



ОРИГИНАЛЬНЫЕ СТАТЬИ

Научная статья

УДК 543.544.6

doi: 10.17308/sorpchrom.2025.25/13281

Сравнительное изучение адсорбции ионов Cu(II) из водных растворов промышленными ионитами и ионообменными системами на их основе

Мухтаржан Ганиевич Мухамедиев[✉],

Хуршида Холбай кизи Усманова, Давронбек Жумазарович Бекчанов

Национальный университет Узбекистана, Ташкент, Узбекистан, mmuxamediev@mail.ru[✉]

Аннотация. Исследована сорбция ионов Cu(II) из водных растворов на сульфокатионите КУ-2-8, анионите АН-31 и ионообменной системе с дальнодействующим взаимодействием на основе промышленных ионитов КУ-2-8 и АН-31. Изучено влияние различных параметров на процесс и показано, что при продолжительности адсорбции 12 часов, pH среды 4.6 и температуре 293К, величина максимальной адсорбции ионов меди катионитом КУ-2-8 (H⁺ форме) составляет 112.4 мг/г, анионитом АН-31 (Cl⁻ форме) 114.2 мг/г, для ионообменной системы, составленной из сульфокатионита КУ-2-8 и анионита АН-31 296.7 мг/г. Видно, что статическая обменная емкость ионообменной системы при этой температуре выше суммы отдельных ёмкостей ионитов (226.6 мг/г). Полученные результаты показывают, что ионообменная система с дальнодействующим взаимодействием более эффективно поглощает ионы Cu(II), чем индивидуальные сорбенты. Для выяснения механизма активации кондуктометрическим методом измеряли электропроводность индивидуальных ионитов и ионообменной системы в водных растворах. Соответственно, электропроводность АН-31(OH⁻ форме) составляла 20.5 мс/см, а КУ-2-8 (H⁺ форме) – 2.48 мс/см, а электропроводность системы КУ-2-8-АН-31 составила 27.9 мс/см. Благодаря наличию в системе ионов H⁺ и OH⁻ способных образовывать молекулы воды, в катионите КУ-2-8 повышается уровень ионизации сульфогрупп и увеличивается способность их сорбировать ионы Cu(II). Таким образом, в ионообменной системе КУ-2-8-АН-31 (1:1) по сравнению с другими системами может происходить более глубокая перекрестная активация функциональных групп полимеров за счет их перехода в высоко ионизированное состояние, приводящее к значительному увеличению сорбционной ёмкости изучаемой системы. Изотермы адсорбции ионов Cu(II) ионитами и ионообменной системой проанализированы с использованием различных моделей и установлено, что экспериментальные результаты лучше согласуются с моделью Ленгмюра. Кинетические исследования показали, что процесс адсорбции ионов Cu(II) лучше описывается кинетической моделью псевдовторого порядка.

Ключевые слова: иониты, ионообменная система, дальнодействующее взаимодействие, ионы Cu(II), адсорбция.

Для цитирования: Мухамедиев М.Г., Усманова Х., Бекчанов Д.Ж. Сравнительное изучение адсорбции ионов Cu(II) из водных растворов промышленными ионитами и ионообменными системами на их основе // Сорбционные и хроматографические процессы. 2025. Т. 25, № 4. С. 540-547. <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2025.25/13281>

Original article

Comparative study of adsorption of Cu(II) ions from aqueous solutions by industrial ion exchangers and ion exchange systems based on them

Mukhtarjan G. Mukhamediyev[✉], Hurshida H. Usmanova, Davronbek J. Bekchanov

National University of Uzbekistan, Tashkent, Uzbekistan, mmuxamediev@mail.ru[✉]



