

## PHÂN HỦY KHÁNG SINH AMPICILIN BẰNG KỸ THUẬT FENTON DỊ THỂ SỬ DỤNG TRO BAY BIẾN TÍNH

Đến tòa soạn 26-12-2019

**Vũ Thanh Liêm**

Khoa Hóa học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội  
Viện Kỹ thuật Phòng không - Không quân, Bộ Quốc phòng

**Nguyễn Ngọc Tùng**

Trung tâm Nghiên cứu và Chuyển giao Công nghệ, Viện Hàn lâm KH&CN Việt Nam

**Lê Vũ Tiến**

Bộ Khoa học & Công nghệ

**Đào Sỹ Đức**

Khoa Hóa học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

Trong nghiên cứu này, tro bay được biến tính bằng phương pháp ngâm tẩm sử dụng muối sắt (III) sunfat. Sản phẩm sau biến tính được sử dụng với vai trò làm chất xúc tác Fenton dị thể nhằm phân hủy kháng sinh Ampicillin (AP) trong nước. Các điều kiện biến tính tro bay, ảnh hưởng của các yếu tố quan trọng như pH, hàm lượng  $H_2O_2$  và xúc tác đến hiệu suất xử lý AP đã được khảo sát, thảo luận và tối ưu. Điều kiện biến tính tro bay như sau: tỉ lệ muối  $Fe_2(SO_4)_3$ /tro bay là 2,5g/10g; nhiệt độ nung và thời gian nung lần lượt là  $600^\circ C$  và 4 h. Kết quả nghiên cứu cho thấy, ở các điều kiện phù hợp cho quá trình xử lý AP bao gồm pH, hàm lượng  $H_2O_2$ , hàm lượng xúc tác tương ứng là 3; 0,5mL/L và 1,2 g/L, khoảng 95 % AP đã được xử lý trong thời gian 120 phút. Quá trình phân hủy AP bằng kỹ thuật Fenton dị thể tuân theo mô hình động học bậc hai, với hằng số tốc độ phản ứng là  $0.0061 L.mg^{-1}.min^{-1}$  và năng lượng hoạt hóa là 17.6 kJ/mol.

**Từ khóa:** Tro bay, Fenton dị thể, Ampicillin.

### 1. MỞ ĐẦU

Ngày nay, sự phát triển của công nghiệp nói chung, công nghiệp dược phẩm nói riêng đã và đang đem đến sự đổi thay kỳ diệu về chất lượng cuộc sống của con người. Từ khi ra đời, kháng sinh đã cho thấy tầm quan trọng của nó trong đời sống, nhất là trong việc bảo vệ, chăm sóc sức khỏe con người và nhiều loài sinh vật khác. Tuy nhiên, sự phát triển ồ ạt và sử dụng tràn lan các loại kháng sinh đã dẫn tới một hệ lụy là môi trường ô nhiễm, nhiều loài vi sinh vật trong môi trường có thể dần thích nghi với các loại kháng sinh, từ đó dẫn tới hiện tượng kháng kháng sinh rất nguy hiểm. Ampicillin là loại kháng sinh bán tổng hợp có các tính chất kháng khuẩn do sự tồn tại của một vòng beta-lactam. Ở Việt Nam, loại kháng sinh này đang

được sử dụng rộng rãi ở người và trong thú y. Dư lượng ampicillin trong nước thải sinh hoạt, đặc biệt là nước thải bệnh viện, và các giải pháp xử lý, phân hủy, loại bỏ chúng vì thế là vấn đề có vai trò đặc biệt quan trọng và dành được sự quan tâm của đông đảo các nhà khoa học trong và ngoài nước.

Các quá trình oxi hóa tăng cường (AOPs) được tiến hành trên cơ sở khả năng oxi hóa các hợp chất hữu cơ của gốc  $\cdot OH$ ,  $\cdot O_2H$ , cho phép phân hủy các hợp chất hữu cơ và giảm nhu cầu oxi hóa trong nước thải. Trong các quá trình oxi hóa tăng cường, các quá trình Fenton được biết đến với ưu điểm về mặt kinh tế và khả năng xử lý nước thải một cách triệt để. Nghiên cứu của Emad Elmolla và Malay Chaudhuri cho thấy, ở điều kiện tối ưu hệ xúc tác  $H_2O_2-Fe^{2+}$  có tốc độ

phân hủy nhanh ampicillin, hiệu quả loại bỏ COD tới 81,4% sau 60 phút [1].

