

References

1. Relyea, R.A. (2005), "The Impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities". *Ecological Applications*, no 15(6), pp. 618–627.
2. Koval, V.V., Natalochka, V.O., Tkachenko, S.K. and Minenko, O.V. (2011), "Dynamics of pesticide residues in the water for agricultural purposes in terms of Poltava", *Visnyk Poltavskoi derzhavnoi ahrarnoi akademii*, no 1, pp. 22–26.
3. Pysarenko, V.M., Pysarenko, P.V. and Pysarenko, V.V. (2008), *Ahroekolohiia* [Agroecology], Poltava, Ukraine.
4. [w. a.] (2006) "Biotesting as a method of assessing the quality of drinking water". *Visnyk NAN Ukrainy*, no 10, pp. 54–57.
5. Liashenko, O.A. (2012), *Byoindykatsiia y byotestirovanye v okhrane okruzhaiushchei sredi* [Bioindication and biological testing in environmental protection], SPb, Russia.
6. Bubnov, A.H., Buimova, S.A., Hushchyn, A.A. and Yzvekova T.V. (2007), *Byotestovyi analiz – yntehralnyi metod otsenky kachestva ob'ektov okruzhaiushchei sredi: uchebno-metodycheskoe posobyie* [Analysis – an integrated method for assessing the quality of the environment: a teaching aid], Yvanovo, Russia.
7. Vember, V.V. and Ditiashova, I.H. (2015), "Catalase activity indicator as a sign of the sensitivity of the test plants to herbicide", *Ekolohiia. Liudyna. Suspilstvo*, pp. 22–23.
8. Vladymyrov, Yu.A., Azyzova, O.A. and Deev, A.Y. (1991), "Free radicals in living systems", *Ytohy nauky y tekhniky. Vyofyzyka*, p. 274.
9. Vasylykiv, O.Yu., Kubrak, O.I., Storey, K.B. and Lushchak, V.I. (2009), "Catalase activity as a potential vital biomarker of fish intoxication by the herbicide aminotriazole", *Pesticide Biochem. and Physiol.*, no 101 (1), pp. 1–5.
10. Velychko, A.K., Solovev, V.B. and Henhyn, M.T. (2009), "Laboratory methods for determination of total peroxide destroys the activity of plant enzymes", *Yzvestyia Penzenskoho gosudarstvennoho pedago-hycheskoho unyversyteta im. V. H. Belynskoho*, no 14 (18), pp. 44–48.

УДК 504.5:628.33

ГОМЕЛЯ М. Д., д.т.н., проф.; МАЛІН В. П., асп.; ГЛУШКО О. В., к.т.н., доц.
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

ВИЛУЧЕННЯ ЙОНІВ МІДІ З ВОДИ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ СЛАБОКИСЛОТНОГО КАТІОНІТУ DOWEX-МАК-3

На прикладі сорбції йонів міді з розчинів у дистильованій і водопровідній воді визначено вплив іонів жорсткості на обмінну ємність слабокислотного катіоніту DOWEX-МАК-3 за йонами важких металів. Показано, що ємність іоніту за йонами міді залежить від концентрації розчинів і співвідношення концентрації йонів міді й жорсткості. Установлено, що співвідношення між ємностями іоніту за міддю та йонами жорсткості є близьким до їхніх співвідношень у розчинах, що корелює з даними про селективність іоніту за йонами міді, магнію й кальцію. Визначено залежність рН і лужності пропущеної крізь іоніт води від форми, об'єму іоніту й витрати води. Показано, що десорбція йонів жорсткості та йонів міді ефективно відбувається в кислому середовищі і майже не відбувається після оброблення іоніту сольовим розчином.

Ключові слова: важкі метали, іонний обмін, сорбція, обмінна ємність іоніту, концентрування.

© Гомеля М. Д., Малін В. П., Глушко О. В., 2016.

Постановка проблеми. Мідь є одним із найважливіших мікроелементів, що беруть участь у фотосинтезі та впливають на засвоєння азоту рослинами, головним чином завдяки ферментам, до складу яких вона входить. Разом із цим, мідь є високотоксичною речовиною, що в разі перевищення допустимих концентрацій негативно впливає на живі організми [3]. Основними джерелами надходження міді в природні води є стічні води хімічних, металургійних виробництв, підприємств видобувної промисловості (шахтні води), атомних і теплових електростанцій, машинобудівних підприємств (гальванічні виробництва), а також сільськогосподарські стоки (мідьмісткі добрива) [4].

У поверхневих водоймах вміст іонів міді змінюється від декількох до десятків, рідше до сотень мікрограмів у літрі [4; 5]. Після скидання навіть відносно чистих стоків у водойми концентрація міді в них удвічі-утричі перевищує допустимий рівень. Значною проблемою є не лише очищення стічних вод перед скидан-

ням, але й контроль вмісту міді у воді (для водоїм рибогосподарського значення він не має перевищувати 1 мкг/дм³). У стічних водах вміст міді має становити 5...10 мкг/дм³.

