LOẠI BỎ HIỆU QUẢ Cd(II) KHỎI NƯỚC THẢI BẰNG SINH KHỐI VỎ TRẤU BIẾN TÍNH BẰNG AXIT NITRIC

EFFECTIVE REMOVAL OF Cd(II) FROM WASTEWATER USING NITRIC AXIT TREATED RICE HUCK BIOMASS

Chu Thị Thu Hiền

Bộ môn Hóa học, Khoa Vật liệu xây dựng, Trường Đại học Xây dựng Hà Nội

Đến Tòa soạn ngày 21/2/2025, chấp nhận đăng ngày 25/3/2025

Tóm tắt: Nguồn sinh khối vỏ trấu (RH) sẵn có đã được biến tính bằng axit nitric (HN-RH) để tăng cường khả năng hấp phụ ion Cd(II) từ nước thải. Các tính chất lý - hóa cơ bản của HN-RH đã được xác định, và các thí nghiệm hấp phụ Cd(II) được tối ưu hóa theo các yếu tố: pH dung dịch, liều lượng chất hấp phụ và thời gian phản ứng. Giá trị pH tối ưu được xác định là 5,0 với liều lượng chất hấp phụ 0,1 g. Khả năng hấp phụ cực đại của Cd(II) khi sử dụng HN-RH đạt 125,2 mg/g. Trong quá trình tái sử dụng, 1M EDTA được sử dụng để giải hấp Cd(II) từ vật liệu đã bão hòa kim loại. Kết quả cho thấy HN-RH có tiềm năng tái sử dụng cao đối với Cd(II), với hiệu suất giải hấp đạt 68,2% sau năm chu kỳ. Dựa trên những kết quả này, HN-RH có thể được ứng dụng như một vật liệu hấp phụ tiềm năng, chi phí thấp để loại bỏ Cd(II) khỏi dung dịch nước.

Từ khóa: Sinh khối vỏ trấu, loại bỏ Cd(II), đẳng nhiệt hấp phụ, động học hấp phụ.

Abstract: An available source of rice husk biomass (RH) was modified with nitric acid (HN-RH) to enhance its potential use in the adsorption of Cd(II) ions from wastewater. The basic physical-chemical properties of HN-RH were determined, and adsorption experiments for Cd(II) removal were optimized in terms of solution pH, adsorbent dose, and reaction time. The optimum solution pH was found to be 5.0 with an adsorbent dose of 0.1 g. The maximum adsorption capacity of Cd(II) using HN-RH was 125.2 mg/g. In the regeneration process, 1M EDTA was applied for the desorption of Cd(II) ions from Cd-loaded adsorbents. The results showed that HN-RH had a high reuse potential for Cd(II), with a desorption percentage of 68.2% after five cycles. Based on these findings, HN-RH could be utilized as a promising, low-cost adsorbent for the removal of Cd(II) from aqueous solutions.

Keywords: Rice husk biomass, Cd (II) removal, adsorption isotherms, adsorption kinetics.

1. GIỚI THIỆU

Sự hiện diện của kim loại nặng trong môi trường là một vấn đề đáng quan ngại do độc tính và ảnh hưởng tiêu cực đến sức khỏe con người cũng như các sinh vật khác [1-3].

Cadmium (Cd) là một kim loại nặng có độc tính cao, chủ yếu phát sinh từ các hoạt động công nghiệp như khai thác mỏ, luyện kim, sản xuất pin, sơn, nhựa và phân bón. Ô nhiễm cadmium trong môi trường ngày càng trở thành vấn đề nghiêm trọng do đặc tính khó phân hủy sinh học, khả năng tích lũy lâu dài và tác động nguy hiểm đến hệ sinh thái cũng như sức khỏe con người. Chính vì những tác hại nghiêm trọng này, việc kiểm soát ô nhiễm cadmium là một nhiệm vụ cấp thiết.

Nhiều phương pháp đã được phát triển để loại bỏ ion kim loại nặng khỏi nước thải, bao gồm

trao đổi ion, bay hơi và cô đặc, kết tủa hóa học, thẩm thấu ngược, hấp phụ và điện phân. Trong số đó, phương pháp hấp phụ được xem là triển vọng nhất nhờ chi phí vận hành thấp, yêu cầu lượng hóa chất tối thiểu và hiệu suất cao. Than hoạt tính là vật liệu hấp phụ tiềm năng do diện tích bề mặt lớn, thể tích mao quản cao, tính ổn định tốt, nguồn cung dồi dào và chi phí hợp lý [4, 5].

