

ĐÁNH GIÁ SỰ HẤP PHỤ ION Pb^{2+} TRONG DUNG DỊCH NƯỚC TRÊN VẬT LIỆU THAN Bùn ĐƯỢC HOẠT HÓA

Đến tòa soạn 14-08-2023

Nguyễn Thanh Tươi^{1*}, Bùi Thị Minh Nguyệt², Hồ Sỹ Thắng²,
Huỳnh Thị Ngọc³, Nguyễn Văn Hưng^{2*}

¹Trường THPT Lấp Vò 2, Đồng Tháp, ²Trường Đại học Đồng Tháp,
³Sở KH&CN Đồng Tháp

*Email: nguyenvanhung@dthu.edu.vn

SUMMARY

EVALUATION OF THE ADSORPTION OF Pb^{2+} IONS IN AQUEOUS SOLUTION ON ACTIVATED PEAT MATERIAL

In this study, peat was activated with H_3PO_4 at a concentration of 2.0 M and dried at 105°C for 6 hours. The samples after synthesis are characterized by several methods such as EDX, XRD, SEM, BET and FTIR. The adsorption properties of the materials were evaluated through the removal of Pb^{2+} ions in aqueous solution. Material characteristics showed that the activated peat sample had a higher specific surface area and porosity than the raw peat sample. The study showed that the experimental data of Pb^{2+} ion adsorption on activated peat were well described according to both Langmuir and Freundlich isotherm models, however, the Langmuir isotherm model was more suitable. The activated peat material had a maximum adsorption capacity $q_m = 33.33$ mg/g. In addition, the study also showed that the adsorption of Pb^{2+} ions on activated peat follows the pseudo-second-order model. From the above research results, it shows that the adsorbent material from peat has great potential in remove heavy metal ions in aqueous solution.

Keywords: peat, activated, heavy metal ions, adsorption

1. GIỚI THIỆU

Nước được dùng cho đời sống, sản xuất và dịch vụ. Sau khi sử dụng, nước trở thành nước thải và bị ô nhiễm ở các mức độ khác nhau. Ngày nay, cùng với sự bùng nổ về dân số, tốc độ phát triển cao của công nghiệp và nông nghiệp đã để lại nhiều hậu quả phức tạp, đặc biệt là vấn đề ô nhiễm môi trường nước. Vấn đề này đang nhận được nhiều sự quan tâm của mọi người, mọi quốc gia trên thế giới [1].

Chì (Pb) là kim loại nặng gây ô nhiễm phổ biến, nó được thải vào môi trường nước, không khí và đất do các hoạt động công nghiệp như đốt cháy

nhiên liệu hoá thạch, nấu chảy quặng sunfit, xả thải nước mỏ nhiễm acid, mạ kim loại, lọc dầu, sản xuất ắc quy và các hoạt động tự nhiên. Ô nhiễm chì trong môi trường phá huỷ hệ sinh thái và gây nguy hiểm cho sức khoẻ con người [2]. Hơn nữa, chì không có khả năng tự phân huỷ sinh học trong môi trường, mà sẽ tích lũy chủ yếu trong xương, não, thận và các mô cơ, gây ra các bệnh nghiêm trọng như suy thận, thiếu máu, rối loạn hệ thần kinh, tăng huyết áp, suy giảm khả năng sinh sản, suy nhược thậm chí dẫn đến tử vong [1,2]. Do đó, việc tìm ra giải pháp xử lý hiệu quả, tin cậy và giá trị kinh tế là cần thiết để loại bỏ chì ra khỏi nguồn nước thải.

