

XỬ LÝ NƯỚC THẢI MẠ ĐIỆN CHROME BẰNG VẬT LIỆU BIOMASS REMOVAL OF CHROMIUM FROM ELECTROPLATING WASTE WATER WITH BIOSORBENTS

Nhan Hồng Quang

Phân viện BHLĐ và Bảo vệ Môi trường Miền Trung - Tây Nguyên

TÓM TẮT

Việc loại bỏ chromium trong nước thải của các ngành mạ điện, nhuộm, thuộc da, làm sạch kim loại... đang là vấn đề cần được tâm do tính độc hại của các loại ion này đối với con người và môi sinh. Nghiên cứu thử nghiệm khả năng khử chromium trong nước thải bằng một vài loại vật liệu hấp phụ sinh học rẻ tiền như bột xơ dừa, vỏ cây bạch đàn và than hoạt tính từ gáo dừa đã được tiến hành cho thấy hiệu suất hấp phụ của bột xơ dừa là cao nhất. Ảnh hưởng của nồng độ chromium ban đầu, pH dung dịch, liều hấp phụ, thời gian hấp phụ... được thực hiện ở chế độ hấp phụ gián đoạn. Số liệu thí nghiệm khá phù hợp với mô hình Langmuir nhất là ở giai đoạn đầu. Năng lực hấp phụ chromium tối đa của bột xơ dừa tìm thấy bằng 181.81 mg Cr(VI)/g chất hấp phụ cho thấy nó có thể sử dụng tốt để xử lý nước thải chứa chromium.

ABSTRACT

The water polluted by chromium is of considerable concern as this metal has been widely used in electroplating, leather tanning, metal finishing, textile industries...The hexavalent chromium is toxic to microorganism plants, animals and humans. Several low- cost biomaterials such as coconut coir pith (CCP), coconut shell-based granular activated carbon (CSAC) and eucalyptus bark (EB) were tested for the removal of chromium. All the experiments were carried out in a batch process with laboratory-prepared samples and the waste water obtained from the chromium electroplating section of a motorcycle ancillary unit. Attempts were made to compare the absorption efficiency of these biomaterials with the absorption efficiency of hexavalent chromium. The absorbent, which had the highest chromium(VI) removal level was CCP. Influences in chromium concentration, pH level, and absorption time in the removal of chromium from the effluent were investigated. The absorption data of CCP were relatively suited to Langmuir Isotherm. The maximum absorption capacity of CCP was approximately 181.81 mg Cr(VI)/g, generating the prospect use of this absorbent.

1. Đặt vấn đề

Nước thải phát sinh trong quá trình mạ điện kim loại chứa hàm lượng các kim loại nặng rất cao, là độc chất đối với sinh vật, gây tác hại xấu đến sức khỏe con người. Nhiều công trình nghiên cứu cho thấy, với nồng độ đủ lớn, sinh vật có thể bị chết hoặc thoái hóa. Với nồng độ nhỏ, chúng có thể gây ngộ độc mãn tính hoặc tích tụ sinh học, ảnh hưởng đến sự sống của chúng về lâu về dài. Do đó, nước thải từ các quá trình mạ điện kim loại không được xử lý, qua thời gian tích tụ trực tiếp hay gián tiếp, sẽ tồn đọng trong cơ thể con người gây ra các bệnh nghiêm trọng, như viêm loét da, viêm đường hô

hấp, eczima, ung thư ...[1], [2]. Các phương pháp xử lý nước thải có chứa các loại kim loại nặng nói chung (chromium, đồng chì thiếc, niken...) được sử dụng ngày nay là:

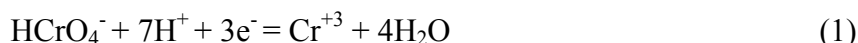
- Phương pháp kết tủa hóa học
- Phương pháp hấp phụ
- Phương pháp trao đổi ion
- Phương pháp màng
- Phương pháp điện hóa
- Phương pháp sinh học

Các phương pháp xử lý trên thông thường mắc phải một số nhược điểm chung là sinh ra một số lượng bùn thải lớn do sử dụng khá nhiều hóa chất để khử Cr(VI), trung hòa và kết tủa; công nghệ phức tạp, phải kết hợp nhiều phương pháp (sử dụng cả nhựa cation và anion mới có thể loại bỏ được anion Cr(VI) và cation Cr(III); tính không ổn định của hạt nhựa và màng do tính oxy hóa cao của Cr(VI); giá đầu tư và chi phí vận hành quá cao và đòi hỏi tay nghề vận hành. Do đó, việc ứng dụng với quy mô công nghiệp các phương pháp trên đây vẫn còn nhiều khác biệt ở các nước. Công nghệ xử lý bằng phương pháp hấp phụ, với lớp lọc là vật liệu có nguồn gốc sinh vật được trình bày sau đây cho thấy khá phù hợp với thực tiễn sản xuất ở nước ta.

