

УДК 621.31.25:546.79:552.524(476)

Т.Г. ЛЕОНТЬЕВА,
старший научный
сотрудник
ГНУ «ОИЭЯИ – Сосны»
НАН Беларуси, Минск,
Беларусь,
leontieva@sosny.bas-net.by



Л.Н. МОСКАЛЬЧУК,
д.т.н., доцент, профессор
кафедры безопасности
жизнедеятельности БГТУ,
главный научный сотрудник
ГНУ «ОИЭЯИ – Сосны»
НАН Беларуси, Беларусь,
Минск, leonmosk@tut.by



А.А. БАКЛАЙ,
старший научный
сотрудник
ГНУ «ОИЭЯИ –
Сосны» НАН Беларуси,
Беларусь, Минск,
a.baklay@tut.by



ИСПОЛЬЗОВАНИЕ АЛЮМОСИЛИКАТНЫХ СОРБЕНТОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ МОДЕЛЬНЫХ РАСТВОРОВ, ИМИТИРУЮЩИХ ЖИДКИЕ РАДИОАКТИВНЫЕ ОТХОДЫ АЭС

Аннотация

В работе представлены результаты исследований сорбции ^{137}Cs образцами алюмосиликатных сорбентов из модельных растворов, имитирующих жидкие радиоактивные отходы (ЖРО) АЭС. Установлено, что для данных образцов в малосолевых модельных растворах ЖРО с концентрацией солей $0,1 \text{ моль/дм}^3$ значения коэффициента распределения ^{137}Cs составляют более $10^3 \text{ дм}^3/\text{кг}$. Наибольшее влияние на сорбцию ^{137}Cs сорбентами оказывает катион K^+ , который является химическим аналогом Cs^+ и создает конкуренцию за места сорбции. Полученные значения коэффициента распределения ^{137}Cs для образцов алюмосиликатных сорбентов в водном растворе в 5–20 раз выше по сравнению со значениями данного показателя для образцов бентонитовых глин России, Азербайджана и Казахстана. Проведенные исследования показали, что алюмосиликатные сорбенты могут использоваться для очистки малосолевых низко- и среднеактивных ЖРО от радионуклида ^{137}Cs .

Ключевые слова: алюмосиликатные сорбенты, сорбция, цезий, иллит, коэффициент распределения, жидкие радиоактивные отходы

Annotation

The paper presents the results of studies of ^{137}Cs sorption by samples of aluminosilicate sorbents from model solutions simulating liquid radioactive waste (LRW) of nuclear power plants. It was determined that for samples of aluminosilicate sorbents in low salt model solutions of LRW with a salt concentration of $0,1 \text{ mol/dm}^3$, the values of ^{137}Cs distribution coefficient are higher than $10^3 \text{ dm}^3/\text{kg}$. The most significant change in the sorption of ^{137}Cs is caused by the presence of K^+ cation, which is a chemical analogue of Cs^+ and creates competition for sorption sites. The obtained values of ^{137}Cs distribution coefficient for the aluminosilicate sorbents samples in aqueous ^{137}Cs solutions are 5–20 times higher compared to the values for samples of bentonite clays from Russia, Azerbaijan and Kazakhstan. The conducted studies have shown that aluminosilicate sorbents can be used to purify low salt low- and intermediate-level LRW from ^{137}Cs radionuclide.

Keywords: aluminosilicate sorbents, sorption, cesium, illite, distribution coefficient, liquid radioactive waste

**Статья поступила в редакцию
29 января 2024 года**

Введение

В настоящее время в Беларуси введена в эксплуатацию Белорусская АЭС (БелАЭС) с реактором типа ВВЭР-1200, состоящая из двух энергоблоков. При промышленной эксплуатации ядерных реакторов станции образуются жидкие радиоактивные отходы (ЖРО) различного химического состава. В связи с этим особую актуальность приобретает проблема их переработки и перевода в твердую форму для последующего безопасного хранения и захоронения.

