

УДК 574:539.1.04:504

МОДИФИЦИРОВАННЫЕ СОРБЕНТЫ НА ОСНОВЕ ГРАНУЛИРОВАННОГО ГЛАУКОНИТА ДЛЯ ОЧИСТКИ ПРИРОДНЫХ ВОД ОТ РАДИОНУКЛИДОВ

© 2016 г. А.С. Кутергин, Т.А. Недобух, А.Ф. Никифоров

ФГАОУ ВПО «Уральский федеральный университет имени первого
Президента России Б.Н.Ельцина», г. Екатеринбург, Россия

Ключевые слова: радионуклиды, природные воды, сорбент, гранулированный глауконит, модифицирование, специфичность, очистка воды, цезий, стронций.

Показана целесообразность использования модифицированных сорбентов для очистки природных вод от радионуклидов цезия и стронция. Рассмотрена возможность применения гранулированного



А.С. Кутергин



Т.А. Недобух



А.Ф. Никифоров

глауконита в качестве носителя для пленок из сорбционно-активных реагентов. Представлены результаты исследования сорбционного концентрирования радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr из водных растворов модифицированными материалами на основе гранулированного глауконита в статических и динамических условиях. Определены диапазоны концентраций цезия и стронция, в пределах которых распределение извлекаемых компонентов между твердой и жидкой фазами подчиняется закону Генри. В пределах области выполнения закона Генри коэффициенты распределения модифицированных сорбентов составляют по цезию $K_d = (1,0 \pm 0,2) \cdot 10^4$ мл/г и стронцию $K_d = (1,6 \pm 0,7) \cdot 10^3$ мл/г.

Показано, что модифицированные сорбенты по своим кинетическим и емкостным характеристикам на порядок превосходят исходный гранулированный глауконит. Статическая обменная емкость модифицированного гранулированного глауконита для ^{137}Cs оценивается величиной 144 мг/г, для ^{90}Sr – 42 мг/г. Динамическая обменная емкость модифицированного сорбента по ^{137}Cs составляет более 11 мг/г, величина удерживаемого объема водной фазы превышает 22 000 мл (≈ 7000 колоночных объемов). Полученные экспериментальные данные могут быть использованы для разработки технологических схем реабилитации источников природных вод на радиационно загрязненных территориях.

Водное хозяйство России № 1, 2016 г.

ВОДНОЕ ХОЗЯЙСТВО РОССИИ

Свердловская область является регионом с повышенной потенциальной радиационной опасностью для населения. Наличие на территории предприятий, эксплуатирующих радиационно-опасные объекты, складов молицитового концентрата, хранилищ радиоактивных отходов, значительных площадей, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на ПО «Маяк» (Восточно-Уральский радиоактивный след – ВУРС) приводит к неизбежному загрязнению окружающей среды радионуклидами искусственного происхождения. При этом в долгосрочной перспективе ведущая роль в загрязнении территорий принадлежит долгоживущим радионуклидам, в числе которых ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Основной канал распространения радионуклидов в природе – радиоактивно загрязненные воды. Для очистки больших объемов природных пресных вод, в т. ч. и для питьевого водоснабжения, от радиоактивных загрязнений, ведется поиск и внедрение новых доступных сорбирующих материалов, обладающих комплексом необходимых свойств. В практике для этих целей широко используют природные алюмосиликаты, химический состав и структура кристаллической решетки которых обуславливают сродство к ионам Cs^+ и Sr^{2+} [1]. В работах [2–4] приведены результаты исследования сорбционных свойств ряда природных алюмосиликатов (глина, трепел, клиноптилолит, глауконит и др.) и сорбентов на их основе.

Наличие в Уральском регионе крупного Каринского месторождения алюмосиликатного минерала – глауконита – открывает перспективы для его применения при решении задач очистки радиоактивно загрязненных водоемов. Исследование сорбционных свойств местного глауконита подтвердило его высокую специфичность к ^{137}Cs (коэффициент распределения $K_d = (1,6 \pm 0,6) \cdot 10^3 \text{ мл/г}$) и несколько ниже к ^{90}Sr ($K_d = (4,7 \pm 2,1) \cdot 10^2 \text{ мл/г}$) [5, 6]. Однако низкая механическая устойчивость, склонность к слеживанию и пептизации в жидких средах не позволяет использовать данный минерал в технологических схемах очистки с динамическим режимом.

