

ĐÁNH GIÁ KHẢ NĂNG XỬ LÝ COD CỦA NƯỚC RỈ RÁC BẰNG QUÁ TRÌNH FENTON KẾT HỢP AXIT OXALIC

Phạm Vũ Tân⁽¹⁾, Nguyễn Thị Khánh Tuyền⁽¹⁾

⁽¹⁾Trường Đại học Thủ Dầu Một

Ngày nhận bài 20/4/2017; Ngày gửi phản biện 10/5/2017; Chấp nhận đăng 30/6/2017

Email: tuyennntk12012002@gmail.com

Tóm tắt

Nước rỉ rác từ các bãi chôn lấp là nước thải có độc tính cấp tính và độ bền cao. Nếu không xử lý độc tố có thể thấm vào nước ngầm hoặc hoà trộn với nước mặt làm ô nhiễm đất, nước ngầm và nước mặt và gây ra các mùi hôi thối. Các quá trình oxi hoá nâng cao (AOPs) là một trong những phương pháp hiệu quả để xử lý các hợp chất hữu cơ khó phân hủy và các tác nhân Fenton thể hiện khả năng xử lý nước rỉ rác rất cao. Nghiên cứu được thực hiện trên hai mô hình gián đoạn và liên tục, mô hình gián đoạn nhằm xác định các điều kiện tối ưu, vận hành mô hình liên tục với các điều kiện đã xác định nhằm đánh giá hiệu quả thực tế. Thí nghiệm gián đoạn cho hiệu suất cao nhất là 80% với pH ban đầu là 4, nồng độ H_2O_2 tối ưu là 180 mg/l, nồng độ Fe^{3+} là 20 mg/l, nồng độ $H_2C_2O_4$ là 60 mg/l. Ở mô hình liên tục, hiệu suất xử lý COD cao đạt $86.3 \pm 1.3\%$ và nồng độ COD đầu ra là 34 ± 3.2 mg/l (< 50 mg/l) đạt QCVN 25: 2009/BTNMT. Có thể kết luận rằng việc sử dụng các tác nhân quang Fenton và axit oxalic cho hiệu quả xử lý COD cao hơn với các công nghệ khác để xử lý nước rỉ rác khác.

Từ khóa: oxy hoá nâng cao, quang Fenton, nước rỉ rác, axit oxalic

Abstract

ASSESSMENT OF COD IN LEACHATE TREATMENT BY FENTON PROCESS COMBINED WITH ACID OXALIC

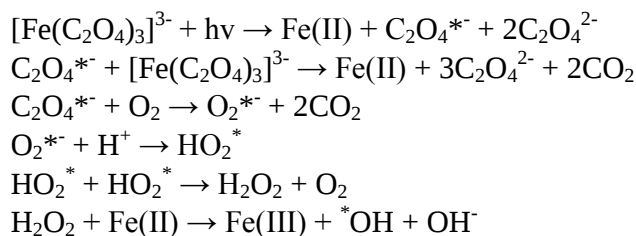
Leachate from landfills is an acute and persistent wastewater that can be absorbed into groundwater or mixed with surface water, which can contaminate soil, groundwater and surface water and causing stench. Advanced oxidation processes (AOPs) have been considered as the most aggressive methods in the various process for treating persistent organic compounds. The Fenton reagent has evolved as one promising AOPs for the treatment of leachates persistent contaminations. Researching was conducted in both batch and continuous models; the batch model was applied to determine the optimal conditions of this process, the continuous model was operated to assess the actual efficiency. The highest efficiency in batch model was 80% with initial pH of 4, optimal H_2O_2 concentration of 180 mg/l, Fe^{3+} concentration of 20 mg/l, $H_2C_2O_4$ concentration of 60 mg/l. In the continuous model, the COD removal efficiency was $86.3 \pm 1.3\%$ and the output COD concentration was 34 ± 3.2 mg/l (< 50 mg/l) which meets the requirement of QCVN 25: 2009/BTNMT. It could be concluded that the combination of photo-Fenton and acid oxalic reagents increased the COD removal efficiency higher than other leachate treatment technologies.

