



DOI:10.22144/ctujos.2023.204

NGHIÊN CỨU XỬ LÝ Cr(VI) TRONG MÔI TRƯỜNG NƯỚC BẰNG THAN BIẾN TÍNH SẢN XUẤT TỪ CÀNH THANH LONG (*Hylocereus* sp.)

Trần Tuyết Suong^{1*}, Nguyễn Thị Thu Thảo^{2,3}, Đỗ Hải Sâm², Nguyễn Trung Hiệp¹ và Thái Phương Vũ²

¹Viện Nghiên cứu Phát triển bền vững, Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường thành phố Hồ Chí Minh

²Khoa Môi trường, Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường thành phố Hồ Chí Minh

³Trung tâm Quản lý hạ tầng kỹ thuật, Sở Xây dựng thành phố Hồ Chí Minh

*Tác giả liên hệ (Corresponding author): ttsuong@hcmunre.edu.vn

Thông tin chung (Article Information)

Nhận bài (Received): 27/04/2023

Sửa bài (Revised): 30/05/2023

Duyệt đăng (Accepted): 02/06/2023

Title: Adsorption of Cr(VI) from aqueous solution onto activated biochar derived from the dragon fruit branches (*Hylocereus* sp.)

Author(s): Tran Tuyet Suong^{1*}, Nguyen Thi Thu Thao^{2,3}, Do Hai Sam², Nguyen Trung Hiep¹ and Thai Phuong Vu²

Affiliation(s): ^{1,2}Ho Chi Minh City University of Natural Resources and Environment, ³Department of Construction of Ho Chi Minh City

TÓM TẮT

Nghiên cứu khả năng hấp phụ Cr(VI) trong môi trường nước bằng than sinh học (TSH) được sản xuất từ phụ phẩm nông nghiệp – cành thanh long (*Hylocereus* sp.). Kết quả phân tích cho thấy tác nhân hoạt hóa HNO₃ đã làm thay đổi tính chất bề mặt của TSH dẫn đến việc tăng khả năng hấp phụ Cr(VI) trong nước so với TSH chưa hoạt hóa. TSH sau biến tính có thể xử lý Cr(VI) ở nồng độ 10 mg/L với hiệu suất và dung lượng hấp phụ lần lượt là 88,9% và 2,2 mg/g ở điều kiện pH 2 và khối lượng than sử dụng là 0,2 g trong 90 phút. Khảo sát động học cho thấy mô hình động học biểu kiến bậc 2 là phù hợp để giải thích động học quá trình hấp phụ Cr(VI) lên TSH với R² = 0,9821. Nghiên cứu xây dựng mô hình đẳng nhiệt cho thấy mô hình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir phù hợp hơn mô hình đẳng nhiệt Freundlich đối với quá trình hấp phụ Cr(VI) lên vật liệu hấp phụ từ cành thanh long và dung lượng hấp phụ cực đại là 5,91 mg/g.

Từ khóa: Cành thanh long, Crom(VI), nhiệt phân, than sinh học, xử lý nước

ABSTRACT

This study focuses on developing a low-cost absorbent, specifically modified biochar prepared from dragon fruit (*Hylocereus* sp.) branches to remove Cr(VI) in an aqueous solution. It was found that the activation process using nitric acid helped to improve the prepared biochar's surface properties, resulting in an increase in the adsorption capacity of Cr(VI) in an aqueous solution. Accordingly, the removal efficiency and adsorption capacity of Cr(VI) respectively reached 88.9% and 2.2 mg/g at the optimum condition: the absorbent dosage of 0.2 g, pH solution of 2, contact time of 90 minutes, and initial concentration of 10 mg/L. An equilibrium adsorption isotherm model and a kinetic model of Cr(VI) on the modified biochar from dragon fruit branches were fitted to experimental data. In comparison to Freundlich adsorption isotherm model, the data were well represented by the Langmuir adsorption isotherm model with a maximum adsorption capacity of 5.91 mg/g. Furthermore, the adsorption kinetic data were well described by the pseudo-second-order model with R² of 0.9821, indicating a high agreement between experimental and calculated values.

Keywords: Biochar, Cr(VI), dragon fruit branches, pyrolysis, wastewater treatment

1. GIỚI THIỆU

Ô nhiễm môi trường do nước thải nói chung và nước thải chứa kim loại nặng nói riêng là một vấn đề môi trường “nóng” ở Việt Nam trong những năm gần đây. Hiện nay, nước thải từ các ngành công nghiệp như sản xuất sơn và chất nhuộm, mạ kim loại, luyện kim,... có chứa nhiều chất ô nhiễm, điển hình là kim loại nặng như Pb, Cd, Cr, Ni, Zn, Cu và Fe... Các kim loại này không phân hủy sinh học và tồn tại ở sông, hồ, suối gây tích lũy sinh học trong cơ thể sống, dẫn đến nhiều vấn đề sức khỏe ở động vật, thực vật và con người như ung thư, nhiễm a-xit chuyển hóa, loét miệng, suy thận và tổn thương trong dạ dày (Hegazi, 2013; Babel & Kurniawan, 2003). Crom là kim loại có tính độc cao, đặc trưng của nước thải công nghệ mạ điện. Trong đó, Cr(VI) hấp thu qua dạ dày và ruột nhiều hơn Cr(III) và có thể thâm thấu qua màng tế bào (Deng & Bai, 2004; Silva et al., 2018). Theo quy chuẩn kỹ thuật Việt Nam về nước thải công nghiệp cột A (QCVN 40:2011/BTNMT) thì nồng độ Cr(VI) trong nước phải thấp hơn 0,05 mg/L. Hàm lượng Cr(VI) dù chỉ một lượng nhỏ có thể làm giảm protein, a-xit nucleic và ức chế hệ thống men cơ bản và đặc biệt gây ung thư ở động vật và con người (Hang et al., 2020).

