

DOI:10.22144/ctujos.2025.060

KHẢ NĂNG XỬ LÝ CHÌ TRONG DUNG DỊCH BẰNG HỖN HỢP DỊCH CHIẾT TỪ LÁ SẢ (*Cymbopogon citratus*) VÀ LÁ DIỆP HẠ CHÂU (*Phyllanthus urinaria*) KẾT HỢP VỚI TiO_2

Phan Thị Thanh Tuyền, Nguyễn Thị Mỹ Tâm, Lâm Bá Lộc, Bùi Thị Như Ý, Lăng Hiệp Phong, Nguyễn Xuân Lộc và Đỗ Thị Mỹ Phương*

Khoa Môi trường và Tài nguyên Thiên nhiên, Trường Đại học Cần Thơ, Việt Nam

*Tác giả liên hệ (Corresponding author): dtmphuong@ctu.edu.vn

Thông tin chung (Article Information)

Nhận bài (Received): 04/12/2024

Sửa bài (Revised): 31/12/2024

Duyệt đăng (Accepted): 10/03/2025

Title: Lead removal capacity in solution using mixture of extracts from Lemongrass leaves (*Cymbopogon citratus*) and Phyllanthus urinaria leaves combined with TiO_2

Author(s): Phan Thi Thanh Tuyen, Nguyen Thi My Tam, Lam Ba Loc, Bui Thi Nhu Y, Lang Hiep Phong, Nguyen Xuan Loc and Do Thi My Phuong*

Affiliation(s): College of Environment and Natural Resources, Can Tho University

TÓM TẮT

Nghiên cứu được thực hiện nhằm đánh giá khả năng hấp phụ ion chì (Pb) của hai loại vật liệu nano TiO_2 , được tổng hợp từ dịch chiết của lá diệp hạ châu (*Phyllanthus urinaria*) và lá sả (*Cymbopogon citratus*) với Titanium isopropoxide bằng phương pháp sol-gel. Kết quả thí nghiệm cho thấy $TiO_2@Cymbopogon citratus$ hấp phụ tốt hơn ở pH 6, với thời gian hấp phụ 120 phút, liều lượng 0,01 g và nồng độ Pb 50 mg/L. Động học hấp phụ phù hợp với mô hình bậc hai và Elovich. Quá trình hấp phụ của $TiO_2@Cymbopogon citratus$ tuân theo mô hình đẳng nhiệt Langmuir (hấp phụ đơn lớp), trong khi $TiO_2@Phyllanthus urinaria$ theo mô hình Freundlich (hấp phụ đa lớp). Bên cạnh đó, khả năng hấp phụ tối đa (q_{max}) của $TiO_2@Cymbopogon citratus$ ($q_{max} = 467$ mg/g) cao hơn so với $TiO_2@Phyllanthus urinaria$ ($q_{max} = 362,7$ mg/g). Kết quả nghiên cứu cho thấy dịch chiết từ thực vật kết hợp với TiO_2 là chất hấp phụ hiệu quả trong việc loại bỏ Pb trong môi trường nước.

Từ khóa: Lá sả, lá diệp hạ châu, Pb, TiO_2

ABSTRACT

This study investigates the adsorption capacity of lead ions (Pb) on two types of TiO_2 nanomaterials, synthesized from the extracts of *Phyllanthus urinaria* (*Phyllanthus urinaria*) and lemongrass (*Cymbopogon citratus*) with Titanium isopropoxide using the sol-gel method. The experimental results show that $TiO_2@Cymbopogon citratus$ has better adsorption performance at pH 6, with an adsorption time of 120 minutes, a dosage of 0.01 g, and a Pb concentration of 50 mg/L. The adsorption kinetics follow the second-order and Elovich models. Adsorption process of $TiO_2@Cymbopogon citratus$ follows the Langmuir isotherm model (single-layer adsorption), while $TiO_2@Phyllanthus urinaria$ follows the Freundlich isotherm model (multi-layer adsorption). Moreover, the maximum adsorption capacity (q_{max}) of $TiO_2@Cymbopogon citratus$ ($q_{max} = 467$ mg/g) is higher than that of $TiO_2@Phyllanthus urinaria$ ($q_{max} = 362.7$ mg/g). The study concludes that plant-extracted combined with TiO_2 are effective adsorbents for removing Pb in aqueous solution.

Keywords: *Cymbopogon citratus*, Pb, *Phyllanthus urinaria*, TiO_2

1. GIỚI THIỆU

Ô nhiễm kim loại nặng, đặc biệt là chì (Pb) trong nguồn nước là một trong những vấn đề nghiêm trọng và cấp bách hiện nay. Chì được biết đến như một chất độc mạnh có khả năng tích tụ trong cơ thể, gây ra nhiều hệ lụy cho sức khỏe con người, như tổn thương thần kinh, suy thận, rối loạn máu và các bệnh mãn tính khác (Collin et al., 2022). Trong đó, trẻ em và phụ nữ mang thai là nhóm đối tượng dễ bị ảnh hưởng nặng nề nhất khi tiếp xúc với chì, với khả năng gây ra các rối loạn phát triển và giảm trí tuệ (Edwards, 2014). Ngoài những hậu quả về sức khỏe, chì còn gây ảnh hưởng tiêu cực đến hệ sinh thái nước, làm suy giảm chất lượng nước, ảnh hưởng đến đa dạng sinh học và làm gia tăng nguy cơ suy thoái môi trường (Collin et al., 2022). Ở các quốc gia đang phát triển, nơi quy trình xử lý nước thải công nghiệp và quản lý ô nhiễm môi trường còn hạn chế, tình trạng nhiễm chì trong nước đang trở nên phổ biến và khó kiểm soát (Nguyen et al., 2018).

Trước những thách thức này, việc tìm kiếm các giải pháp xử lý nước ô nhiễm chì hiệu quả, thân thiện với môi trường và chi phí thấp đã trở thành một hướng nghiên cứu quan trọng. Một trong những phương pháp tiềm năng đang được nhiều nhà khoa học quan tâm là sử dụng vật liệu hấp phụ, trong đó TiO_2 (Titanium dioxide) là một trong những chất hấp phụ hiệu quả. TiO_2 được biết đến với các đặc tính ưu việt như ổn định hóa học, bền vững và không gây độc hại (Tran et al., 2021). Đặc biệt, khả năng quang xúc tác dưới ánh sáng tia cực tím của TiO_2 đã được ứng dụng rộng rãi trong việc xử lý các chất ô nhiễm hữu cơ và diệt khuẩn trong nước (Ahmad et al., 2020). Tuy nhiên, hiệu quả hấp phụ các ion kim loại nặng, đặc biệt là chì của TiO_2 vẫn còn hạn chế, chủ yếu do khả năng tương tác của bề mặt vật liệu chưa đủ mạnh.

Nhằm tăng cường khả năng hấp phụ chì, một số nghiên cứu gần đây đã được thử nghiệm kết hợp TiO_2 với các phụ gia hữu cơ hoặc chiết xuất từ thực vật. Các chiết xuất từ thực vật không chỉ giúp tăng khả năng hấp phụ mà còn mang lại lợi ích về mặt bền vững môi trường, do các hợp chất tự nhiên dễ phân hủy sinh học và không gây ô nhiễm thứ cấp (Panneerselvam et al., 2021). Trong các loại thực vật, lá sả (*Cymbopogon citratus*) chứa nhiều hợp chất hữu cơ như flavonoid và phenol, có khả năng tạo liên kết với các ion kim loại, từ đó gia tăng hiệu quả hấp phụ (Oladeji et al., 2019). Ngoài ra, lá diệp hạ châu (*Phyllanthus urinaria*) cũng được chứng minh có chứa các hợp chất chống oxy hóa mạnh, giúp tăng khả năng tương tác và giữ lại ion kim loại

nặng trên bề mặt vật liệu (Panneerselvam et al., 2021).

Nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá khả năng hấp phụ ion chì (Pb) của hai loại dịch chiết từ lá sả (*Cymbopogon citratus*) và lá diệp hạ châu (*Phyllanthus urinaria*) kết hợp với titanium isopropoxide dưới các điều kiện thí nghiệm theo mẻ. Các yếu tố ảnh hưởng đến khả năng hấp phụ của các vật liệu này, bao gồm pH, thời gian tiếp xúc, nồng độ Pb và liều lượng vật liệu, được đánh giá một cách chi tiết. Kết quả thí nghiệm được phân tích và so sánh dựa trên các mô hình động học hấp phụ và đẳng nhiệt, nhằm làm rõ hơn cơ chế và hiệu quả hấp phụ của các vật liệu chiết xuất từ lá sả và lá diệp hạ châu kết hợp với titanium isopropoxide.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Hóa chất và thiết bị

Titanium isopropoxide (TiO_2) có xuất xứ từ Samchun (Hàn Quốc), dung dịch chuẩn chì, HCl, NaOH và các hóa chất được sử dụng trong nghiên cứu có xuất xứ từ Merck (Đức). Dung dịch gốc Pb được chuẩn bị bằng cách pha loãng dung dịch chuẩn chì ($C_0=1000$ mg/L) theo nồng độ mong muốn của từng thí nghiệm. pH của dung dịch được điều chỉnh bằng HCl 0,1M và NaOH 0,1M, máy đo pH (Horiba) được sử dụng để đo pH dung dịch. Nồng độ Pb trong dung dịch được xác định bằng máy quang phổ hấp thụ nguyên tử (AAS - PinAAcle 900T).

Quy trình tổng hợp vật liệu từ hỗn hợp dịch chiết của lá diệp hạ châu (*Phyllanthus urinaria*) với Titanium Isopropoxide ($TiO_2@Phyllanthus$ urinaria): Cây *Phyllanthus urinaria* sau khi thu về được rửa sạch (loại bỏ thân và rễ cây) bằng nước máy và nước cất nhiều lần để loại bỏ bụi bẩn và tạp chất, phơi khô dưới ánh sáng mặt trời. Lá sau khi phơi khô sẽ được xay thành bột và lọc qua rây (lưới rây có kích thước 500 μ m). Sau đó, 20 gram bột lá khô được cân và ngâm trong 150 mL nước cất, sử dụng thiết bị cô quay chân không ở 50°C và áp suất 72 mbar trong khoảng 2 giờ. Dịch chiết được lọc qua giấy lọc Whatman No.1. Dịch chiết được khuấy liên tục trong 4 giờ, thêm từng giọt 20 mL titanium isopropoxide 1mM vào 50 mL dịch chiết. Sau 4 giờ, dịch chuyển sang màu trắng đục với sự hình thành hạt nano TiO_2 . Dịch được ly tâm ở 5000 vòng/phút trong 20 phút để thu cặn. Cặn thu được được khử nước ở 80°C trong 4 giờ để thu bột nano TiO_2 . Bột được nung ở 600°C trong 3 giờ, sau đó nghiền và rây (kích thước 75mm) để thu bột nano TiO_2 cho các thí nghiệm tiếp theo (Panneerselvam et al., 2021).



Hình 1. Quy trình tổng hợp nano TiO₂ từ chiết xuất lá Diệp hạ châu (*Phyllanthus urinaria*) và lá Sả (*Cymbopogon citratus*)

Quy trình tổng hợp vật liệu nano TiO₂ từ hỗn hợp dịch chiết của lá sả (*Cymbopogon citratus*) với titanium isopropoxide (TiO₂@*Cymbopogon citratus*): Lá sả tươi được rửa sạch bằng nước máy và nước cất, sau đó cắt nhỏ và sấy khô ở 60°C trong 6 giờ. Cuối cùng, lá được nghiền nhỏ để thu bột lá sả mịn (d = 0,5 mm). Chiết xuất được thực hiện bằng máy cô quay từ 50 g bột lá sả ngâm trong 250 mL ethanol 10% trong 3 giờ. Dịch chiết được lưu trữ ở 4°C cho đến khi sử dụng. Tiếp theo, 5 mL titanium isopropoxide được pha trộn với 20 mL dịch chiết lá sả và siêu âm trong 30 phút. Hợp chất thu được được rửa hai lần bằng ethanol và nước cất (tỉ lệ 70%), sau đó tách ly bằng máy ly tâm ở 6000 vòng/phút trong 15 phút. Hạt nano TiO₂ được sấy khô ở 80°C, sau đó nung ở 550°C trong 2 giờ. Cuối cùng, vật liệu được nghiền và sàng với kích thước d = 75µm và sẵn sàng cho các thí nghiệm tiếp theo (Izvlc & Trave, 2020).

2.2. Thí nghiệm và phương pháp nghiên cứu

Các thí nghiệm ảnh hưởng đến quá trình hấp phụ được bố trí theo thứ tự từ ảnh hưởng pH (2 - 10), khối lượng vật liệu (0,01 - 0,04 g), thời gian hấp phụ (1 - 240 phút) và nồng độ Pb ban đầu (10 - 100 mg/L).

Lượng hấp phụ (q, mg/g) được xác định theo công thức (1).

$$q = \frac{(C_0 - C_e) \cdot V}{m} \tag{1}$$

Hiệu suất hấp phụ (H, %) được tính dựa trên phương trình (2):

$$H = \frac{(C_0 - C_e) \cdot 100}{C_0} \tag{2}$$

Trong đó: V là thể tích dung dịch (L), m là khối lượng vật liệu (g), C₀ là nồng độ chất bị hấp phụ trong dung dịch ban đầu (mg/L) và C_e là nồng độ chất bị hấp phụ trong dung dịch cân bằng (mg/L).

Bình phương trung bình sai số (R²) và kiểm định chi bình phương (χ²) được sử dụng để đánh giá sự phù hợp của phương trình đẳng nhiệt hấp phụ và động học hấp phụ từ dữ liệu thực nghiệm trong việc xác định các tham số mô hình.

Bình phương trung bình sai số còn lại được biểu thị bằng phương trình (3):

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (q_{e,exp} - q_{e,cal})^2}{\sum_{i=1}^n (q_{e,exp} + q_{e,cal})^2} \tag{3}$$

Kiểm định chi bình phương được tính dựa trên phương trình (4):

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(q_{e,exp} - q_{e,cal})^2}{q_{e,cal}} \tag{4}$$

Giá trị χ² càng nhỏ là dấu hiệu cho thấy mô hình phù hợp tốt với quá trình hấp phụ (Musah et al., 2018).

Trong đó: Chỉ số ‘exp’ và ‘cal’ là các giá trị thực nghiệm và lý thuyết của q_e, n là số nghiệm thức trong thí nghiệm. Giá trị R² càng gần về 1 và χ² càng gần về 0 cho thấy sự phù hợp tốt hơn cho quá trình hấp phụ.

Ngoài ra, trong nghiên cứu này các mô hình đẳng nhiệt hấp phụ và động học hấp phụ cũng được phân tích, các mô hình được trình bày ở Bảng 1.