Специалистами кафедры радиохимии и прикладной экологии Уральского федерального университета разработана технология гранулирования, которая позволила придать природному глаукониту эксплуатационные параметры – механическую прочность, межзерновую пористость, химическую стойкость, удовлетворяющие требованиям ГОСТа на фильтрующие зернистые материалы [7–9], сохранив при этом сорбционные способности минерала [9, 10].

На основании исследований, проведенных сотрудниками НИИ экологии человека и гигиены окружающей среды им. А.Н. Сысина РАМН, сорбент глауконит гранулированный признан соответствующим требованиям санитарно-эпидемиологической безопасности, подтверждена воз-

возможность его использования для подготовки питьевой воды, а также для очистки сточных вод. Федеральной службой по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека оформлено санитарно-эпидемиологическое заключение о соответствии гранулированного сорбента СанПиН 2.1.4.1074-01 и ГН 2.1.5.1315-03. Таким образом, гранулированный глауконит может быть рекомендован к применению в качестве сорбента локальных очистных систем для защиты водных объектов на подвергшихся радиоактивному загрязнению территориях. Применение фильтров для очистки природной воды от радионуклидов позволит предотвратить их поступление в организм человека.

Эффективность применения гранулированных алюмосиликатов можно увеличить путем поверхностного модифицирования труднорастворимыми неорганическими соединениями, обладающими сорбционной способностью, которое позволит повысить специфичность и сорбционную емкость гранулята [11–14].

Цель работы – сравнение сорбционных свойств гранулированного глауконита и поверхностно модифицированных образцов на его основе для определения перспективности замены носителя новыми сорбентами при дезактивации природных вод сорбционными методами.

МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Проведено сравнение сорбционных свойств гранулированного глауконита и композиционных образцов на его основе – смешанного ферроцианида никеля-калия (НКФ-Гл-Гр) по отношению к цезию и фосфата железа (ЖФ-Гл-Гр) по отношению к стронцию (рис. 1).



Рис. 1. Опытные образцы: *а* – гранулированный глауконит; *б* – смешанный ферроцианид никеля-калия на гранулированном глауконите; *в* – фосфат железа на гранулированном глауконите.

Эксперименты в статических условиях проводили при контактировании навески сорбента с определенным объемом модельного раствора при периодическом перемешивании. В качестве модельного раствора использовали водопроводную воду с $pH=(7,5\pm 0,3)$. Воду предварительно отстаивали и отфильтровывали для удаления гидроксида железа. Необходимые концентрации цезия ($C_{\text{стаб. Cs}}$) и стронция ($C_{\text{стаб. Sr}}$) в воде задавали введением растворов $CsCl$ и $Sr(NO_3)_2$, в качестве радиоактивного индикатора использовали соответственно ^{137}Cs или ^{90}Sr . Измерения проводили на малофононом пересчетном устройстве УМФ-2000. Пробы с меткой ^{90}Sr перед измерением выдерживали в течение двух недель для установления равновесия в паре $^{90}Sr - ^{90}Y$.

Для определения равновесных коэффициентов распределения строили зависимости степени сорбции от времени контакта фаз ($S - t$). Эксперименты продолжали до прекращения значимого изменения степени сорбции. По экспериментально полученным значениям скорости счета фона (I_ϕ), исходной скорости счета раствора (I_0) и равновесной скорости счета раствора в момент времени t (I_p) рассчитывали степень сорбции (S , %) по формуле

$$S = \frac{I_0 - I_p}{I_0 - I_\phi} \cdot 100 \% \quad (1)$$

Из графика ($S - t$) определяли равновесную степень сорбции (S_∞) и рассчитывали равновесный коэффициент распределения (K_d^∞ , мл/г)

$$K_d^\infty = \frac{S}{1 - S} \cdot \frac{V}{m}, \quad (2)$$

где V – объем модельного раствора при проведении эксперимента в статике, мл; m – масса навески сорбента при проведении эксперимента в статике, г.