Навіть найчутливіші прилади (атомно-адсорбційні спектрофотометри) мають межу чутливості на рівні 1...100 мкг/дм³ [6; 7]. Якщо врахувати, що ці прилади є дорогими, зрозуміло, що ці засоби контролю довілля мають лічені лабораторії в Україні. Тому актуальним є створення таких методів пробопідготовки, які б дозволяли підвищувати концентрацію на кілька порядків.

Невирішеною частиною наукової проблеми вилучення іонів міді з води є те, що недостатньо вивчено та висвітлено взаємний вплив іонів жорсткості на сорбційну ємність слабокислотного катіоніту та його регенераційну здатність.

Метою цієї статті є визначення сорбційної здатності слабокислотного катіоніту DOWEX-МАК-3 за міддю за різних її концентрацій з урахуванням впливу йонів жорсткості, а також ефективності десорбції йонів міді після оброблення кислими й сольовими розчинами.

Виклад основного матеріалу. Використовували слабокислотний катіоніт DOWEX-МАК-3 у кислій і сольовій (Na⁺) формах. Іоніт регенерували 2...4Н розчинами соляної кислоти й 10-відсотковим розчином хлористого натрію. Мідь сорбували з розчинів концентрацією 1...1000 мг/дм³ за статичних і динамічних умов. Об'єм іоніту становив 5...20 см³, води (за статичних умов) – 500...2000 см³. Витрата води крізь колонку йоніту діаметром 2 см за динамічних умов становила 10...15 см³/хв., витрата регенераційного розчину – 1...3 см³/хв. У пробах очищеної води й регенераційного розчину за відомими методиками контролювали концентрацію міді, жорсткість і лужність води, рН.

Селективність катіонітів за двохзарядними катіонами залежить від радіусу гідратованого катіону. Тому селективність більшість катіонів за йонами кальцію є близькою або вищою за їхню селективність за йонами важких металів, зокрема міді. Ефективність іонообмінного вилучення міді з води залежить від характеристик води і форми, в якій перебуває метал [1; 2; 5].

За рН > 7 у Cu²⁺-формі перебуває до 30 % розчинених іонів, які майже відсутні, коли рН > 8. У гідроксоформі [Cu(OH)]⁺ мідь перебуває, коли 5 < рН < 9,7, із максимальним вмістом ~60 %, коли рН ≈ 7 [5]. Це означає, що ефективна сорбція міді на катіоніті відбуватиметься, коли рН ≤ 8.

З іншого боку, в кислому середовищі (рН < 2) слабокислотний катіоніт переходить в асоційовану форму і втрачає йонообмінні властивості [8]. Тому для сорбції міді з дистильованої води використовували катіоніт у Na⁺-формі, а при сорбції з водопровідної води – у кислій. У цьому випадку лужність води була близькою до її жорсткості, тому під час переходу у воду протонів значного підкислення води не відбувалося внаслідок виділення з води вугільної кислоти. Гідрокарбонати, що переходили у вугільну кислоту й двооксид вуглецю, що виділявся з води, стримували реакцію. При цьому рН становив 2,5...7,0. У цілому це є позитивним моментом, оскільки в природних водах мідь на 10...70 % (інколи на 90 %) перебуває у вигляді комплексів з органічними комплексоутворюючими речовинами (переважно гуміновими й фульвіновими кислотами), а за рН < 6 основна маса цих комплексів розкладається з утворенням міді Cu²⁺, що підвищує ефективність її виділення на іонітах.

Сорбція йонів міді за статичних умов на слабокислотному катіоніті в Na⁺-формі за низьких концентрацій відбувається неефективно як з дистильованої, так і водопровідної води (табл. 1). Ємність іоніту за йонами міді зростає з підвищенням її концентрації у вихідному розчині, проте залишкові концентрації міді у воді є досить значними. Низькою є ефективність десорбції міді з катіоніту розчином 5-відсоткової соляної кислоти. У цілому обмінна ємність іоніту зростає з підвищенням концентрації.

