

Визначення впливу реакції середовища та способу модифікування магнетиту на ефективність сорбції важких металів

І. М. Трус, М. Д. Гомеля, Г. Г. Трохименко, Н. І. Магась, О. В. Глушко

Розробка надійних, екологічно безпечних і економічно вигідних методів очищення води від важких металів є першочерговим завданням для охорони навколишнього середовища. Досліджено ефективність сорбційного очищення та доочищення природних вод від іонів важких металів при використанні модифікованого магнетиту. Як сорбент використовували зразки магнетиту отримані при співвідношенні концентрацій іонів заліза (II) і заліза (III) 1:2; 1:1 і 2:1, та зразки модифіковані сульфідом натрію. Експериментальними дослідженнями показано, що сорбційна ємність магнетиту по іонах важких металів зростає при збільшенні співвідношення $[Fe^{2+}]/[Fe^{3+}]$ від 1:2 до 2:1. Досліджено вплив рН середовища на ефективність сорбції іонів важких металів на магнетиті. Показано, що сорбційна ємність магнетиту по іонам міді, цинку, нікелю та кадмію зростає при збільшенні рН середовища від 6,0 до 8,6, що обумовлено частковим гідролізом іонів важких металів. Підвищення сорбційної ємності магнетиту відбувається при модифікуванні його гуанідином, тіосемікарбазідом і сульфідом натрію, що дозволяє зменшити залишкові концентрації важких металів до $мкг/дм^3$. Використання модифікованого сульфідом натрію магнетиту, отриманого при $K=2$, дозволяє повністю з води вилучити іони кадмію, а концентрацію міді знизити до $1,2 мкг/дм^3$. Це підтверджує доцільність використання даних сорбентів для доочищення чи глибокого очищення води від іонів важких металів. Показано, що магнетит доцільно використовувати для вилучення із води іонів важких металів при наявності іонів жорсткості, які не впливають на селективність даного сорбенту по іонах важких металів. Таким чином, на основі отриманих результатів сорбційного очищення води від іонів важких металів при використанні магнетиту, запропоновано принципову технологічну схему очищення стічних вод атомних електростанцій при скиді у водойми

Ключові слова: магнетит, важкі метали, сорбційна ємність, модифікування, гуанідін, тіосемікарбазід, сульфід натрію

1. Вступ

Внаслідок тривалого зростання антропогенного навантаження відбувається забруднення навколишнього середовища. Нині неможливо уявити людське існування без постійного водозабезпечення, а проблема забруднення джерел водопостачання набуває все більшої актуальності. Деякі регіони планети страждають від катастрофічної нестачі води, крім того стикаються з іншою проблемою – низькою якістю водних ресурсів. Особливо гостро це відчувається в промислових густозаселених регіонах, де значний вклад належить скидам шахтних вод. Вміст органічних речовин, нафтопродуктів та важких металів пере-

вищує встановлені нормативи. Важкі метали надходять до природних джерел зі стоками гальванічних, приладобудівних, хімічних виробництв, гірничо-збагачувальних комбінатів, теплоелектростанцій та шахтних вод. Багато підприємств мають гальванічні цехи або ж ділянки нанесення гальванічного покриття. Гальванічні виробництва є одними з найбільших споживачів води, і відповідно скидають величезні об'єми відходів – як рідких (гальванічні стоки), так і твердих (гальванічні шлами). В роботі [1] зазначено, що до важких металів, що зустрічаються найбільш часто відносять мідь, кадмій, цинк. При скиданні неочищених або недостатньо очищених гальваностоків у річки, озера та інші поверхневі водойми, які містять значну кількість важких металів в своєму складі, завдається величезна шкода навколишньому середовищу. Це призводить до порушення функціонування активного мулу на станціях очищення міських стічних вод, втрати природної здатності водойм до самоочищення. Висока забрудненість водних об'єктів мінералізованими водами та токсичними речовинами потребує розробки ефективних заходів для зменшення цього впливу. В зв'язку з цим гостро стоїть проблема раціонального природокористування та перехід до використання екологічно безпечних енергоефективних технологій.

2. Аналіз літературних даних та постановка проблеми

Для гірничодобувної промисловості метод, розроблений в роботі [2], забезпечує рентабельний процес очищення для скиду у водойми з подальшою утилізацією осаду. Показано, що реагентне очищення є досить перспективним методом демінералізації води, проте підбір реагентів повинен бути направлений на здешевлення і спрощення процесу та уникнення повторного забруднення. В роботі не розглянуті процеси очищення води з низькими концентраціями забруднювачів. В роботі [3] приведені результати досліджень вилучення важких металів, що базуються на методах реагентного осадження. Залишкові концентрації становлять: Cu^{2+} 0,09 мг/дм³, Ni^{2+} 0,009 мг/дм³, Sn^{4+} <0,005 мг/дм³. Вплив типу та концентрації комплексоутворюючих сполук на ефективність реагентного видалення важких металів досліджено в роботі [4]. Залишкові концентрації поліютантів вдалось знизити до значень по Cu^{2+} 0,02 мг/дм³, Sn^{4+} <0,01 мг/дм³, Ni^{2+} <0,005 мг/дм³ при рН 9,39 і Cu^{2+} 0,07 мг/дм³, Sn^{4+} <0,01 мг/дм³, Ni^{2+} 0,006 мг/дм³ при рН 7,79. Не визначеними лишилися методи утилізації осадів, що утворюються в процесі реагентного очищення води. В роботі [5] для очищення води від іонів міді, алюмінію, заліза та марганцю використовували нанофільтраційні та зворотньоосмотичні мембрани, показник вилучення катіонів перевищує 95%. Однак невирішеним залишається питання впливу високої концентрації іонів жорсткості на продуктивність та селективність мембрани. Розроблені методи стабілізаційної обробки мінералізованих та шахтних вод перед подачею на нанофільтраційні [6] та зворотньоосмотичні мембрани [7]. Це призводить до підвищення продуктивності на 8-17 %, селективність перевищувала 90%. Однак невирішеним залишається питання впливу іонів жорсткості та рН на ефективність затримання важких металів. Авторами роботи [8] запропоновано використовувати метод електрокоагуляції для очищення стічних вод від важких металів. В роботі [9] встановлено, що при вихідній концентрації Zn^{2+} 50-2000 мг/дм³

