

П. А. Цыпленкова, С. П. Чернова, М. В. Дидик

СОРБЦИЯ ОКСОХРОМАТ(VI)-АНИОНОВ ИЗ ВОДЫ НЕКОТОРЫМИ СОРБЕНТАМИ

Ключевые слова: хром, бемит, магнетит, модифицированный магнетит-хитозан (М/ХЗ), сорбция.

Представлены результаты исследования процесса сорбции оксохромат(VI)-анионов из водных растворов. Полученные сорбционные материалы – магнетит, бемит, модифицированный хитозаном магнетит - охарактеризованы методом ИК-спектроскопии. Сорбционный эксперимент выполнен в статических условиях. В качестве фонового электролита использовался 0,1 моль/дм³ KNO₃. Для установления остаточной концентрации оксохромат(VI)-анионов применяли фотометрическое определение с дефинилкарбазидом при $\lambda=540$ нм. Кинетическое равновесие на бемите и магнетите достигается быстро (20-30 минут), тогда как в случае модифицированного магнетита на полное достижение равновесия требуется 1 час. Установлено, что сорбция оксохромат(VI)-анионов на изученных сорбентах зависит от значения pH раствора. На бемите в кислой среде сорбция постепенно возрастает до pH~2,5, а при pH~3-5 - практически не меняется, что вероятно обусловлено изменением электростатического взаимодействия между отрицательно заряженными адсорбирующимися оксохромат(VI)-анионами и поверхностью бемита. На магнетите степень сорбции плавно уменьшается до pH~6, после этого происходит резкий спад. Сорбция оксохромат(VI)-анионов магнетитом вероятно связана с электростатическим притяжением и ионным обменом. Для модифицированного магнетита зависимость степени сорбции от pH в определенной степени похожа на обычный магнетит. Однако в кислой среде максимальная степень сорбции выше, чем на магнетите, что можно объяснить участием в сорбции оксохромат(VI)-анионов протонированных в кислой среде аминокрупп хитозана. Полученные изотермы сорбции обработаны с помощью теоретических моделей Лэнгмюра и Фрейндлиха. Максимальную сорбционную емкость по отношению к оксохромат(VI)-анионам проявляет бемит ($G_{max}=1,03$ ммоль/г) и модифицированный магнетит ($G_{max}=0,92$ ммоль/г). На основании экспериментальных и литературных данных можно констатировать, что наибольший вклад в извлечение оксохромат(VI)-анионов на бемите вносит химическая сорбция, на магнетите – электростатическое взаимодействие поверхности сорбента и адсорбата, на модифицированном магнетите – электростатическое взаимодействие, не исключая хемосорбцию, ионный обмен и комплексообразование. Полученные сорбенты можно рекомендовать к использованию для удаления оксохромат(VI)-анионов из водных сред.

P. A. Tsyplenkova, S. P. Chernova, M. V. Didik

SORPTION OF OXOCHROMATE(VI)-ANIONS FROM WATER BY SOME SORBENTS

Keywords: chromium, bemite, magnetite, modified magnetite-chitosan (M/CZ), sorption.

