

Сумістивши шкалу кількості ниток з діапазоном зміни радіуса пор при теоретичних розрахунках та виразивши всі виміряні швидкості в долях від максимального значення, отримали ряд експериментальних точок, котрі досить точно корелюють з теоретичною кривою. Тому можна вважати, що залежність (2) адекватно описує вплив радіуса капіляра на зміну швидкості руху рідини в ньому.

Проведені дослідження дозволили визначити залежності для розрахунку головних параметрів процесів очищення води капілярними матеріалами. Визначено залежність інтенсивності руху рідини в капілярі від його радіуса, що дає можливість визначати умови максимальної продуктивності фільтрів на пористих матеріалах.

#### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Радовенчик Я. В. Очищення води з використанням матеріалів з капілярними властивостями/ Радовенчик Я. В., Гомеля М. Д. // Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. - 2009.- №2.- С. 37-39.
2. Сумм Б.Д. Физико-химические основы смачивания и растекания / Сумм Б.Д., Горюнов Ю. В. — М.: Химия, 1976.-232 с.
3. Радовенчик В.М. Основи гідрології суші та океанології: Навч. посібник / Радовенчик В.М., Гомеля М. Д., Омельчук Ю.А. — Севастополь: СНУЯЕ та П, 2008.- 176 с.
4. Ромм Е.С. Особенности электрокинетических явлений в тонких капиллярах / Ромм Е.С. // Коллоидный журнал. 1979.- XLI, №5. — С. 895-901.

УДК 622.793.5

**Рисухін В.В., Носачова Ю.В., Гомеля М.Д. (Україна, Київ)**

#### **ВИЛУЧЕННЯ СУЛЬФАТ-ІОНІВ З ВОД З ПІДВИЩЕНИМ РІВНЕМ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ ПРИ ЇХ РЕАГЕНТНОМУ ПОМ'ЯКШЕННІ**

Стічні води багатьох підприємств містять підвищену кількість сульфат-іонів, ГДК яких в водах питного та господарсько-питного призначення складає 500 мг/дм<sup>3</sup>, а для рибогосподарських водоймищ – 100 мг/дм<sup>3</sup>. Проблема доочищення стічних вод від сульфат-іонів до значення ГДК актуальна для підприємств вугільної промисловості, де відкачують великі об'єми шахтних вод [1]. Постійний перехід гірничих робіт на більш глибокі горизонти і ускладнення при цьому гідрогеологічних умов призводять до подальшого збільшення об'ємів та забрудненості супутніх вод різноманітними речовинами. На сьогодні шахти Донбасу відкачують все більш мінералізовані води з гірських виробіток. Не припиняється відкачування води із закритих шахт.

Великі об'єми стічних вод забруднених сульфат-іонами утворюються при зворотньо осмотичному очищенні. Ступінь вилучення перміату суттєво впливає на об'єми і якість концентрату. Якщо пріоритетною є задача мінімізації об'ємів стоків, що утворилися (концентратів), ступінь вилучення перміату максимально підвищується, проте загострюється проблема вивозу та утилізації розсолу (концентрату).

Також гостро стоїть проблема очистки стічних вод від сульфат-іонів в кольоровій металургії (підвідвальні води, стічні води збагачувальних фабрик), стічні води виробництва сірчаної кислоти, поверхневі стічні води, а також у виробництві сульфовугілля, силікагелю, скла, мінеральних добрив.

#### **Аналіз попередніх досліджень**

До теперішнього часу більшість наукових та експериментальних робіт в галузі очистки високо мінералізованих вод були направлені на первинну очистку шахтних вод, їх освітлення, знезараження, демінералізацію та нейтралізацію. Очистка шахтних вод провадиться механічними, хімічними, фізичними та біологічними методами. При хімічних методах очистки води застосовують реагенти для зміни хімічного складу забруднювача або форми їх знаходження в стоках (коагуляція, флокуляція, нейтралізація, знезараження). Фізичні методи - це вилучення та знезараження домішок шляхом зміни агрегатного стану води, вплив на стоки ультразвуком, ультрафіолетовими променями, екстрагентами. Біологічні методи призначені для очистки води, яка містить забруднення біогенного органічного походження. Освітлення шахтних вод відбувається механічними та хімічними методами в дві стадії: освітлення та фільтрування. Застосування відомих методів (термічних, реагентних, іонообмінного фільтрування, зворотного осмосу, електродіалізу) або не завжди дає необхідний ефект, або не є економічно виправданим. Тому актуальним є удосконалення відомих і розробка нетрадиційних методів демінералізації вод. Застосування вапнування забезпечує сприятливі зміни основних показників якості води, що призводить до економії кислоти та лугу при наступному знесоленні води методом іонного обміну, тобто зменшенню об'ємів регенераційних стоків. Реагентний метод – надійний, проте не завжди призводить до демінералізації води. Тому пропонується використовувати доочистку стічних вод на іонітах. Іонний обмін - ефективний метод знесолення, але в ході регенерації іонітів з'являються ще більш мінералізовані стоки. Одним з прогресивних напрямків вирішення цієї проблеми є електрообробка вод шляхом накладення зовнішнього електростатичного поля (метод електрокоагуляції). При його використанні має місце розчинення залізного або алюмінієвого аноду, утворення та осадження важкорозчинних гідроксидів, а разом з ними співосадження іонорозчинних домішок. Недоліками методу є підвищені витрати енергії та листового металу.