процес вилучення найбільш ефективно проходить при рН 4,0-6,5, густині струму 4,2 мА/см². Проте даний процес досить ефективний лише для низьких концентрацій важких металів або ж потребує попередньої обробки розчину. Проте відсутні дані щодо глибокого очищення води від іонів важких металів. Досить ефективно очищення води від хрому відбувається при використанні іонообмінних смол Amberlite IRN77 і Purolite C160, сорбційна ємність яких становить 25,63 мг/г, 15,44 мг/г відповідно [10]. Для іонів міді використовують – С106 і IRC-748, сорбційна ємність яких становить 267,2 мг/г і 120 мг/г відповідно [11]. Проте представлено результати лише очищення води при використанні методів іонного обміну, відсутні дані щодо переробки утворених регенераційних розчинів. Біологічні методи очищення є економічно ефективними, екологічно доцільними і не призводять до вторинного забруднення води. У роботі [12] показано, що при вихідних концентраціях Cr³⁺ 50, 100, 150, 200 мг/дм³ процес очищення триває 5, 12, 96, 168 годин. Важливим є скорочення тривалості процесу. Авторами роботи показано негативний вплив іонів жорсткості на ефективність біологічного очищення води від важких металів. Не визначеними лишились методи вилучення із води іонів важких металів при наявності іонів жорсткості, наприклад при скиді вод атомних електростанцій у поверхневі водойми. Перспективним методом вилучення важких металів з водних розчинів може бути сорбція, що передбачає використанням недорогих ефективних сорбентів [13]. Слід зазначити, що авторами використано сорбенти в необробленому вигляді, внаслідок чого вони характеризуються низькими поглинальними властивостями. В роботі [14] визначено доцільність та перспективність використання екологічних біосорбційних матеріалів. Проте відсутні дані щодо утилізації відпрацьованих сорбентів. Таким чином, дослідивши роботи [2–14] можна зробити висновок, що залишається не вивченим питання розробки високоефективних, економічних методів глибокого очищення води від іонів важких металів в присутності іонів жорсткості. Для вирішення даних проблем доцільно використовувати модифіковані сорбенти на основі магнетиту, які дозволяють вилучати іони важких металів з води з високим ступенем очищення. Крім того, ефективність очищення води досить висока і в присутності іонів жорсткості. Відпрацьовані сорбенти надходять на металургійне виробництво для утилізації. Це дозволяє говорити про перспективність проведення досліджень сорбційного вилучення іонів важких металів з метою створення екологобезпечних технологій водоочищення.

3. Мета і завдання дослідження

Метою дослідження є модифікація сорбентів на основі магнетиту та методів їх застосування для підвищення ефективності процесів очищення води від іонів важких металів до рівнів нижчих ГДК.

Для досягнення мети були поставлені такі завдання:

– вивчити процеси сорбції іонів важких металів та визначити вплив рН середовища на сорбційну ємність сорбентів на основі магнетиту, отриманих при різних співвідношеннях концентрацій Fe²⁺ і Fe³⁺ в магнетиті;

– визначити вплив сульфїду натрію, гуанїдїну і тїосемїкарбазїду на сорбційну ємність сорбентів на основі магнетиту по іонах важких металів та встановити мїнїмальні концентрації іонів важких металів, які можна досягти при використанні магнітних сорбентів.

4. Матеріали та методи очищення води від іонів важких металів при використанні модифікованих сорбентів

4. 1. Досліджувані матеріали, що використовувались в експерименті

При обробці 10 %-м розчином луѓу сумішей солей залїза (II) і залїза (III) в межах 1:2; 1:1, 2:1 отримували сорбенти з магнітними властивостями. Для модифікування магнетиту використовували гуанїдїн, тїосемїкарбазїд в концентрації 1 % та сульфїд натрію в концентрації 1 і 2 %. Як робочі розчини використовували розчини іонів мїдї, цинку, кадмію, нїкелю і свинцю з концентрацією від 1–10 мг/дм³ до 1000 мг/дм³. Сорбцію проводили в статичних умовах, до проби розчину об'ємом 100–200 см³, додавали 1300 мг/дм³ магнетиту та визначали залишкові концентрації. В ході досліджень контролювали концентрації залїза в розчинах, при рН більше 6,0 їх дисоціації та розчинення у воді не спостерїгалось.