Bảng 1. Các đường đẳng nhiệt hấp phụ và động học hấp phụ

	Phương trình	Phương trình tuyến tính Đẳng nhiệt hấp phụ	Biểu đồ
Langmuir (Langmuir, 1918)	$q_e = \frac{q_{max}K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_{max}} + \frac{1}{q_{max}K_L}$	$\frac{C_e}{q_e}$ phụ thuộc biến C_e
	Trong đó: q_e là dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng (mg/g), C_e là nồng độ cân bằng của chất bị hấp phụ còn lại trong dung dịch (mg/L), q_{max} là lượng chất bị hấp phụ cực đại (mg/g), K_L là hằng số năng lượng hấp phụ theo mô hình đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir (L/mg).		
Freundlich (Freundlich, 1907)	$q_e = K_F C_e^{1/n}$	$lnq_e = lnK_F + \frac{1}{n}lnC_e$	lnq_e phụ thuộc biến lnC_e
	Trong đó: q_e : Dung lượng hấp phụ tại thời điểm cân bằng (mg/g), C_e : Nồng độ cân bằng của chất bị hấp phụ còn lại trong dung dịch (mg/L), K_F : Hằng số đẳng nhiệt Freundlich có quan hệ đến dung lượng hấp phụ (mg/g)(mg/L) ⁿ , n : Hằng số đẳng nhiệt Freundlich có quan hệ đến cường độ hấp phụ.		
Temkin	$q_e = \frac{RT}{b} ln(C_e K_T)$	$q_e = \frac{RT}{b} lnC_e + \frac{RT}{b} lnK_T$	q_e phụ thuộc biến lnC_e
	Trong đó: R là hằng số khí tính bằng J/(mol K), T là nhiệt độ tính bằng K, b là hằng số Temkin liên quan đến nhiệt hấp phụ tính bằng J/mol, K_T là hằng số đẳng nhiệt Temkin tính bằng L/g.		
Động học hấp phụ			
Động học biểu kiến bậc 1	$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t)$	$ln(q_e - q_t) = ln q_e - k_1 t_1$	$ln(q_e - q_t)$ phụ thuộc biến t
	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 1 (min ⁻¹).		
Động học biểu kiến bậc 2	$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2$	$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t$	$logt/q_t$ phụ thuộc biến t
	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_2 là hằng số tốc độ hấp phụ biểu kiến bậc 2 (g/mg.phút).		
Elovich	$\frac{dq_t}{dt} = \alpha exp(-\beta q_t)$	$q_t = \frac{1}{\beta} ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} lnt$	q_t phụ thuộc biến lnt
	Trong đó: q_t là dung lượng hấp phụ tại thời điểm t (mg/g), t là thời gian hấp phụ (phút), α là tốc độ hấp phụ ban đầu (mg/g.phút), β là hằng số động học Elovich có liên quan đến việc mở rộng độ che phủ bề mặt và năng lượng kích hoạt cho quá trình hấp phụ hóa học (g/mg).		

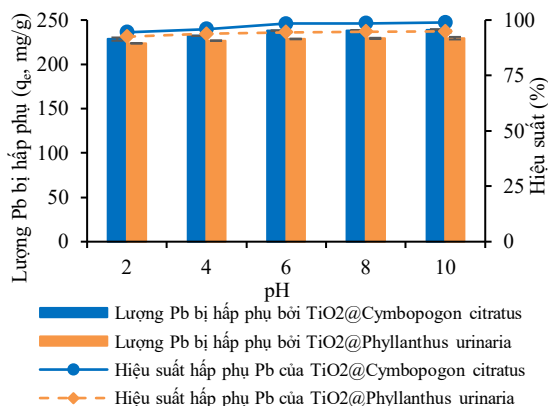
3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Ảnh hưởng của pH

Kết quả của nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng, pH của dung dịch ảnh hưởng đến sự hấp phụ các chất ô nhiễm vào vật liệu hấp phụ, điều này liên quan đến

các nhóm chức chứa oxy trên bề mặt vật liệu phụ thuộc pH dung dịch (Zhang et al., 2012). Quá trình hấp phụ bị ảnh hưởng bởi sự thay đổi pH được chứng minh bằng sự phân ly của các nhóm chức trên bề mặt của vật liệu hấp phụ. Kết quả thí nghiệm ảnh hưởng pH đối với quá trình hấp phụ của Pb trên hai

loại vật liệu $\text{TiO}_2@Phyllanthus\ urinaria$ và $\text{TiO}_2@Cymbopogon\ citratus$ được thể hiện ở Hình 2.



Hình 2. Ảnh hưởng của pH đến khả năng hấp phụ Pb

(Điều kiện thí nghiệm: $pH = 2 - 10$, $C_0 = 50\text{ mg/L}$, $m = 0,01\text{ g}$, $t = 120\text{ phút}$, $V = 50\text{ mL}$, tốc độ lắc 60 vòng/phút , $T = 25 \pm 2^\circ\text{C}$).

Đối với vật liệu $\text{TiO}_2@Phyllanthus\ urinaria$, kết quả Hình 2 cho thấy lượng hấp phụ Pb tỷ lệ thuận với pH. Lượng hấp phụ tăng từ $pH \approx 2$ (223,7 mg/g) đến $pH \approx 10$ (229,5 mg/g) khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$). Hiệu suất hấp phụ thấp nhất là 92,48% tại $pH \approx 2$ và cao nhất là 94,89% tại $pH \approx 10$. Ở $pH > 6$, hiệu suất có sự khác biệt không đáng kể: 94,53% tại $pH \approx 6$, 94,79% tại $pH \approx 8$ và 94,89% tại $pH \approx 10$. Hiệu suất hấp phụ xảy ra hiện tượng bão hòa khi $pH > 6$. Ngoài ra, có thể thấy rằng khi pH quá thấp, sự hiện diện nồng độ ion H^+ trong dung dịch cao hơn, cạnh tranh với các ion kim loại về vị trí hấp phụ của chất hấp phụ sinh học (Farah et al., 2021).

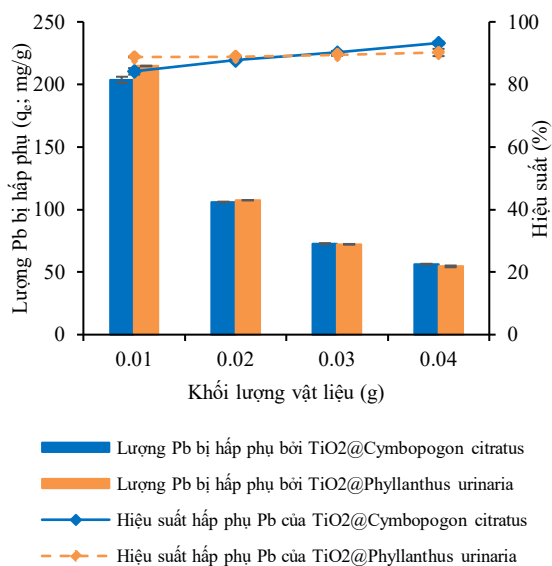
Đối với vật liệu $\text{TiO}_2@Cymbopogon\ citratus$, lượng hấp phụ Pb của TiO_2 tăng từ pH 2 (228,5 mg/g) đến pH 6 (238,1 mg/g) và tăng không đáng kể ở pH 8 và pH 10. Dù có sự khác biệt giữa pH 6 và pH 8, nhưng không có ý nghĩa thống kê. Hiệu suất hấp phụ cũng tăng từ pH 2 (94,46%) đến pH 6 (98,41%) và tăng nhẹ ở pH 10 (98,91%), nhưng khác biệt không có ý nghĩa thống kê.