Vật liệu phế thải nông nghiệp có thể được sử dụng làm chất hấp phụ với lợi thế chi phí thấp, thân thiện với môi trường và có sẵn trong tự nhiên. Việt Nam sản xuất một lượng lớn vỏ trấu, đây là nguồn nguyên liệu tiềm năng cho quá trình hấp phụ (xử lý nước, kiểm soát ô nhiễm không khí) dưới dạng tự nhiên hoặc sau biến tính hóa học [6-8].

Việc sử dụng sinh khối vỏ trấu làm vật liệu hấp phụ trong xử lý nước, đặc biệt để loại bỏ kim loại nặng như Cd, mang lại nhiều ưu điểm vượt trội về hiệu quả, kinh tế và môi trường. Ưu điểm nổi bật của vỏ trấu trong hấp phụ Cd nằm ở khả năng xử lý hiệu quả với chi phí thấp so với các phương pháp truyền thống như kết tủa hóa học hay trao đổi ion. Khi được hoạt hóa hoặc biến tính bằng các phương pháp đơn giản như nung nhiệt, xử lý axit hoặc kiềm, vỏ trấu có thể gia tăng đáng kể khả năng hấp phụ, giúp loại bỏ Cd khỏi nước thải một cách hiệu quả. Không chỉ hấp phụ nhanh, vật liệu từ vỏ trấu còn có thể được tái sử dụng nhiều lần sau quá trình tái sinh, làm giảm đáng kể chi phí vận hành và hạn chế phát sinh chất thải thứ cấp. Bên cạnh hiệu quả kinh tế, việc ứng dụng vỏ trấu trong xử lý nước cũng mang lại lợi ích môi trường to lớn. Thay vì bị đốt bỏ gây ô nhiễm không khí hoặc thải ra gây tồn đọng sinh khối dư thừa, vỏ trấu được tái chế thành vật liệu có giá trị cao, giúp giảm thiểu chất thải nông nghiệp và đóng góp vào nền kinh tế tuần hoàn. Ngoài ra, vì có nguồn gốc sinh học và không chứa hóa chất độc hại, vật liệu hấp phụ từ vỏ trấu thân thiện với môi trường hơn so với các vật liệu tổng hợp như than hoạt tính hay nhựa trao đổi ion, giúp hạn chế tác động tiêu cực đến hệ sinh thái nước.

Với những lợi ích vượt trội về mặt kinh tế, hiệu suất xử lý và tính bền vững, việc sử dụng vỏ trấu làm vật liệu hấp phụ trong xử lý nước, đặc biệt để loại bỏ Cd, không chỉ là một giải pháp khoa học tiềm năng mà còn là một bước đi quan trọng hướng đến công nghệ xử lý nước thân thiện với môi trường và phát triển bền vững.

Mục tiêu chính của nghiên cứu này là đánh giá tiềm năng ứng dụng của sinh khối vỏ trấu và vỏ trấu biến tính bằng HNO_3 trong việc loại bỏ Cd(II) khỏi dung dịch nước.

2. THỰC NGHIỆM

2.1. Tổng hợp vật liệu

Vỏ trấu được thu gom, rửa bằng nước khử ion để loại bỏ tạp chất (bụi bẩn, cát, lá cây), sau đó sấy khô ở 50°C trong 24 giờ. Mẫu khô được bảo quản trong hộp nhựa kín để sử dụng trong các thí nghiệm. 10 g vỏ trấu được khuấy với 100 ml dung dịch HNO_3 0,5 M ở nhiệt độ phòng trong 3 giờ. Mẫu HN-RH sau đó được lọc, rửa nhiều lần bằng nước cất và sấy ở 30°C trong 24 giờ trước khi sử dụng để đặc trưng và thí nghiệm hấp phụ.