4. 2. Методика визначення ефективності очищення води

У пробах води визначали залишкові концентрації іонів важких металів методом хронопотенціометрії (аналїзатор М-ХА 1000-5) і залишкові значення рН середовища. Всі операції електрохімічного циклу в приладі запрограмовані і виконуються автоматично, крім внесення стандарту і зміни проб. Сорбційну ємність (а) та ступїнь очищення (Z) розраховували за формулами:

$$a = \frac{V_p \cdot (C_n - C_p)}{M_c}, \text{ мг/г,}$$

$$Z = \left(1 - \frac{C_p}{C_n}\right) \cdot 100, \%$$

де V_p – об'єм розчину, дм³; C_n і C_p – початкова і рївноважна концентрація металу, мг/дм³; M_c – маса сорбенту, г.

5. Результати досліджень очищення води від іонів важких металів

5. 1. Визначення впливу рН на сорбційну ємність магнетиту

Сорбційна ємність магнетиту по іонах мїдї зростає із співвідношенням $K = [\text{Fe}^{2+}]/[\text{Fe}^{3+}]$ в ряду 1:2; 1:1 та 2:1, при $K=1:1$ на 10 % бїльша, нїж при $K=1:2$ (рис. 1). При вивченні впливу рН на сорбційну ємність було встановлено, що при підвищенні рН розчину від 5,7 до 6,5 і далі до 7,9 і 8,52 відбувається істотне збїльшення ємності сорбенту. Очевидно, що при даних значеннях рН відбувається частковий гїдролїз іонів мїдї з включенням гїдроксиду мїдї в кристалїчну решітку магнетиту. Тому в даному випадку реалїзується механїзм активованої адсорбції,

яка є незворотною і характеризується великими значеннями сорбційної ємності при незначних значеннях рівноважної концентрації металу. Рівноважна концентрація міді при $pH=7,9$ не перевищувала $3,04 \text{ мг/дм}^3$, а при $8,52$ була нижче $0,2 \text{ мг/дм}^3$, при цьому гранична сорбція досягала значення 1135 мг/г . Очевидно, що кристали магнетиту в даному випадку були центрами кристалізації гідроксиду або оксиду міді, що утворюється внаслідок гідролізу іонів міді.

Для вилучення іонів свинцю, цинку та кадмію використовували сорбент, синтезований при співвідношенні концентрацій $\text{Fe}^{2+}:\text{Fe}^{3+}$ (К) 1:2 (рис. 2).

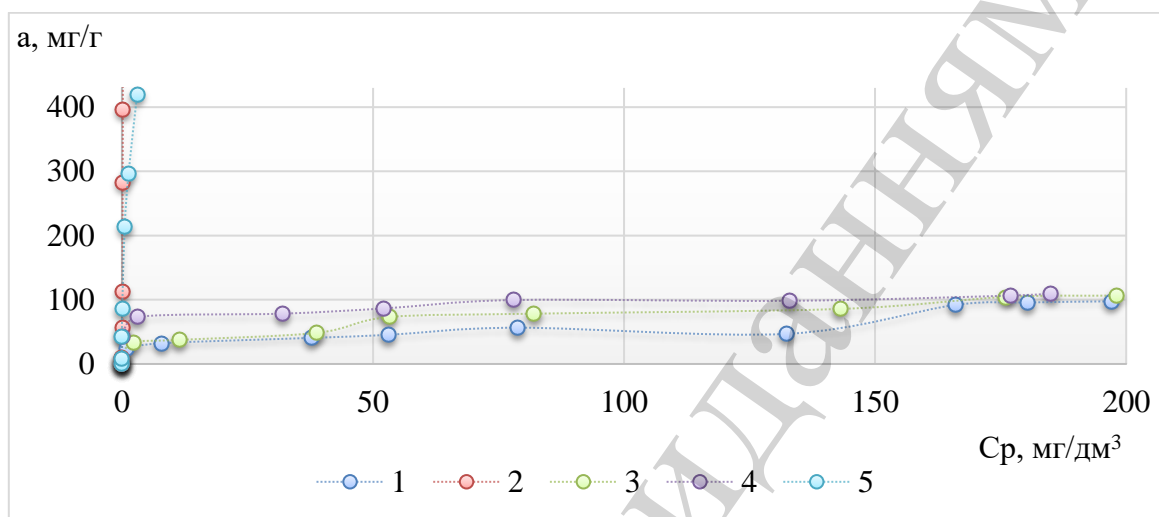


Рис. 1. Ізотерми адсорбції міді на магнетиті: 1, 2 – $K=1/2$; 3, 4, 5 – $K=1$; 1, 3 – $pH = 5,7$; 4 – $pH = 6,5$; 5 – $pH = 7,9$; 2 – $pH = 8,5$

