

NGHIÊN CỨU KHẢO SÁT VÀ ĐÁNH GIÁ CÁC ĐIỀU KIỆN ẢNH HƯỞNG XỈ THÉP HẤP PHỤ VÀ LOẠI BỎ ARSEN TRONG NƯỚC

Trần Thị Thu Trang^{1,2*}, Yang ChangMing¹, Shen Shuo¹, Lê Minh Hiệp²

¹Học viện Khoa học và Công nghệ Môi trường-Đại học Tongji, Trung Quốc

²Viện Tài nguyên và Môi trường biển- Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam

*E-mail: thithutran@yahoo.com

Ngày nhận bài: 26-3-2015

TÓM TẮT: Bài báo trình bày kết quả nghiên cứu này là tận dụng nguồn chất thải rắn trong môi trường là xỉ thép đưa vào hấp phụ và loại bỏ arsen trong nước. Việc nghiên cứu thực hiện các quy trình thực nghiệm theo các quy trình thực nghiệm ở các điều kiện ảnh hưởng đến tính năng xỉ thép hấp phụ và loại bỏ arsen trong nước ô nhiễm: nồng độ, kích cỡ, khối lượng hạt xỉ thép cần thiết, nồng độ ô nhiễm, nhiệt độ, các ion cộng sinh. Kết quả nghiên cứu cho thấy: nồng độ dung dịch ban đầu càng thấp cân bằng hấp phụ càng dễ đạt được, nồng độ dung dịch ban đầu càng cao thì phải mất thời gian dài mới đạt cân bằng hấp phụ; kích thước hạt xỉ thép càng nhỏ cân bằng hấp phụ càng dễ đạt đến, kích thước hạt lớn thì thời gian đạt cân bằng hấp phụ sẽ kéo dài; lượng hạt xỉ thép gia tăng càng cao thì hấp phụ lượng chất ô nhiễm càng lớn, hiệu quả loại bỏ càng nhiều; nồng độ pH ban đầu ảnh hưởng đến tính năng xỉ thép hấp phụ As (III); ảnh hưởng của nhiệt độ đến tính năng xỉ thép hấp phụ As (III) không rõ ràng; các ion khác nhau (NO_3^- , Cl^- , F^- , SO_4^{2-} và PO_4^{3-}) can thiệp đến tính năng xỉ thép hấp phụ As (III) trong dung dịch. Như vậy, lựa chọn xỉ thép làm vật liệu hấp phụ và loại bỏ arsen trong nước là phương thức tối ưu, mang lại hiệu quả kinh tế, bảo vệ môi trường và tính ứng dụng cao có thể đưa vào áp dụng thực tiễn.

Từ khóa: Xỉ thép, hấp phụ, arsen, chất thải rắn.

MỞ ĐẦU

Xỉ thép là chất thải trong sản xuất thép, là một trong các chất gây ô nhiễm môi trường. Hàng năm trên thế giới lượng xỉ thải vượt quá 1 tỉ tấn, đứng đầu trong các ngành luyện kim dư lượng. Do đó, việc nghiên cứu đưa xỉ thép tái sử dụng làm nguồn nguyên liệu hấp phụ arsenic - làm giảm thiểu tác nhân gây ô nhiễm và mang lại giá trị môi trường với mục đích “dùng thải trị thải”, có giá trị kinh tế lớn, thích hợp áp dụng với vùng sâu, vùng nông thôn nơi nguồn nước bị nhiễm arsenic với nồng độ cao.

Hơn thế nữa, trong các nghiên cứu khoa học đều cho thấy kết cấu của xỉ thép phù hợp với tính năng hấp phụ arsenic trong nước: kháng kiềm, có tính ổn định nhiệt, độ bền cơ

học lớn, có khả năng hấp phụ mạnh, hàm lượng canxi, sắt, magie cao [1-4].

Trong bài báo này, kết quả nghiên cứu nghiên cứu về sự ảnh hưởng của các yếu tố (hàm lượng, kích cỡ, thời gian rung của xỉ thép, nồng độ arsenic ban đầu, giá trị pH, nhiệt độ duy trì phản ứng, ion cộng sinh ảnh hưởng đến khả năng xỉ thép hấp phụ và loại bỏ arsenic trong nước bởi quá trình động lực học và nhiệt động lực học được trình bày.

VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP

Vật liệu

Xỉ thép dùng trong thực nghiệm được làm vỡ, nghiền, phân biệt qua lưới sàng mắt lưới là

0,600 mm, 0,250 mm và 0,150 mm và dùng nước cất rửa sạch, sấy, lưu trữ.

Chuẩn bị dung dịch arsenic nồng độ 1 N [5-7]: lấy 0,1320 g As_2O_3 nguyên chất (phân tử khối là 197,84) cho vào cốc thủy tinh, thêm 5 mL dung dịch NaOH nồng độ 2 mol.L^{-1} , lắc đều đến khi ô-xít tan thì thêm 10 mL dung dịch sulfuric nồng độ 2 mol.L^{-1} , cho vào bình định mức 1.000 mL, thêm nước tinh khiết đến vạch định mức.