Hiện nay, rất nhiều nghiên cứu tại Việt Nam và trên thế giới sử dụng phế phẩm nông nghiệp nhằm xử lý Cr(VI) trong môi trường nước như sử dụng vỏ hạnh nhân của Nurchi and Villaescusa (2008), sử dụng cành xương rồng của Fernandez-Lopez et al. (2014), sử dụng trấu biến tính của Định và ctv. (2015),... Tại Việt Nam, thanh long (*Hylocereus sp.*) được trồng phổ biến ở các tỉnh Nam Trung Bộ và Nam Bộ với tổng diện tích hơn 37.000 ha (Thường và ctv., 2021; Như và ctv., 2023). Trong quá trình trồng thanh long, nhằm giúp cây có khả năng đón ánh sáng đầy đủ, cành tán thanh long được cắt tỉa liên tục giúp cây có bộ khung cơ bản vững chắc, cân đối; nhưng điều này dẫn đến việc có rất nhiều cành thanh long được thải ra mà chưa có biện pháp xử lý thích hợp gây ô nhiễm môi trường (Khôi & Trúc, 2017).

Nhìn chung, các công trình nghiên cứu hay một ứng dụng về chất hấp phụ sinh học chế tạo từ cành thanh long để xử lý kim loại nặng trong môi trường nước chưa thấy công bố. Trong khi đó, nhu cầu xuất khẩu thanh long đang ngày một tăng, nên diện tích cây trồng tăng dẫn đến khối lượng cành thanh long thải bỏ ngày càng nhiều sẽ gây tác hại xấu đến môi trường. Nghiên cứu này được thực hiện bằng cách hoạt hóa than sinh học (TSH) thu được từ nhiệt phân

cành thanh long bởi HNO₃ thành vật liệu hấp phụ Cr(VI) trong nước thải.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Nguyên liệu và hóa chất

Cành thanh long được thu tại xã Thạnh Hòa, huyện Bến Lức, tỉnh Long An để chế tạo than sinh học.

K₂Cr₂O₇ dùng để pha chế nước thải giả định chứa Cr(VI) được mua từ nhà sản xuất Xilong, Trung Quốc.

2.2. Nhiệt phân cành thanh long và hoạt hóa than sinh học

Nghiên cứu được thực hiện bằng cách tham khảo phương pháp tạo TSH trong điều kiện không khí trong lò không lưu thông. Ưu điểm của phương pháp này là không sử dụng khí trơ, vì vậy tiết kiệm chi phí sản xuất TSH.

Than hóa: Cành thanh long được rửa sạch và sấy khô. Cây thanh long thuộc họ xương rồng nên dựa vào các nghiên cứu ứng dụng hấp phụ của TSH được tạo thành từ nhiệt phân xương rồng, nhiệt phân cành thanh long ở nhiệt độ khoảng 450°C trong thời gian 120 phút (Fernandez-Lopez et al., 2014; Loukia, 2014; Amari et al., 2019). TSH thu được sẽ nghiền và rây đến kích thước 0,15 - 0,315 mm.

Hoạt hóa TSH: Mẫu TSH được cho vào dung dịch hoạt hóa a-xit và tiến hành lắc trong khoảng 24 giờ (Loukia, 2014). Mẫu TSH sau hoạt hóa được lọc, rửa đến pH 7 và sấy ở 105°C. Dựa vào kết quả hấp phụ Cr(VI) trong dung dịch, điều kiện tối ưu được chọn để tiến hành quá trình hoạt hóa TSH.

2.3. Khảo sát khả năng hấp phụ Cr(VI) của than sinh học

Các yếu tố ảnh hưởng đến khả năng hấp phụ Cr(VI) trong nước của TSH sản xuất từ cành thanh long được khảo sát như: pH dung dịch, thời gian hấp phụ, hàm lượng chất hấp phụ và nồng độ dung dịch ban đầu. Các thí nghiệm hấp phụ được thực hiện trên máy lắc (Jeio Tech, model OS-2000, Hàn Quốc) với tốc độ lắc là 150 vòng/phút ở nhiệt độ phòng. Nồng độ Cr(VI) trong dung dịch được xác định theo tiêu chuẩn Việt Nam TCVN 6658 : 2000 (ISO 11083 : 1994) bằng phương pháp so màu tại bước sóng 540 nm sử dụng máy UV-Vis spectrophotometer (Thermo Scientific, model Evolution 350, USA).