2. Kết quả nghiên cứu xử lý chromium bằng vật liệu biomass

Xử lý nước thải bằng phương pháp hấp phụ với vật liệu có nguồn gốc sinh vật (biomass) đã được nghiên cứu ứng dụng ở nhiều quốc gia trên thế giới [4], [5]. Phương pháp này thực chất là kỹ thuật hấp phụ sử dụng vật liệu có nguồn gốc biomass làm lớp đệm. Mặc dù còn nhiều ý kiến khác nhau, nhưng cơ chế của quá trình hấp phụ có thể phân thành hai loại: hấp phụ do tương tác tĩnh điện và hấp phụ nội tại [3].

Tương tác tĩnh điện có thể quan sát được từ quá trình hấp phụ các cation kim loại và các anion trên bề mặt chất hấp phụ. Đối với trường hợp xử lý nước thải mạ chrome chứa nhiều ion Cr(VI), ở độ pH thấp chúng thường tồn tại trong dung dịch dưới dạng HCrO_4^- . Khi đó, nếu bề mặt chất hấp phụ tích điện dương chúng sẽ bị hấp dẫn tĩnh điện và bị khử xuống Cr(III) theo phương trình:



Chế độ hấp phụ nội tại: Hấp phụ nội tại là quá trình tương tác bề mặt. Quá trình hấp phụ các ion kim loại lên bề mặt đều chịu tác động của các tính chất bề mặt của vật liệu hấp phụ như bề mặt riêng, độ rỗng, phân bố lỗ xốp... và sự phân cực. Các chất hấp phụ có nguồn gốc biomass thường chứa xellulose tạo ra bởi các phân tử lặp β -D glucose là thành phần chính của thành tế bào. Nhóm hydroxyl phân cực trên xellulose có khả năng liên kết với ion chromium trong dung dịch. Ngoài ra, trong thành phần của một số thực vật còn có chứa rất nhiều hợp chất hữu cơ, vô cơ khác như hemicellulose, pectins, lignin, chlorophenyl, carotene, anthocyanyn và tanin cũng có khả năng hấp thụ ion kim loại. Để nghiên cứu khả năng hấp phụ của biomass đối với chromium trong nước thải, Các loại vật liệu hấp phụ sử dụng trong thí nghiệm này là bột xơ dừa (BXD), vỏ cây bạch đàn (VBD) và than hoạt tính từ dừa (THT).

2.1. Phương pháp và thiết bị thí nghiệm

Quá trình thí nghiệm được tiến hành tại các Phòng thí nghiệm của Phân viện

Bảo hộ lao động và Bảo vệ Môi trường miền Trung-Tây Nguyên và Trường Đại học Bách khoa Hà Nội. Nghiên cứu thí nghiệm được tiến hành theo chế độ hấp phụ theo mẻ nhằm xác định các thông số nhiệt động học tối ưu. Một số thiết bị và kỹ thuật được áp dụng trong nghiên cứu thí nghiệm bao gồm:

- Nghiên cứu diện tích bề mặt riêng của vật liệu được thực hiện bằng phương pháp BET sử dụng máy phân tích diện tích bề mặt (Quantachrom, Autosorb-1, USA).

- Nồng độ Cr(VI) trong dung dịch nước thải sẽ được phân tích bằng máy trắc quang CECIL 210 ở bước sóng hấp thụ 540nm với phương pháp tạo màu bằng 1,5 diphenyl carbazide trong môi trường acide.