Phương pháp

Quy trình thực nghiệm: Trong quá trình thực nghiệm, bằng cách thay đổi dao động thời gian [8], tăng lượng và kích cỡ hạt xi thép Φ 0,15 mm, Φ 0,25 mm, Φ 0,60 mm [9], thay đổi giá trị pH [10], nồng độ dung dịch As (III) ban đầu [11], nhiệt độ phản ứng [12], ion cộng sinh ảnh hưởng tới hiệu quả loại bỏ As [13].

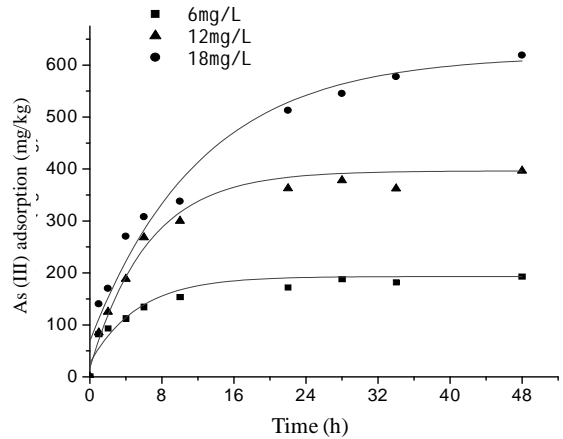
KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

Nồng độ As (III) ban đầu ảnh hưởng đến tính năng xi thép hấp phụ As (III)

Tốc độ hấp phụ và cân bằng nồng độ không chỉ tương quan đến vật liệu hấp phụ mà còn phụ thuộc vào nồng độ dung dịch As (III) ban đầu [11]. Ở điều kiện đẳng nhiệt như nhau, nồng độ dung dịch ban đầu càng thấp cân bằng hấp phụ càng dễ đạt được, nồng độ dung dịch ban đầu càng cao thì phải mất thời gian dài mới đạt cân bằng hấp phụ. Nồng độ dung dịch As (III) ban đầu 6 mg/L, thời gian cân bằng hấp phụ khoảng 12 h; nồng độ dung dịch As (III) ban đầu 12 mg/L, thời gian cân bằng hấp phụ là 16 h; nồng độ dung dịch As (III) ban đầu là 18 mg/L, thời gian cân bằng hấp phụ là 44 h. Từ đó có thể thấy, nồng độ và thời gian cân bằng hấp phụ có tính tương quan, tuy nhiên khi nồng độ tương đối nhỏ, thì thời gian cân bằng hấp phụ bị ảnh hưởng rất ít.

Từ hình 1 cho thấy, dưới tác động thời gian tương đồng, nồng độ dung dịch As (III) ban đầu càng thấp thì thời gian dừng của thủy lực càng dài.

Phương trình phản ứng bậc một với các dữ liệu thực nghiệm động lực học ở nồng độ ban đầu không giống nhau của xi hấp phụ As (III) được trình bày hình 1 và bảng 1:



Hình 1. Nồng độ As (III) ban đầu ảnh hưởng đến xi thép hấp phụ As (III)

Bảng 1. Hằng số tốc độ hấp phụ (K) của động lực học phương trình bậc một

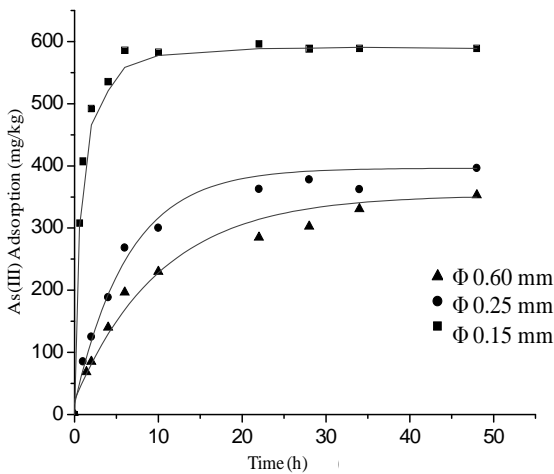
| Nồng độ ban đầu | Phương trình phản ứng bậc một $X = a(1-e^{-kt})$ | | |
|-----------------|--|-------|----------------|
| | a | K | R ² |
| 6 mg/L | 193,17 | 0,186 | 0,92991 |
| 12 mg/L | 396,333 | 0,156 | 0,98339 |
| 18 mg/L | 618,75 | 0,082 | 0,97223 |

Hình 1 cho thấy, nồng độ ban đầu của xi khác nhau thì hằng số tốc độ hấp phụ không giống nhau, nồng độ càng nhỏ thì hằng số tốc độ càng lớn, thời gian cân bằng hấp phụ càng rút ngắn. Hằng số tốc độ hấp phụ theo thứ tự: 6 mg/L > 12 mg/L > 18 mg/L, điều này khác với kết quả đặc trưng động lực học hấp phụ của xi thép với As (III) ở nồng độ bất đầu. Từ bảng 1 có thể cho thấy, khi nồng độ As (III) xuống thấp ($C_0 \leq 12 \text{ mg/L}$), tương quan thời gian cân bằng và nồng độ rất nhỏ, gần như không liên quan.