The results of investigation of the process of oxochromate(VI)-anions sorption from aqueous solutions are presented. The obtained sorption materials - magnetite, bemite, chitosan-modified magnetite - were characterised by IR spectroscopy. The sorption experiment was performed under static conditions. 0,1 mol/dm³ KNO₃ was used as a background electrolyte. Photometric determination with definylcarbazine at $\lambda=540$ nm was used to establish the residual concentration of oxochromate(VI)-anions. The kinetic equilibrium on bemite and magnetite is reached rapidly (20-30 minutes), whereas in the case of modified magnetite it takes 1 hour to fully reach equilibrium. It was found that the sorption of oxochromate(VI)-anions on the studied sorbents depends on the pH value of the solution. On bemite in acidic medium sorption gradually increases up to pH~2,5, and at pH~3-5 - practically does not change, which is probably due to the change of electrostatic interaction between negatively charged adsorbed oxochromate(VI)-anions and the surface of bemite. On magnetite, the degree of sorption decreases smoothly up to pH~6, after which there is a sharp decline. Sorption of oxochromate(VI)-anions by magnetite is probably due to electrostatic attraction and ion exchange. For the modified magnetite, the pH dependence of the sorption degree is to some extent similar to that of ordinary magnetite. However, in acidic medium the maximum degree of sorption is higher than on magnetite, which can be explained by the participation in the sorption of oxochromate(VI)-anions protonated in acidic medium amino groups of chitosan. The obtained sorption isotherms were processed using theoretical Langmuir and Freundlich models. Bemite ($G_{max}=1,03$ mmol/g) and modified magnetite ($G_{max}=0,92$ mmol/g) showed the maximum sorption capacity towards oxochromate(VI)-anions. On the basis of experimental and literature data it can be stated that the greatest contribution to the extraction of oxochromate(VI)-anions on bemite is made by chemical sorption, on magnetite - by electrostatic interaction of the sorbent surface and adsorbate, on modified magnetite - by electrostatic interaction, not excluding chemisorption, ion exchange and complexation. The obtained sorbents can be recommended for use in the removal of oxochromate(VI)-anions from aqueous media.

Введение

С развитием промышленности основной проблемой для человечества стало загрязнение окружающей среды. Одними из основных токсикантов для экосистем являются тяжелые металлы (Pb, Hg, Cd, Cu, As, Ni, Zn, Cr и др.), которые поступают в биосферу с выбросами дыма, пыли и сточными водами. Тяжелые металлы влияют

на биологические функции организма, проявляют канцерогенное и токсическое действия. Они способны накапливаться в системе органов человека, вызывая серьезные заболевания. Опасность оксохромат(VI)-анионов заключается в их хорошей растворимости и высокой окислительной способности. Воздействие оксохромат(VI)-анионов может вызвать почечную недостаточность, заболевание печени, рак легких и др. заболевания [1].

Концентрация хрома для вод питьевой системы централизованного и нецентрализованного водоснабжения, воды подземных и поверхностных водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования составляет $0,05 \text{ мг/дм}^3$, для сточных вод – $0,1 \text{ мг/дм}^3$ [2].

Для очистки вод от оксохромат(VI)-анионов применяются различные методы, в частности, сорбционный. Для этого используют различные сорбенты, как синтетического происхождения, так и природного. Например, это древесный уголь, оксигидроксиды и оксиды металлов, опилки, шерсть, скорлупа миндаля, хитозан и многие др.

В связи с этим, целью работы являлось сравнение сорбционной способности бемита, магнетита, модифицированного хитозаном магнетита (далее М/ХЗ) по отношению к оксохромат(VI)-анионам.

Экспериментальная часть

Рабочий раствор оксохромат(VI)-анионов готовился путем растворения хромата калия в дистиллированной воде.

Бемит ($\text{AlO}(\text{OH})$) получали по методике [3] щелочным осаждением из раствора $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ с последующим созреванием и сушкой осадка. Полученный осадок представляет собой белый кристаллический порошок. Синтез магнетита (Fe_3O_4) был проведен химическим осаждением ионов двухвалентного железа с использованием нитрат-ионов в качестве мягкого окислителя в щелочных условиях по методике [4]. Синтезированный магнетит имел вид темно-коричневого магнитного кристаллического порошка.

Получение М/ХЗ в виде черного магнитного кристаллического порошка проводили путем совместного соосаждения ионов Fe^{2+} , Fe^{3+} и хитозана [5].

Идентификация полученных сорбентов проведена методом ИК-спектроскопии.

