

УДК 622.765:542.61:546.571

Т.І. Обушенко, І.М. Астрелін,  
Н.М. Толстопалова, В.П. Копотун

## ФЛОТОЕКСТРАКЦІЯ ІОНІВ ЗАЛІЗА З НИЗЬКОКОНЦЕНТРОВАНИХ РОЗЧИНІВ

### Вступ

З розвитком науково-технічного прогресу антропогенне навантаження на навколишнє середовище збільшується. Людство залучає все нові і нові природні ресурси в сферу своєї виробничої діяльності, виснажуючи їх та забруднюючи при цьому довкілля відходами недосконалих технологій. Суттєвою перешкодою в реалізації стратегії сталого розвитку держави в її екологічному аспекті, тобто в намаганні зберегти природну рівновагу, є все ще не до кінця вирішена проблема промислових стічних вод. Незважаючи на те, що за останні роки забір природної води в Україні, а відповідно, і скид стічних вод, скоротився майже вдвічі, екологічний стан більшості великих та малих річок лишається критичним. Це пов'язано з тим, що при загальному зменшенні об'єму стічних вод первинна концентрація і різноманіття токсичних поліютантів у них невпинно зростає, а технології очищення відповідних стоків (тим більше з повною регенерацією чи утилізацією вилучених домішок) залишаються недосконалими.

Особливо небезпечні за впливом на екологічну систему водойм іони важких металів у складі недоочищених стічних вод. У цьому аспекті показовими є стічні води гальванічних виробництв.

Такі води з річним утворенням в Україні до 500 млн м<sup>3</sup> є одними з основних джерел забруднення поверхневих і ґрунтових вод. Гальванічні стоки містять у досить великих концентраціях солі важких металів, кислоти, луги, поверхнево-активні речовини (ПАР) та інші шкідливі домішки, що зумовлено тим, що під час гальванічного технологічного процесу із стічними водами втрачається 50–70 % кольорових металів та 80–95 % кислот та лугів. Слід відзначити, що, зокрема, метали, які безповоротно втрачаються із стічними водами, доцільно після видалення повторно використовувати: в гальванічних цехах як анодні матеріали (наприклад, мідь, цинк, нікель), в лакофарбових

виробництвах – для отримання пігментів (сполуки хрому, цинку, міді), в деревообробній промисловості, в хімічних процесах отримання сахарину, гідрохінону, пористих пластиків та шліфувально-полірувальних паст, при виготовленні акумуляторів, каталізаторів для знешкодження газових викидів та в інших галузях. Часткова регенерація вказаних металів електролізним методом з відпрацьованих гальванічних стоків здійснюється лише на одиничних підприємствах з великими виробничими потужностями. У той же час, промивні води, що становлять 90–95 % усіх рідких відходів гальванічного виробництва із вмістом металів 100–150 мг/дм<sup>3</sup>, майже не використовуються і метали з них не вилучаються. Проблема значних втрат кольорових металів та їх вилучення із стічних вод стає все більш актуальною в умовах ресурсної залежності України від зовнішніх постачальників сировини [1].

Для видалення іонів важких металів із стічних вод гальванічних виробництв використовують хімічне осадження, рідинну екстракцію, іонний обмін, електродіаліз. Всі ці методи мають ряд істотних недоліків. Так, хімічне осадження ускладнюється утворенням осадів колоїдного рівня дисперсності та підвищенням солевмісту очищеної води. Для екстракції характерні великі втрати органічної фази й утворення стійких емульсій. Використання іонного обміну потребує попереднього очищення розчинів від механічних домішок, олій та жирів. Недоліками електродіалізу є значна витрата електроенергії, складність заміни мембран, їх чутливість до зміни складу домішок.

Розробляються й біологічні методи, які виглядають ефективними й екологічно доцільними, проте тривалість адаптації мікроорганізмів до непередбачено змінного складу поліютантів у гальванічних стоках, так само як і недоліки методів, розглянутих вище, обмежують область їх ефективного застосування [2].