Hiện tại, đã có nhiều phương pháp khác nhau, chẳng hạn như: kết tủa hóa học, hấp phụ, điện hóa, trao đổi ion, oxy hóa và khử hóa học, v.v. đã được áp dụng vào công nghệ xử lý ion kim loại nặng [2]. Trong số đó, phương pháp hấp phụ thường được áp dụng nhất do tính hiệu quả, chi phí thấp và thân thiện môi trường. Hiện tại, người ta thường sử dụng các chất có nguồn gốc từ phế phụ phẩm như vỏ chuối, vỏ hạt điều, vỏ cam [1], hạt nhãn [3],... để tổng hợp các vật liệu hấp phụ. Gần đây, than bùn được biết đến có cấu trúc chelate, lignin, cũng như nhiều loại nhóm chức trên bề mặt nên thích hợp làm vật liệu hấp phụ [1]. Nhiều nghiên cứu cho rằng, tùy thuộc vào nguồn gốc của than bùn, phương pháp xử lý mà thành phần cũng như dung lượng hấp phụ của chúng khác nhau đáng kể, chẳng hạn như dung lượng hấp phụ cân bằng của than bùn đối với ion Ni^{2+} ở các nước như sau: Brazil (14,0 mg/g), Ireland (11,42 mg/g), Ba Lan (14,0 mg/g) [4]. Tuy nhiên, theo hiểu biết của chúng tôi việc nghiên cứu hoạt hóa than bùn có nguồn gốc từ Vườn quốc gia U Minh Thượng (VQGUMT), tỉnh Cà Mau, Việt Nam để ứng dụng xử lý ion Pb^{2+} vẫn còn nhiều hạn chế. Trong bài báo này, chúng tôi thông báo một số kết quả chính của quá trình hoạt hóa than bùn từ VQGUMT và bước đầu đánh giá khả năng xử lý ion Pb^{2+} trong dung dịch nước trên vật liệu than bùn sau khi được hoạt hóa.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1 Nguyên liệu và hóa chất

Than bùn sau khi thu nhận về được phơi khô và sàng qua rây (200 μm). Tiến hành ngâm than bùn trong nước máy (tỷ lệ khối lượng 1/3), khuấy trộn và để lắng, tiếp đến gạn lấy phần huyền phù than bùn ở lớp trên và loại bỏ phần cát ở lớp đáy. Quá trình này được tiến hành lặp lại nhiều lần cho đến khi dịch lọc trung tính. Than bùn sau khi rửa được sấy khô ở 105°C đến khối lượng không đổi, sau đó được nghiền mịn và cho vào bình bảo quản dùng làm nguyên liệu thô ban đầu và nó được ký hiệu là TBT.

Các hóa chất được sử dụng trong thực nghiệm, bao gồm: ortho-Phosphoric acid (H_3PO_4 , 85%), sodium hydroxide (NaOH, 97%), hydrochloric acid (37%) và lead(II) nitrate ($\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\geq$

99,0%). Tất cả hóa chất đều nhận được từ hãng Merck, được sử dụng trực tiếp và không cần phải chế hóa bổ sung.

2.2. Hoạt hóa than bùn

Cho 5,0 gam than bùn thô (TBT) vào trong 50 mL dung dịch H_3PO_4 2,0 M. Khuấy trộn huyền phù ở nhiệt độ phòng trong 4 giờ, sau đó tiến hành lọc, rửa nó nhiều lần bằng nước cất đến khi dịch lọc trung tính. Sấy khô than bùn ở 150°C trong 6 giờ, thu được sản phẩm than bùn được hoạt hóa (ký hiệu là TBA).

2.3. Đánh giá sự hấp phụ ion Pb^{2+}

2.3.1. Thực nghiệm hấp phụ

Cho 0,5 gam chất hấp phụ vào trong 0,1 L dung dịch Pb^{2+} 150 mg/L. Khuấy trộn huyền phù trong 90 phút để sự hấp phụ đạt cân bằng. Sau đó tiến hành ly tâm thu lấy phần dung dịch và loại bỏ phần rắn. Nồng độ ion Pb^{2+} trước và sau khi hấp phụ được xác định bằng phương pháp phổ hấp thụ nguyên tử AAS (AAS 240FS Agilent - USA). Dung lượng hấp phụ (q_e , mg/g) được xác định dựa vào biểu thức (1) [5].