Зворотний осмос і електродіаліз потенційно також могли б бути використані для очистки шахтних стоків, але враховуючи високий дебет та обмеженість об'ємів переробки, використання цих методів нереальне.

Зворотній осмос та нанофільтрацію можна застосовувати лише за наявності ефективної технології переробки концентратів. Враховуючи те, що при демінералізації шахтних вод концентрати в основному містять сульфати та іони жорсткості. Тому метою даної роботи було вивчення процесів реагентного пом'якшення концентратів та вилучення з них сульфатів, створення ефективної технології демінералізації шахтних вод.

#### Виклад основного матеріалу

Головні іони, які містяться в найбільшій кількості в шахтних водах – сульфатні, хлоридні, гідрокарбонатні, карбонатні, іони кальцію та магнію. В шахтних водах та концентратах після очищення зворотнім осмосом міститься до 6000 мг/дм<sup>3</sup> сульфат-іонів. Метод очистки оснований на обробці вапном, який застосовується на практиці сьогодні не дозволяє знизити концентрацію сульфат-іонів менше 1400 мг/дм<sup>3</sup>, що обумовлено розчинністю гіпсу. З врахуванням значних об'ємів сульфатмістких стічних вод найбільш прийнятним для їх очистки є методи хімічного осадження, серед яких слід виділити алюмінатний метод [2]. Для визначення ефективності алюмінатного коагулянту готували розчини сульфату натрію з різними концентраціями аніонів SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, використовували різні співвідношення вапна та алюмінієвого коагулянту, при стехіометричному співвідношенні CaO:SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>:Al<sup>3+</sup>=2:1:2/3. Для зниження рН розчини після відстоювання нейтралізували 10 %-им розчином азотної кислоти. Осад відділяли на паперовому фільтрі «синя стрічка». Отримані результати представлені в табл. 1.

**Таблиця 1 – Результати досліджень ефективності зниження вмісту сульфат-іонів з використанням вапна, алюмінієвого коагулянту та азотної кислоти**

| C(SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) п,<br>мг-екв/дм <sup>3</sup> | Доза ал.<br>коагулянту, мг-<br>екв/дм <sup>3</sup> | Доза<br>СаО, мг-<br>екв/дм <sup>3</sup> | рН  |     | C(SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )<br>кін, мг-екв/дм <sup>3</sup> | C(Ca <sup>2+</sup> )<br>кін, мг-<br>екв/дм <sup>3</sup> | Ступінь<br>очищення<br>Z, % |
|--|--|---|-----|-----|--|---|-----------------------------|
|  |  |   | поч | кін |  |   |                             |
| нейтралізація HNO <sub>3</sub>                                 |  |   |     |     |  |   |                             |
| 32   | 20   | 60                                      | 12  | 7   | 20,8   | 1,0   | 35                          |
| 32   | 80   | 70                                      | 12  | 7   | 10,2   | 0,87  | 68                          |
| 32   | 20   | 80                                      | 12  | 7   | 19,1   | 0,9   | 40                          |
| 32   | 25   | 60                                      | 12  | 7   | 21,8   | 0,76  | 31,8                        |
| 40   | 30   | 60                                      | 12  | 7   | 15,2   | 1,1   | 62                          |
| 40   | 25   | 70                                      | 12  | 7   | 11,04  | 0,6   | 72,4                        |
| 30,6   | 20   | 60                                      | 12  | 7   | 12,9   | 0,52  | 57,8                        |
| 30,6   | 80   | 70                                      | 12  | 7   | 6,9  | 0,52  | 77,5                        |
| 30,6   | 20   | 80                                      | 12  | 7   | 8,54   | 1,0   | 72                          |
| 30,6   | 25   | 60                                      | 12  | 7   | 10,2   | 0,6   | 66,7                        |
| 30,6   | 30   | 60                                      | 12  | 7   | 11,25  | 0,7   | 63,2                        |
| 30,6   | 25   | 70                                      | 12  | 7   | 10,25  | 0,8   | 66,5                        |
| 30,6   | 40   | 60                                      | 12  | 7   | 12,47  | 1,0   | 59,2                        |
| 30,6   | 60   | 60                                      | 12  | 7   | 9,75   | 0,5   | 68,1                        |
| 30,6   | 40   | 70                                      | 12  | 7   | 13,54  | 0,9   | 55,8                        |

