

Đánh giá hiệu quả xử lý khí NO₂ của vật liệu bùn đỏ

- Hồ Nhật Linh
- Tô Thị Hiền

Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQG-HCM

(Bài nhận ngày 29 tháng 12 năm 2016, nhận đăng ngày 30 tháng 10 năm 2017)

TÓM TẮT

Việc ứng dụng bùn đỏ - một chất thải nguy hại được sinh ra từ quá trình sản xuất hydroxide nhôm để xử lý khí NO₂ là một hướng đi mới, phù hợp với sự phát triển bền vững. Nghiên cứu tập trung đánh giá khả năng xử lý khí NO₂ của 2 loại vật liệu khác nhau từ bùn đỏ: bùn đỏ nguyên chất (không tiến hành quá trình trung hòa bằng nước biển - RM1) và vật liệu hydrotalcite được tổng hợp từ bùn đỏ (được trung hòa bởi nước biển - RM2) thông qua các thí nghiệm khảo sát hiệu suất xử lý khí NO₂ dựa trên sự thay đổi của các yếu tố: Nồng độ khí NO₂ đầu vào, lưu lượng khí

NO₂, vật liệu (khối lượng, nhiệt độ) và thời gian bão hòa của vật liệu. Kết quả cho thấy cả 2 vật liệu đều có khả năng xử lý khí NO₂, trong đó vật liệu RM2 có hiệu suất xử lý khí NO₂ cao hơn vật liệu RM1 khoảng 5 %. Đồng thời, kết quả nghiên cứu cho thấy tại điều kiện tối ưu: nồng độ khí NO₂ 303,37–397,14 ppm, lưu lượng khí NO₂ qua vật liệu 0,4 L/phút, khối lượng vật liệu 10g, nhiệt độ vật liệu 30 °C, hiệu suất xử lý khí NO₂ của vật liệu RM1 và vật liệu RM2 đạt cao nhất, lần lượt là 89,50 % và 84,43 %. Nghiên cứu cho thấy, cả 2 vật liệu đều có tiềm năng ứng dụng để xử lý khí NO₂.

Từ khóa: Bùn đỏ, bùn đỏ trung hòa nước biển, hấp phụ, hydrotalcite, xử lý NO₂

MỞ ĐẦU

Ngày nay với xu hướng công nghiệp hóa – hiện đại hóa đất nước, các nhà máy xi nghiệp mở rộng phạm vi hoạt động ở nhiều lĩnh vực khác nhau dẫn đến tình trạng ô nhiễm không khí ngày càng trở nên nghiêm trọng hơn. Ô nhiễm không khí gây ảnh hưởng rất nghiêm trọng đến cuộc sống của con người cũng như sinh vật trong môi trường, đặc biệt là vấn đề các khí gây ô nhiễm như sulfur dioxide (SO₂), nitrogen oxide (NO), nitrogen dioxide (NO₂), hydrogen sulfide (H₂S), ammonia (NH₃),... Theo USEPA (United States Environmental Protection Agency) khí NO₂ gây ra những ảnh hưởng trực tiếp đến sức khỏe con người, nó có khả năng kích thích mạnh đường hô hấp, gây ra bệnh hen suyễn, viêm phế quản, tác động đến hệ thần kinh và phá hủy mô tế bào phổi. Khí NO₂ cần được nghiên cứu để xử lý khi phát thải vào môi trường có nồng độ vượt quy định.

Trong thành phần của bùn đỏ (chất thải của công nghệ sản xuất nhôm từ quặng bauxite bằng phương pháp Bayer) chứa một lượng lớn NaOH, các kim loại hóa trị (II) và hóa trị (III), vì vậy bùn đỏ là nguyên liệu tiềm năng cho việc chế tạo sản phẩm hấp phụ khí NO₂ dưới dạng vật liệu hydrotalcite [1-7].

Việc nghiên cứu phát triển các sản phẩm chế tạo từ bùn đỏ để xử lý khí NO₂ có ý nghĩa cao vì đây là một hướng nghiên cứu phù hợp với xu hướng phát triển bền vững, giải quyết được những vấn đề thực tế: giảm được lượng bùn đỏ thải của quá trình khai thác, chế biến bauxit và tận dụng lượng chất thải này để xử lý khí NO₂ thải vào môi trường.

VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP

Tạo vật liệu hấp phụ từ bùn đỏ

Bùn đỏ hoạt hóa bằng nhiệt (RM1)

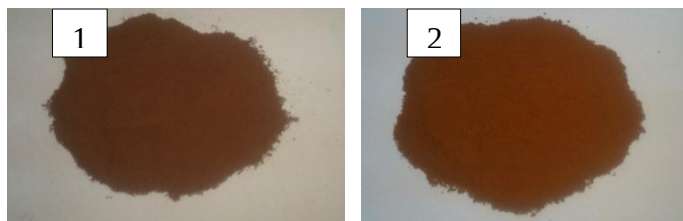
Bùn đỏ lấy từ công ty TNHH MTV nhôm Lâm Đồng được phơi khô dưới ánh nắng mặt trời

để loại bỏ nước. Sau đó, bùn đỏ được sấy ở 105 °C trong vòng 24 h. Tiếp tục nung bùn đỏ trong 4 h tại 250 °C. Cuối cùng là nghiền mịn và rây ở kích thước 0,45 mm. [8]

Bùn đỏ hoạt hóa bằng nước biển (RM2)

Ban đầu, thực hiện như RM1, sau khi rây qua rây 0,45 mm, quá trình hoạt hóa bùn đỏ bằng nước biển được tiến hành như sau: Cho 25 g bùn đỏ vừa rây ở trên vào 150 mL nước biển, khuấy đều bằng máy khuấy từ gia nhiệt trong 30 phút ở

30 °C [9]. Sau đó vật liệu được lọc và rửa sạch bằng nước cất để loại bỏ ion Cl^- tự do và các tạp chất nhằm tăng hiệu suất xử lý cho vật liệu. AgNO_3 là thuốc thử được sử dụng để kiểm tra sự tồn tại của ion Cl^- trong nước rửa vật liệu, tiếp theo vật liệu được sấy khô ở 105 °C, nghiền mịn và rây ở kích thước 0,45 mm, sau đó được nung ở 250 °C trong 2 h [10]. Mẫu bùn đỏ RM1 và RM2 sử dụng nghiên cứu này được thể hiện ở Hình 1 bên dưới.



