

# KHẢ NĂNG HẤP PHỤ As (V) TRONG DUNG DỊCH NƯỚC CỦA THAN HOẠT TÍNH ĐƯỢC TỔNG HỢP TỪ VỎ TRÁU

Đến tòa soạn: 21-05-2025

Nguyễn Nho Dũng<sup>1</sup>, Nguyễn Đình Luyện<sup>2</sup>, Nguyễn Đức Vượng<sup>3</sup>, Nguyễn Mậu Thành<sup>3\*</sup>

1. Trường Đại học Thể dục Thể thao Đà Nẵng

2. Trường Đại học Sư Phạm, Đại học Huế

3. Trường Đại học Quảng Bình

\*Email: thanhnm@quangbinhuni.edu.vn

## SUMMARY

### ADSORPTION CAPACITY OF As(V) IN AQUEOUS SOLUTION OF ACTIVATED CARBON SYNTHESIZED FROM RICE HUSKS

*In this study, rice husks was used as a precursor to prepare the activated carbon. The procedure included impregnation with  $\text{HNO}_3$  1M solution for 24 hours, then carbonization at 700 °C for 2 hours, then activation with NaOH at 700 °C for 2 hours and stirred with  $(\text{CH}_3)_2\text{NCH}$  solvent. The morphology and phase structure of AC materials were analyzed based on X-ray diffraction (XRD), energy dispersive X-ray spectroscopy (EDX) and scanning electron microscopy (SEM). The nitrogen adsorption-desorption process was used to determine the surface area (Brunauer - Emmett - Teller (BET)). The adsorption characteristic and As (V) removal efficiency of the adsorbent have been determined by investigating the influence of operating variables such as dosage of AC. The maximal removal capacity, determined using the AC Langmuir isotherm, was 11.76 mg/g. This capacity was achieved under optimal conditions of 0.5 g AC per 100 mL, pH 6, 28 °C, and a contact time of 24 hours.*

**Keywords:** Rice husks, activated carbon, adsorption, As (V)

## 1. MỞ ĐẦU

Arsenic (As) và các hợp chất của arsenic là những chất gây ô nhiễm độc hại cho môi trường và mọi sinh vật sống, nó có thể xuất hiện trong môi trường nước và đất [1]. Trong nước ngầm và nước mặt, As có thể được tìm thấy ở hai loại vô cơ là arsenite ( $\text{AsO}_3^{3-}$ ) và arsenate ( $\text{AsO}_4^{3-}$ ), được gọi là arsenite, (As (III)) và arsenate, (As (V)). Arsenic chủ yếu xâm nhập vào con người thông qua nguồn cung cấp nước, nơi đó thường xuất hiện dưới dạng As (V) và As (III), tùy thuộc vào độ pH và điều kiện oxy hóa khử [2]. Trong nhiều hệ thống nước tự nhiên và xử lý arsenic thì As (V) là dạng phổ biến. Hơn nữa, việc chuyển đổi As (III) sang

As (V) trước khi xử lý là một chiến lược phổ biến trong các công nghệ loại bỏ arsenic hiện có. Nên loại bỏ As (V) ra khỏi dung dịch nước là một chủ đề quan trọng và gần đây đã thu hút được sự quan tâm lớn của các Nhà khoa học. Có nhiều công nghệ xử lý khác nhau để loại bỏ các ion As (V) khỏi nước, chẳng hạn như oxy hóa/kết tủa, đông tụ/đồng kết tủa, trao đổi ion, thẩm thấu ngược và hấp phụ. Nhưng không có giải pháp nào trong số đó được cho là có thể áp dụng hoàn toàn, tất cả đều có một hoặc nhiều nhược điểm, hạn chế và phạm vi áp dụng khác nhau. Kết tủa hóa học và đồng kết tủa bị hạn chế do ảnh hưởng của các hóa chất bổ sung để làm kết tủa nên tạo ra bùn độc hại và hiệu suất thấp [3]. Hơn nữa, kết tủa arsenic

không bền trong một số điều kiện xác định và arsenic có thể được giải phóng ra môi trường. Trao đổi ion có nhược điểm là thải ra các hóa chất độc hại ra môi trường khi nhựa được tái sinh. Thẩm thấu ngược thường được sử dụng nhưng các quy trình này tốn kém và khó áp dụng ở các khu vực nông thôn, miền núi, chủ yếu do yêu cầu năng lượng cao. Cho nên, sự hấp phụ dựa trên các vật liệu có ái lực cao với arsenic hòa tan đang được các nhà khoa học quan tâm. Mặc dù quá trình này cũng có một số nhược điểm nhưng nó vẫn mang lại những lợi thế đáng kể cho việc kiểm soát mức độ ô nhiễm arsenic trong nước, chẳng hạn như hiệu suất cao, nhờ tính đơn giản, phản ứng tỏa nhiệt và khả năng thu hồi kim loại hiệu quả [4]. Các chất hấp phụ điển hình để thu giữ arsenic là than hoạt tính (AC), iron oxide, aluminium và manganese hay than hoạt tính tẩm iron oxide/chloride, ...[5], tuy nhiên chúng bị hạn chế do chi phí cao hơn [6]. Do đó, nhiều nhà nghiên cứu đã khám phá các vật liệu khác rẻ tiền để chế tạo than hoạt tính từ các chất thải nông nghiệp như vỏ quả óc chó, vỏ hạt cọ, vỏ dừa, vỏ chanh, lõi ngô, bã mía, mùn cưa và vỏ trấu [7]. Trong bài báo này chúng tôi điều chế than hoạt tính được tổng hợp từ vỏ trấu và nghiên cứu khả năng hấp phụ ion As (V) trong dung dịch nước trên bề mặt của nó.