Согласно Правилам безопасности при обращении с радиоактивными отходами атомных электростанций [1] ЖРО в зависимости от физико-химических свойств подразделяются на малосолевые и высокосолевыми водные растворы с концентрацией солей менее 10 г/дм^3 и более 10 г/дм^3 соответственно. Основными ЖРО АЭС являются кубовые остатки с высоким содержанием солей (400 г/дм^3 и более). Однако на АЭС образуются и низкоактивные малосолевые ЖРО, к которым можно отнести воды дезактивации, низкоактивные регенерационные растворы, воды спецпрачечной, душевые воды санпропускников и др. [2, 3].

В настоящее время для очистки ЖРО от радионуклидов применяется сорбционный метод с использованием ионообменных смол (ИОС) и неорганических сорбентов [2, 4–6]. Неорганические сорбенты по сравнению с ИОС обладают повышенной химической, термической и радиационной стойкостью, а также высокой селективностью к определенному иону или группе ионов. Для очистки ЖРО от радионуклидов цезия и стронция наиболее часто используют следующие типы неорганических сорбентов: природные и синтетические алюмосиликаты; оксигидраты титана, циркония, марганца; фосфаты титана и циркония; титаносиликаты щелочных металлов; ферроцианиды переходных металлов [2–4].

Преимуществами сорбционного метода являются отсутствие сложного оборудования при его реализации, высокие коэффициенты сокращения объема радиоактивных отходов и концентрирования радионуклидов в материале сорбента, легко поддающегося отверждению. Основным недостатком данного метода является высокая стоимость сорбционных материалов (ИОС, ферроцианидных сорбентов и др.) [7]. Поэтому поиск дешевых материалов с высокой сорбционной способностью в отношении ряда радионуклидов является актуальной задачей. С использованием сорбентов возможно проведение очистки ЖРО практически от любых радионуклидов, однако не существует универсального сорбента, который позволяет обеспечивать приемлемую степень очистки ЖРО от всех радионуклидов одновременно.

Исследованиями [8–10] установлено, что алюмосиликатные сорбенты на основе глинисто-солевых шламов, являющихся промышленным отходом переработки силвинитовой руды на ОАО «Беларуськалий», обладают высокими сорбционными свойствами в отношении радионуклидов ^{137}Cs и ^{85}Sr , содержащихся в водных растворах. Для оценки эффективности их использования с целью очистки ЖРО большое значение имеет изучение их сорбционной способности на модельных растворах, имитирующих ЖРО различного состава.

Состав ЖРО АЭС в основном определяется продуктами коррозии оборудования и труб, а также реагентами для стабилизации воды в контурах и дезактивирующими растворами. В состав этой воды входят ионы железа, алюминия, нитраты, бораты, соли щелочных и щелочно-земельных металлов, а также органические соединения.

Значимым для изучения сорбционных свойств алюмосиликатных сорбентов является их сравнение с другим природным сорбентом – бентонитовой глиной. Данный материал широко применяется в атомной энергетике, в том числе в составе цементных компаундов при отверждении ЖРО. Основным глинистым минералом в составе бентонитовой глины является монтмориллонит, который обладает высокими сорбционными свойствами в отношении ряда радионуклидов.

Целью данной работы является оценка возможности использования алюмосиликатных сорбентов для очистки модельных растворов ЖРО от радионуклида ^{137}Cs и сравнение сорбционных свойств исследуемых сорбентов и образцов бентонитовой глины.

Материалы и методы исследования

Для проведения исследований использовались представленные в таблице 1 образцы алюмосиликатных сорбентов, полученные путем водной и кислотнo-водной обработки глинисто-солевых шламов ОАО «Беларуськалий» [8–10].

Таблица 1. Образцы алюмосиликатных сорбентов

Шифр образца	Наименование сорбента	Способ получения
АС	Алюмосиликатный сорбент	Водная обработка
АС-м	Алюмосиликатный сорбент модифицированный	Кислотно-водная обработка

Оценку эффективности сорбции ^{137}Cs данными образцами проверяли на модельных растворах, приготовленных с использованием дистиллированной воды и различных солей. Характеристики растворов приведены в таблице 2.

