Охорона навколишнього середовища

УДК 504.5:628.33
DOI: 10.33070/etars.1.2020.06

Трус И.Н., канд. техн. наук, **Гомеля Н.Д.**, докт. техн. наук,
Крысенко Т.В., канд. техн. наук, **Булгаков Е.С.**

*Национальный технический университет Украины «Киевский политехнический институт имени Игоря Сикорского», Киев
просп. Победы, 37, 03056 Киев, e-mail: gymbear180@outlook.com*

Исследование эффективности очистки воды от ионов тяжелых металлов сорбентами на основе магнетита

Изучены процессы очистки воды от ионов тяжелых металлов на сорбентах с магнитными свойствами. Использованы образцы магнетита, полученные при соотношении концентраций ионов железа (II) и железа (III) 1 : 2; 1 : 1 и 2 : 1, а также образцы, модифицированные сульфидом натрия. Исследовано влияние pH среды на эффективность сорбции ионов тяжелых металлов на магнетите. Показано, что сорбционная емкость магнетита по ионам тяжелых металлов, а также эффективность очистки воды от данных соединений возрастает при увеличении соотношения $[\text{Fe}^{2+}]/[\text{Fe}^{3+}]$ от 1 : 2 до 2 : 1. Сорбционная емкость магнетита возрастает при увеличении pH среды, что обусловлено частичным гидролизом ионов тяжелых металлов. В значительной степени возрастает сорбционная емкость магнетита при модифицировании его гуанидином, тиосемикарбазидом и сульфидом натрия. При этом сорбент обеспечивает высокую степень очистки воды от ионов тяжелых металлов при снижении остаточных концентраций металлов до долей мг/дм³ или до нескольких мкг/дм³. *Библ. 12, рис. 5, табл. 1.*

Ключевые слова: магнетит, ионы тяжелых металлов, сорбция, ионный обмен, комплексообразование.

Значительное загрязнение окружающей среды происходит вследствие увеличения антропогенной нагрузки, что приводит к загрязнению всех элементов биосферы (атмосферы, литосферы) и в первую очередь гидросферы. Количество и качественное истощение природных ресурсов происходит при сбросе огромного количества недостаточно очищенных сточных вод. На сегодняшний день содержание тяжелых металлов превышает установленные нормативы. Тяжелые металлы поступают в природные водоемы со стоками гальванических, приборостроительных, химических производств, гор-

но-обогажительных комбинатов и электростанций [1].

Анализ литературных данных по методам очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов показывает, что существует много методов очистки воды от ионов тяжелых металлов, основанных на реагентном осаждении [2], обратном осмосе [3, 4], электрокоагуляции [5], электродиализе [6], ионном обмене [7, 8] и сорбции [9, 10]. Большинство этих методов достаточно эффективны, однако не решают проблемы глубокой очистки воды от ионов тяжелых металлов. Более эффективны сорбенты на основе магнети-

та, которые позволяют извлекать ионы тяжелых металлов из воды с высокой степенью очистки. Эффективность очистки достаточно высокая и в присутствии ионов жесткости [10, 11].

Постановка цели и задач научного исследования

Цель данной работы — создание высокоэффективных сорбентов на основе магнетита для глубокой очистки воды от ионов тяжелых металлов.

Для достижения поставленной цели необходимо было решить следующие задачи:

- изучить процессы сорбции ионов тяжелых металлов на образцах магнетита, полученных при разных соотношениях ионов железа (II) и железа (III);

- определить влияние pH среды на сорбционную емкость сорбентов на основе магнетита, полученных при разных соотношениях концентраций Fe^{2+} и Fe^{3+} в магнетите;

- определить влияние сульфида натрия, гуанидина и тиосемикарбазида на сорбционную емкость сорбентов на основе магнетита по ионам тяжелых металлов;

- установить минимальные концентрации ионов тяжелых металлов, которые можно достичь при использовании магнитных сорбентов.

Методы и объекты исследований

Образцы сорбентов с магнитными свойствами получали обработкой смеси солей железа (II) и железа (III) 10 %-м раствором щелочи [10]. Соотношение концентраций железа (II) и железа (III) (K) было в пределах 1 : 2; 1 : 1 и 2 : 1. Смесь солей железа при интенсивном перемешивании медленно выливали в раствор щелочи. Для получения модифицированных форм магнетита в раствор щелочи добавляли гуанидин, тиосемикарбазид в концентрации 1 % или сульфид натрия в концентрации 1 и 2 %.