Hình 1. Hình ảnh mẫu vật liệu hấp phụ được chế tạo từ bùn đỏ RM1 (1), RM2 (2)

Các phương pháp thực nghiệm

Phương pháp trắc quang xác định nồng độ NO_2 trong không khí, ion NO_2^- và NO_3^- trong nước.

Phương pháp xác định cấu trúc bề mặt SEM: Vì cấu trúc và hình thể bề mặt của mẫu vật liệu hấp phụ được xác định bằng phương pháp hiển vi điện tử quét (SEM).

Phương pháp hồng ngoại IR: Quang phổ hồng ngoại Fourier (FT – IR) của vật liệu RM1 và RM2 được thực hiện trên máy quang phổ Shimadzu 8400S. Các phổ được quét tại 400–4000 cm^{-1} .

Thiết lập mô hình xử lý khí NO_2 của vật liệu

Nguyên tắc hoạt động của mô hình (Hình 2):

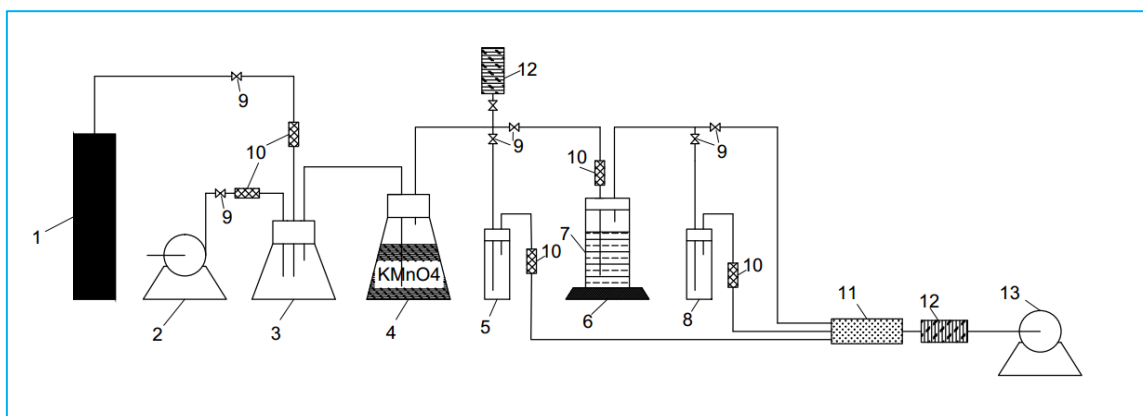
Vì điều kiện phòng thí nghiệm không có sẵn bình khí NO_2 nên đề tài này sử dụng bình khí NO (1) đậm đặc 99,9 %. Để có được nồng độ khí NO_2 đầu vào hệ thống xử lý phù hợp với mục tiêu của nghiên cứu, khí NO đậm đặc được pha loãng ở bình (3) nhờ bơm đẩy không khí (2). Hai flowmeter được sử dụng để điều chỉnh lưu lượng

hai dòng nhằm tạo được nồng độ mong muốn. Tiếp theo khí từ bình pha loãng được dẫn sang bình chứa dung dịch KMnO_4 (4), tại đây khí NO được oxy hóa thành NO_2 . Tại đây dòng khí được chia làm 2:

Dòng 1: Dòng đi qua dung dịch hấp thu khí NO_2 đầu vào (5) để xác định nồng độ NO_2 trước khi xử lý.

Dòng 2: Dòng còn lại được dẫn qua bộ phận chứa vật liệu (7) để xử lý. Tại đây, đối với một số thí nghiệm khảo sát sự ảnh hưởng của nhiệt độ vật liệu đến khả năng xử lý khí NO_2 , bếp điện (6) được sử dụng để gia nhiệt cho vật liệu.

Khí sau khi đi qua vật liệu được dẫn qua bộ phận thu và phân tích mẫu khí đầu ra bao gồm các impinger chứa dung dịch hấp thu khí NO_2 đầu ra (8) để xác định nồng độ khí NO_2 sau xử lý. Cuối hệ thống đặt bơm hút (13) để tăng áp lực giúp điều chỉnh được lưu lượng dòng mong muốn. Trước bơm hút có đặt ống chứa silica gel (11) và ống chứa than hoạt tính để bảo vệ bơm (12).