Khi điều chỉnh từ pH 8 trở lên sẽ có hiện tượng kết tủa trắng do các ion kim loại bắt đầu kết tủa với các ion hydroxyl khi áp dụng độ pH cao hơn pH 7 (Yang et al., 2018). Bên cạnh đó, nghiên cứu của Nguyen et al. (2008) khi ở $pH > 7,5$ những dung dịch có hàm lượng Pb cao sẽ dễ dàng bị kết tủa $\text{Pb}(\text{OH})_2$ ngay trước khi tương tác với nano sắt. Do đó, vật liệu TiO_2 có khả năng hấp phụ thích hợp nhất

ở pH 6, điều này cũng được tìm thấy ở nghiên cứu của nhóm tác giả Panneerselvam et al. (2021) khi sử dụng chiết xuất của lá diệp hạ châu kết hợp với titanium isopropoxide làm vật liệu hấp phụ thuốc nhuộm methyl da cam. Do đó pH 6 được chọn cho các thí nghiệm tiếp theo.

3.2. Ảnh hưởng của khối lượng

Khối lượng của vật liệu hấp phụ là một trong những yếu tố ảnh hưởng đến hiệu quả của quá trình hấp phụ (Zhang et al., 2021). Kết quả thí nghiệm ảnh hưởng khối lượng vật liệu đối với quá trình hấp phụ của Pb trên hai loại vật liệu $\text{TiO}_2@Phyllanthus\ urinaria$ và $\text{TiO}_2@Cymbopogon\ citratus$ được thể hiện ở Hình 3.



Hình 3. Ảnh hưởng của khối lượng vật liệu đến khả năng hấp phụ Pb

(Điều kiện thí nghiệm: $pH = 6$, $C_0 = 50\text{ mg/L}$, $m = 0,01 - 0,04\text{ g}$, $t = 120\text{ phút}$, $V = 50\text{ mL}$, tốc độ lắc 60 vòng/phút , $T = 25 \pm 2^\circ\text{C}$).

Kết quả được thể hiện ở Hình 3 cho thấy, khi khối lượng vật liệu $\text{TiO}_2@Cymbopogon\ citratus$ tăng, lượng hấp phụ Pb giảm. Cụ thể, dung lượng hấp phụ Pb giảm từ 203,6 mg/g ở khối lượng 0,01 g xuống 72,72 mg/g ở khối lượng 0,03 g, và dung lượng hấp phụ ở 0,04 g thấp hơn cả ở 0,03 g, mặc dù sự khác biệt này không có ý nghĩa thống kê. Điều này phản ánh rằng mặc dù khối lượng vật liệu hấp phụ tăng, nhưng mật độ các vị trí hấp phụ trên mỗi đơn vị khối lượng giảm, dẫn đến sự giảm lượng Pb hấp phụ trên mỗi gram vật liệu. Tuy nhiên, hiệu suất hấp phụ Pb lại tỷ lệ nghịch với dung lượng hấp phụ: khi khối lượng vật liệu tăng, hiệu suất hấp phụ tăng. Cụ thể, hiệu suất đạt cao nhất ở nghiệm thức 0,04 g

(93,24%), cao hơn so với nghiệm thức 0,03 g (90,18%) và thấp nhất ở nghiệm thức 0,01 g (84,18%). Sự thay đổi giữa nghiệm thức 0,02 g và 0,01 g không đáng kể.

Kết quả từ Hình 3 đối với vật liệu $TiO_2@Phyllanthus\ urinaria$ cho thấy khi tăng khối lượng vật liệu từ 0,01 g đến 0,04 g, lượng hấp phụ Pb giảm dần và có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$). Cụ thể, dung lượng hấp phụ cao nhất là 214,7 mg/g ở 0,01 g và thấp nhất là 54,6 mg/g ở 0,04 g. Sự giảm sút dung lượng hấp phụ rõ rệt giữa các nghiệm thức, với sự giảm gần 1,5 lần từ 0,02 g đến 0,03 g (từ 107,4 mg/g xuống 72,2 mg/g) và gần 2 lần ở nghiệm thức 0,04 g. Trong khi đó, hiệu suất hấp phụ có xu hướng ngược lại, tăng từ 88,77% lên 90,22% khi khối lượng vật liệu hấp phụ tăng. Kết quả này cho thấy rằng khối lượng chất hấp phụ tỷ lệ thuận với hiệu suất hấp phụ Pb. Điều này có thể được giải thích bằng cách khi khối lượng vật liệu tăng, tổng diện tích bề mặt tiếp xúc cũng lớn hơn, giúp tăng khả năng hấp phụ Pb từ dung dịch, mặc dù dung lượng hấp phụ trên mỗi gram vật liệu lại giảm.

Theo nghiên cứu của Panneerselvam et al. (2021), hiệu suất hấp phụ tăng lên khi tăng liều lượng chất hấp phụ do diện tích bề mặt vật liệu lớn hơn, dẫn đến sự gia tăng số lượng các vị trí hấp phụ hoạt động, từ đó cải thiện khả năng hấp phụ. Kết quả này cũng phù hợp với nghiên cứu của Farah et al. (2021), trong đó khi tăng liều lượng chất hấp phụ từ rêu lục bình, hiệu suất loại bỏ Pb từ dung dịch cũng tăng lên đáng kể. Sự tăng hiệu suất xử lý này phản ánh sự tương quan giữa khối lượng vật liệu hấp phụ và hiệu suất hấp phụ, khi diện tích bề mặt tiếp xúc được mở rộng, giúp tăng cường khả năng loại bỏ các ion Pb khỏi môi trường nước.

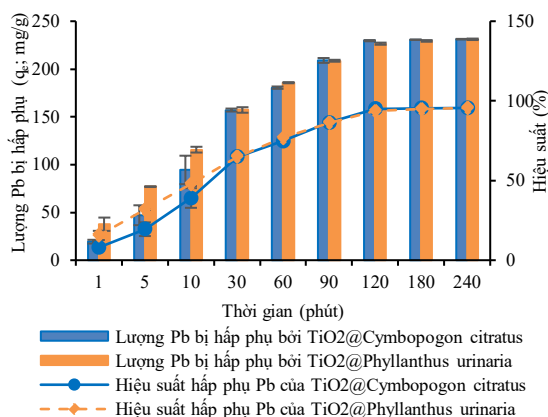
Tóm lại, mặc dù hiệu suất hấp phụ tăng khi tăng khối lượng vật liệu, dung lượng hấp phụ lại giảm khi khối lượng tăng. Điều này là do khi khối lượng vật liệu tăng, diện tích bề mặt tiếp xúc với dung dịch cũng tăng, dẫn đến khả năng hấp phụ tổng thể tăng lên (hiệu suất hấp phụ). Tuy nhiên, việc phân bố các ion Pb trên bề mặt vật liệu rộng hơn có thể dẫn đến giảm mật độ hấp phụ trên mỗi gram vật liệu (dung lượng hấp phụ). Do đó để cân bằng giữa hiệu suất hấp phụ và dung lượng hấp phụ, khối lượng vật liệu là 0,01 g được chọn cho các thí nghiệm sau.

3.3. Ảnh hưởng của thời gian hấp phụ

Thời gian tiếp xúc là một yếu tố quan trọng khác trong các quá trình hấp phụ. Thí nghiệm ảnh hưởng của thời gian đến khả năng hấp phụ được thực hiện ở điều kiện $pH = 6$, khối lượng vật liệu là 0,01g,

nồng độ Pb ban đầu trong dung dịch là 50mg/L, thời gian hấp phụ được thay đổi ở 1, 5, 10, 30, 60, 90, 120, 180 và 240 phút.