В качестве рабочих растворов использовали растворы ионов меди, цинка, кадмия, никеля и свинца с концентрацией от 10 мг/дм³ (иногда от 1) до 1000 мг/дм³. Сорбцию проводили в статических условиях. Объем пробы раствора — 100–200 см³, доза сорбента — 1300 мг/дм³. Растворы, содержащие ионы тяжелых металлов, после доведения pH раствором щелочи до заданного уровня смешивали с магнетитом и перемешивали в течение 4 ч. Магнетит отделяли на фильтре «синяя лента». В пробах воды определяли остаточные концентрации ионов тяжелых металлов методом хронопотенциометрии [12] и

остаточные значения pH среды. Сорбционную емкость (a, мг/г) рассчитывали по формуле:

$$a = [V_p (C_n - C_p)] / M_c,$$

где V_p — объем раствора, дм³; C_n , C_p — начальная и равновесная концентрация металла, мг/дм³; M_c — масса сорбента, г.

Степень очистки рассчитывали по формуле:

$$Z = (1 - C_p / C_n) \cdot 100 \, \%.$$

Результаты и обсуждение

Результаты, полученные при извлечении ионов меди из воды с использованием сорбентов на основе магнетита, приведены на рис.1. Как видно из рисунка, при переходе от магнетита, полученного при K = 1 : 2 к магнетиту с K = 1 : 1 сорбционная емкость магнетита по меди возрастает почти на 10 %. В то же время при повышении pH раствора от 5,7 до 6,5 и далее до 7,9 и 8,52 происходит существенное увеличение емкости сорбента. Особенно это ярко выражено при pH 7,9 и 8,52 (кривые 2 и 5). Очевидно, что при данных значениях pH происходит частичный гидролиз ионов меди с включением гидроксида меди в кристаллическую решетку магнетита [12]. Поэтому в данном случае реализуется механизм активированной адсорбции, которая является необратимой и характеризуется большими значениями сорбционной емкости при незначительных значениях равновесной концентрации металла. В данном случае при pH 7,9 равновесная концентрация меди не превышала 3,04 мг/дм³, а при pH 8,52 ее значения были ниже 0,2 мг/дм³. При этом граничная сорбция достигала 1135 мг/г. Очевидно, что кристаллы магнетита в данном случае были центрами кристаллизации гидроксида, или скорее оксида меди, образующегося вследствие гидролиза ионов меди.

В случае сорбции ионов свинца, цинка и кадмия на магнетите, синтезированном при соотношении концентраций железа (II) : железа (III) (K) 1 : 2 (рис.2), была отмечена большая селективность сорбента по ионам свинца. При pH 6,9 сорбционная емкость магнетита по ионам свинца (кривая 1) достигала 550 мг/г. Вероятно, при данном значении pH свинец способен частично гидролизироваться. Цинк и кадмий при данных pH находятся в ионной форме, поэтому их извлечение в основном происходит за счет физической адсорбции. При этом предельная емкость по ионам цинка достигла 92 мг/г, а по ионам кадмия — 205 мг/г.

Рис.1. Изотермы адсорбции меди на магнетите при $K = 1 : 2$ (1, 2), $K = 1$ (3-5) и при pH: 1, 3 — 5,7; 4 — 6,5; 5 — 7,9; 2 — 8,52. Доза магнетита — 1300 мг/дм³.

Рис.2. Изотермы адсорбции на магнетите при $K = 1 : 2$ ионов свинца (1), цинка (2, 3), кадмия (4) и pH 6,9 (1, 2, 4), 8,69 (3). Доза магнетита — 1300 мг/дм³.

Рис.3. Изотермы адсорбции ионов меди на магнетите при $K = S$ (1-3) и $K = 2$ (4-6) при использовании магнетита немодифицированного (1, 4), модифицированного тиосемикарбазидом (2, 5) и сульфидом натрия (3, 6). Доза магнетита — 1300 мг/дм³.

Если посчитать в молярном соотношении, то емкость по цинку составила 2,82 мг-экв/дм³, по кадмию 3,66 мг-экв/дм³. Однако равновесные концентрации цинка и кадмия превышали 7 мг-экв/дм³, что является не очень хорошим ре-

зультатом. Равновесная концентрация свинца в первой пробе на уровне 0,8 мг/дм³ также является очень высокой, если говорить о доочистке и очень глубокой очистке воды от ионов тяжелых металлов.

При повышении pH до 8,69 емкость магнетита по ионам цинка возрастает до 550 мг/г, однако равновесные концентрации были больше 4 мг/дм³, что также является неудовлетворительным результатом.

