



Bài báo nghiên cứu

NGHIÊN CỨU KHẢ NĂNG XỬ LÝ ION Pb(II) VÀ Cu(II) TRONG DUNG DỊCH BẰNG THAN SINH HỌC ĐIỀU CHẾ TỪ Mùn CƯA

*Phạm Tăng Cát Lượng, Lưu Gia Hy, Trương Chí Hiền, Nguyễn Kim Diễm Mai**

Khoa Hóa học, Trường Đại học Sư phạm Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam

**Tác giả liên hệ: Nguyễn Kim Diễm Mai – Email: mainkd@hcmue.edu.vn*

Ngày nhận bài: 04-8-2021; ngày nhận bài sửa: 03-9-2021; ngày duyệt đăng: 07-9-2021

TÓM TẮT

Bài báo này khảo sát các yếu tố tác động đến quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trên vật liệu than sinh học điều chế từ mùn cưa. Các yếu tố khảo sát bao gồm: giá trị pH (2,0-6,0), nồng độ ion kim loại ($5-200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), thời gian hấp phụ (5-1440 phút), khối lượng than sinh học (0,05-0,10g). Kết quả cho thấy dung lượng hấp phụ cực đại đạt $62,11 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ đối với Pb(II) và $20,49 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ đối với Cu(II) ở pH = 4,0 và thời gian đạt cân bằng hấp phụ là 120 phút. Quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trên than sinh học phù hợp hơn với quy luật động học bậc hai và mô hình đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir. Nghiên cứu này cũng công bố kết quả xử lý ion Pb(II) và Cu(II) trong nước thải ở Phòng Thí nghiệm Hóa Vô cơ, Trường Đại học Sư phạm Thành phố Hồ Chí Minh.

Từ khóa: hấp phụ; than sinh học; Cu(II); Pb(II); mùn cưa; nước thải

1. Giới thiệu

Nước là một trong những nhân tố quan trọng để duy trì sự sống của con người và sinh vật trên Trái Đất. Mặc dù, nước chiếm 3/4 diện tích bề mặt Trái Đất nhưng trữ lượng nước ngọt rất ít và phân bố không đồng đều. Hiện nay, nguồn nước ngày càng ô nhiễm và gây ảnh hưởng trực tiếp đến sức khỏe con người và sự sống của các sinh vật khác. Nước thải từ các quá trình sản xuất (khai khoáng, luyện kim...) khi chưa xử lý chứa hàm lượng các kim loại nặng rất cao như Pb, Cu, Mn... (Chen et al., 2005; Dang et al., 2016). Khi xâm nhập vào cơ thể, ion chì tích tụ gây rối loạn chức năng hệ tiêu hóa, hệ thần kinh, ngăn cản quá trình chuyển hóa năng lượng của các enzyme. Ion đồng cũng gây một số tác hại nguy hiểm đối với con người: gây kích ứng mũi, miệng và mắt, đồng thời gây đau bụng, nôn mửa... (Wani et al., 2015). Vì thế, việc nghiên cứu xử lý các ion kim loại nặng trong nước thải, đặc biệt là ion chì và đồng là một công việc cần thiết.

Hiện nay, phương pháp hấp phụ được nghiên cứu, ứng dụng nhiều trong xử lý ion kim loại nặng do có nhiều ưu điểm như: khả năng xử lý nhanh, hiệu quả xử lý cao, không tạo ra

Cite this article as: Phạm Tăng Cát Lượng, Lưu Gia Hy, Trương Chí Hiền, & Nguyễn Kim Diễm Mai (2021). A study on the removal of ions Pb(ii) and Cu(ii) from solution by using biochar derived from sawdust. *Ho Chi Minh City University of Education Journal of Science*, 18(12), 2162-2177.

chất độc hại thứ cấp... Một số vật liệu đã được tổng hợp và nghiên cứu xử lý ion Pb(II) và Cu(II) trong nước: kết hợp vật liệu UiO-66-NH₂ MOF vào sợi nano PAN/chitosan (Jamshidifard et al., 2019); sử dụng vật liệu zeolite (Yurekli, 2016)... Các vật liệu này cho hiệu quả xử lý tốt nhưng vẫn còn một số hạn chế về mặt kinh tế, môi trường nên các nhà khoa học đã và đang nghiên cứu việc tận dụng các phụ phẩm nông nghiệp điều chế vật liệu hấp phụ trong xử lý môi trường như hấp phụ Cd, Cu, Pb, Zn... bằng lignocellulosic (Abdolali et al., 2016) hay hấp phụ các ion kim loại nặng bằng vỏ cà phê (Oliveira et al., 2008). Trong đó, than sinh học được nghiên cứu sử dụng nhiều để xử lý ion kim loại nặng trong nước thải. Than sinh học thường có cấu trúc mịn, xốp được chế tạo bằng cách nhiệt phân các phụ phẩm nông nghiệp giàu carbon trong điều kiện không có khí oxygen (Abdul et al., 2017; Liu et al., 2015). Các nghiên cứu trước đây cho thấy được tính hiệu quả và khả thi của việc sử dụng than sinh học chế tạo bằng các phụ phẩm nông nghiệp trong việc xử lý ion kim loại nặng (Feng et al., 2011; Inyang et al., 2012; Oliveira et al., 2008; Shen et al., 2019). Ngoài ra, Việt Nam là một nước phát triển chủ yếu ngành nông nghiệp với nhiều phế phụ phẩm nông nghiệp chưa được sử dụng (mùn cưa, bã mía, vỏ lạc, vỏ trấu...) cung cấp nguồn nguyên liệu tiềm năng trong điều chế than sinh học.

Do đó, bài báo này công bố kết quả nghiên cứu điều chế than sinh học có nguồn gốc từ mùn cưa; khảo sát các điều kiện tối ưu trong hấp phụ ion Pb(II), Cu(II) trong dung dịch và ứng dụng chúng vào việc xử lý ion Pb(II), Cu(II) trong nước thải từ Phòng Thí nghiệm Hóa Vô cơ, Khoa Hoá học, Trường Đại học Sư phạm Thành phố Hồ Chí Minh.

2. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

2.1. Phương pháp thu mẫu

Mẫu mùn cưa được lấy vào tháng 6/2020 tại một trại cưa thuộc địa bàn xã Tiên Thủy, huyện Châu Thành, tỉnh Bến Tre. Mẫu sau khi lấy về được rửa nhiều lần với nước khử ion (DI), phơi khô tự nhiên trong 2 ngày và sấy khô trong tủ sấy ở 60°C trong thời gian 24 giờ.

2.2. Hoá chất, dụng cụ và thiết bị

Các thiết bị sử dụng: máy AAS iCE 3000 SERIES của Thermo Scientific (Mỹ), máy lắc tròn SKO300-Pro của Dragonlab (Mỹ), lò nung Nabertherm, tủ sấy Memmert-UNB500, máy đo pH SI Analytics.

Các hoá chất sử dụng là loại tinh khiết của Merck và Trung Quốc (độ tinh khiết trên 99,9%), bao gồm: Pb(NO₃)₂, Cu(NO₃)₂·3H₂O, KCl, HNO₃, NaOH, HCl, dung dịch đệm pH 4,01 và 7,00; các dung dịch chuẩn: Pb²⁺ 1000 mg·L⁻¹ và Cu²⁺ 1000 mg·L⁻¹. Nước DI sử dụng được lọc qua máy lọc siêu sạch WATER PRO PS.

2.3. Bố trí thực nghiệm

2.3.1. Điều chế than sinh học

Mẫu mùn cưa sau khi thu và xử lý (mục 2.1) được nung trong môi trường khí N₂ (lưu lượng khí 0,05 L·phút⁻¹), nhiệt độ nung 400°C, thời gian nung 2 giờ rồi để nguội đến nhiệt độ phòng. Sau khi nung, than được rửa sạch bằng acetone và nước DI đến giá trị pH của

nước rửa xấp xỉ 7,0. Sấy khô than thu được ở nhiệt độ 80°C trong 24 giờ (Xue et al., 2020). Mẫu than sinh học thu được gọi là BC-MC.