2.2. Hóa chất và phương pháp phân tích

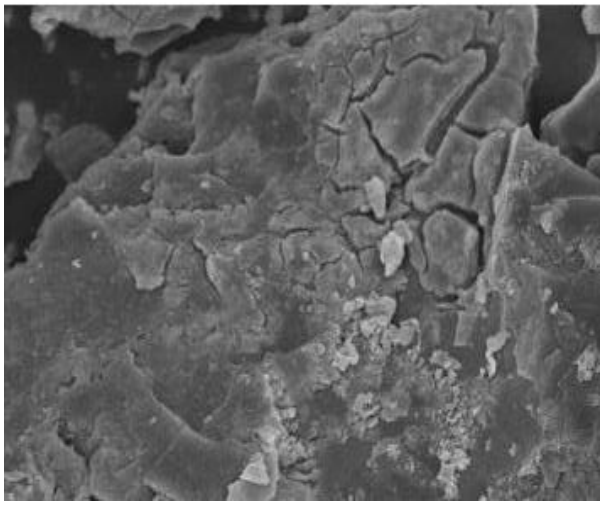
Tất cả hóa chất sử dụng đều có độ tinh khiết phân tích. Dung dịch $Cd(NO_3)_2$, HNO_3 và EDTA được pha bằng nước cất khử ion. Giá trị pH đo bằng máy đo pH kỹ thuật số (Orion 5Star). Nồng độ Cd(II) được xác định bằng quang phổ hấp thụ nguyên tử (VARIAN AA240) ở bước sóng 326,1 nm trong ngọn lửa khí axêtylen - không khí. Ảnh hiển vi điện tử

quét (SEM) được sử dụng để phân tích hình thái bề mặt. Diện tích bề mặt riêng và thể tích lỗ xốp được xác định bằng phương pháp hấp phụ N_2. Phân tích nguyên tố xác định hàm lượng C, H, O, N bằng máy phân tích nguyên tố.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Phân tích hình thái và đặc tính vật liệu

Ảnh kính hiển vi điện tử quét (SEM)



Hình 1. Hình thái bề mặt vật liệu HN-RH

Ảnh SEM cho thấy bề mặt HN-RH có nhiều lỗ xốp, giúp tăng diện tích bề mặt (S BET) và thể tích mao quản (Vt). Kết quả phân tích diện tích bề mặt và thành phần nguyên tố (Bảng 1) cho thấy HN-RH có diện tích bề mặt cao (163,5 m^2/g) và tổng thể tích lỗ xốp đạt 0,54 cm^3/g, điều này hỗ trợ tăng khả năng hấp phụ Cd(II). Diện tích bề mặt của vật liệu hấp phụ là một trong những yếu tố quan trọng quyết định hiệu suất loại bỏ cadmium trong quá trình xử lý nước thải. Các vật liệu có diện tích bề mặt càng lớn thì càng cung cấp nhiều vị trí hoạt động để liên kết với các ion kim loại, qua đó tăng cường khả năng hấp phụ và cải thiện hiệu quả xử lý. Khi cadmium tồn tại trong nước dưới dạng ion hòa tan, chúng cần một bề mặt có đủ vị trí hấp phụ để liên kết và bị giữ lại, từ đó làm giảm nồng độ kim loại độc hại trong nước. Sự gia tăng diện tích bề mặt không chỉ tạo điều kiện cho nhiều ion Cd tiếp xúc với vật liệu mà còn giúp đẩy nhanh tốc độ hấp phụ, rút ngắn thời gian xử lý so với các vật liệu truyền thống có diện tích bề mặt thấp.

Hàm lượng oxy và nitơ lần lượt là 51,45% và 4,2%, cho thấy sự hình thành các nhóm chức giàu oxy (carboxyl, NO_2), góp phần cải thiện khả năng hấp phụ Cd(II).

Bảng 1. Thành phần nguyên tố hóa học và diện tích bề mặt của vật liệu hấp phụ HN-RH

Vật liệu	S_{BET} (m^2/g)	V_t (cm^3/g)	Thành phần nguyên tố (% wt)			
			C	*H*	*O*	*N*
HN-RH	163,5	0,54	39,13	5,22	51,45	4,2

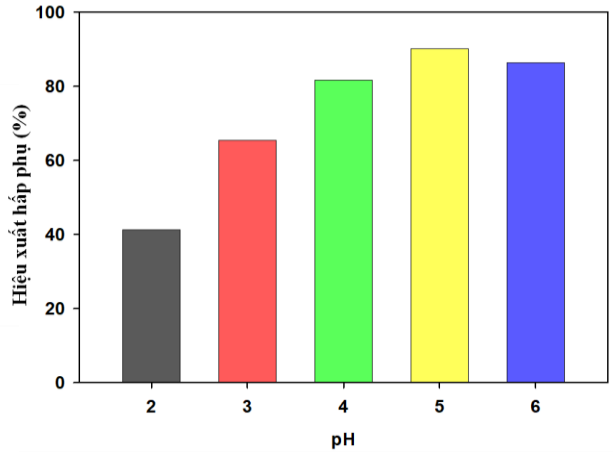
3.2. Khả năng loại bỏ Cd(II) trong dung dịch của vật liệu