Для повышения эффективности очистки воды от ионов тяжелых металлов использовали модифицированный магнетит.

На рис.3 представлены результаты, полученные при использовании образцов магнетита, полученных при $K = 1 : 2$ и $2 : 1$ и модифицированных тиосемикарбазидом и сульфидом натрия. Как видно из рис.3 на примере сорбции ионов меди, магнетит, полученный при соотношении $K = 2$, имеет емкость по меди в 4,4 раза выше по сравнению с магнетитом, полученным при $K = 1 : 2$. При этом модификация магнетита тиосемикарбазидом приводит к увеличению его сорбционной емкости по меди в 1,5-2,0 раза, а при модификации магнетита сульфидом натрия его сорбционная емкость при $K = 1 : 2$ возрастает от 85 до 332 мг/г, а при $K = 2$ — от 375 до 550 мг/г. Сорбцию проводили при pH 6,0-6,7. Возрастание сорбционной емкости магнетита при $K = 2$ по сравнению со случаем, когда $K = 1 : 2$, обусловлено тем, что в первом случае в полученном сорбенте значительная часть его массы находится в аморфном (рыхлом) состоянии, что увеличивает площадь сорбционной поверхности и адсорбционный объем.

Магнетит с $K = 1 : 2$ состоит в основном из кристаллов. При внесении в реакционную массу при синтезе магнетита гуанидина, тиосемикарбазида или сульфида натрия в структуру магнетита включаются молекулы этих соединений или сульфид-анионы. Очевидно, что фрагменты гуанидина, содержащие группировки типа $C=N-$ или тиосемикарбазида, содержащего группы $C=S$, способны образовывать комплексные связи с d-металлами и

Рис.4. Изотермы адсорбции ионов цинка (1), кадмия (2) и никеля (3) на магнетите при $K = 2$, модифицированном 2 %-м раствором сульфида натрия. Доза магнетита — 1300 мг/дм³.

Рис.5. Зависимость pH раствора (1–3) и степени извлечения ионов (4–6) цинка (1, 4), кадмия (2, 5) и никеля (3, 6) при сорбции на магнетите при $K = 2 : 1$, модифицированном 2 %-м раствором сульфида натрия. Доза магнетита — 1300 мг/дм³.

соответственно повышать их сорбцию на магнетите. Сульфид-анион способен со многими d-металлами образовывать нерастворимые соединения, поэтому он является наиболее эффективным модифицирующим реагентом.

Как видно из рис.4, модифицированный сульфидом натрия магнетит ($K = 2$) имеет очень высокую сорбционную емкость по ионам никеля и кадмия. По ионам цинка предельная сорбционная емкость достигает 300 мг/г.

Более низкая емкость магнетита по ионам цинка обусловлена тем, что при проведении сорбции pH раствора снижался с 6,8 до 4,95, тогда как в случае ионов никеля pH меняется в пределах 7,15– 5,39, а для ионов кадмия — в пределах 6,70–6,34 (рис.5).

Во всех случаях степень очистки воды от ионов тяжелых металлов превышала 99 %. Равновесные концентрации в случае наличия ионов цинка менялись от 0,06 до 2,05 мг/дм³, для ионов кадмия возрастали от 0,016 до 0,950 мг/дм³, а для ионов никеля — от 0,008 мг/дм³ до 1,010 мг/дм³ (см. рис.4).

Учитывая высокие требования к качеству очистки воды

Зависимость эффективности извлечения ионов меди (I) и кадмия (II) из водопроводной воды от соотношения $[Fe^{2+} : Fe^{3+}]$ в магнетите и способа его модификации

Соотношение Fe^{2+} / Fe^{3+}	Модифицирующий реагент (концентрат)	Концентрация ионов металлов, мг/дм ³		Адсорбция, мг/г		Степень извлечения	
		начальная (I/ II)	равновесная (I/ II)	I	II	I	II
1 : 2	—	10,00/10,00	0,75000/0,320	6,300	8,08	92,50	96,80
1 : 2	Na ₂ S (1 %)	1,63/—	0,00544/—	1,0292	—	99,67	—
1 : 2	Na ₂ S (2 %)	1,63/—	0,04688/—	0,9960	—	97,12	—
1 : 2	Гуанидин	1,63/—	0,13255/—	0,9462	—	91,87	—
1 : 1	—	10,00/10,00	0,150/0,080	7,3875	7,4400	98,50	99,20
1 : 1	Na ₂ S (2 %)	10,00/10,00	0,056/0,012	7,4580	7,4910	99,44	99,88
2 : 1	—	2,00/7,50	0,01664/0,0010	1,4875	5,6240	99,17	99,99
2 : 1	Na ₂ S (2 %)	2,00/7,50	0,0012/0,0000	1,4991	5,6250	99,94	100,0