Определение статической обменной емкости проводили методом ограниченного объема путем выделения микроколичества цезия и стронция из водопроводной воды. Для анализа были приготовлены серии растворов с различной концентрацией ($10^{-5} \div 1000$ мг/л) стабильных цезия или стронция, меченные соответствующим радионуклидом. Навески исследуемых сорбентов – гранулированного глауконита и модифицированных образцов – вносили в раствор и выдерживали в течение 1 недели, периодически перемешивая. По истечении указанного времени отбирали пробы растворов и радиометрировали. По результатам измерений рассчитывали степень сорбции S , равновесную концентрацию цезия или стронция в растворе C_p , концентрацию цезия или стронция в фазе сорбента C_t . По полученным результатам строили изотермы сорбции в координатах « $\lg C_t - \lg C_p$ », проводили их

математическую обработку, определяли область прямолинейной зависимости концентраций в растворе и на сорбенте (область Генри), рассчитывали сорбционные характеристики – коэффициент распределения K_d в области Генри и статическую обменную емкость (СОЕ).

Очистка больших объемов радиоактивно загрязненных природных вод должна быть организована по принципу непрерывного процесса. На практике это возможно реализовать, используя метод сорбции в динамических условиях. Для определения перспективности применения модифицированного глауконита в качестве загрузки водоочистных фильтров проведены эксперименты по изучению сорбционных свойств сорбента НКФ-Гл-Гр в динамических условиях.

В экспериментах использовали хроматографическую колонку диаметром $\approx 0,9$ см. Масса сорбента загруженного в колонку $m_c = 2$ г, соотношение высоты загрузки к диаметру $H:D = 5:1$, объем загрузки сорбента в колонке (V_c) составлял $\approx 2,86 \text{ см}^3 = 1$ колоночному объему (далее – к.о.), скорость пропускания раствора через колонку (W) поддерживали постоянной $4,5 \text{ мл/мин}\cdot\text{см}^2$ (60 к.о/ч) с помощью перистальтического насоса. Методика проведения эксперимента предполагала чередование при пропускании через колонку помеченных радионуклидами и не помеченных проб растворов для снижения радиационной нагрузки на персонал при проведении испытаний [13, 14]. Для этого через колонку пропускали пробу помеченной водопроводной воды объемом 10 к.о. (в пробу, содержащую стабильный цезий вносили радиоактивную метку ^{137}Cs). Затем через колонку пропускали 400 к.о. водопроводной воды, содержащей только стабильный цезий, после чего опять 10 к.о. помеченной воды. Такие циклы повторяли до достижения «проскоковой» удельной активности воды. В соответствии с основными принципами метода радиоактивных индикаторов стабильные изотопы извлекаются сорбентом в одинаковой степени с радиоактивным изотопом, поэтому при пропускании через фильтр модельного раствора без метки насыщение его продолжается [15].

Фильтрат на выходе из колонки собирали фракциями. Отбирали пробы объемом 20 мл из фракций с меткой и радиометрировали их на γ -спектрометре со сцинтилляционным детектором Na–J(Tl). Результаты измерений представлены в координатах «проскок – число колоночных объемов пропущенного раствора». Проскок (П) рассчитывали по формуле

$$П = I_{\text{равн}} / I_{\text{исх}}, \quad (3)$$

где $I_{\text{равн}}$ и $I_{\text{исх}}$ – равновесная и исходная скорости счета раствора, имп/мин.

При обработке динамических кривых определяли удерживаемый объем (V_R), рассчитывали значения коэффициента распределения в динамике (K_d^* , мл/г) и полную динамическую обменную емкость (ПДОЕ, мг/г) по формулам

$$K_d^* = \frac{V_R}{m_c}, \quad (4)$$

$$\text{ПДОЕ} = \frac{C_0 \cdot V_R}{m_c} \quad (5)$$

где m_c – масса загрузки сорбента в колонке, г; C_0 – концентрации исходного раствора, мг/мл.