1. Giới thiệu

Chôn lấp hợp vệ sinh là một lựa chọn hữu hiệu và đặc biệt được áp dụng rất phổ biến ở quốc gia đang phát triển trên thế giới trong việc xử lý chất thải rắn sinh hoạt và nước rò rỉ tạo ra từ các bãi chôn lấp là nước thải có độ bền cao biểu hiện độc tính cấp tính và lâu dài. Nước rỉ rác nếu không được xử lý sẽ thấm vào nước ngầm hoặc hòa trộn với nước mặt và góp phần làm ô nhiễm đất, nước mặt và nước ngầm. Ngoài ra, nước rỉ rác gây ra mùi hôi và huyền phù trong không khí, mặc dù những ảnh hưởng này có xu hướng tạm thời và cục bộ. (Yang Deng, 2006). Thành phần của nước rỉ rác tại các bãi chôn lấp chất thải rắn tại các đô thị ảnh hưởng bởi thời gian và địa điểm cụ thể. Các hợp chất hữu cơ khó phân hủy sinh học, amoniac và kim loại nặng trong nước rỉ rác là ba vấn đề chính liên quan đến việc xử lý và thải bỏ. Hàm lượng chất hữu cơ trong nước rỉ rác thường được mô tả bằng nhu cầu oxy hóa học (COD), nhu cầu oxy sinh học (BOD_5) hoặc tổng cacbon hữu cơ (TOC). Nói chung, COD cao dao động từ 3000 – 60.000, tỷ lệ BOD_5/COD cao (>0.6), một phần lớn các chất hữu cơ phân tử thấp đặc trưng cho nước rỉ rác “trẻ” (1 – 2 năm tuổi). Ngược lại, COD vừa phải (100 – 500 mg/l), tỷ lệ BOD_5/COD thấp (0.3) và một phần lớn các chất hữu cơ cao phân tử đặc trưng cho nước rỉ rác từ các bãi chôn lấp lâu năm (>10 năm tuổi). (N. Calace, 2001) (Tchobanoglous, 2002). Amoniac có nồng độ lên đến 2000 mg/l có thể tồn tại trong nước rỉ rác với thời gian dài và có thể gây độc cho quá trình sinh học để xử lý nước rỉ rác. Do đó, amoniac được coi là thành phần quan trọng nhất trong nước rỉ rác trong thời gian dài (Peter Kjeldsen, 2002).

Các nghiên cứu trong phòng thí nghiệm về quá trình xử lý sinh học và hóa học đã được báo cáo từ những năm 1970. Các quá trình sinh học có thể có hiệu quả đối với nước rỉ rác trẻ tuổi với tỷ lệ BOD_5/COD cao (Yang Deng, 2007). Tuy nhiên các quá trình này có thể không hiệu quả với nước rỉ rác có tỷ lệ BOD_5/COD thấp hoặc có nồng độ cao các thành phần độc hại. Đặc biệt, quá trình oxy hóa nâng cao (AOPs) được biết đến là một kỹ thuật mạnh mẽ trong có khả năng phân hủy rất nhiều hợp chất khó phân hủy từ nước rỉ rác bền vững và là lựa chọn tuyệt vời để xử lý nước thải có độ bền cao. Hơn nữa, quá trình oxy hóa nâng cao (AOPs) đã được chứng minh rằng có thể đạt hiệu quả cao để loại bỏ các chất hữu cơ khỏi nước rỉ rác so với các công nghệ hóa lý khác (keo tụ, hấp thụ than hoạt tính, màng lọc, và các quá trình tách khác) (Englehardt, 2006). Đặc biệt, khi có sự kết hợp của tia bức xạ UV với các tác nhân phản ứng của Fenton kết hợp với axit oxalic là phương pháp tạo ra gốc hydroxyl và phức ferrioxalat góp phần làm tăng hiệu quả xử lý. Trong số các AOPs, phản ứng đồng nhất Fenton (hệ $Fe(II)/H_2O_2$) là một trong những quá trình quang trọng để tạo ra các gốc tự do hydroxyl $\cdot OH$. Bên cạnh đó người ta cũng biết rằng phản ứng của Fenton khi kết hợp với tia bức xạ UV (photo – Fenton) thì hiệu quả xử lý được tăng cao do sự tái tạo liên tục của Fe^{2+} qua quá trình khử của Fe^{3+} và tạo thêm các gốc $\cdot OH$ mới với H_2O_2 . Tuy nhiên việc sản sinh ra các photon với nguồn ánh sáng cực tím đòi hỏi một nhu cầu năng lượng điện lớn. Thay thế cho đèn UV, công nghệ năng lượng mặt trời có thể được sử dụng để làm giảm chi phí quá trình xử lý. Do đó, sự xử lý quang hóa các chất gây ô nhiễm bằng ánh sáng mặt trời đã được sử dụng thành công là một quá trình có khả thi về mặt kinh tế vì năng lượng mặt trời là nguồn năng lượng tự nhiên dồi dào và có thể được sử dụng thay vì các nguồn ánh sáng nhân tạo gây tốn kém và nguy hiểm. Tuy nhiên, H_2O_2 có hệ số tiêu hủy thấp và nó chỉ sử dụng các photon bức xạ mặt trời từ 350 – 400 nm, khoảng 3% bức xạ mặt trời (J.M. Monteagudo, 2008). Ferrioxalat là một phức chất cảm quang có thể mở rộng việc sử dụng dải quang phổ mặt trời lên tới 450 nm (18% bức xạ mặt

trời) làm tăng hiệu quả oxy hóa của quá trình quang Fenton. Bên cạnh đó, hợp chất ferrioxalat cung cấp thêm các nguồn oxy hóa H_2O_2 và chất xúc tác Fe^{2+} cho phản ứng Fenton để sinh ra nhiều gốc OH hơn theo các phản ứng sau: (Carina A. Emilio, 2002)



Trong những năm gần đây, ferrioxalat đã được sử dụng rộng rãi trong phản ứng phản ứng Fenton liên quan đến các hợp chất sắt nhưng có rất ít thông tin về ferrioxalat của hệ quang Fenton bằng những cách trình bày mới với ion sắt.

