

УДК 544.723

ИЗВЛЕЧЕНИЕ ИОНОВ Pb^{2+} АЛЮМОСИЛИКАТАМИ НАТРИЯ, СИНТЕЗИРОВАННЫМИ ИЗ СОЛОМЫ РИСА

© 2024 г. А. Н. Холомейдик^а, *, А. Е. Панасенко^а

^аИнститут химии ДВО РАН, пр-т 100-летия Владивостока, 159д, Владивосток, 690022 Россия

*e-mail: anik@ich.dvo.ru

Поступила в редакцию 12.07.2023 г.

После доработки 09.11.2023 г.

Принята к публикации 09.11.2023 г.

Исследованы образцы алюмосиликатов натрия, полученные гидролитическим осаждением с использованием в качестве кремнийсодержащего сырья соломы риса разных сортов. Методом сканирующей электронной микроскопии установлена морфология частиц, измерена удельная поверхность (362–470 м²/г), записаны ИК-спектры, определен химический и фазовый состав образцов. Изучены сорбционные свойства полученных материалов по отношению к ионам свинца, сорбционная емкость составляет 199–550 мг/г. В составе образцов обнаружена и выделена органическая компонента, которая попутно образуется при осаждении алюмосиликатов из гидролизатов соломы риса, методами термогравиметрии и ИК-спектроскопии определен ее состав. Исследовано влияние органической компоненты на сорбционную способность алюмосиликатов растительного происхождения. Установлены преобладающие механизмы сорбции. Использованный подход позволяет получать алюмосиликаты с высокой сорбционной емкостью, а также безопасно утилизировать солому риса.

Ключевые слова: алюмосиликаты, биогенный кремнезем, солома риса, свинец, сорбция

DOI: 10.31857/S0044457X24020113 EDN: ZHDOBA

ВВЕДЕНИЕ

Благодаря сорбционным и ионообменным свойствам алюмосиликаты широко используются во многих отраслях промышленности для очистки водных объектов от поллютантов различной природы [1–7]. С точки зрения охраны окружающей среды такие сорбенты рассматриваются как экологически чистые и доступные материалы, способные связывать и нейтрализовать загрязнители. Однако природные алюмосиликаты имеют низкую удельную поверхность (обычно <10 м²/г) и непостоянный химический состав, а также содержат примеси, которые могут оказывать негативное влияние на их сорбционные свойства [8–13]. В качестве альтернативных материалов предлагается использовать алюмосиликаты, полученные синтетическим путем из кремнефильных растений, в частности из отходов производства риса. Содержание кремния (в пересчете на оксид) в шелухе риса достигает 20%, в то время как в некремнефильных растениях оно составляет 1–3%. Преимуществами данных материалов являются постоянный химический состав, минимальное содержание неорганических примесей, более высокие удельная поверхность [14] и реакционная способность, а также низкая стоимость и ежегодно возобновляемый характер исходного сырья.

Алюмосиликаты широко применяются для извлечения из водных сред ряда токсичных металлов: Cd, Cu, Zn, Al, Fe, Cr, Pb, Ni и Co [6, 15–18]. Биогенные алюмосиликаты, как показано в [19], проявляют высокую сорбционную емкость по отношению к ионам Cs⁺ и Sr²⁺ (до 424 мг/г), а также к ионам Sb³⁺ (596 мг/г) [20]. В работе [21] сорбционная емкость цеолитов на основе золы рисовой шелухи по отношению к ионам Fe²⁺, Cu²⁺ и As⁵⁺ составляет 31.27, 26.66 и 30.3 мг/г соответственно. При этом материалы, полученные из соломы риса, проявляют лучшие сорбционные свойства, чем синтезированные из шелухи [22].

Для изучения сорбционных свойств алюмосиликатов растительного происхождения был выбран свинец ввиду его высокой токсичности и распространенности в окружающей среде [23, 24]. По данным Всемирной организации здравоохранения, свинец входит в список десяти самых опасных химических веществ [25], при этом он попадает в окружающую среду в том числе со сточными водами, загрязняя воды хозяйственно-питьевого назначения и почвы.