2.3.2. Bố trí thí nghiệm khảo sát pH_{pzc}

Trong nghiên cứu về bề mặt vật liệu, điểm điện tích không pzc (point of zero charge) được sử dụng để giải thích cho quá trình trao đổi, hấp phụ các ion trên bề mặt vật liệu. Giá trị pH_{pzc} được xác định dựa trên sự chênh lệch pH của dung dịch trước và sau khi trao đổi ion trong dung dịch bằng vật liệu khảo sát (Bakatula et al., 2018). Giá trị pH_{pzc} là điểm pH mà tại đó $\Delta pH_i = 0$:

$$\Delta pH_i = pH_{sau} - pH_{đầu} \quad (1)$$

Trong đó: pH_{sau} : giá trị pH của dung dịch sau khi trao đổi ion bằng vật liệu khảo sát.

$pH_{đầu}$: giá trị pH của dung dịch trước khi trao đổi ion bằng vật liệu khảo sát.

Thí nghiệm xác định pH_{pzc} của BC-MC được thực hiện trong các bình tam giác dung tích 250 mL, mỗi bình chứa 40 mL dung dịch $NaNO_3$ 0,1 M, pH của các dung dịch được điều chỉnh sao cho giá trị $pH_{đầu}$ tăng dần từ 3 – 11 ($pH_{đầu}$ được điều chỉnh bằng dung dịch HNO_3 0,1 M và $NaOH$ 0,1 M). Thêm 0,05 g BC-MC vào mỗi bình tam giác, lắc liên tục trong vòng 24 giờ với tốc độ 200 vòng·phút⁻¹. Lọc lấy dịch lọc và đo lại giá trị pH_{sau} . Xử lý số liệu thu được và tìm giá trị pH_{pzc} .

2.3.3. Bố trí thí nghiệm khảo sát đơn biến về các yếu tố pH, thời gian, nồng độ và khối lượng BC-MC

Thí nghiệm khảo sát được thực hiện trong các bình tam giác có chứa 50 mL dung dịch hấp phụ (dung dịch $Pb(NO_3)_2$ hoặc $Cu(NO_3)_2$) và khối lượng BC-MC nhất định (0,02-0,10g). Giá trị pH của dung dịch được điều chỉnh bằng cách thêm một lượng nhỏ dung dịch HNO_3 0,1 M hoặc $NaOH$ 0,1 M, đảm bảo thể tích dung dịch thay đổi không đáng kể. Lắc liên tục các dung dịch thu được bằng máy lắc trong khoảng thời gian xác định (5-1440 phút). Sau khi lắc, tiến hành lọc lấy dung dịch lọc bằng giấy lọc. Nồng độ ion Pb(II) và Cu(II) trong dung dịch trước và sau hấp phụ được phân tích bằng thiết bị phân tích phổ hấp thụ nguyên tử.

Tiến hành khảo sát các yếu tố ảnh hưởng đến khả năng hấp phụ ion Pb(II), Cu(II) bằng BC-MC, bao gồm: pH dung dịch, thời gian hấp phụ, nồng độ ban đầu của ion kim loại, khối lượng BC-MC. Tất cả các thí nghiệm khảo sát đều được làm lặp 3 lần và lấy giá trị trung bình. Các điều kiện khảo sát được trình bày chi tiết trong Bảng 1:

Bảng 1. Điều kiện thực nghiệm khảo sát các yếu tố ảnh hưởng trên BC-MC

Yếu tố khảo sát	Khối lượng than (g)	pH	Nồng độ đầu ($mg \cdot L^{-1}$)	Thời gian hấp phụ (phút)	Tốc độ lắc ($vòng \cdot phút^{-1}$)
pH	0,05	2,0 – 6,0	50 (Pb), 25 (Cu)	120	500
Thời gian	0,05	4,0	50 (Pb), 25 (Cu)	5-1440	500
Nồng độ	0,05	4,0	5-200	120	500
Khối lượng BC-MC	0,02 – 0,10	4,0	100 (Pb), 50 (Cu)	120	500

Dung lượng hấp phụ các ion kim loại trên BC-MC được tính theo phương trình (2):

$$q = \frac{(C_o - C_t) \cdot V}{m_{\text{than}}} \quad (2)$$

Trong đó: q là dung lượng hấp phụ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$), C_o là nồng độ ion kim loại trước hấp phụ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), C_t là nồng độ ion kim loại sau hấp phụ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), V là thể tích dung dịch nghiên cứu (L) và m_{than} là khối lượng BC-MC (g).

2.3.4. Nghiên cứu động học của quá trình hấp phụ

Để xác định động học quá trình hấp phụ, chuẩn bị 10 bình tam giác chứa dung dịch ion cần khảo sát với nồng độ xác định (dung dịch Pb(II) $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ hoặc Cu(II) $25 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$). Thêm 0,05 g BC-MC vào các dung dịch và lắc bằng máy với tốc độ $500 \text{ vòng} \cdot \text{phút}^{-1}$ trong thời gian tương ứng (từ 5 phút đến 1440 phút). Tiến hành lọc và phân tích nồng độ ion kim loại trong dung dịch sau hấp phụ bằng thiết bị phân tích phổ hấp thụ nguyên tử. Lặp lại thí nghiệm 3 lần, lấy giá trị trung bình và tính toán dựa trên các phương trình động học.

2.3.5. Nghiên cứu mô hình hấp phụ đẳng nhiệt

Để xác định mô hình hấp phụ đẳng nhiệt, chuẩn bị 7 bình tam giác chứa dung dịch ion kim loại khảo sát có nồng độ tăng dần từ 5 – $200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$. Cho vào mỗi dung dịch 0,05 g BC-MC và lắc bằng máy với tốc độ $500 \text{ vòng} \cdot \text{phút}^{-1}$. Sau 120 phút, lọc lấy dung dịch sau hấp phụ và phân tích nồng độ ion kim loại trong dung dịch sau hấp phụ bằng thiết bị phân tích phổ hấp thụ nguyên tử. Lặp lại thí nghiệm 3 lần, lấy giá trị trung bình và tính toán dựa trên các phương trình đẳng nhiệt.

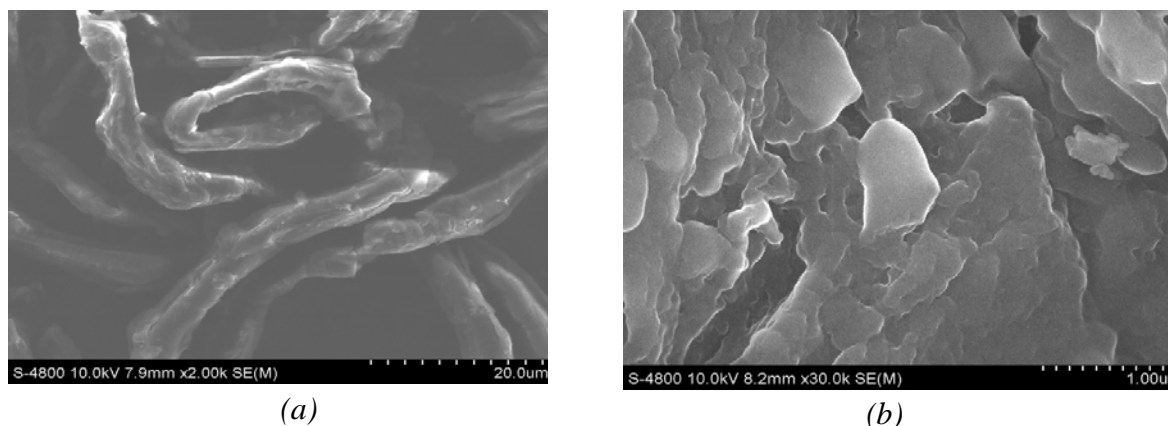
2.3.6. Nghiên cứu các đặc trưng của than sinh học