Kết quả được thể hiện từ Hình 4 cho thấy, đối với vật liệu $TiO_2@Cymbopogon\ citratus$ khi thời gian hấp phụ tăng từ 1 phút đến 120 phút, dung lượng và hiệu suất hấp phụ cũng tăng. Cụ thể, lượng hấp phụ tăng từ 19,41 mg/g (1 phút) lên 229,7 mg/g (120 phút), đạt cao nhất 231,2 mg/g tại 240 phút. Hiệu suất cũng tăng từ 8,02% (1 phút) lên 94,94% (120 phút) và cao nhất là 95,59% tại 240 phút. Tuy nhiên, sự khác biệt giữa 120 phút và 240 phút không có ý nghĩa thống kê, cho thấy vật liệu đã đạt trạng thái bão hòa từ 120 phút. Do đó, thời gian hấp phụ thích hợp được chọn là 120 phút.



Hình 4. Ảnh hưởng của thời gian đến khả năng hấp phụ Pb

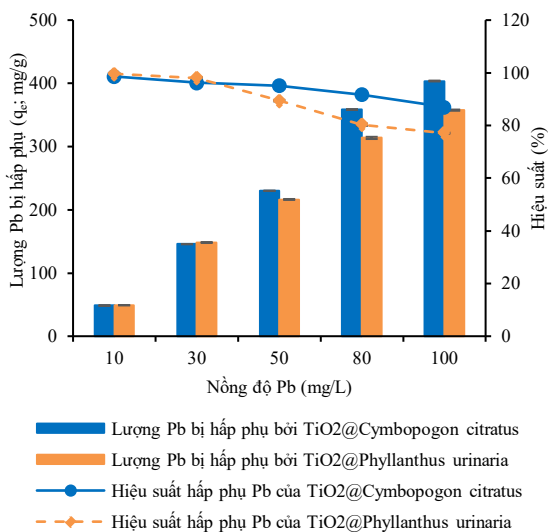
(Điều kiện thí nghiệm: $pH = 6$, $C_0 = 50\text{ mg/L}$, $m = 0,01\text{g}$, $t = 1 - 240\text{ phút}$, $V = 50\text{ mL}$, tốc độ lắc 60 vòng/phút, $T = 25 \pm 2^\circ\text{C}$).

Bên cạnh đó, vật liệu $TiO_2@Phyllanthus\ urinaria$ cũng cho thấy xu hướng tương tự, từ kết quả ở Hình 4 cho thấy, lượng hấp phụ và hiệu suất hấp phụ Pb tỷ lệ thuận với thời gian hấp phụ. Khi thời gian tăng, lượng Pb bị hấp phụ và hiệu suất đều tăng, đạt cao nhất tại 240 phút với 231,1 mg/g và 95,54%. Ở thời gian 1 phút, lượng hấp phụ và hiệu suất thấp nhất là 37,6 mg/g và 15,56%. Trong khoảng thời gian từ 1 đến 30 phút, lượng hấp phụ và hiệu suất hấp phụ tăng nhanh và khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$). Từ 60 đến 120 phút, lượng hấp phụ và hiệu suất tiếp tục tăng nhưng chậm hơn ($p < 0,05$). Tuy nhiên, khoảng thời gian từ 180 đến 240 phút, lượng hấp phụ chỉ tăng nhẹ (từ 229,4 mg/g lên 231,1 mg/g), hiệu suất tăng từ 94,84% lên 95,54% và khác biệt không có ý nghĩa thống kê ($p > 0,05$).

Ở giai đoạn đầu bề mặt hấp phụ có nhiều chỗ trống (tâm hấp phụ) chưa bị chiếm vị trí nên quá trình hấp phụ thường diễn ra nhanh hơn, so với ở các giai đoạn sau khi mà ion kim loại khó có khả năng tiếp xúc các chỗ trống còn lại trên bề mặt vật liệu hấp phụ hoặc đi vào bên trong bề mặt vật liệu (Khambhaty et al., 2009). Như vậy, lượng Pb bị hấp phụ và hiệu suất hấp phụ tỉ lệ thuận với thời gian hấp phụ, thời gian càng tăng thì lượng Pb và hiệu suất hấp phụ càng cao. Có thể thấy khoảng thời gian từ 180 phút đến 240 phút thì lượng hấp phụ và hiệu suất hấp phụ đạt trạng thái cân bằng. Khi các vị trí liên kết trên bề mặt chất hấp phụ bão hòa, thì không xảy ra hiện tượng hấp phụ tại vị trí đó nữa, vì khả năng hấp phụ tối đa đã đạt được (Zhang et al., 2012; Pang et al., 2021). Qua đây, có thể thấy 120 phút là thời gian thích hợp để thực hiện các thí nghiệm tiếp theo.

3.4. Ảnh hưởng của nồng độ

Nồng độ dung dịch ban đầu có ảnh hưởng đáng kể đến hiệu quả của quá trình hấp phụ. Thí nghiệm ảnh hưởng của nồng độ Pb ban đầu được đánh giá bằng cách thay đổi nồng độ từ 10, 30, 50, 80, 100 mg/L. Kết quả được trình bày dưới Hình 5.



Hình 5. Ảnh hưởng của nồng độ ban đầu đến khả năng hấp phụ Pb

(Điều kiện thí nghiệm: pH = 6, C₀ = 10- 100 mg/L, m = 0,01g, t = 120 phút, V = 50 mL, tốc độ lắc 60 vòng/ phút, T = 25±2°C).

Đối với vật liệu TiO₂@Cymbopogon citratus, kết quả từ Hình 5 cho thấy khi tăng nồng độ Pb trong dung dịch, lượng hấp phụ tăng từ 48,51 mg/g (10 mg/L) lên 403,7 mg/g (100 mg/L). Ngược lại, hiệu

suất hấp phụ giảm từ 98,61% (10 mg/L) xuống 87,04% (100 mg/L). Ở nồng độ 50 mg/L, dung lượng hấp phụ Pb đạt được thấp hơn so với ở nồng độ 80 mg/L (128,5 mg/L), tuy nhiên, hiệu suất giảm không đáng kể, từ 95,11% (50 mg/L) xuống 91,76% (80 mg/L).

Đối với vật liệu TiO₂@Phyllanthus urinaria cũng có xu hướng tương tự, kết quả từ Hình 5 cho thấy nồng độ Pb ban đầu tỷ lệ thuận với lượng Pb bị hấp phụ và tỷ lệ nghịch với hiệu suất hấp phụ. Khi nồng độ Pb tăng, lượng hấp phụ tăng từ 49,02 mg/g (10 mg/L) lên 357,6 mg/g (100 mg/L), trong khi hiệu suất giảm từ 99,63% xuống 77,11%.

Kết quả tương tự đã được tìm thấy ở nghiên cứu của Erdem et al. (2004) và Xiaofu et al. (2008), trong đó hiệu suất hấp phụ cũng giảm khi nồng độ kim loại ban đầu tăng. Điều này có thể được giải thích như sau, khi nồng độ Pb ban đầu tăng, khả năng hấp phụ trên mỗi đơn vị khối lượng vật liệu TiO₂ cũng tăng do có nhiều vị trí hấp phụ trống, tuy nhiên khi nồng độ Pb tăng cao hiệu suất sẽ giảm do các vị trí hấp phụ trống đã bị lấp đầy bởi ion Pb. Theo El-Ashtoukhy et al. (2008), ở nồng độ thấp, kim loại hấp phụ vào các vị trí cụ thể, nhưng khi nồng độ tăng các vị trí này bị bão hòa, dẫn đến sự chiếm giữ bởi các vị trí trao đổi và hiệu suất hấp phụ kém hơn. Do đó, nồng độ Pb 50 mg/L được chọn cho thí nghiệm tiếp theo nhằm cân bằng giá trị giữa lượng hấp phụ và hiệu suất hấp phụ.