Ảnh hưởng của pH dung dịch

pH của dung dịch là một yếu tố quan trọng quyết định hiệu suất hấp phụ, vì nó ảnh hưởng trực tiếp đến điện tích bề mặt của vật liệu hấp phụ cũng như trạng thái tồn tại của ion kim loại trong dung dịch. Sự thay đổi của pH có thể làm thay đổi mức độ proton hóa hoặc khử proton của các nhóm chức trên bề mặt vật liệu, từ đó ảnh hưởng đến khả năng tương tác và liên kết với ion Cd(II). Trong nghiên cứu này, quá trình hấp phụ được khảo sát trong khoảng pH từ 2,0 đến 6,0 nhằm xác định điều kiện tối ưu cho việc loại bỏ cadmium khỏi dung dịch. Việc lựa chọn khoảng khảo sát pH từ 2,0 đến 6,0 là do định hướng vật liệu ứng dụng xử lý Cd(II) trong nước thải, thực tế các loại nước thải có pH không quá thấp. Mặt khác, khi dung dịch có pH > 6 sẽ xuất hiện hiện tượng ion Cd(II) tạo kết tủa dưới dạng $Cd(OH)_2$ hoặc $CdCO_3$ trên bề mặt vật liệu hấp phụ. Khi đó, cơ chế sẽ xảy ra đồng thời quá trình kết tủa hóa học và hấp phụ, không phải thuần hấp phụ.

Khi pH tăng trên 6,5, Cd(II) có xu hướng tạo thành kết tủa dưới dạng $Cd(OH)_2$, làm giảm hiệu quả hấp phụ do ion Cd(II) không còn tồn tại ở dạng hòa tan để tương tác với bề mặt vật liệu hấp phụ.

Kết quả thí nghiệm cho thấy hiệu suất loại bỏ Cd(II) tăng dần khi pH tăng từ 2,0 đến 5,0, nhưng lại giảm khi pH vượt quá 5,0. Cụ thể, ở pH thấp (≈2,0), bề mặt vật liệu hấp phụ có xu hướng tích điện dương do sự proton hóa mạnh, làm giảm tương tác giữa bề mặt và ion Cd(II), dẫn đến hiệu suất hấp phụ thấp. Khi pH tăng lên, sự cân bằng điện tích trở nên thuận lợi hơn, tạo điều kiện để ion Cd(II) liên kết chặt chẽ với các vị trí hoạt động trên vật liệu hấp phụ. Đặc biệt, ở pH 5,0, hiệu suất hấp phụ đạt cực đại với mức loại bỏ lên đến 90,1%, cho thấy đây là khoảng pH tối ưu giúp cân bằng giữa sự proton hóa của vật liệu và sự tồn tại của ion Cd(II) trong dung dịch.



Hình 2. Ảnh hưởng của dung dịch pH đến hiệu suất loại bỏ Cd (II)

Tuy nhiên, khi pH tiếp tục tăng trên 5,0, hiệu suất hấp phụ bắt đầu giảm, có thể do sự cạnh tranh giữa ion hydroxit (OH^-) với ion Cd(II) trên bề mặt hấp phụ hoặc sự hình thành phức chất không thuận lợi. Điều này chứng tỏ rằng việc kiểm soát pH là yếu tố then chốt để tối ưu hóa quá trình hấp phụ, tránh tình trạng giảm hiệu suất do kết tủa hoặc suy yếu tương tác hấp phụ. Do đó, pH 5,0 được xác định là giá trị tối ưu trong nghiên cứu này, đảm bảo hiệu quả loại bỏ Cd(II) cao nhất mà không gây ra sự hình thành kết tủa ảnh hưởng đến quá trình xử lý.