Abstract. The sorption of Cu(II) ions from aqueous solutions on the sulfocation exchanger KU-2-8, the anion exchanger AN-31 and the ion exchange system with long-range interaction based on the industrial ion exchangers KU-2-8 and AN-31 was studied. A study was conducted to ascertain the influence of various parameters on the process. It was demonstrated that under optimal conditions of an adsorption duration of 12 hours, a pH value of 4.6 and a temperature of 293K, the maximum adsorption of copper ions by the cation exchanger KU-2-8 (H⁺ form) is 112.4 mg/g, by the anion exchanger AN-31 (Cl⁻ form) 114.2 mg/g, and for the ion exchange system composed of the sulfonic cation exchanger KU-2-8 and the anion exchanger AN-31 296.7 mg/g. It is evident that the static exchange capacity of the ion exchange system at this temperature is higher than the sum of the individual capacities of the ion exchangers (226.6 mg/g). The results obtained demonstrate that the ion exchange system with long-range interaction absorbs Cu(II) ions more effectively than individual sorbents. In order to elucidate the activation mechanism, the conductivity of individual ion exchangers and the ion exchange system in aqueous solutions was measured by the conductometric method. Accordingly, the conductivity of AN-31 (OH⁻ form) was 20.5 μ s/cm, and KU-2-8 (H⁺ form) – 2.48 μ s/cm, and the conductivity of the KU-2-8-AN-31 system was 27.9 μ s/cm. The presence of H⁺ and OH⁻ ions in the system, capable of forming water molecules, resulted in an increase in the ionization of sulfogroups in the KU-2-8 cation ion exchanger, thereby enhancing their capacity to sorb Cu(II) ions. In the ion exchange system KU-2-8-AN-31 (1:1), compared to other systems, a deeper cross-activation of the functional groups of polymers can occur due to their transition to a highly ionized state, leading to a significant increase in the sorption capacity of the studied system. The adsorption isotherms of Cu(II) ions by ion exchangers and ion exchange systems were analysed using various models. The findings indicated that the Langmuir model provides a superior fit to the experimental results. Moreover, kinetic studies demonstrated that the adsorption process of Cu(II) ions is more accurately described by the pseudo-second order kinetic model.

Keywords: ion exchangers, ion exchange system, long-range interaction, Cu(II) ions, adsorption.

For citation: Mukhamediyev M.G., Usmanova H., Bekchanov D.Zh. Comparative study of adsorption of Cu(II) ions from aqueous solutions by industrial ion exchangers and ion exchange systems based on them. *Sorbtionnye i khromatograficheskie protsessy.* 2025. 25(4): 540-547. (In Russ.). <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2025.25/13281>

Введение

Тяжелые металлы являются одним из самых ядовитых загрязнителей окружающей среды вод, приводящим к серьезным заболеваниям [1, 2]. Следовательно, поиск эффективных и легко осуществимых способов решения проблемы загрязнения воды имеет решающее значение при охране окружающей среды [3]. Как типичный тяжелый металл, медь широко используется в электрохимической, обрабатывающей, металлургической и химической промышленности [4]. Сточные воды этих отраслей, содержащие большое количество ионов тяжелых металлов, особенно ионов меди, не только вызывают серьезное загрязнение окружающей среды [5], но и наносят существенный вред человеческому организму [6, 7]. В настоящее время в промышленных сточных водах ионы меди очищают с помощью мембранный фильтрации, ионного обмена, адсорбции, химического осаждения, электрохимии. Среди широко используемых методов эффективны такие

методы электрохимической обработки, как электроагрегация, электрофлотация и электроосаждение, но им уделяется меньше внимания из-за их высокого энергопотребления [8, 9]. Метод адсорбции является привлекательным и многообещающим способом удаления ионов металлов из-за его высокой эффективности, высокой селективности и низкой стоимости [10-13].

Так в работе [14] исследована адсорбция ионов Cu (II) с использованием анионообменных смол, в частности Dowex G-26 и PurometTM MTS9570. Исследование показало, что степень удаление достигало 99.9% с помощью смолы Dowex G-26 и 90% с помощью смолы PurometTM MTS9570. Максимальная адсорбционная способность была определена на уровне 41.67 мг/г для Dowex G-26 и 37.70 мг/г для MTS9570.