В ИК-спектре бемита регистрируются полосы 638 , 592 , 449 см^{-1} , относимые к валентным колебаниям Al-O , полоса сорбированных нитрат-ионов проявляется при 1384 см^{-1} . Поверхностные OH -группы и сорбированная вода представлены полосами 3080 , 3660 см^{-1} (v_{OH}) и 1629 см^{-1} (δ_{OH}). Полоса 1072 см^{-1} относится, согласно литературным данным, к деформационным колебаниям водородно-связанных OH -групп бемита ($\text{OH}\dots\text{OH}$).

Спектр магнетита характеризуется наличием полос 3435 см^{-1} и 1629 см^{-1} (v_{OH} δ_{OH}), сигнал 1116 см^{-1} относится к деформационным колебаниям фрагмента Fe-O-N . Интенсивный пик при 590 см^{-1} относится к валентным колебаниям Fe-O , что обычно характерно для кристаллических форм магнетита.

В ИК-спектре магнетита, модифицированного хитозаном, отчетливо проявляется низкочастотное смещение полосы валентных колебаний Fe-O ($590 \rightarrow 579 \text{ см}^{-1}$). Полоса $\delta_{(\text{Fe})-\text{OH}}$ теряет свою интенсивность, что указывает на взаимодействие магнетит-хитозан посредством OH -группы Fe_3O_4 . Сигнал 1071 см^{-1} ($\text{v}_{\text{C-O/C-N}}$) подтверждает присутствие на поверхности

магнетита связанных (сорбированных) молекул хитозана.

Сорбцию оксохромат(VI)-анионов выполняли в статических условиях при постоянном перемешивании. В качестве фонового электролита использовали нитрат калия ($0,1 \text{ моль/дм}^3 \text{ KNO}_3$). Исследуемая (до сорбции) концентрация хромат-ионов составляла $0,1 \text{ ммоль/дм}^3$. Остаточную концентрацию оксохромат(VI)-анионов определяли фотометрическим методом с дифенилкарбазидом при $\lambda = 540 \text{ нм}$ и $l = 10 \text{ мм}$. Кислотность растворов изменялась в интервале pH от 1,0 до 8,0. Значения pH регулировали с помощью растворов HNO_3 и KOH .

Содержание сорбента во всех экспериментах составляло 1 г/дм^3 .

Величину Γ (ммоль/г) и степень сорбции $R(\%)$ рассчитывали по следующим формулам:

$$\Gamma \text{ (ммоль/г)} = \frac{C_{\text{исх}} - C_{\text{равн}}}{m} \cdot V$$

$$R(\%) = \frac{C_{\text{исх}} - C_{\text{равн}}}{C_{\text{исх}}} \cdot 100\%$$

где $C_{\text{исх}}$ – исходная концентрация раствора оксохромат(VI)-анионов, ммоль/дм³;

$C_{\text{равн}}$ – равновесная концентрация раствора оксохромат(VI)-анионов, ммоль/дм³.

V – объем раствора оксохромат(VI)-анионов, дм³;

m – масса сорбента, г.

Исследованы кинетика сорбции и влияние кислотности среды и концентрации оксохромат(VI)-анионов на их сорбцию.

Результаты и их обсуждение

Кинетические эксперименты показали, что процесс сорбции оксохромат(VI)-анионов на бемите и магнетите протекает быстро, равновесие достигается в течение 20 - 30 мин (рис. 1).

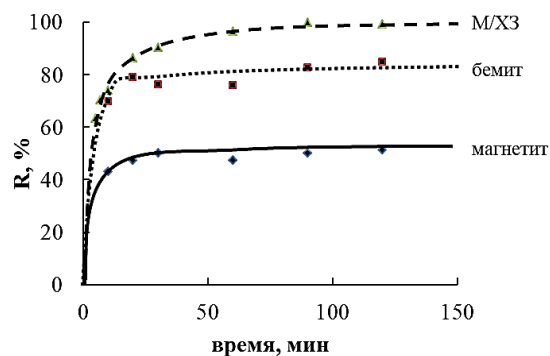


Рис. 1 – Кинетические кривые сорбции оксохромат(VI)-анионов при $C(\text{оксохромат(VI)-анионов}) = 10^{-4} \text{ моль/дм}^3$, $C_{\text{сорбента}} = 1 \text{ г/дм}^3$