Hình 2. Mô hình xử lý khí NO₂Bảng 1. Chi tiết các thành phần trong mô hình xử lý khí NO₂

Hợp phần I	Bộ phận tạo khí NO ₂
1	Bình khí NO (99,9 %)
2	Bơm đẩy
3	Bình pha loãng khí (10 lần - >50 lần)
4	Bình chứa dung dịch KMnO ₄
9	Van điều chỉnh dòng
10	Lưu lượng kế
Hợp phần II	Bộ phận kiểm tra nồng độ khí NO ₂ và xử lý khí NO ₂
5	Bộ phận thu mẫu NO ₂ đầu vào
6	Bộ phận gia nhiệt cho vật liệu (bếp điện)
7	Bình chứa vật liệu
8	Bộ phận thu mẫu NO ₂ đầu ra
9	Van điều chỉnh dòng
10	Lưu lượng kế
12	Than hoạt tính
Hợp phần III	Bộ phận bảo vệ bơm hút và bơm hút
11	Silica gel
12	Than hoạt tính
13	Bơm hút

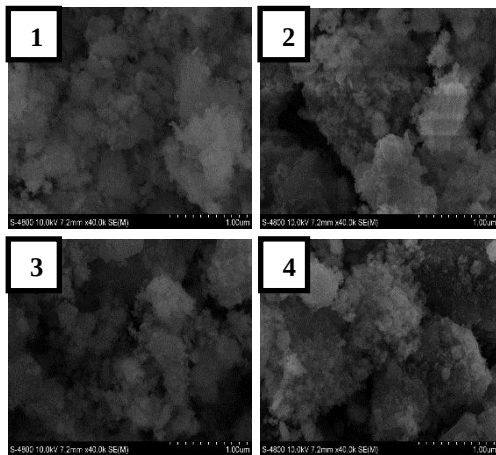
KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

Cấu trúc của vật liệu

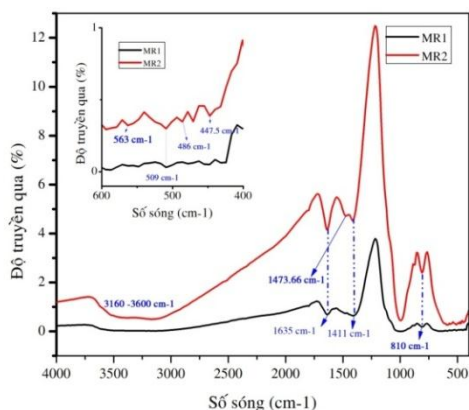
Ảnh chụp SEM của vật liệu RM1, RM2 trước và sau khi xử lý khí NO₂ (Hình 3) cho thấy không có sự khác biệt đáng kể giữa các mẫu vật liệu trước và sau xử lý. Kết quả phân tích cho thấy, cơ chế hấp phụ là một trong những cơ chế xử lý chính đối với khí NO₂ của vật liệu.

Phổ FT-IR của vật liệu được thể hiện trong Hình 4. Quang phổ chứa một số đỉnh (peak), có thể cho trùng hợp với các nhóm chức sau: Các đỉnh phổ tại các vị trí 3600–3700 cm⁻¹ đặc trưng cho dao động của liên kết -O-H. Các đỉnh phổ tại các vị trí 1600–1700 cm⁻¹ và 3271 cm⁻¹ đặc trưng cho dao động của liên kết O-H trong nước được

hấp thụ trong mẫu. Vùng từ 1050–1400 cm^{-1} đó là dao động tương ứng với các tứ diện Si-O. Các vạch tại các vị trí gần 810 cm^{-1} đặc trưng cho liên kết Al-OH và Al-O có trong đất sét. Các vạch phổ 479–559 cm^{-1} đặc trưng cho liên kết $\text{Fe}^{3+}\text{-O}^{2-}$ [11].



Hình 3. Ảnh SEM vật liệu RM1 trước xử lý (1), RM1 sau xử lý (2), RM2 trước xử lý (3), RM1 sau xử lý (4)



Hình 4. Hình Phổ FT-IR của vật liệu RM1 và RM2

Đặc biệt, đối với vật liệu RM2: Các vạch tại các vị trí gần 447 cm^{-1} đặc trưng cho liên kết Mg-O. Vạch phổ ở vị trí 1473 cm^{-1} đặc trưng cho các liên kết trong nhóm CO_3^{2-} [12].

Vật liệu RM2 có sự xuất hiện của liên kết CO_3^{2-} , việc xử lý dưới nhiệt độ cao làm mất đi các phần tử nước ở lớp xen giữa của vật liệu và khí CO_2 thoát ra, hình thành các tâm base O^{2-} có cấu trúc $\text{M}^{\text{II}}1\text{-xM}^{\text{III}}\text{x}(\text{O})_{1+\text{x}/2}$, gia tăng kích thước lỗ xốp cũng như diện tích bề mặt của vật liệu. Trong dung dịch các oxide này có khả năng tái tạo lại cấu trúc lớp với các anion khác. Chính vì vậy mà vật liệu RM2 có khả năng hấp phụ đối với NO_2 tốt hơn RM1.

Khảo sát các yếu tố ảnh hưởng đến hiệu suất xử lý khí NO_2 của vật liệu

Tất cả các thí nghiệm khảo sát nồng độ khí NO_2 đầu vào, ảnh hưởng nồng độ khí NO_2 đầu vào, lưu lượng khí NO_2 , vật liệu (khối lượng, nhiệt độ) đến hiệu suất xử lý khí NO_2 của hai vật liệu RM1 và RM2 đều được tiến hành trong khoảng thời gian 12 phút, lấy mẫu hai lần ở phút thứ 2 và phút thứ 10, thời gian lấy mẫu là 2 phút. Sau mỗi thí nghiệm hệ thống được chạy xả khí trong vòng 15 phút để loại bỏ hết khí NO_2 trong hệ thống.