2. Vật liệu và phương pháp

2.1. Vật liệu: Nước rỉ rác: được lấy sau khi xử lý tại bể hóa lý từ nhà máy xử lý nước rỉ rác tại khu liên hợp xử lý chất thải rắn Nam Bình Dương. Hóa chất sử dụng: axit sunfuric H_2SO_4 (98%), Natri hydroxit NaOH, axit oxalic $\text{C}_2\text{H}_2\text{O}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (99.5%), Sắt(III) clorua $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (99%), Hydro peroxid H_2O_2 (30%) tất cả đều xuất xứ từ Trung Quốc.

2.2. Phương pháp phân tích

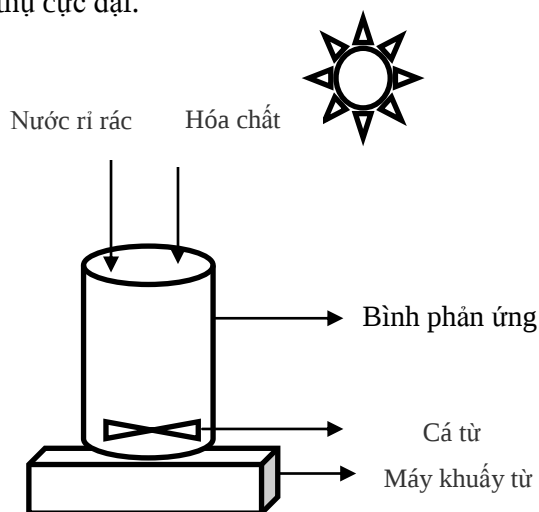
Phương pháp xác định COD: Nhu cầu oxy hóa học (COD) xác định theo phương pháp trắc quang hồi lưu kín bằng thuốc thử dicromat. Lượng dư H_2O_2 trong mẫu có thể ảnh hưởng đến việc xác định COD theo phản ứng: $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-} + 3\text{H}_2\text{O}_2 + 8\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Cr}^{3+} + 3\text{O}_2 + 7\text{H}_2\text{O}$

Để loại ảnh hưởng của H_2O_2 dư, mẫu sau quá trình xử lý phản ứng với NaOH 1N đến pH 10 - 11 và đun kín ở 60 – 70 °C, thời gian 10 phút để loại bỏ hết H_2O_2 rồi tiến hành phân tích COD. (I. Talinli, 1992). Sau đó xác định nhu cầu oxy hóa học (COD) bằng phương pháp đun hồi lưu trắc quang. Hỗn hợp sau khi đun đem đo mật độ quang để xác định lượng dư kali dicromat ở bước sóng 420 nm bằng máy quang phổ hấp thụ phân tử (V-630, Jasco).

Phương pháp xác định độ hấp thụ màu: Quét phổ nước rỉ rác bằng máy quang phổ hấp thụ phân tử (V-630, Jasco), tìm điểm có độ hấp thụ đạt cực đại, sau đó đo độ hấp thụ của nước rỉ rác có bước sóng tại điểm quét phổ có độ hấp thụ cực đại.

2.3. Bố trí thí nghiệm

Thí nghiệm gián đoạn: Bình phản ứng được làm bằng thủy tinh chịu nhiệt Bomex thể tích 1000 ml. Đong chính xác 600 ml nước rỉ rác và sử dụng dung dịch H_2SO_4 3N và NaOH 1N để điều chỉnh pH của nước rỉ rác đến giá trị khảo sát rồi cho vào bình phản ứng.

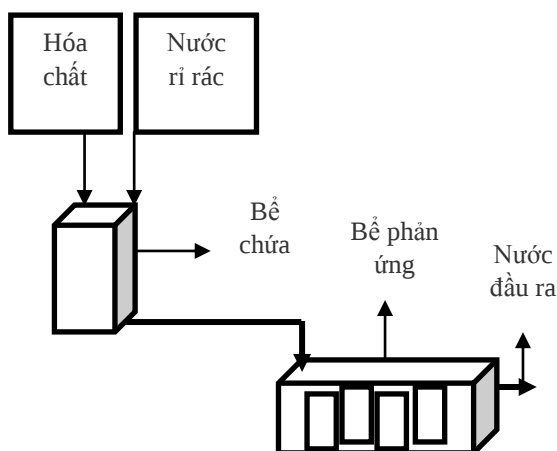


Hình 1. Mô hình thí nghiệm dạng gián đoạn.

Thêm các tác nhân cần thiết (dung dịch H_2O_2 30% và dung dịch FeCl_3 , dung dịch axit oxalic) vào bình phản ứng.

Khuấy trên máy khuấy từ với tốc độ cố định 100 vòng/phút.