Цель настоящей работы — исследование сорбционных свойств алюмосиликатов, полученных из соломы риса, в качестве сорбентов для извлечения ионов свинца из водных растворов.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Объектами исследования служили образцы алюмосиликата натрия, синтезированные из соломы риса (*Oryza sativa L.*) разных сортов. Для их синтеза исходную солому обрабатывали 1 М раствором NaOH (соотношение т:ж = 1:13) при температуре 90°C в течение 1 ч. Полученный гидролизат отделяли фильтрованием от твердого целлюлозного остатка и медленно добавляли к нему концентрированный водный раствор сульфата алюминия, после чего pH раствора доводили до 7. Выпавший осадок декантировали, промывали и сушили при 105°C [9]. Выход составил 9.6, 12.2 и 13.7 г из 100 г исходной соломы риса для образцов **1**, **2** и **3** соответственно (табл. 1).

Элементный анализ выполняли методом энергодисперсионной рентгенофлуоресцентной спектроскопии на спектрометре Shimadzu EDX 800 HS (Япония). ИК-спектры поглощения регистрировали в области 400–4000 cm^{-1} в бромиде калия на Фурье-спектрометре Bruker Vertex 70 (Германия). В качестве образца сравнения использовали синтезированный из реактивов алюмосиликат $KAlSi_3O_8 \cdot nH_2O$, изученный в [26]. Рентгеновские дифрактограммы записывали на дифрактометре Bruker D8 Advance (Германия) в CuK_{α} -излучении. Идентификацию фаз проводили с использованием программы EVA по базе данных PDF-2. Термический анализ выполняли на дериватографе MOM Q-1000, скорость нагрева составляла 5 град/мин, в качестве образца сравнения использовали оксид алюминия, прокаленный при 1000°C. Потери при прокаливании определяли после

прокаливании образца при 1000°C в течение 1 ч. Удельную поверхность ($S_{уд}$) измеряли по стандартной методике, описанной в [27], с использованием метиленового голубого.

Сорбцию ионов Pb^{2+} проводили в статических условиях (соотношение твердой и жидкой фаз т:ж = 1:1000) при комнатной температуре из водного раствора $PbCl_2$ с концентрацией металла 20–1000 мг/л в течение 24 ч. В процессе эксперимента по сорбции значение pH растворов не корректировали. Концентрацию свинца и натрия в растворе определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии на спектрофотометре AA-770 (Nippon Jarrell Ash, Япония) в пламени ацетилен–воздух.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Перечень образцов и их характеристики представлены в табл. 1. В полученных образцах мольное соотношение кремния и алюминия варьирует в интервале от 1:1.56 до 1:0.88. Содержание Na_2O изменяется в пределах 13.53–15.07%. Обнаружено небольшое содержание оксида калия, наличие которого обусловлено его присутствием в тканях растения.

ИК-спектры образцов алюмосиликатов растительного происхождения сходны между собой. Во всех спектрах наблюдаются полосы поглощения, отвечающие валентным и деформационным колебаниям связей O–H адсорбированной и связанной воды с максимумами при 3431 и 1641 cm^{-1} (рис. 1, кривая 1). Также в спектрах образцов присутствуют

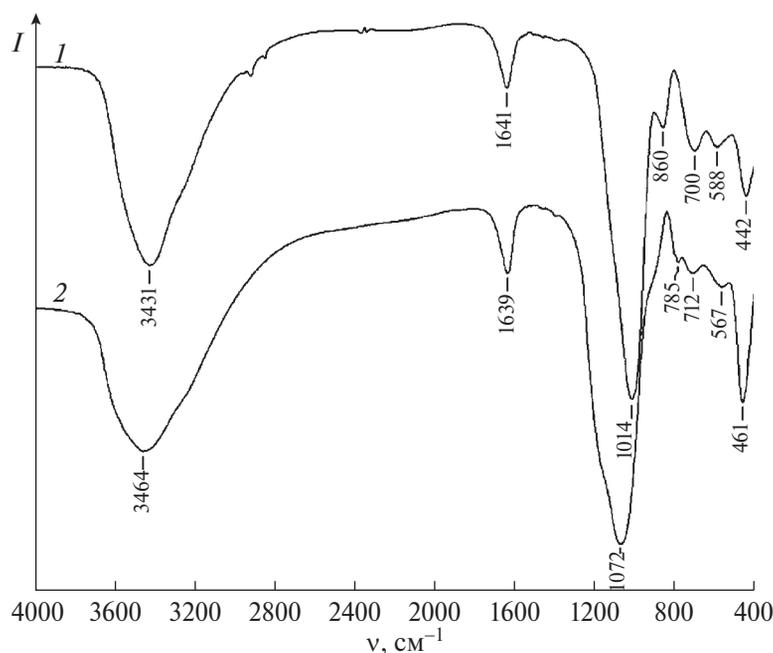


Рис. 1. ИК-спектры: 1 — образец **1** (нумерация согласно табл. 1); 2 — алюмосиликат $KAlSi_3O_8 \cdot nH_2O$.