Ảnh hưởng nồng độ khí NO_2 đầu vào

Trong thí nghiệm này nồng độ khí NO_2 đầu vào được điều chỉnh bằng cách điều chỉnh lưu lượng dòng khí từ bình NO (dòng đậm đặc) và cố định lưu lượng dòng khí từ bơm pha loãng (dòng pha loãng) là 5 L/phút. Kết quả được trình bày ở Bảng 2.

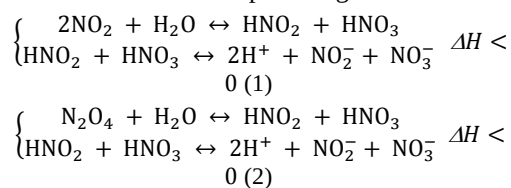
Bảng 2. Bảng số liệu nồng độ khí NO_2 đầu vào tương ứng với lưu lượng điều chỉnh từ bơm pha loãng và bình khí NO

Lưu lượng dòng khí từ bơm pha loãng (L/phút)	5	5	5
Lưu lượng dòng khí từ bình khí NO (L/phút)	0,1	0,3	0,45
Nồng độ khí NO_2 đầu vào (ppm)	303–397	729–807	1177–1264

Kết quả này được sử dụng để điều chỉnh nồng độ đầu vào của khí NO₂ cho tất cả các thí nghiệm khảo sát các yếu tố khác.

Quá trình đánh giá hiệu quả xử lý khí NO₂ thông qua sự thay đổi của các thông số khác nhau được tiến hành tương tự đối với 2 loại vật liệu mà đề tài tập trung nghiên cứu: vật liệu RM1 và vật liệu RM2.

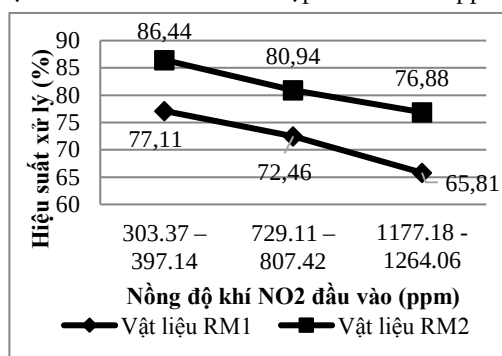
Trong thí nghiệm này, nồng độ khí NO₂ đầu vào được khảo sát ở các mức nồng độ khác nhau: 303–397 ppm, 729–807 ppm, 1177–1264 ppm. Các thông số khác được cố định trong quá trình thí nghiệm gồm: tốc độ dòng khí qua vật liệu 0,4 L/phút, khối lượng vật liệu 5 g, nhiệt độ của vật liệu 30 °C, thể tích nước cất 75 mL. Kết quả khảo sát ảnh hưởng của nồng độ khí NO₂ đầu vào đến khả năng xử lý của vật liệu được thể hiện trên Hình 5. Khi tăng nồng độ đầu vào của khí NO₂ từ 303–397 ppm lên 1177–1264 ppm thì hiệu suất xử lý của cả hai vật liệu đều giảm vì khi khí NO₂ đi vào dung dịch chứa vật liệu, NO₂ sẽ chuyển thành NO₂⁻ và NO₃⁻ theo phản ứng:



HNO₂ không bền và bị phân hủy: $3\text{HNO}_2 \leftrightarrow \text{HNO}_3 + 2\text{NO} + \text{H}_2\text{O}$

Dòng khí NO₂ đầu vào có nồng độ cao tạo ra được nhiều anion NO₂⁻ và NO₃⁻ hơn dòng khí NO₂ đầu vào có nồng độ thấp. Trong khi đó khối lượng vật liệu, thể tích dung dịch chứa vật liệu và thời gian lưu khí NO₂ vẫn không đổi, nên khi lượng anion NO₂⁻ và NO₃⁻ tăng nhanh dẫn đến số lượng các tâm hoạt hóa của vật liệu giảm nhanh, làm giảm tốc độ phản ứng xử lý NO₂, NO₃⁻ của vật liệu, do đó khả năng hòa tan NO₂ trong nước giảm. Vì vậy, khi tăng nồng độ NO₂ sẽ có một lượng khí NO₂ không chuyển thành NO₂⁻, NO₃⁻, đó là lượng khí không được hệ thống xử lý [13].

Như vậy để xử lý hiệu quả khí NO₂ thì nồng độ khí NO₂ đầu vào thích hợp là: 303–397 ppm.

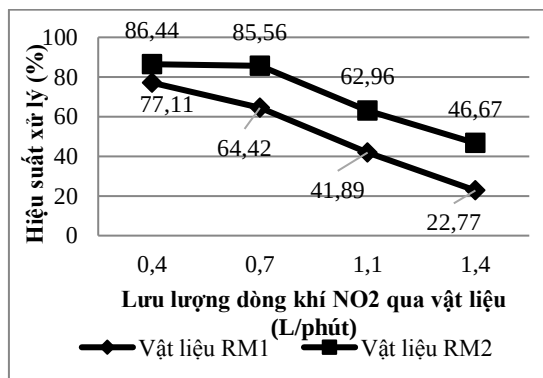


Hình 5. Đồ thị đánh giá hiệu suất xử lý của vật liệu khi thay đổi nồng độ đầu vào

Ảnh hưởng của lưu lượng của dòng khí NO₂ đi qua vật liệu

Trong thí nghiệm này lưu lượng dòng khí NO₂ đi qua vật liệu được khảo sát ở các giá trị khác nhau: 0,4; 0,7; 1,1; 1,4 L/phút. Các thông số được cố định: Nồng độ khí NO₂ đầu vào tối ưu (303–397 ppm), khối lượng vật liệu 5 g, nhiệt độ của vật liệu 30 °C, thể tích nước cất 75 mL.