$$1: y = 0,394x + 19,39; R^2 = 0,867$$

$$2: y = 37989x^2 - 3465x + 14,25; R^2 = 0,746$$

$$3: y = -0,002x^2 + 0,969x + 17,32; R^2 = 0,919$$

$$4: y = -0,004x^2 + 1,207x + 32,22; R^2 = 0,752$$

$$5: y = -53,73x^2 + 289,1x + 34,10; R^2 = 0,967$$

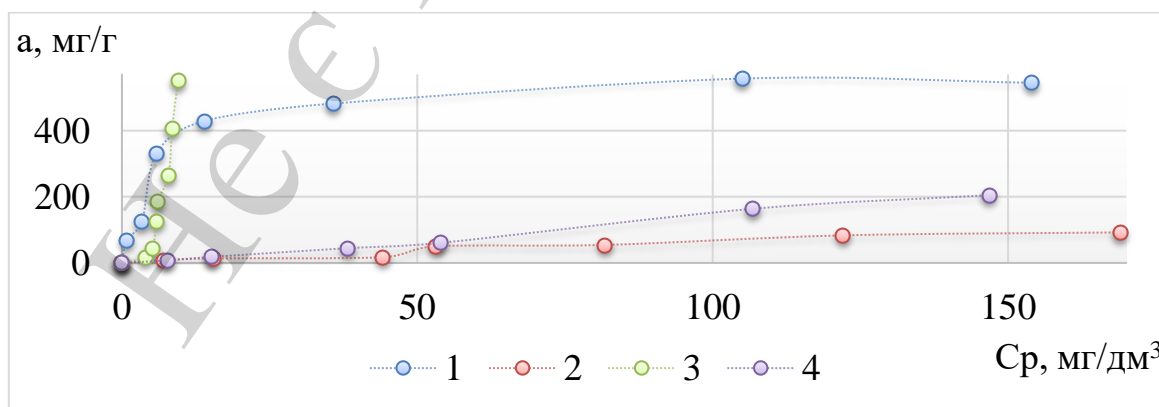


Рис. 2. Ізотерми адсорбції важких металів на магнетиті $K=1/2$: 1 – Pb^{2+} ; 2, 3 – Zn^{2+} ; 3 – Cd^{2+} ; 1, 2, 4 – $pH = 6,9$; 3 – $pH = 8,69$

$$1: y = -5E-05x^4 + 0,016x^3 - 1,588x^2 + 50,88x + 14,66; R^2 = 0,976$$

$$2: y = 0,571x + 4,829; R^2 = 0,934$$

$$3: y = 9,731x^2 - 36,48x + 2,330; R^2 = 0,973$$

$$4: y = 1,458x - 5,323; R^2 = 0,989$$

Магнетит має досить велику селективність по іонах свинцю, при рН=6,9 його сорбційна ємність становила 550 мг/г. Ймовірно при даному значенні рН свинець здатний частково гідролізуватися. Цинк і кадмій при даних значеннях рН знаходяться в іонній формі, тому їх вилучення в основному відбувається за рахунок фізичної адсорбції. При цьому гранична ємність по іонах цинку досягла 92 мг/г, а по іонах кадмію 205 мг/г. Якщо порахувати в молярному співвідношенні, то ємність по цинку склала 2,82 мг-екв/дм³, а по кадмію 3,66 мг-екв/дм³. Однак рівноважні концентрації цинку і кадмію перевищували 7 мг-екв/дм³, та й рівноважна концентрація свинцю в першій пробі була на рівні 0,8 мг/дм³. Якщо говорити про доочищення чи глибоке очищення води від іонів важких металів, то це є досить високі залишкові концентрації. При підвищенні рН до 8,69 ємність магнетиту по іонах цинку зростає до 550 мг/г, а рівноважні концентрації були більше 4 мг/дм³, що є незадовільним результатом (рис. 2).

5. 2. Підвищення ефективності вилучення важких металів при використанні модифікованого магнетиту

Для підвищення ефективності очищення води від іонів важких металів використовували модифікований магнетит. Магнетит отриманий при співвідношенні К=2 має ємність по міді в 4,4 рази вище в порівнянні з магнетитом, отриманому при К=1:2 (рис. 3). При цьому модифікація магнетиту тіосемікарбазидом призводить до збільшення його сорбційної ємності по міді в 1,5–2,0 рази. При модифікації магнетиту сульфідом натрію його сорбційна ємність при К=1:2 зростає з 85 до 332 мг/г, а при К=2 з 375 до 550 мг/г. Сорбцію проводили при рН 6,0–6,7. При К=2, в порівнянні з випадком коли К=1:2, відбувається зростання сорбційної ємності магнетиту. Це обумовлено тим, що в першому випадку в отриманому сорбенті значна частина його маси знаходиться в аморфному стані, що збільшує площу сорбційної поверхні і адсорбційний об'єм. Магнетит з К=1:2 складається переважно з кристалів. При внесенні в реакційну масу при синтезі магнетиту гуанідину, тіосемікарбазиду або сульфід натрію в структуру магнетиту включаються молекули цих сполук або сульфід аніони. Очевидно, що фрагменти гуанідину, що містять угруповання типу >C=N або тіосемікарбазид, що містить групи >C=S здатні утворювати комплексні зв'язку з d-металами і відповідно підвищувати їх сорбцію на магнетиті. Сульфід аніон здатний з багатьма d-металами утворювати нерозчинні сполуки, тому є найбільш ефективним модифікуючим реагентом.