Возможность удаления ионов Cu²⁺ из водных растворов с использованием хелатообразующих синтетических ионообменных смол, в частности Purolite S 910, S 930, S 940, S 950 и катионообменной



смолы С 160 рассмотрена в статье [15], где эффективность S 930 и S 940 приближается к 100%. Исследование показало, что удаление ионов Cu^{2+} из водных растворов лучше всего описывается линейной формой изотермы Ленгмюра для ионообменников S 910 и S 930, в то время как изотерма Фрейндлиха лучше всего подходит для ионообменников S 940, С 160 и S 950 [16]. Наибольшая максимальная сорбционная способность, составляющая приблизительно 69 $mg \cdot g^{-1}$, была достигнута при использовании катионообменной смолы С 160, за которой следуют S 940, S 930, S 950 и S 910 в порядке уменьшения емкости. Изучение механизма сорбции ионов $Cu(II)$ на коммерчески доступных хелатных ионообменниках Purolite S 940 и Purolite S 950 с аминофосфоновыми функциональными группами проведено в [17]. Сорбенты исследовали с помощью сканирующей электронной микроскопии (СЭМ) с детектором EDX. Полученные линейные профили элементного состава позволили изучить глубину проникновения сорбированного металла. Сравнение FTIR- и XPS-спектров до и после сорбции ионов $Cu(II)$ показало, что в процессе сорбции ионов меди участвуют свободные электронные пары азота и кислорода в аминофосфоновых функциональных группах и происходит ионный обмен между ионами $Na(I)$ и сорбированными ионами $Cu(II)$.

Удаление ионов меди (Cu^2+) из искусственных сточных вод с использованием ионообменной смолы и метода пульсации рассмотрено в работе [18]. Исследование показало, что эффективность удаления Cu^{2+} снижается при повышении исходных концентраций, но возрастает по мере увеличения частот и амплитуды пульсаций.

При исследовании сорбции ионов меди (II) анионообменной смолой АН-31 с низкой основностью [19] выявлено, что ионы меди взаимодействуют путем комплексообразования с функциональными группами смолы с образованием

различных структур, таких как $[Cu(NR_3)_2(OH)_2(H_2O)_2]$ и $[Cu(NR_3)_3(OH)(H_2O)_2]$, а также физической адсорбции оксидных димеров и кластеров меди с плоскими квадратами.

Возможность удалению ионов меди с использованием слабокислых катионообменных смол, в частности MN500 и C100H показана С. Modrogan в [20]. В исследовании сделан вывод, что эти катионообменные смолы эффективны для удаления меди из водных растворов, максимальная статическая обменная ёмкость изучаемых сорбентов по ионам меди достигает до 0.7 $mg \cdot \text{экв}/g$.

В [21] исследуется адсорбция комплексов меди на сильноосновной анионообменной смоле Purolite A500/2788 в хлоридной форме как в системах тиосульфатного выщелачивания без аммиака, так и в системах тиосульфатного выщелачивания и аммиака. В исследовании сделан вывод о том, что не аммиачная система обладает превосходными изотермами адсорбции комплексов меди, в которых преобладает $Cu(S_2O_3)$, что подчеркивает эффективность тиосульфата в качестве альтернативы цианиду при выщелачивании меди.

В работе [22] получен амино-гипофосфитный полиамфолит (АГП) на основе гексаметилентриамина и гипофосфитовой кислоты, который характеризуется сорбционной емкостью, сравнимой с некоторыми сорбентами ионов, доступных на рынке. Максимальная емкость в диапазоне температур от 298 К до 328 К колеблется в пределах 114 и 146 $mg \cdot Cu(II) / g$ на 1 г сухого АГП. Исследована возможность применения АГП в процессе удаления $Cu(II)$ из. Концентрации Cu^{2+} на входе модельных гальванических стоков составляли 6.4 и 36.2 $mg \cdot dm^{-3}$ в кислых и основных гальванических сточных водах соответственно. После процесса удаления концентрации $Cu(II)$ были снижены до 1.3 и 5.1 $mg \cdot dm^{-3}$ для кислых и основных гальванических сточных вод соответственно.