Таблица 2. Состав модельных растворов, имитирующих ЖРО

№ раствора	Состав	Концентрация каждого компонента, моль/дм ³	pH
1	NaNO_3	0,1	$6,1 \pm 0,1$
2	$\text{NaNO}_3, \text{Al}(\text{NO}_3)_3$	0,1	$3,4 \pm 0,2$
3	$\text{NaNO}_3, \text{Al}(\text{NO}_3)_3, \text{KNO}_3$	0,1	$3,4 \pm 0,1$
4	$\text{NaNO}_3, \text{Al}(\text{NO}_3)_3$, трилон Б	0,1 (трилон Б – 0,01)	$1,9 \pm 0,2$
5	$\text{NaNO}_3, \text{Al}(\text{NO}_3)_3, \text{KNO}_3$, трилон Б	0,1 (трилон Б – 0,01)	$1,9 \pm 0,2$
1а	NaNO_3	1	$6,2 \pm 0,1$
2а	$\text{NaNO}_3, \text{Al}(\text{NO}_3)_3$	1	$2,6 \pm 0,1$
3а	$\text{NaNO}_3, \text{Al}(\text{NO}_3)_3, \text{KNO}_3$	1	$2,6 \pm 0,2$
4а	$\text{NaNO}_3, \text{Al}(\text{NO}_3)_3$, трилон Б	1 (трилон Б – 0,1)	$1,2 \pm 0,3$
5а	$\text{NaNO}_3, \text{Al}(\text{NO}_3)_3, \text{KNO}_3$, трилон Б	1 (трилон Б – 0,1)	$1,2 \pm 0,3$

Выбор состава модельных растворов обусловлен тем, что в большинстве ЖРО низкого и среднего уровня активности основной солевой составляющей являются соли натрия. Сравнение значений коэффициента распределения ^{137}Cs в растворах NaNO_3 с концентрацией 0,1 и 1,0 моль/дм³ дает четкое представление о селективности сорбентов по отношению к цезию в низко- и высокосолевых ЖРО соответственно [4].

Для сравнения использовались данные, полученные при сорбции ^{137}Cs из водного раствора на основе дистиллированной воды.

Отличительной особенностью ЖРО, образующихся на АЭС с реактором ВВЭР-1200, является наличие в их составе солей борной кислоты. В связи с этим выполнены исследования по изучению сорбции ^{137}Cs алюмосиликатными сорбентами из боросодержащих растворов ЖРО с концентрацией борной кислоты H_3BO_3 0,1 и 1 моль/дм³ и pH 5,2 и 3,2 соответственно. Приготовлены также два модельных раствора ЖРО (pH = 12,0) следующего состава, г/дм³:

№ 1 – NaNO_3 – 60, NaOH – 80, H_3BO_3 – 98;

№ 2 – то же и KNO_3 – 40.

Таблица 3. Образцы глин, использованные для сравнительной оценки

Шифр образца	Тип	Месторождение	Страна
БГ-О	Природная бентонитоподобная глина	Острожанское	Беларусь
БГ-10	Природная бентонитовая глина	10-й Хутор	Россия
БГ-ДС		Даш-Салахлинское	Азербайджан
БГ-Т		Таганское	Казахстан
Г-К	Природная глина	Кустиха	Беларусь

Таблица 4. Характеристика свойств и минеральный состав алюмосиликатных сорбентов

Шифр образца сорбента	Содержание основных минералов, %				Удельная поверхность, м ² /г	рН
	иллит	кальцит, доломит	калиевый полевой шпат	кварц		
АС	48,2	18,4	21,8	4,9	29,0	7,9
АС-м	65,2	–	27,8	6,2	39,0	6,7

Для сравнительной оценки сорбции ¹³⁷Cs АС и глиной, в том числе бентонитовой, использовались образцы, представленные в таблице 3.