## 2. THỰC NGHIỆM VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

### 2.1. Hóa chất và thiết bị

Các hóa chất dùng trong nghiên cứu này, xuất xứ từ hãng Merck, bao gồm: Nitric acid ( $\text{HNO}_3$ ), sodium hydroxide ( $\text{NaOH}$ ) và arsenic acid ( $\text{H}_3\text{AsO}_4$ ), còn lại dung môi ethanol ( $\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ ) và dimethylformamide ( $((\text{CH}_3)_2\text{NCHO})$ ) thì từ hãng Guangzhou (Trung Quốc). Nước được sử dụng để pha chế hóa chất và tráng, rửa các dụng cụ thủy tinh là cất hai lần được cất trên thiết

bị cất nước của hãng Fistream Cyclon, England. Các cốc thủy tinh chịu nhiệt có thể tích 100 mL, 200 mL, 250 mL, 500 mL và 1000 mL. Cốc nickel có nắp, cối chày mã nã, micropipet các loại, cân phân tích 4 số lẻ, máy khuấy từ gia nhiệt, máy lắc, lò nung và tủ sấy.

Vật liệu sau khi tổng hợp, được nghiên cứu bằng các phương pháp vật lý hiện đại như: Phương pháp nhiễu xạ tia X (XRD) đo trên máy D8-Advance, Brucker với tia phát xạ  $\text{CuK}_\alpha$  có bước sóng  $\lambda = 1,5406 \text{ \AA}$ , công suất 40 KV, góc quét  $10^\circ$  đến  $80^\circ$ , ở nhiệt độ phòng nhằm xác định cấu trúc tinh thể của vật liệu. Còn hình thái và thành phần nguyên tố của sản phẩm được phân tích bằng kính hiển vi điện tử quét (SEM) và phổ EDX trên thiết bị SEM-JEOL-JSM 5410 LV (Nhật) với điện áp 10 kV. Diện tích bề mặt riêng ( $S_{\text{BET}}$ ) của vật liệu được xác định bằng phương pháp hấp phụ-giải hấp nitrogen sử dụng máy Micromeritics Tristar 3000 Instrument (USA).

### 2.2. Tổng hợp AC từ vỏ trấu

Vỏ trấu được thu thập từ khu vực nông thôn thuộc huyện Quảng Ninh, tỉnh Quảng Bình. Vỏ trấu được rửa kỹ bằng nước cất nhiều lần, rồi sấy khô, đem ngâm với dung dịch  $\text{HNO}_3$  1 M trong 24 giờ nhằm loại bỏ các kim loại nặng và tạp chất, sau đó tiếp tục rửa sạch bằng nước cất nhiều lần rồi sấy khô và bảo quản trong bình hút ẩm. Để điều chế than trấu, vỏ trấu đã xử lý được đưa vào lò nung trong các chén nickel có nắp. Quá trình gia nhiệt diễn ra với tốc độ gia nhiệt  $5^\circ\text{C}/\text{phút}$ , ở  $700^\circ\text{C}$  trong 2 giờ, sau đó để nguội tự nhiên. Cân 20 g than trấu này rồi đem ngâm với 150 mL dung dịch  $\text{NaOH}$  0,1 M ở nhiệt độ  $90^\circ\text{C}$  trong vòng 24 giờ nhằm loại bỏ silica ( $\text{SiO}_2$ ), sau đó dùng nước cất hai lần để rửa sạch rồi sấy khô, thu được mẫu than trấu đã loại bỏ  $\text{SiO}_2$  ( $\text{C}/\text{SiO}_2$ ). Bước tiếp theo là cho 2 g

C/SiO<sub>2</sub> và 2 g NaOH vào trong chén nickel có nắp đậy, trộn đều, rồi nung hỗn hợp trên ở nhiệt độ 700 °C trong vòng 2 giờ trong môi trường khí trơ (nitrogen). Để nguội tự nhiên rồi rửa nhiều lần bằng nước cất hai lần để loại bỏ lượng NaOH còn dư, sau đó sấy khô ta thu được carbon đã hoạt hoá. Cuối cùng, mẫu carbon hóa thu được đem nghiền thành bột mịn và tiến hành ngâm 2 g bột trên với 50 mL dung môi dimethylformamide, khuấy trong khoảng 30 phút trên máy khuấy từ trước khi rửa sạch bằng nước cất rồi sấy khô ở 100 °C trong 24 giờ, thu được carbon hoạt tính (AC) [7, 8].