Таблица 1. Характеристики образцов

Образец	Сорт соломы, год сбора урожая	$S_{уд}^*$, м ² /г	Мольное соотношение Si : Al	Состав, мас. %				
				SiO ₂	Al ₂ O ₃	Na ₂ O	K ₂ O	п.п.п.
1	Луговой, 2018 г.	338	1 : 0.64	24.84	13.55	4.42	0.60	56.6
2	Ханкайский-429, 2010 г.	470	1 : 0.91	31.70	24.60	3.61	1.26	38.8
3	Луговой, 2017 г.	362	1 : 0.97	24.24	19.96	3.37	0.73	51.7

* $S_{уд}$ определяли по метиленовому голубому. п.п.п — потери при прокаливании.

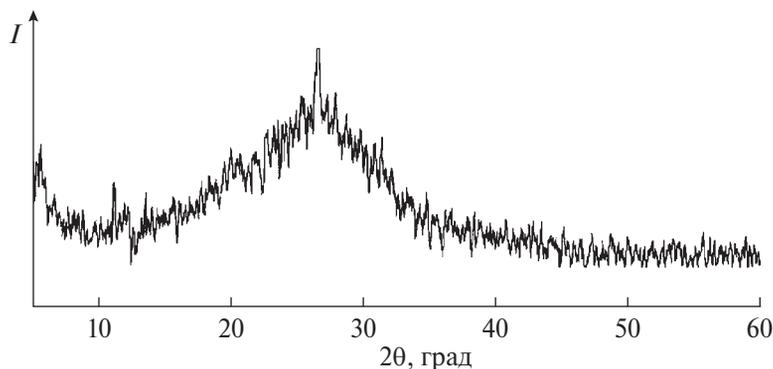


Рис. 2. Типичная рентгенограмма образцов 1–3 (нумерация согласно табл. 1).

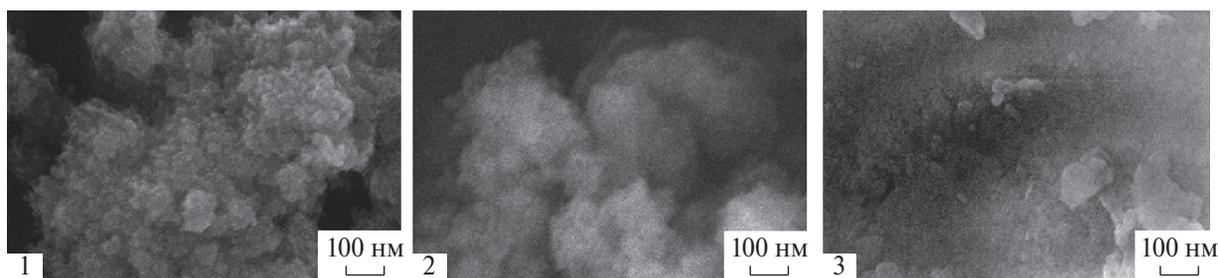


Рис. 3. Микрофотографии образцов 1–3 (нумерация согласно табл. 1).

полосы поглощения при 1014, 588 и 442 см⁻¹, отвечающие асимметричным валентным, симметричным валентным и деформационным колебаниям связей Si–O соответственно [9]. Полоса в области 860 см⁻¹ указывает на наличие силанольных групп Si–OH. Специфическим для алюмосиликатов является наличие полосы при 700 см⁻¹, отвечающей колебаниям связей Al–O–Si, а также положение полосы поглощения при 1014 см⁻¹, отвечающей асимметричным валентным колебаниям связи Si–O [28]. В аналогичном по составу алюмосиликате KAlSi₃O₈ · nH₂O, синтезированном из реактивов, эта полоса смещена в область 1072 см⁻¹ (рис. 1, кривая 2), а в спектре кремнезема — в область 1107 см⁻¹.