от ионов тяжелых металлов, особенно при сбросе их в водоемы рыбо-хозяйственного назначения или при подготовке питьевой воды, было интересным определить минимальные концентрации, которые можно достичь при использовании сорбентов на основе магнетита. Как видно из таблицы, при использовании магнетита, синтезированного при $K = 1 : 2$ и модифицированного сульфидом натрия, концентрацию меди удалось снизить до $5,44 \text{ мкг/дм}^3$. При использовании модифицированного сульфидом натрия магнетита, полученного при $K = 2$, воду удалось полностью очистить от ионов кадмия, а концентрацию меди удалось снизить до $1,2 \text{ мкг/дм}^3$. Это подтверждает целесообразность использования данных сорбентов при очистке воды от ионов тяжелых металлов.

Выводы

Показано, что сорбционная емкость сорбентов на основе магнетита по ионам тяжелых металлов зависит от соотношения концентраций ионов Fe^{2+} и Fe^{3+} (K) в реакционной смеси. При увеличении K от $1 : 2$ до 2 сорбционная емкость сорбента возрастает по ионам меди, цинка, никеля и кадмия.

Установлено, что в значительной степени эффективность очистки и сорбционная емкость магнетита при извлечении ионов тяжелых металлов из воды зависит от pH среды. Сорбционная емкость и степень очистки значительно возрастают при повышении pH от 6,0 до 8,6.

Определено влияние гуанидина, тиосемикарбазида и сульфида натрия, использованных при модифицировании магнетита, на эффективность сорбции тяжелых металлов. Лучшие результаты по очистке воды от ионов тяжелых металлов получены при использовании магнетита, модифицированного сульфидом натрия.

Показано, что при использовании модифицированных сорбентов на основе магнетита концентрацию ионов тяжелых металлов в воде можно снизить до нескольких мкг/дм^3 .

Список литературы

1. Duruibe J., Ogwuegbu M.O.C., Egwurugwu J.N. Heavy metal pollution and human biotoxic effects.

- International Journal of Physical Sciences*. 2007. Vol. 2 (5). P. 112–118.
2. Mirbagheri S.A., Hosseini S.N. Pilot plant investigation on petrochemical wastewater treatment for the removal of copper and chromium with the objective of reuse. *Desalination*. 2005. Vol. 171. P. 85–93.
3. Mohsen-Nia M., Montazeri P., Modarress H. Removal of Cu^{2+} and Ni^{2+} from wastewater with a chelating agent and reverse osmosis processes. *Desalination*. 2007. Vol. 217. P. 276–281.
4. Zhang L.N., Wu Y.J., Qu X.Y., Li Z.S., Ni J.R. Mechanism of combination membrane and electro-winning process on treatment and remediation of Cu^{2+} polluted water body. *J. Environ. Sci.* 2009. Vol. 21. P. 764–769.
5. Heidmann I., Calmano W. Removal of Zn(II), Cu(II), Ni(II), Ag(I) and Cr(VI) present in aqueous solutions by aluminium electrocoagulation. *J. Hazard. Mater.* 2008. Vol. 152. P. 934–941.
6. Cifuentes L., Garcia I., Arriagada P., Casas J.M. The use of electrodialysis for metal separation and water recovery from $\text{CuSO}_4\text{-H}_2\text{SO}_4\text{-Fe}$ solutions. *Sep. Purif. Technol.* 2009. Vol. 68. P. 105–108.
7. Kang S.Y., Lee J.U., Moon S.H., Kim K.W. Competitive adsorption characteristics of Co^{2+} , Ni^{2+} , and Cr^{3+} by IRN-77 cation exchange resin in synthesized wastewater. *Chemosphere*. 2004. Vol. 56. P. 141–147.
8. Alyüz B., Veli S. Kinetics and equilibrium studies for the removal of nickel and zinc from aqueous solutions by ion exchange resins. *J. Hazard. Mater.* 2009. Vol. 167. P. 482–488.
9. Білявський С.А., Сарахман Р.Б., Галиш В.В., Трус І.М. Оптимізація технології одержання сорбентів з відходів рослинного походження. *Екологічні науки*. 2018. № 21. С. 212–217.
10. Гончарук В.В., Радовенчик В.М., Гомеля М.Д. Отримання та використання високодисперсних сорбентів з магнітними властивостями. К. : Графіка., 2003. 263 с.
11. Боженко О.М., Омельчук Ю.А., Гомеля М.Д. Отримання високоселективних сорбентів для вилучення міді із вод систем охолодження АЕС. *Збірник наукових праць Севастопільського Нац. ун-ту ядерної енергетики та промисловості*. 2009. Вип. 4 (32). С. 148–154.
12. Суровцев И.В., Халимова В.М., Манк В.В., Копилевич В.А. Определение тяжелых металлов в водных экосистемах методом инверсионной хромопотенциометрии. *Химия и технология воды*. 2009. Т. 31, № 6. С. 677–687.