### 2.3. Nghiên cứu khả năng hấp phụ As (V) trên vật liệu AC

Khả năng hấp phụ As (V) của than hoạt tính (AC) điều chế từ vỏ trấu được nghiên cứu thông qua phương pháp hấp phụ tĩnh. Lấy 0,5 g AC được ngâm trong 100 mL dung dịch As (V) có nồng độ ban đầu từ 5, 10, 20, 40, 50 và 60 mg/L (pha từ H<sub>3</sub>AsO<sub>4</sub> gốc). Quá trình hấp phụ được thực hiện trong các điều kiện đã công bố trước đây như: ở nhiệt độ phòng (khoảng 28 °C), pH = 6, với tốc độ khuấy 240 vòng/phút trong 24 giờ [9], [10]. Nồng độ As (V) sau hấp phụ được đo trong dịch lọc bằng máy quang phổ hấp thụ nguyên tử (AA-7000-Shimadzu, Nhật Bản) tại Viện Nghiên cứu Hạt nhân Đà Lạt, theo chế độ nguyên tử hóa bằng lò graphite (GF-AAS). Tất cả các thí nghiệm đều được tiến hành 3 lần và lấy kết quả trung bình.

Hàm lượng ion As(V) bị hấp phụ trên mỗi gram vật liệu AC (ký hiệu là  $q_e$ , đơn vị mg/g) ở trạng thái cân bằng, cùng với hiệu suất hấp phụ, được xác định thông qua các phương trình (1) và (2) [11]:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) \times V}{m} \quad (1) \quad \text{và}$$

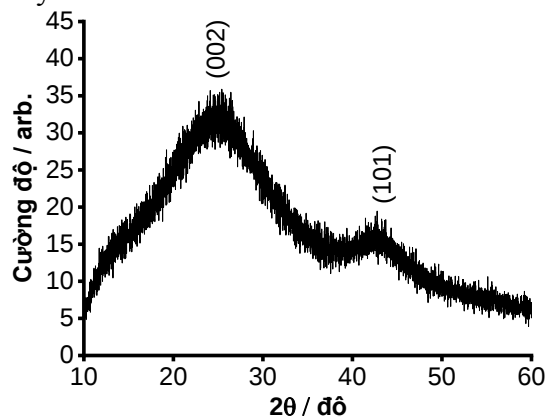
$$H\% = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} \times 100 \quad (2). \text{ Trong đó, } C_0$$

và  $C_e$  lần lượt là nồng độ As(V) ban đầu và cân bằng (mg/L); V là thể tích dung dịch (L) và m là khối lượng AC (g) được sử dụng.

## 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

### 3.1. Đặc trưng vật liệu bằng XRD

Là một trong những phương pháp được sử dụng rộng rãi, nhiễu xạ tia X (XRD) giúp phân tích và nhận dạng cấu trúc pha cùng độ tinh thể của các vật liệu. Hơn thế nữa, phương pháp này còn cung cấp khả năng tính toán kích thước hạt, phân tích bán định lượng và khoảng cách mặt mạng. Kết quả phân tích AC bằng XRD được trình bày ở Hình 1.

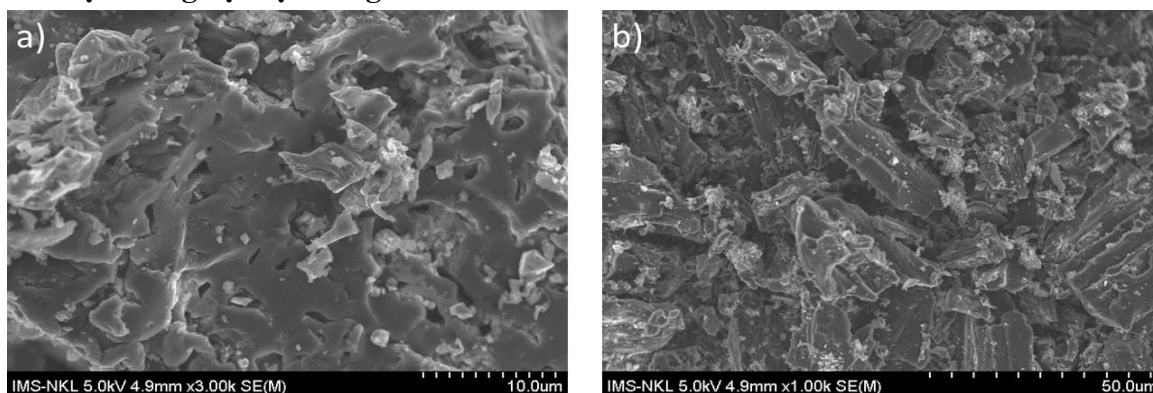


Hình 1. Giản đồ XRD của vật liệu AC

Hình 1 thể hiện phổ XRD của AC được điều chế từ vỏ trấu bằng cách hoạt hoá với NaOH ở 700 °C, dữ liệu được thu thập ở một khoảng 2 góc-theta (2θ) từ 10 đến 60 độ. Trong mẫu nhiễu xạ của AC, một đỉnh lớn và rộng đỉnh rộng ở  $2\theta = 23,5^\circ$  mô tả nhiễu xạ ở mặt (002) là do sự giãn nở khe hở giữa các lớp than chì hay việc xếp chồng song song các tấm graphene trong cấu trúc than hoạt tính. Khoảng cách giữa các lớp được tính toán bằng công thức Bragg [12] là  $d = 4,1 \text{ \AA}$ , giá trị này được tìm thấy là phù hợp với giá trị  $d_{002}$  của than hoạt tính [13]. Ngoài ra, mẫu XRD của vật liệu carbon cho thấy sự hiện diện của đỉnh yếu hơn ở gần góc  $42,6^\circ$  được ấn

định cho nhiều xạ mặt (101), nên cấu trúc tổ ong được hình thành bởi các nguyên tử carbon lai hoá  $sp^2$ , do đó mẫu AC thể hiện các đặc điểm điển hình của vật liệu carbon vô định hình. Và các đỉnh nhiễu xạ phù hợp với thể dữ liệu nhiễu xạ tiêu chuẩn quốc tế (thể JCPDS 12-0212) [14].