Hiệu quả hấp phụ Cr(VI) được đánh giá thông qua dung lượng hấp phụ cân bằng q_e (mg/g) được tính toán bằng cân bằng chuyển khối:

$$q_e = \frac{(C_o - C_e) \times V}{W} \quad (1)$$

Trong đó, C_o và C_e (mg/L) là nồng độ Cr(VI) đầu vào và đầu ra, V (L) là thể tích dung dịch hấp phụ và W (mg) là khối lượng than hấp phụ.

Động học của quá trình hấp phụ được nghiên cứu theo hai mô hình động học: mô hình biểu kiến bậc 1 (phương trình 2) và mô hình biểu kiến bậc 2 (phương trình 3).

Phương trình biểu kiến bậc 1:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln q_e - k_1 t \quad (2)$$

Phương trình biểu kiến bậc 2:

$$\frac{1}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (3)$$

Trong đó, q_e là dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng (mg/g); q_t là dung lượng hấp phụ tại thời điểm t (mg/g); k_1 là hằng số tốc độ hấp phụ biểu kiến bậc nhất (ph^{-1}); k_2 là hằng số tốc độ hấp phụ biểu kiến bậc hai ($g/mg.ph$).

Đẳng nhiệt của quá trình hấp phụ ion Cr(VI) cũng được đánh giá qua hai mô hình hấp phụ phổ biến là mô hình đẳng nhiệt Langmuir (phương trình 4) và đẳng nhiệt Freundlich (phương trình 5).

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_m} + \frac{1}{K_L q_m} \times \frac{1}{C_e} \quad (4)$$

$$\ln q_e = \ln K_F + \frac{1}{n} \times \ln C_e \quad (5)$$

Trong đó, q_m là dung lượng hấp phụ cực đại (mg/g); q_e là dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng (mg/g); C_e là nồng độ chất bị hấp phụ tại thời điểm cân bằng (mg/L); K_L là hằng số hấp phụ Langmuir (L/mg) đặc trưng cho ái lực của tâm hấp phụ; K_F ($mg^{(1-1/n)}.L^{1/n}.g^{-1}$) và $1/n$ là các hằng số của phương trình đẳng nhiệt Freundlich.

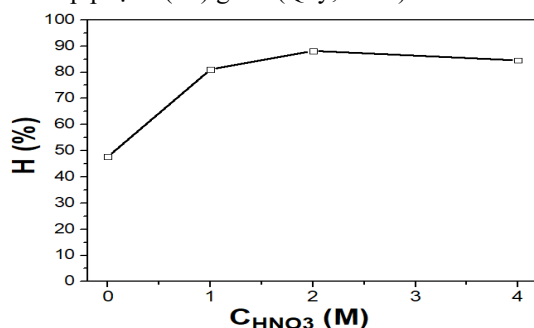
2.4. Xác định tính chất của nguyên liệu và than sinh học

Diện tích bề mặt riêng của TSH được xác định theo phương pháp BET (Brunauer–Emmett–Teller) trên thiết bị ASAP-200. Cấu trúc bề mặt SEM (Scanning Electron Microscope) được chụp trên thiết bị Thermo Scientific, model Prisma E SEM. Phổ hồng ngoại FTIR (Fourier-transform infrared spectroscopy) trên thiết bị Thermo Scientific, model Nicolet iS5, USA được dùng để xác nhận các nhóm liên kết trên TSH trong vùng có số sóng từ 4000 cm^{-1} đến 400 cm^{-1} .

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Nghiên cứu hoạt hóa than sinh học

Nghiên cứu khả năng hấp phụ của than hoạt hóa được tiến hành ở điều kiện thí nghiệm: pH 2, than hoạt hóa 0,5 g, 50 mL dung dịch Cr(VI) 10 mg/L trong thời gian hấp phụ là 60 phút. Hình 1 cho thấy TSH được hoạt hóa bởi dung dịch HNO_3 có khả năng hấp phụ Cr(VI) tốt hơn TSH chưa hoạt hóa (dung dịch HNO_3 0M) ở tất cả các nồng độ khác. Hiệu suất hấp phụ Cr(VI) tăng khi nồng độ dung dịch HNO_3 tăng từ 0 đến 2 M và giảm nhẹ trong khoảng nồng độ HNO_3 từ 2-4 M. Điều này chứng tỏ sự gia tăng đáng kể bề mặt a-xit có thể gây cản trở khả năng tạo vòng với ion Cr(VI) từ đó dẫn đến hiệu suất hấp phụ Cr(VI) giảm (Quý, 2015).

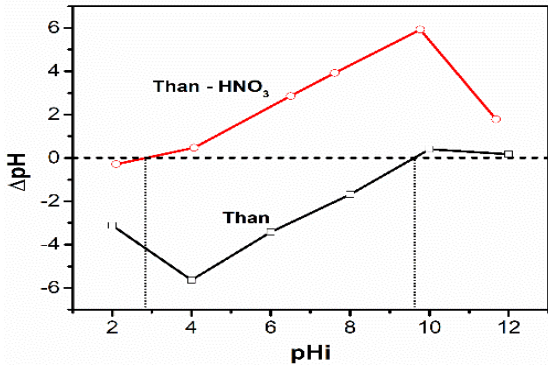


Hình 1. Ảnh hưởng của nồng độ dung dịch HNO_3 đến khả năng hấp phụ Cr(VI)