Поступила в редакцию 08.12.19

Трус І.М., канд. техн. наук, **Гомеля М.Д.**, докт. техн. наук,
Крисенко Т.В., канд. техн. наук, **Булгаков Є.С.**
Національний технічний університет України «Київський політехнічний
інститут імені Ігоря Сікорського», Київ
просп. Перемоги, 37, 03056 Київ, Україна, e-mail: gymbear180@outlook.com

Дослідження ефективності очистки води від іонів важких металів сорбентами на основі магнетиту

Досліджено процеси очистки води від іонів важких металів на сорбентах з магнітними властивостями. Використано зразки магнетиту, що отримані при відношенні концентрацій іонів заліза (II) та заліза (III) 1 : 2; 1 : 1 та 2 : 1, а також зразки, що було модифіковано сульфідом натрію. Досліджено вплив рН середовища на ефективність сорбції іонів важких металів на магнетиті. Показано, що сорбційна ємність магнетиту по йонах важких металів, а також ефективність очистки води від них зростає при збільшенні співвідношення $[\text{Fe}^{2+}]/[\text{Fe}^{3+}]$ від 1 : 2 до 2 : 1. Сорбційна ємність магнетиту значно зростає при збільшенні рН середовища, що обумовлено частковим гідролізом іонів важких металів. Значно зростає сорбційна ємність магнетиту при його модифікуванні гуанідином, тиосемікарбазидом та сульфідом натрію. При цьому сорбент забезпечує високий ступінь очистки води від іонів важких металів при зниженні залишкових концентрацій металів до долей мг/дм³ або до декількох мкг/дм³. Біб. 12, рис. 5, табл. 1.

Ключові слова: магнетит, іони важких металів, сорбція, іонний обмін, комплексотворення.

Trus I.M., Candidate of Technical Sciences,
Gomelia M.D. Doctor of Technical Sciences,
Krysenko T.V., Candidate of Technical Sciences, **Bulhakov Ye.S.**
National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic
Institute», Kyiv
37, Peremohy Ave., 03056 Kyiv, Ukraine, e-mail: gymbear180@outlook.com

Study of the Efficiency of Water Purification from Heavy Metal Ions with Magnetite Sorbents

The process of water treatment from heavy metal ions on sorbents with magnetic properties was investigated. Samples of magnetite obtained at a ratio of the concentrations of iron (II) ions and iron (III) 1 : 2; 1 : 1 and 2 : 1, and samples modified with sodium sulfide were used. The effect of pH on the sorption efficiency of heavy metal ions on magnetite was studied. It was shown that the sorption capacity of magnetite towards heavy metal ions, as well as the efficiency of water treatment from these compounds, increases with an increase of the $[\text{Fe}^{2+}]/[\text{Fe}^{3+}]$ ratio from 1 : 2 to 2 : 1. Sorption capacity of magnetite increases with increasing pH due to partial hydrolysis of heavy metal ions. Also sorption capacity of magnetite increases significantly if modified it with guanidine, thiosemicarbazide, and sodium sulfide. At the same time, the sorbent provides a high degree of water purification from heavy metal ions while reducing the metal concentrations to several $\mu\text{g}/\text{dm}^3$. Ref. 12, Fig. 5, Tab. 1.

Key words: magnetite, heavy metal ions, sorption, ion exchange, complex formation.