$$1: y = 3E-06x^3 - 0,003x^2 + 0,877x + 14,11; R^2 = 0,911$$

$$2: y = -0,001x^2 + 0,896x + 48,40; R^2 = 0,851$$

$$3: y = -0,010x^2 + 3,864x + 38,42; R^2 = 0,939$$

$$4: y = -0,005x^2 + 2,648x + 78,26; R^2 = 0,83$$

$$5: y = 8E-05x^3 - 0,041x^2 + 6,593x + 63,02; R^2 = 0,842$$

$$6: y = -0,018x^2 + 5,912x + 146,6; R^2 = 0,694$$

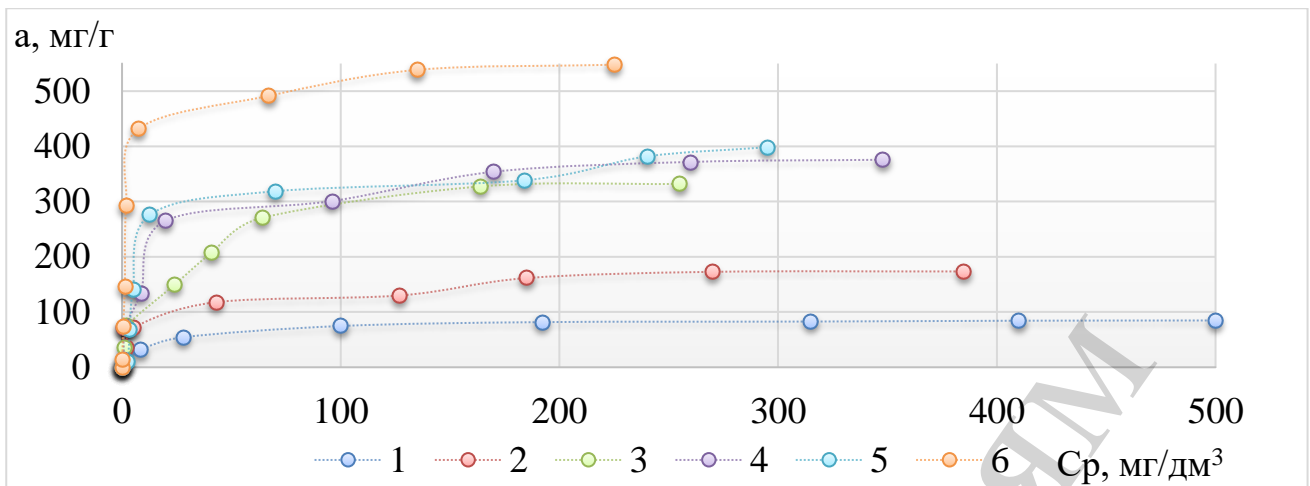


Рис. 3 Ізотерми адсорбції іонів міді на магнетиті: 1, 2, 3– $K=1/2$; 4, 5, 6– $K=2$; 1, 4 – немодифікований; 2, 5 – модифікований тіосемікарбазидом; 3, 6 – модифікований сульфідом натрію

Модифікований сульфідом натрію магнетит ($K=2$) має дуже високу сорбційну ємність по іонах нікелю та кадмію. Та й по іонах цинку гранична сорбційна ємність досягає 300 мг/г (рис. 4). Більш низька ємність магнетиту по іонах цинку обумовлена тим, що при проведенні сорбції рН розчину знижувався від 6,8 до 4,95, тоді як у випадку іонів нікелю рН змінюється в межах 7,15–5,39, а для іонів кадмію рН змінюється в межах 6,70–6,34 (рис. 5).

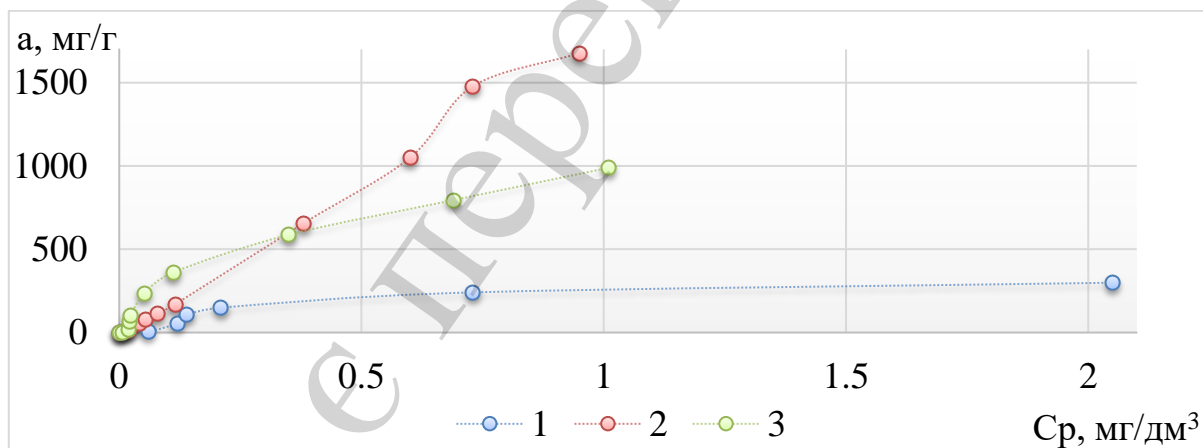


Рис. 4 Ізотерми адсорбції на магнетиті ($K=2$) модифікованому 2 % -ним розчином сульфідом натрію: 1 – Zn^{2+} ; 2 – Cd^{2+} ; 3 – Ni^{2+}