Kích thước hạt xi thép ảnh hưởng xi thép hấp phụ và loại bỏ As (III)

Trong cùng điều kiện hấp phụ đẳng nhiệt, sự khác nhau về đặc trưng động lực học hấp phụ As (III) của các hạt xi thép được trình bày ở hình 2. Qua đó thấy là tốc độ và cân bằng hấp phụ As (III) có liên quan đến kích thước hạt xi thép kích thước càng nhỏ cân bằng hấp phụ càng dễ đạt, kích thước hạt càng lớn thì thời gian đạt cân bằng hấp phụ càng dài. Hạt xi thép 0,60 mm thời gian đạt đến bão hòa hấp phụ là

24 h, hạt xi thép 0,25 mm thời gian đạt đến bão hòa hấp phụ là 20 h, hạt xi thép 0,15 mm thời gian đạt đến bão hòa hấp phụ là 10 h. Từ đó có thể thấy, hạt xi thép càng mịn thì thời gian đạt bão hòa hấp phụ càng ngắn, tốc độ hấp phụ càng lớn. Do đó tốc độ hấp phụ theo kích thước hạt xi thép như sau $\Phi 0,15 \text{ mm} > \Phi 0,25 \text{ mm} > \Phi 0,60 \text{ mm}$. Nguyên nhân là tốc độ hấp phụ chủ yếu do tốc độ khuếch tán của các lỗ hồng quyết định, hạt càng mịn tốc độ khuếch tán của các lỗ hồng càng nhanh, tổng tốc độ hấp phụ cũng nhanh [4, 6]. Tuy nhiên, kết cấu xi thép cứng, khó nghiền, đặc biệt càng khó nghiền mịn đòi hỏi chi phí cao nên ứng dụng thực tế phải lưu ý cân bằng giữa hiệu quả hấp phụ và chi phí xử lý [7].



Hình 2. Ảnh hưởng kích cỡ hạt xi thép hấp phụ và loại bỏ As (III)

Bảng 2. Hằng số hấp phụ phương trình bậc một

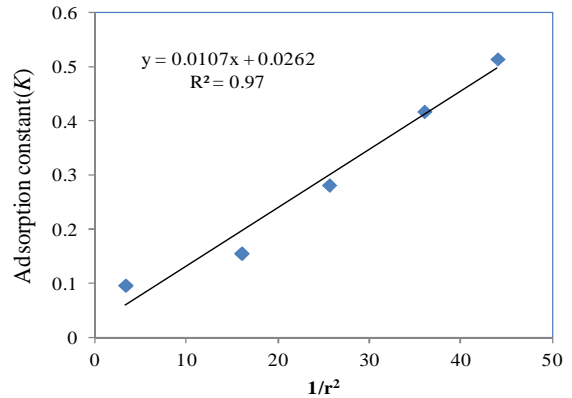
| Kích cỡ (mm) | Phương trình bậc một $X = a(1 - e^{-kt})$ | | |
|--------------|---|-------|----------------|
| | A | K | R ² |
| 0,60 | 353 | 0,097 | 0,97577 |
| 0,25 | 396,33 | 0,157 | 0,98887 |
| 0,15 | 586,25 | 0,515 | 0,98573 |

Phương trình bậc một áp dụng cho những dữ liệu thực nghiệm động lực học các hạt xi thép khác nhau hấp phụ As (III) được trình bày trong bảng 2. Kết quả cho thấy các hạt xi khác nhau có tốc độ hấp phụ khác nhau, tốc độ hấp phụ càng mạnh thời gian cân bằng hấp phụ càng ngắn. Hằng số tốc độ cân bằng theo kích

thước hạt xi thép theo thứ tự: $\Phi 0,15 \text{ mm} > \Phi 0,25 \text{ mm} > \Phi 0,60 \text{ mm}$.

Hằng số tốc độ hấp phụ của hạt xi thép 0,60 mm và 0,25 mm khác nhau không lớn, nhưng hạt xi thép 0,15 mm tốc độ hấp phụ tăng rõ rệt. Có thể nhận thấy kích thước ảnh hưởng rất lớn đến tốc độ hấp phụ, nhưng mối quan hệ không phải là tuyến tính.