Таблиця 1 – Залежність від концентрації іонів міді під час сорбції за статичних умов ефективності сорбції іонів міді на катіоніті DOWEX-МАК-3 у Na⁺-формі (10 см³) із дистильованої (I) і водопровідної (II) води (500 см³) жорсткістю 4,6 мг-екв/дм³ та їхньої десорбції соляною кислотою (5 %; 40 см³)

початкова	Концентрація йонів міді C(Cu ²⁺), мг/дм ³				ОЄ за Cu ²⁺ , мг/дм ³		Z, %	
	після сорбції		після десорбції					
	I	II	I	II	I	II	I	II
1	0,45	0,50	5,00	3,60	27,5	25,0	72,7	57,6
2	0,72	0,91	10,60	7,85	64,0	54,5	66,3	71,4
3	1,05	1,13	14,26	13,2	97,5	93,5	65,9	49,2
5	1,30	1,70	26,50	21,75	187,5	165,0	57,3	53,0
7	2,50	3,00	33,75	27,50	225,0	200,0	65,9	55,0
10	3,20	5,20	53,00	47,50	340,0	240,0	56,5	76,0
15	3,30	5,30	69,50	73,50	585,0	480,0	47,52	61,3

При сорбції з дистильованої води на йоніті в Na^+ -формі ємність іоніту досягає 4...6 г-екв/дм³ (рис. 1). Ступінь вилучення міді становить ~99 %. Високою є ступінь десорбції йонів міді 5-відсотковою соляною кислотою. За ємності іоніту за міддю 1,256...3,723 г-екв/дм³ ступінь десорбції становить 99,3...100 %.

Обмінна ємність іоніту за іонами міді за статичних умов зростає і за низьких концентрацій із збільшенням об'ємів розчину за незмінного об'єму іоніту (рис. 2).

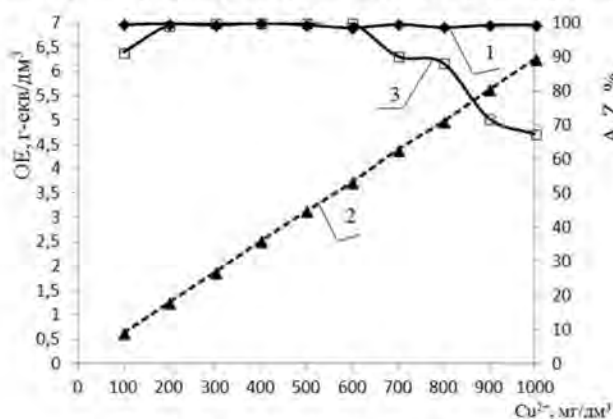


Рис. 1 – Залежність від початкової концентрації йонів міді за статичних умов: ступеня сорбції йонів міді з дистильованої води (1; 1000 см³) на катіоніті DOWEX-МАК-3 у Na^+ -формі (5 см³), обмінної ємності іоніту (2), ступеня десорбції йонів міді соляною кислотою (3)

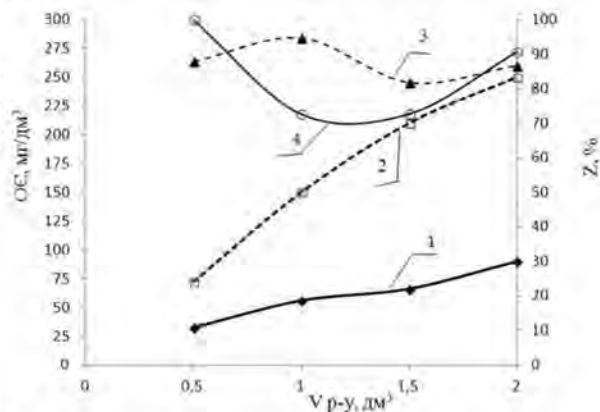


Рис. 2 – Залежність від об'єму розчину за статичних умов: обмінної ємності катіоніту DOWEX-МАК-3 у Na^+ -формі (10 см³) за іонами Cu^{2+} (1; 2) у водопровідній воді (5,2 мг-екв/дм³), ступеня їхньої десорбції соляною кислотою (50 см³; 3; 4) за концентрації міді 1 (1; 3) і 2 мг/дм³ (2; 4)

За концентрації міді у водопровідній воді 2 мг/дм³ із збільшенням об'єму розчину з 0,5 до 2,0 дм³ за об'єму іоніту 10 см³ його обмінна ємність зросла з 72 до 250 мг/дм³ (у 3,47 раза). За концентрації міді 1 мг/дм³ за цих умов обмінна ємність іоніту зросла з 32 до 90 мг/дм³ (у 2,8 раза). В обох випадках рівноважні концентрації міді становили 0,35...0,76 мг/дм³. Ступінь десорбції міді соляною кислотою становив 72...100 %. Таким чином, використання досліджуваного катіоніту для концентрування іонів міді у воді за статичних умов є недоцільним. За низьких концентрацій іонів міді, незалежно від вмісту йонів жорсткості, сорбція йонів міді відбувається неефективно. Більше того, її десорбція також відбувалася неефективно, всупереч даним про високий ступінь регенерації катіоніту кислими розчинами [8].