Thời gian một đợt phản ứng kéo dài 90 phút với tần suất lấy mẫu là 10 phút/lần. Bình phản ứng được đặt trực tiếp dưới ánh sáng mặt trời. Các thí nghiệm được thực hiện lúc 11 giờ trưa. Dựa vào các thí nghiệm dạng mẻ, thí nghiệm dòng liên tục được thiết kế có bể phản ứng có cách vách ngăn làm cho nước chảy theo hình zic zac.



Hình 2. Mô hình thí nghiệm dạng liên tục

Nước rỉ rác được điều chỉnh pH thích hợp cho vào bể chứa, tiếp theo cho nước thải và hóa chất có thể tích 7 lít vào bể chứa, bể phản ứng chứa 3 lít nước thải, thời gian lưu 90 phút. Nước rỉ rác từ bể chứa đến bể phản ứng được điều chỉnh lưu lượng dòng chảy là $3.33 \times 10^{-5} \text{ m}^3/\text{phút}$.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Kết quả khảo sát ở thí nghiệm gián đoạn

Thời gian phản ứng

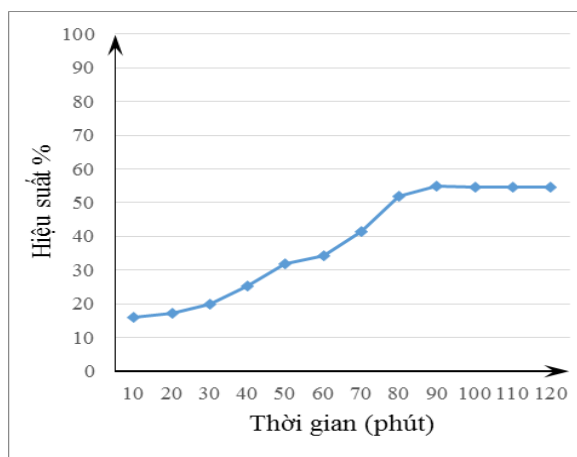
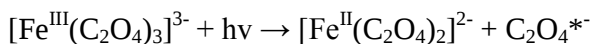
Với giá trị pH = 4. Nồng độ Fe^{3+} cố định là: 12.5 mg/l, nồng độ H_2O_2 là: 60 mg/l. Axit oxalic: 50 mg/l; tốc độ khuấy là 100 vòng/phút; nồng độ COD ban đầu là $273.1 \pm 2.9 \text{ mg/l}$. Kết quả được thể hiện ở hình 3. Kết quả cho thấy tốc độ phản ứng trong 30 phút đầu là rất thấp khoảng 20%, sau 90 phút hiệu suất tối ưu đạt 55% và gần như không thay đổi trong 120 phút. Vậy thời gian tối ưu cho thí nghiệm này là 90 phút.

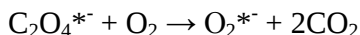
Hình 3. Hiệu suất xử lý COD theo thời gian

Nồng độ axit oxalic

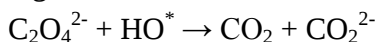
Với giá trị pH = 4. Nồng độ Fe^{3+} cố định là: 12.5 mg/l, nồng độ H_2O_2 là: 60 mg/l. Tốc độ khuấy là 100 vòng/phút. Nồng độ COD là $238.7 \pm 11.2 \text{ mg/l}$. Kết quả thể hiện ở hình 4. Dựa vào biểu đồ cho thấy với nồng độ axit oxalic là 60 mg/l thì hiệu suất xử lý COD là cao nhất khoảng 65%. Với nồng độ axit oxalic là 70 mg/l thì hiệu suất thấp nhất khoảng 42%.

Cơ chế phản ứng theo các phương trình sau:





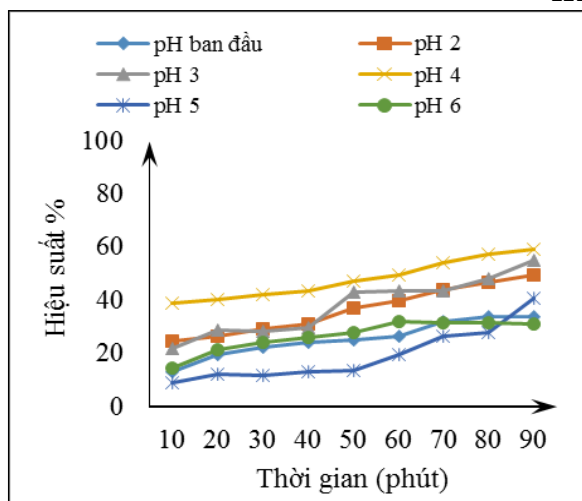
Khi nồng độ axit oxalic $(\text{COOH})_2$ cao thì sau khi phản ứng hết với Fe^{3+} để tạo phức ferrioxalat $[\text{Fe}^{\text{III}}(\text{C}_2\text{O}_4)_3]^{3-}$, phần dư sẽ phản ứng H_2O_2 với theo cơ chế:



Khi nồng độ $(\text{COOH})_2$ quá cao thì hiệu suất xử lý COD giảm và nồng độ tối ưu của thí nghiệm này là 60 mg/l.