Trong mô hình hình cầu, hằng số tốc độ hấp phụ và kích thước hạt xi thép hiện trong công thức: $K = (\pi/r)2D$, trong đó r là bán kính hấp phụ bề mặt, D là hệ số khuếch tán hữu hiệu, K cho trục y, $1/r^2$ trục x, lập biểu đồ (hình 3), hằng số tốc độ hấp phụ của các hạt xi thép khác nhau với kích thước phù hợp với công thức mô hình hình cầu, hệ số tương quan tuyến tính là 0,9996, hệ số khuếch tán $D = 0,001248$ [2].

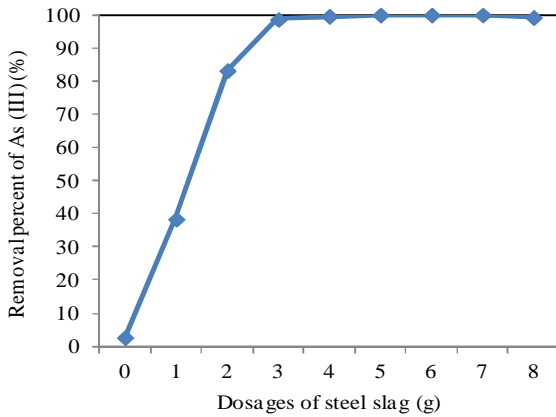


Hình 3. Hằng số vận tốc không đổi của hạt xi thép

Liều lượng hạt xi thép ảnh hưởng đến hấp phụ và loại bỏ As (III)

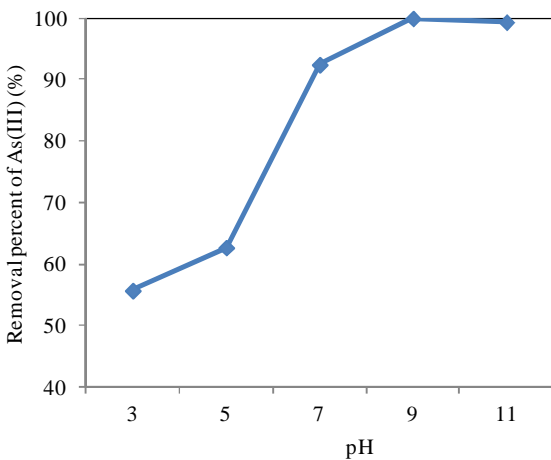
Tăng vật liệu xi thép có thể ảnh hưởng quan trọng đến sự hấp phụ chất ô nhiễm, lượng gia tăng càng cao thì hấp phụ lượng chất ô nhiễm càng lớn, hiệu quả loại bỏ càng nhiều [4]. Tuy nhiên, để lượng hấp phụ không quá nhiều, vẫn cần xác định lượng thêm tối ưu. Lượng xi thép ở các dạng khác nhau, hấp phụ và hiệu quả loại bỏ As (III) được thể hiện trong hình 4. Từ hình này cho thấy, nồng độ ban đầu là 12 mg/L trong nước thải nhiễm As (III), thêm 1 g xi thép, tỷ lệ loại bỏ As (III) là 38,5%, khi tăng liều lượng xi thép tỷ lệ loại bỏ As (III) tăng nhanh, như là tăng lượng xi thép đến 3 g thì tỷ lệ loại

bỏ As (III) là 98,7%, tại thời điểm nồng độ As (III) trong dung dịch là 0,156 mg/L, có thể thấy xỉ thép loại bỏ As (III) tương đối tốt. Tuy nhiên, khi tiếp tục tăng lượng xỉ thép thì hiệu quả loại bỏ As (III) trong dung dịch nước thải tăng không đáng kể. Do vậy đảm bảo chất lượng nước tốt trước khi loại bỏ, từ góc độ kinh tế, lựa chọn lượng chất tỷ lệ 1/100 (As/xỉ thép).



Hình 4. Liều lượng xỉ thép ảnh hưởng hấp phụ và loại bỏ As (III)

Nồng độ pH ban đầu ảnh hưởng xỉ thép hấp phụ và loại bỏ As (III)



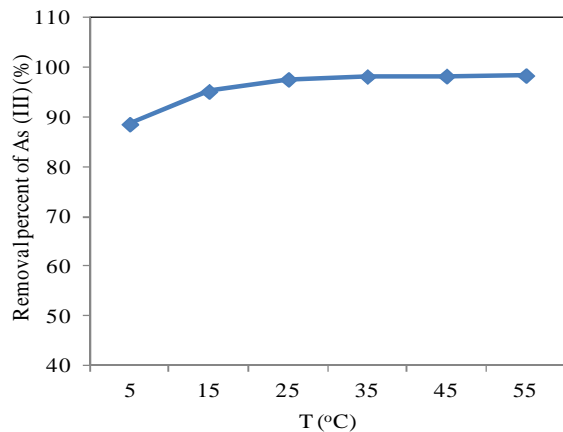
Hình 5. Nồng độ pH ban đầu ảnh hưởng xỉ thép hấp phụ và loại bỏ As (III)