3.2. Khả năng hấp phụ Cr(VI) của than hoạt hóa

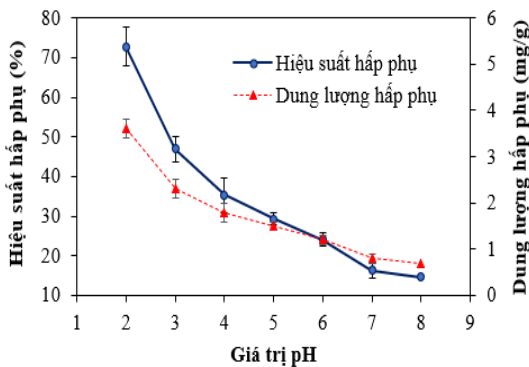
3.2.1. Ảnh hưởng của pH dung dịch

Sự khác biệt về khả năng hấp phụ của TSH đối với cùng một khoảng pH có thể là do sự khác biệt về tương tác giữa các kim loại và các ion của chúng trong dung dịch. Đối với vật liệu dùng làm chất hấp phụ, điểm điện tích không (PZC) đóng vai trò quan trọng trong quá trình hấp phụ các loại ion từ dung dịch lên bề mặt chất rắn. Hình 2 cho thấy quá trình hoạt hóa bề mặt đã làm thay đổi pH_{pzc} của than một cách rõ rệt. Bề mặt của than hoạt hóa bằng HNO_3 2M có tính axit mạnh với $pH_{pzc} = 2,8$ trong khi bề mặt của TSH ban đầu có tính kiềm cao $pH_{pzc} = 9,6$. Điều này khẳng định quá trình hoạt hóa đã tạo các nhóm chức axit yếu như phenolic, lactonic và cacboxyl trên bề mặt than làm giảm mạnh pH đẳng điện của than sau khi biến tính bằng axit mạnh HNO_3 .



Hình 2. pH đẳng điện của TSH và than được hoạt hóa bằng dung dịch HNO₃

Nghiên cứu ảnh hưởng của giá trị pH ở Hình 3 cho thấy hiệu suất và dung lượng hấp phụ Cr(VI) giảm dần khi pH dung dịch tăng. Tại pH = 2, hiệu suất hấp phụ Cr(VI) đạt cao nhất khoảng 72,8%. Sau đó, hiệu suất hấp phụ giảm khi giá trị pH tăng lên. Có thể giải thích rằng, ở pH = 2,8, Cr(VI) chủ yếu tồn tại ở dạng anion (HCrO₄⁻), và do đó ái lực tĩnh điện xảy ra giữa chất hấp phụ tích điện dương và các ion HCrO₄⁻ tích điện âm. Ngược lại, việc giảm hiệu suất hấp phụ khi tăng pH là do tính cạnh tranh của các nhóm ion Cr(VI) và ion OH⁻ trong dung dịch. Bề mặt chất hấp phụ tại pH > 2,8 tích điện âm. Do đó, lực đẩy tĩnh điện giữa các ion Cr(VI) tích điện âm và các hạt hấp phụ cùng dấu với nó sẽ tăng lên.

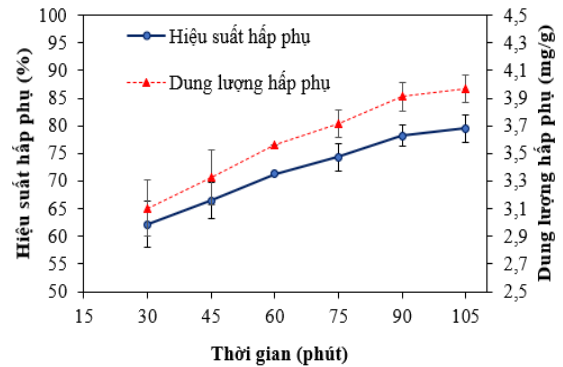


Hình 3. Ảnh hưởng của pH dung dịch

3.2.2. Ảnh hưởng của thời gian hấp phụ

Nghiên cứu khảo sát ảnh hưởng của thời gian hấp phụ được thực hiện trong khoảng thời gian 30-105 phút. Theo Hình 4, thì thời gian hấp phụ có ảnh hưởng đáng kể đến khả năng hấp phụ Cr(VI) vào bề mặt vật liệu. Trong 30 phút đầu, khả năng hấp phụ đạt được 62,2% và đây là khoảng thời gian lượng Cr(VI) được hấp phụ nhanh nhất vì các tâm liên kết dễ dàng tạo tương tác với Cr(VI) vào lỗ xốp. Sau đó, trong khoảng thời gian từ 30 đến 90 phút hiệu suất