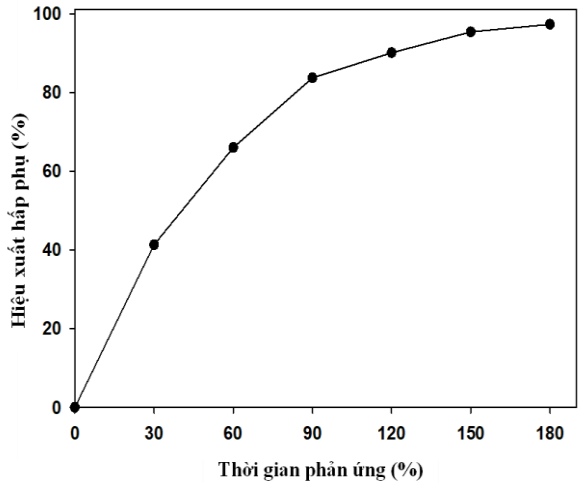
Ảnh hưởng của thời gian phản ứng

Khi khảo sát ảnh hưởng của thời gian tiếp xúc trong khoảng từ 0 đến 180 phút, kết quả cho thấy quá trình hấp phụ diễn ra nhanh chóng trong giai đoạn đầu và đạt hiệu suất cao trong thời gian ngắn. Cụ thể, trong 120 phút đầu tiên, tốc độ hấp phụ tăng mạnh, với hiệu suất loại bỏ Cd(II) đạt 90,1%. Điều này cho thấy ban đầu có rất nhiều vị trí hấp phụ trống trên bề mặt vật liệu, tạo điều kiện thuận lợi cho ion Cd(II) tiếp cận và liên kết với các nhóm chức hoạt động thông qua các cơ chế như trao đổi ion, hấp phụ bề mặt hoặc tạo phức. Nhờ sự chênh lệch nồng độ ban đầu cao giữa dung dịch và bề mặt hấp phụ, sự khuếch tán và gắn kết của ion Cd(II) diễn ra nhanh chóng, giúp nâng cao hiệu suất xử lý trong thời gian ngắn.

Sau 120 phút, tốc độ hấp phụ có xu hướng chậm lại khi số lượng vị trí trống trên bề mặt vật liệu dần bị lấp đầy, làm giảm khả năng tiếp nhận thêm ion Cd(II). Tuy nhiên, khi thời gian tiếp xúc tiếp tục tăng đến 180 phút, hiệu suất hấp phụ vẫn có sự cải thiện nhẹ, đạt 97,3%. Sự gia tăng này có thể là do quá trình khuếch tán chậm hơn của ion Cd(II) vào các lỗ mao quản sâu bên trong cấu trúc vật liệu hoặc sự tái sắp xếp của các ion Cd(II) đã bị hấp phụ, giúp tối ưu hóa khả năng liên kết trên bề mặt hấp phụ.

Kết quả này cho thấy rằng thời gian tiếp xúc đóng vai trò quan trọng trong quá trình hấp phụ, trong đó giai đoạn ban đầu (0-120 phút) là giai đoạn quyết định, khi hầu hết các ion Cd(II) bị loại bỏ khỏi dung dịch. Việc kéo dài thời gian phản ứng sau 120 phút vẫn có thể

cải thiện hiệu suất hấp phụ nhưng không đáng kể, cho thấy rằng 120-180 phút là khoảng thời gian tối ưu để đạt hiệu suất xử lý cao mà không làm lãng phí thời gian và năng lượng trong hệ thống xử lý nước. Điều này có ý nghĩa thực tiễn quan trọng, giúp tối ưu hóa quá trình xử lý Cd(II) trong các hệ thống công nghiệp, vừa đảm bảo hiệu quả cao vừa giảm chi phí vận hành.



Hình 3. Ảnh hưởng của thời gian phản ứng tới hiệu quả loại bỏ Cd(II)

Mô hình đẳng nhiệt hấp phụ

Trong nghiên cứu này, hai mô hình đẳng nhiệt hấp phụ phổ biến là Langmuir và Freundlich được sử dụng để mô tả quá trình hấp phụ ion Cd(II) lên bề mặt vật liệu hấp phụ. Việc so sánh mức độ phù hợp của hai mô hình giúp hiểu rõ hơn về cơ chế hấp phụ cũng như đặc tính bề mặt của vật liệu.