Nồng độ pH ảnh hưởng đến tính năng xỉ thép hấp phụ As (III) [11]. Đặc tính hấp phụ và loại bỏ As (III) xỉ thép với ở pH khác nhau được thể hiện trong hình 5. Tại dung dịch axit

ban đầu (pH=3), tỷ lệ xỉ thép loại bỏ As (III) trong dung dịch là 55,7% ngay trong điều kiện có tính axit, điều này do trong thành phần xỉ thép có chứa lượng lớn CaO dễ dàng thủy phân, mà dung dịch CaO trong nước thủy phân thành Ca(OH)₂, do đó làm tăng tính axit. Nhưng nếu tăng giá trị pH thì trạng thái tỷ lệ loại bỏ là rõ ràng. Cụ thể giá trị pH ban đầu là 7, tỷ lệ loại bỏ As (III) đạt đến 92,4%, nhưng giá trị pH là 11, tỷ lệ loại bỏ As (III) đạt cao nhất là 99,7%. Tiếp tục tăng giá trị pH, tỷ lệ xỉ thép loại bỏ As (III) giảm nhẹ, nhưng tính năng hấp phụ và loại bỏ vẫn cao.

Nhiệt độ phản ứng ảnh hưởng xỉ thép hấp phụ và loại bỏ As (III)

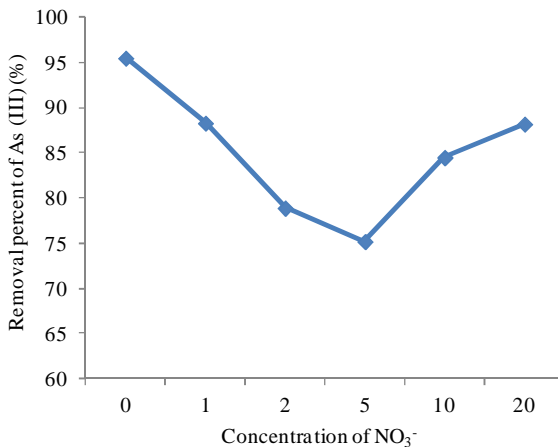
Có thể nói gia tăng lượng xỉ thép và nồng độ dung dịch pH ban đầu là tương đối rõ nhưng ảnh hưởng của nhiệt độ đến tính năng xỉ thép hấp phụ As (III) lại không rõ ràng như trong hình 6. Xét về tổng thể, với sự gia tăng của nhiệt độ phản ứng thì mức độ hấp phụ và tính năng loại bỏ As (III) cũng tăng [12], ở nhiệt độ thấp (5⁰C và 15⁰C), tính năng hấp phụ và loại bỏ của xỉ thép tăng cao, và tăng rõ ràng, nhưng ở nhiệt độ cao (45⁰C và 55⁰C) tính năng xỉ thép hấp phụ và loại bỏ As (III) tăng rất chậm, gần như không đáng kể. Do đó, ở nhiệt độ thường, xỉ thép vẫn đáp ứng được yêu cầu xử lý và loại bỏ As (III) trong nước thải hiệu quả.



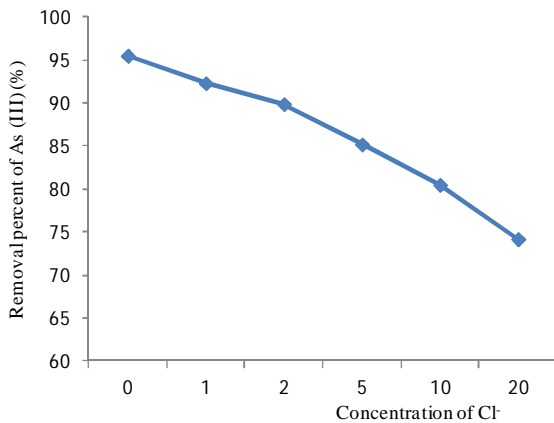
Hình 6. Nhiệt độ ảnh hưởng xỉ thép hấp phụ và loại bỏ As (III)

Ion cộng sinh ảnh hưởng xỉ thép hấp phụ và loại bỏ As (III)

Các ion khác nhau (NO_3^- , Cl^- , F^- , SO_4^{2-} và PO_4^{3-}) ảnh hưởng tới tính năng xi thếp hấp phụ As (III) trong dung dịch [13] được thể hiện trong hình 7. Từ hình 7 cho thấy, nồng độ ion NO_3^- khác nhau thì xu hướng ảnh hưởng đến tính năng của xi thếp hấp phụ As (III) khác nhau, với nồng độ ion tăng thì xu hướng xi thếp loại bỏ As (III) giảm, nhưng ion NO_3^- vượt quá 5 mg/L, xi thếp loại bỏ tăng trở lại, nhưng vẫn thấp hơn đáng kể so với giai đoạn đầu. Xu hướng biến hóa này không thể giải thích một cách hợp lý mà cần nghiên cứu thêm cơ chế.