$$1: y = -152,0x^2 + 449,1x + 15,31; R^2 = 0,932$$

$$2: y = 1860, x - 22,67; R^2 = 0,992$$

$$3: y = -928,3x^2 + 1836, x + 47,94; R^2 = 0,964$$

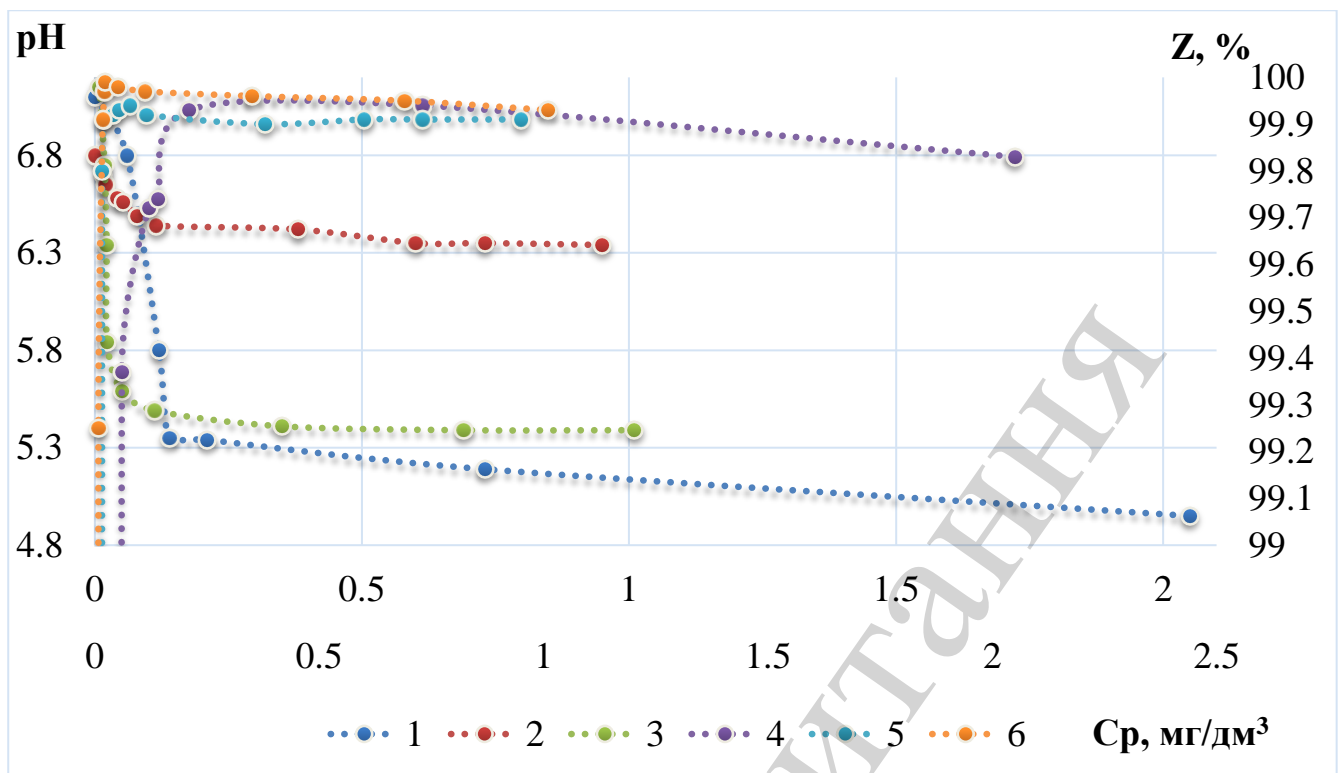


Рис. 5. Залежність характеристик розчину при сорбції на магнетиті (К=2:1), модифікованому 2 % -ним розчином сульфідом натрію: 1, 2, 3– рН; 4, 5, 6 – ступінь вилучення; 1, 4– Zn^{2+} ; 2, 5– Cd^{2+} ; 3, 6– Ni^{2+}

$$1: y = -6,570x^3 + 19,52x^2 - 13,51x + 7,209; R^2 = 0,937$$

$$2: y = -2,737x^3 + 4,709x^2 - 2,407x + 6,706; R^2 = 0,877$$

$$3: y = -14,26x^3 + 25,04x^2 - 12,13x + 6,742; R^2 = 0,674$$

Слід зазначити, що у всіх випадках ступінь очищення води від іонів важких металів перевищував 99 %. Та й рівноважні концентрації в разі іонів цинку змінювалися від 0,06 до 2,05 мг/дм³, для іонів кадмію зростали від 0,016 до 0,950 мг/дм³, а для іонів нікелю від 0,008 до 1,010 мг/дм³.

6. Обговорення результатів дослідження впливу модифікації смагнетиту на ефективність очищення води від іонів важких металів

При скиданні води у водойми рибогосподарського призначення або при підготовці питної води існують високі вимоги до якості її очищення води від іонів важких металів. Тому було визначено мінімальні концентрації, яких можна досягти при використанні сорбентів на основі магнетиту. При використанні магнетиту, модифікованого сульфідом натрію, концентрацію міді вдалося знизити до 5,44 мкг/дм³ при К=1:2 (рис. 3). При використанні модифікованого сульфідом натрію магнетиту, отриманого при К=2, воду вдалося повністю очистити від іонів кадмію, а концентрацію міді вдалося знизити до 1,2 мкг/дм³ (рис. 4). Отримані дані підтверджують доцільність використання даних сорбентів при доочищенні води від іонів важких металів.