Число колоночных объемов (N , к.о.) рассчитывали по формуле

$$N = V^* / V_c, \quad (6)$$

где V^* – объем пропущенного через колонку раствора, мл; V_c – объем загрузки сорбента, см³.

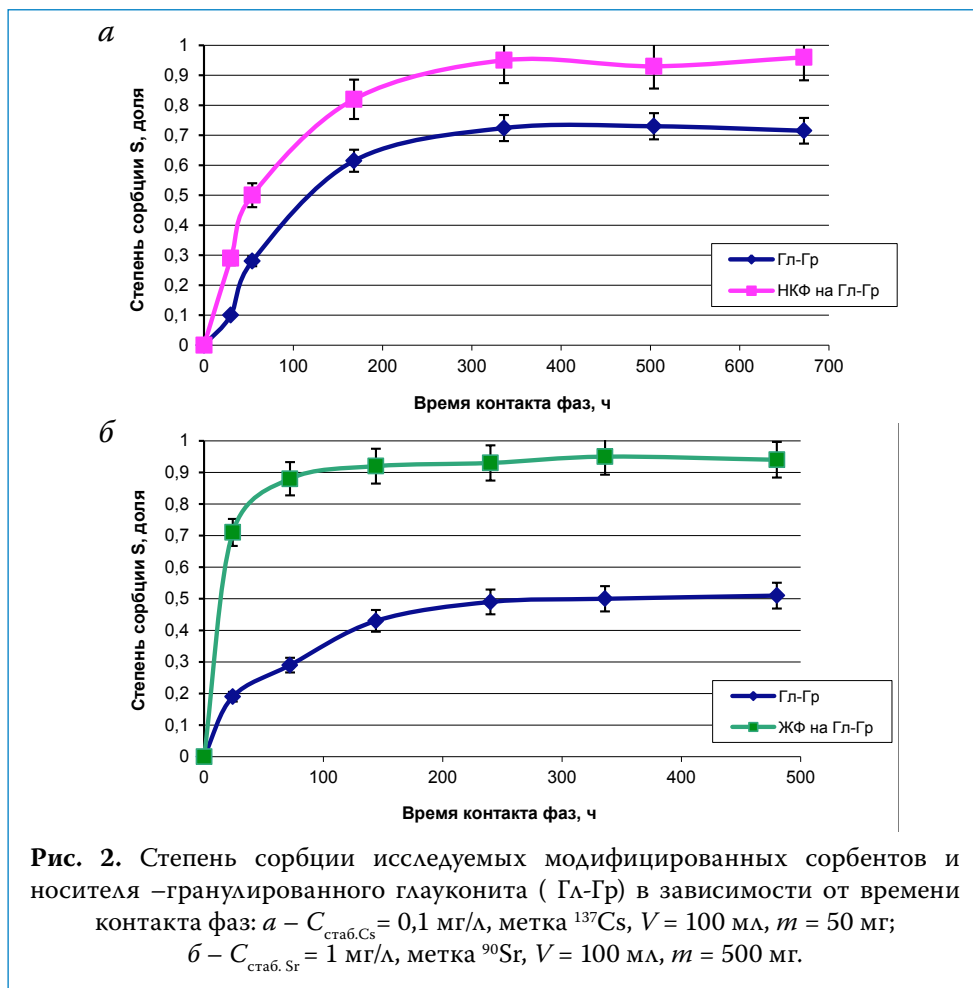
РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

На рис. 2 представлена степень сорбции исследуемых сорбентов и носителя в зависимости от времени контакта твердой и жидкой фаз. Полученные данные свидетельствуют о том, что поверхностное модифицирование позволило в обоих случаях повысить эффективность сорбентов. Равновесный коэффициент распределения ¹³⁷Cs сорбентом НКФ-Гл-Гр достигает значения $(3,8 \pm 0,3) \cdot 10^4$ мл/г, в то время как значение K_d^∞ носителя при данных условиях равно $(4,6 \pm 0,2) \cdot 10^3$ мл/г. Значение K_d^∞ сорбента ЖФ-Гл-Гр по отношению к ⁹⁰Sr составило $(3,1 \pm 0,2) \cdot 10^3$ мл/г, а для носителя – гранулированного глауконита – (200 ± 24) мл/г.