Проведены исследования сорбции ¹³⁷Cs из дистиллированной воды и растворов с концентрацией NaNO₃ 0,1 и 1 моль/дм³.

Исследование сорбции ¹³⁷Cs образцами АС, АС-м (фракция <0,25 мм) и глинами проводили в условиях ограниченного объема при температуре 20 ± 2 °С. Навеску образца массой 0,1 г помещали в центрифужную пробирку, добавляли 10 см³ модельного раствора с радиоактивной меткой ¹³⁷Cs и периодически перемешивали. Отношение твердой и жидкой фаз составляло 10 г/дм³, удельная активность модельных растворов ¹³⁷Cs – 1,7·10⁶ Бк/дм³ (3,9·10⁻⁹ моль/дм³), время взаимодействия образца с раствором – 24 ч, что достаточно для установления сорбционного равновесия в системе «образец – раствор» [8].

Жидкую и твердую фазы разделяли центрифугированием при 10 000 об/мин в течение 15 мин. В полученном фильтрате определяли удельную активность ¹³⁷Cs прямым спектрометрическим методом по линии Eγ = 662 кэВ с использованием универсального спектрометрического комплекса РУС-91М. По результатам измерений рассчитывали значения коэффициента распределения ¹³⁷Cs, дм³/кг, по формуле

$$K_d = \frac{A_0 - A_p}{A_p} \cdot \frac{V}{m}, \quad (1)$$

где A₀ и A_p – исходная и равновесная активности ¹³⁷Cs в растворе соответственно, Бк/л; V – объем раствора, дм³; m – масса образца, кг.

Коэффициент распределения K_d применительно к радионуклидам используется для описания сорбционных свойств различных материалов [11]. В данной работе он применялся в качестве критерия для определения влияния солей на сорбцию ¹³⁷Cs.

Результаты и обсуждение

Для полученных алюмосиликатных сорбентов установлены физико-химические свойства, минеральный, химический и гранулометрический состав, а также морфологическая структура [8, 10]. Некоторые характеристики сорбентов приведены в таблице 4.

Как видно из таблицы 4, основным глинистым минералом в составе сорбентов АС и АС-м является иллит. В результате кислотно-водной обработки карбонатные минералы (кальцит и доломит) разрушаются, что приводит к повышению содержания иллита в образце АС-м.

Исследование сорбции ¹³⁷Cs из водного раствора (дист. вода) данными сорбентами показало высокие (до 99 %) значения степени сорбции у обоих образцов. Значения K_d ¹³⁷Cs для АС и АС-м составляют 8,4·10³ и 1,0·10⁴ дм³/кг соответственно.

Сравнение сорбции ¹³⁷Cs из малосолевых модельных растворов ЖРО данными сорбентами (рис. 1, а) показывает, что присутствие в растворе NaNO₃ и Al(NO₃)₃ в концентрации 0,1 моль/дм³, а также трилона Б (0,01 моль/дм³) снижает сорбцию ¹³⁷Cs. Так, для растворов № 1, 2 и 4 значения K_d ¹³⁷Cs снижаются в 6,3–8,2 раза для образца АС и в 5,9–7,4 раза – для образца АС-м по сравнению с водными растворами (дист. вода), однако остаются достаточно высокими – более 10³ дм³/кг. При появлении в растворах № 3 и 5 катионов K⁺ (0,1 моль/дм³, или 10,1 г/дм³) K_d ¹³⁷Cs значительно снижается из-за конкуренции ионов калия и цезия за места сорбции. При этом для образца АС-м K_d ¹³⁷Cs составляет порядка 100 дм³/кг (таблица 2).