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

trong đó, C_0 và C_e (mg/L) lần lượt là nồng độ ban đầu và nồng độ cân bằng của chất tan, V (L) là thể tích dung dịch và m (g) là khối lượng của chất hấp phụ. Hiệu suất hấp phụ ($H\%$) được xác định dựa vào biểu thức (2) [5].

$$H = \frac{(C_0 - C_e)}{C_0} \times 100 \quad (2)$$

2.3.1.1. Ảnh hưởng của nồng độ Pb^{2+} ban đầu

Thực nghiệm được tiến hành bằng cách giữ cố định các thông số như: lượng chất hấp phụ 0,5 gam, thể tích dung dịch 0,1 L và pH ~ 7 và thay đổi nồng độ ion Pb^{2+} ban đầu trong khoảng từ 130 đến 210 mg/L.

2.3.1.2. Khảo sát đẳng nhiệt hấp phụ

Chúng tôi sử dụng hai mô hình Langmuir và Freundlich để đánh giá đẳng nhiệt hấp phụ theo hai biểu thức lần lượt được cho như sau [5, 6].

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

trong đó: q_m (mg/g) là dung lượng hấp phụ cực đại; K_L (L/mg) là hằng số hấp phụ Langmuir.

$$\lg(q_e) = \lg(K_F) + \frac{1}{n} \lg(C_e) \quad (4)$$

trong đó: K_F và $1/n$ là các hằng số kinh nghiệm Freundlich.

2.3.1.3. Khảo sát động học hấp phụ

Thí nghiệm được tiến hành bằng cách giữ cố định lượng chất hấp phụ 0,5 gam, thể tích dung dịch 0,1 L, pH dung dịch ~ 7 . Tiến hành đánh giá khả năng hấp phụ ion Pb^{2+} trên vật liệu TBA ở ba giá trị nồng độ Cd^{2+} khác nhau: 130; 150 và 170 mg/L theo thời gian hấp phụ thay đổi trong khoảng từ 0 đến 120 phút. Để khảo sát động học hấp phụ ion Pb^{2+} trên TBA chúng tôi sử dụng hai phương trình động học biểu kiến: bậc 1 và bậc 2 tương ứng với hai biểu thức được cho dưới đây [5, 6].

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) + k_1 t \quad (5)$$

trong đó, q_e và q_t (mg/g) lần lượt là dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng và tại thời điểm t (phút); k_1 (1/phút) là hằng số tốc độ biểu kiến bậc nhất.

$$\frac{t}{q_t} = \frac{t}{q_e} + k_1 t + \frac{1}{k_2 q_e^2} \quad (6)$$

trong đó, k_2 (g.mg⁻¹/phút) là hằng số tốc độ biểu kiến bậc hai.

2.4. Phương pháp đặc trưng vật liệu

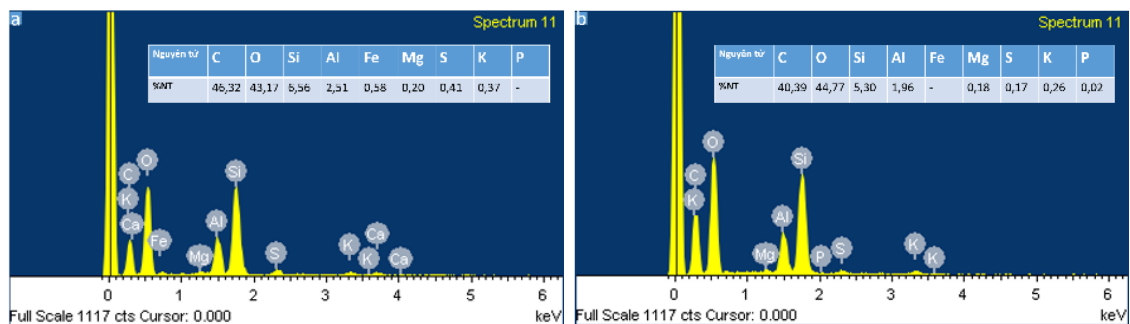
Nhiều xạ tia X được ghi trên thiết bị D8-Advance Bruker với tia phát xạ $CuK\alpha$ có bước