Trong lĩnh vực xử lý nước thải hiện nay, các quá trình Fenton dị thể đang được nghiên cứu và ứng dụng ngày càng rộng rãi. Cùng với sự phát triển của kỹ thuật Fenton dị thể thì các loại chất xúc tác mới cũng được tìm ra và đưa vào sử dụng, trong đó phải kể đến xúc tác tro bay. Tro bay (FA) là một loại bụi được tạo ra từ quá trình đốt than của các nhà máy nhiệt điện thải ra môi trường. Theo Bộ Công thương, cả nước ta hiện nay có 19 nhà máy nhiệt điện than đang vận hành, với tổng công suất phát 14.480 MW, mỗi năm thải khoảng 15 triệu tấn tro, xỉ. Trong đó, lượng tro bay chiếm khoảng 75%, còn lại là xỉ than. Dự kiến sau năm 2020, con số này sẽ là 43 nhà máy với tổng công suất 39.020 MW, lượng tro xỉ thải ra dự kiến hơn 30 triệu tấn/năm. Lượng tro xỉ thải ra được tích trữ tại các bãi chứa, hồ chứa từ nhiều năm nay rất lớn, đặt ra yêu cầu cấp thiết phải có giải pháp xử lý đồng bộ. Trong những năm gần đây, vấn đề tái chế tro bay đã được nghiên cứu và ứng dụng trong nhiều lĩnh vực khác nhau như: làm phụ gia trong ngành vật liệu xây dựng, chế tạo zeolit từ tro bay ứng dụng trong xử lý môi trường (hấp thụ kim loại nặng và chất thải rắn), tro bay biến tính được sử dụng làm chất xúc tác cho phản ứng Fenton dị thể ứng dụng trong xử lý nước thải...

Trong công trình này, tro bay biến tính được sử dụng là chất xúc tác Fenton dị thể cho mục đích phân hủy AP trong nước. Các đặc trưng của vật liệu xúc tác trước và sau biến tính được xác định bằng một số kỹ thuật hiện đại, ảnh hưởng của một số yếu tố quan trọng tới hiệu quả phân hủy AP được khảo sát, thảo luận và tối ưu.

## 2. THỰC NGHIỆM

### 2.1. Hóa chất

Kháng sinh Ampicillin AR, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30% AR, Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> AR, NaOH AR, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> AR. Tro bay được lấy từ nhà máy Nhiệt điện Phả Lại, Chí Linh, tỉnh Hải Dương.

### 2.2. Biến tính tro bay

Tro bay được biến tính bằng muối Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> theo phương pháp ngâm tẩm. Hòa tan 2.5g Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> trong 50 mL nước cất. Sau đó cho thêm 10g tro bay vào dung dịch trên, khuấy đều với tốc độ 150

vòng/phút và gia nhiệt đến 100 °C để đuổi nước. Hỗn hợp rắn thu được sau khi nước bay hơi hoàn toàn được nung ở 600 °C trong 4 giờ để thu được mẫu tro bay biến tính.

### 2.3. Xác định đặc trưng của vật liệu

Đặc trưng hình thái vật liệu được chụp trên thiết bị kính hiển vi điện tử quét JEOL, Nhật Bản.

Đặc trưng thành phần vật liệu và cấu trúc tinh thể được xác định bằng thiết bị EDX (JED-2300, JEOL, Nhật Bản) và XRD X'Pert PRO (Panalitical, Hà Lan).