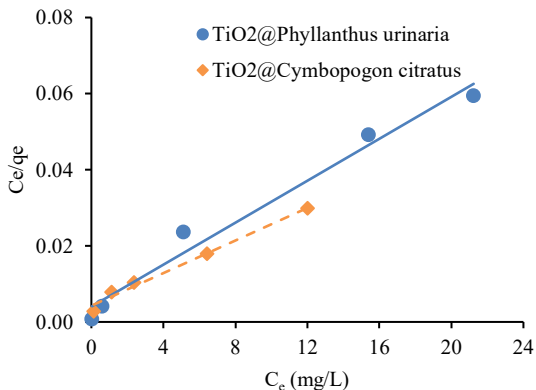
3.5. Đẳng nhiệt hấp phụ

Đường đẳng nhiệt hấp phụ được sử dụng để đánh giá khả năng hấp phụ tối đa và sự tương tác giữa chất rắn của vật liệu hấp phụ với chất ô nhiễm từ pha lỏng, từ đó đánh giá sự phân bố giữa chất bị hấp phụ và bề mặt vật liệu hấp phụ. Thí nghiệm ảnh hưởng nồng độ dung dịch Pb ban đầu được khảo sát ở các nghiệm thức 10, 30, 50, 80, 100 mg/L, từ kết quả thực nghiệm trên, nghiên cứu đường đẳng nhiệt hấp phụ đã được thực hiện để đánh giá khả năng hấp phụ Pb của TiO₂@Cymbopogon citratus và TiO₂@Phyllanthus urinaria. Dạng tuyến tính của mô hình Langmuir, Freundlich và Temkin được áp dụng để mô phỏng dữ liệu thực nghiệm được thể hiện từ Hình 6 đến Hình 8.

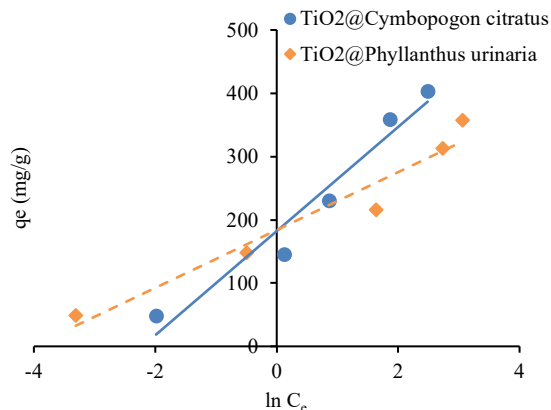
Kết quả Bảng 2 cho thấy mô hình đẳng nhiệt Langmuir có hệ số tương quan R² nhỏ hơn hệ số tương quan của mô hình đẳng nhiệt Freundlich (R²). Trong khi đó, χ² của mô hình đẳng nhiệt Langmuir lớn hơn so với χ² của mô hình Freundlich. Do đó, mô hình Freundlich phù hợp với dữ liệu thực nghiệm của cả hai loại vật liệu. Kết quả này chỉ ra

rằng quá trình hấp phụ Pb trên TiO₂@Cymbopogon citratus và TiO₂@Phyllanthus urinaria chủ yếu là sự hấp phụ đa lớp trên bề mặt không đồng nhất của TiO₂. Điều này cho thấy sự phân bố không đồng đều của năng lượng hấp phụ và ái lực giữa các vị trí trên bề mặt TiO₂ (Wang et al., 2018).

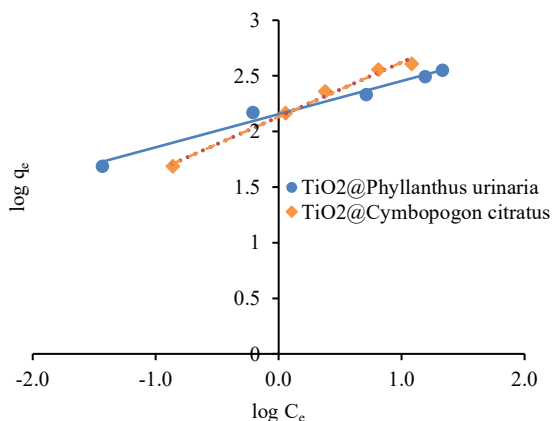
Kết quả được thể hiện ở Bảng 2 cũng cho thấy vật liệu TiO₂@Cymbopogon citratus có dung lượng hấp phụ tối đa (q_{max}) là 467 mg/g cao hơn khoảng 1,3 lần so với TiO₂@Phyllanthus urinaria với q_{max}= 362,7 mg/g. Điều đó chứng tỏ rằng TiO₂@Cymbopogon citratus có khả năng hấp phụ Pb tốt hơn so với TiO₂@Phyllanthus urinaria.



Hình 6. Mô hình đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir



Hình 7. Mô hình đẳng nhiệt hấp phụ Temkin



Hình 8. Mô hình đẳng nhiệt hấp phụ Freundlich

Bảng 2. Giá trị tham số trong mô hình đẳng nhiệt

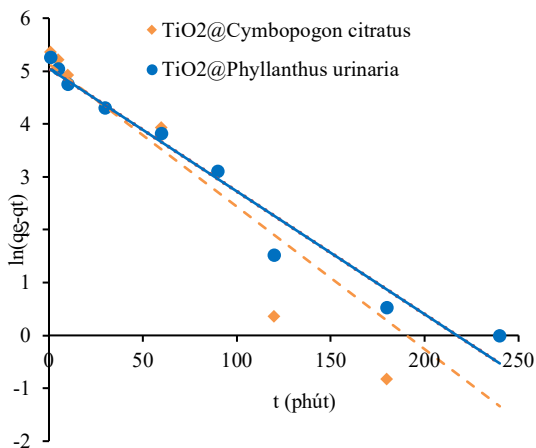
Mô hình động học		TiO ₂ @ Cymbopogon citratus	TiO ₂ @ Phyllanthus urinaria
Langmuir	q _m (mg/g)	467	362,7
	K _L (L/mg)	0,502	0,686
	χ ²	116,86	215,5
	R ²	0,98	0,87
Freundlich	1/n	0,49	0,3
	K _F (mg/kg)/(mg/L) ⁿ	135,5	143,09
	χ ²	10,58	6,83
	R ²	0,99	0,98
Temkin	b (J/mol)	54,2	30,11
	K _T (L/mg)	55,9	9,16
	χ ²	19,9	66,6
	R ²	0,95	0,99

3.6. Động học hấp phụ

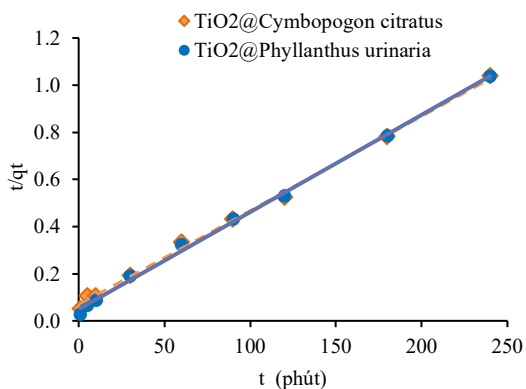
Cơ chế hấp phụ phụ thuộc vào đặc tính vật lý và hóa học của chất hấp phụ cùng quá trình truyền khối (Naiya et al., 2009). Theo Wang et al. (2018), mô hình động học hấp phụ bậc một mô tả hấp phụ vật lý

thuận nghịch, trong khi mô hình bậc hai mô tả hấp phụ hóa học. Để hiểu rõ hơn về động học hấp phụ của Pb của TiO₂@Cymbopogon citratus và TiO₂@Phyllanthus urinaria, các mô hình động học biểu kiến bậc một, mô hình biểu kiến bậc hai và mô hình động học Elovich đã được phân tích từ dữ liệu

ảnh hưởng của thời gian hấp phụ ở các mốc thời gian từ 1 đến 240 phút (Hình 9 - Hình 11).