**Таблиця 2 – Результати досліджень ефективності зниження вмісту сульфат-іонів з використанням вапна, алюмінієвого коагулянту та вуглекислого газу**

| C(SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) п,<br>мг-екв/дм <sup>3</sup> | Доза ал.<br>коагулянту,<br>мг-екв/дм <sup>3</sup> | Доза СаО,<br>мг-екв/дм <sup>3</sup> | рН  |     | C(SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )<br>кін, мг-<br>екв/дм <sup>3</sup> | Жорсткість<br>(кінц), мг-<br>екв/дм <sup>3</sup> | Z, %  |
|--|---|-------------------------------------|-----|-----|--|--|-------|
|  |   |                                     | поч | кін |  |  |       |
| 26,15  | 17,5  | 52,4                                | 12  | 7   | 7,30   | 0,0  | 72,08 |
| 26,15  | 17,5  | 62,88                               | 12  | 7   | 7,26   | 0,0  | 72,23 |
| 26,15  | 17,5  | 78,60                               | 12  | 7   | 6,02   | 0,0  | 76,98 |
| 26,15  | 17,5  | 89,08                               | 12  | 7   | 5,04   | 0,0  | 80,73 |
| 26,15  | 18,4  | 52,4                                | 12  | 7   | 7,23   | 0,0  | 72,35 |
| 26,15  | 18,4  | 62,88                               | 12  | 7   | 7,5  | 0,0  | 71,32 |
| 26,15  | 18,4  | 78,6                                | 12  | 7   | 4,9  | 0,0  | 81,26 |
| 26,15  | 18,4  | 89,08                               | 12  | 7   | 4,4  | 0,0  | 83,18 |
| 26,15  | 18,4  | 55,02                               | 12  | 7   | 5,6  | 0,0  | 78,58 |
| 26,15  | 18,4  | 57,64                               | 12  | 7   | 5,47   | 0,0  | 79,08 |
| 26,15  | 21,0  | 52,04                               | 12  | 7   | 6,00   | 0,0  | 77,06 |
| 26,15  | 21,0  | 52,04                               | 12  | 7   | 8,9  | 0,0  | 65,97 |
| 26,15  | 21,0  | 62,88                               | 12  | 7   | 7,1  | 0,0  | 72,85 |
| 26,15  | 21,0  | 78,6                                | 12  | 7   | 5,1  | 0,0  | 80,50 |
| 26,15  | 21,0  | 89,08                               | 12  | 7   | 2,85   | 0,0  | 89,10 |
| 26,15  | 21,0  | 55,02                               | 12  | 7   | 4,64   | 0,0  | 82,26 |
| 26,15  | 21,0  | 57,64                               | 12  | 7   | 5,30   | 0,0  | 79,73 |

Як видно з таблиці 1 ступінь вилучення сульфат-іонів з розчинів досягав 77 %, концентрація іонів кальцію була нижча норм ГДК для питної води, а вміст алюмінію визначався в слідових концентраціях. Але завдяки внесенню нітрат-іонів глибокої демінералізації досягти не вдалося. Тому для зниження рН розчини після відстоювання нейтралізували вуглекислим газом. Отримані результати представлені в табл. 2.

При стехіометричній дозі коагулянту вміст сульфатів знизився до 5 – 7 мг-екв/дм<sup>3</sup>, для 20 % -го надлишку алюмінату натрію при підвищенні дози СаО ступінь вилучення сульфатів зростає майже до 90 %. При застосуванні стехіометричної дози СаО і 10-, 50- та 70 %-му надлишку алюмінату натрію максимальний ступінь вилучення сульфат-іонів складає 73,46 % і спостерігається при 50 %-му надлишку коагулянту.

Як видно, в цілому ефективність вилучення сульфатів зростає з підвищенням дози вапна при постійній дозі коагулянту. З таблиці видно, що більш, як двократне перевищення дози вапна від стехіометричного співвідношення з концентрацією сульфатів недоречно, оскільки призводить до незначного підвищення ефективності вилучених сульфатів з води. Ефективність вилучення сульфатів за постійних доз вапна зростає з підвищенням дози коагулянту до 70% від стехіометричної кількості сульфатів.