### 3.2. Đặc trưng vật liệu bằng ảnh SEM



Hình 2. Ảnh SEM của AC ở các độ phóng đại khác nhau a) 10  $\mu\text{m}$  và b) 50  $\mu\text{m}$

Từ Hình 2 cho thấy, bề mặt của AC nhẵn với kích thước khoảng vài đến vài chục micromet, có cấu trúc lớp, xốp và hình thái lỗ rỗng phát triển tốt. Các lỗ rỗng không đồng đều được tìm thấy rõ trên bề mặt của AC ở Hình 2a, có thể là do sự hoạt hóa của sodium hydroxide. Pandey và cộng sự (2015) cho rằng, khi hoạt hóa bằng base thì các cấu trúc xốp kèm theo các rãnh sâu được tạo ra trên bề mặt vật liệu là do sự khuếch tán của sodium hydroxide vào các vị trí xốp của carbon nên tạo ra các lỗ rỗng [15]. Những cấu trúc lỗ rỗng này sẽ cho phép than hoạt tính có khả năng hấp phụ ion kim loại cao. Ngoài ra, theo Daouda và cộng sự thì các lỗ rỗng trên bề mặt của than hoạt tính được tổng hợp từ vỏ trấu quan sát được nhiều hơn so với các lỗ rỗng được tổng hợp từ vỏ cây [16].

### 3.3. Đặc trưng AC bằng phương pháp đẳng nhiệt hấp phụ - giải hấp phụ BET và EDX

Khả năng hấp phụ bề mặt của các hạt nano được xác định bằng kỹ thuật diện

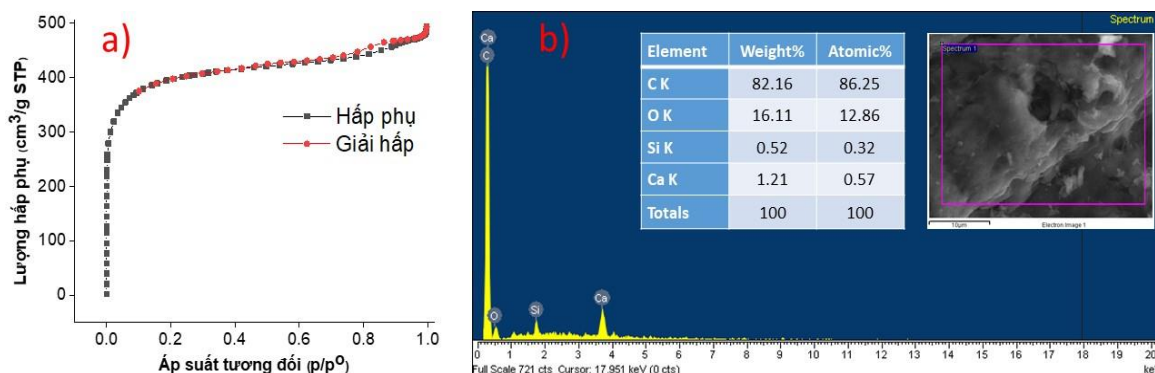
Phương pháp kính hiển vi điện tử quét SEM là tạo hình ảnh có độ phóng đại lớn (hàng chục nghìn đến hàng trăm nghìn lần), độ phân giải cao (nm). Để quan sát được sự sắp xếp cấu trúc và hình thái học của vật liệu, chúng tôi nghiên cứu vật liệu AC qua ảnh SEM với độ phóng đại 10 và 50  $\mu\text{m}$ , kết quả được hiện trên Hình 2.

tích bề mặt Brunauer – Emmett – Teller (BET) sử dụng các nghiên cứu hấp phụ - giải hấp  $\text{N}_2$  và thành phần nguyên tố hay độ tinh khiết của mẫu AC đã được xác nhận bằng phương pháp EDX và kết quả được thể hiện lần lượt trong Hình 3a và 3b.

Từ đường đẳng nhiệt hấp phụ-giải hấp nitrogen của AC ở Hình 3a, chúng tôi đổi chiều và thấy rằng đây là đường cong đẳng nhiệt thuộc loại IV theo phân loại IUPAC. Các đường đẳng nhiệt như vậy là điển hình cho các vật liệu có phân bố lỗ rỗng và rộng, bao gồm cả các mao quản trung bình có mặt trong AC đã được tổng hợp từ vỏ trấu [17]. Phân tích BET cho thấy diện tích bề mặt của AC tương đối cao tới  $1354 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$ . Bên cạnh đó, kết quả phân tích EDX ở Hình 3b cho thấy, bề mặt của mẫu bị chi phối bởi nguyên tố carbon và oxygen, thành phần chính về khối lượng nguyên tố C là (82,16 %) và O cũng chiếm một tỷ lệ khá lớn (16,11%), còn lại các nguyên tố là Si và Ca thì có hàm lượng không đáng kể là (0,52 %) và (1,21 %). Do đó, than hoạt tính có khả

năng hấp phụ được các ion kim loại nặng cũng như dung dịch phẩm nhuộm vì theo Zhang & cs (2017) khẳng định khi lượng

oxygen nhiều thì chúng tồn tại dưới dạng các nhóm chức khác nhau nên sẽ tạo ra các tâm điểm hấp phụ tốt hơn [18].