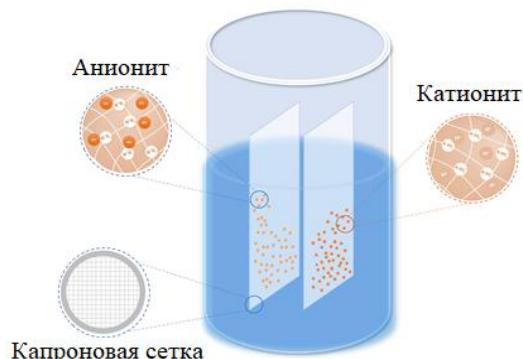


Рис. 1. Изображение ионообменной системы КУ-2-8-АН-31 в активированном состоянии
Fig. 1. Image of the CU ion exchange system-2-8- The AN-31 is in an activated state.

Таким образом из вышеизложенного видно, что существует множество сорбентов и технологий по удалению ионов меди из растворов, которые имеют свои преимущества и недостатки. Создание новых усовершенствованных технологий по адсорбции ионов Cu^{2+} является задачей, позволяющей более эффективно бороться с проблемами в охране окружающей среды.

Целью настоящих исследований является сравнительное изучение сорбционных способностей новых ионообменных систем с дальнодействующим взаимодействием и индивидуальных ионообменных материалов, широко используемых в промышленности

Эксперимент

Используемые реагенты. Сульфокатионит КУ-2-8 (производство «Токем-Россия») и анионит АН-31 (производство ПАО «Уралхимпласт»). Сульфат меди пентагидрат ГОСТ 4165-78. Разработанные ионообменные системы на основе принципа дальнодействующего взаимодействия на основе анионообменного сорбента АН-31 и катионообменного сорбента КУ-2-8 обеспечивает селективную сорбционную способность и повышают эффективность процесса [23].

Для активации системы капроновые сетки с монослоем набухшего ионита помещали друг напротив друга в стакан с дистиллированной водой и оставляли на 48 часов. Через 48 часов систему отделяли,

помещали в сосуд с раствором соли металла и проводили сорбцию. Процесс адсорбции изучали при соотношении сорбентов КУ-2-8 и АН-31 6:0, 5:1, 4:2, 3:3, 2:4, 1:5, 0:6. Структура данной ионообменной системы приведена на рисунке 1.

Оборудование. Спектрофотометр (Shimadzu Corporation. UV-1900i) (Япония) использовался для определения изменения концентрации ионов $Cu(II)$ в растворах. Концентрацию ионов $Cu(II)$ до и после адсорбции для построения изотерм и зависимости адсорбции от времени определяли путем измерения оптической плотности раствора сульфата меди при 804 нм. Концентрацию ионов $Cu(II)$ в сорбенте определяли с помощью энергодисперсионного рентгенофлюоресцентного (ED-XRF) спектрометра Rigaku NEX DE. Для нахождения качественного и количественного состава содержащихся в них элементов образцы исследовали в среде гелия. Кондуктометрическое титрование проводили на приборе Biobase Conductivity Meter 950.

При анализе изотерм адсорбции использовались линейные уравнения Ленгмюра и Фрейндлиха, а кинетики сорбции линейные уравнения псевдопервого и псевдовторого порядков. Все использованные уравнения взяты из работы [24].

Обсуждение результатов

Структура полимеров очень сильно влияет на набухание и селективность ионообменных материалов [25]. В ионо-