Синтезированные образцы рентгеноаморфны, о чем свидетельствует размытый максимум на рентгенограмме в области углов 27°–29° (рис. 2).

Морфология исследованных образцов (рис. 3) представлена частицами неправильной формы с развитой поверхностью диаметром не более 0.5 мкм, что и обуславливает высокое значение удельной поверхности материала.

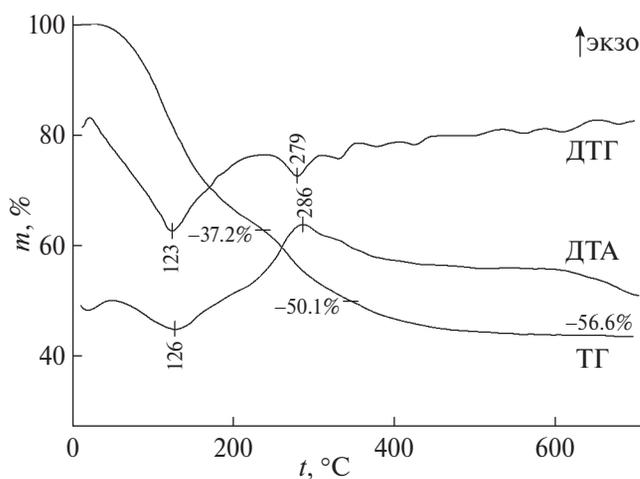


Рис. 4. Термограмма образца 1 (нумерация согласно табл. 1).

Термическое поведение синтезированных алюмосиликатов схоже, на рис. 4 представлена термограмма образца 1, на ней можно выделить три стадии. На первой стадии до 219–240°C происходит удаление сорбированной и связанной воды, которое

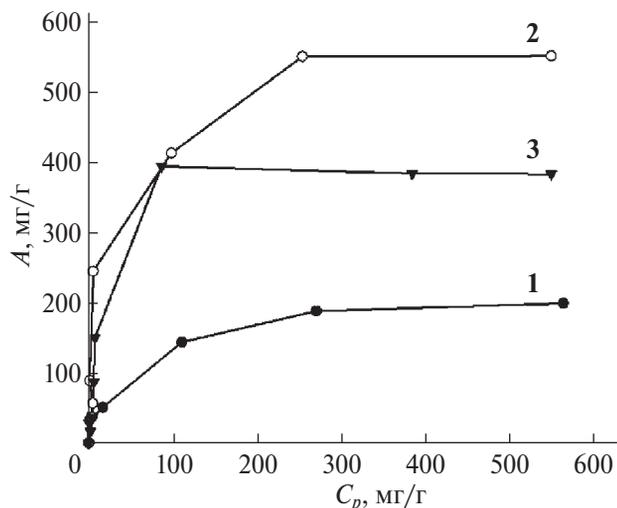


Рис. 5. Изотермы адсорбции свинца образцами 1–3 (нумерация согласно табл. 1).

сопровождается эндоэффектом на кривой ДТА и потерей массы 13.3–37.2%, на второй стадии происходит окислительное разложение органической компоненты, сопровождаемое экзоэффектами. Окислению некристаллической или слабокристаллизованной целлюлозы соответствует максимум кривой ДТА при 286–298°C, потеря массы при этом составляет 7.1–12.9%, разложение заканчивается к 346–347°C. Разложение ароматических фрагментов лигнина происходит при более высокой температуре, максимум кривой ДТА расположен около 520°C, потеря массы заканчивается к 730°C и составляет до 39.2% от массы образца. На третьем этапе происходит окисление карбонизированного остатка, что сопровождается незначительным экзоэффектом и потерей массы 0.8–8.7%, а также кристаллизация алюмосиликата с образованием фазы нефелина NaAlSiO₄ (на других термограммах отмечается узкий эндоэффект при 973°C без изменения массы).

Таким образом, материал, полученный из растительного сырья, представляет собой композит, содержащий как фазу аморфного алюмосиликата натрия, так и органическую компоненту, представленную целлюлозой и лигнином, в различных соотношениях в зависимости от условий синтеза.

Для оценки сорбционных свойств исследуемых образцов построены изотермы сорбции свинца из модельных растворов PbCl₂ с концентрацией металла 20–1000 мг/л (рис. 5).