Сорбция стронция модифицированным образцом характеризуется более быстрой кинетикой (рис. 2б). Поглощение ионов стронция сорбентом ЖФ-Гл-Гр практически заканчивается через 72 ч, в то время как для достижения максимальной сорбции носителю требуется значительно больший временной интервал.

На рис. 3 приведены изотермы сорбции радиоактивных изотопов поверхностно модифицированными сорбентами из водопроводной воды, полученные для продолжительности контакта фаз 1 неделя.

На полученных зависимостях, представленных на рис. 3а, б, удается выделить участки, которые характеризуются постоянством значения коэффициента распределения (K_d), что свидетельствует о наличии области выполнения закона Генри: в диапазоне концентраций цезия $10^{-6} \div 10^{-2}$ г/л для НКФ-Гл-Гр; стронция – $10^{-7} \div 10^{-3}$ г/л для ЖФ-Гл-Гр. Для этих диапазонов



концентраций в растворе оценены значения коэффициентов распределения: для НКФ-Гл-Гр $K_d = (1,0 \pm 0,2) \cdot 10^4 \text{ мл/г}$; для ЖФ-Гл-Гр $K_d = (1,6 \pm 0,7) \cdot 10^3 \text{ мл/г}$. Данные значения коэффициентов распределения в области Генри согласуются с полученными выше результатами при исследовании кинетических зависимостей для данного времени контакта фаз.

При анализе изотерм сорбции установлено, что значения статической обменной емкости достигли $\text{СОЕ}_{\text{НКФ-Гл-Гр}} \geq 144 \text{ мг/г}$, $\text{СОЕ}_{\text{ЖФ-Гл-Гр}} \geq 42 \text{ мг/г}$.

Определенные ранее для гранулированного глауконита значения K_d в области Генри и СОЕ имеют значения: по цезию $K_d = (3,7 \pm 0,8) \cdot 10^3 \text{ мл/г}$, $\text{СОЕ} = (18,5 \pm 2,8) \text{ мг/г}$; по стронцию $K_d = (2,3 \pm 0,4) \cdot 10^2 \text{ мл/г}$, $\text{СОЕ} = (25,5 \pm 2,9) \text{ мг/г}$.