2.2. Vật liệu hấp phụ và nước thải

2.2.1. Bột xơ dừa (BXD)

BXD được tận thu tại vùng sản xuất thâm dừa. BXD thường chứa một lượng lớn lignin (khoảng 36%). Lignin phân tử lượng lớn rất cần thiết cho quá trình hấp phụ chromium. BXD được loại bỏ các sợi xơ dừa, xử lý sơ bộ bằng dung dịch kiềm loãng NaOH 0.1M. Rửa sạch bằng nước tinh khiết cho đến khi pH bằng 7. Sấy khô ở nhiệt độ 105°C trong vòng 2-3 giờ và nghiền mịn. Sàng qua lưới đạt kích thước khoảng 0.5mm.

2.2.2. Than hoạt tính từ gáo dừa ((THT)

THT sản xuất từ gáo dừa có được sản xuất từ các tỉnh phía Nam. Kích thước hạt trung bình 2-3mm. THT cũng được sấy khô ở nhiệt độ 105°C trong vòng 2-3 giờ và nghiền mịn. Sau đó sàng qua lưới kích thước lỗ 0.1mm.

2.2.3. Vỏ cây bạch đàn (VBD)

Vỏ cây bạch đàn được tận thu từ vùng nguyên liệu tại Cửa Tùng, Vĩnh Linh, Quảng Trị. Vỏ được rửa sạch, tẩy màu bằng hỗn hợp formaldehyde và dung dịch acide sulfuric (H₂SO₄) 0.1M, sấy khô và nghiền mịn cho đến kích thước 500µm.

2.2.4. Nước thải sản xuất

Mẫu nước thải được thu tại cống thải của Công ty Cổ phần Nam Sơn. Thành phần chủ yếu của nước thải cho ở Bảng 1 sau đây:

Bảng 1. Nồng độ một số chất ô nhiễm trong nước thải mạ điện chrome

Nồng độ (mg/L)										pH	Độ dẫn (µS/cm)
Cr ³⁺	Cr ⁶⁺	Fe ²⁺	Fe ³⁺	Zn ²⁺	Ni ²⁺	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ⁻		
5.8	200	-	-	4.5	0.10	0.8	-	1.05	0.55	4.45	41.5

2.3. Phương pháp tiến hành

Vật liệu hấp phụ được nghiền nhỏ, kích thước nhỏ hơn 0,075 mm, định lượng và sấy khô. Máy khuấy được sử dụng để tăng cường khả năng tiếp xúc giữa vật liệu hấp phụ và nước thải. Tùy mục đích thí nghiệm mà sử dụng các bước tiến hành phù hợp. Các thí nghiệm được tiến hành trong các bình thủy tinh, dung tích: 500ml, 1000ml và

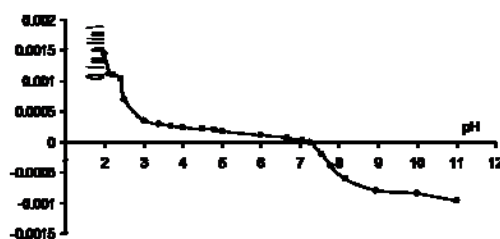
2000ml.

2.4. Kết quả và bàn luận

Ảnh hưởng của các thông số quá trình đến hiệu suất hấp phụ của các vật liệu biomass được trình bày sau đây.

2.4.1. Cơ chế hấp phụ chromium của biomass

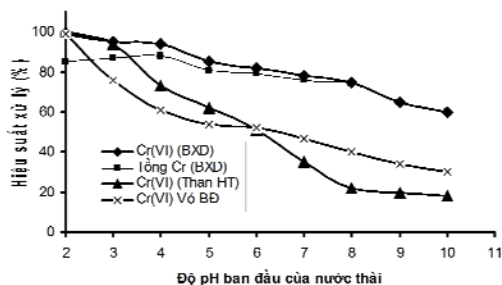
- Điểm pH_{zpc} (pH of zero point of charge) của bề mặt chất hấp phụ được xác định bằng phương pháp chuẩn độ ở các pH khác nhau [5]. Điểm pH_{zpc} đối với chất hấp phụ là BXD được tìm ra tại pH bằng 7.27 (Hình 1). Dưới giá trị pH này bề mặt của chất hấp phụ tích điện dương. Tại pH nhỏ (ví dụ $pH=2$), chất Cr(VI) chủ yếu là $HCrO_4^-$, và do đó ái lực tĩnh điện xảy ra giữa chất hấp phụ tích điện dương và các ion $HCrO_4^-$ 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 $pH > 7.27$ 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. Điều đó làm giảm hiệu suất hấp phụ. Sự có mặt của Cr(III), là sản phẩm của việc khử Cr(VI) là bất lợi đối với quá trình hấp phụ Cr(VI) của BXD tại $pH=2$. Đó là do lực đẩy tĩnh điện giữa Cr^{+3} và lớp bề mặt tích điện dương của vật liệu (khi $pH < 7.27$). Tiến hành thí nghiệm hấp phụ thông thường Cr(III) ($CrCl_3 \cdot 6H_2O$) vào BXD cho thấy năng lực hấp phụ của Cr(III) vào BXD là rất thấp (4.9mg/g). Điều này khẳng định rõ hơn cơ chế hấp phụ tĩnh điện của ion chromium trên bề mặt chất hấp phụ sinh học.