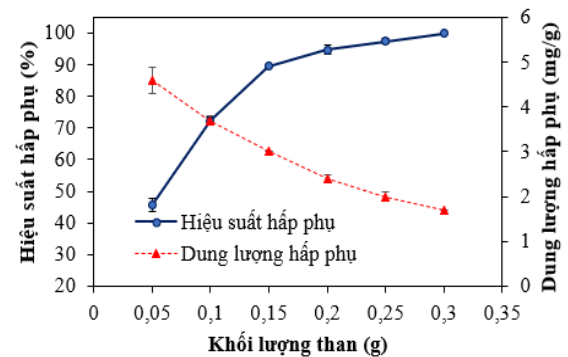
hấp phụ tăng từ 62,2 lên 78,2% do sự cạnh tranh của các Cr(VI) để tương tác với các tâm liên kết trên bề mặt của vật liệu hấp phụ và cần thời gian để Cr(VI) khuếch tán vào trong các lỗ xốp. Sau thời gian 90 phút, lúc này quá trình hấp phụ gần như tiến đến trạng thái cân bằng nên hiệu suất tăng khá chậm từ 78,2 lên 79,5% và dung lượng hấp phụ tăng từ 3,91 đến 3,97 mg/g. Do đó, có thể kết luận rằng sau thời gian hấp phụ 90 phút, khả năng hấp phụ của TSH biến tính đã gần đạt trạng thái bão hòa do các tâm liên kết đã được lấp đầy bởi các ion Cr(VI). Vì vậy, mốc thời gian 90 phút được chọn để tiến hành nghiên cứu các thí nghiệm tiếp theo.



Hình 4. Ảnh hưởng của thời gian hấp phụ

3.2.3. Ảnh hưởng của khối lượng than

Hiệu suất hấp phụ cũng phụ thuộc nhiều vào khối lượng chất hấp phụ sinh học. Hình 5 cho thấy khi tăng khối lượng than từ 0,05 đến 0,3g thì hiệu suất loại Cr(VI) trong nước thải tăng từ 45,6 đến 99,9%, ngược lại dung lượng hấp phụ Cr(VI) giảm từ 4,6 còn 1,7 mg/g, điều này phù hợp với công thức tính dung lượng hấp phụ.



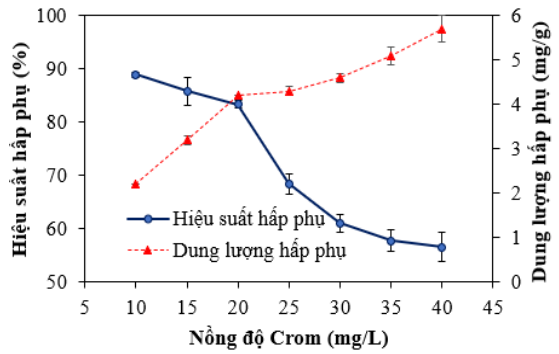
Hình 5. Ảnh hưởng của khối lượng than

Hình 5 cho thấy từ 0,05 đến 0,2 g thì hiệu suất hấp phụ tăng đáng kể từ 45,6 đến 94,8%, sau khối lượng 0,2 g thì hiệu suất hấp phụ thay đổi nhẹ. Tương tự, khi khối lượng TSH lớn hơn 0,2g, dung

lượng hấp phụ giảm nhẹ hơn so với dung lượng hấp phụ trong khoảng khối lượng 0,05-0,2 g. Trong thí nghiệm này, khối lượng TSH được chọn là 0,2 g cho các nghiên cứu hấp phụ tiếp theo vì sự hấp phụ Cr(VI) đã gần đạt cân bằng, việc gia tăng khối lượng gây tốn chi phí nguyên liệu nhưng hiệu suất tăng không đáng kể (Hadjittofi et al., 2014).

3.2.4. Ảnh hưởng của nồng độ Cr(VI) ban đầu

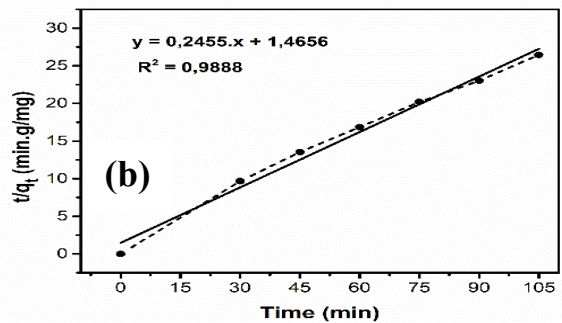
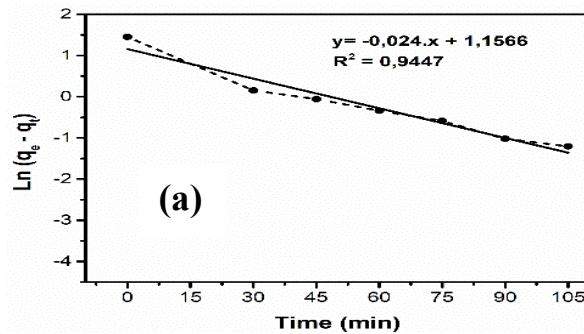
Hình 6 cho thấy khi tăng nồng độ Cr(VI) từ 10 đến 40 mg/L, thì ở hiệu suất hấp phụ giảm từ 88,9 xuống 56,6%, trong khi đó dung lượng hấp phụ có xu hướng tăng từ 2,2 đến 5,7 mg/g. Kết quả này cho thấy khả năng hấp phụ Cr(VI) của TSH từ cành thanh long phụ thuộc đáng kể vào nồng độ Cr(VI) ban đầu. Nhìn chung, khi nồng độ Cr(VI) trong dung dịch ban đầu còn thấp, các trung tâm hoạt động trên bề mặt của TSH vẫn chưa được lấp đầy bởi Cr(VI) nên hiệu suất hấp phụ của vật liệu cao, càng tăng nồng độ chất bị hấp phụ lên thì hiệu suất hấp phụ của vật liệu sẽ giảm (Hadjittofi et al., 2014).