Тим більше, що при рН розчинів на рівні 7,9–8,5 (рис. 1) ємність магнетиту по іонах міді перевищує 400 мг/г, а при рН 6,9–8,7 ємність магнетиту по іонах свинцю перевищує 400 мг/г та по іонах цинку – 500 мг/г при низьких рівноважних концентраціях металів (рис.2). При цьому ефективність очищення води від іонів важких металів перевищує 99 % (рис.5). Якщо врахувати, що на селективність магнетиту по іонах важких металів не впливають іони жорсткості, то даний сорбент цілком доцільно використовувати для вилучення із води іонів важких металів при наявності іонів жорсткості. Витрата води при скиді води із водосховищ атомних станцій може сягати 10 м³/с, при рівні жорсткості води 4-5 мг-екв/дм³ знесолювати таку кількість стічних вод не реально. Необхідність у їх вилученні обумовлена жорсткими нормативами на скид води у водойми рибогосподарського призначення. Вміст іонів міді та цинку у даному випадку у стічних водах повинен бути не більшим 5–7 мкг/дм³. Маловідходна технологія демінералізації води передбачає комплексну переробку утворених осадів [15]. Тому на основі отриманих результатів запропоновано принципову технологічну схему очищення стічних вод АЕС при скиді у водойми рибогосподарського призначення приведену на рис. 6.

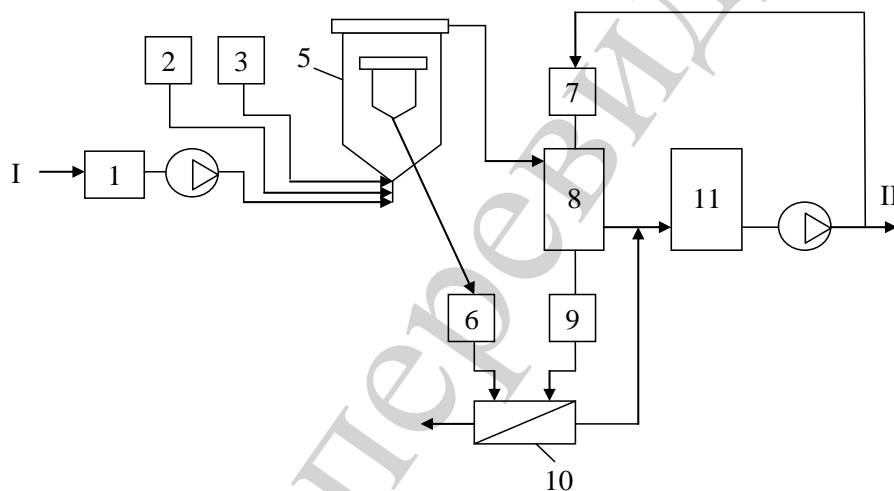


Рис. 6. Принципова технологічна схема очищення стічних вод АЕС від іонів важких металів: 1 – приймальна камера; 2, 3 – витратні баки вапна та магнетиту відповідно; 4, 12 – насоси; 5 – провітлювач із завислим шаром осаду; 6, 9 – шламосховища; 7 – резервуар промивної води; 8 – магнітний фільтр; 10 – стрічковий фільтр-прес; 11 – резервуар очищеної води; I – забір води із водосховища; II – скид води у річку

В даному випадку суспензію магнетиту подають в розрахунку 50 мг/дм³, вапно в розрахунку на досягнення рН на рівні 8,0–8,5. Дозу магнетиту вибрали виходячи із ємності магнетиту 1 мг на 1 г сорбенту. Просвітлювач із завислим шаром осаду (5) характеризується високою продуктивністю. При цьому завислий шар магнетиту, який накопичується у провітлювачі, відіграє роль сорбційного фільтру. Надлишок магнетиту накопичується в зоні накопичення осаду і поступає у шламосховище. Залишок магнетиту із води вилучається на магніт-

ному фільтрі (8). Після промивки фільтру разом із осадом із просвітлювача зневоднюється на фільтр-пресі. Отриманий осад поступає на металургійне виробництво на переробку. Фільтрат та очищену воду скидають у водойму. Залишок іонів важких металів у очищеній воді не більше 3–5 мкг/дм³.

Головним недоліком даного методу є використання дрібнодисперсного магнетиту, що передбачає обов'язкове використання просвітлювачів із завислим шаром осаду та іншого обладнання для його вилучення в процесах очистки води. Крім того, практичне застосування методу обмежується необхідністю зневоднення і переробки вологих осадів, що виділяються із води. Іншим серйозним недоліком напрямку є виведення із технологічного процесу відпрацьованого магнетиту та необхідністю синтезу свіжого реагенту.

Перспективою розвитку даного методу очищення води є нанесення сорбційного шару магнетиту на поверхню сильнокислотного катіоніту, що можна реалізувати методом сорбції $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ у співвідношенні 2:1 з подальшим гідролізом солей заліза при обробці розчином лугу. Отриманий сорбент дозволить підвищити ефективність процесу за рахунок очищення води в динамічних умовах. Враховуючи високу ємність сорбенту по іонах важких металів і простоту його регенерації, можливо буде реалізувати маловідходну технологію очищення води від важких металів в присутності іонів жорсткості при його використанні.

7. Висновки

1. Установлено, що сорбційна ємність сорбентів на основі магнетиту по іонам міді, цинку, нікелю та кадмію залежить від рН середовища. Ефективність вилучення важких металів збільшується при підвищенні рН від 6,0 до 8,6. Показано, що сорбційна ємність сорбентів на основі магнетиту по іонам важких металів залежить від співвідношення концентрацій іонів Fe^{2+} і Fe^{3+} (К) в реакційній суміші. При збільшенні К від 1/2 до 2 сорбційна ємність сорбенту збільшується по іонам міді в 4,4 рази, кадмію – 1,4, цинку – 2,7, нікелю – 3,2.