Hình 1. Biến thiên tải lượng bề mặt Q theo pH nước thải

2.4.2. Ảnh hưởng của pH đến hiệu suất hấp phụ.

Thí nghiệm được tiến hành bằng cách lấy 0.5g BXD, THT và VBD một cách tương ứng trộn lẫn với 250ml nước thải có nồng độ ban đầu là 195-200mg/l đựng trong bình 500ml. Lắc với tốc độ 150 vòng/phút sau thời gian 2 giờ. Điều chỉnh pH từ 2 cho đến 10 bằng dung dịch NaOH 1M và H_2SO_4 0.1M. Ta biết rằng pH là nhân tố rất quan trọng không chế quá trình hấp phụ Cr(VI). Hình 2 cho thấy hiệu suất hấp phụ của tất cả các chất hấp phụ khảo sát đều giảm mạnh với sự tăng của pH từ 2 đến 10. Ở $pH=2$, hiệu suất hấp phụ cực đại (bằng khoảng 99,99%) quan sát được đối với các vật liệu hấp phụ khảo sát. Khi pH tăng dần, hiệu suất hấp phụ của các chất giảm dần. Tuy nhiên,



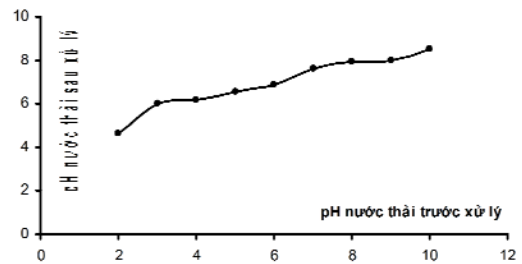
Hình 2. Hiệu suất hấp phụ của một số vật liệu hấp phụ theo pH dung dịch

(Nồng độ Cr^{+6} đầu: 195-200mg/l; Liều hấp phụ 2g/l; thời gian tiếp xúc: 18h)

ứng với một pH nhất định ($2 < \text{pH} \leq 6$), hiệu suất hấp phụ của BXD là cao nhất, tiếp theo là THT rồi đến VBD. Trong khoảng pH lớn hơn 6, hiệu suất hấp phụ của THT là bé nhất, tiếp theo là VBD và BXD.

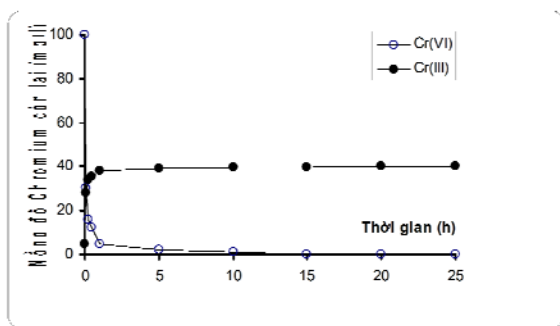
Hiệu suất hấp phụ cực đại bằng BXD (99.99%) khi $\text{pH}=2$. Tỷ lệ xử lý Cr tổng nhỏ hơn so với tỷ lệ xử lý Cr(VI) là do quá trình khử trực tiếp Cr(VI) xuống Cr(III) trong dung dịch diễn ra tại pH thấp. Do đó, việc tăng quá trình loại bỏ Cr(VI) tại pH thấp có thể được giải thích bằng quá trình khử trực tiếp Cr(VI) xuống Cr(III) trong dung dịch và lực hấp dẫn tĩnh điện giữa các phần tử Cr(VI) và bề mặt của chất hấp phụ. Phương trình khử như sau: $\text{Cr(VI)} + 2\text{H}^+ + 2\text{e}^- \rightarrow \text{Cr(III)} + \text{H}_2\text{O}$ (2)