Hình 6. Ảnh hưởng của nồng độ Cr(VI) ban đầu

3.2.5. Mô hình động học quá trình hấp phụ Cr(VI) lên than sinh học

Động học quá trình hấp phụ được đánh giá thông qua 2 mô hình động học biểu kiến là bậc nhất (theo phương trình 2) và bậc hai (theo phương trình 3) dựa vào kết quả nghiên cứu ảnh hưởng của thời gian hấp phụ tới dung lượng hấp phụ Cr(VI).



Hình 7. Mô tả số liệu thực nghiệm bằng phương trình động học hấp phụ biểu kiến 1 (a) và biểu kiến bậc 2 (b)

Bảng 1. Các giá trị k và qe tính theo phương trình động học biểu kiến bậc một và biểu kiến bậc hai

Phương trình động học	qe (mg/g)	k1 (phút)(g/mg/phút)	k2	R ²
Bậc 1	3,18	0,024	--	0,9447
Bậc 2	4,08	--	0,06	0,9888

Các hằng số tốc độ hấp phụ (k) và dung lượng hấp phụ ở trạng thái cân bằng (qe) được tính dựa vào các đường biểu diễn của Hình 7. Kết quả tính được thể hiện trong Bảng 1. Giá trị qe tính theo phương trình động học hấp phụ biểu kiến bậc 1 (3,18 mg/g) khác xa giá trị qe xác định từ thực nghiệm (4,27

mg/g). Trong khi đó, qe tính theo phương trình động học hấp phụ biểu kiến bậc 2 (4,08 mg/g) không khác nhiều so với qe xác định từ thực nghiệm, đồng thời hệ số hồi quy R² = 0,9888. Kết quả này chứng tỏ quá trình hấp phụ Cr(VI) bằng TSH hoạt hóa bằng dung dịch HNO₃ tuân theo phương trình động học hấp phụ biểu kiến bậc 2. Hằng số tốc độ hấp phụ được xác định bằng 0,06 g/mg/phút. Kết quả này cũng tương đồng với kết quả của các công trình nghiên cứu sự hấp phụ Cr(VI) lên các vật liệu khác nhau như than hoạt hóa có nguồn gốc từ xương rồng - *Opuntia spp.* (Lopez-Gonzalez et al., 2012; Fernandez-Lopez et al., 2014), than hoạt hóa có nguồn gốc từ trấu (Oluwasola et al., 2020).

Bảng 2. Các thông số động học trong phương trình Langmuir và Freundlich

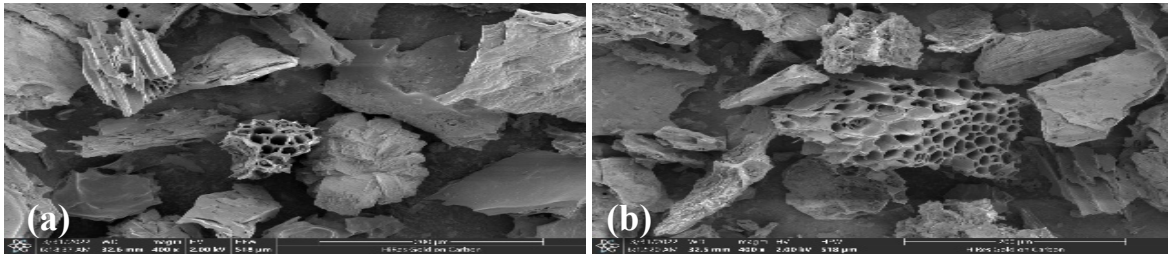
Mô hình Langmuir			Mô hình Freundlich		
Qmax (mg/g)	KL (L/mg)	R ²	n	KF (mg ^(1-1/n) .L ^{1/n} .g ⁻¹)	R ²
5,91	0,49	0,9799	3,51	2,46	0,8891

Cân bằng đẳng nhiệt của than hoạt hóa với Cr(VI) được mô tả bằng đường đẳng nhiệt Langmuir và Freundlich. Bảng 2 cho thấy quá trình hấp phụ TSH của Cr(VI) phù hợp với phương trình đẳng nhiệt Langmuir (hấp phụ đơn lớp) khi mức độ tuyến tính đạt giá trị $R^2 = 0,9799$ và dung lượng hấp phụ cực đại đạt 5,91 mg/g. Trong khi đó, mức độ tuyến tính theo mô hình Freundlich có giá trị $R^2 = 0,8891$ thấp hơn. Như vậy, mô hình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir là mô hình thuận lợi để mô tả quá trình hấp phụ Cr(VI) trên vật liệu hấp phụ là TSH được

tạo thành bằng phương pháp nhiệt phân cành thanh long và hoạt hóa bằng HNO₃ 2M (Lopez-Gonzalez et al., 2012; Fernandez-Lopez et al., 2014).