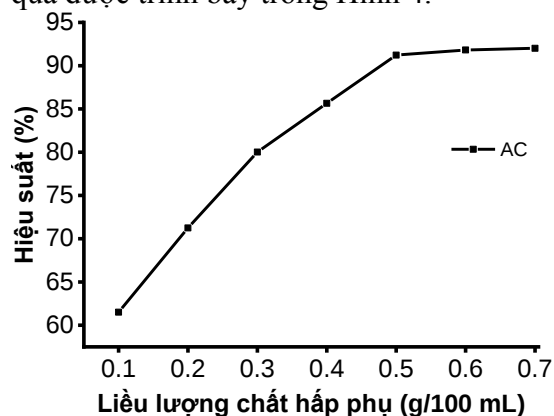


Hình 3. Giản đồ hấp phụ - giải hấp  $N_2$  (a) và phổ EDX (b) của AC

### 3.4. Khả năng hấp phụ As (V) trong nước của AC

#### 3.4.1. Ảnh hưởng của liều lượng chất hấp phụ

Ảnh hưởng các liều lượng khác nhau (0,1 – 0,7 g) của than hoạt tính điều chế từ vỏ trấu đến hiệu suất hấp phụ được đánh giá ở các điều kiện ban đầu là  $[As(V)] = 100$  mg/L, pH = 6, ở nhiệt độ phòng và kết quả được trình bày trong Hình 4.



Hình 4. Ảnh hưởng của liều lượng tới hiệu suất hấp phụ

Kết quả ở Hình 4 cho thấy, hiệu suất hấp phụ của than hoạt tính tăng khi tăng liều lượng hấp phụ. Việc tăng liều lượng hấp phụ sẽ tạo ra nhiều bề mặt hoạt động hơn để liên kết ion As (V). Cụ thể, trong khoảng 0,1 - 0,5 g hiệu suất hấp phụ ion

As (V) tăng tương đối nhanh (61,5 đến 91,2%). Bởi theo Hassan & cs (2020) thì tỷ lệ phần trăm hấp phụ của các ion As (V) này có thể là do sự gia tăng các vị trí hấp phụ về phía các ion As (V) và diện tích bề mặt của chất hấp phụ [19]. Tuy nhiên, việc hiệu suất hấp phụ của ion As (V) tăng không đáng kể khi sử dụng vật liệu ở liều lượng cao hơn (0,5 - 0,7) có thể là do không có đủ các phân tử chất gây ô nhiễm như As (V) và chúng không có khả năng bao phủ tất cả các vị trí hoạt động trên bề mặt chất hấp phụ. Nói cách khác, một số lượng lớn các vị trí hoạt động bề mặt của chất hấp phụ không thể đạt đến trạng thái bão hòa ở liều lượng than hoạt tính cao. Vì vậy, liều lượng 0,5 g/100 mL than hoạt tính từ vỏ trấu được chọn là tối ưu cho các công đoạn tiếp theo.

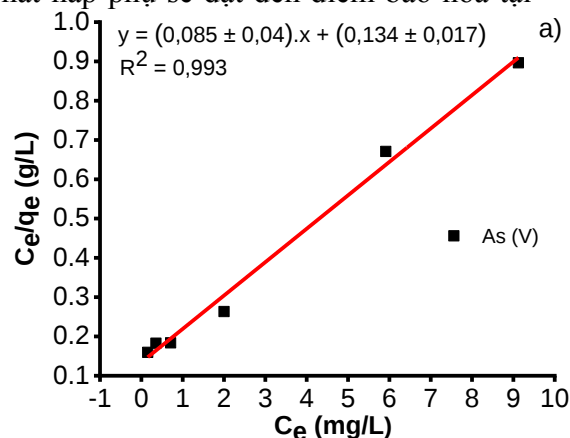
#### 3.4.2. Mô hình đẳng nhiệt Langmuir và Freundlich

Mô hình đường đẳng nhiệt Langmuir được dùng để đánh giá khả năng hấp phụ tối đa của ion As (V) trên bề mặt vật liệu than hoạt tính (AC) được điều chế từ vỏ trấu, theo phương trình:

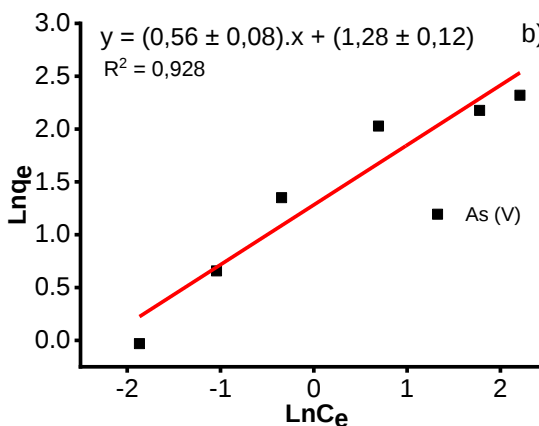
$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{\max} \cdot K_L} + \frac{1}{q_{\max}} \cdot C_e \quad (3)$$

Trong đó,  $q_e$  (mg/g) là lượng ion As (V) bị hấp phụ tại thời điểm cân bằng,  $q_{\max}$  (mg/g) là lượng

ion As (V) bị hấp phụ cực đại,  $K_L$  là hằng số hấp phụ Langmuir (L/mg),  $C_e$  là nồng độ chất bị hấp phụ trong pha lỏng tại thời điểm cân bằng (mg/L). Như vậy, bề mặt chất hấp phụ sẽ đạt đến điểm bão hòa tại



đó mức hấp phụ cực đại đạt được. Áp dụng phương trình tuyến tính của mô hình đẳng nhiệt Langmuir được đưa ra bởi công thức (3), thì đồ thị tuyến tính thu được thể hiện ở Hình 5a.