Khi tăng pH, hiệu suất hấp phụ sẽ giảm xuống theo cơ chế hấp phụ đã trình bày ở mục 2.4.1. Ngoài ra, có thể thấy pH của hệ thống tăng lên từ 2 đến 4.64 sau khi xảy ra các phản ứng hấp phụ (xem Hình 3). Điều này là do phản ứng khử trực tiếp từ Cr(VI) xuống Cr(III) trong dung dịch cần số lượng lớn proton. Tuy nhiên, việc tăng pH của nước thải có thể nhận thấy đối với mọi giá trị pH ban đầu, ngoại trừ pH trong khoảng từ 8 đến 10. Điều này có thể giải thích rằng các ion bichromate (HCrO_4^-) tại độ pH cao sẽ chuyển thành các ion chromate (CrO_4^{2-}) và giải phóng proton vào dung dịch, như phương trình (3) dưới đây. Việc giải phóng proton H^+ là nguyên nhân làm cho pH của dung dịch giảm xuống. $\text{HCrO}_4^- \rightleftharpoons \text{CrO}_4^{2-} + \text{H}^+$ (3)



Hình 3. Thay đổi pH dung dịch trước và sau khi xử lý. (Nồng độ Cr^{+6} đầu: 195-200mg/l; Liều hấp phụ: 2g/l; thời gian tiếp xúc: 18h)

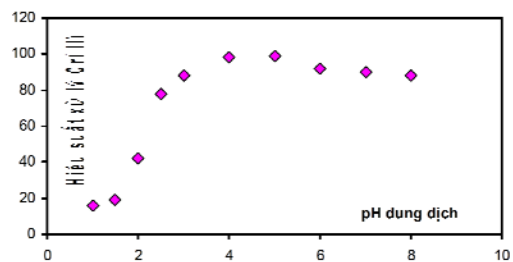
2.4.3. Ảnh hưởng của pH đến hiệu suất hấp phụ Cr(III)



Hình 4. Biến thiên nồng độ ion chromium trong quá trình xử lý. (Nồng độ Cr^{+6} : 150mg/l; Liều hấp phụ 2g/l; pH:2)

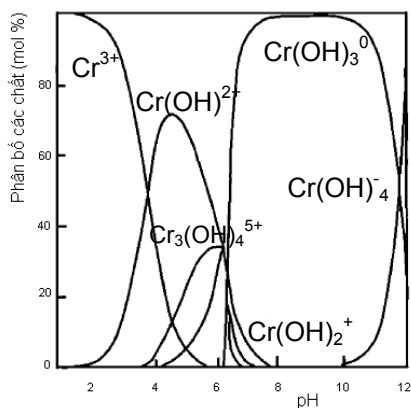
tốt cho quá trình xử lý Cr(III), dẫn đến quá trình xử lý tổng chromium không đạt như mong muốn. Trong quá trình thí nghiệm,

Biến thiên nồng độ ion Cr(VI) và Cr(III) trong quá trình xử lý được trình bày trên Hình 4. Trong khi nồng độ ion Cr(VI) giảm xuống thì nồng độ ion Cr(III) tăng lên một cách tương ứng do kết quả của quá trình khử trực tiếp. Ở pH bằng 2, quá trình xử lý Cr(VI) có thể là tối ưu nhưng đây không phải là điều kiện



Hình 5. Biến thiên hiệu suất hấp phụ Cr(III) theo pH. (Nồng độ Cr^{+3} đầu: 48-53mg/l; Liều hấp phụ 2g/l; thời gian: 3h)

nhóm nghiên cứu đã đề xuất giải pháp hấp phụ tiếp tục với sự thay đổi vật liệu hấp phụ và pH của nước thải so với giai đoạn đầu. Thí nghiệm được tiến hành tương tự như đã trình bày ở mục 2.4.2. Từ Hình 5 ta thấy, điều kiện thích hợp nhất để hấp phụ Cr(III) là pH dung dịch trong khoảng 4.5 đến 5. Tại pH bằng 5, hiệu suất hấp phụ Cr(III) là cực đại, nó gấp khoảng từ 6 đến 10 lần hiệu suất hấp phụ tại pH = 4. Điều này có thể giải