Значно кращі результати отримано за динамічних умов. У цьому випадку мідь сорбували на катіоніті в кислій і Na^+ -формі з розчинів у водопровідній воді за концентрацій 1...30 мг/дм³ (рис. 3). У разі вилучення міді на іоніті в кислій формі відбувається суттєве пом'якшення води й значне зменшення її лужності. Із насиченням іоніту йонами жорсткості залишкова концентрація міді зростає з 0 до 1,6 мг/дм³ (за початкової концентрації 30 мг/дм³).

Під час сорбції на катіоніті в Na^+ -формі ємність іоніту за йонами жорсткості зростає з 2771 г-екв/дм³ для катіоніту в кислій формі до 4099 г-екв/дм³ для йоніту в сольовій формі. При цьому ємність за йонами міді знижується з 836 до 824 г-екв/дм³. Лужність води в разі використання катіоніту в Na^+ -формі майже не змінюється. Проте рН у процесі сорбування йонів жорсткості й міді в разі використання іоніту в кислій формі зростає з 2,00...3,15 до 6,35...6,36 (рис. 4). Для катіоніту в сольовій формі рН зростає до 9,97...10,30, а потім знижується до 8,05...8,45. Вочевидь, при використанні іоніту в кислій формі сорбція відбувається лише завдяки переходу гідрокарбонатів у вугільну кислоту, що розкладається на двооксид вуглецю й воду. Тому рН не зменшується нижче 2,8...3,1. В іншому випадку при підкисленні води й зменшенні рН нижче 2,0 слабкокислотний катіоніт втрачає свої йонообмінні властивості чере низький ступінь дисоціації карбоксильних груп.

У цілому, зменшення рН сприяє переходу йонів міді в воді в Cu^{2+} -форму, що сприяє їхньому кращому вилученню. З іншого боку, як зазначалося вище, за малих рН здатність слабкокислотного катіоніту до іонного обміну зменшується. Тому за високого ступеня вилучення іонів міді ступінь вилучення йонів жорсткості на катіоніті в кислій формі скорочується (рис. 5).

За концентрації йонів міді 1...2 мг/дм³ ємність іоніту за міддю у водопровідній воді значно знижується (рис. 6). Проте ступінь вилучення залишається високим як у кислій, так і в сольовій формі.

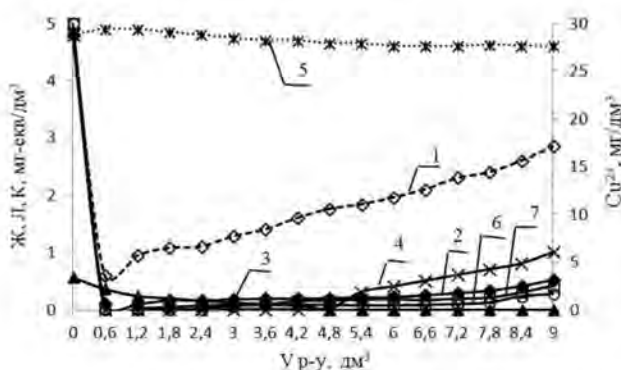


Рис. 3 – Залежність жорсткості (1, 2), кислотності (3), лужності (4, 5), концентрацій іонів (6, 7) від об'єму пропущеного крізь 10 см³ катіоніту в кислій (1, 3, 4, 6) і Na⁺-формах (2, 5, 7) розчину міді (30 мг/дм³) у водопровідній воді^{1,2}

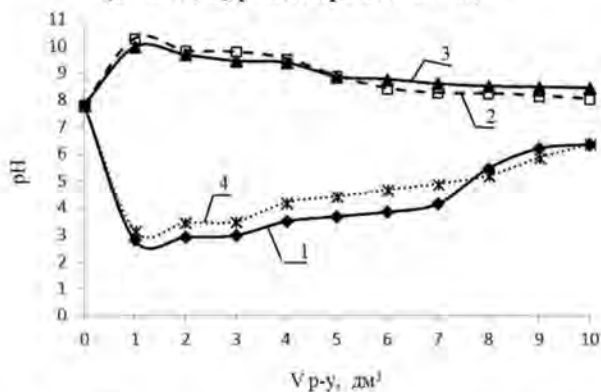


Рис. 4 – Залежність рН (1–4) від пропущеного крізь 10 см³ катіоніту в кислій (1, 4) і Na⁺ (2, 3) формах розчину міді у водопровідній воді¹ з концентрацією 30 (1, 2), 2 (3) і 1 мг/дм³ (4)

¹ Жорсткість – 4,8 мг-екв/дм³, лужність – 4,8 мг-екв/дм³, рН – 7,81.

² ОДС₁ = 277 г-екв/ дм³, ОДС₂ = 4099 г-екв/ дм³, ОДС₆ = 836г-екв/ дм³, ОДС₇ = 824г-екв/ дм³

³ ОДС₁ = 2339 мг-екв/дм³, ОДС₂ = 2378 мг-екв/дм³, ОДС₃ = 30 мг-екв/дм³, ОДС₄ = 17 мг-екв/дм³.