Пошук нових, більш досконалих та економічно доцільних методів, що дають можливість не тільки видалити токсичні іони, а й регенерувати дорогі компоненти, є одним з основних напрямків розвитку технологій очищення стічних вод. З цієї точки зору привабливими виглядають флотаційні методи, а саме флото-екстракція, яка є прогресивним розвитком іонної флотації [3] і, безумовно, превалює над останньою в тих випадках, коли є небажаним утворення піни, необхідної для процесів іонної флотації, або метою є кількісне відокремлення

домішок з води для аналітичних потреб. До переваг флотоекстракції належать: висока ефективність виділення органічної та водної фаз; високий концентраційний коефіцієнт (може досягати 200:1); низьке дозування органічного розчинника; простота апаратурного оформлення; уникнення небажаного утворення емульсій (сублат розчиняється в органічному шарі без інтенсивного перемішування водної та органічної фаз).

На даний час флотоекстракція (як метод розділення й концентрування) застосовується лише при очищенні стічних вод від органічних домішок [4–8] та в аналітичній хімії як спосіб кількісного визначення слідів металів [9–16] і поверхнево-активних речовин [17, 18]. Дослідження і виявлення фізико-хімічних закономірностей процесу флотоекстракції для очищення стічних вод від іонів важких металів поки що не одержали належного розвитку. Проте така особливість флотоекстракції як можливість багатократного концентрування іонів металів у невеликих об'ємах органічного розчинника поза залежністю від коефіцієнта розподілу вказує на перспективність цього методу для очищення стічних вод від важких металів з метою подальшої їх регенерації.

Іони заліза є одними з найбільш поширених забруднювачів промислових стічних вод. Зокрема, деяка кількість іонів заліза утворюється в стоках після травлення листового металу в гальванічних цехах, у виробництвах металевого прокату та дроту. Наявність іонів заліза в стічній воді спостерігається при її очищенні від хрому (VI) із застосуванням сульфату заліза (II) для відновлення металічного полютанту або при електрокоагуляції із залізними електродами.

### Постановка задачі

Метою даної статті є дослідження закономірностей флотоекстракційного вилучення іонів заліза з низькоконцентрованих розчинів, які мають як натуральне походження, так і залишаються з вмістом іонів заліза поза гранично допустимою концентрацією (ГДК) після очищення стоків більш грубими методами.

### Експериментальна частина

Флотоекстракційна установка та умови проведення процесу описані в праці [19]. Концентрації іонів заліза визначали за стандартними методиками [20]. Мірою ефективності процесу вибрано ступінь вилучення металу ( $X$ ).

Для утворення сублату застосовувались натрієві та калієві мила насичених карбонових кислот, які вже тривалий час використовуються як збирачі при флотації, завдяки їх поверхневій активності і сполученню важкорозчинних сполук з іонами металів.

Експериментально було підібрано для більш ефективного видалення іонів заліза флотоекстрагент – ізоаміловий спирт. Вилучення заліза з модельних розчинів з концентрацією  $10 \text{ мг/дм}^3$  досліджувалось на прикладі систем  $\text{Fe}^{3+}-\text{C}_7\text{H}_{15}\text{COONa}$ ,  $\text{Fe}^{3+}-\text{C}_{11}\text{H}_{23}\text{COOK}$ ,  $\text{Fe}^{3+}-\text{C}_{15}\text{H}_{31}\text{COOK}$ .

**Залежність ступеня вилучення іонів  $\text{Fe}^{3+}$  від pH розчину.** Відомо, що вилучення іонів полівалентних металів, зібраних за допомогою жирнокислотних збирачів, залежно від значення pH середовища може бути здійснено не тільки у формі важкорозчинних миль, а й у формі важкорозчинних гідроксидів. При цьому, як відзначається в [2], останнє є більш вигідним, оскільки розчинність гідроксидів полівалентних металів зазвичай значно менша, ніж розчинність миль. Для визначення оптимальних значень pH було вивчено залежність ступеня вилучення іонів заліза від pH вихідного розчину (рис. 1).

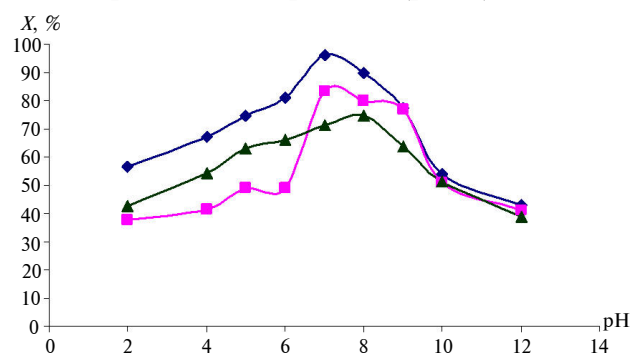
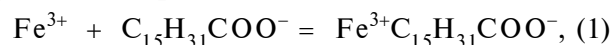
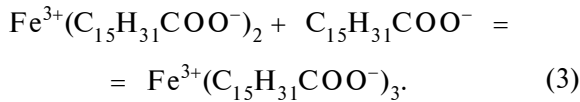
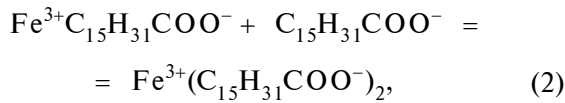