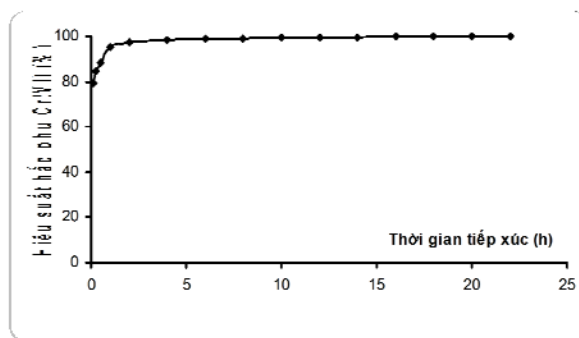


Hình 6. Sơ đồ phân bố các chất Cr(III) trong dung dịch theo pH

thích bằng phân bố các hợp chất của chromium có trong dung dịch ở các pH khác nhau được tính toán dựa trên các hằng số cân bằng của chúng. Theo Hình 6, ở pH nhỏ hơn 2, sự có mặt của Cr^{3+} chiếm ưu thế. Trong khoảng pH từ 6.5 đến 10, chủ yếu có mặt $\text{Cr}(\text{OH})_3$. Các ion Cr^{3+} không bị hấp phụ khi pH nhỏ hơn 2. Trong khi đó, ở pH 4, các ion Cr^{3+} và $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$ chiếm khoảng 40% và 60% tương ứng trong dung dịch. Tại pH 4.5 đến 5, $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$ chiếm gần 70% của các ion chromium có trong dung dịch cùng với khoảng 20% chất $\text{Cr}_3(\text{OH})_4^{5+}$. Tại pH bằng 6, các phức chất $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$, $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$, và $\text{Cr}_3(\text{OH})_4^{5+}$ chiếm tỉ lệ 40, 35, 25% tương ứng của các chất chromium. Như vậy, trong khoảng pH từ 2 đến 4, các phức chất chromium $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$ là phức ưu tiên bị hấp phụ. Khi pH từ 4 đến 6, ion Cr(III) bị hấp phụ chủ yếu ở dạng $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$ và một phần phức $\text{Cr}_3(\text{OH})_4^{5+}$ (chiếm tỷ lệ 90% trong tổng số ion chromium trong dung dịch). Điều đó giải thích cho hiệu suất hấp phụ cực đại khi pH=5 ở thí nghiệm trên. Từ đó có thể rút ra kết luận trong giai đoạn hấp phụ Cr(III), pH của dung dịch tốt nhất trong khoảng giá trị 5.

2.4.4. Ảnh hưởng của thời gian tiếp xúc

Thí nghiệm được tiến hành tương tự như mục 2.4.2 với pH dung dịch bằng 2. Tiến hành phân tích mẫu trong khoảng thời gian từ 5 phút cho đến 22 giờ với khoảng thời gian lấy mẫu như sau: 5 phút, 15 phút, 30 phút, 1, 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18, 20, 22 giờ. Tách nước bằng máy lọc ly tâm ở tốc độ 3000 vòng/phút trong khoảng 15 phút. Kết quả thí nghiệm được trình bày trên Hình 7. Trong khoảng 5 phút đầu tiên tiếp xúc với vật liệu hấp phụ, nồng độ Cr(VI) còn lại trong dung dịch nước thải giảm nhanh, hiệu suất hấp phụ Cr(VI) đạt gần 80% (79.88%). Sau thời gian khoảng 2 giờ, hiệu suất hấp phụ đã đạt 98%. Hiệu suất hấp phụ sau đó tăng chậm và đạt cân bằng, giữ nguyên ở 99.99% ở 18h. Như vậy, để hấp phụ triệt để lượng Cr(VI) có trong dung dịch. Thời gian hấp phụ là khá dài. Tuy nhiên, để giảm được gần 80%

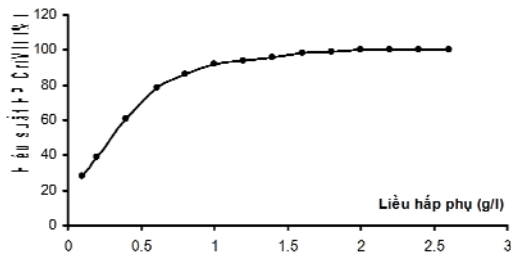


Hình 7. Biến thiên của hiệu suất hấp phụ Cr(VI) theo thời gian tiếp xúc (Nồng độ Cr^{+6} đầu: 195-200mg/l; Liều hấp phụ 2g/l; pH=2)

nồng độ Cr(VI) có trong nước thải, thời gian chỉ mất khoảng 5 phút.