Аналогичная ситуация наблюдается при увеличении в модельных растворах ЖРО концентрации солей до 1 моль/дм³

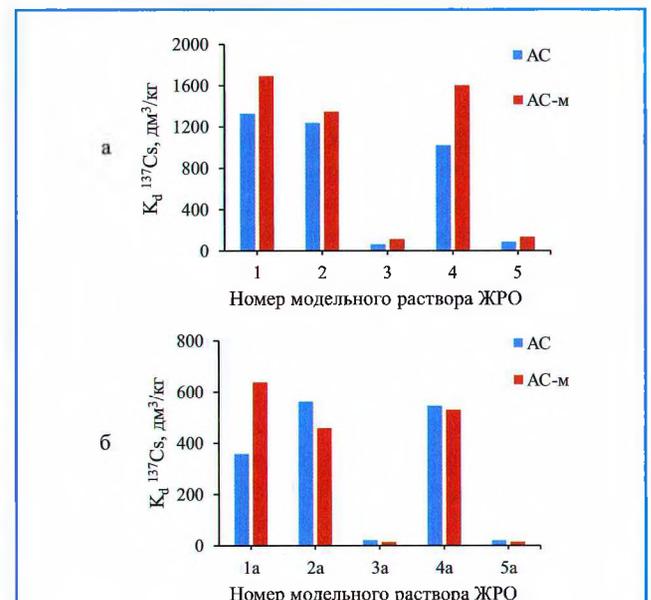


Рис. 1. Зависимость K_d ¹³⁷Cs от состава модельных растворов ЖРО:

а – концентрация нитратов Na, Al, K – 0,1 моль/дм³, трилона Б – 0,01 моль/дм³; б – концентрация нитратов Na, Al, K – 1 моль/дм³, трилона Б – 0,1 моль/дм³

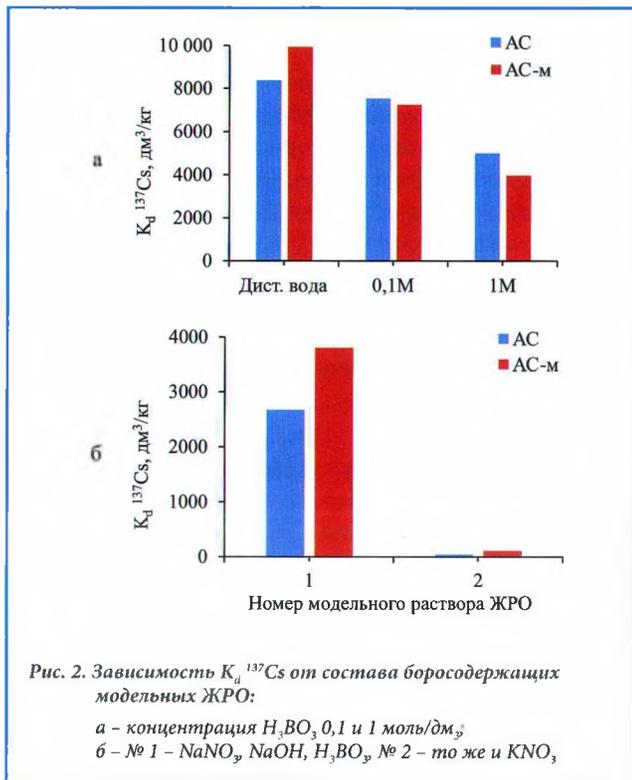


Таблица 5. Сорбционные свойства алюмосиликатных сорбентов и природных материалов в отношении ^{137}Cs

Шифр образца	K_d^{137Cs} , дм³/кг		
	Дист. вода	0,1 моль/дм³ $NaNO_3$	1 моль/дм³ $NaNO_3$
АС	$8,4 \cdot 10^3$	$1,3 \cdot 10^3$	360
АС-м	$1,0 \cdot 10^4$	$1,7 \cdot 10^3$	640
БГ-О	$4,8 \cdot 10^3$	$2,2 \cdot 10^3$	578
БГ-10	$1,2 \cdot 10^3$	$2,4 \cdot 10^2$	67
БГ-Д	$4,4 \cdot 10^2$	$1,4 \cdot 10^2$	77
БГ-Т	$5,4 \cdot 10^2$	$3,2 \cdot 10^2$	58
Г-К	$1,2 \cdot 10^3$	$6,2 \cdot 10^2$	201

(рис. 1, б). При этом значения K_d^{137Cs} для образцов сорбентов снижаются на порядок по сравнению со значениями для растворов с концентрацией солей 0,1 моль/дм³. Присутствие катионов K^+ существенно ухудшает сорбцию ^{137}Cs .