2. Вивчено ефективність вилучення іонів важких металів на магнетиті модифікованому гуанідином, тіосемікарбазидом і сульфідом натрію. Встановлено, що найвищий ступінь вилучення важких металів на магнетиті, що модифікований сульфідом натрію. Встановлено, що при використанні модифікованих сорбентів на основі магнетиту можна зменшити концентрацію важких металів до мкг/дм³. Запропоновано принципову технологічну схему очищення стічних вод АЕС від іонів важких металів. Її особливостями є використання модифікованого магнетиту, який виконує роль сорбенту іонів важких металів. Сорбція важких металів, як показано в дослідженнях, реалізується при перемішуванні водних суспензій. В технології даний процес забезпечується застосуванням просвітлювача із завислим шаром осаду, який виконує функції змішувача, сорбційного фільтру та відстійника. З освітленої води залишки магнетиту видаляються на магнітному фільтрі (в лабораторних дослідженнях – на механічному фільтрі). Відпрацьований магнетит зневоднюється за відомими технологіями та надходить на металургійні підприємства для переробки. Завдяки цьому схема забезпечує можливість очищення великих об'ємів води від іонів важких металів в присутності іонів жорсткості до норм на скид стічних вод у водойми рибогос-

подарського призначення. Розроблена технологія для очищення води від важких металів є екологічно безпечною і енергоефективною.

Література

1. Vardhan, K. H., Kumar, P. S., Panda, R. C. (2019). A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. *Journal of Molecular Liquids*, 290, 111197. doi: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111197>
2. Gomelya, N. D., Trus, I. N., Nosacheva, Y. V. (2014). Water purification of sulfates by liming when adding reagents containing aluminum. *Journal of Water Chemistry and Technology*, 36 (2), 70–74. doi: <https://doi.org/10.3103/s1063455x14020040>
3. Thomas, M., Zdebik, D., Białocka, B. (2018). Using Sodium Trithiocarbonate to Precipitate Heavy Metals from Industrial Wastewater – from the Laboratory to Industrial Scale. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27 (4), 1753–1763. doi: <https://doi.org/10.15244/pjoes/76408>
4. Thomas, M., Białocka, B., Zdebik, D. (2018). Removal of copper, nickel and tin from model and real industrial wastewater using sodium trithiocarbonate: the negative impact of complexing compounds. *Archives of Environmental Protection*, 44 (1), 33–47.
5. Ambiado, K., Bustos, C., Schwarz, A., Bórquez, R. (2016). Membrane technology applied to acid mine drainage from copper mining. *Water Science and Technology*, 75 (3), 705–715. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2016.556>
6. Trus, I., Radovenchuk, I., Halysh, V., Skiba, M., Vasylenko, I., Vorobyova, V. et. al. (2019). Innovative Approach in Creation of Integrated Technology of Desalination of Mineralized Water. *Journal of Ecological Engineering*, 20 (8), 107–113. doi: <https://doi.org/10.12911/22998993/110767>
7. Gomelya, M. D., Trus, I. M., Radovenchuk, I. V. (2014). Influence of stabilizing water treatment on weak acid cation exchange resin in acidic form on quality of mine water nanofiltration desalination. *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*, 5, 100–105.
8. Oden, M. K., Sari-Erkan, H. (2018). Treatment of metal plating wastewater using iron electrode by electrocoagulation process: Optimization and process performance. *Process Safety and Environmental Protection*, 119, 207–217. doi: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.08.001>
9. Chen, X., Ren, P., Li, T., Trembly, J. P., Liu, X. (2018). Zinc removal from model wastewater by electrocoagulation: Processing, kinetics and mechanism. *Chemical Engineering Journal*, 349, 358–367. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.05.099>
10. Edebali, S., Pehlivan, E. (2013). Evaluation of Cr(III) by ion-exchange resins from aqueous solution: equilibrium, thermodynamics and kinetics. *Desalination and Water Treatment*, 52 (37-39), 7143–7153. doi: <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.821631>
11. Fu, L., Shuang, C., Liu, F., Li, A., Li, Y., Zhou, Y., Song, H. (2014). Rapid removal of copper with magnetic poly-acrylic weak acid resin: Quantitative

role of bead radius on ion exchange. *Journal of Hazardous Materials*, 272, 102–111. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.02.047>

12. Wu, J., Zhang, H., He, P.-J., Yao, Q., Shao, L.-M. (2010). Cr(VI) removal from aqueous solution by dried activated sludge biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 176 (1-3), 697–703. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.11.088>

13. Melnyk, L., Bessarab, O., Matko, S., Malovanyy, M. (2015). Adsorption of Heavy Metals Ions from Liquid Media by Palygorskite. *Chemistry & Chemical Technology*, 9 (4), 467–470. doi: <https://doi.org/10.23939/chcht09.04.467>

14. Kartel, M., Galysh, V. (2017). New Composite Sorbents for Caesium and Strontium Ions Sorption. *Chemistry Journal of Moldova*, 12 (1), 37–44. doi: <https://doi.org/10.19261/cjm.2017.401>

15. Trus, I. M., Fleisher, H. Y., Tokarchuk, V. V., Gomelya, M. D., Vorobyova, V. I. (2017). Utilization of the residues obtained during the process of purification of mineral mine water as a component of binding materials. *Voprosy Khimii i Khimicheskoi Tekhnologii*, 6, 104–109.

ТІЛЬКИ ДЛЯ ЧИТАННЯ