Fig. 1 – Kinetic curves of sorption of oxochromate(VI)-anions at $C(\text{oxochromate(VI)-anions}) = 10^{-4} \text{ mol/dm}^3$, $C_{\text{orbent}} = 1 \text{ g/dm}^3$

В случае сорбента М/ХЗ (рис. 1) выход на плато наблюдается в течение 1 часа, но степень сорбции гораздо выше, чем на бемите или чистом магнетите. Такую закономерность авторы [6] объясняют тем, что сначала следует процесс диффузии (физическая

сорбция), после хемосорбция, которая, по их мнению, может играть доминирующую роль в процессе извлечения оксохромат(VI)-анионов. Все дальнейшие эксперименты проводили при $t = 1$ час для обеспечения полного достижения равновесия.

Одним из факторов, влияющих на сорбцию металлов, является кислотность среды. Обычно максимум сорбции для анионов находится в кислой или слабокислой среде, в зависимости от того, на каком сорбенте рассматривается сам процесс, а при переходе в щелочную область наблюдается либо линейное снижение степени сорбции, либо зависимость имеет вид гиперболы, например, сорбция оксохромат(VI)-анионов из растворов на углеродном сорбенте [7] и хитозане [8, 9].

Как показал эксперимент, и в нашем случае сорбция оксохромат(VI)-анионов зависит от значения pH (рис. 2). В кислой среде сорбция на бемите (рис. 2) постепенно возрастает до $\text{pH} \sim 2,5$, далее при достижении $\text{pH} \sim 3,5$ она практически не меняется. Максимальная величина сорбции $R = 83\%$ достигается при равновесном значении $\text{pH} \approx 5,0$. При дальнейшем увеличении pH степень сорбции сначала уменьшается резко, потом плавно в виде гиперболы.

В соответствии с данными [10], точка нулевого заряда бемита равна $\text{pH}_{\text{ТНЗ}} = 7,0$. Авторы [11] снижение степени сорбции $R(\%)$ связывают с изменениями электростатического взаимодействия между отрицательно заряженными адсорбирующимися ионами и поверхностью бемита. Следовательно, при кислотности среды $\text{pH} > 7,0$ поверхность сорбента имеет отрицательный заряд, что приводит к отталкиванию заряженных оксохромат(VI)-анионов поверхностью сорбента, и сорбция становится невозможной.

Зависимость степени сорбции от кислотности среды на магнетите (рис. 2) имеет другой вид. На протяжении всего диапазона значений pH степень сорбции плавно уменьшается до $\text{pH} \approx 6$, далее наблюдается резкий спад значений $R(\%)$. Следует отметить, что при $\text{pH} < 3$ поглощение оксохромат(VI)-анионов является постоянным и максимальным (66 – 68)%. На основе анализа экспериментальных данных, автор [12] вывел закономерность поглощения хрома магнетитом: максимальное извлечение оксохромат(VI)-анионов на поверхности Fe_3O_4 происходит в кислой среде, а при $\text{pH} < 3$ степень сорбции выходит на плато. Такая же тенденция наблюдается и в работе [13]. К основным причинам удаления оксохромат(VI)-анионов авторы [12,13] относят электростатическое притяжение ($\text{pH}_{\text{ТНЗ}} = 6,5$ [14]) и ионный обмен.