Якщо порівняти еквівалентні співвідношення концентрацій іонів жорсткості у воді та співвідношення обмінних ємностей іоніту за цими йонами під час їхнього вилучення за динамічних умов і фільтрування 10 дм³ розчину у водопровідній воді крізь 10 см³ катіоніту (рис. 6, табл. 2), можна побачити, що при використанні катіоніту в Na⁺-формі ці співвідношення є майже однаковими за концентрації міді 2 і 30 мг/дм³. У разі використання іоніту в кислій формі ці співвідношення відрізняються на 9 та 34 % у бік зростання сорбційної ємності. Ця тенденція посилюється із зростанням концентрації іонів міді. Вочевидь, селективність у слабкокислотному середовищі за йонами міді (порівняно з нейтральним або слаболужним) є дещо вищою, ніж за йонами жорсткості (точніше, магнію).

У цілому, ступінь вилучення міді в присутності іонів жорсткості на слабкокислотному катіоніті DOWEX-МАК-3 за динамічних умов є достатньо високим. Він зростає із зниженням концентрації міді у воді, проте із насиченням іоніту йонами кальцію й магнію ступінь вилучення дещо зменшується (рис. 5).

Важливим аспектом під час концентрування іонів є їхня десорбція під час регенерації катіоніту. Установлено, що ефективність десорбції іонів міді зростає з підвищенням кислотності розчину за зростання питомої витрати реагенту (рис. 7).

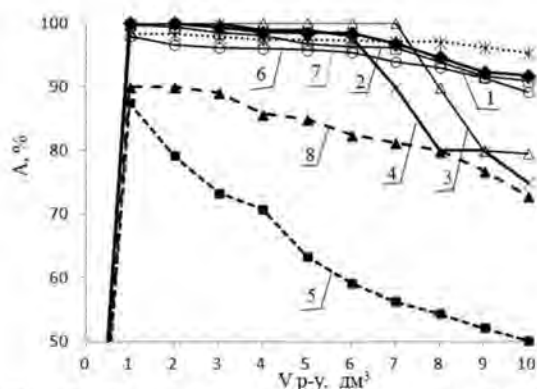


Рис. 5 – Залежність ступеня вилучення іонів міді (1–4) та іонів жорсткості (5–8) від пропущених крізь 10 см³ катіоніту в кислій (1, 4, 5, 8) і Na⁺ (2, 3, 6, 7) формах розчинів міді (30 (1, 2, 5, 6), 2 (3, 7), 1 мг/дм³ (4, 8)) у водопровідній воді¹

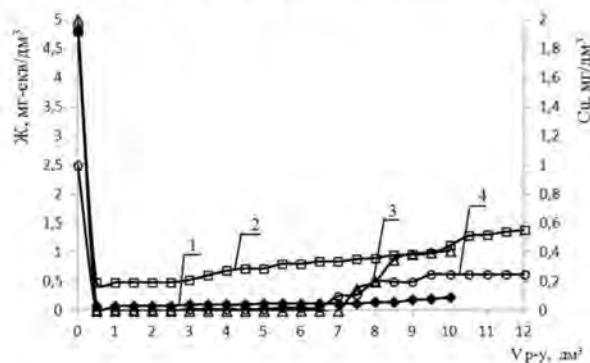


Рис. 6 – Криві сорбції³ з водопровідної води¹ іонів жорсткості (1, 2) та іонів міді (3, 4) на 20 см³ катіоніту в кислій (2, 4) і Na⁺ (1, 3) формах за концентрації міді 1 (2, 4) і 2 мг/дм³ (1, 3)

Таблиця 2 – Залежність співвідношення обмінної ємності (ОЄ) катіоніту DOWEX-МАК-3 (10 см³) за іонами жорсткості й міді від співвідношення концентрацій цих іонів у водопровідній воді (Ж = 4,8 мг-екв/дм³, рН 7,8) за динамічних умов (10 дм³)

[Cu], мг/дм ³	Форма іоніту	Ж/[Cu], мг-екв/мг-екв	ОЄ _Ж /ОЄ _{Cu²⁺} , мг-екв/мг-екв
1	H ⁺	152,50	139,90
2	Na ⁺	76,20	77,97
30	H ⁺	5,08	3,33
30	Na ⁺	5,08	4,97

Ступінь десорбції іонів міді становить 95,6...100 %. За кислотності розчину 3,6 г-екв/дм³ і мінімальній кількості сорбованої міді (10,5 мг на 20 см³ іоніту) повної десорбції досягнуто для 120 см³ регенераційного розчину. Концентрація іонів міді у ньому становила 87,5 мг/дм³. За початкової концентрації йонів міді 1 мг/дм³ та об'єму розчину 10 000 см³ концентрація міді зросла у 87 разів із зменшенням об'єму у 83 раза. У цілому, концентрація зросла більше як у 7000 разів. Цей ефект можна посилити, випаровуючи й висушуючи регенераційні розчини, що за об'ємів 100...200 см³ не є проблематичним. Проте варто визначити, чи буде ефективним концентрування міді за її вихідних концентрацій менших, аніж 1 мг/дм³, на декілька порядків. Якщо так, то метод матиме практичне значення.

