



UDC 574.63: 669.112.228

SYNTHESIS, CHARACTERISTICS AND APPLICATION OF FERRITE COPPER-ZINC NANOCOMPOSITE FOR WASTEWATER TREATMENT FROM HEAVY METAL IONS

Vita V. Datsenko*, Elina B. Khobotova

Kharkiv National Automobile and Highway University, 25 Yaroslav Mudry Str., Kharkiv, 61002, Ukraine

Received 22 October 2024; accepted 12 December 2024; available online 25 January 2025

Abstract

The relevance of the work is related to the solution of environmental problems arising from the increase in the amount of industrial wastewater contaminated with heavy metals. The aim of the work was to substantiate and determine the effectiveness of functional materials for water purification from heavy metal ions. The possibility of obtaining copper-zinc ferrite materials from sulfate copper-zinc electrolyte by co-precipitation at the ratio of initial molar concentrations of components $\Sigma(\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}) : \text{Fe}^{3+} = 1 : 1$. The main stages of obtaining copper-zinc ferrite materials are determined: mixing the spent sulphate copper-zinc solution with crystalline Fe(III) salt; formation of metal hydroxides; introduction of Na_2SO_3 reagent to form Fe_2O_3 ; bubbling with air oxygen; separation of the obtained ferrites from the eluate and their washing; determination of the composition of the obtained ferrites. The composition and physicochemical properties of the obtained ferrite composite were investigated. It is proved that the presence of ferrite phases in the form of spinel with the general formula $\text{Fe}_x\text{Zn}_y\text{Cu}_z\text{O}_4$ and a complex developed surface texture of the nanocomposite can characterise their effective sorption properties. The efficiency of sorption properties of ferrite composites has been proved, which determine the rapid kinetics and a sharp decrease in the concentration of Cu(II) ions over time at different mass ratios of ferrite composites and Cu(II) ions in solution (n) and sorption in a stationary mode. Using curve approximation and CurveExpert Professional data analysis, a mathematical model was proposed that allows calculating the sorption exchange capacity, which characterises the degree of sorbent depletion, at any concentration of Cu(II) ions in solution.

Keywords: : treatment; wastewater; heavy metals; synthesis; physical properties; ferrite materials; sorption.

СИНТЕЗ, ХАРАКТЕРИСТИКА І ВИКОРИСТАННЯ ФЕРИТНОГО МІДНО-ЦИНКОВОГО НАНОКОМПЗИТА ДЛЯ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД ВІД ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

Віта В. Даценко, Еліна Б. Хоботова

Харківський національний автомобільно-дорожній університет, вул. Ярослава Мудрого, 25, Харків, 61002, Україна

Анотація

Актуальність роботи пов'язана з вирішенням екологічних проблем, виникаючих при збільшенні кількості стічних промислових вод, забруднених важкими металами. Мета роботи полягала в обґрунтуванні та визначенні ефективності функціональних матеріалів для очищення вод від іонів важких металів. Експериментально підтверджена можливість одержання мідно-цинкових феритних матеріалів із сульфатного мідно-цинкового електроліту методом співосадження за співвідношення вихідних молярних концентрацій компонентів $\Sigma(\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}) : \text{Fe}^{3+} = 1 : 1$. Визначено основні стадії отримання мідно-цинкових феритних матеріалів: змішування відпрацьованого сульфатного мідно-цинкового розчину з кристалічною сіллю Fe(III); утворення гідроксидів металів; введення реагенту Na_2SO_3 для утворення Fe_2O_3 ; барботування киснем повітря; відокремлення отриманих феритів від елюату та їх промивання; визначення складу отриманих феритів. Досліджено склад та фізико-хімічні властивості отриманого феритного композиту. Доведено, що присутність феритних фаз у вигляді шпінелі із загальною формулою $\text{Fe}_x\text{Zn}_y\text{Cu}_z\text{O}_4$ і складна розвинена текстура поверхні нанокompозита можуть характеризувати їхні ефективні сорбційні властивості. Доведено ефективність сорбційних властивостей феритного композиту, які зумовлюють швидку кінетику та різке зменшення концентрації іонів Cu(II) у часі при різних відношеннях мас феритних композитів та іонів Cu(II) у розчині (n) та проведенні сорбції в стаціонарному режимі. За допомогою апроксимації кривих та аналізу даних CurveExpert Professional запропоновано математичну модель, яка дозволяє за будь-якої концентрації іонів Cu(II) в розчині розрахувати сорбційну обмінну ємність, що характеризує ступінь відпрацювання сорбенту.

Ключові слова: очищення; стічні води; важкі метали; синтез; фізичні властивості; феритні матеріали; сорбція.