Рис. 1. Залежність ступеня вилучення  $\text{Fe}^{3+}$  від pH розчину (органічна фаза – ізоаміловий спирт, тривалість процесу – 20 хв, молярне співвідношення ПАР:  $\text{Fe}^{3+}$  = 2:1); —◆—  $\text{Fe}^{3+}-\text{C}_{15}\text{H}_{31}\text{COOK}$ ; —■—  $\text{Fe}^{3+}-\text{C}_{11}\text{H}_{23}\text{COOK}$ ; —▲—  $\text{Fe}^{3+}-\text{C}_7\text{H}_{15}\text{COONa}$

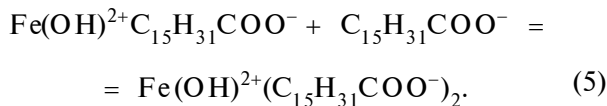
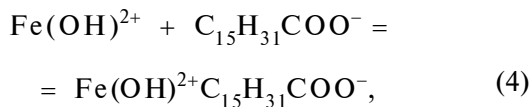
В сильноокислому середовищі (pH 2–4) залізо існує в розчині переважно у вигляді іонів  $\text{Fe}^{3+}$ , які не можуть безпосередньо вилучатись в органічну фазу. Зважаючи на незначний ступінь вилучення заліза (III) в кислому середовищі, можна зробити висновок, що  $\text{Fe}^{3+}$  видалається в органічну фазу у вигляді іонних асоціатів, утворення яких відбувається у водній фазі згідно з реакціями:



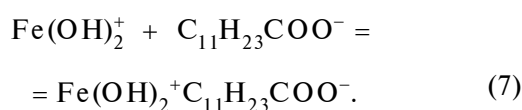
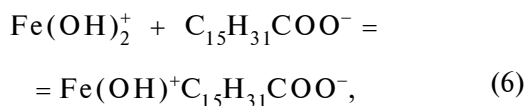


Іонний асоціат, що утворюється внаслідок реакції (3), є електронейтральним за рахунок компенсації позитивних і негативних зарядів, а тому може перетинати поверхню розділу фаз вода–органічний шар. Низький ступінь вилучення при рН 2–4 можна пояснити також значними просторовими перешкодами, що виникають внаслідок взаємної орієнтації аніонів ПАР і катіонів  $\text{Fe}^{3+}$ , які знижують ймовірність утворення іонного асоціату за реакцією (3).

При рН 4–6 у розчині є катіон  $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ , який не реагує з молекулами ПАР у зв'язку з просторовими перешкодами, а зв'язується в асоціат за схемою

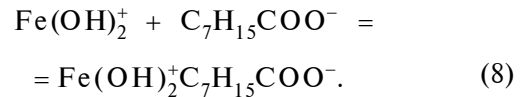


Максимальний ступінь вилучення  $\text{Fe}^{3+}$  при рН 7 (в системі  $\text{Fe}^{3+}$ – $\text{C}_{15}\text{H}_{31}\text{COOK}$  становить 99 %, а в системі  $\text{Fe}^{3+}$ – $\text{C}_{11}\text{H}_{23}\text{COOK}$  – 83,5 %) можна пояснити утворенням у водному розчині іона  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ , що підтверджується потенціометричним титруванням. Утворений при такому рН  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$  приєднує адсорбовані на поверхні бульбашок газу аніони ПАР з утворенням іонного асоціату за реакціями



У системі  $\text{Fe}^{3+}$ – $\text{C}_7\text{H}_{15}\text{COONa}$  максимальний ступінь видалення сягає 74,8 % при рН 8,

а оскільки в розчині ще є катіони  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ , реакція (8) утворення асоціату відбувається за механізмом попередніх систем:



Просторові перешкоди, що виникають при утворенні іонного асоціату за реакціями (6)–(8), є незначними, оскільки катіон та аніон зв'язуються у співвідношенні 1:1 і тому ступінь вилучення іонів  $\text{Fe}^{3+}$  є максимальним.