Hình 7. Ion NO_3^- cộng sinh ảnh hưởng xi thếp hấp phụ và loại bỏ As (III)

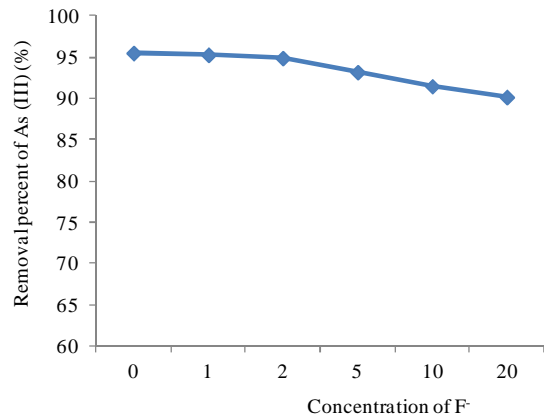


Hình 8. Ion Cl^- cộng sinh ảnh hưởng xi thếp hấp phụ và loại bỏ As (III)

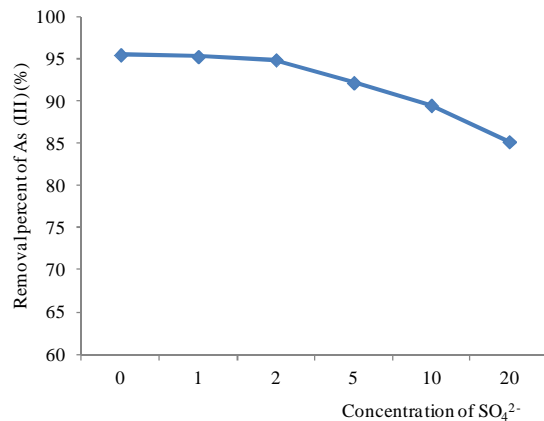
Khác với các ion NO_3^- , với sự gia tăng nồng độ ion Cl^- thì khả năng xi thếp loại bỏ As (III) trong dung dịch theo xu hướng giảm, nồng

độ ion Cl^- thêm vào càng cao thì tốc độ xi thếp loại bỏ As (III) càng giảm, thêm ion Cl^- tới nồng độ 20 mg/L thì tỷ lệ xi thếp loại bỏ As (III) giảm xuống tới 22,3% (hình 8).

Nghiên cứu ảnh hưởng của ion F^- tới xi thếp hấp phụ As (III) có ý nghĩa khoa học và thực tiễn rất quan trọng. Trong các dung dịch khi thêm ion F^- ở các nồng độ khác nhau thì tỷ lệ xi thếp loại bỏ As (III) cũng khác nhau (hình 9): ở nồng độ thấp (1 mg/L) thì tỷ lệ xi thếp loại bỏ As (III) giảm rất ít, nhưng khi ở nồng độ > 2 mg/L thì tỷ lệ xi thếp loại bỏ As (III) giảm rõ rệt. Như vậy, khi thêm ion Cl^- thì ít ảnh hưởng hơn so với thêm ion F^- , ngay cả ở liều tối đa 20 mg/L thì tỷ lệ loại bỏ so với các ion can thiệp giảm xuống là 5,8%, xi thếp hấp phụ As (III) khi lượng ion F^- tăng thì tăng khả năng can thiệp.



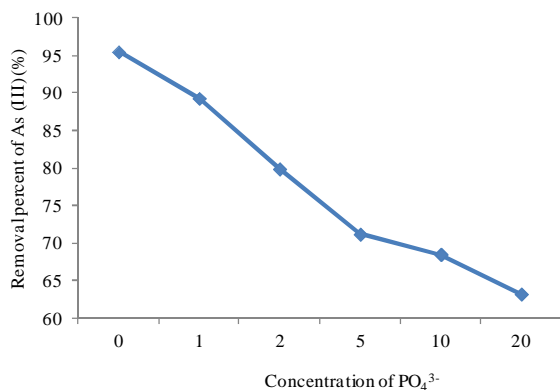
Hình 9. Ion F^- cộng sinh ảnh hưởng xi thếp hấp phụ và loại bỏ As (III)



Hình 10. Ion SO_4^{2-} cộng sinh ảnh hưởng xi thếp hấp phụ và loại bỏ As (III)

Ion SO_3^{2-} cũng có nhiều trong nước ngầm nhiễm arsen. Ảnh hưởng của nồng độ ion SO_3^{2-} tới khả năng xi thép hấp phụ As (III) được thể hiện trong hình 10. Từ đó có thể thấy, tại nồng độ thấp, ion SO_3^{2-} có ảnh hưởng tới xi thép hấp phụ As (III) trong dung dịch nhưng ít thay đổi, khi ion SO_3^{2-} vượt quá 5 mg/L thì tỉ lệ xi thép hấp phụ As (III) trong dung dịch mới giảm, tại nồng độ ion SO_3^{2-} 20 mg/L, hệ thống phản ứng xi thép có thể duy trì tỷ lệ loại bỏ 85%, với ion SO_3^{2-} có tác dụng can thiệp nhất định.