*Corresponding author: e-mail: dacenkovita14@gmail.com

© 2024 Oles Honchar Dnipro National University;

doi: 10.15421/jchemtech.v32i4.313846

Вступ

У зв'язку з забрудненням промислових стічних вод органічними і неорганічними речовинами у гідросферні комплекси потрапляє великий спектр полютантів, найпоширенішими з яких є іони важких металів (ВМ), які здатні до біоаккумуляції та належать до особливо небезпечних токсикантів для довкілля [1]. Для мінімізації техногенних забруднень необхідне вдосконалення наявних методів, розробка та впровадження нових ефективних технологій і матеріалів для очищення промислових стічних вод [2]. Сучасні технології, що використовують в технологіях очищення, включають фотокаталітичну деградацію [3]; коагуляцію [4; 5], електрохімічні процеси [6], хімічне окиснення [7], мембранну фільтрацію [8], біологічну очистку [9] і адсорбцію [10].

Сорбційний метод найбільш ефективний, легко керований і простий у технологічному плані під час очистки водних середовищ від іонів ВМ. Як сорбційні матеріали використовують відходи різних виробництв, завдяки чому отримують дешеві сорбенти з унікальними властивостями. Одночасно вирішується екологічна проблема утилізації відходів. Запропоновані сорбенти на основі активованого вугілля, глинистих мінералів, відходів біомаси, побічних продуктів сільського господарства тощо [11–14].

Найперспективнішими як сорбенти є феритові шпінелі, що мають регульовану кристалічну структуру [15; 16]. Феритні наноконізанти мають гарну хімічну та термічну стабільність, забезпечують швидку адсорбцію та високу адсорбційну ємність. [17; 18]. Сировина для синтезу феритів дешева і легкодоступна [19]. Шпінельні матеріали ефективні в технологіях очистки вод від різних забруднювачів, зокрема й важких металів [17; 18; 20].

Магнетит Fe_3O_4 є дуже популярним компонентом композитних магнітних сорбентів. Він являє собою ферум(II) ферит з кристалічною структурою шпінелі. Нанодисперсний стан речовини на поверхні композитів в нуль-валентному залізі обумовлює в них підвищений відсоток найбільш активних поверхневих атомів, що і призводить до інтенсифікації всіх сорбційно-відновлювальних реакцій [21]. Магнітні сорбенти дозволяють уникнути тривалого процесу фільтрування та досягати порівняно швидкого концентрування цільової речовини. Магнітне поле цих речовин дозволяє

спростити поділ твердої та рідкої фаз під час сорбції такими частинками. Доведено, що синтетичні наноконізанти, підвищуючи швидкість процесу сорбції–десорбції, забезпечують швидке та ефективно видалення іонів важких металів [18]. До того ж максимальна ефективність очищення стічних вод за рахунок адсорбції у деяких випадках становить 99.9 % [17].

Дослідження в галузі створення магнітних сорбційних матеріалів на основі вторинних ресурсів є актуальними, бо такі сорбенти передбачають технологічність їхнього використання, зокрема, можливість нанесення на забруднену нафтопродуктами поверхню води або в її об'єм із подальшим вилученням за допомогою магнітної сепарації.

Мета роботи полягала в обґрунтуванні та визначенні ефективності функціональних матеріалів для очищення вод від іонів важких металів. Для досягнення мети необхідно розв'язання таких завдань: вивчити й обґрунтувати ефективність синтезованих мідно-цинкових феритних матеріалів для очищення вод від іонів $Cu(II)$.

Експериментальна частина

Матеріали та методи дослідження

Вибір модельних розчинів обґрунтовано якісним і кількісним складом стічних вод підприємств, що використовують процеси обробки α -латуней. Процес феритизації сульфатного мідно-цинкового електроліту включає основні стадії:

- змішування модельного розчину з кристалічною сіллю $Fe(III)$;
- утворення гідроксидів металів;
- введенні реагенту Na_2SO_3 з одночасним насиченням киснем і утворенням феритів;
- відділення отриманих феритів від рідкої фази та їх промивання;
- визначення складу отриманих феритів.

Послідовність стадій забезпечує отримання феритів міді та цинку за короткий інтервал часу за повного осадження іонів важких металів з мідно-цинкового електроліту.

Концентрації іонів $Cu(II)$ визначали спектрофотометрично на атомно-абсорбційному спектрофотометрі «Сатурн» за довжини хвилі $\lambda = 328.1$ нм; щільності $= 0.1$ нм; $J = 10.0$ мА.