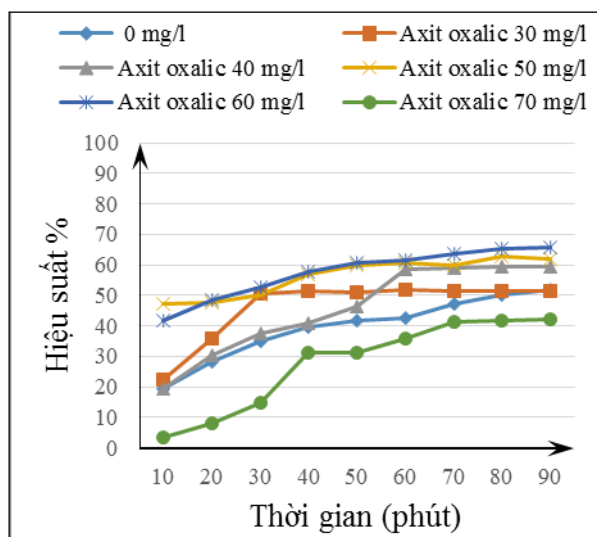
Điều kiện pH

Nồng độ Fe^{3+} cố định là: 12.5 mg/l, nồng độ H_2O_2 là: 60 mg/l. Axit oxalic: 60 mg/l. Tốc độ khuấy là 100 vòng/phút. Nồng độ COD đầu vào là 342 ± 16 mg/l.



Nồng độ H_2O_2

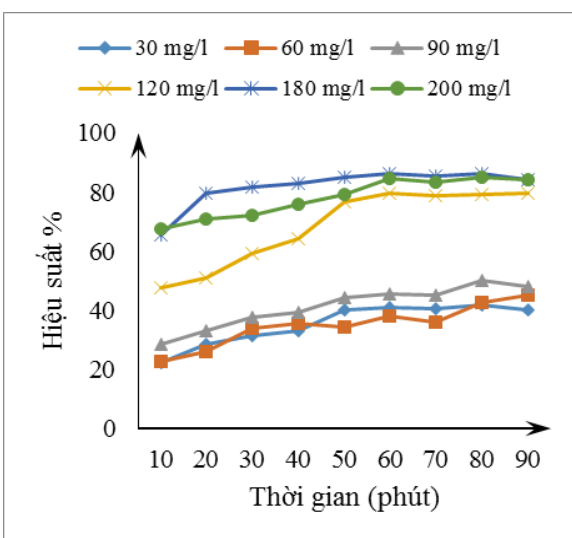
Với giá trị pH = 4. Nồng độ Fe^{3+} cố định là: 12.5 mg/l, axit oxalic: 60 mg/l; tốc độ khuấy là 100 vòng/phút, nồng độ COD đầu vào là 221.7 ± 10.1 mg/l (kết quả ở hình 6). Hiệu suất cao nhất đạt khoảng 86% là H_2O_2 với nồng độ 180 mg/l và 200 mg/l với hiệu suất 85% với thời gian tối ưu là 60 phút với H_2O_2 càng cao thì hiệu suất trong 10 phút đầu rất cao nhưng hiệu suất không tăng với nồng độ 200 mg/l. Điều này cho thấy khi đạt tới 86% thì H_2O_2 không thể xử lý được nữa vì COD còn lại trong nước rỉ rác bền vững.



Hình 4. Hiệu suất xử lý COD theo nồng độ $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$

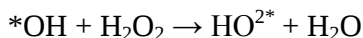
Với pH = 4 hiệu suất xử lý COD cao nhất đạt 59% và pH = 3 hiệu suất đạt 54%. Kết quả này phù hợp với các nghiên cứu đã báo cáo rằng khi pH nằm trong khoảng 3 – 4 thì $\text{Fe}(\text{III})$ chủ yếu tồn tại ở dạng $[\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)_2]^-$ và $[\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)_3]^{3-}$ có tính quang hoạt cao (A. Durán, 2008). Tuy nhiên khi giá trị pH tăng lên khoảng 4 – 5 thì $\text{Fe}(\text{III})$ – oxalat tồn tại ở dạng $\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)^+$ and $[\text{Fe}(\text{III})(\text{C}_2\text{O}_4)]^+$ với độ quang hoạt thấp dẫn đến hiệu suất xử lý COD thấp.

Hình 5. Hiệu suất xử lý COD theo pH.