Đặc điểm bề mặt và hình thái của than được xác định dựa vào ảnh hiển vi điện tử quét SEM trên máy FESEM S4800 HITACHI-Nhật Bản tại Nanotechnology Lab – Trung tâm Nghiên cứu triển khai khu Công nghệ cao Thành phố Hồ Chí Minh. Phần trăm khối lượng các nguyên tố trong mẫu than trước và sau khi hấp phụ được xác định qua phổ tán xạ năng lượng tia X (EDX), đo bằng máy EDX H-7593 HORIBA-Anh cũng ở địa điểm trên. Phổ EDX được xác định tại 3 vị trí khác nhau và lấy giá trị trung bình. Phổ hồng ngoại được đo bằng thiết bị quang phổ hồng ngoại FT-IR Jasco tại Phòng Thí nghiệm trung tâm, Khoa Hoá học, Trường Đại học Sư phạm Thành phố Hồ Chí Minh.

3. Kết quả và thảo luận

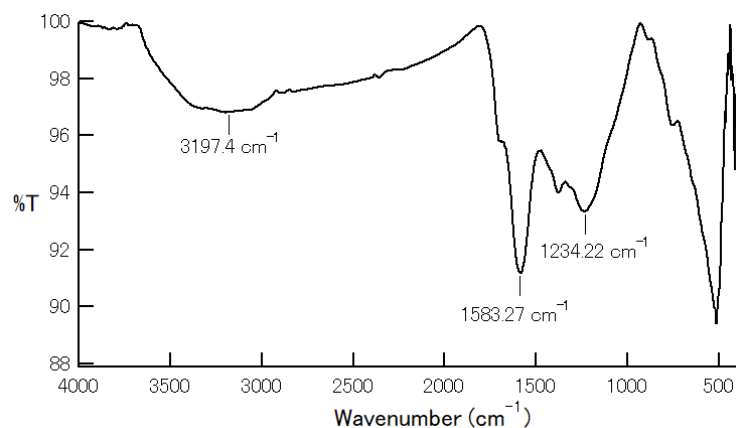
3.1. Các đặc trưng của than sinh học

Ảnh SEM của mùn cưa trước và sau khi nung ở 400°C được thể hiện ở Hình 1. Kết quả chụp ảnh SEM cho thấy, mùn cưa được cấu tạo từ những sợi dài, đan xen nhau (Hình 1a). Sau khi nung, BC-MC được hình thành có cấu trúc gồm nhiều lớp, tương đối bằng phẳng và nhiều khe rãnh (Hình 1b), dự đoán là phù hợp sử dụng để hấp phụ ion kim loại nặng.

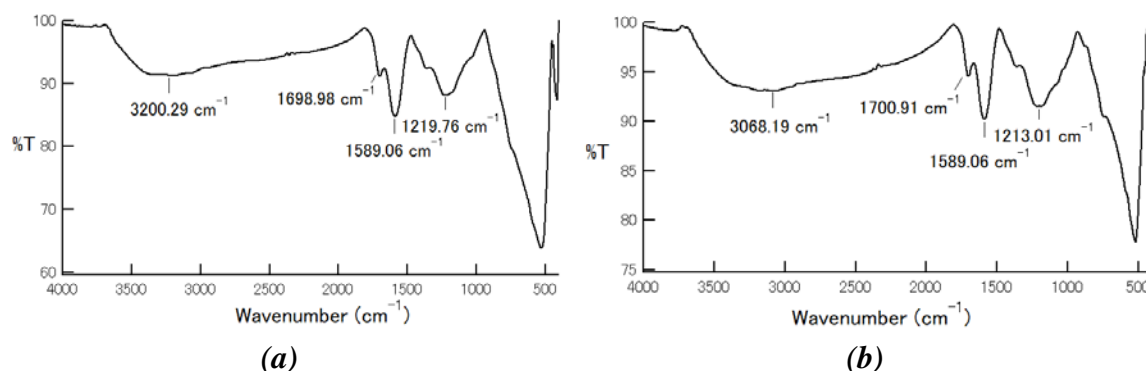


Hình 1. Ảnh SEM của mùn cưa (a) và BC-MC (b)

Kết quả phân tích phổ hồng ngoại của vật liệu BC-MC được thể hiện trong Hình 2. Trên phổ FT-IR, một tín hiệu tù và rộng tại vị trí $3197,4\text{ cm}^{-1}$ được quy kết cho dao động hoá trị của liên kết O-H. Tín hiệu tại $1583,27\text{ cm}^{-1}$ có thể được quy kết là dao động hoá trị của C=C hoặc C=O. Ngoài ra, trên phổ FT-IR còn xuất hiện một tín hiệu mạnh tại $1234,22\text{ cm}^{-1}$ được quy kết cho dao động hoá trị của liên kết C – O (Merck, 2021). Như vậy, trong cấu trúc của BC-MC có thể có chứa các nhóm -OH, -COOH, C=O... Sự xuất hiện các nhóm chức này góp phần làm tăng khả năng hấp phụ ion kim loại nặng của vật liệu BC-MC thông qua các cơ chế hấp phụ vật lí và hấp phụ hoá học (tạo phức) (Han et al., 2017; Nguyen et al., 2020; Wu et al., 2019). Kết quả phân tích phổ FT-IR của vật liệu sau hấp phụ (Hình 3) cho thấy có sự thay đổi về vị trí các tín hiệu so với trước khi hấp phụ, chứng minh sự hình thành liên kết giữa các nhóm chức trên bề mặt vật liệu BC-MC và ion kim loại.



Hình 2. Phổ FT-IR của vật liệu BC-MC trước hấp phụ



Hình 3. Phổ FT-IR của vật liệu BC-MC sau khi hấp phụ ion Pb(II) (a) và ion Cu(II) (b)

Kết quả phân tích EDX trong Bảng 2 cho thấy, BC-MC có thành phần chủ yếu là carbon (75,55%), oxygen (23,09%) và calcium (1,36%). Sau khi hấp phụ, thành phần của vật liệu xuất hiện nguyên tố Pb và Cu với tỉ lệ tương ứng 16,65% và 2,44%. Điều này chứng tỏ vật liệu BC-MC đã hấp phụ thành công ion Pb(II) và Cu(II).

Bảng 2. Kết quả phân tích EDX của mẫu BC-MC trước và sau khi hấp phụ các ion Pb(II) và Cu(II)

	Phần trăm khối lượng nguyên tố (%)				
	C	O	Ca	Pb	Cu
BC-MC	75,55	23,09	1,36	-	-
BC-MC sau hấp phụ Pb(II)	61,30	20,74	1,31	16,65	-
BC-MC sau hấp phụ Cu(II)	70,58	26,98	-	-	2,44

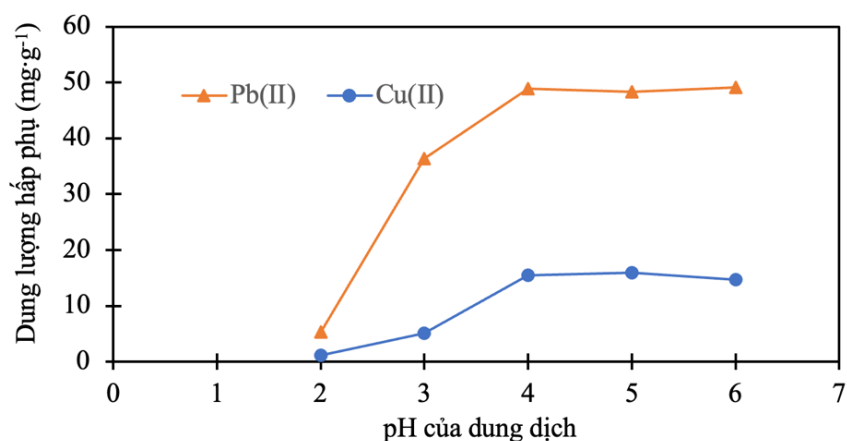
Ngoài ra, sau khi hấp phụ ion Cu(II), trên phổ EDX của vật liệu thu được không còn tín hiệu của nguyên tố calcium. Do đó, có thể dự đoán một trong các cơ chế xảy ra trong quá trình xử lý ion Cu(II) là quá trình hấp phụ trao đổi ion giữa Ca^{2+} với Cu^{2+} , cơ chế này đã được đề nghị trong nghiên cứu trước đó (Ma et al., 2020).