**Таблиця 3 – Результати досліджень ефективності зниження вмісту сульфат-іонів з використанням вапна, алюмінієвого коагулянту та вуглекислого газу**

| C(SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) п,<br>мг-екв/дм <sup>3</sup> | Доза ал.<br>коагулянту, мг-<br>екв/дм <sup>3</sup> | Доза СаО,<br>мг-екв/дм <sup>3</sup> | рН  |     | C(SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) кін,<br>мг-екв/дм <sup>3</sup> | Z, % |
|--|--|-------------------------------------|-----|-----|--|------|
|  |  |                                     | поч | кін |  |      |
| 75   | 50   | 150                                 | 12  | 7   | 8,13   | 87,7 |
| 75   | 50   | 180                                 | 12  | 7   | 3,13   | 95,8 |
| 75   | 50   | 225                                 | 12  | 7   | 2,9  | 96,1 |
| 75   | 50   | 255                                 | 12  | 7   | 1,8  | 97,6 |
| 75   | 60   | 150                                 | 12  | 7   | 21,8   | 70,9 |
| 75   | 60   | 180                                 | 12  | 7   | 18,3   | 75,6 |
| 75   | 60   | 225                                 | 12  | 7   | 16,25  | 78,3 |
| 75   | 60   | 255                                 | 12  | 7   | 13,54  | 81,9 |
| 75   | 0  | 255                                 | 12  | 7   | 52,0   | 30,7 |
| 75   | 10   | 255                                 | 12  | 7   | 17,85  | 76,2 |
| 75   | 25   | 255                                 | 12  | 7   | 9,16   | 87,8 |
| 75   | 35   | 255                                 | 12  | 7   | 5,4  | 92,8 |
| 75   | 0  | 180                                 | 12  | 7   | 32,5   | 56,7 |
| 75   | 10   | 180                                 | 12  | 7   | 21,9   | 70,8 |
| 75   | 25   | 180                                 | 12  | 7   | 5,21   | 93,1 |
| 75   | 35   | 180                                 | 12  | 7   | 3,95   | 94,7 |

### Висновки

Таким чином в результаті проведених досліджень розроблено спосіб демінералізації сульфат містких вод, який забезпечує вилучення сульфатів на 87 – 97 % в залежності від вихідної концентрації.

### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Сальникова Е. О., Гофенберг И. В., Туранина Е. Н., Ситчихина Л. Е., Пинигин В. К. Очистка сточных вод от сульфат-ионов с помощью извести и оксосульфата алюминия // Химия и технология воды. – 1992. – Т. 14, №2, С. 152-157.
2. Сальникова Е. О., Передерий О. Г. Выбор осадителя при очистке сточных вод от сульфата кальция // Химия и технология воды. – 1983. – № 12, С. 22 – 24.

УДК 504.064.4

**Сафранов Т.А., Губанова Е.Р., Шанина Т.П., Кориневская В.Ю. (Украина, Одесса)**

### РЕАЛИЗАЦИЯ ПРИНЦИПА «НУЛЕВЫХ ОТХОДОВ» НА МУНИЦИПАЛЬНОМ УРОВНЕ

**Характеристика общей проблемы и актуальности задачи.** Одной из актуальных проблем современности является минимизация экологических последствий, связанных с размещением всё большего количества отходов в окружающей природной среде (ОПС). Современный прогресс сопровождается увеличением темпов образования твёрдых бытовых отходов (ТБО), которые являются конечным результатом функционирования городских систем. По состоянию на 2007 год, в Украине накоплено 3 млрд. м<sup>3</sup> ТБО, которые размещены на 4,5 тысячах свалок и полигонов общей площадью 6,7 тис. га. 98 % образующихся ТБО вывозится на свалки и полигоны. Всё это говорит о том, что ТБО по своему воздействию на ОПС сопоставимы с промышленными отходами. Тем не менее, объёмы переработки некоторых видов отходов (макулатуры, стеклобоя и полимерных отходов) увеличиваются [1]. Однако в целом по стране ситуация с ТБО складывается следующим образом – образование отходов увеличивается, а большинство мест их захоронения исчерпали свою ёмкость. Одесский регион не является исключением. Так, объём образования отходов увеличился до 0,82 (2007 год) до 1 (2009 год) м<sup>3</sup>/ чел. в год. В Одесской области насчитывается 617 свалок общей площадью 4131,05 га. Одесская