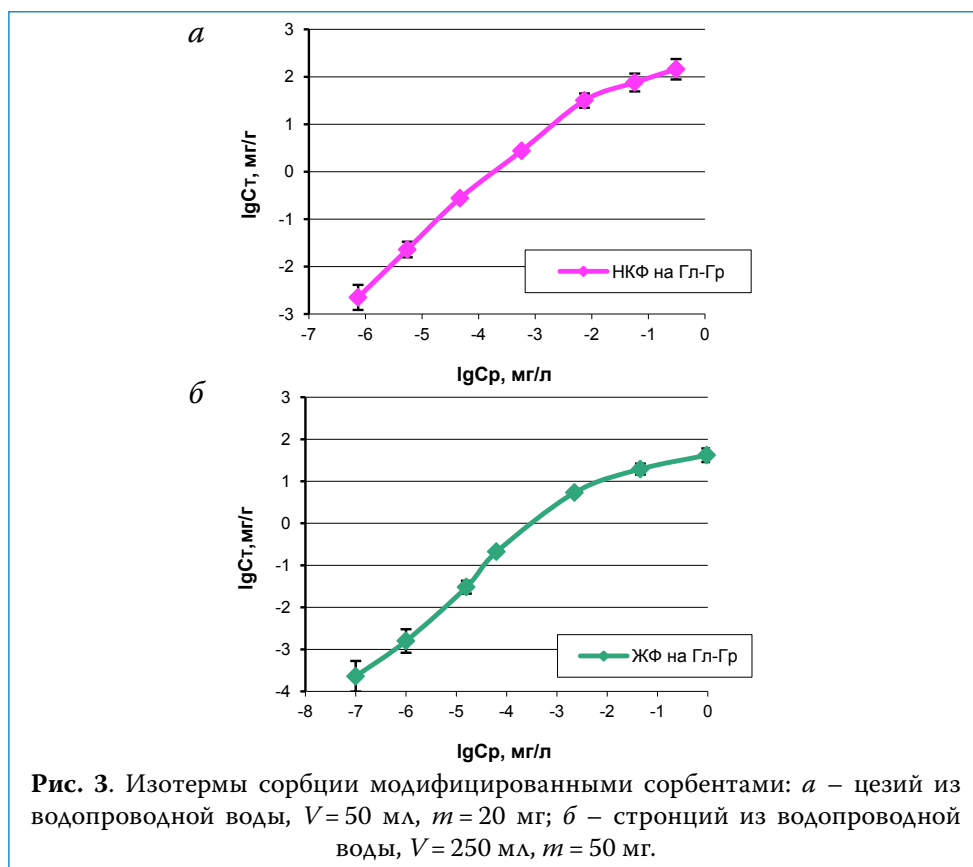


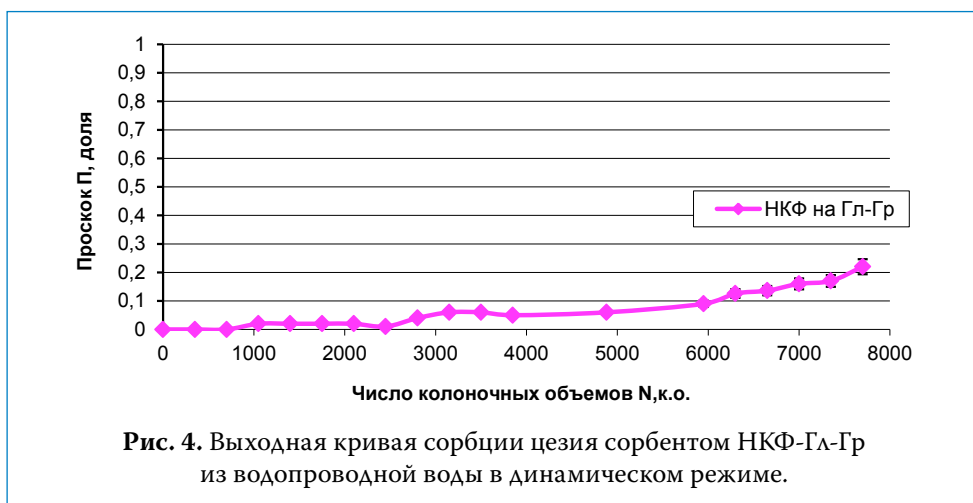
Рис. 3. Изотермы сорбции модифицированными сорбентами: *а* – цезий из водопроводной воды, $V = 50$ мл, $m = 20$ мг; *б* – стронций из водопроводной воды, $V = 250$ мл, $m = 50$ мг.

Сравнение полученных для модифицированных сорбентов результатов изотерм сорбции и сорбционных характеристик гранулированного глауконита показало, что модифицированные сорбенты обладают более высокой специфичностью к радионуклидам цезия и стронция, достигнутое значение статической обменной емкости НКФ-Гл-Гр практически на порядок превышает СОЕ носителя.

Проверка сорбционных характеристик модифицированного сорбента ЖФ-Гл-Гр по отношению к цезию показала, что данный сорбент сохраняет K_d и СОЕ на уровне носителя ($K_d = (3,0 \pm 1,0) \cdot 10^3$ мл/г, $\text{СОЕ} = (19,0 \pm 2,2)$ мг/г). Таким образом, увеличение при модифицировании специфичности к стронцию до $(1,6 \pm 0,7) \cdot 10^3$ мл/г и сохранение специфичности к цезию на уровне $(3,0 \pm 1,0) \cdot 10^3$ мл/г позволит применять этот материал для комплексной очистки водных сред.