3.2. Kết quả nghiên cứu hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) của BC-MC

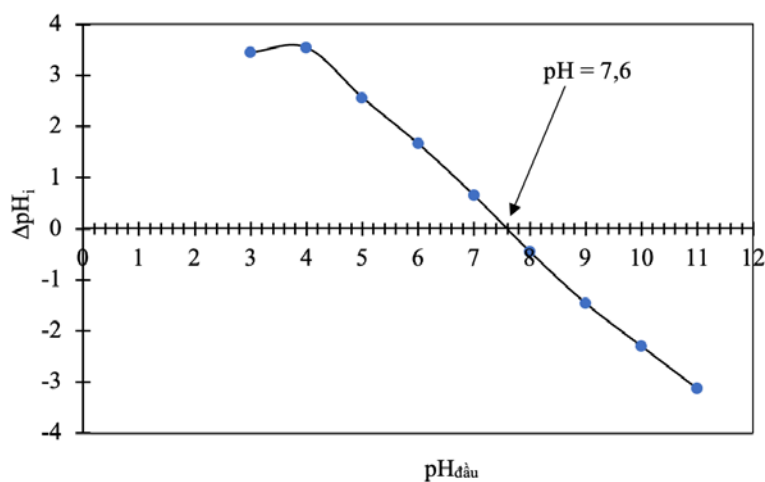
3.2.1. Ảnh hưởng của pH

pH của dung dịch là một trong những thông số quan trọng tác động đến quá trình hấp phụ ion kim loại nặng trên vật liệu hấp phụ. pH ảnh hưởng đến điện tích bề mặt của vật liệu hấp phụ cũng như mức độ ion hoá của ion kim loại. Khả năng hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) của BC-MC phụ thuộc nhiều vào pH ban đầu của dung dịch, được thể hiện trong Hình 4. Để tránh sự xuất hiện của các kết tủa hydroxide, tiến hành khảo sát ảnh hưởng của pH đến dung lượng hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trong khoảng pH từ 2,0-6,0. Nhìn chung, khi tăng pH dung dịch từ 2,0 đến 4,0, dung lượng hấp phụ tăng nhanh từ 1,35 $mg \cdot g^{-1}$ đến 16,69 $mg \cdot g^{-1}$ đối với ion Cu(II) và từ 5,33 $mg \cdot g^{-1}$ đến 48,87 $mg \cdot g^{-1}$ đối với ion Pb(II). Sự hấp phụ cả hai ion Cu(II) và Pb(II) đều đạt giá trị cực đại tại pH = 4,0. Ở giá trị pH thấp, quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) kém do sự cạnh tranh của ion H^+ linh động trong dung dịch. Các ion H^+ có nồng độ cao và bán kính nhỏ nên được ưu tiên hấp phụ và giữ lại trên bề mặt vật liệu hơn các ion kim loại (Cu^{2+} và Pb^{2+}). Mặt khác, ion H^+ có khả năng tương tác với các điện tích

âm của các nhóm (C=O, COO⁻) trên bề mặt vật liệu BC-MC, làm giảm khả năng hấp phụ các cation Cu²⁺ và Pb²⁺. Giá trị pH tối ưu rơi vào khoảng 4,0-6,0, do ở khoảng pH này nồng độ ion H⁺ không quá cao để gây ảnh hưởng đến quá trình hấp phụ, đồng thời sự phân li của nhóm carboxyl sẽ làm tăng điện tích âm trên bề mặt vật liệu, lực hút giữa các ion kim loại tích điện dương lên bề mặt vật liệu được tăng cường (Feng et al., 2011; Pelleria et al., 2012). Điều này cũng được giải thích thông qua kết quả xác định giá trị pH_{pzc} của BC-MC được trình bày trong Hình 5. Kết quả phân tích pH_{pzc} cho thấy điểm điện tích không của vật liệu đạt được khi pH của dung dịch bằng 7,6. Khi pH của dung dịch thấp hơn giá trị pH_{pzc}, bề mặt vật liệu tích điện dương và gây cản trở việc hấp phụ các cation (Wang et al., 2018). Khi giá trị pH của dung dịch tăng dần đến giá trị pH_{pzc} thì điện tích dương trên bề mặt than giảm dần, làm giảm lực đẩy tĩnh điện giữa cation và bề mặt than và tạo điều kiện thuận lợi hơn cho việc hấp phụ các ion kim loại lên bề mặt than.



Hình 4. Đồ thị biểu diễn sự phụ thuộc của dung lượng hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trên BC-MC vào pH

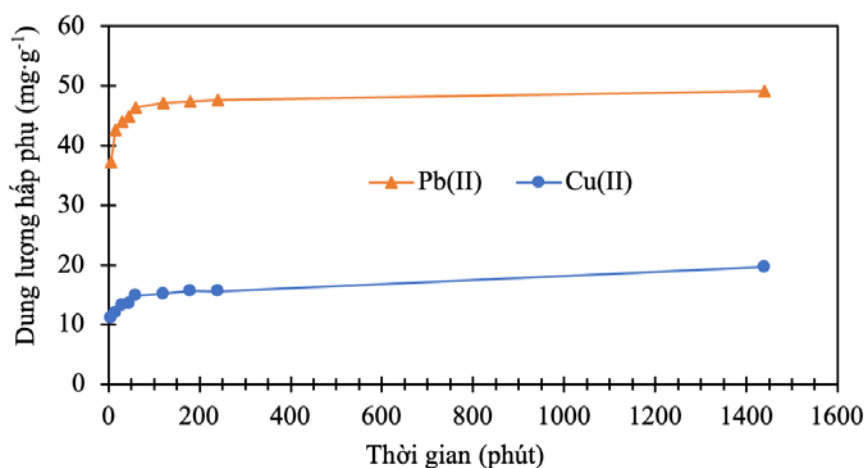


Hình 5. Đồ thị biểu diễn sự phụ thuộc của giá trị ΔpH_i theo pHđầu của dung dịch

3.2.2. Ảnh hưởng của thời gian

Hình 6 thể hiện sự phụ thuộc của dung lượng hấp phụ ion Pb(II), Cu(II) trên BC-MC vào thời gian. Khi tăng thời gian hấp phụ, dung lượng hấp phụ của BC-MC với các ion Pb(II) và Cu(II) đều tăng nhanh và đạt giá trị cân bằng sau khoảng 120 phút. Tốc độ hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) vào BC-MC nhanh trong khoảng 120 phút ban đầu và chậm hơn khi ở trạng thái cân bằng. Cụ thể là khi tăng thời gian hấp phụ từ 0-120 phút thì dung lượng hấp phụ tăng đến 47,14 mg·g⁻¹ đối với ion Pb(II) và 14,62 mg·g⁻¹ đối với ion Cu(II). Tăng thời gian hấp phụ từ 120-1440 phút thì dung lượng hấp phụ tăng chậm, tăng từ 47,14 mg·g⁻¹ đến 49,15 mg·g⁻¹ đối với ion Pb(II) và từ 14,62 mg·g⁻¹ đến 18,40 mg·g⁻¹ đối với ion Cu(II). Điều này có thể giải thích là do thời gian đầu, các tâm hấp phụ trên bề mặt BC-MC nhanh chóng tương tác với các ion Pb(II) và Cu(II) và đạt trạng thái bão hòa. Sau khi các tâm hấp phụ đã bão hòa thì quá trình hấp phụ sẽ diễn ra chậm lại và đạt trạng thái cân bằng.