Kết quả thu được cho thấy mô hình Langmuir có độ phù hợp cao hơn so với mô hình Freundlich, với hệ số tương quan R^2 đạt 0,98. Điều này cho thấy quá trình hấp phụ Cd(II) lên vật liệu tuân theo mô hình Langmuir, tức là xảy ra trên bề mặt đồng nhất, với mỗi vị trí hấp phụ có năng lượng như nhau và không có sự tương tác giữa các phân tử đã bị hấp phụ. Theo giả thuyết của Langmuir, sự hấp phụ diễn ra theo cơ chế đơn lớp (monolayer), nghĩa là mỗi vị trí trên bề mặt chỉ có thể bị chiếm bởi một ion Cd(II), không có sự chồng lớp giữa các phân tử hấp phụ. Điều này phù hợp với đặc tính của nhiều vật liệu hấp phụ có cấu trúc mao quản nhỏ và diện tích bề mặt lớn, giúp cung cấp nhiều vị trí hấp phụ hoạt động nhưng vẫn giữ được tính đồng nhất trong cơ chế liên kết.

Ngược lại, mô hình Freundlich, thường được áp dụng cho các quá trình hấp phụ xảy ra trên bề mặt không đồng nhất và có thể xảy ra hiện tượng hấp phụ đa lớp, lại có độ phù hợp thấp hơn trong nghiên cứu này. Điều này gợi ý rằng vật liệu hấp phụ được sử dụng có bề mặt tương đối đồng nhất và có khả năng bão hòa sau khi đạt đến một giới hạn nhất định, thay vì có khả năng hấp phụ liên tục qua nhiều lớp.

Một thông số quan trọng khác rút ra từ mô hình Langmuir là khả năng hấp phụ cực đại của vật liệu đối với Cd(II), đạt 125,2 mg/g. Đây là một giá trị ấn tượng, cho thấy vật liệu có khả năng loại bỏ cadmium hiệu quả ngay cả ở nồng độ cao. So với nhiều vật liệu hấp phụ khác, giá trị này cho thấy tiềm năng ứng dụng thực tế trong xử lý nước nhiễm kim loại nặng, đặc biệt là trong các hệ thống xử lý công nghiệp và môi trường. Với khả năng hấp phụ cao, vật liệu này có thể giúp giảm chi phí xử lý nước, hạn chế lượng vật liệu cần sử dụng, đồng thời giảm thiểu phát sinh chất thải thứ cấp.

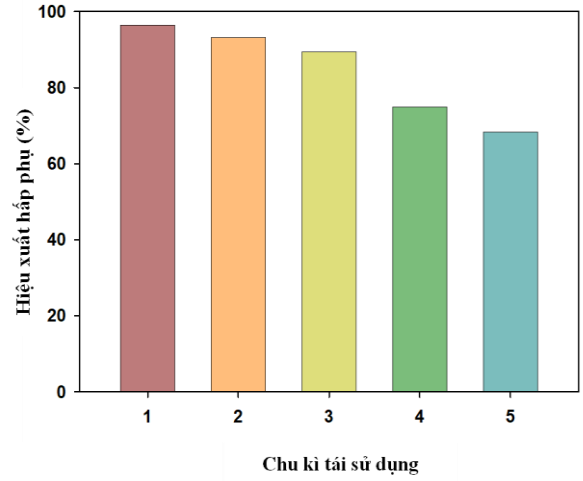
Nhìn chung, kết quả nghiên cứu cho thấy mô hình Langmuir là mô hình phù hợp nhất để mô tả quá trình hấp phụ Cd(II), khẳng định rằng sự hấp phụ diễn ra theo cơ chế đơn lớp với khả năng hấp phụ tối đa đạt 125,2 mg/g. Đây là một cơ sở khoa học quan trọng giúp tối ưu hóa quá trình xử lý nước thải nhiễm cadmium và định hướng phát triển các vật liệu hấp phụ hiệu quả cao trong tương lai.

Bảng 2. Đường đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir và Freundlich cho quá trình hấp phụ Cd (II) bởi HN-RH

Chất hấp phụ	Mô hình đẳng nhiệt Langmuir		Mô hình đẳng nhiệt Freundlich	
	Q_{max} (mg/g)	R^2	1/n	R^2
HN-RH	125,2	0,98	3	0,84

3.3. Quá trình tái sử dụng vật liệu hấp phụ

Tái sử dụng HN-RH và giải hấp Cd(II) giúp xác định khả năng sử dụng vật liệu lâu dài để gairm giá thành xử lý. Trong nghiên cứu này, EDTA 1M được sử dụng làm tác nhân giải hấp. Sau 5 chu kỳ hấp phụ - giải hấp, hiệu suất hấp phụ của HN-RH đạt 68,2%, chứng minh rằng HN-RH có khả năng tái sử dụng cao.