References

1. Duruibe J., M.O.C. Ogwuegbu, Ekwurugwu J.N. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*. 2007. 2 (5). pp. 112–118.
2. Mirbagheri S.A., Hosseini S.N. Pilot plant investigation on petrochemical wastewater treatment for the removal of copper and chromium with the objective of reuse. *Desalination*. 2005. Vol. 171. pp. 85–93.
3. Mohsen-Nia M., Montazeri P., Modarress H. Removal of Cu^{2+} and Ni^{2+} from wastewater with a chelating agent and reverse osmosis processes. *Desalination*. 2007. Vol. 217. pp. 276–281.
4. Zhang L.N., Wu Y.J., Qu X.Y., Li Z.S., Ni J.R. Mechanism of combination membrane and electro-winning process on treatment and remediation of Cu^{2+} polluted water body. *J. Environ. Sci.* 2009. Vol. 21. pp. 764–769.
5. Heidmann I., Calmano W. Removal of Zn (II), Cu (II), Ni (II), Ag (I) and Cr (VI) present in aqueous solutions by aluminium electrocoagulation. *J. Hazard. Mater.* 2008. Vol. 152. P. 934–941.
6. Cifuentes L., Garcha I., Arriagada P., Casas J.M. The use of electrodialysis for metal separation and water recovery from $\text{CuSO}_4\text{-H}_2\text{SO}_4\text{-Fe}$ solutions. *Sep. Purif. Technol.* 2009. Vol. 68. pp. 105–108.
7. Kang S.Y., Lee J.U., Moon S.H., Kim K.W. Competitive adsorption characteristics of Co^{2+} , Ni^{2+} , and Cr^{3+} by IRN-77 cation exchange resin in synthesized wastewater. *Chemosphere*. 2004. Vol. 56. pp. 141–147.
8. Alyüz B., Veli S. Kinetics and equilibrium studies for the removal of nickel and zinc from aqueous solutions by ion exchange resins. *J. Hazard. Mater.* 2009. Vol. 167. pp. 482–488.
9. Bilyavsky S.O., Sarahman R.B., Halysh V.V., Trus I.M. [Optimization of technology for obtaining sorbents from vegetable waste], *Ecologichni nauki [Ecological Sciences]*. 2018. Vol. 21. pp. 212–217. (Ukr.)
10. Goncharuk V.V., Radovenchik V.M., Gomelya M.D. [Dismantled and victorious of highly dispersed sorbents in magnetic properties]. Kiev : Grafika, 2003. 263 p. (Ukr.)
11. Bozhenko O.M., Omelchuk Yu.A., Gomelya M.D. [Obtaining highly selective sorbents for the extraction of copper from the waters of NPP cooling systems]. *Zbirnik naukovykh prats Sevastopolskogo Nacionalnogo Uni-versitetu Yadernoi Energetyki ta Promyslovosti*. 2009. Iss. 4. pp. 148–154. (Ukr.)
12. Surovtsev I.V., Halimova V.M., Mank V.V., Copylevich V.A. [The determination of heavy metals in aquatic ecosystems by the method of inverse chronopotentiometry]. *Khimiya i tehnologiya vody. Chemistry and Water Technology*. 2009. 31 (6). pp. 677–687. (Rus.)

Received December 8, 2019

УДК 628.161.2:621.564.31
DOI: 10.33070/etars.1.2020.07

Деремешко Л.А., канд. хим. наук, **Балакина М.Н.**, канд. хим. наук,
Семинская О.О., канд. хим. наук, **Кучерук Д.Д.**, докт. хим. наук,
Гончарук В.В., докт. хим. наук, акад. НАН Украины
Институт коллоидной химии и химии воды НАН Украины, Киев
 бул. Акад. Вернадского, 42, 03142 Киев, Украина, e-mail: bantam@ukr.net

Обессоливание хлоридно-сульфатных соленых вод электродиализатором усовершенствованной конструкции

Исследован процесс обессоливания и предельного концентрирования имитатов соленых хлоридно-сульфатных вод электродиализным аппаратом усовершенствованной конструкции. Показана его высокая эффективность: установлено, что при плотности тока $1,0 \text{ А/дм}^2$ в течение 63–105 мин можно обессолить имитат с исходной концентрацией NaCl 4,3–8,6 г/дм³ до содержания хлорид-ионов ниже их ПДК в питьевой воде при одновременном концентрировании рассолов до 110,7–135,8 г/дм³. При введении в исходный раствор ионов SO_4^{2-} наблюдалось снижение содержания ионов Cl^- и повышение содержания ионов SO_4^{2-} в дилуате из-за усиления конкурирующего переноса последних через ионообменную мембрану. В связи с этим для достижения ПДК этих ионов в питьевой воде продолжительность процесса электродиализа должна быть увеличена. *Библ. 12, рис. 3, табл. 2.*

Ключевые слова: соленые воды, электродиализ, обессоливание, концентрирование, дилуат, рассол.