Ідентифікацію осаджених сполук проводили методом рентгенофазового аналізу на порошковому дифрактометрі

«Simens D-500» у мідному випромінюванні з графітовим монохроматором. Повнопрофільні дифрактограми виміряно в інтервалі кутів $5 < 2\theta < 80^\circ$ з кроком 0.02° і часом накопичення 40 с. Первинний пошук фаз виконано за картотекою PDF-1 [21], після чого було виконано розрахунок рентгенограм за методом Рітвельда з використанням програми FullProf [22].

Морфологічні особливості осаду вивчено за допомогою електронно-зондового мікроаналізу (EPMA) на скануючому електронному мікроскопі JSM-6390 LV із системою рентгенографії. Відхилення у визначенні масових часток елементів становили 1.5–8.5 %.

Намагніченість феритів визначали методом Фарадея з використанням балістичного магнітометра. Похибка вимірювання становила 2 %. Намагніченість зразків визначали за температури 303 К. Намагніченість насичення зразків розраховували за формулою

$$\sigma = C' \frac{i_k}{H \cdot m'} \quad (1)$$

де: $C' = 56478$ – стала магнітометра;

i_k – сигнал магнітометра (компенсаційний струм), А;

m – відносна маса зразка, кг;

H – напруженість магнітного поля, А/м.

Кількісні характеристики процесу сорбції:

E – ефективність процесу сорбції композита та

a – питому активність феритних композитів (маса перетвореної та поглиненої речовини, що приходиться на одиницю маси феритного композиту) розраховували відповідно за формулами

$$E = \frac{(C_1 - C_2) \cdot 100\%}{C_1} \quad (2)$$

$$a = \frac{(C_1 - C_2) \cdot V}{m} \quad (3)$$

де: C_1 – вихідна концентрація іонів Cu(II) у розчин, ммоль/л;

C_2 – концентрація іонів Cu(II) у певний момент часу, ммоль/л;

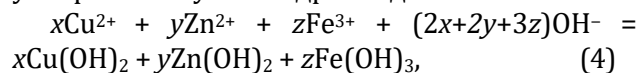
V – об'єм розчину, л;

m – маса феритного композиту, г.

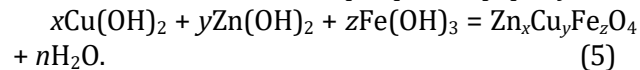
Результати та їх обговорення

Синтез феритних мідно-цинкових нанокompозитів. Процес феритизації відпрацьованих стічних вод гальванічного виробництва проводять методом співосадження з кристалічною сіллю $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ у співвідношенні $\sum(\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}) : \text{Fe}^{3+} = 1 : 1$. Процес протікає з перемішуванням та

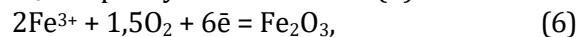
нагріванням. Корегування суміші після розчинення солі Fe(III) сульфат проводять розчином лугу NaOH до рН 9–10.5 з утворенням суміші гідроксидів металів



і подальшим синтезом тернарного фериту:



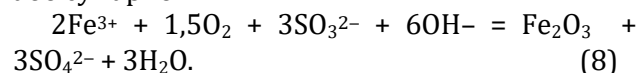
Для підвищення повноти феритизації під час реагування не залучених у перший процес іонів Fe(III) проводять побічний процес [24]. Іони Fe(III) зв'язують в оксид Fe_2O_3 з барботуванням кисню (6)



який, в свою чергу, відновлюється до O^{2-} реагентом Na_2SO_3 (7):



або сумарно



Отриманий осад відділяють декантацією з наступним промиванням дистильованою водою і висушуванням.

Технологічна схема способу отримання феритів при очищенні відпрацьованих сульфатних мідно-цинкових розчинів представлена на рис. 1.

З технологічного циклу гальванічного виробництва 1 стічні води, що містять іони Cu(II) і Zn(II), за допомогою дозатора 2 і насоса 3 подають у резервуар 4 для здійснення процесу феритизації. Для цього з ємності 5 до резервуара 4 подають водорозчинну сіль $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, одночасно суміш нагрівають до температури 60 °С. Температурний режим підтримують терморегулятором 6. Після розчинення солі $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ з ємності 7 до резервуара 4 спрямовують розчин NaOH для проведення стадії осаження гідроксидів важких металів. Значення рН контролюють за допомогою рН-метра-мілівольтметра 8. Після досягнення рН 9–10.5 з ємності 9 до резервуара 4 подають реагент Na_2SO_3 і проводять барботаж кисню повітря за допомогою насоса 10 протягом 5.5 год. Після закінчення стадії феритизації осад видаляють з рідкої фази декантацією й промивають водою. Для цього воду для промивання з ємності 11 подають в резервуар 4 за допомогою насоса 12. Отриманий феритний композит висушують в ємності 13 за 100 °С і спрямовують до резервуара сорбції 14, в який також подають

стічні води гальванічного виробництва 15, що містять іони Cu(II) . Після закінчення сорбції (близько 6 годин) рідку фазу

повертають до технологічної стадії гальванічного процесу 15.