### 2.4. Quá trình phân hủy AP trong nước bằng kỹ thuật Fenton dị thể

Cho một lượng tro bay biến tính vào dung dịch AP nồng độ 25 mg/L đã được điều chỉnh pH bằng axit H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> và NaOH. Bổ sung dung dịch H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 30% vào dung dịch trên, khuấy đều với tốc độ 150 vòng/phút trong thời gian 120 phút. Hỗn hợp sau xử lý được trung hòa bằng dung dịch NaOH 40% về giá trị pH = 7, sau đó lọc tách bùn thải. Xác định hàm lượng AP trong dung dịch trước và sau khi xử lý bằng phương pháp đường chuẩn nhờ thiết bị UV-Vis Spectrophotometer HACH DR6000. Hiệu suất xử lý được tính bằng công thức:

$$H(\%) = \frac{C_o - C}{C_o} \times 100$$

Trong đó, H (%) là hiệu suất xử lý, C<sub>o</sub> và C tương ứng là hàm lượng AP trong dung dịch trước và sau khi xử lý.

## 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

### 3.1. Đặc trưng của vật liệu trước và sau biến tính

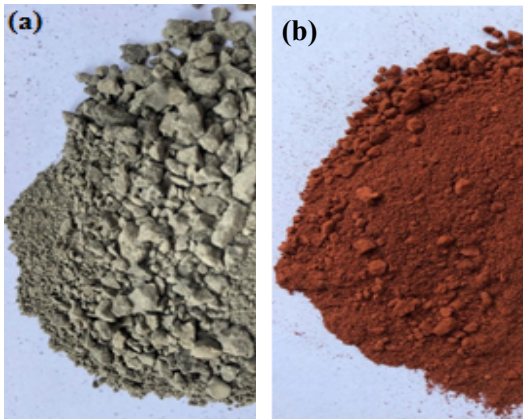
Hình thái vật liệu trước và sau biến tính (Hình 1) cho thấy mẫu tro bay sau khi biến tính có sự thay đổi rõ rệt về màu sắc, màu xám đối với mẫu tro bay trước biến tính và màu đỏ đối với mẫu sau biến tính. Sự thay đổi màu sắc này được giải thích là do sự hình thành một lượng lớn Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> sau khi biến tính tro bay ở nhiệt độ cao trong thời gian dài (600 °C, 4 giờ).

Đặc trưng bề mặt của các mẫu tro bay trước và sau khi biến tính được chụp bằng kính hiển vi điện tử quét (Hình 2) cho thấy, mẫu tro bay trước và sau khi biến tính bao gồm chủ yếu các hạt có dạng hình cầu với kích thước không đồng đều. Bề mặt các hạt của mẫu tro bay

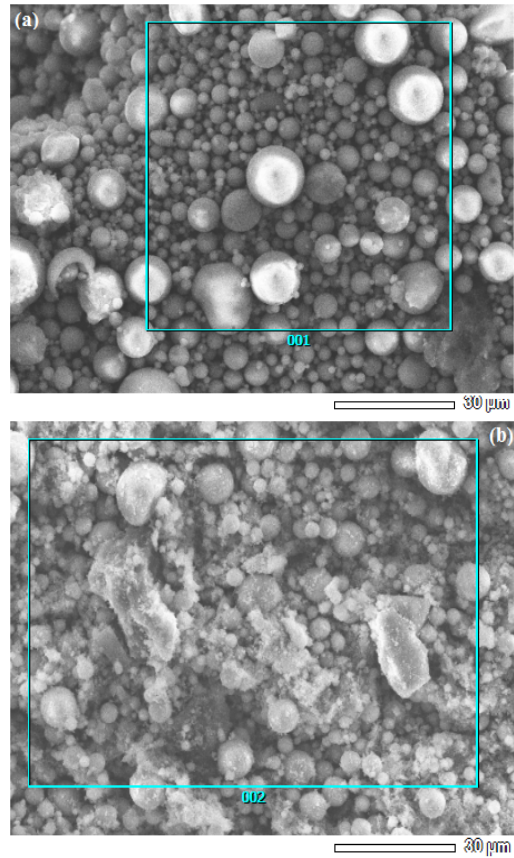
trước biến tính tron nhẵn, trong khi bề mặt các hạt của mẫu tro bay sau biến tính nhám và xốp hơn rất nhiều.