При динамических испытаниях в качестве загрузки использовали НКФ-Гл-Гр, т. к. данный сорбент показал наилучшие из исследованных мате-

риалов сорбционные характеристики. В качестве элюата использовали отстоянную в течение суток водопроводную воду, содержащую стабильный цезий в концентрации $C_0 = 1$ мг/л. Выбор концентрации стабильного цезия основан на результатах определения в представленных выше исследованиях области выполнения закона Генри для испытываемого сорбента. Выходная кривая сорбции цезия представлена на рис. 4.



Как следует из полученных данных, при величине удерживаемого объема $V_R > 22\ 000$ мл величина достигнутой динамической обменной емкости (ДОЕ) будет более 11,0 мг/г. Величина коэффициента распределения цезия сорбентом НКФ-Гл-Гр в динамических условиях составила $K_d^* \approx 1,1 \times 10^4$ мл/г сорбента (сорбционные характеристики гранулированного носителя, зафиксированные при тех же условиях, имеют значение: $K_d^* = 9 \times 10^2$ мл/г носителя; достигнутая ДОЕ = 0,90 мг/г носителя).

Анализ выходной кривой сорбции показывает, что сорбционная емкость сорбента не исчерпана, проскок цезия в фильтрат составил $\approx 20\%$. Эксперимент был остановлен, т. к. в реальных условиях такое содержание ^{137}Cs в природной воде может потребовать вторичной очистки или уменьшения скорости фильтрования.

После пропускания 20 л (≈ 7000 к.о.) уплотнения сорбента не наблюдалось, что свидетельствует о сохранении его гидродинамических характеристик и подтверждает возможность использования в качестве загрузки фильтров в системах водоочистки.

При проверке возможности десорбции поглощенного цезия применили режим выдержки десорбирующего раствора в слое сорбента. В качестве десорбирующего раствора использовали водопроводную воду (рН = 7,3).

Измерения после выдержки в течение 30 дней показали, что сорбция на сорбенте носит необратимый характер. Степень десорбции цезия в водопроводную воду после выдержки составила $\Delta_{Cs} = 0,8\%$.

ВЫВОДЫ

Модифицирование гранулированного глауконита путем нанесения на поверхность гранул ферроцианида никеля-калия и фосфата железа позволяет в десять раз увеличить эффективность извлечения радионуклидов из водных сред по сравнению с немодифицированной формой. Коэффициент распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr между твердой и жидкой фазами достигает величин $(3,8 \pm 0,3) \cdot 10^4$ и $(3,1 \pm 0,2) \cdot 10^3$ мл/г соответственно.

Сорбция стронция модифицированным сорбентом характеризуется высокой скоростью. Время установления сорбционного равновесия в системе сорбент – водная фаза – стронций составляет 72 часа. Для немодифицированного сорбента в аналогичной системе сорбент – водная фаза – превышает 250 часов.

Статическая обменная емкость модифицированного гранулированного глауконита для ^{137}Cs и ^{90}Sr оценивается величинами 144,4 и 42 мг/г соответственно. Динамическая обменная емкость модифицированного сорбента по ^{137}Cs составляет более 11 мг/г, а величина удерживаемого объема водной фазы превышает 22 000 мл.

Полученные данные указывают на высокую эффективность применения модифицированных сорбентов при извлечении радионуклидов из природных вод.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Кузнецов Ю.В., Щebetковский В.Н., Трусов А.Г. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений. М.: Атомиздат, 1974. 360 с.
2. Милютин В.В., Гелис В.М., Некрасова Н.А., Кононенко О.А., Везенцев А.И., Воловичева Н.А., Королькова С.В. Сорбция радионуклидов Cs, Sr, U и Pu на природных и модифицированных глинах // Радиохимия. 2012. Т. 54. № 1. С. 71–74.
3. Иванец А.И., Шашкова И.Л., Дроздова Н.В., Давыдов Д.Ю., Радкевич А.В. Извлечение цезия из водных растворов композиционными сорбентами на основе трепела и ферроцианидов меди (II) и никеля (II) // Радиохимия. 2014. Т. 56. № 5. С. 446–449.
4. Voronina A.V., Semenishchev V.S., Bykov A.A., Savchenko M.O., Kutergin A.S., Nedobuh T.A. Approaches to rehabilitation of radioactive contaminated territories / J. of Chemical Technology and Biotechnology. Vol. 88. 2013. P. 1606–1611.
5. Третьяков С.Я. Изучение сорбции радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs на природных сорбентах в модельных экосистемах // Радиохимия. 2002. Т. 44. № 1. С. 89–91.
6. Кутергин А.С., Кутергина И.Н. Природные алюмосиликаты для очистки воды от радионуклидов техногенного происхождения // Водоочистка, водоподготовка, водоснабжение. 2014. № 3. С. 12–13.