В случае модифицированного магнетита (рис. 2) вид кривой в определенной степени схож с обычным магнетитом. Однако при $\text{pH} > 3,4$ происходит резкое снижение степени сорбции с 80% до 30%. Максимальная степень сорбции на М/ХЗ выше, чем на магнетите и достигает 96% ($\text{pH} = 1,5$). Такое увеличение значения $R(\%)$ можно объяснить наличием в системе протонированных в кислой среде аминогрупп хитозана, которые, возможно, извлекают оксохромат(VI)-анионы за счет электростатического притяжения. Низкая степень сорбции при более

высоком значении pH вероятно связана, по мнению авторов [6], с увеличением концентрации OH^- -ионов в растворе, которые начинают конкурировать с оксохромат(VI)-анионами за сорбционные центры, второй причиной может быть изменение заряда поверхности сорбента ($\text{pH}_{\text{ТНЗ}} = 5,5$) [15].

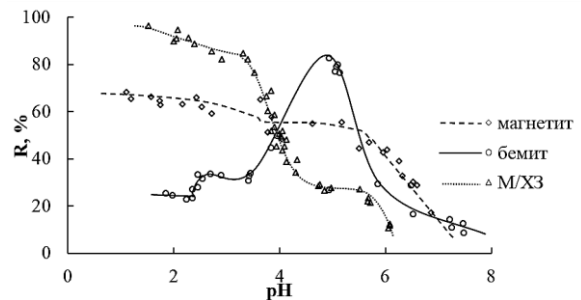


Рис. 2 – Влияние кислотности среды на степень сорбции оксохромат(VI)-анионов на сорбентах: $C(\text{оксохромат(VI)-анионов}) = 10^{-4}$ моль/дм³, $C_{\text{сорбента}} = 1$ г/дм³

Fig. 2 – Effect of acidity of the medium on the degree of sorption of oxochromate(VI)-anions on sorbents: $C(\text{oxochromate(VI)-anions}) = 10^{-4}$ mol/dm³, $C_{\text{sorbent}} = 1$ g/dm³

Емкостные характеристики сорбентов

Для обработки полученных изотерм сорбции (рис. 3) применены теоретические модели Ленгмюра и Фрейндлиха.

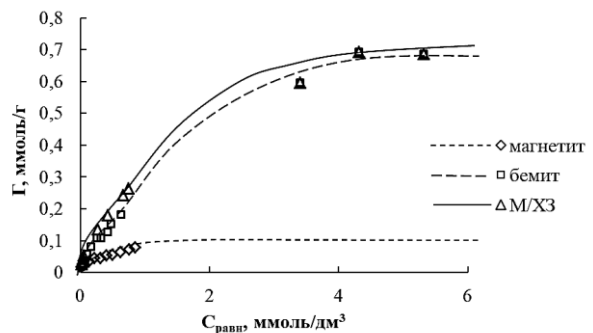


Рис. 3 – Изотермы сорбции оксохромат(VI)-анионов на сорбентах, $C_{\text{сорбента}} = 1$ г/дм³

Fig. 3 – Sorption isotherms of oxochromate(VI)-anions on sorbents, $C_{\text{sorbent}} = 1$ g/dm³

В таблице 1 представлены параметры изотерм Ленгмюра и Фрейндлиха сорбции оксохромат(VI)-анионов на трех сорбентах. Из полученных данных следует, что максимальную сорбционную емкость по отношению к оксохромат(VI)-анионам проявляет бемит ($\Gamma_{\text{max}} = 1,03$ ммоль/г) и М/ХЗ ($\Gamma_{\text{max}} = 0,92$ ммоль/г), относительно невысокую емкость имеет магнетит ($\Gamma_{\text{max}} = 0,13$ ммоль/г). На основании значений аппроксимаций R^2 для бемита и М/ХЗ, можно предположить, что полученные изотермы сорбции оксохромат(VI)-анионов соответствуют как модели изотермы Ленгмюра, так и Фрейндлиха. Такая ситуация, когда значения аппроксимации примерно одинаковы для описания изотерм

уравнениями Ленгмюра и Фрейндлиха, является типичной для многих сорбентов [11].