При рН 9, згідно з результатами потенціометричного титрування, у водній фазі утворюються нейтральні молекули гідроксиду заліза  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . При цьому сила іонного зв'язку між  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  і аніоном продисоційованої ПАР зменшується до нуля, в результаті чого молекулам  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  набагато важче прилипнути до поверхні бульбашки.

**Залежність ступеня вилучення  $\text{Fe}^{3+}$  від молярного співвідношення ПАР:  $\text{Fe}^{3+}$ .** Оскільки при рН 7–8 залізо вилучається в органічну фазу у вигляді асоціатів складів  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+\text{C}_{15}\text{H}_{31}\text{COO}^-$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+\text{C}_{11}\text{H}_{23}\text{COO}^-$  та  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+\text{C}_7\text{H}_{15}\text{COO}^-$ , то молекули ПАР беруть безпосередню участь в утворенні сублату. Вони впливають також на ступінь вилучення, зменшуючи значення вільної поверхневої енергії на межі розділу органічної та водної фаз та стабілізуючи поверхні бульбашок. Важливу роль при флотоекстракції відіграє й поверхнева активність ПАР, яка є вищою в ПАР, що мають довший алкільний фрагмент. За інших однакових умов вилучення заліза найкраще відбувається в системі  $\text{Fe}^{3+}$ – $\text{C}_{15}\text{H}_{31}\text{COOK}$  (при молярному співвідношенні  $\text{Fe}^{3+}$ :  $\text{C}_{15}\text{H}_{31}\text{COOK}$  = 1:2 ступінь вилучення сягає 99 %), оскільки пальмітат калію ( $\text{C}_{15}\text{H}_{31}\text{COOK}$ ) має найдовший алкільний ланцюг порівняно з каприлатом натрію ( $\text{C}_7\text{H}_{15}\text{COONa}$ ) і лауратом калію ( $\text{C}_{11}\text{H}_{23}\text{COOK}$ ), отже, досягає найвищого значення поверхневої активності. При використанні як збирача пальмітату калію поверхневий натяг на межі розділу фаз вода–органіка має найменше значення. У цьому випадку сублат найлегше переходить із водної фази до органічної.

Згідно з даними рис. 2 в діапазоні молярних співвідношень  $\text{Fe}^{3+}$ :ПАР від 1:1 до 1:1,5 ступінь вилучення заліза не досягає максимуму.

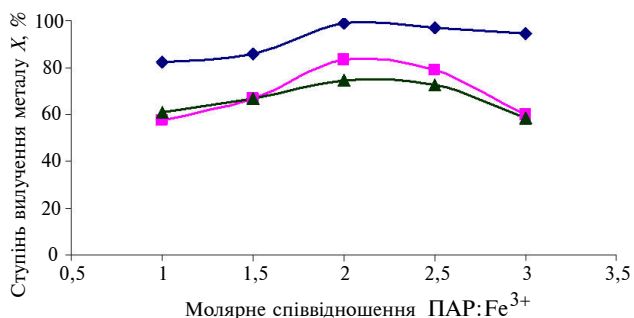


Рис. 2. Залежність ступеня вилучення Fe<sup>3+</sup> від молярного співвідношення ПАР:Fe<sup>3+</sup> (органічна фаза – ізоаміловий спирт, тривалість процесу – 20 хв, рН 7–8);  
 —◆— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>15</sub>H<sub>31</sub>COOK; —■— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>11</sub>H<sub>23</sub>COOK; —▲— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>7</sub>H<sub>15</sub>COONa

му. Це пояснюється нестачею ПАР для повного зв'язування заліза в сублат. Значення вільної поверхневої енергії і поверхневого натягу досягають мінімумів при молярному співвідношенні Fe<sup>3+</sup>:ПАР = 1:2, що відповідає максимальній кількості утворення сублату та насиченню молекулами ПАР межі поділу водної та органічної фаз і максимальному ступеню вилучення. Подальше зростання кількості ПАР в розчині призводить до того, що у водній фазі з'являється надлишкова кількість аніонів ПАР із загальною формулою R-COO<sup>-</sup>. Речовини ж в іонізованому вигляді не можуть переходити з водної фази в органічну – вони можуть лише накопичуватися на поверхні розділу фаз вода-органічний шар.

