



Original Article

Study on the Accumulation and Leaching of Heavy Metals in the Bottom Ash Samples from Municipal Solid Waste Incinerators

Luong Thi Thu Trang, Nguyen Thi Ngan, Nguyen Quang Minh, Nguyen Manh Ha, Nguyen Thi Hoang Lien, Nguyen Minh Viet, Nguyen Minh Phuong*

VNU University of Science, 334 Nguyen Trai, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam

Received 30th July 2024

Revised 19th May 2025; Accepted 21st May 2025

Abstract: Recently, incineration is a popular treatment method for municipal solid waste, which generates a large amount of ash containing toxic heavy metal components, causing environmental pollution. Therefore, this study aimed to evaluate the accumulation and leaching of heavy metals in the bottom ash samples collected from municipal solid waste incinerators in Vinh Phuc and Hung Yen under different pH conditions. In addition, some of the physicochemical properties (pH, EC, moisture, volatile solid,...) of bottom ash were also determined. The results indicated that Cu and Zn were the most common elements existed in the bottom ash samples. The total contents of Sb in both bottom ash samples were higher than the allowable limit for hazardous waste (QCVN 07:2009/BTNMT). However, in the leaching experiment, concentrations of leaching heavy metals were low in the range of pH from 4 to 7, implying their low mobility in the bottom ash.

Keywords: Municipal solid waste incinerator, bottom ash, heavy metals, mobility.

* Corresponding author.

E-mail address: nguyenminhphuong@hus.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1140/vnunst.5769>

Nghiên cứu sự tích lũy và khả năng giải phóng của một số kim loại nặng trong tro xỉ lò đốt chất thải rắn sinh hoạt

Lương Thị Thu Trang, Nguyễn Thị Ngân, Nguyễn Quang Minh, Nguyễn Mạnh Hà, Nguyễn Thị Hoàng Liên, Nguyễn Minh Việt, Nguyễn Minh Phương*

*Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội,
334 Nguyễn Trãi, Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam*

Nhận ngày 30 tháng 7 năm 2024

Chỉnh sửa ngày 19 tháng 5 năm 2025; Chấp nhận đăng ngày 21 tháng 5 năm 2025

Tóm tắt: Hiện nay, chất thải rắn sinh hoạt được xử lý chủ yếu bằng công nghệ đốt, phát sinh ra một lượng lớn tro xỉ chứa các thành phần kim loại nặng (KLN) độc hại, có khả năng giải phóng ra môi trường nước, gây ô nhiễm môi trường. Do đó, nghiên cứu này tập trung xác định sự tích lũy và khả năng giải phóng một số KLN (Sb, As, Cd, Pb, Cu, Zn) trong các mẫu tro xỉ từ các lò đốt chất thải rắn sinh hoạt ở Vĩnh Phúc và Hưng Yên theo thời gian tại các điều kiện môi trường pH khác nhau. Ngoài ra, một số đặc trưng hóa lý khác (pH, độ dẫn điện (EC), độ ẩm, chất rắn dễ bay hơi,...) của tro xỉ cũng được xác định trong nghiên cứu này. Kết quả cho thấy Cu và Zn là hai KLN phổ biến trong các mẫu tro xỉ. Hàm lượng Sb tích lũy trong tro xỉ cao hơn ngưỡng giới hạn cho phép của KLN trong chất thải nguy hại QCVN 07:2009/BTNMT. Tuy nhiên, trong thí nghiệm đánh giá khả năng rửa giải của KLN từ tro xỉ, hàm lượng các KLN giải phóng ra trong các mẫu tro xỉ nghiên cứu là khá thấp trong khoảng pH = 4 - 7.

Từ khóa: Tro xỉ, lò đốt chất thải rắn sinh hoạt, kim loại nặng.

1. Mở đầu

Hiện nay, chất thải rắn sinh hoạt (CTRSH) được xử lý chủ yếu bằng công nghệ đốt. Để đáp ứng nhu cầu xử lý lượng CTRSH ngày càng gia tăng, bên cạnh các lò đốt rác phát điện qui mô lớn, rất nhiều địa phương vẫn chủ yếu sử dụng lò đốt rác qui mô nhỏ cấp xã, cấp huyện áp dụng công nghệ đốt rác không phát điện như lò đốt rác Losiho, CNC, Sankyo,... Quá trình đốt chất thải rắn sẽ tạo ra tro gồm tro đáy là phần chất thải rắn còn lại sau khi thiêu đốt và tro bay là phần bụi mịn được giữ lại trong quá trình xử lý khí thải lò đốt [1]. Các lò đốt quy mô nhỏ cấp xã, huyện thường không có bộ phận thu hồi tro bay nên phần chất rắn sau khi đốt thường bao gồm cả tro bay và tro đáy. Thành phần và đặc tính hóa học của tro xỉ phụ thuộc vào thành phần

của chất thải rắn sinh hoạt đầu vào, công tác phân loại rác và quá trình vận hành lò đốt [2].