В случае магнетита, исходя из полученных результатов, можно сказать, что модель Фрейндлиха описывает процесс лучше, следовательно, отрицать возможность протекания химической сорбции нельзя. [11,6]. Низкий коэффициент аппроксимации по модели Ленгмюра объясняется длительностью взаимодействия раствора оксохромат(VI)-анионов и сорбента.

Таблица 1 – Параметры сорбции оксохромат(VI)-анионов на сорбентах

Table 1 – Sorption parameters of oxochromate(VI)-anions on sorbents

Сорбент	Параметры уравнения Ленгмюра			Параметры уравнения Фрейндлиха		
	$\Gamma_{\max}, \frac{\text{ммоль}}{\text{г}}$	$\frac{K_L, \text{дм}^3}{\text{ммоль}}$	R^2	$\frac{K_F, \text{дм}^3}{\text{ммоль}}$	$1/n$	R^2
Бемит	1,03	0,31	0,990	0,28	0,76	0,996
Магнетит	0,13	1,63	0,979	0,07	0,53	0,994
М/ХЗ	0,92	0,58	0,993	0,30	0,55	0,994

Механизмы сорбции оксохромат(VI)-анионов на выбранных сорбентах

Выявление механизма сорбции является важной составляющей при изучении процессов концентрирования ионов на сорбентах разной природы. В работах [11,16-18] сорбция оксохромат(VI)-анионов на бемите описывается с точки зрения комплексообразования. С другой стороны, не исключается ионообменный механизм взаимодействия между поверхностными ОН-группами или нитрат-ионами (присутствующими в сорбенте по данным ИК-спектра бемита) и оксохромат(VI)-анионами.

В [16] авторы предлагают следующее соотношение вида кривых $\Gamma = f(\text{pH})$ с механизмом сорбции (рис. 4):

- кривая *a* характерна для электростатического взаимодействия оксохромат(VI)-анионов с поверхностью сорбента;
- кривая *б* типична для хемосорбции;
- в случае одновременно протекающих химического и электростатического взаимодействий в системе сорбент-раствор зависимость Γ от pH описывается кривой *в*.

Учитывая схожесть экспериментальных кривых (рис. 2 и 4), можно утверждать, что наибольший вклад в извлечение оксохромат(VI)-анионов бемитом вносит химическая сорбция, в то время как сорбция оксохромат(VI)-анионов на магнетите протекает вследствие электростатического взаимодействия поверхности сорбента и адсорбата.

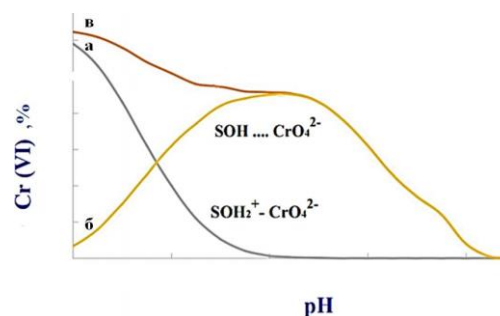


Рис. 4 – Графическая абстракция зависимости вида кривой $\Gamma = f(\text{pH})$ от характера сорбции оксохромат(VI)-анионов

Fig. 4 – Graphical abstraction of the dependence of the curve type $G = f(\text{pH})$ on the character of oxochromate(VI)-anion sorption

В случае сорбции оксохромат(VI)-анионов на М/ХЗ [6,15,19,20], предполагается, что отрицательно заряженные ионы CrO_4^{2-} связываются с положительно заряженными аминогруппами хитозана. Не исключены окислительно-восстановительный процесс (хемосорбция) и процесс ионного обмена. Также частицы магнетита и хитозана могут связывать оксохромат(VI)-анионы за счет комплексообразования [19].