Hình 4. Quá trình tái sử dụng vật liệu HN-RH sau 5 chu kì

Quá trình tái sử dụng vật liệu nhằm mục đích khảo sát khả năng tái sinh của vật liệu sau các chu kỳ sử dụng, từ đó tăng hiệu quả về mặt kinh tế khi triển khai ứng dụng vật liệu này trong thực tế.

Vật liệu hấp phụ được chế tạo từ sinh khối vỏ trấu có thành phần chính là xenlulo. Mặt khác, sau quá trình hấp phụ, vật liệu sẽ được giải hấp để thu hồi kim loại Cd. Vì vậy, vật liệu hấp phụ sau khi sử dụng có thể sử dụng ủ làm phân bón hữu cơ.

3.4. Cơ chế hấp phụ Cd(II) trên HN-RH

Quá trình hấp phụ ion Cd(II) lên bề mặt của HN-RH có thể diễn ra theo nhiều cơ chế khác nhau:

- *Hấp phụ vật lý:* Xảy ra do lực Van der Waals giữa bề mặt HN-RH và ion Cd(II). Không đặc hiệu, dễ bị ảnh hưởng bởi pH và nhiệt độ.
- *Hấp phụ hóa học:* Liên kết hóa học được hình thành giữa ion Cd(II) và các nhóm chức như –COOH, –OH, C=O. Quá trình này thường là không thuận nghịch và có ái lực cao với ion Cd(II).
- *Trao đổi ion:* Các ion H^+ hoặc Na^+ có thể bị thay thế bởi ion Cd(II) khi tiếp xúc với bề mặt vật liệu.
- *Kết tủa bề mặt:* Khi pH tăng, ion Cd(II) có thể kết tủa dưới dạng $Cd(OH)_2$ hoặc $CdCO_3$ trên bề mặt hấp phụ.
- *Tạo phức ligand:* Các nhóm chức trên bề mặt có thể tạo phức với Cd(II), giúp giữ chặt ion kim loại trong dung dịch.

Vai trò của các nhóm chức trên bề mặt HN-RH trong quá trình hấp phụ Cd(II):

Các nhóm chức trên bề mặt HN-RH đóng vai trò quan trọng trong việc hấp phụ ion Cd(II). Những nhóm chức này có thể tham gia vào quá trình hấp phụ thông qua các cơ chế khác nhau, bao gồm:

- *Nhóm hydroxyl (–OH) và carboxyl (–COOH):* Các nhóm chức này có thể trao đổi ion hoặc tạo liên kết phức với ion Cd(II), giúp cố định ion kim loại trên bề mặt vật liệu. Khi pH tăng, nhóm –COOH có thể mất proton, tạo ra COO^-, giúp hấp phụ Cd(II) hiệu quả hơn thông qua cơ chế tạo phức.
- *Nhóm carbonyl (C=O) và lactone:* Nhóm carbonyl có thể đóng vai trò như một vị trí

liên kết cho ion Cd(II), hình thành phức thông qua cơ chế phối trí.

Nhóm phenol (–OH) và ether (–O–): Các nhóm này có thể tham gia vào quá trình hấp phụ bằng cách tạo liên kết hydro hoặc lực Van der Waals với ion kim loại.

- *Nhóm amin ($–NH_2$) nếu có mặt:* Nhóm amin có thể tương tác với ion Cd(II) thông qua quá trình proton hóa hoặc tạo phức ligand với kim loại.

Như vậy, khả năng hấp phụ Cd(II) của HN-RH phụ thuộc vào đặc điểm của nhóm chức, điều kiện pH và nồng độ ion kim loại trong dung dịch.