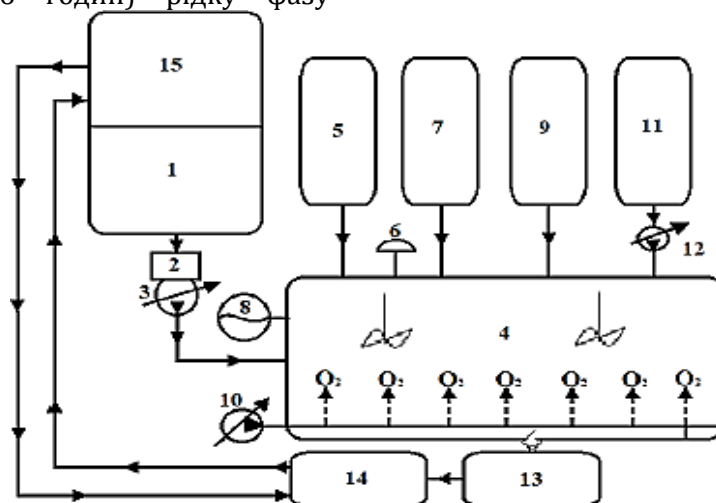


Fig. 1. Scheme of synthesis of a nanocomposite ferrite sorbent for purification of waste copper-zinc sulphate solutions

Рис. 1. Схема синтезу нанокompозитного феритного сорбенту для очистки відпрацьованих сульфатних мідно-цинкових розчинів

Дослідження складу отриманого феритного композиту. Проведений рентгенофазовий аналіз показав (таблиця 1), що феритні композити включають фази фериту

$\text{Fe}_x\text{Zn}_y\text{Cu}_z\text{O}_4$ і гематиту $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$ з сумарним вкладом 57 %. Кристалічна структура фериту кубічна типу шпінелі (таблиця 1).

Results of X-ray phase analysis of ferrite composite

Table 1

Таблиця 1

Результати рентгенофазового аналізу феритного композиту

Фаза, кристаліграфічна група	Масова частка, %	Середній розмір кристалітів, нм
Na_2SO_4 , <i>Fddd</i>	39	182
Шпінель $\text{Fe}_x\text{Zn}_y\text{Cu}_z\text{O}_4$, <i>Fd3m</i>	20	7
$\text{FeSO}_4(\text{H}_2\text{O})$, <i>C2/c</i>	4	33
$\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$, <i>R-3c</i>	37	2

Домішки, що залишилися, Na_2SO_4 і FeSO_4 , не містять Cu(II) і Zn(II) . Розчинення цих сполук не критично при використанні феритних композитів як сорбентів. На рис. 2 наведено

зразок феритного композиту при збільшенні в 2000 разів.

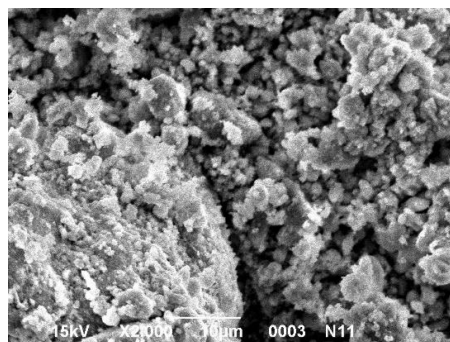


Fig. 2. Microphotograph of the surface of ferrite nanocomposite particles (magnification 2000)
Рис. 2. Мікрофотографія поверхні частинок феритного нанокompозиту (збільшення 2000)

Дослідження фізичних властивостей одержаних фаз фериту і гематиту. Ферит і гематит характеризуються нанокристалічністю з розміром кристалітів відповідно

7 і 2 нм (табл. 1). Дані ферумвмісні фази мають магнітні властивості. Питому намагніченість частинок феритного композиту (σ) перевіряли методом Фарадея

на балістичному магнітометрі. Зміна питомої намагніченості для зразка феритного композиту наведена на рис. 3 в ході зростання та спадання напруженості магнітного поля H , кЕ (1 Е = 79.58 А/м). Ферити в нульовому магнітному полі мають нульову магнітну індукцію. S-форма залежності « $\sigma - H$ » (рис. 3) вказує на суперпарамагнітну поведінку частинок феритного композиту з нанорозмірними параметрами. Відсутність петлі гістерезису пов'язана з тим, що розміри частинок менше граничного значення, за якого утворюється доменна структура. Наявність однодомених частинок обумовлює суперпарамагнетизм. Питома намагніченість

насичення дорівнює 3.3 ему/г (1 ему = 10^{-9} Гн). Питомий опір порошкового зразка феритного композиту визначають за постійного струму двоелектродним методом. Величина питомого опору складає $\rho_{\text{пит}} = 2206$ Ом·м, що відповідає інтервалу значень для напівпровідників $\rho_{\text{пит}} = 10^{-5} - 10^{16}$ Ом·м.