Với ion PO_4^{3-} , tính năng ảnh hưởng xi thép hấp phụ As (III) trong dung dịch cũng như 3 loại ion cộng sinh (Cl^- , F^- , SO_4^{2-}), khi tăng ion PO_4^{3-} thì tính năng xi thép hấp phụ As (III) trong dung dịch tăng, từ đó dẫn đến xi thép hấp phụ As (III) trong dung dịch không ngừng giảm (hình 11). Nhưng với ion Cl^- , F^- , SO_4^{2-} không như vậy, thêm ion PO_4^{3-} xi thép loại bỏ As (III) suy giảm lớn hơn, thậm chí ở nồng độ thấp (< 5 mg/L), tỷ lệ loại bỏ cũng giảm tới 25,2%, tuy nhiên sau tăng tới mức độ nào đó, nhưng vẫn có xu hướng giảm, cuối cân bằng phản ứng, xi thép loại bỏ As (III) trong dung dịch là 63,1%, như không thêm ion PO_4^{3-} hiệu quả xử lý giảm xuống 33,6%.



Hình 11. Ion PO_4^{3-} cộng sinh ảnh hưởng xi thép hấp phụ và loại bỏ As (III)

Như vậy có thể thấy, nước ngầm bị nhiễm As cao trong đó sự cộng sinh với các ion NO_3^- , Cl^- , F^- , SO_4^{2-} và PO_4^{3-} sẽ có ảnh hưởng bất lợi tính năng xi thép hấp phụ As (III), từ đó suy giảm hiệu quả xi thép loại bỏ As (III). Theo so sánh, ion PO_4^{3-} cộng sinh có tính năng can thiệp xi thép hấp phụ As (III) lớn nhất do phốt pho và arsen là nhóm đồng phân, P (V) và As (III)

đều là anion tứ diện, có cấu trúc hóa học và tính chất tương tự, vì vậy, sự cạnh tranh trên các điểm hấp phụ trên vật liệu hấp phụ xi thép hơn các ion cùng tồn tại khác tiếp theo là ion Cl^- . Trong nước ngầm hàm lượng As (III) cao, các ion F^- và ion SO_4^{2-} cộng sinh cao ảnh hưởng tới tính năng xi thép loại bỏ As (III) trong dung dịch không đáng kể. Trong nghiên cứu cơ bản hai ion cộng sinh này cho thấy năng lực ảnh hưởng tính năng vật liệu hấp phụ xi thép tương đối mạnh, phù hợp với xử lý và thanh lọc nước ngầm bị nhiễm As ở độ sâu. Thực tế cho thấy nước ngầm nhiễm As không chỉ có một loại ion cộng sinh trong khi thực nghiệm cơ bản chỉ chọn một số ion nhất định, do vậy có thể không phản ánh đầy đủ sự ảnh hưởng tính năng xi thép hấp phụ As (III). Vì vậy, trong tương lai từng bước tiến hành nghiên cứu các ion cộng sinh và điều kiện cộng sinh tồn tại xung quanh ion.

KẾT LUẬN

Hiệu quả xi thép hấp phụ và loại bỏ As (III) là $3,58 \cdot 10^4$ mg/kg và dùng xi thép làm vật liệu hấp phụ có hiệu quả hơn hẳn các vật liệu khác như sỏi đá, zeolite, đá phiến sét. Hằng số tốc độ hấp phụ theo thứ tự: 6 mg/L > 12 mg/L > 18 mg/L về nồng độ ban đầu của dung dịch arsen, khi nồng độ As (III) xuống thấp ($C_0 \leq 12$ mg/L), tương quan thời gian cân bằng và nồng độ rất nhỏ, gần như không liên quan. Hạt xi thép càng nhỏ thì càng dễ hấp phụ và loại bỏ As (III), tốc độ đạt trạng thái cân bằng theo kích cỡ hạt: $\Phi 0,15$ mm > $\Phi 0,25$ mm > $\Phi 0,60$ mm. Lượng xi thép càng nhiều thì tỷ lệ hấp phụ và loại bỏ arsen càng cao, và xi thép ở các dạng khác nhau thì hiệu suất hấp phụ và loại bỏ arsenic khác nhau. Nồng độ pH là 11 thì tỷ lệ loại bỏ As là cao nhất là 99,7%. Nhiệt độ ảnh hưởng không rõ ràng đến xi thép hấp phụ và loại bỏ As. Ngoài ra, các ion cộng sinh trong môi trường ô nhiễm As (III) có ảnh hưởng tiêu cực đến tỷ lệ xi thép hấp phụ và loại bỏ As (III).