4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu này tập trung đánh giá hiệu suất của vật liệu hấp phụ HN-RH trong việc loại bỏ ion Cd(II) khỏi dung dịch nước, đồng thời xem xét khả năng tái sử dụng để tối ưu hóa tính kinh tế và bền vững trong quá trình xử lý nước ô nhiễm kim loại nặng. Kết quả thực nghiệm cho thấy HN-RH có khả năng hấp phụ Cd(II) cao, với dung lượng hấp phụ cực đại đạt 125,2 mg/g, chứng tỏ tiềm năng lớn của vật liệu này trong ứng dụng xử lý nước nhiễm cadmium. Thành công này có được nhờ vào diện tích bề mặt lớn và sự hiện diện của các nhóm chức hoạt động trên bề mặt vật liệu, đóng vai trò quan trọng trong việc tương tác và liên kết với ion Cd(II).

Một yếu tố quan trọng khác trong nghiên cứu là khả năng tái sử dụng của HN-RH, điều này giúp giảm chi phí vận hành và hạn chế lượng chất thải phát sinh sau khi hấp phụ. Sau 5 chu kỳ tái sử dụng, hiệu suất loại bỏ Cd(II) vẫn đạt 68,2%, cho thấy vật liệu có độ bền cao và vẫn duy trì khả năng xử lý tốt sau nhiều lần sử dụng. Mặc dù hiệu suất có giảm nhẹ qua các chu kỳ, nhưng kết quả này vẫn rất khả quan, chứng minh rằng HN-RH có thể được tái chế và ứng dụng trong các hệ thống xử lý nước thực tế mà không cần thay thế liên tục, giúp tiết kiệm đáng kể chi phí so với các vật liệu hấp phụ truyền thống.

Bên cạnh hiệu suất hấp phụ cao và khả năng tái sử dụng, HN-RH còn được đánh giá là một vật liệu hấp phụ giá rẻ và thân thiện với môi trường. Vật liệu này có nguồn gốc từ sinh khối nông nghiệp, giúp tận dụng phụ phẩm sẵn có, giảm thiểu lãng phí tài nguyên và góp phần vào nền kinh tế tuần hoàn. Việc sử dụng HN-RH không chỉ mang lại lợi ích về mặt kinh tế mà còn giúp giảm thiểu tác động môi trường do sự tích tụ của kim loại nặng trong hệ sinh thái nước.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

[1] F. Fu, Q. Wang. Removal of heavy metal ions from wastewaters, a review. J. Environ. Manage. 92 (3), 407-418, (2011).

[2] S.A. Cavaco, S. Fernandes, Margarida M. Quina, Licinio M. Ferreira. Removal of chromium from electroplating industry effluents by ion exchange resins. J. Hazard. Mater. 144, pp. 634-638, (2007).

[3] V.K. Gupta, P.J.M. Carrott, M.M.L. Ribeiro Carrott, Suhas. Low-cost adsorbents: growing approach to wastewater treatment—a review. Crit. Rev. Environ. Sci. Tech. 39 (10), 783-842 (2009).

[4] K. Chen, K. Zhao, H. Zhang, Q. Sun, Z. Wu, Y. Zhou, Y. Zhong, F. Ke. Phosphorus removal from aqueous solutions using a synthesized adsorbent prepared from mineralized refuse and sewage sludge. Environ. Technol. 34, 1489-1496, (2013).

[5] G.M. Zeng, Y.Y. Liu, T. Lin, G.D. Yang, Y. Pang, Y. Zhang, Y.Y. Zhou, Z. Li, M.Y. Li, M.Y. Lai, X.X. He, Y.B. He. Enhancement of Cd(II) adsorption by polyacrylic acid modified magnetic mesoporous carbon. Chem. Eng. J. 259, 153-160 (2015).

[6] X.L. Zhang, X. Jia, J.J. LuResearch progress in polymer materials in heavy metals adsorption. Ind. Water Treat. 35, 19-22, (2015).

[7] J.L. Barriada, R. Herrero, D.P. Rodríguez, M.E.S.D. Vicente. Waste spider crab shell and derived chitin as low-cost materials for cadmium and lead removal. J. Chem. Technol. Biotechnol. 82, 39-46 (2007).

[8] Z. Zhang, W. Li, S. Chen, S. Zhu, N. Liu, L. Zhu. Immobilization of lead and cadmium from aqueous solution and contaminated sediment using nano-hydroxyapatite. Environ. Pollut. 158, 514-519, (2010).

Thông tin liên hệ: **Chu Thị Thu Hiền**

Điện thoại: 0989 263 379 - Email: hienctt@huce.edu.vn

Bộ môn Hóa học, Khoa Vật liệu xây dựng, Trường Đại học Xây dựng Hà Nội.