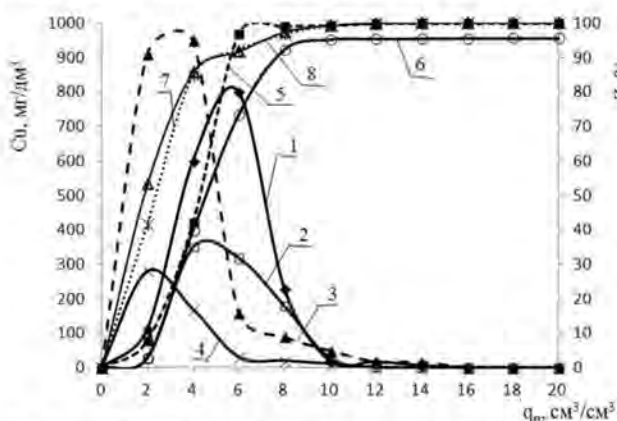


Рис. 7 – Залежність вихідної концентрації іонів міді (1-4), ступеня їх десорбції (5-8) від пропущеного крізь 20 см³ катіоніту в Ca²⁺, Mg²⁺, Cu²⁺-формах об'єму HCl концентрацією 1,9 (1-2, 5-6) і 3,6 г-екв/дм³ (3-4, 7-8) із кількістю сорбованої міді, мг: 29,4 (1, 5); 19,0 (2, 6); 43,8 (3, 7) і 10,5 (4, 8)

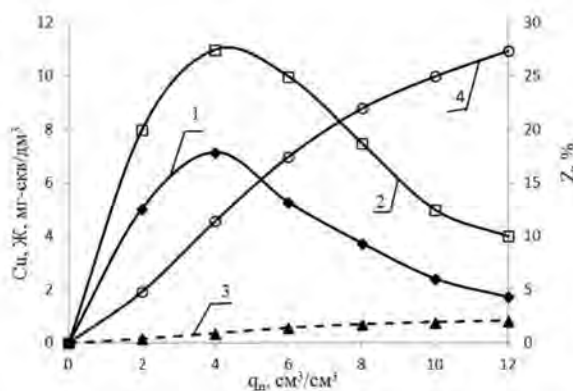


Рис. 8 – Залежність вихідної концентрації іонів міді (1), іонів жорсткості (2), ступеня десорбції міді (3), іонів жорсткості (4) від пропущеного крізь 10 см³ катіоніту в Cu²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺-формі (ОЄ_{Cu²⁺} = 2459, ОЄ_{Mg²⁺}, Ca²⁺ = 332 мг-екв/дм³) об'єму розчину NaCl

Окрім розчинів соляної кислоти для регенерації іоніту використали 10-відсотковий розчин хлористого натрію (рис. 8). Як і очікувалося [8], ефективність десорбції йонів жорсткості була низькою. Ступінь десорбції не перевищував 28 % за питомої витрати розчину 12 см³/см³. І це тоді, коли обмінна ємність іоніту за міддю становила 2459 г-екв/дм³, тоді як за йонами жорсткості – лише 332 г-екв/дм³. Вочевидь, карбоксильні групи катіоніту утворюють з йонами міді стійкіші сполуки, аніж з йонами кальцію, магнію й натрію.

Високу ефективність кислотної регенерації іоніту можна пояснити не селективністю за йонами H⁺, а переходом карбоксильних груп іоніту в кислому середовищі із дисоційованої в асоційовану форму з низькою здатністю до іонного обміну. У цьому випадку для сорбування йонів міді можна використовувати слабкокислотний катіоніт у Na⁺-формі незалежно від гідрокарбонатної лужності води та в H⁺-формі за достатньої гідрокарбонатної лужності. Іоніт доцільно регенерувати кислотними розчинами.

Висновки

1. Встановлено, що слабкокислотний катіоніт DOWEX-МАК-3 за статичних умов сорбує йони міді в присутності надлишку іонів жорсткості, і його ємність за міддю зростає як із підвищенням концентрації її розчинів, так і зі збільшенням об'єму розчину на одиницю об'єму іоніту. Ступінь вилучення міді з води знижується із зменшенням її концентрації у вихідних розчинах навіть за відсутності йонів жорсткості. Ефективність регенерації іонітів розчинами соляної кислоти є невисокою.