sóng $\lambda = 0,15406$ nm. Hình vi điện tử quét (SEM) được chụp trên thiết bị S-4800, Hitachi-Japan. Tán xạ năng lượng tia X (EDX) được phân tích trên thiết bị TEAM Apollo XL EDS. Phổ hồng ngoại chuyển đổi fourier (FTIR) cho các mẫu được ghi trên máy quang phổ IR Affinity-1S -Shimadzu. Diện tích bề mặt riêng (BET) được xác định bởi đường đẳng nhiệt hấp phụ - giải hấp phụ N_2 ở nhiệt độ nitơ lỏng (77K) bằng cách sử dụng thiết bị Micromeritics.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Đặc trưng vật liệu

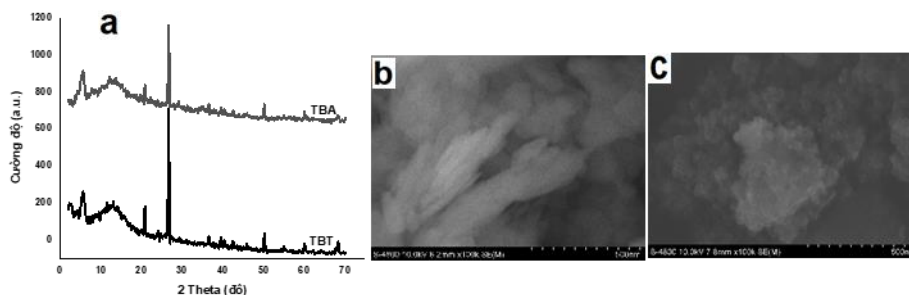
Để xác định được thành phần các nguyên tố mẫu than bùn thô (TBT) và mẫu than bùn sau khi hoạt hóa với H_3PO_4 (TBA) đượ ghi phổ EDX như thể hiện ở Hình 1. Hình 1a cho thấy mẫu TBT gồm các nguyên tố đặc trưng cho than bùn, bao gồm: C, O, Mg, Si, Al, Fe, S và K. Các nguyên tố chiếm hàm lượng lớn đó là C (46,32%), O (43,17%), Si (6,56%), Al (2,31%) và Fe (0,58%). Mẫu TBA ngoài các nguyên tố chính giống với mẫu TBT còn xuất hiện thêm nguyên tố mới là P, chứng tỏ đã hoạt hóa thành công TBT bởi H_3PO_4 . Thành phần các nguyên tố C, O, Si, Al, Fe và P trong mẫu TBA lần lượt là 40,39%, 44,77%, 5,30%, 1,96%, 0% và 0,02%. Thành phần % nguyên tử Si, Al, Fe, Mg, S và K trong mẫu TBA bé hơn so với mẫu TBT, chứng tỏ các hợp chất của silica đã bị rửa trôi trong quá trình hoạt hóa.



Hình 1. Phổ EDX của a mẫu TBT và b mẫu TBA

Phổ XRD của hai mẫu TBT và TBA ở Hình 2a cho thấy chúng đều có đỉnh nhiễu xạ 2θ đặc trưng tại khoảng $26,8^\circ$ thuộc cấu trúc pha α - SiO_2 . Cường độ của pha này trong mẫu TBA giảm so

với mẫu TBT, chứng tỏ độ kết tinh cũng như hàm lượng α - SiO_2 trong mẫu TBA giảm so với mẫu TBA và nó cũng phù hợp với kết quả phân tích EDX ở trên.