Hình 6. Hiệu suất xử lý COD theo nồng độ H_2O_2

Theo một số nghiên cứu đã báo cáo rằng có sự tồn tại của liều lượng H_2O_2 tối ưu nhưng không có tỷ lệ $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe(III)}$ cho kết quả tốt nhất. Tỷ lệ tối ưu hóa chất trong các quá trình Fenton được đề xuất trong các tài liệu là tỷ lệ H_2O_2 và chất xúc tác nằm trong khoảng từ 10:1 đến 40:1. Sự dư thừa nồng độ H_2O_2 có thể làm giảm hiệu quả xử lý theo phương trình:

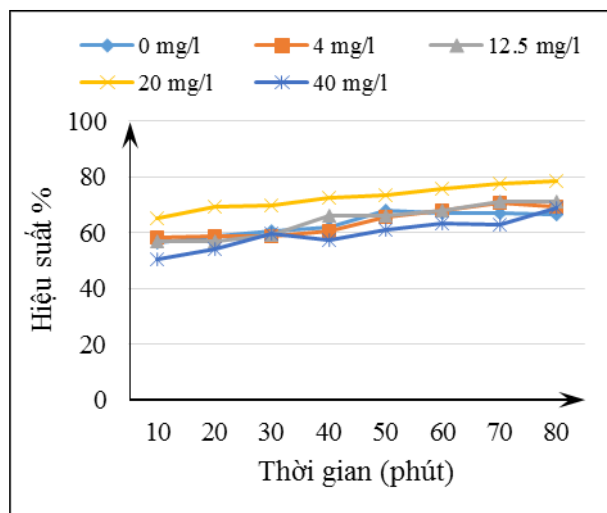


Gốc hydroxyl ($^*\text{OH}$) có khả năng làm giảm chất hữu cơ, khi nồng độ H_2O_2 dư sẽ phản ứng với $^*\text{OH}$ làm giảm khả năng xử lý các hợp chất hữu cơ. (Miguel Rodriguez, 2002). Vậy nồng độ H_2O_2 tối ưu cho thí nghiệm này là 180 mg/l với tỷ lệ Fe^{3+} là 14.4:1.

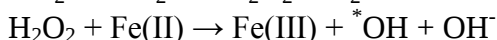
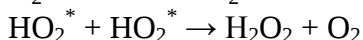
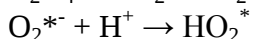
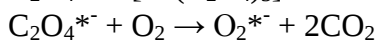
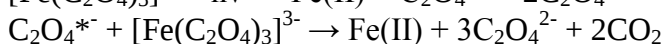
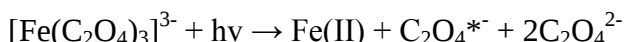
Nồng độ nồng độ ion Fe^{3+}

Với giá trị pH = 4. Nồng độ H_2O_2 là: 180 mg/l. Axit oxalic: 60 mg/l. Tốc độ khuấy là 100 vòng/phút. Nồng độ COD đầu vào là 254 ± 6.2 mg/l. Kết quả ở hình 7

Dựa vào kết quả cho thấy hiệu suất xử lý COD cao nhất đạt 78% ứng với nồng độ Fe^{3+} là 20 mg/l. Hiệu quả xử lý COD tăng dần từ 0 lên đến 20 mg/l và giảm tại nồng độ 40 mg/l. Hợp chất tạo bởi Fe^{3+} và axit oxalic bao gồm: $\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)^+$, $\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)^{2-}$ và $\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)_3^{3-}$: (Edgar J. Ruiz, 2011)



Hình 7. Hiệu suất xử lý COD theo nồng độ Fe^{3+} .



Khi thêm Fe(III) vào sẽ được chuyển thành Fe(II) và làm giảm nồng độ của nó ban đầu tạo điều kiện để cho $[\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)_2]^-$ hình thành đó sẽ là Fe(III) – oxalat oxy hóa các chất hữu cơ trong dung dịch. Mặt khác, khi thêm Fe^{3+} làm cho tỷ lệ Fe(III) – oxalat và $[\text{Fe}(\text{C}_2\text{O}_4)_3]^{3-}$ giảm thấp hơn tỷ lệ $\text{C}_2\text{O}_4^{*-}/\text{CO}_2^{*-}$ phản ứng với O_2 hơn là phản ứng với Fe(III) và do đó tỷ lệ hình thành và nồng độ các chất oxy giảm làm cho hiệu suất xử lý COD giảm. (A. Durán, 2008)

3.2. Kết quả khảo sát ở thí nghiệm với các thông số tối ưu ở mô hình gián đoạn

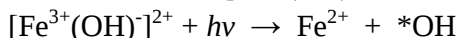
Với giá trị tối ưu pH = 4. Nồng độ Fe^{3+} tối ưu là: 20 mg/l, nồng độ H_2O_2 tối ưu là: 180 mg/l, nồng độ axit oxalic tối ưu là 60 mg/l, tốc độ khuấy là 100 vòng/phút, nồng độ COD ban đầu là 247.7 ± 14 mg/l.

Kết quả thể hiện ở hình 8 cho thấy hiệu suất xử lý COD dưới ánh sáng mặt trời đạt 80% cao hơn khi không có ánh sáng mặt trời với hiệu suất 61%. Trong 10 phút đầu COD giảm mạnh ở thí nghiệm có ánh sáng mặt trời rút ngắn được thời gian cho hiệu suất xử lý COD tối ưu khoảng 50 phút.