За динамічних умов катіоніт DOWEX-МАК-3 у кислій і Na^+ -формі забезпечує ефективне вилучення йонів міді з водопровідної води з жорсткістю 4,8...5,2 мг-екв/дм³ за концентрації йонів міді 1...30 мг/дм³. Ступінь вилучення міді зростає до 99...100 % із зменшенням її концентрації до 1 мг/дм³.

2. Вивчено десорбцію йонів міді з катіоніту в Cu^{2+} , Ca^{2+} і Mg^{2+} -формах розчинами соляної кислоти та хлористого натрію за динамічних умов. Установлено, що ступінь десорбції катіонів зростає із підвищенням кислотності розчинів. Доведено, що 10-відсотковим розчином NaCl мідь із катіоніту майже не десорбується, а ступінь десорбції йонів жорсткості становить менше 28 %.

Список використаної літератури

1. Морозов Н. П. О соотношении форм миграции микроэлементов в водах рек заливов, морей и океанов / Н. П. Морозов // Геохимия. – 1979. – № 8. – С. 1259–1263.
2. Брукс Р. Р. Загрязнение микроэлементами / Р. Р. Брукс // Химия окружающей среды / под ред. Дж. О. М. Бокриса. – М.: Химия, 1982. – С. 371–413.
3. Медико-гідрогеохімічні чинники геологічного середовища України / за ред. Г. І. Рудька. – К.; Чернівці: Букрек, 2015. – 274 с.
4. Мороз Н. А. Гидрохимический мониторинг поверхностных вод региона расположения Запорожской АЭС / Н. А. Мороз, В. А. Седнев, И. А. Черкашин // Пром. теплотехника. – 2005. – Т. 27. – № 2. – С. 78–87.
5. Линник П. Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П. Н. Линник, Б. И. Набиваец. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 270 с.
6. Трохименко Г. Г. Дослідження накопичення важких металів у донних відкладеннях Бузького лиману за допомогою атомно-абсорбційної спектроскопії / Г. Г. Трохименко, Н. В. Циганюк // Інновації в суднобудуванні та океанотехніці: зб. матеріалів II Міжнар. наук.-техн. конф. – Миколаїв, 2011. – С. 446–448.
7. Шумілова О. О. Дослідження впливу евтрофікації на вторинне забруднення Бузького лиману важкими металами. / О. О. Шумілова, Г. Г. Трохименко // Вісн. НУК. – 2012. – № 1. – С. 56–62.
8. Макаренко І. М. Оцінка впливу йонів твердості на ефективність очищення води від йонів міді / І. М. Макаренко, Ю. В. Носачова, О. І. Іваненко // Хім. інженерія, екологія та ресурсозбереження. – 2014. – № 1 (12). – С. 54–59.

Надійшла до редакції 15.08.2015

Homelia M. D., Malin V. P., Glushko O. V.

EXTRACTING COPPER IONS FROM THE WATER USING A WEAK ACID CATION RESIN DOWEX-MAK-3

It is known that copper plays a significant role in the functioning of living organisms. Copper is an essential element, which is involved in metabolism. On the other hand, it has a high toxic effects on living organisms. That is why the maximum allowable concentration for copper have very low values. For example, fishery ponds maximum allowable concentration for copper is 0.001 mg / l. The main sources of copper in the environment are ferrous and non-ferrous metallurgy, production of solid and liquid fuels, electrochemical production, waste water nuclear and thermal power plants, agricultural runoff.

High toxicity at low doses, and the ability to accumulate in living organisms leads to the necessity of copper content correction in natural waters. Today, the most widely used methods such as chemical vapor deposition treatment, ion exchange, adsorption, electrolysis and various filtration procedures. Along with their wide use, some of the presented methods have disadvantages. For example, treatment with alkaline reagents in chemical copper sedimentation doesn't give necessary effect in the wastewater discharged into fishery reservoirs.

The aim of the paper was to study the processes of heavy metals concentration, on the example of copper, from distilled and tap water on weak acid cation exchanger DOWEX-MAK-3 by determining the adsorption capacity of the resin for copper at its different concentrations for the effect of ions hardness, determining the effectiveness of copper ions desorption from an ionite with the processing by acid and salt solutions. It was shown that the resin capacity after copper ions depends on the solution concentration and the ratio of the concentration of copper ions and hardness ions. Established that the ratio between an ionite capacities on copper ions and hardness ions close to their ratios in solutions that well be coordinated with the data on the selectivity of the resin for ions of copper, magnesium and calcium. The dependence of pH, alkalinity of water passed through the resin to form resin, volume and water consumption defined.

In dynamic conditions cation resin DOWEX-MAK-3 provided effective removal of copper ions from tap water in acid and Na^+ form at concentration of copper ions from 1 to 30 mg/dm³. It was shown that desorption of hardness

ions and copper ions effectively passed in an acid medium and practically did not occur in the processing of resin by salt solution. In general, the proposed sorbent in acid and salt form is useful at monitoring of heavy metals in water.