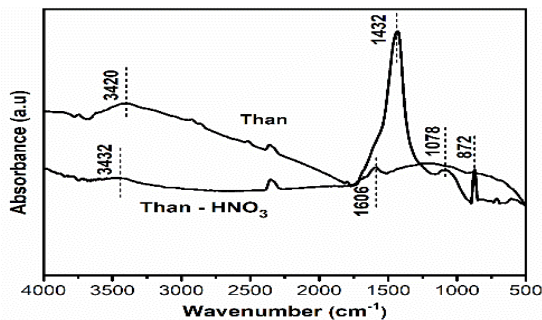
3.2.6. Tính chất của than sinh học

Ảnh SEM của TSH trước và sau khi biến tính bằng dung dịch HNO₃ được thể hiện trên Hình 8. Kết quả cho thấy TSH sau biến tính (Hình 8b) có cấu trúc rỗng xốp với nhiều mao quản nhỏ hơn, điều này tạo thuận lợi cho quá trình hấp phụ, giúp TSH có thể giữ được nhiều nhất chất ô nhiễm trong các lỗ rỗng (Mai & Tuyen, 2016).



Hình 8. SEM của TSH trước biến tính (a) và sau biến tính (b)

Kết quả đo diện tích bề mặt riêng cho thấy TSH biến tính có diện tích bề mặt riêng và kích thước lỗ xốp lần lượt là 170,68 m²/g và 4,6 nm. Dải phân bố mao quản của TSH biến tính có cực đại ở 5 nm, và dải phân bố mao quản từ 2 đến 10 nm.



Hình 9. FTIR của TSH và than được hoạt hóa bằng dung dịch HNO₃

Kết quả phân tích phổ FTIR ở Hình 9 cho thấy TSH được hoạt hóa bởi HNO₃ có sự dịch chuyển phổ, làm biến mất và biến đổi các nhóm chức. Hình 9 cũng cho thấy cường độ nhóm O-H (3.432 cm⁻¹) và nhóm liên kết C-H trong nhóm methyl (1.432 cm⁻¹) trên than biến tính thấp hơn do nhóm cacboxylic đã phản ứng với nhóm -OH khi TSH được biến tính bằng HNO₃ (Mai & Tuyen, 2016). Ngoài ra, sự biến mất của các nhóm liên kết C-OH (1.078 cm⁻¹) và liên kết uốn C-H (872 cm⁻¹) trên TSH và sự hình thành dải IR cường độ mạnh ở than biến tính trong khoảng từ 1000 đến 500 cm⁻¹ có thể là do sự hình thành các nhóm chức amino và dao

động kéo dài của các nhóm carbonyl -C=O (Li et al., 2016). Các nghiên cứu của Hadjitofti et al. (2014) và Wang et al. (2015) chỉ ra rằng việc bổ sung hoặc gia tăng các nhóm chức chứa oxy, nhóm amino, nhóm cacboxyl trên bề mặt TSH đóng vai trò thiết yếu trong việc hấp phụ ion kim loại thông qua việc gia tăng các vị trí liên kết hoặc tạo các phức chất với ion kim loại. Từ đó, khả năng hấp phụ của than biến tính được gia tăng.