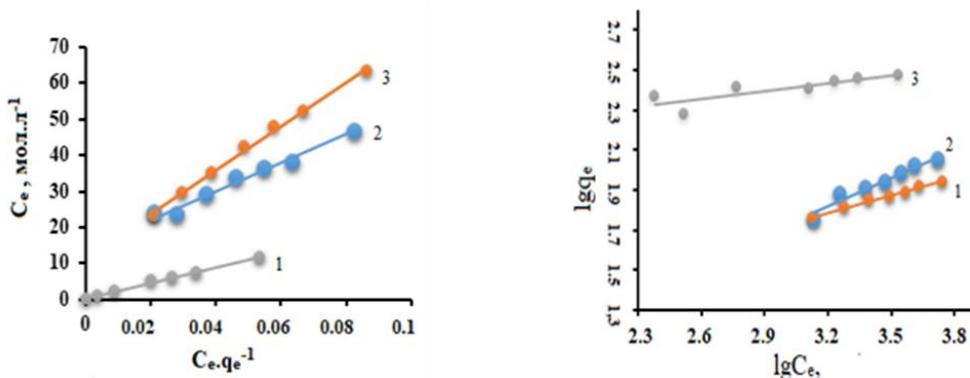


Рис. 2. Изотермы адсорбции ионов Cu^{2+} ионитами в координатах линейных уравнений Ленгмюра (а) (1-ионообменная система КУ-2-8-АН-31, 2-КУ-2-8, 3-АН-31) и Фрейндлиха (б) (1-АН-31, 2-КУ-2-8, 3- ионообменная система КУ-2-8-АН-31).

Fig. 2. Isotherms of Cu^{2+} ion adsorption by ionites in the coordinates of the linear Langmuir equations (a) (1-ion exchange system of CU-2-8- AN-31, 2-KU-2-8, 3-AN-31) and Freundlich (b) (1-AN-31, 2-CU-2-8, 3- CU ion exchange system-2-8- AN-31).

Таблица. Константы уравнений Ленгмюра и Фрейндлиха для изотерм адсорбции ионов Cu^{2+} различными ионитами и ионообменной системой.

Table. Constants of the Langmuir and Freundlich equations for Cu^{2+} ion adsorption isotherms by various ionites and ion exchange system.

Тип ионита	Изотерма по Фрейндлиху			Изотерма по Ленгмюру		
	K_F	n	R^2	$K_L, (\text{г.ммоль}^{-1})$	$q_e (\text{мг.г}^{-1})$	R^2
KU-2-8	2.02	2.11	0.950	27.12	112.42	0.980
AN-31	7.23	3.45	0.993	53.22	87.43	0.995
KU-2-8-AN-31	136.93	10.56	0.962	686.34	296.7	0.990

обменных системах иониты активируют друг друга [26]. Для выяснения механизма активации кондуктометрическим методом измеряли электропроводность индивидуальных ионитов и ионообменной системы в водных растворах. Соответственно, электропроводность АН-31(OH^-) составляет 20.5 мк $\text{s}/\text{см}$, а КУ-2-8(H^+) – 2.48 мк $\text{s}/\text{см}$, а электропроводность системы КУ-2-8-АН-31 составила 27.9 мк $\text{s}/\text{см}$. Благодаря наличию в системе ионов H^+ и OH^- способных образовывать молекулы воды, в катионите КУ-2-8 повышается уровень ионизации сульфогрупп и увеличивается способность его сорбировать ионы $\text{Cu}(\text{II})$. Таким образом, в ионообменной системе КУ-2-8-АН-31 (1:1) по сравнению с другими системами может происходить более глубокая перекрестная активация полимеров за счет их перехода в высоко ионизирован-

ное состояние, приводящее к значительному увеличению сорбционной емкости изучаемой системы.

Для выявления механизма процесса адсорбции наиболее широко используют её изотермы. На рис. 2 (а,б) приведены изотермы в координатах линейных уравнений Ленгмюра и Фрейндлиха, с помощью которых были рассчитаны параметры входящие в эти уравнения, характеризующие сорбционную способность изучаемых ионообменных материалов (табл.). Как видно из таблицы, параметр Фрейндлиха для ионообменной системы K_F в 20-50 раз выше, а n в 3-5 раз больше, чем у отдельных ионитов, что свидетельствует об очень высоком сродстве этой системы к ионам $\text{Cu}(\text{II})$.