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Zhao Haiyin, Yu Qiujuan, Wei Jiangxiong, et al., 2010. Thành phần, hình thái hoạt động và ảnh hưởng hoạt tính của xi thép. Đại học công nghệ Vũ Hán, (15): 22-26 (tiếng Trung).
2. Zhang Yushu, Lei Yunbo, Li Junguo, 2011. Phân tích thành phần và cấu trúc vi mô của

- xỉ. Phân tích luyện kim, **31**(9): 11-17. (tiếng Trung)
3. Deng Tenghaobo, Gu Haihong, Chou Rongliang, 2011. Sử dụng xỉ thép xử lý ô nhiễm kim loại nặng và cải thiện hiệu quả hấp phụ kim loại nặng trong đất. Báo cáo khoa học nông nghiệp, **30**(3): 455-460 (tiếng Trung).
 4. Shu Mingwu, 2007. Đặc tính của xỉ thép và áp dụng công nghệ tổng hợp. Nghiên cứu và chế tạo luyện kim màu, **28**(5): 31-34. (tiếng Trung)
 5. Jiang Yanhong, Liu Mimi, Qiu Mingda, nnk, 2012. Nghiên cứu so sánh hấp phụ Cr (VI) của bột biền, quặng, xỉ thép trong xử lý nước thải. Công trình môi trường và an toàn, **19**(1): 35-37. (tiếng Trung)
 6. Li Xueming, Li Guiju, Lei Gangxing, nnk, 2009. Nghiên cứu sử dụng xỉ thép hấp phụ phốt pho. Công nghiệp hóa học và kĩ thuật, **26**(6): 479-481. (tiếng Trung)
 7. Liang Haina, Liu Hailing, Zhu Yinian, nnk, 2006. Hợp chất ôxít nhôm, sắt loại bỏ As (V) trong nước. Báo cáo khoa học môi trường, **23**(3): 438-446. (tiếng Trung)
 8. Yin, Y., Allen, H. E., Huang, C. P., and Sanders, P. F., 1997. Adsorption/Desorption Isotherms of Hg (II) by Soil. Soil Science, **162**(1): 35-45.
 9. Wu Jjianghong, 2010. Nghiên cứu hình thái, thành phần, kết cấu và hoạt tính hóa lí của xỉ thép. Ngành sắt Trung Quốc, **5**(10): 38-41. (tiếng Trung)
 10. Stein, E. D., Cohen, Y., and Winer, A. M., 1996. Environmental distribution and transformation of mercury compounds. Critical reviews in Environmental Science and technology, **26**(1): 1-43.
 11. Wang, G., Wang, Y., and Gao, Z., 2010. Use of steel slag as a granular material: volume expansion prediction and usability criteria. Journal of Hazardous Materials, **184**(1): 555-560.
 12. Tsakiridis, P. E., Papadimitriou, G. D., Tsvivilis, S., & Koroneos, C., 2008. Utilization of steel slag for Portland cement clinker production. Journal of Hazardous Materials, **152**(2): 805-811.
 13. Ding Aizhong, Fu Yunfei, Liu Peisheng, nnk, 2011. Nghiên cứu vật liệu zeolite hấp phụ arsen trong nước. Báo khoa học trực tuyến, **6**(9): 700-706.

RESEARCH ON SURVEY AND ASSESSMENT OF THE CONDITIONS AFFECTING ARSENIC ADSORPTION AND REMOVAL BY STEEL SLAG IN WATER

Tran Thi Thu Trang^{1,2(*)}, Yang ChangMing¹, Shen Shuo¹, Le Minh Hiep²

¹College of Environmental Science and Engineering-Tongji University, China

²Institute of Marine Environment and Resources-VAST

ABSTRACT: This paper presents the results of this research which utilizes solid waste resources in the environment, namely steel slag, to adsorb and remove arsenic in water. The study conducted empirical processes based on the processes in the experimental conditions affecting arsenic adsorption and removal by steel slag in contaminated water: concentration, steel slag size, steel slag weight, pollution concentration, temperature, symbiotic ions. The research results show: The lower initial solution concentration is, the more easily adsorption equilibrium can achieve, the higher initial concentration is, the longer it takes to reach adsorption equilibrium; the smaller steel slag particle is, the more easily adsorption equilibrium can reach; the larger particle size, the

longer the time to reach adsorption equilibrium; the more increasing the number of steel slag particles, the greater the pollutant adsorption, the higher the removal efficiency; initial pH concentration affects As adsorption of steel slag (III); influence of temperature on As adsorption of steel slag (III) is not clear; different ions (NO_3^- , Cl^- , F^- , SO_4^{2-} and PO_4^{3-}) intervene in As adsorption of steel slag (III) in solution. Thus, the choice of steel slag as the material to adsorb and remove arsenic in water is the optimal method, bringing economic efficiency, environmental protection and practical application.

Keywords: *Steel slag, adsorption, arsenic, solid waste.*