7. ГОСТ 51641-2000 Материалы фильтрующие зернистые. Общие технические условия. Введ. 01.07.2001. М.: Изд-во стандартов, 2000.
8. Патент на изобретение № 2348453. Способ получения гранулированного глауконита. Способ получения гранулированного глауконита (варианты) / Бетенеков Н.Д., Кутергин А.С., Кутергина И.Н., Беднягин Г.В. № 2007140647/15; заявл. 01.11.2007; опубл. 10.03.2009. Бюл. №7. Приоритет от 01.11.2007.
9. Кутергин А.С., Никифоров А.Ф., Воронина А.В., Недобух Т.А. Сорбционная очистка радиоактивно загрязненных вод фильтрующими материалами на основе гранулированного глауконита // Водное хозяйство России. 2010. № 3. С. 75–84.
10. Воронина А.В., Кутергин А.С., Недобух Т.А. Возможность использования глауконита в процессах очистки водных сред на территориях с техногенной нагрузкой // Экология и промышленность России. 2013. № 200. С. 33–35.
11. Voronina A.V., Semenishchev V.S., Vykov A.A., Kutergin A.S., Nedobuh T.A., Betenekov N.D. The Assessment of Possibility of Use of Natural and Modified Aluminosilicates for Rehabilitation of Radioactive Contaminated Territories / SCI Conf.: Intern. Conf. on Ion Exchange (IEX 2012). Queens' College Cambridge. 2012. Soc. of Chemical Industry. P 37–38.
12. Воронина А.В., Савченко М.О., Семеничев В.С., Никифоров А.Ф. Оценка эффективности использования клиноптилолита и ферроцианидных сорбентов на его основе для очистки водных сред и иммобилизации радионуклидов // Водное хозяйство России. 2013. № 6. С. 88–94.
13. Ноговицына Е.В., Воронина А.В., Бетенеков Н.Д., Никифоров А.Ф. Концентрирование радионуклидов цезия из природных вод и жидких радиоактивных отходов // Водное хозяйство России. 2015. № 3. С. 98–104.
14. Кутергин А.С. Получение и свойства гранулированных природных алюмосиликатов: автореф. дис. ... канд. техн. наук. Екатеринбург: УГТУ-УПИ, 2008. 179 с.
15. Радиоактивные индикаторы в химии. Основы метода / под ред. Лукьянова В.Б., Бердоносова С.С., Богатырева И.О., Заборенко К.Б., Иофа Б.З. М.: Высшая школа, 1985. 287 с.

Сведения об авторах:

Кутергин Андрей Сергеевич, канд. техн. наук, доцент, кафедра радиохимии и прикладной экологии, Физико-технологический институт, ФГАОУ ВПО «Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н.Ельцина», 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира 21; e-mail: andr.kutergin@mail.ru

Недобух Татьяна Алексеевна, канд. хим. наук, доцент, кафедра радиохимии и прикладной экологии, Физико-технологический институт, ФГАОУ ВПО «Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н.Ельцина», 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира 21; e-mail: t.a.nedobukh@urfu.ru

Никифоров Александр Федорович, д-р хим. наук, профессор, кафедра радиохимии и прикладной экологии, Физико-технологический институт, ФГАОУ ВПО «Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н.Ельцина», 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира 21; e-mail: alex.f.nikiforov@mail.ru