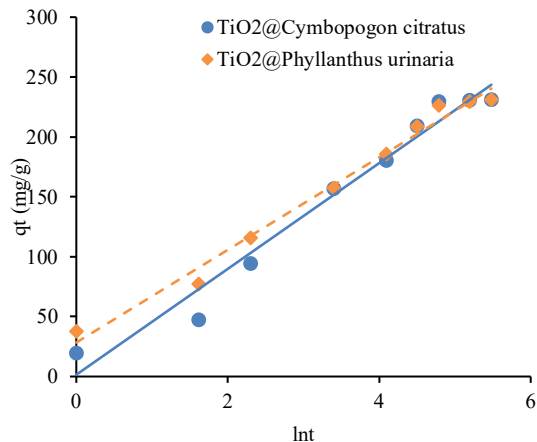
Hình 9. Mô hình động học biểu kiến bậc 1



Hình 10. Mô hình động học biểu kiến bậc 2

Từ kết quả ở Bảng 3, đối với $\text{TiO}_2@Phyllanthus\ urinaria$ cho thấy hệ số tương quan mô hình động học biểu kiến bậc hai cao ($R^2 = 0,98$). Giá trị q_e thực nghiệm ($q_{e,exp}$) ở trạng thái cân bằng là 163,2 mg/g, trong khi giá trị q_e tính toán ($q_{e,cal}$) từ mô hình động học biểu kiến bậc hai là 178,72 mg/g. Hệ số tương quan của mô hình động học biểu kiến bậc một thấp hơn ($R^2 = 0,61$) và χ^2 cao hơn (2201,7), với q_e tính toán là 178,7 mg/g, có sự khác biệt không đáng kể so với giá trị thực nghiệm. Do đó, với R^2 (0,98) lớn

hơn và χ^2 (22,48) nhỏ hơn, quá trình hấp phụ Pb của $\text{TiO}_2@Phyllanthus\ urinaria$ tuân theo mô hình động học biểu kiến bậc hai, cho thấy cơ chế hấp phụ Pb trên $\text{TiO}_2@Phyllanthus\ urinaria$ là hấp phụ hóa học. Kết quả này tương đồng với nghiên cứu của tác giả Panneerselvam et al. (2021), trong đó thuốc nhuộm methyl da cam được hấp phụ bởi TiO_2 và được điều chế từ Diệp Hạ Châu, hay nghiên cứu của nhóm tác giả Ahmad et al. (2020) về tiềm năng sử dụng vỏ quả lựu để loại bỏ Cu và Zn khỏi dung dịch nước (Ahmad et al., 2020).



Hình 11. Mô hình động học Elovich

Vật liệu $\text{TiO}_2@Cymbopogon\ citratus$ có kết quả phân tích mô hình động học tương tự, từ kết quả ở Bảng 3 cho thấy mô hình động học biểu kiến bậc hai có hệ số tương quan $R^2 = 0,99$, cao hơn đáng kể so với mô hình động học biểu kiến bậc một ($R^2 = 0,83$). Chỉ số χ^2 của mô hình động học biểu kiến bậc hai (5,54), thấp hơn nhiều so với 956,62 của mô hình động học biểu kiến bậc một.

Giá trị q_e tính toán ($q_{e,cal}$) của mô hình động học biểu kiến bậc hai là 156,3 mg/g, gần với giá trị q_e thực nghiệm ($q_{e,exp}$) hơn so với 131,04 mg/g của mô hình động học biểu kiến bậc một. Do đó, vật liệu $\text{TiO}_2@Cymbopogon\ citratus$ phù hợp với mô hình động học bậc hai, cho thấy cơ chế hấp phụ là hấp phụ hóa học, phù hợp với nghiên cứu của Panneerselvam et al. (2021).

Bảng 3. Giá trị tham số trong mô hình động học hấp phụ

Mô hình động học		$\text{TiO}_2@Cymbopogon\ citratus$	$\text{TiO}_2@Phyllanthus\ urinaria$
Động học biểu kiến bậc một	$q_{e,exp}$ (mg/g)	155,5	163,20
	$q_{e,cal}$ (mg/g)	131,04	178,72
	k_1 (g/mg.phút)	0,0341	0,0265

Mô hình động học	TiO ₂ @ Cymbopogon citratus	TiO ₂ @ Phyllanthus urinaria
χ^2	956,6	2201,7
R ²	0,83	0,612
q _{e,cal} (mg/g)	156,32	242,38
Động học biểu kiến bậc hai k ₂ (g/mg.phút)	0,0002	0,0003
χ^2	5,54	22,48
R ²	0,99	0,98
Mô hình Elovich β (g/mg)	0,02	0,03
α (mg/g.phút)	45,7	80,6
χ^2	233,2	6,5
R ²	0,97	0,99

4. KẾT LUẬN

Kết quả được đưa ra từ nghiên cứu này đã giúp chứng minh rằng vật liệu tổng hợp từ hỗn hợp chiết xuất của lá sả (TiO₂@Cymbopogon citratus) và lá diệp hạ châu (TiO₂@Phyllanthus urinaria) kết hợp với titanium isopropoxide có khả năng hấp phụ Pb hiệu quả nhất ở pH = 6, khối lượng 0,01 g, nồng độ 50 mg/L và thời gian 120 phút. Ở cả hai loại vật liệu, mô hình động học hấp phụ phù hợp là mô hình biểu kiến bậc 2, cho thấy cơ chế hấp phụ hóa học. Mô hình đẳng nhiệt Freundlich phù hợp với cả 2 loại vật liệu, cho thấy quá trình hấp phụ đa lớp trên bề mặt chất hấp phụ. Mô hình Langmuir được phân tích và kết quả cho thấy, khả năng hấp phụ tối đa (q_{max}) của TiO₂@Cymbopogon citratus (467 mg/g) cao hơn khoảng 1,3 lần so với TiO₂@Phyllanthus urinaria (362,7 mg/g), chứng tỏ rằng khả năng hấp phụ Pb của TiO₂@Cymbopogon citratus vượt trội hơn. Tuy nhiên, cả hai vật liệu đều có khả năng xử lý Pb hiệu quả trong dung dịch, mở ra cơ hội ứng dụng để khắc phục ô nhiễm kim loại nặng trong môi trường nước.

Tuy nhiên, đặc tính lý hóa của vật liệu cần được tiến hành phân tích thêm trong nghiên cứu để khẳng định sự tổng hợp thành công của vật liệu TiO₂@Phyllanthus urinaria và TiO₂@Cymbopogon citratus. Các phương pháp như X-ray diffraction (XRD), scanning electron microscopy (SEM) và Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR) có thể được sử dụng để xác định cấu trúc tinh thể, hình dạng bề mặt, và các nhóm chức hóa học có mặt trên vật liệu. Việc phân tích này sẽ cung cấp thông tin chi tiết về đặc tính cấu trúc, sự phân bố kích thước hạt, cũng như sự tương tác giữa TiO₂ và các thành phần khác trong vật liệu từ dịch chiết lá sả và lá diệp hạ châu. Bên cạnh đó, các nghiệm thức đánh giá khả năng hấp phụ Pb của dịch chiết từ lá sả và lá diệp hạ châu cần được tiến hành thêm trong nghiên cứu, làm cơ sở để so sánh với vật liệu TiO₂@Cymbopogon citratus và TiO₂@Phyllanthus urinaria. Điều này sẽ giúp làm rõ hiệu quả của các dịch chiết từ thực vật khi kết hợp với titanium isopropoxide trong việc loại bỏ kim loại nặng, đặc biệt là Pb, từ môi trường nước.