Kết quả phân tích EDX (Hình 3) chỉ ra rằng, thành phần của mẫu tro bay trước và sau khi biến tính chủ yếu chứa các kim loại như Fe, Al, Si, Ti, Mg và Ca. Đối chiếu phổ EDX của hai mẫu cho thấy sự tăng cường tín hiệu tán xạ của kim loại Fe (pic FeKa và FeKb) chứng tỏ hàm lượng Fe trong mẫu tro bay biến tính đã tăng lên đáng kể so với mẫu trước biến tính. Các tín hiệu tán xạ còn lại của các kim loại khác cơ bản ổn định, ít có sự thay đổi trong hai mẫu.

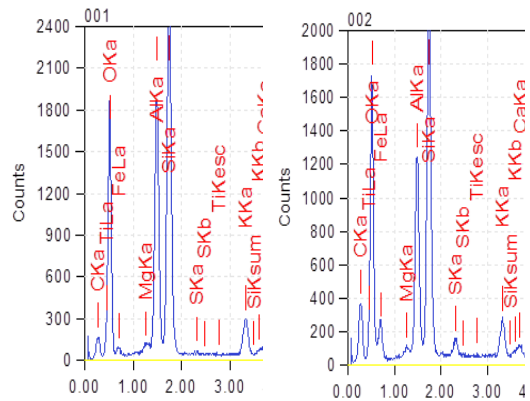
Giản đồ XRD của mẫu tro bay trước biến tính (Hình 4) xuất hiện các tín hiệu phản xạ của Mullite  $Al_5Si_2O_{10}$ , Antigorite  $Mg_{24}Si_{17}O_{43}(OH)_{31}$  và Quartz  $SiO_2$ . Giản đồ XRD của mẫu tro bay sau biến tính (Hình 5) không còn xuất hiện tín hiệu của Antigorite, thay vào đó là sự xuất hiện của hai tín hiệu phản xạ mới là của Alunogen  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 17H_2O$  và của Hematite  $Fe_2O_3$ . Sự xuất hiện tín hiệu phản xạ của  $Fe_2O_3$  với cường độ mạnh trong mẫu tro bay sau biến tính cho thấy thành phần của mẫu này đã được bổ sung một lượng sắt đáng kể, kết quả này hoàn toàn phù hợp với kết quả phân tích thành phần tro bay trước và sau biến tính bằng phổ EDX. Ngoài ra, phổ XRD của mẫu tro bay sau biến tính không ghi nhận sự xuất hiện các dạng tồn tại khác của sắt chứng tỏ sắt trong mẫu tro bay hoàn toàn ở dạng Hematite.



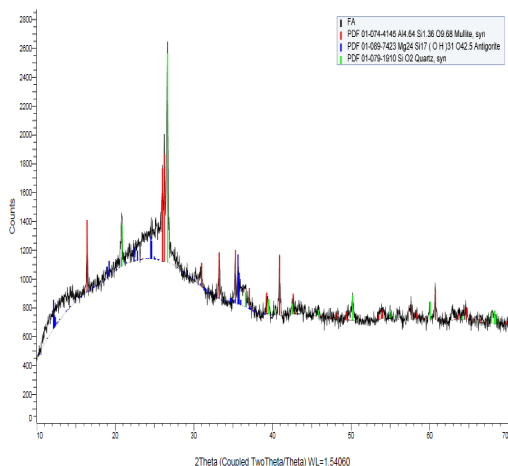
Hình 1. Hình dạng ngoại của mẫu tro bay trước biến tính (a) và sau khi biến tính (b)



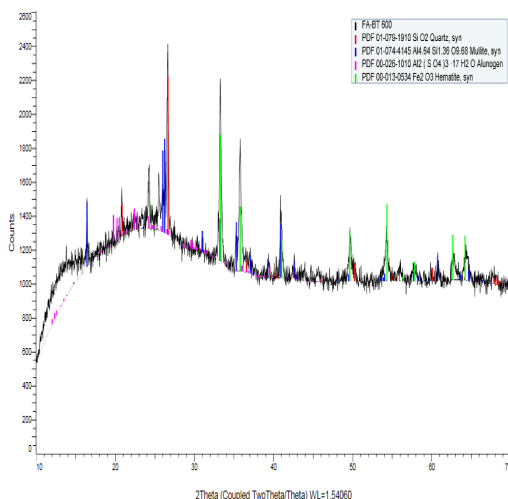
Hình 2. Ảnh SEM của mẫu tro bay trước biến tính (a) và sau khi biến tính (b)