4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu tổng hợp thành công vật liệu TSH có khả năng hấp phụ cao với Cr(VI) trong nước bằng phương pháp nhiệt phân phụ phẩm nông nghiệp cành thanh long. Quá trình hấp phụ Cr(VI) chịu sự ảnh hưởng nhất định của các yếu tố pH dung dịch, thời gian tiếp xúc, khối lượng chất hấp phụ và nồng độ ban đầu của Cr(VI). Trong điều kiện pH 2 với 0,2 g than biến tính và nồng độ ban đầu của Cr(VI) là 10 mg/L thì sự hấp phụ Cr(VI) có thể đạt cân bằng sau khoảng 90 phút tiếp xúc với dung lượng hấp phụ đạt 2,2 mg/g và hiệu suất là 88,9%. Đồng thời, kết quả nghiên cứu chỉ ra rằng, sự hấp phụ xảy ra tuân theo cả hai mô hình đẳng nhiệt Langmuir và Freundlich, trong đó mô hình hấp phụ đơn lớp Langmuir mô tả quá trình hấp phụ hợp lý hơn. Tốc độ hấp phụ tuân theo phương trình động học bậc 2 biểu kiến. Các kết quả cho thấy TSH tạo thành từ phụ phẩm cành thanh long và biến tính bằng dung dịch HNO₃ là vật liệu có tiềm năng trong sử dụng loại bỏ ion kim loại nặng Cr(VI) trong nguồn nước ô nhiễm.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Amari, A., Alalwan, B., Eldirderi, M. M., Mnif, W., & Ben Rebah, F. (2019). Cactus material-based adsorbents for the removal of heavy metals and dyes: a review. *Materials Research Express*, 7, 012002-0120015.
<https://doi.org/10.1088/2053-1591/ab5f32>
- Babel, S., & Kurniawan, T. A. (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 97(1-3), 219-243.
[https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00263-7](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00263-7)
- Deng, S., & Bai, R. (2004). Removal of trivalent and hexavalent chromium with aminated polyacrylonitrile fibers: Performance and mechanisms. *Water Research*, 38(9), 2424-2432.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.02.024>
- Định, Đ. N., Hương, T. T., & Mai, P. T. N. (2015). Nghiên cứu sử dụng vật liệu bã trấu biến tính làm vật liệu chiết pha rắn kết hợp với phương pháp F-AAS để xác định lượng vết Crom, *Tạp chí phân tích Hóa, Lý và Sinh học*, 20(3), 50-56.
- Fernandez-Lopez, J. A., Angosto, J. M., & Avilés, M. A. (2014). Biosorption of Hexavalent Chromium from Aqueous Medium with *Opuntia* Biomass. *The Scientific World Journal*, 1-8.
<https://doi.org/10.1155/2014/670249>
- Hadjitjoffi, L., Prodromou, M., & Pashalidis, I. (2014). Activated biochar derived from cactus fibres – Preparation, characterization and application on Cu(II) removal from aqueous solutions. *Bioresource Technology*, 159, 460-464.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.073>
- Hang, Z., Xiao, R., Li, R., Ali, A., Chen, A., & Zhang, Z. (2020). Enhanced aqueous Cr(VI) removal using chitosan-modified magnetic biochars derived from bamboo residues. *Chemosphere*, 261, 127694-127702.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127694>
- Hegazi, H. A. (2013). Removal of heavy metals from wastewater using agricultural and industrial wastes as adsorbents. *HBRC Journal*, 9(3), 276-282.
<https://doi.org/10.1016/j.hbrj.2013.08.004>
- Khôi, L. Q., & Trúc, N. T. N. (2017). Nghiên cứu xử lý cặn thanh long thải bỏ bằng các chủng vi sinh vật có ích, kết hợp với phân chuồng để sản xuất phân hữu cơ sinh học, *đề tài NCKH thuộc Trung Tâm Kỹ thuật và Công nghệ Sinh học*.
- Li, K., Jiang, Y., & Wang, X. (2016). Effect of nitric acid modification on the lead(II) adsorption of mesoporous biochars with different mesopore size distributions. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 18, 797-805.
<https://doi.org/10.1007/s10098-015-1056-0>
- Lopez-Gonzalez, H., Serrano-Gómez, J., & Olguín, M. T. (2012). Ectodermis of paddle cactus (*Opuntia* spp.) as biosorbent of chromium (VI) from aqueous solutions. *Chemistry and Ecology*, 28(5), 457-67.
<https://doi.org/10.1080/02757540.2012.666530>
- Loukia, H., Melpomeni, P., & Ioannis, P. (2014). Activated biochar derived from cactus fibres - Preparation, characterization and application on Cu(II) removal from aqueous solutions. *Bioresource Technology*, 159, 460-464.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.03.073>
- Mai, V. T., & Tuyên, T. V. (2016). Nghiên cứu khả năng xử lý amoni trong môi trường nước của than sinh học từ lõi ngô biến tính bằng H₃PO₄ và NaOH, *Tạp chí Khoa học: Các Khoa học Trái đất và Môi trường*, 32, 274-281.
- Như, T. T. N., Mai, P. N., Cương, T. T., Huyền, D. T. T., Vy, N. D. T., Huệ, V. T. T., & Phong, N. V. (2023). Khả năng ức chế nấm *Neoscytalidium dimidiatum* gây bệnh đốm nâu thanh long của vi khuẩn *Pseudomonas* sp. *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ*, 59(1B), 132-139.
- Nurchi, V. M., & Villaescusa, I. (2008). Agricultural biomasses as sorbents of some trace metals. *Coordination Chemistry Reviews*, 252(11), 1178-1188.
<https://doi.org/10.1016/j.ccr.2007.09.023>
- Oluwasola, O., Abiodun, P. O., Rasheed, U. O., Oluwafunke, O. O., & Onyinyechukwu, A. O. (2020). Adsorption of Cr(VI) ions from aqueous solution using rice husk-based activated carbon: Optimization, kinetic, and thermodynamic studies. *Environmental Quality Management*, 30, 61-77.
<https://doi.org/10.1002/tqem.21704>
- Quý, B. M. (2015). Nghiên cứu tổng hợp copolizit PANi và các phụ phẩm nông nghiệp để xử lý các kim loại nặng Pb(II), Cr(VI) và Cd(II). Luận án tiến sĩ hóa học, *Viện Hóa học – Viện Hàn lâm KH&CN Việt Nam*.
- Silva, B., Figueiredo, H., Quintelas, C., Neves, I. C., & Tavares, T. (2008). Zeolites as supports for the biorecovery of hexavalent and trivalent chromium. *Microporous Mesoporous Materials*, 116(1-3), 555-560.
<https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2008.05.015>
- Thường, V. K., Bình, L. D., & Chi, V. T. D. (2021). Phát triển tài sản thương hiệu thanh long Bình Thuận. *Tạp chí Nghiên cứu Khoa học và Phát triển Kinh tế Trường Đại học Tây Đô*, 12, 19-38.
- Wang, H. Y., Gao, B., Wang, S. S., Fang, J., Xue, Y. W., & Yang, K. (2015). Removal of Pb (II), Cu (II), and Cd (II) from aqueous solutions by biochar derived from KMnO₄ treated hickory wood. *Bioresource Technology*, 197, 356-362.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.132>