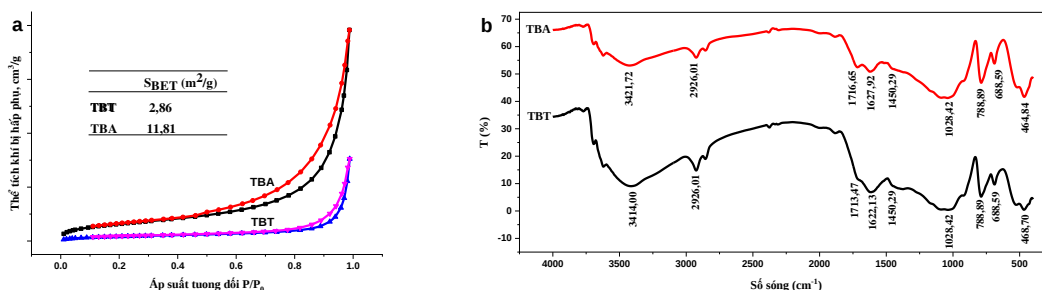


Hình 2. Giảm độ XRD của các mẫu TBT và TBA (a) và Ảnh SEM của các mẫu TBT (b) và TBA (c)

Hình thái của mẫu TBT và TBA được chụp SEM như thể hiện ở Hình 2. Mẫu TBT (Hình 2b) ở dạng các tấm với bề mặt nhẵn bóng, trong khi đó mẫu TBA ở dạng các tấm nhưng trông bé và gồ ghề hơn so với mẫu TBT (Hình 2c).

Đường đẳng nhiệt hấp phụ - giải hấp N_2 của các mẫu TBT và TBA ở Hình 3a cho thấy rằng chúng đều có đường cong đẳng nhiệt hấp phụ -

giải hấp N_2 thuộc kiểu IV theo phân loại của IUPAC, đặc trưng cho cấu trúc mesoporous. Giá trị diện tích bề mặt riêng của TBT và TBA lần lượt là $2,86 \text{ m}^2/\text{g}$ và $11,81 \text{ m}^2/\text{g}$. Kết quả cho thấy, diện tích bề mặt riêng của vật liệu TBA lớn hơn gấp khoảng 4,1 lần so với TBT, tức là sự hoạt hóa than bùn bởi H_3PO_4 đã cải thiện đáng kể diện tích bề mặt riêng cho vật liệu.



Hình 3. a Đường đẳng nhiệt hấp phụ - giải hấp N_2 và b Phổ FTIR của các mẫu TBT và TBA

Phổ FTIR của các mẫu TBT và TBA được hiển thị trong Hình 3b. Kết quả cho thấy rằng, cả hai mẫu TBT và TBA đều xuất hiện vùng hấp thụ rộng trong khoảng từ $3600-3100 \text{ cm}^{-1}$ được cho có liên quan đến dao động hóa trị của liên kết O-H trên bề mặt than bùn do liên kết hydro liên phân tử và nội phân tử của các hợp chất cao phân tử [4, 7]. Đỉnh tại 2926 cm^{-1} và các đỉnh nằm trong khoảng số sóng từ $1720-1710 \text{ cm}^{-1}$ tương ứng với dao động hóa trị của liên kết C-H và C=O [8]. Các đỉnh trong vùng hấp thụ từ $1620-1630 \text{ cm}^{-1}$ và đỉnh tại 1450 cm^{-1} có liên quan đến dao động của carboxylat ($-\text{COO}^-$) [7]. Các đỉnh hấp thụ nằm trong khoảng $1000 - 1110 \text{ cm}^{-1}$ là dao động hóa trị của liên kết C-O [4]. Các đỉnh tại số sóng 788 cm^{-1} và 688 cm^{-1} tương ứng với dao động hóa trị của Si-O và Al-O-Si [9]. Các đỉnh trong khoảng từ $468 - 464 \text{ cm}^{-1}$ là dao động của liên kết Si-O-Si [9].