Khi tăng lưu lượng dòng khí NO₂ đi qua vật liệu làm giảm thời gian lưu của dòng khí trong dung dịch chứa vật liệu dẫn đến khả năng chuyển hóa NO₂ thành NO₂⁻ và NO₃⁻ giảm dần (vì khả năng tiếp xúc của dòng khí với vật liệu giảm). Kết quả thí nghiệm thể hiện qua biểu đồ Hình 6, qua thí nghiệm này lưu lượng dòng khí 0,4 L/phút được chọn là lưu lượng tối ưu cho cả hai vật liệu.

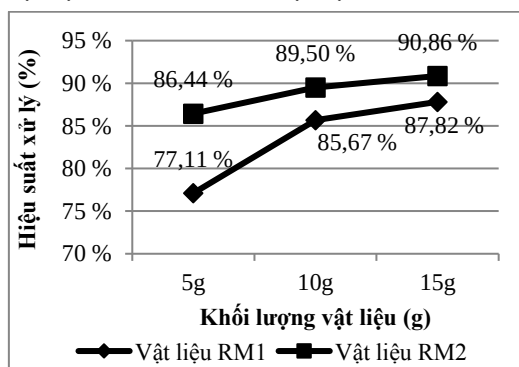


Hình 6. Khảo sát ảnh hưởng của lưu lượng dòng khí NO₂ đi qua vật liệu đến hiệu suất xử lý khí NO₂

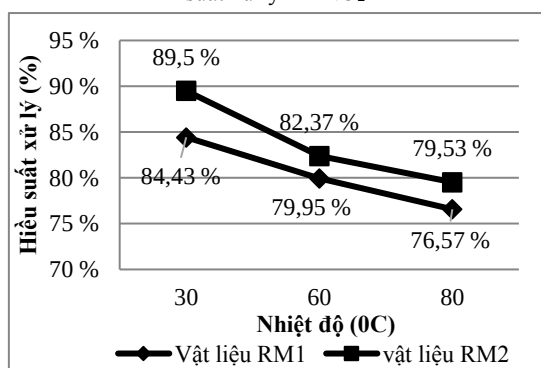
Ảnh hưởng của khối lượng vật liệu

Trong thí nghiệm này khối lượng vật liệu được khảo sát ở các giá trị: 5g, 10g, 15g. Các thông số được cố định trong quá trình thí nghiệm: nồng độ khí NO₂ tối ưu (303–397 ppm), lưu lượng dòng khí NO₂ tối ưu đi qua vật liệu 0,4 L/phút, nhiệt độ của vật liệu 30 °C, thể tích nước cất: 75 mL.

Khi tăng khối lượng vật liệu từ 5 g lên 10 g thì hiệu suất xử lý khí NO₂ của vật liệu RM1 tăng từ 77,11 % lên 87,82 %; vật liệu RM2 tăng từ 86,44 % lên 90,86 %, vì khi tăng khối lượng vật liệu thì lỗ rỗng và diện tích tiếp xúc giữa vật liệu và khí NO₂ tăng. Kết quả thí nghiệm thể hiện qua biểu đồ Hình 7. Vì hiệu suất xử lý của 15 g vật liệu tăng không đáng kể so với 10 g vật liệu, nên khối lượng vật liệu 10 g được chọn là khối lượng vật liệu tối ưu cho cả hai vật liệu.



Hình 7. Ảnh hưởng của khối lượng vật liệu đến hiệu suất xử lý khí NO₂

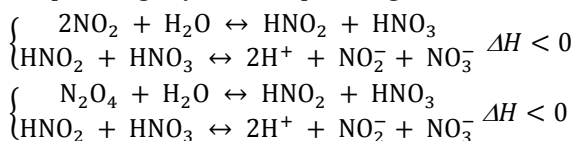


Hình 8. Ảnh hưởng của nhiệt độ vật liệu đến hiệu suất xử lý khí NO₂

Ảnh hưởng của nhiệt độ vật liệu

Trong thí nghiệm này nhiệt độ vật liệu được khảo sát ở các giá trị khác nhau: 30 °C, 60 °C, 80 °C. Các thông số được cố định trong quá trình thí nghiệm: nồng độ khí NO₂ tối ưu (303–397 ppm), lưu lượng dòng khí NO₂ tối ưu đi qua vật liệu 0,4 L/phút, khối lượng vật liệu tối ưu 10 g, thể tích nước cất 75 mL.

Kết quả thí nghiệm được thể hiện qua biểu đồ Hình 8. Khi nhiệt độ vật liệu càng cao thì hiệu suất xử lý khí NO₂ của hai vật liệu càng giảm vì khi dòng khí NO₂ đi vào dung dịch chứa vật liệu, các phản ứng xảy ra đều là phản ứng tỏa nhiệt.



Do đó, khi tăng nhiệt độ và cố định các thông số khác thì năng hòa tan của NO₂ trong dung dịch giảm, làm giảm lượng H⁺, NO₂⁻, NO₃⁻ tạo thành. Vì vậy hiệu suất xử lý khí NO₂ của vật liệu càng giảm khi tăng nhiệt độ vật liệu. Như vậy để xử lý hiệu quả khí NO₂ thì nhiệt độ thích hợp vào khoảng 30 °C.