Экспериментальные данные были аппроксимированы уравнением изотермы сорбции Ленгмюра по формуле:

$$A = \frac{A_{\max} K_L C_p}{(K_L C_p + 1)}, \quad (1)$$

Таблица 2. Параметры уравнений Ленгмюра и Дубинина–Астахова

Образец	Модель Ленгмюра		Модель Дубинина–Астахова		
	A _∞ , мг/г	R ²	A _{max} , мг/г	R ²	E, кДж/моль
1	113.63	0.83	214.86	0.98	16.133
2	625.00	0.92	1248.25	0.95	10.581
3	526.31	0.95	838.57	0.89	11.142

где A — сорбционная емкость (мг/г), A_{max} — максимальная сорбционная емкость (мг/г), K_L — константа адсорбции (л/мг), C_p — равновесная концентрация (мг/л).

Широко используемое уравнение Ленгмюра позволяет оценить величину предельной адсорбции (A_{max}, мг/г) на образцах. Для изучения природы взаимодействия в системе адсорбент–адсорбат использовали уравнение Дубинина–Астахова:

$$A = A_{\infty} \cdot \exp\left(-\frac{R^n \cdot T^n}{E^n} \cdot \left(\ln \frac{C_s}{C}\right)^n\right), \quad (2)$$

где A — величина адсорбции (мг/г); A_∞ — предельная адсорбция (мг/г); C — равновесная концентрация ионов свинца в растворе (мг/л); C_s — предельная растворимость свинца (мг/л); E — свободная энергия адсорбции (кДж/моль); R — универсальная газовая постоянная (Дж/(моль К)); T — температура (К), n — переменный показатель степени, выраженный целым числом, зависящий от пористой структуры сорбента, согласно [29], для цеолитов он может иметь значение в интервале 1–6. В нашем случае методом подбора установлено, что n = 2.

Уравнение Дубинина–Астахова является более общим по сравнению с уравнением Ленгмюра, так как не предполагает гомогенности поверхности и постоянства адсорбционного потенциала. В рамках данной модели были рассчитаны значения свободной энергии адсорбции E (табл. 2), на ее основе установлен механизм сорбции.

Коэффициент аппроксимации R², рассчитанный для уравнений Ленгмюра и Дубинина–Астахова, показывает, что обе модели подходят для описания изотерм сорбции. Разницу в значениях предельной емкости A_{max} можно объяснить полуэмпирическим характером обоих уравнений.

Величина свободной энергии адсорбции E в уравнении (2) позволяет судить о природе взаимодействия между поверхностью алюмосиликата и ионами свинца. При значении E < 8 кДж/моль имеет место физическая адсорбция; при 8 < E < 16 кДж/моль —

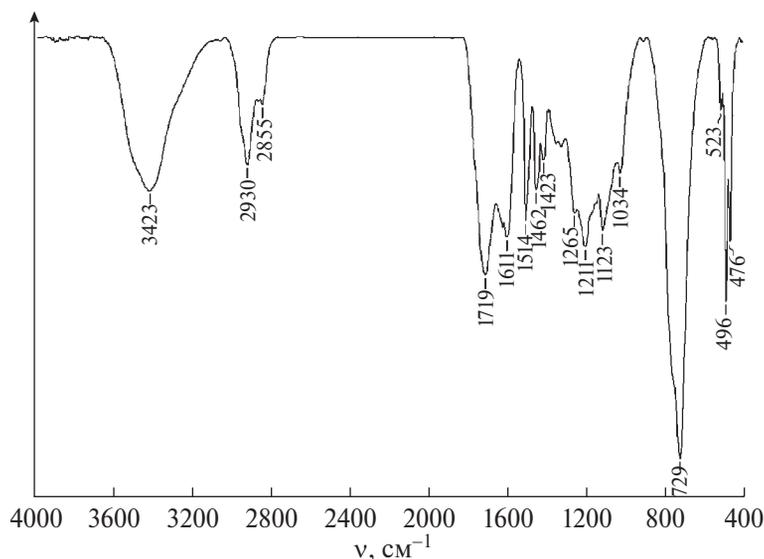


Рис. 6. ИК-спектр выделенной органической компоненты исследуемых образцов алюмосиликатных материалов.

хемосорбция [30–33]. Рассчитанные величины свободной энергии адсорбции для всех исследуемых образцов алюмосиликатов (табл. 2) лежат в интервале 10–16 кДж/моль, что указывает на химическую природу сорбции ионов Pb^{2+} .