TÀI LIỆU THAM KHẢO (REFERENCES)

- Ahmad, W., Jaiswal, K. K., & Soni, S. (2020). Green synthesis of titanium dioxide (TiO₂) nanoparticles by using Mentha arvensis leaves extract and its antimicrobial properties. *Inorganic and Nano-Metal Chemistry*, 50(10), 1032-1038. doi.org/10.1080/24701556.2020.1732419
- Collin, M. S., Venkatraman, S. K., Vijayakumar, N., Kanimozhi, V., Arbaaz, S. M., Stacey, R. S., Anusha, J., Choudhary, R., Lvov, V., & Tovar, G. I. (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects on human: A review. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 7, 100094. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100094
- Edwards, M. (2014). Fetal death and reduced birth rates associated with exposure to lead-contaminated drinking water. *Environmental science & technology*, 48(1), 739-746. https://pubs.acs.org/doi/full/10.1021/es4034952
- El-Ashtoukhy, E. S., Amin, N. K., & Abdelwahab, O. (2008). Removal of lead (II) and copper (II) from aqueous solution using pomegranate peel as a new adsorbent. *Desalination*, 223(1-3), 162-173. doi.org/10.1016/j.desal.2007.01.206
- Erdem, E., Karapinar, N., & Donat, R. (2004). The removal of heavy metal cations by natural zeolites. *Journal of colloid and interface science*, 280(2), 309-314. doi.org/10.1016/j.jcis.2004.08.028
- Farah, M.J., Hasina, M.T., Moniruzzaman, M., Sirajul, H., & Mohammad, E.H. (2021). Removal of lead aqueous solutions and wastewater using water

- hyacinth (*Eichhornia crassipes*) roots. *Water Practice & Technology* 16(2).
<https://doi.org/10.2166/wpt.2021.005>
- Freundlich, H. (1907). Über die adsorption in lösungen. *Zeitschrift für physikalische Chemie*, 57(1), 385-470. <https://doi.org/10.1515/zpch-1907-5723>
- Izve, N., & Trave, K. L. (2020). Improvement of titanium dioxide nanoparticle synthesis with green chemistry methods using lemongrass (*Cymbopogon citratus*) extract. *Materiali in tehnologije*, 54(6), 755-759.
<https://doi.org/10.17222/mit.2019.200>
- Khambhaty, Y., Mody, K., Basha, S., & Jha, B. (2009). Biosorption of Cr (VI) onto marine *Aspergillus niger*: experimental studies and pseudo-second order kinetics. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 25, 1413-1421.
- Langmuir, I. (1918). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *Journal of the American Chemical Society*, 40(9), 1361-1403. <https://doi.org/10.1021/ja02242a004>
- Musah, M., Yisa, J., Suleiman, M. T., Abdullahi, M., & Shaba, E. Y. (2018). Study of isotherm models for the adsorption of Cr (VI) ion from aqueous solution onto *Bombax buonopozense* calyx activated carbon. *Lapai Journal of Science and Technology*, 4(1), 22-32.
- Naiya, T. K., Bhattacharya, A. K., Mandal, S., & Das, S. K. (2009). The sorption of lead (II) ions on rice husk ash. *Journal of hazardous materials*, 163(2-3), 1254-1264.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.119>
- Nguyen, D. Q., Chen, C. Y., & Lin, Y. P. (2018). A new scenario of lead contamination in potable water distribution systems: Galvanic corrosion between lead and stainless steel. *Science of the Total Environment*, 637, 1423-1431.
 Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.114
- Nguyen, T. N., & Nguyen, T. K. T. (2008). Study on the ability to separate Pb^{2+} in water using metallic iron nano. *VNU Journal of Science: Natural Sciences and Technology*, 24(4) (in Vietnamese).
- Oladeji, O. S., Adelowo, F. E., Ayodele, D. T., & Odelade, K. A. (2019). Phytochemistry and pharmacological activities of *Cymbopogon citratus*: A review. *Scientific African*, 6, e00137.
<https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2019.e00137>
- Pang, Y. L., Tan, J. H., Lim, S. & Chong, W.C. (2021). A State-of-the-Art Review on Biowaste Derived Chitosan Biomaterials for Biosorption of Organic Dyes: Parameter Studies, Kinetics, Isotherms and Thermodynamics. *Polymers*, 13(17), 3009.
<https://doi.org/10.3390/polym13173009>
- Panneerselvam, A., Velayutham, J., & Ramasamy, S. (2021). Green synthesis of TiO_2 nanoparticles prepared from *Phyllanthus niruri* leaf extract for dye adsorption and their isotherm and kinetic studies. *IET nanobiotechnology*, 15(2), 164-172.
<https://doi.org/10.1049/nbt2.12033>
- Tran, D. K., Vu, H. G., Trinh, T. P. H., Vu, T. L., Nguyen, T. L., Dao, T. T. T., Le Tuan, A., Pham, T. D., Nguyen, T. M. C., & Le, T. H. O. (2021). Research on the Coating Method of TiO_2 Nanotubes on Quartz Tubes and Investigate the Ethanol Degradation. *VNU Journal of Science: Natural Sciences and Technology*, 37(4), 94-103.
- Wang, Y., Wang, H., Peng, H., Wang, Z., Wu, J., & Liu, Z. (2018). Dye adsorption from aqueous solution by cellulose/chitosan composite: Equilibrium, kinetics, and thermodynamics. *Fibers and Polymers*, 19, 340-349.
 Doi: 10.1007/s12221-018-7520-9
- Xiaofu, W., Fang, Z., Mingli, C., Yangli, Z., Chong, Z., & Hailan, Z. (2008). Factors affecting the adsorption of Zn^{2+} and Cd^{2+} ions from aqueous solution onto vermiculite. *Adsorption Science & Technology*, 26(3), 145-155.
<https://doi.org/10.1260/026361708786036115>
- Yang, Z., Zhou, Z. W., Guo, H., Yao, Z., Ma, X. H., Song, X., Feng S. P. & Tang, C. Y. (2018). Tannic acid/ Fe^{3+} nanoscaffold for interfacial polymerization: toward enhanced nanofiltration performance. *Environmental Science & Technology*, 52(16), 9341-9349.
<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/acs.est.8b02425>
- Zhang, J., Zhou, Q., & Ou, L. (2012). Kinetic, isotherm, and thermodynamic studies of the adsorption of methyl orange from aqueous solution by chitosan/alumina composite. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 57(2), 412-419.
<https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/je2009945>
- Zhang, Z., Wang, T., Zhang, H., Liu, Y., & Xing, B. (2021). Adsorption of Pb (II) and Cd (II) by magnetic activated carbon and its mechanism. *Science of the Total Environment*, 757, 143910.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143910>
- Khambhaty, Y., Mody, K., Basha, S., & Jha, B. (2009). Biosorption of Cr (VI) onto marine *Aspergillus niger*: experimental studies and pseudo-second order kinetics. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 25, 1413-1421.