Như vậy, quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trên BC-MC hầu như đạt trạng thái cân bằng từ khoảng 120 phút (giá trị dung lượng hấp phụ tương ứng 47,14 mg·g⁻¹ đối với ion Pb(II) và 14,62 mg·g⁻¹ đối với ion Cu(II)) và tăng không đáng kể trong thời gian từ sau 120 phút (Hình 6).



Hình 6. Dung lượng hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trên BC-MC theo thời gian

3.2.3. Động học quá trình hấp phụ

Động học quá trình hấp phụ được đánh giá thông qua 2 mô hình động học biểu kiến bậc một và bậc hai theo phương trình (3) và (4) (Inyang et al., 2012; Kiliç et al., 2013).

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 t \quad (3)$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{q_e} t + \frac{1}{k_2 q_e^2} \quad (4)$$

Trong đó q_e là dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng (mg·g⁻¹); q_t là dung lượng hấp phụ tại thời điểm t (mg·g⁻¹); k_1 là hằng số tốc độ hấp phụ biểu kiến bậc một (phút⁻¹); k_2 là hằng số tốc độ hấp phụ biểu kiến bậc hai (g·mg⁻¹·phút⁻¹), t là thời gian hấp phụ (phút).

Kết quả tính toán các thông số của phương trình động học bậc một và động học bậc hai được trình bày trong Bảng 3. Kết quả cho thấy, với mô hình động học bậc một có hằng số tương quan R^2 là 0,862 đối với ion Pb(II) và 0,893 với ion Cu(II), đồng thời giá trị dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng theo tính toán $q_{e, cal}$ không phù hợp với giá trị dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng theo thực nghiệm $q_{e, exp}$. Giá trị % sai số giữa $q_{e, cal}$ và $q_{e, exp}$ trong mô hình động học bậc một đối với quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) lần lượt là 84,88 % và 63,70 %. Do đó mô hình động học bậc một không phù hợp giải thích quá trình động học hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) lên BC-MC. Kết quả nghiên cứu này tương đồng với một số nghiên cứu của các tác giả khác như (Inyang et al., 2012; Kiliç et al., 2013).

Đối với mô hình động học bậc hai, cho thấy hằng số tương quan R^2 khá cao ($R^2 = 1,000$ và 0,999 tương ứng với ion Pb(II) và Cu(II)). Kết quả cũng cho thấy giá trị dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng theo tính toán $q_{e, cal}$ có sự phù hợp cao với giá trị dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng theo thực nghiệm $q_{e, exp}$. Giá trị % sai số giữa $q_{e, cal}$ và $q_{e, exp}$ trong mô hình động học bậc hai đối với quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) lần lượt là 0,22 % và 1,20 %. Do đó, có thể thấy quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) lên BC-MC tuân theo mô hình động học bậc hai.

Bảng 3. Các thông số của phương trình động học biểu kiến bậc một và bậc hai

		k	$q_{e,exp}$ ($mg \cdot g^{-1}$)	$q_{e,cal}$ ($mg \cdot g^{-1}$)	% sai số	R^2
Pb(II)	<i>Động học bậc một</i>	0,0089 ($phút^{-1}$)	49,15	7,43	84,88 %	0,862
	<i>Động học bậc hai</i>	0,0044 ($g \cdot mg^{-1} \cdot phút^{-1}$)	49,15	49,26	0,22 %	1,000
Cu(II)	<i>Động học bậc một</i>	0,0042 ($phút^{-1}$)	18,40	6,68	63,70 %	0,893
	<i>Động học bậc hai</i>	0,0023 ($g \cdot mg^{-1} \cdot phút^{-1}$)	18,40	18,62	1,20 %	0,999

Phần trăm sai số được tính theo phương trình (5):

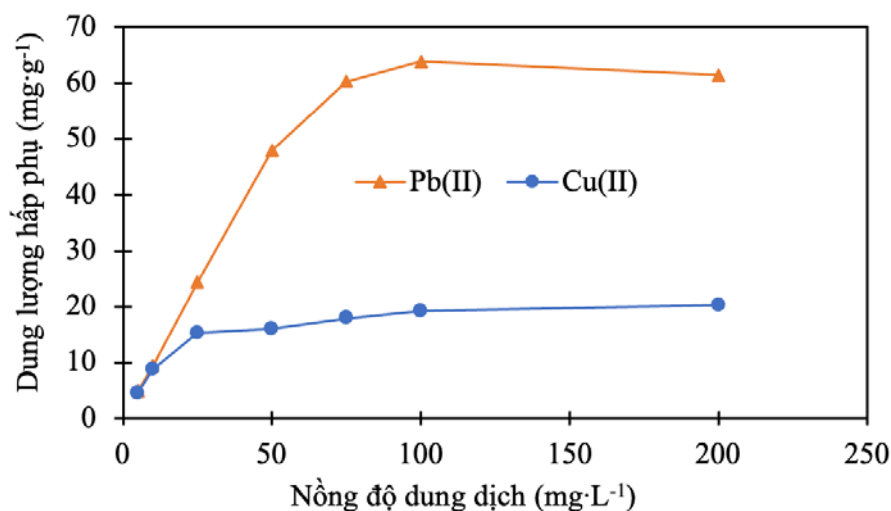
$$\% \text{ sai số} = \left| \frac{q_{e, cal} - q_{e, exp}}{q_{e, exp}} \right| \cdot 100\% \quad (5)$$

Với $q_{e, exp}$ là dung lượng hấp phụ rút ra từ số liệu thực nghiệm ($mg \cdot g^{-1}$), $q_{e, cal}$ là dung lượng hấp phụ ngoại suy từ phương trình tuyến tính ($mg \cdot g^{-1}$).

3.2.4. Ảnh hưởng của nồng độ

Sự phụ thuộc của dung lượng hấp phụ vào nồng độ ban đầu của các ion kim loại được thể hiện qua Hình 7. Khi tăng nồng độ ion kim loại từ $5 mg \cdot L^{-1}$ đến $75 mg \cdot L^{-1}$ đối với ion Pb(II) và từ $5 mg \cdot L^{-1}$ đến $25 mg \cdot L^{-1}$ đối với ion Cu(II), dung lượng hấp phụ có xu hướng tăng mạnh. Tuy nhiên, khi nồng độ ion Pb(II) từ khoảng $75 mg \cdot L^{-1}$ trở lên và nồng độ ion Cu(II) từ khoảng $25 mg \cdot L^{-1}$ trở lên thì dung lượng hấp phụ thay đổi không đáng kể. Ở khối lượng than xác định, số lượng các tâm hấp phụ hoạt động trên bề mặt BC-MC là cố định. Vì vậy, khi hấp phụ các dung dịch có nồng độ ion kim loại tăng dần, số tâm hấp phụ trống trên

BC-MC sẽ giảm dần, dung lượng hấp phụ tăng dần. Khi các tâm hấp phụ trống trên BC-MC bão hoà thì quá trình hấp phụ đạt trạng thái cân bằng (dung lượng hấp phụ thay đổi không đáng kể).