Нанокристалічність, магнітні та електричні властивості компонентів матеріалу: фериту $\text{Fe}_x\text{Zn}_y\text{Cu}_z\text{O}_4$ і гематиту $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$, обумовлюють прояв сорбційної активності феритним композитом.

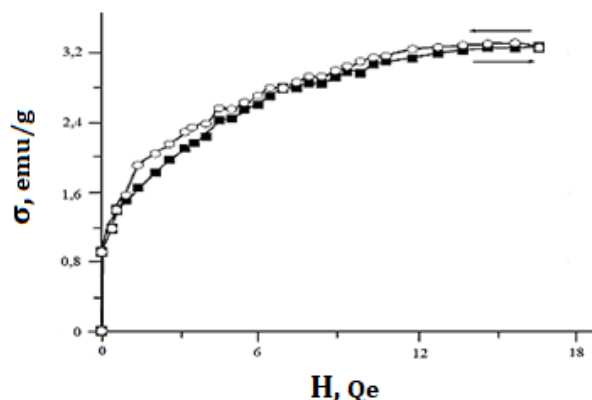


Fig. 3. Dependences of the specific magnetization σ on the magnetic field strength H for a ferrite composite sample
Рис. 3. Залежності питомої намагніченості σ від напруженості магнітного поля H для зразка феритного композиту

Дослідження сорбційних властивостей феритного композиту. Ефективні сорбційні властивості феритного композиту зумовлюють швидку кінетику та різке зменшення концентрації іонів Cu(II) у часі за різних відношеннях мас феритних композитів та іонів Cu(II) у розчині (n) та проведенні сорбції в стаціонарному режимі. На рис. 4

наведено приклад сорбційного видалення іонів Cu(II) з розчину з концентрацією іонів Cu(II) ($C_0 = 1.0$ г/л) у вигляді залежності C від часу τ при відношенні мас феритних композитів та іонів Cu(II) у розчині n : 1-20; 2-10; 3-5; 4-2; 5-1.

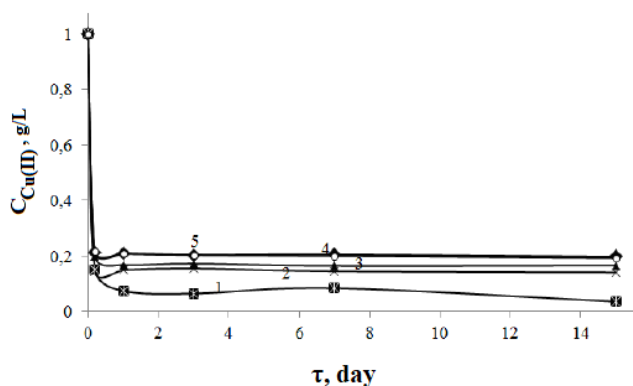


Fig. 4. Dependence of the concentration of Cu(II) ions on the time of sorption purification of a solution with an initial concentration of Cu(II) ions $C_0 = 1.0$ g/L when the ratio of the mass of ferrite composites to the mass of Cu(II) ions in solution n is equal to 1-20; 2-10; 3-5; 4-2; 5-1

Рис. 4. Залежність концентрації іонів Cu(II) від часу сорбційного очищення розчину з вихідною концентрацією іонів Cu(II) $C_0 = 1.0$ г/л при відношенні мас феритних композитів та іонів Cu(II) у розчині n : 1-20; 2-10; 3-5; 4-2; 5-1

В таблиці 2 наведено величини ефективності процесу сорбції E та питомої активності феритного композиту a від часу τ і різному відношенні мас феритних композитів та іонів Cu(II) у розчині n .