2.4.5. Ảnh hưởng của liều hấp phụ

Hiệu suất hấp phụ Cr(VI) được nghiên cứu khi thay đổi liều lượng chất hấp phụ (BXD) từ 0.1 đến 3.0g/l tại nhiệt độ 30 độ C. Hiệu suất hấp phụ nói chung được cải thiện khi tăng liều chất hấp phụ lên một giá trị nhất định sau đó giữ nguyên bằng hằng số.

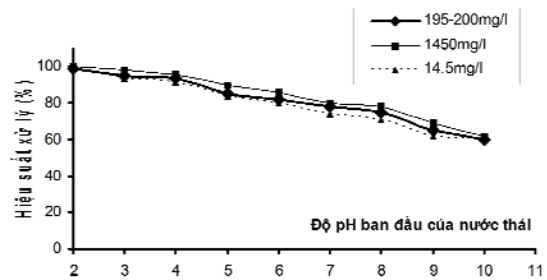


Hình 8. Biến thiên hiệu suất hấp phụ theo liều hấp phụ. (Nồng độ Cr⁺⁶ đầu: 200mg/l; pH=2; thời gian tiếp xúc: 18h)

Kết quả thí nghiệm được trình bày trên Hình 8 cho thấy hiệu suất hấp phụ thay đổi không đáng kể (chênh lệch <0.005) tại liều hấp phụ từ 2.0g/lít trở lên (99.95%). Rõ ràng việc tăng hiệu suất hấp phụ khi tăng liều hấp phụ là do việc tăng số lượng các vị trí hấp phụ. Đến một giá trị nhất định, hiệu suất hấp phụ đạt cực đại (xấp xỉ 100%) thì việc tăng liều lượng chất hấp phụ sẽ không còn ý nghĩa.

2.4.6. Ảnh hưởng của nồng độ ban đầu của Cr(VI) trong nước thải

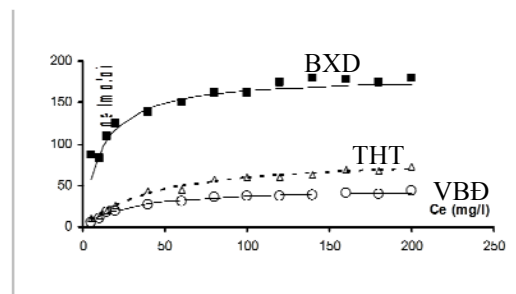
Nồng độ ban đầu của Cr(VI) trong nước thải ảnh hưởng không nhiều đến hiệu suất hấp phụ khi sử dụng BXD. Nghiên cứu được tiến hành trong ba trường hợp a/nồng độ Cr(VI) ban đầu bằng 195-200g/l, là nước thải lấy từ Công ty Cổ phần Nam sơn, b/nồng độ Cr(VI) ban đầu bằng 1450g/l, được chuẩn bị bằng cách pha 4.1g K₂Cr₂O₇ trong 1000ml nước cất tinh khiết và c/nồng độ Cr(VI) ban đầu bằng 14.5g/l, pha loãng dung dịch trên 100 lần. Thay đổi pH từ 2 đến 12. Từ Hình 9 ta thấy hiệu quả xử lý Cr(VI) của BXD thay đổi không nhiều khi nồng độ ban đầu của Cr(VI) dao động hàng trăm lần. Điều đó cho thấy có thể sử dụng nó để xử lý nước thải có nồng độ Cr(VI) rất khác nhau.