Анализ содержания ионов натрия в растворах после сорбции свинца показывает, что для образцов **2** и **3** при увеличении концентрации ионов Pb^{2+} в модельном растворе возрастает концентрация ионов Na^+ в растворе после сорбции по сравнению с контрольным опытом, в котором алюмосиликат натрия контактирует с чистой водой в течение того же времени. При этом в случае образца **1** содержание натрия в растворе не изменяется. Таким образом, сорбция на образцах **2** и **3** идет по ионообменному механизму.

Как видно из данных, представленных на рис. 5, значение сорбционной емкости исследуемых образцов по отношению к ионам Pb^{2+} варьирует в интервале 199–550 мг/г. Емкость исходной рисовой шелухи, а также выделенного из нее диоксида кремния (99% SiO_2) невысока и составляет 20.14 и 27.06 мг/г соответственно [34]. Сравнение полученных данных для исследованных образцов с другими сорбентами показывает, что большинство известных материалов — алюмосиликатов синтетического либо природного происхождения, а также углеродных и на основе органических полимеров — имеют сорбционную емкость порядка 10–50 мг/г [8, 11, 12, 28, 35]. В работе [17] сорбционная емкость образцов цеолита составила 175 мг/г. Наибольшая известная величина составляет 250 мг/г для материала на основе синтетического цеолита [36]. Однако для алюмосиликатов, синтезированных нами на основе

солосы риса, наблюдаются значительно более высокие значения сорбционной емкости.

Для объяснения этого факта был уточнен состав полученных нами материалов. Их существенным отличием от аналогичных материалов является наличие в алюмосиликате органической компоненты, которая попутно включается в состав при синтезе из растительного гидролизата. Для изучения ее состава из исследованных алюмосиликатов путем травления в смеси HF и H_2SO_4 с последующим промыванием были удалены ионы натрия, кремния и алюминия. В ИК-спектре органического остатка (рис. 6) наблюдается набор полос поглощения, характерный для целлюлозы и гемицеллюлозы: колебаниям связей $O-H$ отвечает широкая полоса поглощения с максимумом при 3423 см^{-1} , колебаниям связей $C-H$ — полосы при 2930 (ν_s), 2855 (ν_s), 1462 (δ) и 729 (δ_r) см^{-1} .

Полоса средней интенсивности при 1514 см^{-1} соответствует валентным колебаниям связи $C=C$ в ароматическом кольце, что свидетельствует о наличии небольшого количества лигнина в образце. Для ароматических соединений, в частности анизола (метилфениловый эфир), который является основным структурным мотивом в лигнине, характерны и другие полосы поглощения, соответствующие внеплоскостным деформационным колебаниям в ароматическом кольце связей $C-H$ (784 , 761 см^{-1}) и $C-C$ (699 см^{-1}), но они перекрываются с полосой поглощения связей $C-H$ и приводят к ее уширению (729 см^{-1}).

Связям $C-O$, которые имеются в структуре как полисахаридов в составе углеводной цепи, так и в лигнине в группах $Ar-O-R$ и $R-O-R$, соответ-

ствуют полосы при $1265 \nu_{as}(C-O-C)$, $1423 \nu_{as}(OC-OH)$, $1123 \nu_{as}(C-OH)$ и $1034 \nu_s(C-O-C) \text{ см}^{-1}$. Полосы при 1719 , 1611 и 1211 см^{-1} отвечают колебаниям связей $C=O$ карбонильной группы, которая не содержится в полисахаридах и лигнине и, по-видимому, образуется путем частичного окисления органической компоненты растительного гидролизата в процессе получения силикатных материалов.

Однако сорбционные свойства данного органического материала (без алюмосиликата) по отношению к ионам свинца крайне незначительны и его сорбционная емкость не превышает 70 мг/г . Кроме того, ранее было показано [37], что удаление органической компоненты из алюмосиликатов биогенного происхождения путем прокаливания приводит к увеличению сорбционной емкости по отношению к ионам свинца в 1.3 раза. Следовательно, высокие значения сорбционной емкости исследованных материалов объясняются не присутствием органической компоненты и ее природой, а структурой алюмосиликатной фазы и функциональными группами на ее поверхности.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Результаты исследования показывают, что алюмосиликаты, полученные из соломы риса, могут быть использованы для сорбции ионов Pb^{2+} , их сорбционная емкость изменяется в интервале $199-550 \text{ мг/г}$ в зависимости от состава и величины удельной поверхности. Значения свободной энергии адсорбции, рассчитанные по модели Дубинина–Астахова, позволяют предположить хемосорбционный механизм извлечения ионов свинца(II).