Keywords: heavy metals, ion exchange, adsorption, exchange capacity of the resin, regeneration.

References

1. Morozov, N.P. (1979), "About correlation of forms of migration of microelements in waters of the rivers of bays, seas and oceans", *Geokhimiya*, vol. 8, pp.1259–1263.
2. Bruks, R.R. (1982), *Zagryaznenie mikroelementami* [Contamination by trace elements], Himija, Moscow, USSR.
3. Rud'ko, H.I. (2015), *Medyko-hidroheokhimichni chynnyky heolohichnoho seredovyscha Ukrainy* [Medical hydrogeochemical factors of the geological environment of Ukraine], Bukrek, Kyiv–Chernivtsi, Ukraine.
4. Moroz, N.A. Sedney, V.A. and Cherkashyn, Y.A. (2005), "Hydrochemical monitoring of surface waters in the region of the location of the Zaporizhzhya nuclear power plant", *Prom. teplotekhnika*, no.27, vol.2, pp.78–87.
5. Linnik, P.N. and Nabivanec, B.I. (1986), *Formy migracii metallov v presnyh poverhnostnyh vodah* [Forms of migration of metals are in fresh superficial waters], *Gidrometeoizdat*, Leningrad, USSR.
6. Trokhymenko, H.H. and Tsyhaniuk, N.V. (2011), "Research accumulation of heavy metals in sediments Bug estuary using atomic absorption spectrophotometry", *Zbirnyk materialiv II Mizhnarodnoi naukovo-tekhnichnoi konferentsii "Innovatsii v sudnoubuduvanni ta okeanotekhnitsi"* [Proc. of the II Int. Scientific Conf. "Innovations in shipbuilding and Ocean Technologies"], Mykolaiv, Ukraine, pp. 446–448.
7. Shumilova, O.O. and Trokhymenko, H.H. (2012), "Study of the effect of eutrophication on the secondary pollution of the Bugsy estuary with heavy metals", *Visnyk NUK*, vol. 1, pp. 56–62.
8. Makarenko, I.M., Nosachova, Yu.V. and Ivanenko, O.I. (2014), "Assessing the impact of hardness ions in water purification efficiency of copper ions", *Khimichna inzheneriia, ekolohiia ta resursozbezhezhennia*, vol. 1 (12), pp. 54–59.

УДК 621.039.73:542

ЛЕВЕНЕЦЬ В. В., д.фіз.-мат.н.; РОЛІК І. Л., к.т.н.; УСІКОВ М. П.; ШИРОКОВ Б. М., д.т.н.;
ХОВАНСЬКИЙ М. О.; ШИЯН О. В.; ЩУР А. О., к.фіз.-мат.н.
Національний науковий центр «Харківський фізико-технічний інститут»

АНАЛІЗ ВИКИДІВ ГАЗОФТОРИДНОГО ФРАКЦІОНУВАННЯ ЯДЕРНИХ ВІДХОДІВ

Досліджено газофторидну технологію переробки відходів підприємств атомно-промислового комплексу, що відпрацьована в ННЦ ХФТІ. Використано ядерно-фізичні методи аналізу. Визначено кількісні та якісні характеристики її потенційних негативних екологічних факторів, а саме викидів безпосередньо на робочому місці.

Ключові слова: газофторидна технологія, ядерні відходи, екологічна безпека, ядерно-фізичні методи аналізу.

© Левенець В. В., Ролік І. Л., Усіков М. П., Широков Б. М., Хованський М. О. Шиян О. В., Щур А. О., 2016.

Постановка проблеми. Темпи розвитку сучасної радіохімічної промисловості відстають від темпів розвитку ядерної енергетики: у світі спостерігається дефіцит переробних потужностей. Ці проблеми є актуальними і для України. У нас відпрацьоване ядерне паливо і високоактивні відходи (ВАО) вивозять для перероблення на заводи в Росію, лише частину ВАО витримують у сухих сховищах Запорізької АЕС. Також невирішеними є проблеми поводження з низько- й середньоактивними відходами (НАО, САВ). Насамперед, це стосується відходів уранового виробництва, накопичених у найбільших в Європі хвостосховищах, що розташовані поблизу від населених пунктів, не завжди мають чітко визначеного власника й потребують значних затрат для їхнього утримання й рекультивації.

У світі не існує єдиної технології переробки відходів підприємств атомно-промислового комплексу. Розробляють методи концентрування відходів і виділення з них корисних матеріалів (фракціонування відходів за хімічними властивостями й періодами напіврозпаду), що відіграють важливу роль у забезпеченні економічної та екологічної вигоди замкнутого паливного циклу. Запропоновані технології фракціонування відходів. Провідне місце серед них займають водо-екстракційні та інші методи з використанням хімічних реак-