Thời gian bão hòa của vật liệu

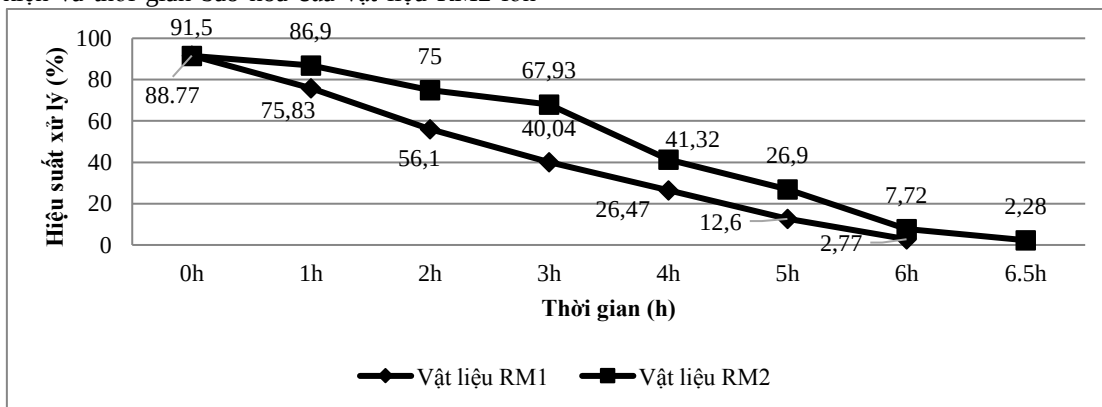
Trong thí nghiệm này mỗi 30 phút lấy mẫu một lần, thời gian mỗi lần lấy mẫu là 2 phút. Thí nghiệm kết thúc khi hiệu suất xử lý của vật liệu còn rất thấp (hiệu suất xấp xỉ 0 %). Các thông số được duy trì trong thí nghiệm: nồng độ khí NO₂ tối ưu (303–397 ppm), lưu lượng dòng khí NO₂ tối ưu đi qua vật liệu 0,4 L/phút, khối lượng vật liệu tối ưu 10 g, nhiệt độ vật liệu 30 °C, thể tích nước cất 75 mL.

Hiệu suất xử lý khí NO₂ của hai vật liệu giảm dần theo thời gian vì khả năng chuyển hóa NO₂ thành NO₂⁻, NO₃⁻ giảm dần và khả năng hấp phụ, trao đổi ion của vật liệu giảm dần. Thời gian bão hòa của vật liệu RM1, RM2 lần lượt khoảng 6 giờ; 6,5 giờ tại thời điểm này vật liệu RM1 và

RM2 không còn nhiều khả năng xử lý khí NO_2 nữa.

Kết quả thí nghiệm khảo sát thời gian bão hòa của vật liệu được thể hiện trong biểu đồ Hình 9. Qua tất cả các thí nghiệm, nhận thấy: khả năng xử lý khí NO_2 của vật liệu RM2 luôn cao hơn khả năng xử lý khí NO_2 của vật liệu RM1 ở cùng điều kiện và thời gian bão hòa của vật liệu RM2 lớn

hơn thời gian bão hòa của vật liệu RM1. Tuy nhiên, sự chênh lệch về hiệu suất xử lý khí NO_2 và thời gian bão hòa của hai vật liệu không đáng kể. Điều này có thể được giải thích như sau: Diện tích bề mặt riêng của vật liệu RM2 lớn hơn RM1, số lượng tâm hoạt hóa của vật liệu RM2 lớn hơn RM1.



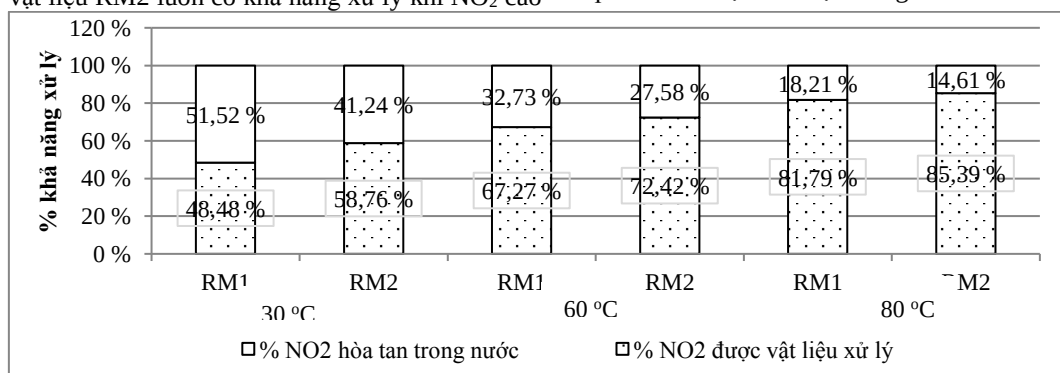
Hình 9. Biểu đồ Khảo sát thời gian bão hòa của vật liệu bùn đỏ hoạt hoá bằng nhiệt

Phân tích NO_2^- , NO_3^- từ dung dịch chứa vật liệu RM1 và RM2

Xác định nồng độ NO_2^- , NO_3^- trong dung dịch chứa vật liệu trong các thí nghiệm có điều kiện: Thông số thay đổi: Nhiệt độ vật liệu: 30 °C, 60 °C, 80 °C; thông số cố định: Nồng độ đầu vào được duy trì trong khoảng 303–397 ppm, lưu lượng dòng khí NO_2 qua vật liệu: 0,4 L/phút, khối lượng vật liệu 10 g, thể tích nước cất 75 mL.