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено в рамках государственного задания Института химии ДВО РАН № FWFN(0205)-2022-0002. Атомно-адсорбционный анализ и энергодисперсионную рентгенофлуоресцентную спектроскопию проводили на оборудовании ЦКП “Дальневосточный центр структурных исследований ИХ ДВО РАН”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Грушичева Е.А., Богданович Н.Г., Емельянов В.П. и др. // Сорбционные и хроматографические процессы. 2006. Т. 6. № 6. С. 922.

2. Иванова Е.С., Гавронская Ю.Ю., Стожаров В.М. и др. // Журн. общ. химии. 2014. Т. 84. № 2. С. 185.
3. Воронина А.В., Блинова М.О., Куляева И.О. и др. // Радиохимия. 2015. Т. 57. № 5. С. 446.
4. Григорьева А.И., Владимирцева Е.Л., Шарнина Л.В. и др. // Вестник Технологического университета. 2016. Т. 19. № 19. С. 116.
5. Гордиенко П.С., Шабалин И.А., Ярусова С.Б. и др. // Журн. физ. химии. 2016. Т. 90. № 10. С. 1534. <https://doi.org/10.7868/S0044453716100125>
6. Филатова Е.Г., Пожидаев Ю.Н., Помазкина О.И. // Физикохимия поверхности и защита материалов. 2016. Т. 52. № 3. С. 285. <https://doi.org/10.7868/S0044185616030104>
7. AlOthman Z.A. // Materials. 2012. № 5. P. 2874. <https://doi.org/10.3390/ma5122874>
8. Bhadoria R., Singh B.K., Tomar R. // Desalination. 2010. V. 254. № 1–3. P. 192. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.11.016>
9. Zulkipli N.S.C., Rahman I.A., Mohamad D. et al. // Ceram. Int. 2013. V. 39. P. 4559. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2012.11.052>
10. Sembiring S., Simanjuntak W., Manurung P. et al. // Ceram. Int. 2014. V. 40. P. 7067. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2013.12.038>
11. Тельхожаева М.С., Сейлханова Г.А., Рахым А.Б. и др. // Вестник Казахского национального университета. Сер. хим. 2018. Т. 91. № 4. С. 16. <https://doi.org/10.15328/cb980>
12. Lima J.Z., da Silva E.F., Patinha C. et al. // J. Environ. Manage. 2022. V. 321. P. 115968. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115968>
13. Аликина Ю.А., Калашикова Т.А., Голубева О.Ю. // Физика и химия стекла. 2021. Т. 47. № 1. С. 56. <https://doi.org/10.31857/S0132665121010029>
14. Панасенко А.Е., Борисова П.Д., Арефьева О.Д. и др. // Химия растительного сырья. 2019. № 3. С. 291. <https://doi.org/10.14258/jcprm.2021017521>
15. Zamzow M.J., Eichbaum B.R., Sandgren K.R. et al. // Sep. Sci. Technol. 1990. V. 25. № 13–15. P. 1555. <https://doi.org/10.1080/01496399008050409>
16. Yuan G., Seyama H., Soma M. et al. // J. Environ. Sci. Health. A. 1999. V. 34. № 3. P. 625. <https://doi.org/10.1080/10934529909376856>
17. Babel S., Kurniawan T.A. // J. Hazard. Mater. 2003. V. 97. P. 219.
18. Филатова Е.Г., Помазкина О.И., Пожидаев Ю.Н. // Физикохимия поверхности и защита материалов. 2022. Т. 58. № 5. С. 489. <https://doi.org/10.7868/S0044185616030104>
19. Panasenko A.E., Shichalin O.O., Yarusova S.B. et al. // Nucl. Eng. Technol. 2022. V. 54. P. 3250. <https://doi.org/10.1016/j.net.2022.04.005>
20. Холмейдик А.Н., Панасенко А.Е. // Журн. неорганической химии. 2022. Т. 67. № 9. С. 1325. <https://doi.org/10.31857/S0044457X22090069>