Значение константы равновесия (K_L) в уравнении Ленгмюра также в 12-25 раз

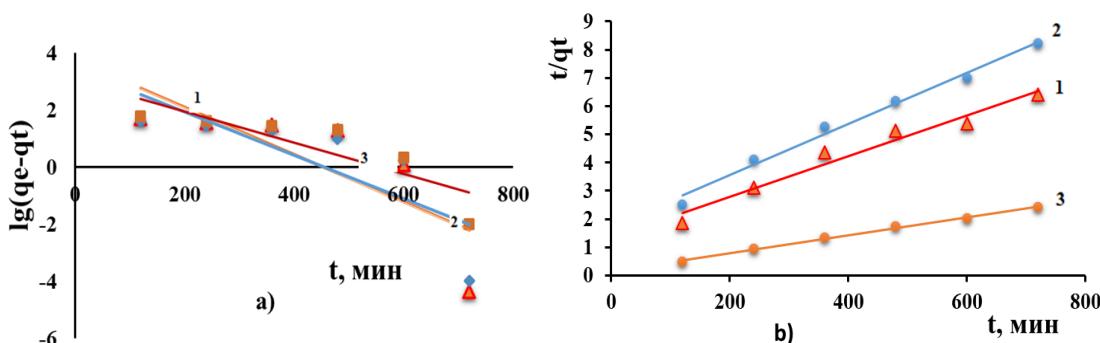


Рис. 3. Кинетика адсорбции ионов Cu^{2+} сульфокатионитом КУ-2-8 (1), анионитом АН-31 (2), ионообменной системой КУ-2-8-АН-31 (3) в координатах уравнения псевдопервого (а) и псевдовторого (б) порядков (концентрация сульфата меди 0,1 моль/дм³)

Fig. 3. Kinetics of Cu^{2+} ion adsorption by CU-2-8 (1) sulfocationite, AN-31 (2) anionite, and CU ion exchange system-2-8- AN-31 (3) in the coordinates of the equation of the pseudo-first (a) and pseudo-second (b) orders (copper sulfate concentration 0.1 the moth/l)

больше, чем у отдельных ионитов, что так же подтверждает большое сродство ионообменной системы к ионам Cu^{2+} . Значение коэффициента корреляции R^2 , рассчитанное по уравнению Ленгмюра выше, чем у рассчитанного по уравнению Фрейндлиха, следовательно, результаты исследуемого процесса адсорбции лучше описываются уравнением Ленгмюра.

Протекание процесса адсорбции также исследовали путём изучения её кинетики. Полученные результаты анализировались с использованием кинетических моделей псевдопервого и псевдовторого порядка. Уравнения, использованные для описания этих моделей, были взяты из работы [24]. Кинетика процесса адсорбции ионов Cu^{2+} ионообменными системами в координатах уравнений псевдопервого и псевдовторого порядка представлена на рисунке 3. Значения коэффициентов корреляции R^2 для наблюдаемых кинетических зависимостей во всех изучаемых системах намного выше для модели псевдовторого порядка ($R^2=0.99$), чем для модели псевдовторого порядка ($R^2=0.67$). Величины рассчитанных значений максимальной адсорбции при концентрации ионов меди 0.10 моль/дм³ составляют 110.4; 87.4 и 297.2 мг/г соответственно для катионита КУ-2-8, анионита АН-31 и

ионообменной системы с дальнодействующим взаимодействием КУ-2-8-АН-31. Константы скоростей адсорбции для кинетической модели псевдовторого порядка составляют $7.4 \cdot 10^{-5}$; $3.14 \cdot 10^{-5}$; $4.10 \cdot 10^{-5}$ г/(мин·моль) соответственно для КУ-2-8; АН-31 и ионообменной системы КУ-2-8-АН-31. Таким образом значения коэффициентов корреляции свидетельствуют о подчинении кинетики адсорбции ионов Cu^{2+} ионообменными материалами кинетической модели псевдовторого порядка, что свидетельствует о влиянии концентрации функциональных групп сорбентов на скорость адсорбции. Величина максимальной адсорбции указывает на преимущество ионообменной системы с дальнодействующим взаимодействием при извлечении ионов Cu^{2+} из водных растворов.