Khi không có ánh sáng (không có tia bức xạ UV) thì cơ chế tạo $\cdot\text{OH}$ do:

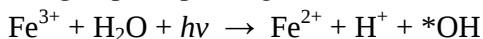


Khi có sự xuất hiện của tia bức xạ UV của ánh sáng mặt trời trong khoảng bước sóng từ 290 – 400 nm thì các ion sắt trong nước thải giảm xuống và hình thành các gốc hydroxyl (V. Kavitha, 2004):



Hình 8. Hiệu suất xử lý COD theo thông số tối ưu mô hình gián đoạn.

Tổng hợp hai phương trình trên được:



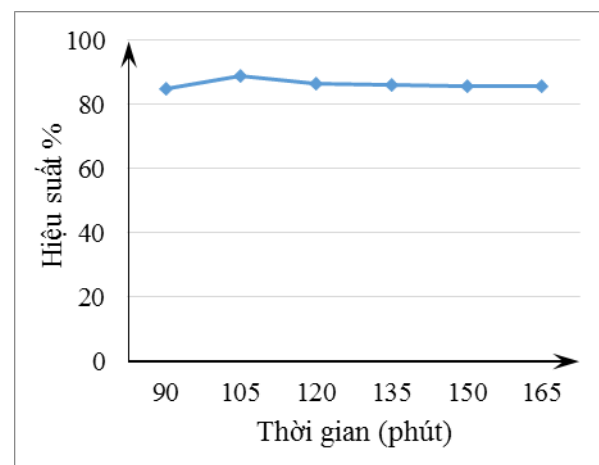
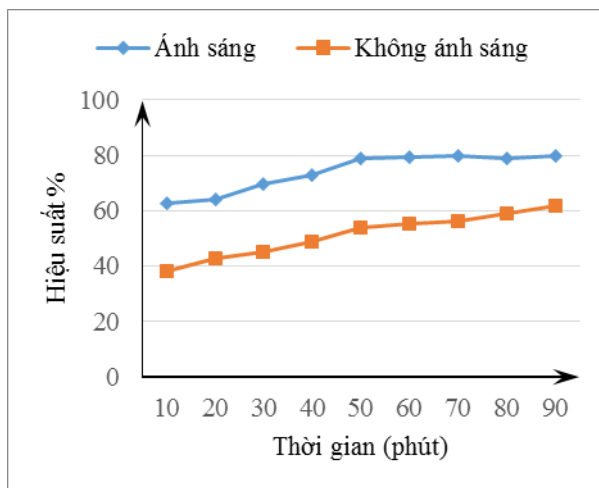
Các ion sắt được chuyển hóa trạng thái Fe^{3+} sang Fe^{2+} và sau đó ngược lại Fe^{2+} sang Fe^{3+} bằng quá trình Fenton thông thường tạo thành một chu kỳ không dừng.

Đối với quá trình Fenton thông thường là quá trình xảy ra chậm dần lại do Fe^{2+} chuyển một chiều thành Fe^{3+} cho đến khi không còn Fe^{2+} trong dung dịch.

So với quá trình Fenton thông thường thì quá trình quang Fenton xảy ra sẽ tạo ra hydroxyl một cách thuận lợi hơn và tạo ra hai gốc $\cdot\text{OH}$ từ một phân tử H_2O_2 . Đó là lợi thế của quá trình quang Fenton.

3.3. Kết quả xử lý ở mô hình dòng liên tục

Với các điều kiện tối ưu đã xác định là: pH = 4, nồng độ COD đầu vào là 244.9 ± 10.6 mg/l, nồng độ H_2O_2 = 180 mg/l, nồng độ Fe^{3+} = 20 mg/l, nồng độ $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ = 60 mg/l và thời gian lưu là 90 phút. Kết quả thí nghiệm được thể hiện ở hình 9. Kết quả xử lý cho thấy hiệu suất xử lý COD dao động nhẹ ở mức $86.3 \pm 1.3\%$. Kết quả thí nghiệm cho thấy hiệu quả xử lý ở điều kiện thích hợp trên mô hình dòng liên tục ổn định theo thời gian. Nồng độ COD đầu ra là 34 ± 3.2 mg/l (<50 mg/l) đạt QCVN 25: 2009/BTNMT về chất lượng nước rỉ rác.



Hình 9. Hiệu suất xử lý COD theo thí nghiệm liên tục.