Hình 5. Đồ thị đường đẳng nhiệt a) Langmuir và b) Freundlich

Hình 5a cho thấy mô hình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir mô tả tốt sự hấp phụ As (V) trên vật liệu AC, với hệ số xác định  $R^2 = 0,993$ . Từ phân tích hồi quy này, chúng tôi tính được dung lượng hấp phụ cực đại và hằng số hấp phụ  $K_L$  của ion As(V). Để đánh giá sự phù hợp của quá trình hấp phụ ion As(V) trên AC với mô hình hấp phụ đơn lớp của Langmuir, tham số cân bằng  $R_L$  đã được tính toán và phân tích. Theo Meng & cs (2018), sự tương thích của mô hình Langmuir thường được đánh giá qua hằng số  $R_L$  theo phương trình  $R_L = \frac{1}{1 + C_0 \cdot K_L}$  (4). Cụ thể, nếu  $R_L < 1$

thì mô hình tương thích,  $R_L = 0$  là mô hình tuyến tính, và  $R_L > 1$  thì không tương thích. Dựa vào mô hình đẳng nhiệt Langmuir, khả năng hấp phụ tối đa ( $q_{max}$ ) trên bề mặt đơn lớp của vật liệu cũng có thể được xác định. [20]. Và kết quả được

trình bày trong Bảng 1. Mặt khác, mô hình hấp phụ đẳng nhiệt Freundlich mô tả sự hấp phụ của chất bị hấp phụ trên bề mặt dị thể dựa trên mối liên quan thực nghiệm. Dạng tuyến tính của phương trình này được trình bày theo công thức 5 [21]:  $\ln q_e = \frac{1}{n} \cdot \ln C_e + \ln K_F$  (5). Hằng số  $n$

trong phương trình Freundlich là số mũ đặc trưng cho tính không đồng nhất về năng lượng của bề mặt hấp phụ; giá trị của nó cho biết mức độ không tuyến tính giữa nồng độ dung dịch và chất hấp phụ:  $n = 1$  (hấp phụ tuyến tính),  $n < 1$  (hấp phụ hóa học), và  $n > 1$  (hấp phụ vật lý và thuận lợi). Hằng số  $K_F$  của Freundlich thể hiện khả năng hấp phụ tương đối của vật liệu. Đồ thị của phương trình đẳng nhiệt Freundlich và các thông số liên quan được biểu thị tương ứng trên Hình 5b và Bảng 1.

Bảng 1. Các giá trị thực nghiệm, thông số mô hình Langmuir và Freundlich đối với quá trình hấp phụ As (V) trên AC

| Mô hình    | Các thông số của hai mô hình Langmuir và Freundlich |       |       |       |       |                       |
|------------|-----------------------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-----------------------|
|            | $q_{max}$ (mg/g)                                    | $K_L$ | $n$   | $K_F$ | $R^2$ | $R_L$                 |
| Langmuir   | 11,76                                               | 0,634 | -     | -     | 0,993 | $0,026 < R_L < 0,240$ |
| Freundlich | -                                                   | -     | 1,768 | 3,569 | 0,928 | -                     |

Từ kết quả ở Bảng 1 cho thấy, dữ liệu hấp phụ phù hợp với mô hình Langmuir, dung lượng hấp phụ cực đại tính theo mô hình này là 11,76 mg/g và giá trị  $R_L$  nằm trong khoảng  $0 < R_L < 1$  nên quá trình hấp phụ là thuận lợi [11]. Giá trị  $n = 1,768$  thu được cho thấy mô hình đẳng nhiệt Freundlich cũng phù hợp với quá trình hấp phụ As (V) trên vật liệu AC, và đây là một quá trình vật lý. Tuy nhiên, hệ số tương quan của mô hình Langmuir ( $R_2$

= 0,993) cao hơn so với mô hình Freundlich ( $R_2 = 0,928$ ). Điều này chỉ ra rằng mô hình Langmuir phù hợp hơn để mô tả dữ liệu hấp phụ As(V) trên vật liệu AC tổng hợp từ vỏ trấu. Từ kết quả dung lượng hấp phụ cực đại ( $q_{\max}$ ) đã xác định, chúng tôi tiến hành so sánh với các công trình công bố trước đây sử dụng các chất hấp phụ khác nhau để hấp phụ ion As (V), kết quả được trình bày trong Bảng 2.