Hình 3. Phổ EDX của mẫu tro bay trước biến tính (a) và sau khi biến tính (b)



Hình 4. Phổ XRD của mẫu tro bay trước biến tính

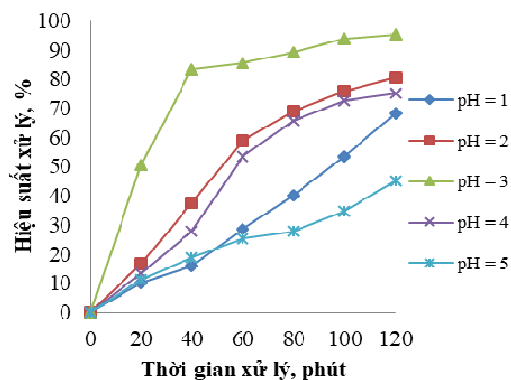


Hình 5. Phổ XRD của mẫu tro bay sau biến tính

### 3.2. Nghiên cứu ảnh hưởng của các yếu tố đến hiệu suất xử lý AP

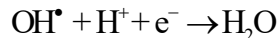
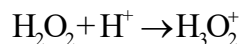
#### 3.2.1. Ảnh hưởng của pH

Trong kỹ thuật Fenton, giá trị pH có ảnh hưởng đến quá trình sinh ra các gốc hydroxyl, do đó, sẽ ảnh hưởng đến hiệu quả của quá trình oxy hóa. Ảnh hưởng của pH được tiến hành trong khoảng pH từ 1-5, tại các điều kiện cố định về hàm lượng xúc tác, hàm lượng H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> tương ứng là 1 g/L và 0,6 mL/L.

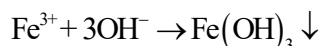
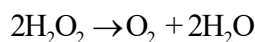


Hình 6. Ảnh hưởng của pH

Kết quả thực nghiệm trên Hình 6 chỉ ra rằng, AP được phân hủy tốt nhất ở pH 3 và giảm xuống ở các giá trị pH cao hơn 3, điều này có thể là do sự giảm lượng sắt (III) hòa tan và cũng làm giảm tốc độ hình thành các gốc hydroxyl. Ở giá trị pH thấp (pH 1-2), H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> có thể phản ứng với proton và tồn tại dưới dạng solvat hóa H<sub>3</sub>O<sub>2</sub><sup>+</sup>, các gốc hydroxyl tự do có thể phản ứng với H<sup>+</sup> dẫn đến làm giảm hiệu suất xử lý [2]:

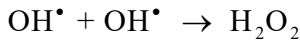
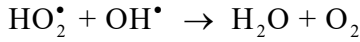
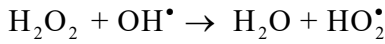
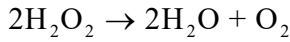


Khi pH tăng, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> có thể bị phân hủy tạo ra O<sub>2</sub> và H<sub>2</sub>O và ion Fe<sup>3+</sup> có thể bị kết tủa lại một phần khiến hiệu suất của quá trình xử lý giảm:

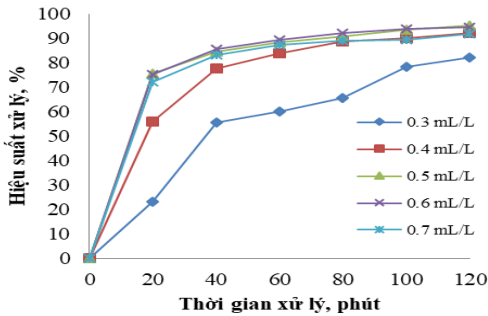
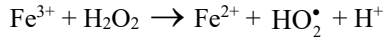