Повышение солесодержания в растворе снижает K_d^{137Cs} , поскольку его сорбция протекает по механизму ионного обмена. Из рисунка 1, а видно, что образец АС-м лучше сорбирует ^{137}Cs из всех модельных растворов ЖРО, чем образец АС, что связано с повышенным содержанием иллита в составе сорбента АС-м.

Таким образом, значения K_d^{137Cs} для модельных растворов ЖРО составляют: более 10^3 дм³/кг – для малосолевых растворов № 1, 2 и 4 с концентрацией $NaNO_3$ 0,1 моль/дм³; более 10^2 дм³/кг – для высокосолевых растворов № 1а, 2а и 4а с концентрацией $NaNO_3$ 1 моль/дм³. Наибольшее влияние на сорбцию ^{137}Cs оказывает присутствие K^+ .

Изучена также сорбция ^{137}Cs образцами сорбентов АС и АС-м из боросодержащих модельных растворов ЖРО различной концентрации. Результаты исследования представлены на рисунке 2.

Как установлено ранее, K_d^{137Cs} для сорбентов АС и АС-м в водном растворе (дист. вода) равен $8,4 \cdot 10^3$ и $1,0 \cdot 10^4$ дм³/кг

соответственно. При концентрации H_3BO_3 0,1 моль/дм³ происходит незначительное снижение K_d^{137Cs} для образцов сорбентов по сравнению с водным раствором. Дальнейшее увеличение концентрации H_3BO_3 до 1 моль/дм³ приводит к снижению K_d^{137Cs} в 1,7 раза для образца АС и в 2,5 раза – для АС-м по сравнению с сорбцией из дистиллированной воды. При этом полученные значения K_d^{137Cs} превышают 10^3 дм³/кг.

Исследование сорбции ^{137}Cs из боросодержащего модельного раствора ЖРО № 1 с концентрацией H_3BO_3 98 г/дм³ показало, что K_d^{137Cs} составляет более 10^3 дм³/кг и значительно снижается в присутствии KNO_3 (40 г/дм³).

Проведена сравнительная оценка сорбции ^{137}Cs алюмосиликатными сорбентами и глинами, в том числе бентонитовыми, в идентичных условиях и определены значения K_d^{137Cs} . Результаты исследований представлены в таблице 5.

Анализ данных по сорбции ^{137}Cs из дистиллированной воды показал, что наиболее высокие сорбционные свойства наблюдаются у образцов АС и АС-м. В порядке уменьшения K_d^{137Cs} исследованные глинистые материалы можно расположить в ряд:

АС-м > АС > БГ-О > БГ-10 ≈ Г-К > БГ-Т > БГ-ДС.

Присутствие в водном растворе $NaNO_3$ (0,1 моль/дм³) приводит к снижению сорбции ^{137}Cs . В порядке уменьшения K_d^{137Cs} исследованные глинистые материалы можно расположить в ряд:

БГ-О > АС-м > АС > Г-К > БГ-Т > БГ-10 > БГ-Д.

Значения K_d^{137Cs} для образца АС-м выше, чем для образца АС, что, по-видимому, связано с увеличением содержания глинистого минерала иллита в составе АС-м после удаления карбонатных минералов.

Повышение концентрации $NaNO_3$ в растворе до 1 моль/дм³ приводит к значительному снижению сорбции ^{137}Cs . В данных условиях его лучше сорбируют образцы алюмосиликатных сорбентов ($K_d^{137Cs} > 10^2$ дм³/кг) и бентонитоподобной глины Острожанского месторождения (Беларусь). Результаты сорбции ^{137}Cs образцами природных бентонитовых глин из различных месторождений согласуются с данными работы [12].