21. *Banerjee S., Barman S., Halder G.* // Groundwater for sustainable development. 2017. V. 5. P. 137. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2017.06.004>
22. *Земнухова Л.А., Панасенко А.Е., Цой Е.А. и др.* // Неорган. материалы. 2014. Т. 50. № 1. С. 82. <https://doi.org/10.7868/S0002337X14010205>
23. *Титов А.Ф., Казнина Н.М., Карапетян Т.А. и др.* // Журн. общ. биологии. 2020. Т. 81. № 2. С. 147. <https://doi.org/10.31857/S0044459620020086>
24. *Sweeney L.M.* // Regul. Toxicol. Pharm. 2021. V. 122. 104894. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2021.104894>
25. Action is needed on chemicals of major public health concern // World Health Organization. Geneva. 2010. 4 p. https://chemycal.com/dap/files/WHO_10chemicals_en.pdf
26. *Гордиенко П.С., Ярусова С.Б., Шабалин И.А. и др.* // Радиохимия. 2014. Т. 56. № 6. С. 518.
27. *Кельцев Н.В.* Основы адсорбционной техники. М.: Химия, 1984. 592 с.
28. *Farmer V.C., Russell J.D.* // Spectrochim. Acta. 1964. V. 20. P. 1149. [https://doi.org/10.1016/0371-1951\(64\)80165-x](https://doi.org/10.1016/0371-1951(64)80165-x)
29. *Дубинин М.М.* // Успехи химии. 1982. № 7. С. 1065.
30. *Dang V.B.H., Doan H.D., Dang-Vu T. et al.* // Bioresour. Technol. 2009. V. 100. № 1. P. 211. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.05.031>
31. *Naiya T.K., Chowdhury P., Bhattacharya A.K. et al.* // Chem. Eng. J. 2009. V. 148. № 1. P. 68. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.08.002>
32. *Blanes P.S., Bordoní M.E., González J.C. et al.* // J. Environ. Chem. Eng. 2016. V. 4. № 1. P. 516. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.12.008>
33. *Филатова Е.Г., Матиенко О.И.* // Сорбционные и хроматографические процессы. 2023. Т. 23. № 1. С. 116. <https://doi.org/17308/sorpchrom.2023.23/10999>
34. *Шевелева И.В., Холомейдик А.Н., Войт А.В., Земнухова Л.А.* // Химия растительного сырья. 2009. № 4. С. 171.
35. *Teng H.-J., Xia T., Li C. et al.* // Bioresour. Technol. 2023. V. 377. P. 128943. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128943>
36. *Smrzova D., Szatmary L., Ecorchard P. et al.* // Heliyon. 2022. V. 8. № 12. P. 12293. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12293>
37. *Терминов С.А., Панасенко А.Е.* // Экологобезопасные и ресурсосберегающие технологии и материалы: материалы IV Всерос. молодеж. науч. конф. с международным участием. Улан-Удэ: Изд-во БНЦ СО РАН, 2020. С. 69. <https://doi.org/10.31554/978-5-7925-0590-6-2020-2-3-179>

EXTRACTION OF Pb²⁺ IONS BY SODIUM ALUMINOSILICATES SYNTHESIZED FROM RICE STRAW

A. N. Kholomeydkin^a,*, A. E. Panasenko^a

^a*Institute of Chemistry, Far-Eastern Branch, Russian Academy of Sciences, Vladivostok, 690022 Russia*

*e-mail: anik@ich.dvo.ru

Samples of sodium aluminosilicates obtained by hydrolytic deposition using rice straw of different varieties as silicon-containing raw materials were studied. The morphology of the particles was determined by scanning electron microscopy, the specific surface area (362–470 m²/g) was measured, IR spectra were recorded, and the chemical and phase composition of the samples was determined. The sorption properties of the obtained materials with respect to lead ions have been studied, the sorption capacity is 199–550 mg/g. An organic component was found and isolated in the samples, which is formed as a result of the deposition of aluminosilicates from rice straw hydrolysates, its composition was determined by thermogravimetry and IR spectroscopy. The effect of the organic component on the sorption capacity of plant-derived aluminosilicates has been investigated. The proposed sorption mechanism has been established. The approach used makes it possible to obtain aluminosilicates with a high sorption capacity, as well as safely dispose of rice straw.

Keywords: aluminosilicates, biogenic silica, rice straw, lead, sorption