4. Kết luận

Trong thí nghiệm gián đoạn với COD ban đầu là 258.4 ± 3.6 mg/l cho hiệu suất cao nhất là 80% với pH ban đầu là 4, nồng độ H_2O_2 tối ưu là 180 mg/l, nồng độ Fe^{3+} là 20 mg/l, nồng độ $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ là 60 mg/l. Mô hình dòng liên tục cho thấy rằng với COD đầu vào là 244.9 ± 10.6 mg/l với pH ban đầu là 4, nồng độ H_2O_2 tối ưu là 180 mg/l, nồng độ Fe^{3+} là 20 mg/l, nồng độ

$\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ là 60 mg/l cho hiệu suất xử lý COD dao động động nhẹ ở mức $86.3 \pm 1.3\%$. So với hiệu quả xử lý của hệ UV-vis/ferrioxalat/ H_2O_2 sử dụng đèn UV để xử lý nước thải dệt nhuộm thì hiệu suất xử lý màu 92%, COD đầu vào là 260 mg/l với hiệu suất xử lý 73% so với thí nghiệm dòng liên tục thì hiệu suất xử lý COD cao hơn khoảng 13%. (Pooja Tripathi, 2004), Với quá trình Fenton/ TiO_2 /UV ở bước sóng 254 nm thì cho hiệu suất xử lý COD 71%, với hệ Fenton/ ZnO /UV cho hiệu suất xử lý COD là 66%. Nhìn chung với hiệu suất xử lý COD tối ưu của thí nghiệm dạng liên tục cao hơn từ 15 – 20% so với hệ Fenton/ ZnO /UV và Fenton/ TiO_2 /UV. (Maha a. Tony, 2009). Với hiệu suất là xử lý COD là $86.3 \pm 1.3\%$ cho nồng độ COD đầu ra là 34 ± 3.2 mg/l đáp ứng được nhu cầu xử lý COD đầu ra đạt QCVN 25: 2009/BTNMT.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] A. Durán, J.M. Monteagudo, E. Amores (2008), *Solar photo – Fenton degradation of Reactive blue 4 in a CPC reactor*, Applied Catalysis B: Environmental, 80(1), 42 – 50.
- [2] Calace N, Liberatori A, Petronio B.M, Pietroletti M (2001), *Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals*, Environ Pollut, 113(3), 331 – 339.
- [3] Carina A. Emilio, Wilson F. Jardim, Marta I. Litter, Héctor D. Mansilla (2002), *EDTA destruction using the solar ferrioxalate advanced oxidation technology (AOT) Comparison with solar photo-Fenton treatment*, Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 151(3), 121 – 127.
- [4] Edgar J. Ruiz, Conchita Arias, Enric Brillas, Aracely Hernández-Ramírez, J.M. Peralta-Hernández (2011), *Mineralization of Acid Yellow 36 azo dye by electro-Fenton and solar photoelectro-Fenton processes with a boron-doped diamond anode*, Chemosphere, 82(1), 495 – 501.
- [5] Englehardt J, Deng Y, Meeroff D, Legrenzi Y, Mognol J, Polar J (2006), *Options for Managing Municipal Landfill Leachate: Year 1 Development of Iron-Mediated Treatment Processes*, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management.
- [6] George Tchobanoglous, Frank Kreith (2002), *Handbook of solid waste management*, McGRAW-HILL, New York.
- [7] I. Talinli, G. K. Anderson (1992), *Interference of hydrogen peroxide on the standard COD test*, Pergamon press pic, 26(1), 107 – 110.
- [8] J.M. Monteagudo, A. Durán, C. López-Almodóvar (2008), *Homogeneous ferrioxalate-assisted solar photo-Fenton degradation of Orange II aqueous solutions*, Applied Catalysis B: Environmental, 83(2), 46 – 55.
- [9] Maha A. Tony, Y. Q. Zhao, P. J. Purcell, M. F. El-Sherbiny (2009), *Evaluating the photocatalytic application of Fenton's reagent augmented with TiO_2 and ZnO for the mineralization of an oil-water emulsion*, Journal of Environmental Science and Health Part A, 44(1), 488 – 493.
- [10] Mariana Neamtu, Ayfer Yediler, Ilie Siminiceanu, Antonius Kettrup (2003), *Oxidation of commercial reactive azo dye aqueous solutions by the photo-Fenton and Fenton-like processes*, Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry, 161(1), 87 – 93.
- [11] Montserrat Perez, Francesc Torrades, Xavier Domenech, Jose Peral (2002), *Fenton and photo-Fenton oxidation of textile effluents*, Water Research, 36(1), 2703 – 2710.

- [12] Peter Kjeldsen, Morton A. Barlaz, Alix P. Rooker, Anders Baun, Anna Ledin, and Thomas H. Christensen (2002), *Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review*, Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 32(4), 297 – 336.
- [13] Pooja Tripathi, Malay Chaudhuri (2004), *Decolourisation of metal complex azo dyes and treatment of a dyehouse waste by modified photo-Fenton (UV-vis/ferrioxalate/H₂O₂) process*, Indian Journal of Engineering & Materials Sciences, 11(6), 499 – 504.
- [14] V. Kavitha, K. Palanivelu (2004), *The role of ferrous ion in Fenton and photo-Fenton processes for the degradation of phenol*, Chemosphere, 55(9), 1235 – 1243.
- [15] Yang Deng, James D. Englehardt (2007), *Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment*, Waste Management, 27(3), 380 – 388.
- [16] Yang Deng, James D. Englehardt (2004), *Treatment of landfill leachate by the Fenton process*, Water Research, 40(20), 3683 – 3694.