**Залежність ступеня вилучення Fe<sup>3+</sup> від тривалості процесу.** Тривалість процесу флотоекстракції варіювалась від 2 до 30 хв (рис. 3). При проведенні процесу від 2 до 15 хв сублат не встигав у повній мірі перейти з водної фази до органічної, в результаті чого максимальний

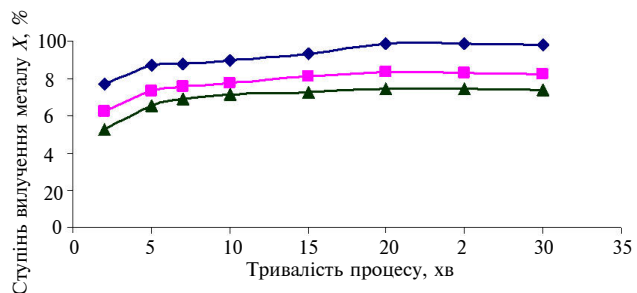


Рис. 3. Залежність ступеня вилучення Fe<sup>3+</sup> від тривалості процесу флотоекстракції (органічна фаза – ізоаміловий спирт, рН 7–8, молярне співвідношення ПАР: Fe<sup>3+</sup> = 2:1);  
 —◆— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>15</sub>H<sub>31</sub>COOK; —■— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>11</sub>H<sub>23</sub>COOK; —▲— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>7</sub>H<sub>15</sub>COONa

ступінь вилучення не досягався. Максимальний перехід сублату в органічну фазу спостерігався при тривалості флотоекстракції 20 хв. При зростанні тривалості процесу до 30 хв ступінь вилучення заліза незначно зменшується у зв'язку із зворотним переходом сублату з водної фази до органічної.

**Залежність ступеня вилучення Fe<sup>3+</sup> від швидкості подачі газу.** Для ефективного вилучення сублату Fe<sup>3+</sup> в органічну фазу необхідно забезпечити таку стабільну швидкість подачі газу, при якій сублат буде переходити в органічну фазу, не розриваючи її. Це можливо лише в умовах ламінарного режиму.

Ламінарний режим чітко реалізується при швидкості подачі газу 10–30 см<sup>3</sup>/хв, проте утворений сублат переходить в органічну фазу занадто повільно, що не забезпечує його повного переходу в органічну фазу (рис. 4). Дослідженнями визначено, що й за швидкості подачі газу 40 см<sup>3</sup>/хв зберігається ламінарний режим і при цьому відбувається повний перехід сублату в органічний розчинник.

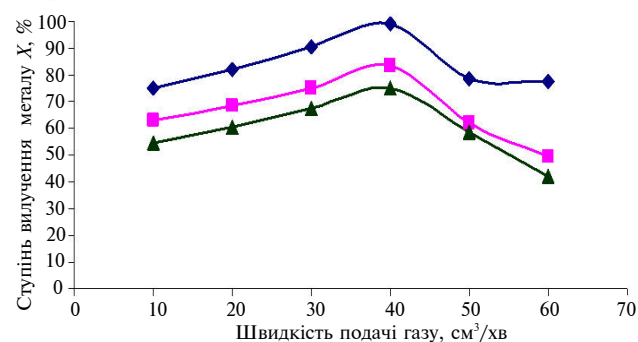


Рис. 4. Залежність ступеня вилучення Fe<sup>3+</sup> від швидкості подачі газу (органічна фаза – ізоаміловий спирт, рН 7–8, молярне співвідношення ПАР:Fe<sup>3+</sup> = 2:1);  
 —◆— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>15</sub>H<sub>31</sub>COOK; —■— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>11</sub>H<sub>23</sub>COOK; —▲— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>7</sub>H<sub>15</sub>COONa

При зростанні ж швидкості подачі газу понад 40 см<sup>3</sup>/хв режим його потоку турбулізується, відбувається розрив органічного шару і частина сфлотованого сублату переходить знов у водну фазу. Це пояснює зниження ступеня вилучення Fe<sup>3+</sup>.

**Залежність ступеня вилучення Fe<sup>3+</sup> від температури реакційного середовища.** Зростання температури негативно впливає на процес флотоекстракційного вилучення іонів заліза (рис. 5).