Таким образом, проведенное исследование указывает на то, что бемит, магнетит и модифицированный хитозаном магнетит можно использовать в качестве водоочистителей для извлечения оксохромат(VI)-анионов. Для сильноокислых растворов наилучшим вариантом является модифицированный магнетит-хитозан, для слабоокислых – бемит. На основании экспериментальных и литературных данных можно предположить, что основной вклад в извлечение оксохромат(VI)-анионов вносит: на бемите – хемосорбция, на магнетите – электростатическое притяжение адсорбата к поверхности сорбента, на модифицированном магнетите – комбинация хемосорбции и электростатического взаимодействия.

Литература

- 1 D. M. Proctor, J. M. Otani, B. L. Finley, D. J. Paustenbach, J. A. Bland, N. Speizer, E. V. Sargent, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 65, 10, 701 – 746 (2002).
- 2 Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания: СанПиН 1.2.3685-21(2021).
- 3 А.Р. Газизянова, Р.М. Закирова, Т.Н. Кропачева, *Конвергенция в сфере научной деятельности: проблемы, возможности, перспективы* (Ижевск, Россия, 11 декабря, 2018). Изд-во Удмуртс. ун-та. Ижевск. 2018. С. 23 – 26.
- 4 R.M. Cornell, U. Schwertmann, *The Iron Oxides*. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co, Weinheim, 2003. 694 p.
- 5 I.V. Pylypchuk, P.P. Gorbyk, D. Kolodyńska, M. Kozioł, *Nanoscale Research Letters*, 11, 1, 168 (2016).
- 6 J. Lu, K. Xu, J. Yang, Y. Hao, F. Cheng, *Carbohydrate polymers*, 173, 28 – 36 (2017).
- 7 О.В. Климова, *Вестник Иркутского государственного технического университета*, 70, 11, 155-160 (2012).