Из спектров XRF, оба ионита ионообменной системы сорбируют ионы Cu^{2+} . Интенсивность ионов Cu^{2+} в сорбентах составляет 455 для анионита АН-31 и 485 для сульфокатионита КУ-2-8. Таким образом, оба сорбента ионообменной системы с дальнодействующим взаимодействием фактически поглощают близкое друг к другу количество ионов Cu^{2+} . Интенсивность атомов серы в анионите составляет 118 единиц и свидетельствует об



адсорбции сульфат анионов этим анионитом их участии в качестве посредника при сорбции ионов меди. Способность сорбировать катионы меди анионитом АН-31 за счёт комплексообразования отмечено также в [19]. При этом сорбционная способность КУ-2-8 выше, чем у сульфокатионитов других марок [14].

Заключение

Для адсорбции ионов Cu(II) из искусственных растворов использовали промышленные ионообменные смолы КУ-2-8, АН-31 и ионобменные системы с дальнодействующим взаимодействием на их основе. Исследования показали, что сорбционные свойства ионообменной системы были выше почти на 30% чем у индивидуальных ионитов. Причиной этого является дальнодействующее взаимодействие между ионитами входящими в состав ионообменной

системы, приводящее к большей ионизации функциональных групп макромолекул. Максимальная активация функциональных групп ионитов в ионообменной системе КУ-2-8-АН-31 проявлялась при их мольном соотношении 1:1 и на определенном расстоянии. Полученные результаты указывают на возможность использования ионообменных систем в высокоэффективной сорбционной технологии для адсорбции тяжелых металлов, в том числе и меди из сбросных растворов и сточных вод.

Конфликт интересов

Авторы заявляют, что у них нет известных финансовых конфликтов интересов или личных отношений, которые могли бы повлиять на работу, представленную в этой статье.

Список литературы/References

1. Ab Hamid N.H., bin Mohd Tahir M.I.H., Chowdhury A., Nordin A.H., Alshaikh A.A., Suid M.A.; Nazaruddin N.'I., Nozaizeli N.D., Sharma S., Rushdan A.I. *Water*. 2022; 14: 3086. <https://doi.org/10.3390/w14193086>.
2. Qingyan Bai, Chao Huang, Shujuan Ma, Bolin Gong, Junjie Ou. *Sep. Purif. Technol.* 2023; 315: 123666. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.123666>
3. Al-Saydeh S.A., El-Naas M.H., Zaidi S.J. *Ind. Eng. Chem.* 2017; 56: 35-44. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2017.07.026>
4. Wu L., Wan W., Shang Z., Gao X., Kobayashi N., Luo G., Li Z., *Sep. Purif. Technol.* 2018; 197: 156-169. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.01.007>
5. Rafique M., Hajra S., Tahir M.B., Gillani S.S.A., Irshad M., *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2022; 29: 16772-16781. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-18638-9>
6. Khademian E., Salehi E., Sanaeepur H., Galiano F., Figoli A., *Sci. Total Environ.* 2020; 738: 139829. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139829>
7. Rastogi S., Kandasubramanian B., *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2020; 27: 210-237. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07280-7>
8. Azimi A., Azari A., Rezakazemi M., Ansarpour M., *ChemBioEng Rev.* 2017; 4: 37-59. <https://doi.org/10.1002/cben.201600010>
9. Chinedu N, Chukwudum QC. *Pollution Study.* 2025; 6(1): 3106. <https://doi.org/10.54517/ps3106>
10. Khademian E., Salehi E., Sanaeepur H., Galiano F., Figoli A., *Sci. Total Environ.* 2021; 754: 142048. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142048>
11. Bekchanov D., Mukhamediev M., Eshtur-sunov D., Lieberzeit P., Su X. *Polymers for Advanced Technologies.* 2024; 35(1): e6207. <https://doi.org/10.1002/pat.6207>
12. Mukhamediev M.G., Bekchanov D.Z., Juraev M.M., Lieberzeit P., Gafurova D.A. *Russ J Appl Chem.* 2021; 94: 1594-1601. <https://doi.org/10.1134/S1070427221120041>
13. Rustamov M.K., Gafurova D.A., Karimov M.M., N.M. Rustamova, Bekchonov D.Zh., Mukhamediev M.G. *Russ J Gen Chem.* 2014; 84: 2545-2551. <https://doi.org/10.1134/S1070363214130106>
14. Elfeghe Salem, Anwar Shams, James Lessley, Zhang Yahui *The Canadian Journal of Chemical Engineering.* 2022; 101(4): 2128-2138. <https://doi.org/10.1002/cjce.24632>
15. Orlof-Naturalna, M., Bożęcka, A. *Test.* 2021; 2(2): 7-13. <https://doi.org/10.29227/IM-2020-02-01>