#### 3.2.2. Ảnh hưởng của hàm lượng H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>

Hàm lượng H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> là thông số rất quan trọng vì đây là nguồn tạo ra các gốc hydroxyl OH<sup>•</sup>. Kết quả thí nghiệm (Hình 7) cho thấy, hiệu suất xử lý tăng lên khi tăng lượng H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> và đạt cực đại ở nồng độ H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> bằng 0,5 mL/L. Khi tiếp tục tăng hàm lượng H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> thì hiệu suất phân hủy có xu hướng giảm xuống. Điều này có thể được giải thích là do quá trình tự phân hủy H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> thành oxy và nước, đồng thời làm giảm số lượng gốc OH<sup>•</sup> bởi H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> [3] theo các phản ứng sau:



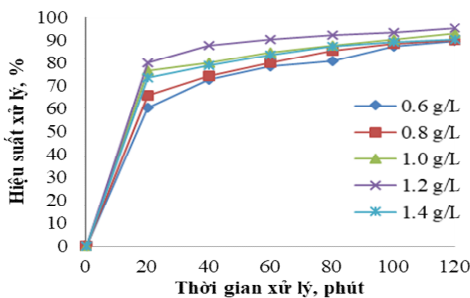
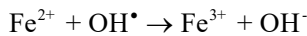
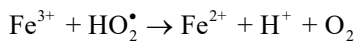
Ngoài ra,  $\text{H}_2\text{O}_2$  dư có thể phản ứng với các ion sắt để tạo thành gốc hydroperoxyl [3] như trong phản ứng:



Hình 7. Ảnh hưởng của hàm lượng  $\text{H}_2\text{O}_2$

### 3.2.3. Ảnh hưởng của hàm lượng xúc tác

Ảnh hưởng của hàm lượng xúc tác được khảo sát trong khoảng 0,6 - 1,4 g/L, tại điều kiện cố định về các giá trị pH và hàm lượng  $\text{H}_2\text{O}_2$  tương ứng là 3 và 0,5 mL/L. Kết quả thực nghiệm (Hình 8) chỉ ra, hiệu suất phân hủy AP tăng lên khi tăng lượng xúc tác tro bay sử dụng do sự gia tăng của các vị trí hoạt động để tạo ra các gốc hydroxyl tự do, quá trình tăng này đạt cực đại ở hàm lượng xúc tác 1,2 g/L. Khi tiếp tục tăng hàm lượng xúc tác lên 1,4 g/L thì hiệu suất xử lý giảm, điều này được giải thích là do lượng  $\text{Fe}^{3+}$  dư có thể sẽ tác dụng với các gốc tự do có trong dung dịch:



Hình 8. Ảnh hưởng của lượng tro bay

### 3.3. Động học quá trình xử lý

Trong nghiên cứu này, động học quá trình phân hủy kháng sinh AP được khảo sát theo cả mô hình bậc nhất và bậc hai.

Phương trình động học bậc nhất có dạng:

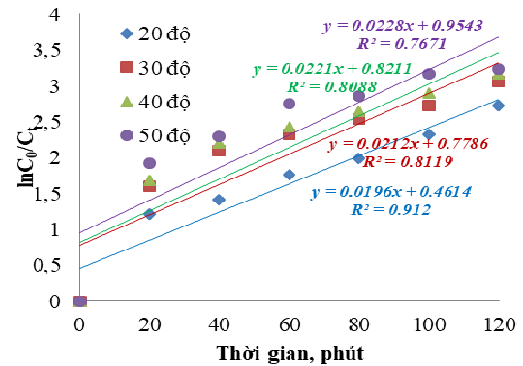
$$\ln C_t = \ln C_0 - kt$$

Phương trình động học bậc hai có dạng:

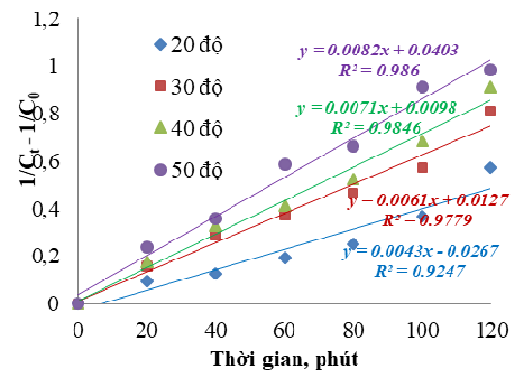
$$\frac{1}{C_t} = \frac{1}{C_0} + kt$$

trong đó,  $C_0$  và  $C_t$  tương ứng là nồng độ của AP trước và sau khi xử lý t phút; k là hằng số tốc độ phản ứng.