Це можна пояснити, з одного боку, зростанням розчинності мил заліза, що становлять основу сублату, і, відповідно, збільшенням їх

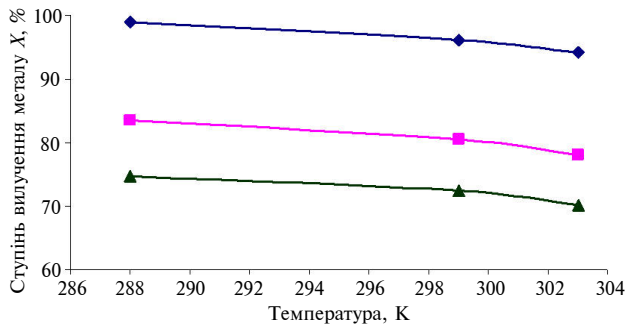


Рис. 5. Залежність ступеня вилучення Fe<sup>3+</sup> від температури реакційного середовища (органічна фаза – ізоаміловий спирт, рН 7–8, молярне співвідношення ПАВ: Fe<sup>3+</sup> = 2:1); —◆— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>15</sub>H<sub>31</sub>COOK; —■— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>11</sub>H<sub>23</sub>COOK; —▲— Fe<sup>3+</sup>-C<sub>7</sub>H<sub>15</sub>COONa

хімічних потенціалів у рівноважному розчині, а з іншого, зсувом адсорбційної рівноваги при зростанні температури в бік десорбції частинок сублату з поверхні бульбашок повітря в об'єм розчину, що призводить до зменшення ступеня вилучення заліза.

На підставі запропонованих у літературі моделей та отриманих результатів процес флотоекстракції іонів заліза жирнокислотними збирачами можна розглядати як сукупність та-

ких послідовних стадій:

- осадження іонів заліза у вигляді сублатів колоїдного ступеня дисперсності;
- коагуляція сублату, укрупнення його частинок;
- адсорбція частинок на поверхні бульбашки;
- концентрування сфлотованого сублату на межі розділу фаз у вигляді плівки з наступним розчиненням в екстрагенті;
- перенесення речовини між двома рідкими фазами, зумовлене градієнтом концентрацій.

### Висновки

Встановлені в статті закономірності флотоекстракції при вилученні іонів металів при низькій концентрації останніх (на прикладі заліза (III)) із забруднених вод можуть бути поширені на іони інших кольорових металів і слугувати основою для подальшої розробки вихідних даних для проектування дослідно-промислової установки очищення відповідних стічних промислових вод.

Т.И. Обушенко, И.М. Астрелин,  
Н.М. Толстопалова, В.П. Копотун

#### ФЛОТОЭКСТРАКЦИЯ ИОНОВ ЖЕЛЕЗА ИЗ НИЗКОКОНЦЕНТРИРОВАННЫХ РАСТВОРОВ

Исследованы закономерности флотоэкстракционного удаления ионов железа (III) из низкоконцентрированного водного раствора ( $C_{\text{Fe}^{3+}} = 10 \text{ мг/дм}^3$ ), определены оптимальные условия проведения процесса флотоэкстракции (рН, молярное соотношение Fe<sup>3+</sup>:ПАВ, продолжительность процесса, температура, скорость подачи газа), предложен механизм флотоэкстракции на основе теории ионных ассоциатов.

T.I. Obushenko, I.M. Astrelin,  
N.M. Tolstopalova, V.P. Kopotun

#### THE SOLVENT SUBLATION OF IRON IONS FROM LOW CONCENTRATION SOLUTIONS

This study investigates the regularities of solvent sublation of iron ions from the low concentration water solution ( $C_{\text{Fe}^{3+}} = 10 \text{ mg/L}$ ). We determine optimal conditions of this process (the pH, the molar ratio of Fe<sup>3+</sup>:SAC, where SAC is the surface-active compound, the process duration, the temperature, the speed of gas flow). Relying on the ion association theory, we propose the mechanism of solvent sublation.

1. Пляцук Л.Д., Мельник О.С. Аналіз технологій очистки гальванічних стоків в Україні // Вісн. СумДУ. Сер. Технічні науки. – 2008. – № 2. – С. 116–121.
2. Сазонова В.Ф., Бельдід М.Г., Кожемяк М.А. и др. Экспериментальное и теоретическое исследование концентрирования ионов поливалентных металлов // Вісн. ОНУ. – 2003. – 8, вип. 3. – С. 41–66.
3. Себба Ф. Ионная флотация / Пер. с англ. В.П. Небе-ры и А.М. Гольмана. – М.: Металлургия, 1965. – 170 с.
4. Thoma G.J., Bowen M.L., Hollensworth D. Dissolved air precipitation solvent sublation for oil-field produced water treatment // Separation and Purification Technology. – 1999. – 16, N 2. – P. 101–107.