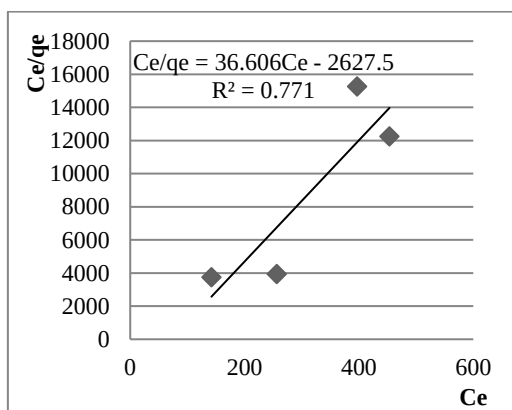
Khí NO_2 được xử lý bởi vật liệu luôn chiếm tỉ lệ cao hơn so với NO_2 được hòa tan trong nước, vật liệu RM2 luôn có khả năng xử lý khí NO_2 cao

hơn so với vật liệu RM1. Khi nhiệt độ càng cao, vật liệu có khả năng xử lý càng tốt đối với khí NO_2 vì khi nhiệt độ tăng, khả năng hòa tan của NO_2 trong nước giảm nên khả năng xử lý NO_2 của nước giảm. Tuy nhiên, khi nhiệt độ càng cao, khả năng xáo trộn của vật liệu diễn ra mạnh hơn, dẫn đến khả năng tiếp xúc của vật liệu với các anion NO_2^- , NO_3^- tốt hơn, nên khi nhiệt độ càng cao vật liệu xử lý khí NO_2 tốt hơn nước. Kết quả phân tích được thể hiện trong biểu đồ Hình 10.

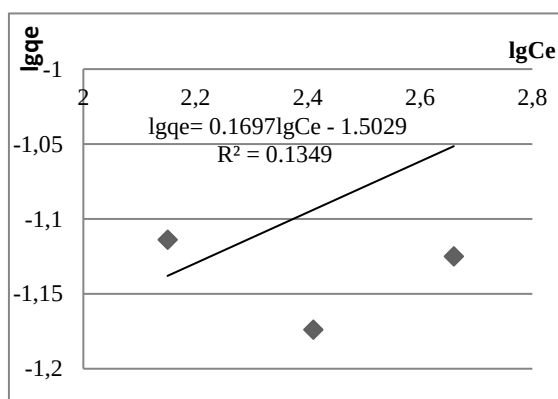


Hình 10. Biểu đồ thể hiện khả năng xử lý NO_2 của vật liệu và dung dịch chứa vật liệu

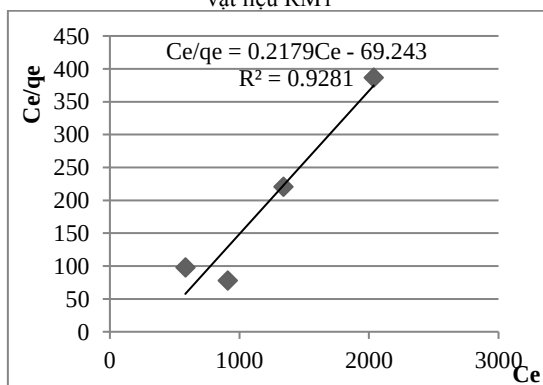
Dung lượng hấp phụ cực đại của hệ vật liệu RM1 và RM2 đối với khí NO₂



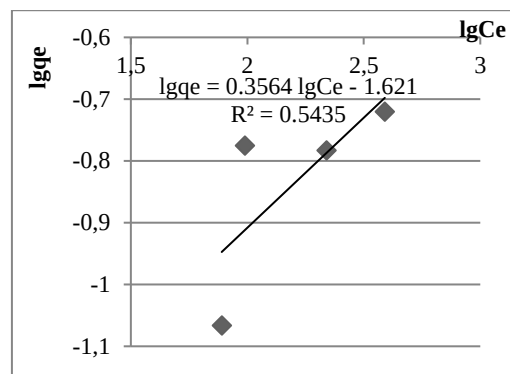
Hình 11. Đường đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir của hệ vật liệu RM1



Hình 12. Đường đẳng nhiệt hấp phụ Freundlich của hệ vật liệu RM1



Hình 13. Đường đẳng nhiệt hấp phụ Langmuir của hệ vật liệu RM2



Hình 14. Đường đẳng nhiệt hấp phụ Freundlich của hệ vật liệu RM2

Kết quả khảo sát dung lượng hấp phụ NO₂ của hệ vật liệu RM1 và RM2 cho thấy, hệ số tương quan R² của phương trình Langmuir cao hơn nhiều so với hệ số của phương trình Freundlich. Do đó, phương trình Langmuir được sử dụng để tính toán dung lượng hấp cực đại cho kết quả chính xác hơn so với phương trình Freundlich.

Như vậy hệ vật liệu RM1 và RM2 (nước và vật liệu) xử lý khí NO₂ theo cơ chế hấp phụ hóa học là chủ yếu, trong đó NO₂ được xử lý bằng cơ chế hấp phụ của vật liệu chiếm ưu thế hơn so với hấp thụ vào trong nước.