Выводы

1. При увеличении концентрации солей в составе модельных растворов ЖРО наблюдается снижение сорбции ^{137}Cs образцами алюмосиликатных сорбентов (АС, АС-м). Присутствие в растворах нитратов Na и Al, борной кислоты с концентрацией 0,1 моль/дм³, трилона Б с концентрацией 0,01 моль/дм³ (малосолевые растворы) не оказывает значимого влияния на сорбцию ^{137}Cs (коэффициент распределения $K_d > 10^3$ дм³/кг). Повышение концентрации солей до 1 моль/дм³ приводит к снижению значений K_d^{137Cs} на порядок.

2. Установлено, что присутствие в составе модельного раствора ЖРО H_3BO_3 влияет на сорбцию ^{137}Cs образцами АС, АС-м при ее концентрации более 1 моль/дм³.

3. Наибольшее влияние на сорбцию ^{137}Cs оказывает присутствие в модельном растворе ЖРО катиона K^+ , являющегося химическим аналогом ^{137}Cs и создающего конкуренцию за места селективной сорбции. При этом зна-

чения коэффициента распределения ¹³⁷Cs для образцов АС, АС-м снижаются до 10² дм³/кг и менее при концентрации KNO₃ 0,1 моль/дм³.

4. Экспериментально полученные значения коэффициента распределения ¹³⁷Cs в водном растворе для АС, АС-м в 5–20 раз выше значений данного показателя для бентонитовых глин России, Азербайджана и Казахстана. В ма-

гнито-солевом модельном растворе (концентрация NaNO₃ 0,1 моль/дм³) для образцов АС, АС-м коэффициент распределения ¹³⁷Cs составил более 10³ дм³/кг.

Таким образом, проведенные исследования показали, что алюмосиликатные сорбенты на основе глинисто-солевых шламов могут использоваться для очистки малосолевых низко- и среднеактивных ЖРО от радионуклида ¹³⁷Cs.