Hình 7. Đồ thị biểu diễn sự phụ thuộc của dung lượng hấp phụ ion-Pb(II) và Cu(II) trên BC-MC vào nồng độ

3.2.5. Mô hình hấp phụ đẳng nhiệt

Cân bằng hấp phụ được sử dụng qua hai mô hình đẳng nhiệt phổ biến là Langmuir và Freundlich (Atkins & De, 2013):

Phương trình hấp phụ đẳng nhiệt Langmuir:

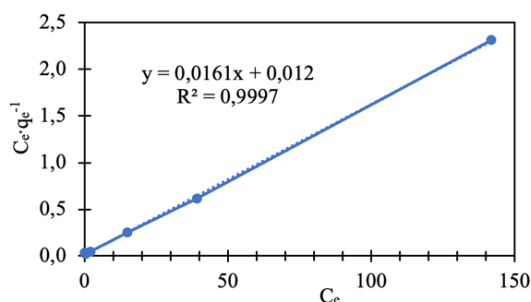
$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_m} + \frac{1}{q_m \cdot K_L} \tag{6}$$

Phương trình hấp phụ đẳng nhiệt Freundlich:

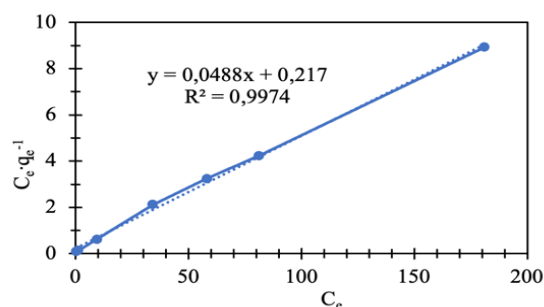
$$\ln q_e = \ln K_F + \left(\frac{1}{n} \right) \ln(C_e) \tag{7}$$

Trong đó, C_e là nồng độ chất bị hấp phụ tại thời điểm cân bằng ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$), q_e là dung lượng hấp phụ ở thời điểm cân bằng ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$), K_L là hằng số cân bằng hấp phụ Langmuir ($\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$), q_m là dung lượng hấp phụ cực đại của chất hấp phụ ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$), K_F ($\text{L} \cdot \text{mg}^{-1}$) là hằng số cân bằng hấp phụ Freundlich, $1/n$ là hằng số của phương trình Freundlich, đặc trưng cho tính không đồng nhất về năng lượng của bề mặt hấp phụ.

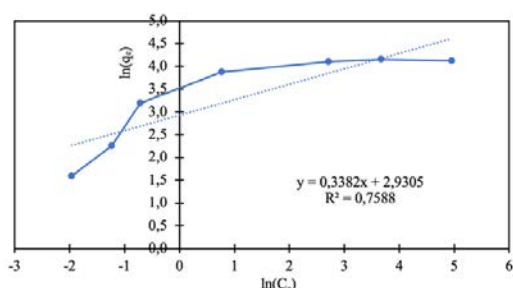
Đồ thị biểu diễn sự phụ thuộc của C_e/q_e vào C_e đối với mô hình Langmuir được trình bày trên Hình 8 và Hình 9; đồ thị biểu diễn sự phụ thuộc $\ln(q_e)$ vào $\ln(C_e)$ đối mô hình Freundlich được trình bày trên Hình 10 và Hình 11.



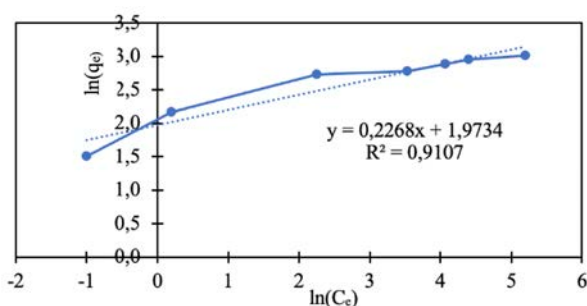
Hình 8. Đồ thị dạng tuyến tính theo phương trình Langmuir của quá trình hấp phụ ion Pb(II) trên BC-MC



Hình 9. Đồ thị dạng tuyến tính theo phương trình Langmuir của quá trình hấp phụ ion Cu(II) trên BC-MC



Hình 10. Đồ thị dạng tuyến tính theo phương trình Freundlich của quá trình hấp phụ ion Pb(II) trên BC-MC



Hình 11. Đồ thị dạng tuyến tính theo phương trình Freundlich của quá trình hấp phụ ion Cu(II) trên BC-MC

Bảng 4. Các tham số của các mô hình hấp phụ đẳng nhiệt trên vật liệu BC-MC

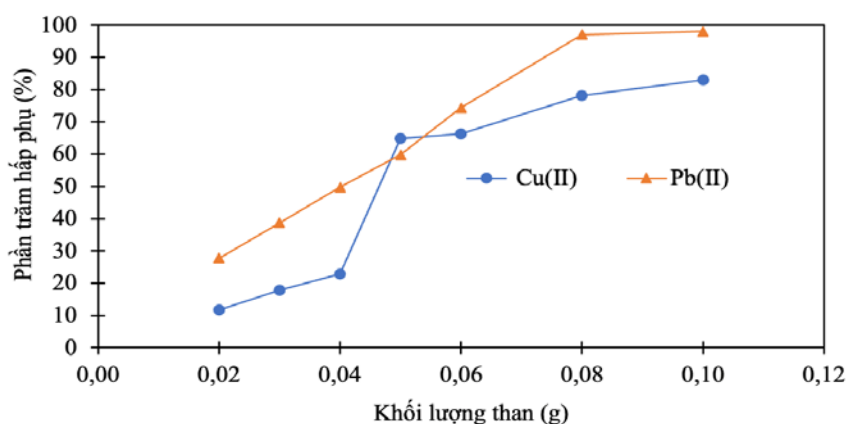
	Đẳng nhiệt Langmuir			Đẳng nhiệt Freundlich		
	q_m (mg·g ⁻¹)	K_L (L·mg ⁻¹)	R^2	K_F (L·mg ⁻¹)	n	R^2
Pb(II)	62,11	1,342	0,999	18,737	2,957	0,759
Cu(II)	20,49	0,225	0,997	7,195	4,409	0,911

Dựa vào Bảng 4 có thể thấy, quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trên BC-MC theo mô hình Langmuir có hệ số tương quan R^2 đều lớn hơn của mô hình Freundlich. Do đó, mô hình Langmuir phù hợp hơn trong việc mô tả quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trên BC-MC. Như vậy, quá trình hấp phụ ion Cu(II) và Pb(II) trên vật liệu BC-MC chủ yếu là hấp phụ đơn lớp; bề mặt hấp phụ đồng nhất về mặt năng lượng. Thông qua tính toán, dung lượng hấp phụ cực đại của BC-MC đối với ion Pb(II) và Cu(II) lần lượt có giá trị 62,11 mg·g⁻¹ và 20,49 mg·g⁻¹.