3.2. Đánh giá sự hấp phụ ion Pb^{2+}

3.2.1. Ảnh hưởng của nồng độ dung dịch Pb^{2+} ban đầu

Trong quá trình thực nghiệm thăm dò, chúng tôi nhận thấy tại nồng độ ion Pb^{2+} ban đầu 130 mg/L , hiệu suất hấp phụ loại bỏ ion Pb^{2+} trên than bùn hoạt hóa đã đạt $> 90\%$. Do đó, với mong muốn loại bỏ hiệu quả ion Pb^{2+} , thậm chí ở nồng độ cao, đồng thời để tạo điều kiện thuận lợi trong quá trình đánh giá nên chúng tôi chọn khoảng nồng độ ion Pb^{2+} từ 130 đến 210 mg/L làm điều kiện khảo sát. Các thông số cho sự hấp phụ ion Pb^{2+} trên TBA theo nồng độ ion Pb^{2+} khác nhau ở Bảng 1 cho thấy dung lượng hấp phụ ion Pb^{2+} trên vật liệu TBA tăng, trong khi đó hiệu suất hấp phụ lại giảm cùng với sự tăng nồng độ ion Pb^{2+} ban đầu. Việc tăng dung lượng hấp phụ theo sự tăng nồng độ là do ở nồng độ Pb^{2+} ban đầu

cao đã gây ra hiệu ứng gradien nồng độ lớn, tức là tăng cường lực đẩy giữa các ion kim loại lẫn nhau trong pha lỏng để chúng dễ dàng tập hợp đến bề mặt pha rắn của vật liệu hấp phụ [10, 11]. Hơn nữa, ở nồng độ ion Pb^{2+} cao, có thể có một lượng $Pb(II)$ thủy phân tạo kết tủa tách ra khỏi dung dịch. Tuy nhiên, ở nồng độ ion kim loại ban đầu cao sẽ gây ra sự cạnh tranh lớn giữa các ion kim loại, đồng thời chúng gây ra sự cản trở lẫn nhau trong quá trình tập hợp đến bề mặt chất

hấp phụ, trong khi đó số lượng tâm hấp phụ không thay đổi, dẫn đến làm giảm hiệu suất hấp phụ [10, 11]. Để so sánh, chúng tôi tiến hành đánh giá hiệu suất hấp phụ ion Pb^{2+} tại nồng độ 130 mg/L trên mẫu TBT ở cùng điều thí nghiệm với mẫu TBA. Kết quả cho thấy mẫu TBT có hiệu suất hấp phụ đạt 70,35%, tức là bé hơn nhiều so với mẫu TBA (93,52%, Bảng 1). Kết quả này chứng tỏ sự hoạt hóa TBT bởi H_3PO_4 đã cải thiện đáng kể hiệu suất hấp phụ của nó.

Bảng 1. Các thông số cho sự hấp phụ ion Pb^{2+} trên vật liệu TBA theo sự thay đổi nồng độ ion Pb^{2+}

Nồng độ Pb^{2+} ban đầu (mg/L)	130	150	170	190	210
Nồng độ C_e của Pb^{2+} (mg/L)	8,42	12,90	25,60	36,10	52,30
Dung lượng q_e (mg/g)	24,32	27,42	28,88	30,78	31,54
Tỷ lệ C_e/q_e (g/L)	0,346	0,470	0,886	1,173	1,658
Hiệu suất hấp phụ, (%)	93,52	91,40	84,94	81,00	75,10

3.2.2. Đánh giá đẳng nhiệt hấp phụ

Các thông số cho sự hấp phụ đẳng nhiệt ion Pb^{2+} trên TBA theo các mô hình Langmuir và Freundlich được trình bày trong Bảng 2. Bảng 2 cho thấy rằng hệ số tương quan R^2 thu được theo hai mô hình đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir và Freundlich đối với quá trình hấp phụ ion Pb^{2+} khá cao ($R^2 > 0,92$), chứng tỏ dữ liệu hấp phụ ion Pb^{2+} trên TBA được mô tả tốt theo cả hai mô hình này, tuy nhiên, mô hình đẳng nhiệt Langmuir tỏ ra phù hợp hơn so với Freundlich do nó có hệ số tương quan lớn hơn và nó cũng phù