16. Bożęcka A., Orłof-Naturalna M., *Test*. 2021; 2(2): 15-20. <https://doi.org/10.29227/IM-2020-02-02>
17. Sofinska-Chmiel W.; Kołodyńska D.; Adamczuk, A.; Swietlicki, A.; Goliszek, M.; Smagiel, R. *Materials*. 2021; 14: 2915. <https://doi.org/10.3390/ma14112915>
18. Esraa Hashem Abd El-Halim, D.A. El-Gayar, H.A. Farag. *Desalination and Water Treatment*. 193; 2020: 133-141. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.25689>
19. Stroganova E.A., Anufrienko V.F., Larina T.V. Vasenin N. T., Lebedev Yu. A. & Parmon V. N. *Russ. J. Phys. Chem.* 2017; 91: 1548-1556. <https://doi.org/10.1134/S0036024417080337>
20. Modroga C., Miron A. R., Orbule O. D., Costache, C., Apostol, G. *Environmental Engineering and Management Journal*. 2015; 14(2): 449-454. <https://doi.org/10.30638/EEMJ.2015.046>
21. Muslim A. *Journal of Chemical Engineering & Process Technology*. 2012; 3(1): 1-6. <https://doi.org/10.4172/2157-7048.1000121>
22. Łukasz Stala, Justyna Ulatowska, Izabela Polowczyk. *Journal of Hazardous Materials*. 2022; 129047. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129047>
23. Jumadilov, T.; Khimersen, K.; Haponiuk, J.; Totkhuskyzy, B. *Polymers*. 2024; 16: 220. <https://doi.org/10.3390/polym16020220>
24. Bekchanov D, Mukhamediev M, Lieberzeit P, Babojonova G, Botirov S. *Polym Adv Technol.* 2021; 32(10): 3995-4004. <https://doi.org/10.1002/pat.5403>
25. Dolgonosov A.M. *Sorbtionnye i khromatograficheskie protsessy*. 2024. 24(5): 662-671. <https://doi.org/10.17308/sorp-chrom.2024.24/12506> (In Russ.)
26. Jumadilov T, Utessheva A, Grazulevicius J, Imangazy A. *Polymers*. 2023; 15(4): 816. <https://doi.org/10.3390/polym15040816>

Информация об авторах / Information about the authors

М.Г. Мухамедиев – профессор кафедры химии полимеров, д.х.н., Национальный университет Узбекистана, Ташкент, Узбекистан

Х.Х. Усманова – аспирант кафедры химии полимеров, Национальный университет Узбекистана, Ташкент, Узбекистан

Д.Ж. Бекчанов – профессор кафедры химии полимеров, д.х.н., Национальный университет Узбекистана, Ташкент, Узбекистан

M.G. Mukhamediev – prof., grand Ph.D (chemistry), department of polymer chemistry, National University of Uzbekistan, Tashkent, Uzbekistan, mmukamediev@mail.ru

H.H. Usmanova – the postgraduate student, department of polymer chemistry, National University of Uzbekistan, Tashkent, Uzbekistan

D.J. Bekchanov – prof., grand Ph.D (chemistry), department of polymer chemistry, National University of Uzbekistan, Tashkent, Uzbekistan, bekchanov100987@mail.ru

Статья поступила в редакцию 10.03.2025; одобрена после рецензирования 04.08.2025; принята к публикации 06.08.2025.

The article was submitted 10.03.2025; approved after reviewing 04.08.2025; accepted for publication 06.08.2025.