. 2200995. *Byul. "Izobreteniya. Poleznye modeli" — Inventions. Utility Models,* 2003, no. 8, p. 240.

13. Epimahov V. N., Smirnov V. D., Olejnik M. S., Glushkov S. V., Pashchenko S. V. Sposob pererabotki malo- i srednemineralizovannyh nizkoaktivnyh zhidkih othodov [Processing method for low- and medium-mineralized low-level liquid radioactive waste]. Russian Federation Patent No. 2221292. *Byul. "Izobreteniya. Poleznye modeli" — Inventions. Utility Models,* 2004, no. 1, pp. 31—42.

Information about the author

Vopiyashin Yuri Yakovlevich, retiree, e-mail: mars531@yandex.ru.

Bibliographic description

Vopiyashin Yu. Ya. Synthesized and Natural Inorganic Sorbents and their Application in the Treatment of Liquid Radioactive Waste from the Operation of Nuclear Icebreakers. *Radioactive Waste,* 2026, no. 3 (36), pp. 17—25. DOI: 10.25283/2587-9707-2026-3-17-25. (In Russian).