hợp với các công trình nghiên cứu [8, 12]. Bảng 2 còn cho thấy, giá trị thông số cân bằng $R_L = 0,0105$, tức là nằm trong phạm vi: $0 < R_L < 1$ và giá trị $n_F = 7,39 > 1$. Từ các kết quả này có thể kết luận rằng quá trình hấp phụ ion Pb^{2+} trên TBA xảy ra thuận lợi. Bảng 2 cho thấy dung lượng hấp phụ cực đại q_{max} của vật liệu TBA đạt 33,33 mg/g và giá trị này có phần lớn hơn đôi chút so với các nghiên cứu của Bartczak (than bùn Ba Lan, 20,0 mg/g) [4], Kalmykova (24,81 mg/g) [13]. Kết quả này chứng tỏ than bùn có nguồn gốc từ VQGUMT có nhiều tiềm năng trong ứng dụng xử lý ion Pb^{2+} .

Bảng 2. Các thông số cho quá trình khảo sát đẳng nhiệt hấp phụ ion Pb^{2+} trên TBA

Ion hấp phụ	Mô hình Langmuir				Mô hình Freundlich		
	K_L (L/mg)	q_{max} (mg/g)	R^2	R_L	n_F	K_F (mg/g)	R^2
Pb^{2+}	0,31	33,33	0,9993	0,0105	7,39	18,73	0,9455

3.2.3. Đánh giá động học hấp phụ

Các thông số cho động học hấp phụ ion Pb^{2+} trên vật liệu TBA theo mô hình động học biểu kiến bậc 1 và mô hình động học biểu kiến bậc 2 được trình bày trong Bảng 3. Kết quả cho thấy rằng theo mô hình động học biểu kiến bậc 1, mặc dù giá trị R^2 là khá lớn ($\sim 0,88$) nhưng các giá trị dung lượng hấp phụ tính theo phương trình động học biểu kiến bậc 1 có sự sai khác nhiều so với các giá trị dung lượng hấp phụ thu được từ thực nghiệm nên quá trình hấp phụ ion Pb^{2+} trên

TBA không tuân theo phương trình động học biểu kiến bậc 1. Ngược lại, đối với mô hình động học biểu kiến bậc 2, hệ số tương quan R^2 thu được cho ion Cd^{2+} khá cao ($> 0,99$), hơn nữa giữa các giá trị dung lượng hấp phụ tính theo phương trình động học bậc 2 và các giá trị dung lượng hấp phụ thu được từ thực nghiệm là gần nhau. Do đó, có thể nhận định rằng sự hấp phụ ion Pb^{2+} trên vật liệu TBA được mô tả tốt bởi phương trình động học hấp phụ biểu kiến bậc 2. Kết quả này cũng phù hợp với các công trình nghiên cứu [4, 8, 14].

Bảng 3. Các thông số cho động học hấp phụ ion Pb^{2+} trên vật liệu TBA

C_0 (mg/L)	Động học bậc 1			Động học bậc 2			q_e thực nghiệm (mg/g)
	R^2	k_1 (1/phút)	q_e (mg/g)	R^2	k_2 (g.mg/phút)	q_e (mg/g)	
130	0,8838	0,0715	26,44	0,9995	$3,05.10^{-4}$	25,64	24,55
150	0,8860	0,0716	31,52	0,9995	$2,46.10^{-4}$	28,49	27,43
170	0,8759	0,0702	31,91	0,9993	$2,04.10^{-4}$	30,21	28,87