Hình 9. Ảnh hưởng của nồng độ Cr(VI) ban đầu đến hiệu suất hấp phụ (Liều hấp phụ 10g/g(CrVI); thời gian tiếp xúc: 18h, nhiệt độ 30⁰C)

2.4.7. Năng lực hấp phụ cực đại:

Thí nghiệm được tiến hành bằng cách lấy một lượng chất hấp phụ nhất định (THT, BXD và VBD) từ 0.5 đến 12 gam/lít lần lượt cho vào 1000ml dung dịch nước thải nồng độ trong khoảng 195-200mg/l. Cho hỗn hợp vào bình 2000ml đóng nắp và lắc đều với vận tốc



Hình 10. Năng lực hấp phụ của một số vật liệu hấp phụ (Nồng độ Cr⁺⁶: 195mg/l; Liều hấp phụ 2g/l). (Các điểm: Thực nghiệm; Các đường: Mô hình Langmuir)

150 vòng phút tại nhiệt độ khoảng 28-30°C, độ pH dung dịch bằng 2, là điều kiện hấp phụ tối ưu như đã trình bày ở trên. Nồng độ Cr(VI) và Cr tổng còn lại trong dung dịch nước thải sẽ được phân tích trong khoảng thời gian 18 giờ. Kết quả thí nghiệm được phân tích theo mô hình nhiệt động học của Langmuir [5]. Giả định Langmuir được mô tả bởi phương trình

$$q = \frac{q_{\max} b C}{1 + b C} \quad (4)$$

Trong đó q_{\max} (mg/g), thể hiện lượng chất bị hấp phụ tối đa trên một đơn vị trọng lượng chất hấp phụ. Kết quả tính toán các hệ số mô hình Langmuir đối với các vật liệu khác nhau được trình bày ở Bảng 2 sau đây.

Bảng 2. Hệ số của mô hình Langmuir

Thông số	q_{\max} (mg/g)	b (1/mg)	R
THT	107.27	0.021	0.997
VBD	47.25	0.035	0.999
BXD	181.81	0.091	0.990

Hình 10 cho thấy trong các điều kiện tối ưu, năng lực hấp phụ của BXD lớn nhất, bằng 181.81mg/g, tiếp đến là THT: 170.27mg/g, cuối cùng là VBD: 47.25 mg/g.

3. Kết luận

Từ kết quả nghiên cứu thí nghiệm cho phép ta rút ra những kết luận sau đây:

- So sánh với một số vật liệu biomass có sẵn ở nước ta, sử dụng BXD đã qua xử lý làm vật liệu hấp phụ chrome trong nước thải là biện pháp rất có hiệu quả. Năng lực hấp phụ của nó có thể đạt 181.81 mg/g chất hấp phụ.
- Độ pH của dung dịch là yếu tố quan trọng có ảnh hưởng quyết định đến hiệu suất xử lý của hệ thống. pH tốt nhất để hấp phụ ion Cr(VI) là pH 2. Trong khi đó, hấp phụ tốt nhất ion Cr(III) tại pH 4.5 đến 5.
- Hiệu suất hấp phụ cực đại (99.99%) đạt được sau thời gian tiếp xúc 18h. Tuy nhiên để loại bỏ khoảng 80% chromium trong nước thải, thời gian tiếp xúc khoảng 5 phút.
- Ảnh hưởng của nồng độ Cr(VI) ban đầu đến hiệu suất xử lý là không lớn.
- Liều hấp phụ đối với BXD tốt nhất trong khoảng 120 - 150mgCr(VI)/g BXD.
- Các số liệu thí nghiệm về quá trình hấp phụ đối với BXD tương đối phù hợp với mô hình nhiệt động học của Langmuir.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] A. Baral and R.D. Engelken, Chromium-based regulations and greening in metal finishing industries in the USA. *Environ. Sci. Policy*, 5(2) (2002) 121–133.

- [2] EC-Official Journal of the European Communities, L330/32, December 12, 1998.
- [3] Luis K. Cabatingan, et al. *Potential of Biosorption for the Recovery of Chromate in Industrial Wastewaters*, Delft University of Technology, The Netherlands.
- [4] Vikrant Sarin, K.K. Pant, *Removal of chromium from industrial waste by using eucalyptus bark*, Department of Chemical Engineering, Indian Institute of Technology, Hauz Khas.
- [5] Parinda Suksabye, et al. *Treatment of Chromium Contaminated Wastewater by Coconut Coir Pith*, The joint Graduate School of Energy and Env., King Mong's University of Technology Thonburi, Bangkok 10140, Thailand.