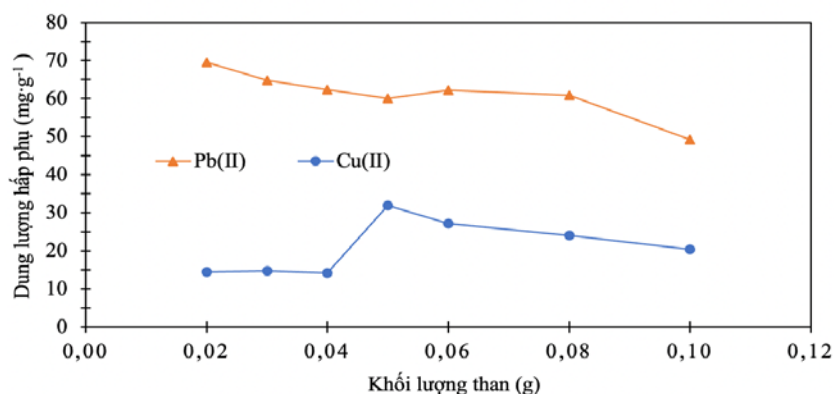
3.2.6. Ảnh hưởng của khối lượng than

Kết quả khảo sát ảnh hưởng của khối lượng BC-MC đối với quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) thể hiện trong Hình 12 và Hình 13. Kết quả khảo sát cho thấy khi tăng khối lượng BC-MC thì hiệu suất hấp phụ tăng do tăng số lượng các tâm hấp phụ. Đối với nồng độ đầu của ion Pb(II) 100 mg·L⁻¹, hiệu suất hấp phụ bắt đầu đạt cực đại (trên 97%) khi khối lượng BC-MC sử dụng là 0,08 g. Trong khi đó, nếu sử dụng 0,08 g BC-MC thì hiệu suất hấp phụ dung dịch Cu(II) 50 mg·L⁻¹ chỉ khoảng gần 80%. Điều này cho thấy BC-MC có khả năng hấp phụ ion Pb(II) tốt hơn ion Cu(II). Bên cạnh đó, khi tăng khối lượng BC-MC thì

dung lượng hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trên BC-MC có xu hướng giảm đi. Điều này là do ở cùng nồng độ ion kim loại, khi lượng BC-MC nhỏ thì các ion kim loại dễ tiếp cận với các tâm hoạt động và giá trị dung lượng hấp phụ cao (Bui & Tran, 2017). Khi tăng lượng than thì số ion kim loại trên một đơn vị chất hấp phụ giảm, số lượng tâm hấp phụ trống tăng và dẫn đến dung lượng hấp phụ giảm.



Hình 12. Đồ thị biểu diễn hiệu suất hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trên ở các khối lượng BC-MC khác nhau



Hình 13. Đồ thị biểu diễn dung lượng hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) ở các khối lượng BC-MC khác nhau

3.3. Ứng dụng BC-MC trong xử lý ion Pb(II) và Cu(II)

Mẫu nước thải trong Phòng Thí nghiệm Hóa Vô cơ được thu vào các bình chứa trong khoảng thời gian từ tháng 02/2021 đến tháng 4/2021. Mẫu thu về được lọc bỏ kết tủa và điều chỉnh đến giá trị pH = 4,0. Mẫu nước này được tiến hành xử lý theo các điều kiện được liệt kê trong Bảng 5.

Bảng 5. Bố trí thí nghiệm xử lý mẫu nước thải

	Khối lượng than (g)	pH	Thể tích (mL)	Thời gian (phút)	Tốc độ lắc (vòng.phút ⁻¹)
Lần 1	0,05; 0,20 và 0,50	4,0	50	120	500
Lần 2	0,05; 0,20 và 0,50	4,0	50	120	500

Kết quả xử lý nước thải được thể hiện trong Bảng 6. Nồng độ ion Pb(II) trong mẫu nước thải là $55,77 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, gần bằng với nồng độ ion Pb(II) khảo sát. Tuy nhiên, nồng độ Cu(II) trong mẫu nước thải cao gấp 8,5 lần nồng độ ion Cu(II) trong dung dịch khảo sát. Kết quả xử lý cho thấy, khi tăng khối lượng BC-MC, hiệu suất xử lý cả hai ion kim loại đều tăng. Tuy nhiên, hiệu suất xử lý hai ion kim loại còn khá thấp, đạt giá trị khoảng 30-42% khi khối lượng BC-MC sử dụng là 0,50 g. Điều này có thể được giải thích là do nền mẫu thật có thành phần phức tạp với sự tồn tại của nhiều ion kim loại khác. Đây là nguyên nhân dẫn đến sự hấp phụ cạnh tranh giữa hai ion với nhau, và sự cạnh tranh hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) với các ion kim loại khác. Dù hiệu quả xử lý chưa cao nhưng từ kết quả này có thể thấy tiềm năng của việc sử dụng than sinh học trong xử lý các ion kim loại trong các nền mẫu thực tế. Đặc biệt, trong bối cảnh Việt Nam là một nước nông nghiệp phát triển với trữ lượng phế, phụ phẩm nông, lâm nghiệp lớn thì việc sản xuất than sinh học và ứng dụng trong xử lý ion kim loại nặng trong nước sẽ mang lại lợi ích kinh tế và môi trường cao.

Bảng 6. Kết quả xử lý mẫu nước thải phòng thí nghiệm Hoá Vô cơ bằng BC-MC

	Khối lượng than (g)	Nồng độ Pb(II) đầu ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Nồng độ Pb(II) sau ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Hiệu suất (%)	Nồng độ Cu(II) đầu ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Nồng độ Cu(II) sau ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Hiệu suất (%)
Lần 1	0,05		54,66	5,38		206,69	3,70
	0,20	57,77	46,14	20,14	214,62	180,76	15,78
	0,50		33,75	41,58		144,55	32,65
Lần 2	0,05		55,14	4,55		207,26	3,43
	0,20	57,77	46,83	18,94	214,62	169,83	20,87
	0,50		33,51	42,00		147,38	31,33

4. Kết luận

Nghiên cứu đã chỉ ra khả năng xử lý khác nhau của than sinh học được điều chế từ mùn cưa với hai ion là Pb(II) và Cu(II). Điều kiện tối ưu cho quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) của BC-MC là pH = 4,0 và thời gian cân bằng hấp phụ là 120 phút. Quá trình hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trên BC-MC xảy ra theo động học bậc hai. Quá trình đẳng nhiệt hấp phụ ion Pb(II) và Cu(II) trên BC-MC phù hợp hơn với mô hình Langmuir. Dung lượng hấp phụ cực đại (q_m) của BC-MC đối với ion Pb(II) và Cu(II) có giá trị lần lượt là $62,11 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ và $20,49 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$. Với mẫu nước thải thu được từ phòng thí nghiệm (nồng độ ion Pb(II) $57,77 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ và ion Cu(II) $214,62 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), BC-MC đã xử lý các ion kim loại với hiệu suất 30-42% (khối lượng BC-MC là 0,05 g). Kết quả này cho thấy BC-MC có tiềm năng xử lý nước thải với ưu điểm chi phí khá thấp và xử lý nhanh. Sau nghiên cứu này, nhiều hướng nghiên cứu khác có thể thực hiện: xây dựng quy trình xử lý hiệu quả ion Pb(II) và Cu(II) trong nước thải công nghiệp, biến tính vật liệu nhằm nâng cao dung lượng hấp phụ ion Cu(II) và Pb(II), hay khảo sát mở rộng hiệu quả xử lý với các ion kim loại khác.