Table 2

Changes in sorption efficiency E (%) and a (mg/g) over time during the sorption of Cu(II) ions on ferrite composite

Таблиця 2

Зміна ефективності сорбції E (%) і a (мг/г) у часі при сорбції іонів Cu(II) на феритному композиті

Час, діб	Показник сорбції	n				
		0.25	1	3	7	15
1	E	78.68	79.21	79.6	79.47	80.26
	a	786.8	792.1	796.0	794.7	802.6
5	E	80.13	83.17	82.77	83.56	83.43
	a	160.26	166.34	165.54	167.12	166.86
20	E	84.88	92.53	93.59	91.61	96.49
	a	42.44	46.27	46.8	45.81	48.25

Основна кількість іонів Cu(II) сорбується протягом перших 6 годин. Ефективність сорбції іонів Cu(II) зростає у часі, про що свідчать залежності " $E - \tau$ " при відношенні мас феритних композитів та іонів Cu(II) у

розчині n : 1–20; 2–10; 3–5; 4–2; 5–1 (рис. 5). Найбільш швидке зростання E протягом 6 годин, тому доцільно витримувати розчини, що містять іони Cu(II) , в контакт з феритним композитом короткий інтервал часу.

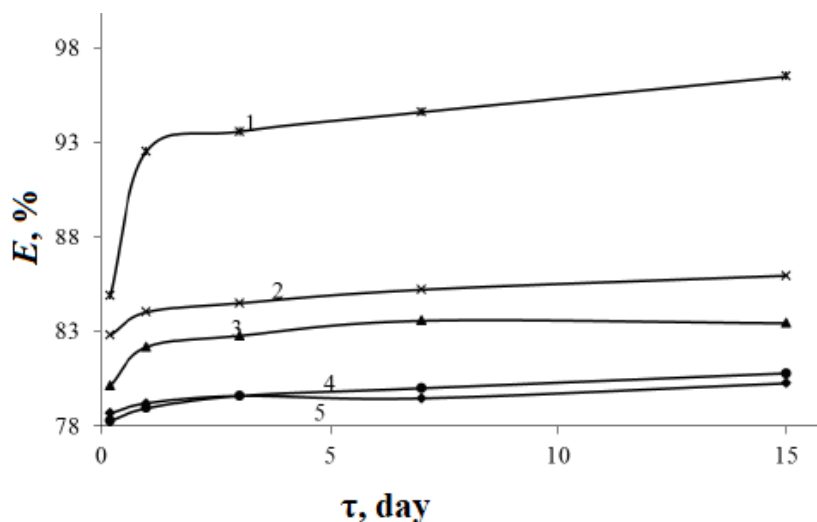


Fig. 5. Dependence of the efficiency of the process of Cu(II) ions sorption (E) by ferrite composite on time τ at n : 1-20; 2-10; 3-5; 4-2; 5-1

Рис. 5. Залежність ефективності процесу сорбції (E) іонів Cu(II) феритним композитом від часу τ при відношенні мас феритних композитів та іонів Cu(II) у розчині n : 1–20; 2–10; 3–5; 4–2; 5–1

Високе значення a (0.8 г Cu на 1 г феритного композиту) досягається протягом 15 діб за $n = 1$ (таблиця 2). Ці дані свідчать про ефективність феритного композиту як сорбенту за умови розширення концентраційного інтервалу іонів Cu(II) в розчині.

Ізотерма адсорбції іонів Cu(II) феритним композитом. Для опису процесу адсорбції іонів Cu(II) феритним композитом визначають рівноважні концентрації іонів Cu(II) у розчинах C_p (залишкова концентрація Cu(II) на 15 добу) при різних відношеннях мас феритних композитів та іонів Cu(II) у розчині n . Отримані результати використовують для побудови ізотерм адсорбції " $a - C_p$ " (рис. 6).

Ізотерма адсорбції характеризує феритний композит як макропористий сорбент з малою енергією взаємодії "адсорбент-адсорбат" та протіканням полімолекулярної адсорбції. Взаємодія між сорбентом і сорбатом у цьому випадку може бути фізичною або хімічною адсорбцією. Для математичного опису спільного перебігу фізичної адсорбції та хемосорбції іонів Cu(II) використовують кросплатформне рішення для апроксимації кривих та аналізу даних CurveExpert Professional при нелінійному припасуванні моделі. Отримано математичну модель

$$a = (1.747 - 0.5581C_p)^{-0.7046} \quad (9)$$

зі стандартною похибкою $9.46 \cdot 10^{-2}$ і кореляційним коефіцієнтом 0.999. За

допомогою математичної моделі можна за будь-якої концентрації іонів Cu(II) в розчині розрахувати сорбційну обмінну ємність, що

характеризує ступінь відпрацювання сорбенту.