Bảng 2. So sánh khả năng hấp phụ As (V) với một số nghiên cứu trước đây

| TT | Vật liệu hấp phụ                                      | [As (V)]<br>ban đầu<br>(mg/L) | Dung lượng<br>hấp phụ cực<br>đại (mg/g) | pH  | Tài liệu<br>tham khảo |
|----|-------------------------------------------------------|-------------------------------|-----------------------------------------|-----|-----------------------|
| 1  | Vật liệu biến tính RM-Fe                              | 1,0                           | 7,57                                    | 5,0 | [22]                  |
| 2  | Vật liệu zeolite biến tính bằng Mn                    | 20                            | 7,96                                    | 6,0 | [10]                  |
| 3  | Rice husk biochar (RHB)                               | 3-300                         | 7,10                                    | 6,0 | [23]                  |
| 4  | Fe(III) coated RHB                                    | 3-300                         | 16,00                                   | 6,0 | [23]                  |
| 5  | Leonardite char                                       | 0,5-3                         | 8,40                                    | 7,0 | [24]                  |
| 6  | Coal based activated carbon                           | 0,5                           | 1,76                                    | 6,0 | [25]                  |
| 7  | Biochar/ $\gamma$ - $\text{Fe}_2\text{O}_3$ composite | 5-200                         | 3,15                                    | -   | [26]                  |
| 8  | Iron oxide/activated carbon                           | 0,5-5                         | 0,99                                    | 5,0 | [27]                  |
| 9  | Iron-impregnated granular activated carbon            | 0,05-5                        | 1,66                                    | 6,8 | [28]                  |
| 10 | Manganese Oxides                                      | 0 -1,0                        | 0,17                                    | 8,0 | [29]                  |
| 11 | Than hoạt tính từ vỏ trấu                             | 5-60                          | 11,76                                   | 6,0 | Nghiên<br>cứu này     |

Qua Bảng 2 cho thấy, khả năng hấp phụ As (V) trong dung dịch nước của than hoạt tính mà chúng tôi tổng hợp được từ vỏ trấu tỏ ra hiệu quả so với các chất hấp phụ đã được công bố trước đây. Do đó, than hoạt tính từ vỏ trấu dường như là một chất hấp phụ rất hứa hẹn để loại bỏ chất ô nhiễm arsenic ra khỏi dung dịch nước.

#### 4. KẾT LUẬN

Than hoạt tính (AC) đã được điều chế thành công từ phế thải nông nghiệp là vỏ trấu bằng phương pháp hoạt hóa với NaOH có chi phí thấp. Cấu trúc hóa học, hình thái và độ tinh khiết của vật liệu

đã được xác nhận bằng quét kính hiển vi điện tử (SEM), đặc tính nhiễu xạ tia X (XRD) và phổ tán xạ năng lượng tia X (EDX). Phân tích BET cho thấy vật liệu có cấu trúc mao quản trung bình, phân bố lỗ rỗng và rộng, diện tích bề mặt cao ( $S_{\text{BET}} = 1354 \text{ m}^2/\text{g}$ ). Vật liệu AC sau khi tổng hợp đã được nghiên cứu để hấp phụ As (V) trong dung dịch nước. Kết quả cho thấy, quá trình hấp phụ As (V) trên vật liệu AC tổng hợp từ vỏ trấu được tuân theo cả hai mô hình hấp phụ đẳng nhiệt là Langmuir và Freundlich. Trong đó, phương trình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir là phù hợp hơn bởi hệ số tương quan  $R^2 = 0,993$ . Dung lượng hấp phụ cực đại tính toán được từ mô hình đẳng

hiệt Langmuir đối với As (V) là 11,76 mg/g.

**Lời cảm ơn:** Tác giả xin chân thành cảm ơn sự tài trợ của Sở Khoa học và Công Nghệ tỉnh Quảng Bình, theo hợp đồng Thực hiện Nhiệm vụ Khoa học và Công nghệ, số 22 /HĐ-KHCN ngày 18 tháng 9 năm 2023.

## TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. P. Mondal, C. Majumder, B. Mohanty, (2006) Laboratory based approaches for arsenic remediation from contaminated water: recent developments. *Journal of Hazardous materials*, **137** (1), 464-479.
- [2]. D. Mohan, C. U. Pittman Jr, (2007) Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents—a critical review. *Journal of hazardous materials*, **142** (1-2), 1-53.
- [3]. K. L. Allende, T. Fletcher, G. Sun, (2012) The effect of substrate media on the removal of arsenic, boron and iron from an acidic wastewater in planted column reactors. *Chemical Engineering Journal*, **179** 119-130.
- [4]. K. Foo, B. Hameed, (2012) Mesoporous activated carbon from wood sawdust by  $K_2CO_3$  activation using microwave heating. *Bioresource Technology*, **111** 425-432.
- [5]. F. Di Natale, A. Erto, A. Lancia, et al., (2008) Experimental and modelling analysis of As (V) ions adsorption on granular activated carbon. *Water Research*, **42** (8-9), 2007-2016.
- [6]. N. Kaya, F. Arslan, Z. Yıldız Uzun, et al., (2020) Kinetic and thermodynamic studies on the adsorption of  $Cu^{2+}$  ions from aqueous solution by using agricultural waste-derived biochars. *Water Supply*, **20** (8), 3120-40.
- [7]. T. B. Nguyen, N. D. Nguyen, C. Van Ha, et al., (2023) Than hoạt tính từ vỏ trấu: tổng hợp, đặc trưng và ứng dụng trong hấp phụ Cr (III) và Pb (II) từ dung dịch nước. *Hue University Journal of Science: Natural Science*, **132** (1A), 83-93.
- [8]. P. Singh, J. Bahadur, K. Pal, (2017) One-step one chemical synthesis process of graphene from rice husk for energy storage applications. *Graphene*, **6** (3), 61-71.
- [9]. N. T. Bình, T. Đ. Toàn, N. N. Dũng, (2023) Nghiên cứu tổng hợp graphene oxit dạng khử và ứng dụng hấp phụ  $Pb^{2+}$  trong dung dịch nước. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ, Trường Đại học Công nghiệp Hà*, **59** (5), 126-131.
- [10]. T. X. M. Tran, (2017) Khảo sát hấp phụ As (V) trong dung dịch nước bằng vật liệu zeolite biến tính bằng Mn. *Dong Thap University Journal of Science*, (24), 76-82.
- [11]. W.-C. Tsai, S. Ibarra-Buscano, C.-C. Kan, et al., (2016) Removal of copper, nickel, lead, and zinc using chitosan-coated montmorillonite beads in single- and multi-metal system. *Desalination Water Treatment*, **57** (21), 9799-9812.
- [12]. A. Patterson, (1939) The Scherrer formula for X-ray particle size determination. *Physical review*, **56** (10), 978.
- [13]. X. Dou. Hard Carbon Anode Materials for Sodium-ion Battery: Karlsruhe Institut für Technologie (KIT); 2019.
- [14]. C. Rong, S. Chen, J. Han, et al., (2015) Hybrid supercapacitors integrated rice husk based activated carbon with  $LiMn_2O_4$ . *Journal of renewable sustainable energy*, **7** (2), 1-8.
- [15]. B. K. Pandey, S. H. Khan, A. Chattree, (2015) Preparation and characterization of activated carbon derived from rice husk by NaOH activation. *International Journal of Mathematics Physical Sciences Research*, **3** (2), 158-164.
- [16]. A. DAOUDA, T. Domga, D. Richard, et al., (2022) Facile Synthesis of Activated Carbon Derived from Rice Husk and

- Jatropha Shell, Characterization and its Application in the Enhanced Adsorption of  $\text{Cu}^{2+}$  and  $\text{Fe}^{2+}$  in Aqueous Solution. *Research Article*, 1-17.
- [17]. M. Thommes, K. Kaneko, A. V. Neimark, et al., (2015) Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). *Pure applied chemistry*, **87** (9-10), 1051-1069.
- [18]. X. Zhang, Y. Hao, X. Wang, et al., (2017) Adsorption of iron (III), cobalt (II), and nickel (II) on activated carbon derived from Xanthoceras Sorbifolia Bunge hull: mechanisms, kinetics and influencing parameters. *Water science Technology*, **75** (8), 1849-61.
- [19]. M. R. Hassan, R. M. Fikry, S. M. Yakout, (2020) Artificial neural network approach modeling for sorption of cobalt from aqueous solution using modified maghemite nanoparticles. *Journal of Environmental Engineering*, **146** (4), 04020013.
- [20]. M. Meng, L. Yang, B. Wei, et al., (2018) Contamination assessment and spatial distribution of heavy metals in greenhouse soils in China. **34** (11), 1019-26.
- [21]. H. J. Z. P. C. Freudlich, (1906) Ueber die adsorption in losungen. **57**, 385-470.
- [22]. T. M. P. Huong, H. T. Con, T. T. Dung, (2017) Nghiên cứu khả năng hấp phụ As (V) trong môi trường nước bằng bã bùn đỏ Tây Nguyên sau tách loại hoàn toàn nhôm và các thành phần tan trong kiềm. *VNU Journal of Science: Earth Environmental Sciences*, **33** (1), 26-35.
- [23]. F. Sadegh-Zadeh, B. J. Seh-Bardan, (2013) Adsorption of As (III) and As (V) by Fe coated biochars and biochars produced from empty fruit bunch and rice husk. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **1** (4), 981-988.
- [24]. Y. Chammui, P. Sooksamiti, W. Naksata, et al., (2014) Removal of arsenic from aqueous solution by adsorption on Leonardite. *Chemical Engineering Journal*, **240**, 202-210.
- [25]. W.-G. Li, X.-J. Gong, K. Wang, et al., (2014) Adsorption characteristics of arsenic from micro-polluted water by an innovative coal-based mesoporous activated carbon. *Bioresource technology*, **165** 166-173.
- [26]. M. Zhang, B. Gao, S. Varnosfaderani, et al., (2013) Preparation and characterization of a novel magnetic biochar for arsenic removal. *Bioresource technology*, **130**, 457-62.
- [27]. Q. L. Zhang, Y. Lin, X. Chen, et al., (2007) A method for preparing ferric activated carbon composites adsorbents to remove arsenic from drinking water. *Journal of hazardous materials*, **148** (3), 671-678.
- [28]. Q. Chang, W. Lin, W.-c. Ying, (2010) Preparation of iron-impregnated granular activated carbon for arsenic removal from drinking water. *Journal of Hazardous Materials*, **184** (1-3), 515-522.
- [29]. S. Ouvrard, M.-O. Simonnot, M. Sardin, (2002) Reactive behavior of natural manganese oxides toward the adsorption of phosphate and arsenate. *Industrial engineering chemistry research*, **41** (11), 2785-2991.