- ❖ **Tuyên bố về quyền lợi:** Các tác giả xác nhận hoàn toàn không có xung đột về quyền lợi.
- ❖ **Lời cảm ơn:** Nghiên cứu này được tài trợ bởi đề tài khoa học và công nghệ cấp Trường Đại học Sư phạm Thành phố Hồ Chí Minh – Đề tài mã số: CS.2020.19.27.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Abdolali, A., Ngo, H. H., Guo, W., Lu, S., Chen, S. S., Nguyen, N. C., Zhang, X., Wang, J., & Wu, Y. (2016). A breakthrough biosorbent in removing heavy metals: Equilibrium, kinetic, thermodynamic and mechanism analyses in a lab-scale study. *Science of the Total Environment*, 542, 603-611. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.095>
- Abdul, G., Zhu, X., & Chen, B. (2017). Structural characteristics of biochar-graphene nanosheet composites and their adsorption performance for phthalic acid esters. *Chemical Engineering Journal*, 319, 9-20. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.02.074>
- Atkins, P. W. (Chief Editor), & De, P. J. (Editor) (2013). *Physical chemistry*. Oxford: Oxford University Press.
- Bakatula, E. N., Richard, D., Neculita, C. M., & Zagury, G. J. (2018). Determination of point of zero charge of natural organic materials. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(8), 7823-7833. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-1115-7>
- Bui, V. T., & Tran, T. X. M. (2017). Khảo sát hấp phụ As(V) trong dung dịch nước bằng vật liệu zeolite biến tính bằng Mn [Investigating the As(V) ions removal in aqueous solution using Mn-Modified zeolite material]. *Dong Thap University Journal of Science*, 24(2017), 76-82.
- Chen, Y., Wang, C., & Wang, Z. (2005). Residues and source identification of persistent organic pollutants in farmland soils irrigated by effluents from biological treatment plants. *Environment International*, 31(6), 778-783. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2005.05.024>
- Chi, T., Zuo, J., & Liu, F. (2017). Performance and mechanism for cadmium and lead adsorption from water and soil by corn straw biochar. *Frontiers of Environmental Science and Engineering*, 11(2). <https://doi.org/10.1007/s11783-017-0921-y>
- Dang, X. T., Dang, T. D., & Tran, T. K. L. (2016). Xác định hàm lượng Cu, Pb, Cd, Mn trong mẫu nước thải sinh hoạt khu vực Thạch Sơn - Lam Thao – Phú Thọ bằng phương pháp phổ hấp thụ nguyên tử [Determining the amount of Cu, Pb, Cd, Mn in water and waste water in Thạch Sơn-Lam Thao-Phú Thọ by F-AAS method]. *Ho Chi Minh City University of Education Journal of Science*, 43-52.
- Feng, N., Guo, X., Liang, S., Zhu, Y., & Liu, J. (2011). Biosorption of heavy metals from aqueous solutions by chemically modified orange peel. *Journal of Hazardous Materials*, 185(1), 49–54. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.08.114>
- Han, L., Sun, H., Ro, K. S., Sun, K., Libra, J. A., & Xing, B. (2017). Removal of antimony (III) and cadmium (II) from aqueous solution using animal manure-derived hydrochars and pyrochars. *Bioresour. Technol.*, 234, 77-85. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.02.130>
- Inyang, M., Gao, B., Yao, Y., Xue, Y., & Zimmerman, A. R. (2012). Bioresource Technology Removal of heavy metals from aqueous solution by biochars derived from anaerobically digested biomass. *Bioresour. Technol.*, 110, 50-56. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.01.072>

- Jamshidifard, S., Koushkbaghi, S., Hosseini, S., Rezaei, S., Karamipour, A., Jafari rad, A., & Irani, M. (2019). Incorporation of UiO-66-NH₂ MOF into the PAN/chitosan nanofibers for adsorption and membrane filtration of Pb(II), Cd(II) and Cr(VI) ions from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 368(October 2018), 10-20. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.01.024>
- Kiliç, M., Kirbiyik, Ç., Çepelioğullar, Ö., & Pütün, A. E. (2013). Adsorption of heavy metal ions from aqueous solutions by bio-char, a by-product of pyrolysis. *Applied Surface Science*, 283, 856-862. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2013.07.033>
- Liu, W. J., Jiang, H., & Yu, H. Q. (2015). Development of Biochar-Based Functional Materials: Toward a Sustainable Platform Carbon Material. *Chemical Reviews*, 115(22), 12251-12285. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.5b00195>
- Ma, J., Huang, W., Li, Y., & Wang, N. (2020). Journal of Environmental Chemical Engineering The utilization of lobster shell to prepare low-cost biochar for high-efficient removal of copper and cadmium from aqueous : Sorption properties and mechanisms. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, August, 104703. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104703>
- Merck. (2021). IR Spectrum Table & Chart. Retrieved from <https://www.sigmaaldrich.com/VN/en/technical-documents/technical-article/analytical-chemistry/photometry-and-reflectometry/ir-spectrum-table#ir-table-by-compound>
- Nguyen, V. P., Le, T. T. T., Nguyen, T. C. N., Nguyen, T. L., & Lam, T. M. N. (2020). Danh gia kha nang hap phu Pb²⁺ trong nuoc cua than sinh hoc có nguồn gốc từ phân bò [Assessment of Pb²⁺ absorption capacity in water of cow manure derived biochar]. *Journal of Science Technology & Food*, 20(1), 76-86.
- Oliveira, W. E., Franca, A. S., Oliveira, L. S., & Rocha, S. D. (2008). Untreated coffee husks as biosorbents for the removal of heavy metals from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 152(3), 1073-1081. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.085>
- Pellera, F., Giannis, A., Kalderis, D., Anastasiadou, K., Stegmann, R., Wang, J., & Gidaracos, E. (2012). Adsorption of Cu (II) ions from aqueous solutions on biochars prepared from agricultural by-products. *Journal of Environmental Management*, 96(1), 35-42. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.010>
- Shen, Z., Hou, D., Jin, F., Shi, J., Fan, X., Tsang, D. C. W., & Alessi, D. S. (2019). Effect of production temperature on lead removal mechanisms by rice straw biochars. *Science of the Total Environment*, 655, 751-758. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.282>
- Wang, Y., Liu, Y., Lu, H., Yang, R., & Yang, S. (2018). Competitive adsorption of Pb (II), Cu (II), and Zn (II) ions onto hydroxyapatite-biochar nanocomposite in aqueous solutions. *Journal of Solid State Chemistry*, 261(February), 53-61. <https://doi.org/10.1016/j.jssc.2018.02.010>
- Wani, A. L., Ara, A., & Usmani, J. A. (2015). Lead toxicity: A review. *Interdisciplinary Toxicology*, 8(2), 55-64. <https://doi.org/10.1515/intox-2015-0009>
- Wu, Q., Xian, Y., He, Z., Zhang, Q., Wu, J., Yang, G., Zhang, X., Qi, H., Ma, J., Xiao, Y., & Long, L. (2019). Adsorption characteristics of Pb(II) using biochar derived from spent mushroom substrate. *Scientific Reports*, 9(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52554-2>
- Xue, C., Zhu, L., Lei, S., Liu, M., Hong, C., Che, L., Wang, J., & Qiu, Y. (2020). Lead competition alters the zinc adsorption mechanism on animal-derived biochar. *Science of the Total Environment*, 713, 136395. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136395>
- Yurekli, Y. (2016). Removal of heavy metals in wastewater by using zeolite nano-particles impregnated polysulfone membranes. *Journal of Hazardous Materials*, 309, 53-64. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.01.064>

**A STUDY ON THE REMOVAL OF IONS Pb(II) AND Cu(II)
FROM SOLUTION BY USING BIOCHAR DERIVED FROM SAWDUST**

Pham Tang Cat Luong, Luu Gia Hy, Truong Chi Hien, Nguyen Kim Diem Mai*

Faculty of Chemistry, Ho Chi Minh City University of Education, Vietnam

**Corresponding author: Nguyen Kim Diem Mai – Email: mainkd@hcmue.edu.vn*

Received: August 04, 2021; Revised: September 03, 2021; Accepted: September 07, 2021

ABSTRACT

This study aims to investigate four factors affecting the adsorption process of Pb(II) and Cu(II) ions on biochar prepared from sawdust. These factors include: pH (2.0-6.0), metal ion concentration (5-200 mg.L⁻¹), adsorption time (5-1440 minutes), and biochar weight (0.05-0.10 g). The results show that the maximum amount of metal ion adsorbed per adsorbent mass unit reached 62.11 mg.g⁻¹ for Pb(II) and 20.49 mg.g⁻¹ for Cu(II) at pH = 4.0 and adsorption time of 120 minutes. The adsorption of Pb(II) and Cu(II) ions on biochar is well represented by the second-order kinetics and Langmuir adsorption isotherm model. This study presents the ability to remove Pb(II) and Cu(II) ions in wastewater of the Inorganic Chemistry laboratory at Ho Chi Minh City University of Education.

Keywords: adsorption; biochar; Cu(II), Pb(II); sawdust; wastewater