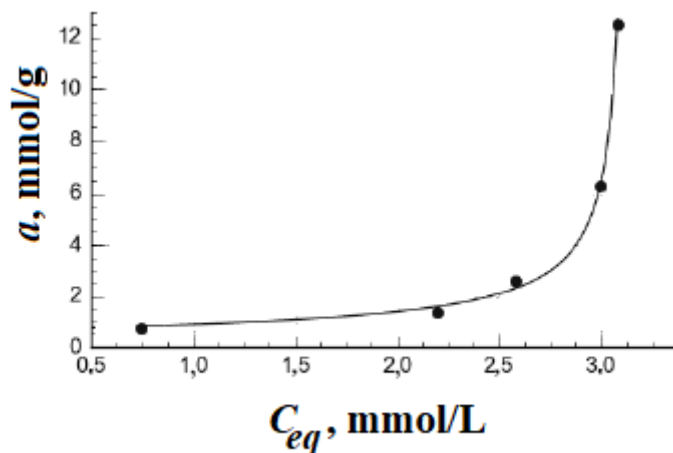


Fig. 6. Isotherm of adsorption of Cu(II) ions by ferrite composite
Рис. 6. Ізотерма адсорбції іонів Cu(II) феритним композитом

Висновки

Обґрунтована й експериментально підтверджена можливість одержання мідно-цинкових феритних матеріалів із сульфатного мідно-цинкового електроліту методом співосадження за співвідношення вихідних молярних концентрацій компонентів $\Sigma(\text{Cu}^{2+} + \text{Zn}^{2+}) : \text{Fe}^{3+} = 1 : 1$. Визначено основні стадії отримання мідно-цинкових феритних матеріалів.

Присутність у складі нанокompозиту феритних фаз із загальною формулою $\text{Fe}_x\text{Zn}_y\text{Cu}_z\text{O}_4$, розвинена текстура поверхні та нанокристалічність фериту і гематиту $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$, обумовлюють прояв сорбційної

активності феритним композитом.

Доведена висока швидкість сорбції іонів Cu(II) у часі в стаціонарному режимі за різних співвідношень мас феритного композиту та іонів Cu(II) у розчині.

Запропоновано математичну модель, яка дозволяє за будь-якої концентрації іонів Cu(II) в розчині розрахувати сорбційну обмінну ємність, що характеризує ступінь відпрацювання сорбенту.

Запропонована технологічна схема способу отримання феритів під час очищення відпрацьованих сульфатних мідно-цинкових розчинів.

References

- [1] Ahmed, J., Thakur, A., Goyal, A. (2021). Industrial Wastewater and Its Toxic Effects. *Book chapter: Biological Treatment of Industrial Wastewater*, 1–14. <https://doi.org/10.1039/9781839165399-00001>
- [2] Lavinia, L., Cocheci, L. (2023). Heavy Metals Removal from Water and Wastewater. *Book chapter: Heavy Metals – Recent Advances. IntechOpen*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.104133>
- [3] Datsenko, V. V., Khotobova, E. B., Kolodiaznyi, V. M., Lisin, D. O. (2022). The efficiency of purification of solutions from organic dyes with the use of copper-zinc ferrites. *Journal of Chemistry and Technologies*, 30(2), 184–191. <https://doi.org/10.15421/jchemtech.v30i2.250987>
- [4] Solodovnik, T. V., Tolstopalova, N. M., Fomina, N. M., Yakymenko, I. K. (2019). [Study of the processes of purification of colored solutions using inorganic coagulants and natural flocculant]. *Visnyk Cherkaskoho derzhavnogo tekhnolohichnoho universytetu*, 3, 108–116. <http://doi.org/10.24025/2306-4412.3.2019.167654>. (In Ukrainian).
- [5] Li, H., Liu, S., Zhao, J., Feng, N. (2016). Removal of reactive dyes from wastewater assisted with kaolin clay by magnesium hydroxide coagulation process. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 494, 222–227. <http://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2016.01.048>
- [6] Madani, M. (2021). Destruction of dyes in wastes of textile products. *Technogenic and ecological safety*, 10(2/2021), 58–63. <http://doi.org/10.52363/2522-1892.2021.2.9>
- [7] Kanakaraju, D., Glass, B. D., Oelgemöller, M. (2018). Advanced oxidation process-mediated removal of pharmaceuticals from water: a review. *Journal of environmental management*, 219, 189–207. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.04.103>
- [8] Guo, J., Zhang, Q., Cai, Z., Zhao, K. (2016). Preparation and dye filtration property of electrospun polyhydroxybutyrate-calcium alginate/carbon nanotubes composite nanofibrous filtration membrane. *Separation and Purification Technology*, 161, 69–79. <http://doi.org/10.1016/j.seppur.2016.01.036>