5. *Valsaraj K., Thibodeaux L.* Solvent sublation for the removal of hydrophobic chlorinated compounds from aqueous solutions // *Water resources.* – 1986. – **20**, N 9. – P. 1161–1175.
6. *Bryson G., Valsaraj K.* Solvent sublation for waste minimization in a process water stream – a pilot scale study // *J. of Hazardous Materials.* – 2001. – **B82**. – P. 65–75.
7. *Smith J., Valsaraj K.* Bubble column reactors for wastewater treatment. 3. Pilot-scale solvent sublation of pyrene and pentachlorophenol from simulated wastewater // *Ind. Eng. Chem. Res.* – 1997. – **36**. – P. 903–914.
8. *Womack J.L.* The promise of solvent sublation // *Separation Science and Technology.* – 1982. – **7**, N 17. – P. 897–924.
9. *Womack J., Lichter J., Wilson D.* Removal of refractory organics from water by aeration. II. Solvent sublation of methylene blue and methyl orange // *Ibid.* – **17**, N 7. – P. 897–924.
10. *Kim Y.-S., Choi Y.-S., Lee W., Lee Y.-I.* Determination of Zinc and Lead in water samples by solvent sublation using ion pairing of metal-naphthoate complexes and tetra-n-butylammonium ion // *Bull. Korean Chem. Soc.* – 2001. – **22**, N 8. – P. 821–826.
11. *Kim Y.-S., Choi Y., Choi H.-S.* Studies on solvent extraction and flotation technique using metal-dithizone Complexes (II). Determination of trace elements in water samples by solvent sublation // *Ibid.* – 1998. – **19**, N 10. – P. 1036–1042.
12. *Kim Y.-S., Shin J.-H., Choi Y. et al.* Solvent sublation using 8-hydroxyquinoline as a ligand for determination of trace elements in water samples // *Microchemical Journal.* – 2001. – **63**, N 2-3. – P. 99–107.
13. *Croot P.L., Hunter K.A.* Determination of Fe (II) and total iron in natural waters with 3-(2-pyridyl)-5,6-diphenyl-1,2,4-triazine (PDT) // *Analytica Chimica Acta.* – 2002. – **406**, N 2. – P. 289–302.
14. *Elhanan J., Karger B.L.* Solvent sublation of iron (III) Chloride by Tri-n-Octylamine // *Analytical Chemistry.* – 1969. – **41**, N 4. – P. 671–674.
15. *Kim Y.-S., Shin J.-H., Choi Y.-S. et al.* Solvent sublation of trace noble metals by formation of metal complexes with 2-mercaptobenzothiazole // *Bull. Korean Chem. Soc.* – 2001. – **22**, N 1. – P. 19–24.
16. *Kim Y.-S., Choi Y.-S., Lee W.* Extraction equilibria and solvent sublation for determination of ultra trace Bi (III), In (III), Tl (III) in water samples by ion-pairs of metal-2-naphthoate complexes and tetrabutylammonium ion // *Ibid.* – 2002. – **23**, N 10. – P. 1381–1388.
17. *Lu Y.-J., Zhu X.-H.* A mathematical model of solvent sublation of some surfactants // *Talanta.* – 2002. – **57**, N 5. – P. 891–898.
18. *Peng-yu Bi, Hui-ru Dong, Jun Dong.* The recent progress of solvent sublation // *J. of Chromatography.* – 2009. – **20**. – P. 3–10.
19. *Обушенко Т.І., Астрелін І.М., Толстопалова Н.М., Молодченко М.Є.* Закономірності процесу флотоекстракції при очищенні стічних вод від іонів важких металів // *Наукові вісті НТУУ “КПІ”.* – 2009. – № 3. – С. 117–122.
20. *Лурье Ю.Ю.* Аналитическая химия промышленных сточных вод. – М.: Химия, 1984. – 448 с.

Рекомендована Радою  
хіміко-технологічного факультету  
НТУУ “КПІ”

Надійшла до редакції  
25 травня 2010 року