- 8 B. Sun, Z. Qin, S. Cui, Y. Wang, X. Ma, H. Guo, *Advances in Energy and Environmental Materials*, (Yinchuan City, China, Spring, 2017). Yinchuan City, 2018. P. 797 – 804.
- 9 S. Parlayıcı, E. Pehlivan, *Annals of Ecology and Environmental Science*, 2, 30 – 35 (2018).
- 10 С.И. Печенюк, *Вестник ЮУрГУ*, 5, 2, 26 – 54 (2013).
- 11 F. Granados-Correa, J. Jiménez-Becerril, *Journal of Hazardous Materials*, 162, 1178 – 1184 (2009).
- 12 О. Д. Линников, *Физикохимия поверхности и защита материалов*, 57, 2, 115 – 140 (2021).
- 13 J. Hu, I.M.C. Lo, G. Chen, *Water Science and Technology*, 50, 12, 139–146 (2004).
- 14 G.P. Gallios, M. Vaclavikova, *Environ Chem. Lett.*, 6, 235 – 240 (2008).
- 15 M.F. Horst, M. Alvarez, V.L. Lassalle, *Separation Science and Technology*, 51, 550 – 563 (2016).
- 16 M. A. Islam, M. J. Angove, D. W. Morton, B. K. Pramanik, M. R. Awual, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8, 41 (2020).
- 17 M. A. Islam, M. J. Angove, D. W. Morton, *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 12, 69 (2019).
- 18 C.P. Johnston, M. Chrysochoou, *Journal of Hazardous Materials*, 281, 87-94 (2015).
- 19 B. Zhang, R. Hu, D. Sun, T. Wu, Y. Li, *Scientific Reports*, 8, 15397 – 15409 (2018).
- 20 V. Sureshkumar, S.C. Kiruba Daniel, K. Ruckmani, & M. Sivakumar, *Applied Nanoscience*, 6, 277 – 285 (2016).
- problems, opportunities, prospects* (Izhevsk, Russia, 11 December, 2018). Udmurt University Publishing house, Izhevsk. 2018. P. 23 - 26.
- 4 R.M. Cornell, U. Schwertmann, *The Iron Oxides*. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co, Weinheim, 2003. 694 p.
- 5 I.V. Pylypchuk, P.P. Gorbyk, D. Kołodyńska, M. Kozioł, *Nanoscale Research Letters*, 11, 1, 168 (2016).
- 6 J. Lu, K. Xu, J. Yang, Y. Hao, F. Cheng, *Carbohydrate polymers*, 173, 28 - 36 (2017).
- 7 O. V. Klimova, *Bulletin of Irkutsk State Technical University*, 70, 11, 155-160 (2012).
- 8 B. Sun, Z. Qin, S. Cui, Y. Wang, X. Ma, H. Guo, *Advances in Energy and Environmental Materials*, (Yinchuan City, China, Spring, 2017). Yinchuan City, 2018. P. 797 - 804.
- 9 S. Parlayıcı, E. Pehlivan, *Annals of Ecology and Environmental Science*, 2, 30 - 35 (2018).
- 10 S. I. Pechenyuk, *Bulletin of SUSU*, 5, 2, 26 - 54 (2013).
- 11 F. Granados-Correa, J. Jiménez-Becerril, *Journal of Hazardous Materials*, 162, 1178 - 1184 (2009).
- 12 O. D. Linnikov, *Surface physicochemistry and protection of materials*, 57, 2, 115 - 140 (2021).
- 13 J. Hu, I.M.C. Lo, G. Chen, *Water Science and Technology*, 50, 12, 139-146 (2004).
- 14 G.P. Gallios, M. Vaclavikova, *Environ Chem. Lett.*, 6, 235 - 240 (2008).
- 15 M.F. Horst, M. Alvarez, V. L. Lassalle, *Separation Science and Technology*, 51, 550 - 563 (2016).
- 16 M. A. Islam, M. J. Angove, D. W. Morton, B. K. Pramanik, M. R. Awual, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8, 41 (2020).
- 17 M. A. Islam, M. J. Angove, D. W. Morton, *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 12, 69 (2019).
- 18 C. P. Johnston, M. Chrysochoou, *Journal of Hazardous Materials*, 281, 87-94 (2015).
- 19 B. Zhang, R. Hu, D. Sun, T. Wu, Y. Li, *Scientific Reports*, 8, 15397 - 15409 (2018).
- 20 V. Sureshkumar, S. C. Kiruba Daniel, K. Ruckmani, & M. Sivakumar, *Applied Nanoscience*, 6, 277 - 285 (2016).

References

- 1 D. M. Proctor, J. M. Otani, B. L. Finley, D. J. Paustenbach, J. A. Bland, N. Speizer, E. V. Sargent, *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 65, 10, 701 - 746 (2002).
- 2 Hygienic norms and requirements to ensure safety and (or) harmlessness of environmental factors for humans: SanPiN 1.2.3685-21(2021).
- 3 A.R. Gazizyanova, R.M. Zakirova, T.N. Kropacheva, *Convergence in the sphere of scientific activity:*

© **П. А. Цыпленкова** – магистр, кафедра Фундаментальной и прикладной химии (ФПХ), Институт естественных наук (ИЕН), Удмуртский государственный университет (УГУ), Ижевск, Россия, p.tsyplenkova@mail.ru; **С. П. Чернова** – канд. хим. наук, доцент, кафедра ФПХ, ИЕН, УГУ, cher_cveta@mail.ru; **М. В. Дидик** – канд. хим. наук, доцент, кафедра ФПХ, ИЕН, УГУ, chemsiencie@yandex.ru.

© **Р. А. Tsyplenkova** – Master-student, Departments of Fundamental and Applied Chemistry (FACH), Institute of Natural Sciences (INS), Udmurt State University (USU), Izhevsk, Russia, p.tsyplenkova@mail.ru; **S. P. Chernova** – PhD (Chemical Sci.), Associate Professor, the FACH department, INS, USU, cher_cveta@mail.ru; **M. V. Didik** – PhD (Chemical Sci.), Associate Professor, the FACH department, INS, USU, chemsiencie@yandex.ru.