- [9] Zou, H., Ma, W., Wang, Y. (2015). A novel process of dye wastewater treatment by linking advanced chemical oxidation with biological oxidation. *Archives of Environmental Protection*, 41(4), 33–39. <http://doi.org/10.1515/aep-2015-0037>.
- [10] Kutsan, N. V., Vozniak, V. S., Ivanenko, I. M. (2019). [Investigation of adsorption properties of pure and composite ferrites]. *Scientific Journal «ScienceRise»*, 9–10(62–63), 32–37. (In Ukrainian). <http://doi.org/10.15587/2313-8416.2019.180982>
- [11] ALOthman, Z.A., Ali, R., Naushad, M. (2012). Hexavalent chromium removal from aqueous medium by activated carbon prepared from peanut shell: adsorption kinetics, equilibrium and thermodynamic studies. *Chem. Eng. J.*, 184, 238–247.
- [12] Naushad, M., Ahamad, T., Sharma, G., Alam, M.M., ALOthman, Z.A., Alshehri, S.M., Ghfar, A.A. (2016). Synthesis and characterization of a new starch/SnO₂ nanocomposite for efficient adsorption of toxic Hg²⁺ metal ion. *Chem. Eng. J.*, 300, 306–316. <http://doi.org/10.1016/j.cej.2016.04.084>
- [13] Albadarin, A.B., Maurice, N. Collins, N. M., Shirazian, S. (2017). Activated lignin–chitosan extruded blends for efficient adsorption of methylene blue. *Chem. Eng. J.*, 307, 264–272. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.08.089>
- [14] Mironyuk, I.F., Gun'ko, V.M., Vasylyeva, H.V., Goncharuk, O.V., Tatarchuk, T.R., Mandzyuk, V.I., Bezruka, N.A., Dmytrotsa, T.V. (2019). Effects of enhanced clusterization of water at a surface of partially silylated nanosilica on adsorption of cations and anions from aqueous media. *Microporous. Mater.*, 277, 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2018.10.016>
- [15] Harikishore, K.D., Yeoung, S.Y. (2016). Spinel ferrite magnetic adsorbents: alternative future materials for water purification? *Coord. Chem. Rev.*, 315, 90–111. <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2016.01.012>
- [16] Tatarchuk, T., Bououdina, M., Al-Najar, B., Bitra, R.B. (2019). Green and Ecofriendly Materials for the Remediation of Inorganic and Organic Pollutants in Water. In: Naushad M. (eds) *A New Generation Material Graphene: Applications in Water Technology*, Springer, Cham, 69–110. https://doi.org/10.1007/978-3-319-75484-0_4
- [17] Datsenko, V.V., Khobotova E.B., Kolodiaznyi V.M., Lisin D.O. (2022). The use of ferrite composites for waste water purification from organic dyes. *Functional Materials*, 29(3), 462–467. <https://doi.org/10.15407/fm29.02.462>
- [18] Datsenko, V.V., Khobotova, E.B. (2024). [Optimization of the wastewater purification process from organic dyes using the ferrite composite]. *Journal of Chemistry and Technologies*, 32(1), 183–190. (In Ukrainian). <https://doi.org/10.15421/jchemtech.v32i1.290728>
- [19] Liu, F., Zhou, K., Chen, Q., Wang, A., Chen, W. (2018). Preparation of magnetic ferrite by optimizing the synthetic pH and its application for the removal of Cd(II) from Cd-NH₃-H₂O system. *J. Mol. Liq.*, 264, 215–222.
- [19] Vicente-Martínez, Y., Ruiz-Mendieta, M., Caravaca-Garratón, M., Hernández-Córdoba, M., López-García, I. (2023). Fast Procedure for Removing Silver Species in Waters Using a Simple Magnetic Nanomaterial. *Separations*, 10, 398. <https://doi.org/10.3390/separations10070398>
- [20] Tatarchuk, T., Paliychuk, N., Babu, B.R. Shyichuk, A., Naushad, Mu., Mironyuk, I., Ziolkowska, D. (2019). Adsorptive removal of toxic Methylene Blue and Acid Orange 7 dyes from aqueous medium using cobalt-zinc ferrite nanoadsorbents. *Desalination and Water Treatment*, 150, 374–385. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23751>
- [21] Zhdanyuk, N.V. (2018). [Development of sorbents based on modified clays to protect water from inorganic toxicants], Kyiv. (In Ukrainian).
- [22] JCPDS PDF-1 File (1994). ICDD: *The Intern. Centre Diffr. Data*, PA, USA. <https://www.icdd.com/>.
- [23] Rodriguez-Carvajal, J., Roisnel, T. (1998). FullProf.98 and WinPLOTR: New Windows 95/NT Applications for Diffraction. *Com. Powder Diffr., Intern. Union Crystallogr., Newsletter*, 20(19).
- [24] Xobotova, E.B., Dacenko, V.V., Larin, V.I. (2022). [Method for synthesis of multimetallic ferrite with sorption properties]. Patent UA 151270. (In Ukrainian).