Khảo sát quá trình phân hủy kháng sinh AP ở các giá trị nhiệt độ khác nhau 20, 30, 40 và 50 °C. Kết quả trên các Hình 9 và 10 cho thấy, quá trình phân hủy AP tuân theo mô hình động học bậc 2 do có hệ số xác định  $R^2$  lớn hơn so với trong trường hợp mô hình bậc một ở cùng một giá trị nhiệt độ tiến hành phản ứng.



Hình 9. Mô hình động học bậc 1



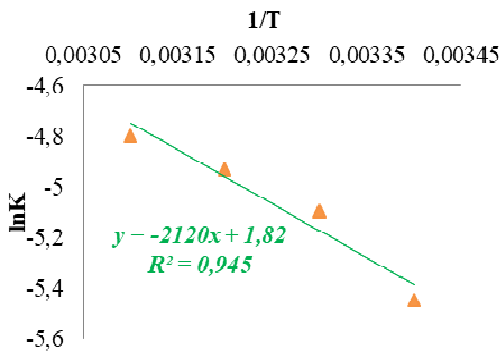
Hình 10. Mô hình động học bậc 2

Hằng số tốc độ phản ứng ở các giá trị nhiệt độ 20, 30, 40 và 50 °C lần lượt là 0,0043 ( $R^2 = 0,9247$ ), 0,0061 ( $R^2 = 0,9779$ ), 0,0071 ( $R^2 = 0,9846$ ) và 0,0082 L.mg<sup>-1</sup>.phút<sup>-1</sup> ( $R^2 = 0,986$ ). Dựa vào các kết quả này có thể tính được năng lượng hoạt hóa của phản ứng bằng phương trình Arrhenius:

$$\ln k_t = \ln k_0 - E_a/RT$$

Trong đó,  $k_t$  là hằng số tốc độ ở nhiệt độ  $T$ ;  $E_a$  - năng lượng hoạt hóa, J/mol;  $R$  - hằng số khí lý tưởng, J/mol.K và  $T$  - nhiệt độ tuyệt đối, K.

Đồ thị phụ thuộc tuyến tính của  $\ln k$  vào  $1/T$  có hệ số góc là  $-E_a/R$  và hệ số xác định  $R^2 = 0,945$  (Hình 11). Từ đó có thể xác định được năng lượng hoạt hóa bằng 17,6 kJ/mol.



Hình 11. Đồ thị  $\ln k - 1/T$

#### 4. KẾT LUẬN

Bằng phương pháp ngâm tẩm trong dung dịch muối sắt (III) sunfat, tro bay đã được biến tính thành công thành vật liệu xúc tác Fenton dị thể cho quá trình phân hủy kháng sinh Ampicillin trong nước với hiệu suất xử lý cao. Ở các điều kiện phù hợp về pH, hàm lượng hydroperoxit, hàm lượng xúc tác tương ứng là 3; 0,5 mL/L và 1,2 g/L, khoảng 95 % lượng AP bị phân hủy sau thời gian xử lý 120 phút. Quá trình phân hủy AP bằng kỹ thuật Fenton dị thể tuân theo mô hình động học bậc 2 với hằng số tốc độ phản ứng 0.0061 L.mg<sup>-1</sup>.phút<sup>-1</sup> ở 30 °C và năng lượng hoạt hóa là  $E_a = 17,6$  kJ/mol.

#### LỜI CẢM ƠN

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Đại học Quốc gia Hà Nội trong đề tài mã số QG.18.08.

#### TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Emad Elmolla, Malay Chaudhuri. "Degradation of the antibiotics amoxicillin, ampicillin and cloxacillin in aqueous solution by the photo-Fenton process", Journal of Hazardous Materials 172 (2009), 1476-1481.
- [2]. Sun J.H, Sun S.P, Wang G.L, Qiao L.P. "Degradation of azo dye Amido Black 10B in aqueous solution by Fenton oxidation process", Dyes and Pigments 74 (2007), 647-652.
- [3]. Hassan H.H, Hameed B.H. "Fe-clay as effective heterogeneous Fenton catalyst for the decolorization of Reactive Blue 4", Chemical Engineering Journal 171 (2011), 912-918.
- [4]. Payal Chandan, Lisa Richburg, Saloni Bhatnagar. "Impact of fly ash on Ampicilline degradation during CO<sub>2</sub> capture", International Journal of Greenhouse Gas Control 25 (2008), 102-108.
- [5]. Che Nurjulaikha Haji Che Maszelan, Azizul Buang. "Ampicilline (APM) Wastewater Treatment using Photo-Fenton Oxidation", Applied Mechanics and Materials 625 (2014), 792-795.
- [6]. Emad Elmolla, Malay Chaudhuri. "Optimization of Fenton process for treatment of amoxicillin, ampicillin and cloxacillin antibiotics in aqueous solution", Journal of Hazardous Materials 170 (2009) 666-672.
- [7]. Dao Sy Duc. "Properties of Fly Ash from a Thermal Power Plant in Vietnam", International Journal of ChemTech Research 6 (2014), 2656-2659.
- [8]. Dao Sy Duc. "Degradation of Reactive Blue 181 dye by heterogeneous Fenton technique using modified fly ash", Asian Journal of Chemistry 25 (2013), 4083-4086.
- [9]. Andrew J. Sexton and Gary T. Rochell. "Reaction Products from the Oxidative Degradation of Ampicilline", Industrial & Engineering Chemistry Research (2011), 667-677.
- [10]. Puddoo, H., Nithyanandam, R. & Nguyenhuynh, T. "Degradation of the antibiotic ceftriaxone by Fenton oxidation

process and compound analysis”, *Journal of Physical Science* 28 (2017), 95-114.

[11]. Ershadi Afshar, L., Chaibakhsh, N., & Moradi-Shoeili, Z. “Treatment of wastewater containing cytotoxic drugs by  $\text{CoFe}_2\text{O}_4$  nanoparticles in Fenton/ozone oxidation process”, *Separation Science and Technology* (2018), 1-12.

[12]. Elkacmi R. & Bennajah M. “Advanced oxidation technologies for the treatment and detoxification of olive mill wastewater”,

*Journal of Water Reuse and Desalination* 9 (2019), 463-505.

[13]. Meng-hui Zhang, Hui Dong, Liang Zhao, De-xi Wang, Di Meng. “A review on Fenton process for organic wastewater treatment based on optimization perspective”, *Science of the Total Environment* 670 (2019), 110-121.

---

## ẢNH HƯỞNG CỦA PHÂN BÓN NANO KẼM OXIT..... Tiếp theo Tr. 81

7. Lê Quý Kha (2013) *Hướng dẫn khảo sát, so sánh và khảo nghiệm giống ngô lai*. NXB Khoa học và Kỹ thuật.

8. QCVN 01-56: 2011/BNNPTNT, quy chuẩn kỹ thuật quốc gia Về khảo nghiệm giá trị canh tác và sử dụng của giống ngô.

9. Farzad Aslani, Samira Bagheri, Nurhidayatullaili Muhd Julkapli, Abdul Shukor Juraimi, Farahnaz Sadat Golestan Hashemi, and Ali Baghdadi (2014), “Effects of Engineered Nanomaterials on Plants Growth: An Overview”, *The Scientific World Journal*, Article ID 641759, 28 pages <http://dx.doi.org/10.1155/2014/641759>.

10. Amin Farnia, Saeed Khodabandehloo (2015), “Changes in Yield and its Components of Maize (*Zea mays* L.) to Foliar Application of Zinc Nutrient and Mycorrhiza under Water

Stress Condition”, *International Journal of Life Sciences* 9 (5), 75 – 80.

11. Dhoke SK, Mahajan P, Kamble R, Khanna A (2013), “Effect of nanoparticles suspension on the growth of mung (*Vigna radiata*) seedlings by foliar spray method”, *Nanotechnol Dev* 3(1).

12. Oprisan MU, Ecaterina F, Dorina C, Ovidiu C (2011), “Sunflower chlorophyll levels after magnetic nanoparticle supply”. *Afric. J. of Biotech.* 10(36), 7092–7092