4. KẾT LUẬN

Vật liệu than bùn đã được hoạt hóa thành công bởi dung dịch H_3PO_4 2,0 M. Kết quả cho thấy rằng than bùn sau khi được hoạt hóa có diện tích bề mặt riêng, độ xốp và độ gồ ghề lớn hơn so với mẫu than bùn thô. Nghiên cứu còn cho thấy sự hấp phụ ion Pb^{2+} trên than bùn được hoạt hóa được mô tả tốt theo cả hai mô hình đẳng nhiệt Langmuir và Freundlich, tuy nhiên mô hình đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir tỏ ra phù hợp hơn. Vật liệu than bùn được hoạt hóa có giá trị dung lượng hấp phụ cực đại là 33,33 mg/g. Ngoài ra nghiên cứu còn cho thấy sự hấp phụ ion Pb^{2+} trên than bùn hoạt hóa tuân theo mô hình động học biểu kiến bậc 2. Từ những kết quả nghiên cứu trên cho thấy vật liệu hấp phụ từ than bùn có nhiều tiềm năng trong việc loại bỏ ion Pb^{2+} nói riêng và các ion kim loại nặng trong dung dịch nước nói chung.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Carolin C. F., Kumar P. S., Saravanan A., Joshiba G. J., and Naushad M., (2017). Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, **5**(3), 2782-2799.
- [2] Yurtsever M. and Sengil I. A., (2009). Biosorption of Pb(II) ions by modified quebracho tannin resin. *J Hazard Mater*, **163**(1), 58-64.
- [3] Nguyễn Văn Hưng, Bùi Thị Minh Nguyệt, Phan Thanh Dự, (2019). Nghiên cứu về sự hấp phụ xanh methylene trong dung dịch nước trên cacbon hoạt tính được điều chế từ hạt nhãn. *Tạp chí Phân tích Hóa, Lý và Sinh học*, **24**(4), 117-125.
- [4] Bartczak P. et al., (2018). Removal of nickel(II) and lead(II) ions from aqueous solution using peat as a low-cost adsorbent: A kinetic and equilibrium study. *Arabian Journal of Chemistry*, **11**(8), 1209-1222.
- [5] Hồ Sỹ Thắng, (2015). *Hóa keo và Hấp phụ*. NXB Giáo dục Việt Nam.
- [6] Hemmati F., Norouzbeigi R., Sarbisheh F., and Shayesteh H., (2016). Malachite green removal using modified sphagnum peat moss as a low-cost biosorbent: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, **58**, 482-489.
- [7] Zhirong L. and Zhou Shaoqi (2010). Effect of pH on the adsorption of uranyl Ions by peat moss. *Adsorption Science & Technology*, **28**(3), 243-251.
- [8] Lee S.-J., Park J. H., Ahn Y.-T., and Chung J. W. (2015). Comparison of heavy metal adsorption by peat moss and peat moss-derived biochar produced under different carbonization conditions. *Water, Air, & Soil Pollution*, **226**(2), 1-11 .
- [9] Tinti A., Tugnoli V., Bonora S., and Francioso O., (2015). Recent applications of vibrational mid-Infrared (IR) spectroscopy for studying soil components: a review. *Journal of Central European Agriculture*, **16**(1), 1-22.
- [10] Brown P. A., Gill S. A., and Allen S. J., (2000). Metal removal from wastewater using peat. *Water Research*, **34**(16), 3907-3916.
- [11] Maneerung T., Liew J., Dai Y., Kawi S., Chong C., and Wang C. H., (2016). Activated carbon derived from carbon residue from

biomass gasification and its application for dye adsorption: Kinetics, isotherms and thermodynamic studies. *Bioresour Technol*, **200**, 350-359.

[12] Qin F. *et al.*, (2006). Mechanisms of competitive adsorption of Pb, Cu, and Cd on peat. *Environ Pollut*, **144(2)**, 669-80.

[13] Kalmykova Y., Stromvall A. M., and Steenari B. M., (2008). Adsorption of Cd, Cu,

Ni, Pb and Zn on Sphagnum peat from solutions with low metal concentrations. *J Hazard Mater*, **152(2)**, 885-91.

[14] Gabaldón C., Marzal P., and Alvarez-Hornos F. J., (2006). Modelling Cd(II) removal from aqueous solutions by adsorption on a highly mineralized peat. Batch and fixed-bed column experiments. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, **81(7)**, 1107-1112.