KẾT LUẬN

Cả hai vật liệu RM1 và bùn đỏ RM2 đều có khả năng xử lý khí NO₂ với hiệu quả xử lý cao. Trong đó vật liệu RM2 có hiệu suất xử lý khí NO₂ cao hơn so với vật liệu RM1, nhưng không đáng kể. Cụ thể, ở điều kiện tối ưu (nồng độ khí NO₂ đầu vào 303–397 ppm, lưu lượng dòng khí qua vật liệu 0,4 L/phút, khối lượng vật liệu 10g, nhiệt độ 30 °C) khả năng xử lý của RM1

và RM2 lần lượt là: 84,43 %, 89,50 %. Ở cùng điều kiện thực hiện nghiên cứu, hiệu suất xử lý của vật liệu RM1 thấp hơn vật liệu RM2 không nhiều, chỉ khoảng 10 %, vì thế vật liệu RM1 nên được ứng dụng rộng rãi trong xử lý khí NO₂ hơn vật liệu RM2 đối với các nhà máy hóa chất phát thải bùn đỏ ở cách xa biển. Khí NO₂ đi qua dung

dịch chứa vật liệu được xử lý bằng hai hình thức: Sự hấp thu của nước và sự hấp phụ của vật liệu. Trong đó, sự hấp phụ của vật liệu chiếm ưu thế. Nghiên cứu cho thấy tiềm năng của bùn đỏ thải trong quá trình xử lý ô nhiễm môi trường, cụ thể là đối với khí thải NO₂.

Evaluating the efficiency of red mud material in removing NO₂ gas

- **Ho Nhut Linh**
- **To Thi Hien**

University of Science, VNU-HCM

ABSTRACT

The way of using red mud - a hazardous substance created from the producing of aluminum hydroxide in removing NO₂ gas is perfectly suitable with sustainable development of society in the future. This study focuses on estimating the efficacy of two different materials on treating NO₂ gas: pure red mud material (non-neutralised by seawater - RM1) and hydrotalcite material created from red mud with the participant of the seawater (Seawater-neutralised red mud - RM2). Experiments were made to survey the treating ability through various factors: concentrations of input NO₂ gas, flow speed of NO₂ gas pass through materials, mass of materials, temperature of material used in experiments and saturated time

Key words: adsorption, hydrotalcite, NO₂ removal, red mud, seawater neutralised red mud

of materials have also been tested. The results showed that seawater-neutralised red mud and red mud material were potent in the NO₂ adsorption. However, RM2 material had the higher treating ability of NO₂ gas than RM1 about 5 %. The result showed that optimal conditions were determined at concentrations of input NO₂ were 303–397 ppm, flow speed of NO₂ gas pass through materials was 0.4L/min, 10 g mass of materials, temperature of material was 30 °C. The efficiency of treating NO₂ gas of RM1 and RM2 are 89.50 % and 84.43 %, respectively. The results of this study showed that both seawater-neutralised red mud and red mud have the potential to remove NO₂ gas.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. R. Galindo, A. López-Delgado, I. Padilla, M. Yates, Hydrotalcite-like compounds: A way to recover a hazardous waste in the aluminium tertiary industry, *Applied Clay Science*, 95, 41–49 (2014).
- [2]. L. Cochechi, P. Barvinschi, R. Pode, E. Popovici and E.M. Seftel, Structural characterization of some Mg/Zn-Al type hydrotalcites prepared for chromate sorption from wastewater, *Series of Chemistry and Environmental Engineering*, 55 (2010).
- [3]. D. Wan, H. Liu, R. Liu, J. Qu, S. Li, J. Zhang, Adsorption of nitrate and nitrite from aqueous solution onto calcined (Mg–Al) hydrotalcite of different Mg/Al ratio, *Chemical Engineering Journal*, 195–196, 241–247 (2012)
- [4]. A. Adamczyk, E. Długoń, The FTIR studies of gels and thin films of $\text{Al}_2\text{O}_3\text{--TiO}_2$ and $\text{Al}_2\text{O}_3\text{--TiO}_2\text{--SiO}_2$ systems, *Spectrochimica Acta.*, 89, 11–17 (2012).
- [5]. Y. Cengeloglu, A. Tor, M. Ersoz, G. Arslan, Removal of nitrate from aqueous solution by using red mud, *Separation and Purification Technology* 51, 374–378 (2006).
- [6]. Z. Zhou, G. Jing, Q. Zhou, Enhanced NO_x removal from flue gas by an integrated process of chemical absorption coupled with two-stage biological reduction using immobilized microorganisms, *Process Safety and Environmental Protection*, 91, 325–332 (2013).
- [7]. A. Kodama, T. Yoshioka, T. Kameda, Simultaneous removal of SO_2 and NO_2 using a Mg–Al oxide slurry treatment, *Chemosphere* 93, 11, 2889–2893 (2013).
- [8]. T.M. Hung, luận văn Thạc sĩ Hóa phân tích, Nghiên cứu thành phần và tính chất của bùn đỏ và định hướng ứng dụng trong lĩnh vực môi trường, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQG-HCM, 23 (2012).
- [9]. S. Rai, K.L. Wasewar, D.H. Lataye, J. Mukhopadhyay, C.K. YooZuoming, Feasibility of red mud neutralization with seawater using Taguchi's methodology, *Int. J. Environmental Science and Technology*, 10, 305–314 (2013).
- [10]. N.T.M. Tho, luận văn Thạc sĩ Hóa học, Điều chế hydrotalcite và nghiên cứu ứng dụng xử lý arsen trong nước. Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQG-HCM, 33–36 (2006)
- [11]. S.J. Palmer, R.L. Frost, N. Tai, Hydrotalcites and their role in coordination of anions in Bayer liquors: Anion binding in layered double hydroxides. *Coordination Chemistry Reviews*, 253, 250–267 (2009).
- [12]. D.D. Arhin, D.S. Konadu, E. Annan, F.P. Buabeng, A. Yaya, B.A. Tuffour, Fabrication and characterisation of ghanaiian bauxite red mud-clay composite bricks for construction applications, *American Journal of Materials Science* 3, 110–119 (2013)
- [13]. A. Brangule, K.A. Gross, Importance of FTIR spectra deconvolution for the analysis of amorphous calcium phosphates, *Materials Science and Engineering*, 77, 1–5 (2015)