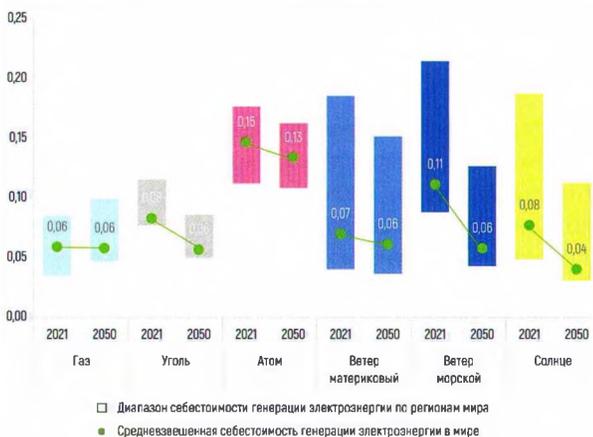
Список литературы

- Об утверждении норм и правил по обеспечению ядерной и радиационной безопасности. Правила безопасности при обращении с радиоактивными отходами атомных электростанций: постановление Мин-ва по чрезвычайным ситуациям Респ. Беларусь, 12 окт. 2017, № 43 // Департамент по ядерной и радиационной безопасности Мин-ва по чрезвычайным ситуациям Респ. Беларусь. – Минск, 2024.
- Рябчиков, Б.Е. Очистка жидких радиоактивных отходов / Б.Е. Рябчиков. – М.: ДеЛи принт, 2008. – 516 с.
- Радиоактивные отходы АЭС и методы обращения с ними / А.А. Ключников [и др.]. – Киев: ИПБ АЭС НАН Украины. – 2005. – 487 с.
- Милютин, В.В. Современные сорбционные материалы для очистки жидких радиоактивных отходов от радионуклидов цезия и стронция / В.В. Милютин, Н.А. Некрасова, В.О. Каптакос // Радиоактивные отходы. – 2020. – № 4(13). – С. 80–89.
- Мясоедова, Г.В. Сорбционные материалы для извлечения радионуклидов из водных сред / Г.В. Мясоедова, В.А. Никашина // Российский химический журнал. – 2006. – Т. 50, № 5. – С. 55–63.
- Xiaoyuan, Z. Nanomaterials for radioactive wastewater decontamination / Z. Xiaoyuan, L. Yu // Environ. Sci.: Nano. – 2020. – Vol. 7. – P. 1008–1040.
- Кузнецов, Ю.В. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений / Ю.В. Кузнецов, В.Н. Щebetковский, А.Г. Трусов. – М.: Атомиздат, 1974. – 366 с.
- Извлечение радионуклидов цезия из водных сред алюмосиликатным сорбентом, полученным из промышленных отходов ОАО «Беларуськалий» / Л.Н. Москальчук [и др.] // Радиохимия. – 2019. – Т. 61, № 4. – С. 334–338.
- Clay-salt slimes from the JSC “Belaruskali” as potential engineering barriers in the radioactive waste repositories: sorption of Cs(I), Sr(II), Eu(III) and Am(III) / L. Fuks [et al.] // Int. J. Environ. Sci. Technol. – 2018. – Vol. 15, iss. 10. – P. 2047–2058. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1597-3>
- Алюмосиликатные сорбенты на основе глинисто-солевых шламов ОАО «Беларуськалий» для сорбции радионуклидов цезия и стронция / Л.Н. Москальчук [и др.] // Радиохимия. – 2020. – Т. 62, № 3. – С. 228–233.
- Экспериментальные особенности определения коэффициента распределения радионуклидов на барьерных глинистых материалах / А.А. Семенов [и др.] // Радиоактивные отходы. – 2020. – № 2(23). – С. 90–97.
- Сорбция Cs из водной среды на природных бентонитах различных месторождений / А.В. Прядко [и др.] // Успехи в химии и хим. технол. – 2017. – Т. 31, № 10. – С. 19–21.

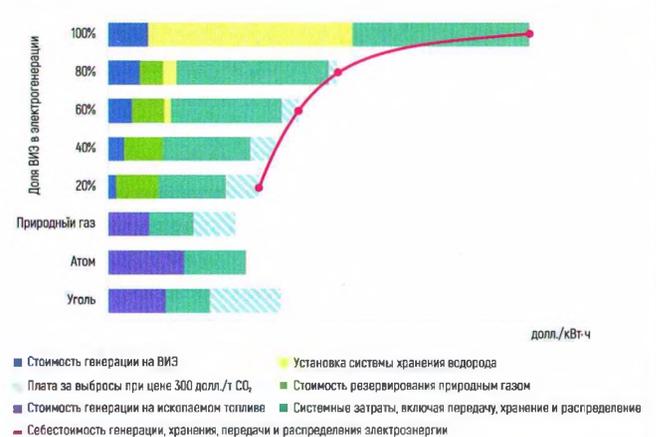
К сведению

ВИЭ входят в зону конкурентоспособности с тепловой генерацией

Прогноз изменения себестоимости производства электроэнергии по источникам в 2050 г. в сравнении с 2021 г., долл. 2023/кВт·ч



Схематическое изменение полных затрат на поставки электроэнергии до уплаты налогов с учетом стоимости генерации, системных эффектов, платы за выбросы CO₂, экв., долл./кВт·ч



Переход от генерации на газе и угле к 100%-ному использованию ВИЭ приведет к росту себестоимости поставок электроэнергии в 3–7 раз с учетом всех системных эффектов и повышению рисков устойчивости работы системы. Но могут быть приемлемые компромиссы, сочетающие разные виды генерации.

Источник: «Прогноз развития энергетики мира и России 2024», Институт энергетических исследований РАН