Nhiều nghiên cứu trong và ngoài nước cho thấy sự tích lũy của một số nguyên tố KLN như As, Sb, Zn, Cr, Cd, Pb,... trong tro xỉ của lò đốt CTRSH [2- 7, 14, 16]. Ở Việt Nam, các nghiên cứu tập trung đánh giá đặc trưng và nồng độ KLN trong tro bay từ các lò đốt rác phát điện [6, 7]. Sự xuất hiện của các KLN này trong tro xỉ có nguồn gốc chủ yếu từ chất thải điện tử như pin, chất thải xây dựng như sắt, thép, nhựa, cao su, vật liệu chống cháy,... không được phân loại mà đốt trực tiếp [12-14]. Trong đó, các nguyên tố ít bay hơi như Fe, Cu, Cr, Al, Pb, Zn thường tích lũy chủ yếu trong tro xỉ đáy lò. Ngược lại, một số nguyên tố kim loại như As, Hg và Cd dễ bay hơi thường được phát hiện trong tro bay [12-14]. Khi nồng độ của KLN vượt qua ngưỡng an toàn, chúng có thể gây tác động đến các bào quan và thành phần của tế bào như màng tế bào, ty thể, lysosome, nhân và một

* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: nguyenminhphuong@hus.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1140/vnunst.5769>

số enzym tham gia vào quá trình trao đổi chất, giải độc và phục hồi tổn thương. Các ion KLN có thể tấn công vào DNA và protein ở nhân tế bào, biến đổi cấu trúc DNA dẫn đến thay đổi chu kỳ tế bào, gây ra ung thư và chết tế bào, gây nguy hại đến sức khỏe của con người và sinh vật [15].

Tro xỉ đáy lò phát sinh sau khi đốt thường được đem đi chôn lấp, làm vật liệu xây dựng, cải tạo đất. Trong một số điều kiện nhất định, các KLN có thể được giải phóng ra từ tro xỉ gây tác động xấu tới môi trường xung quanh [3, 16]. Lượng KLN giải phóng ra phụ thuộc rất nhiều vào tính linh động của KLN trong tro xỉ [3, 16, 18]. Hiện nay, các nghiên cứu về hàm lượng KLN cũng như tính linh động của chúng trong tro xỉ đáy lò từ các lò đốt CTRSH qui mô nhỏ cấp xã ở Việt Nam còn hạn chế. Do đó, cần thiết phải có nghiên cứu về sự tích lũy và khả năng giải phóng các KLN. Đây sẽ là những dữ liệu hữu ích, làm cơ sở để đưa ra các giải pháp thu hồi các KLN, tái sử dụng tro xỉ một cách hiệu quả và tránh gây ô nhiễm môi trường.

Vì vậy, nghiên cứu này tập trung vào đánh giá sự tích lũy và khả năng giải phóng của một số kim loại nặng (As, Cd, Pb, Sb, Cu, Zn) trong các điều kiện pH môi trường khác nhau của các mẫu tro xỉ được lấy từ lò đốt rác thải sinh hoạt ở tỉnh Vĩnh Phúc và Hưng Yên. Ngoài ra, một số đặc trưng hóa lý khác (pH, độ dẫn điện (EC – electric conductivity), độ ẩm (WC – water content), chất rắn dễ bay hơi,...) của tro xỉ cũng được xác định trong nghiên cứu này.

2. Thực nghiệm

2.1. Nguyên liệu

Các mẫu tro xỉ được lấy từ lò đốt CTRSH qui mô nhỏ tại Vĩnh Phúc (VP2) và lò đốt rác qui mô lớn tại Hưng Yên (HY). Các mẫu tro xỉ sau khi mang về PTN sẽ được loại bỏ các thành phần rác thô hoặc thành phần chưa cháy hết, phơi khô tự nhiên.

2.2. Qui trình thí nghiệm

Phân đoạn kích thước hạt của mẫu tro xỉ đáy lò.

Các mẫu tro xỉ đáy lò sau khi phơi khô tự nhiên sẽ được rây qua bộ sàng tiêu chuẩn ASTM C88, có kích thước lỗ tương ứng là 0,15; 0,3; 0,6; 1,18; 2,36; 4,00; 4,75; 9,5 mm, thu được các phân đoạn kích thước hạt sau: S1 (< 0,15 mm), S2 (0,15 – 0,3 mm), S3 (0,3 – 0,6 mm), S4 (0,6 – 1,18 mm), S5 (1,18 – 2,36 mm), S6 (2,36 – 4 mm), S7 (4 – 4,75 mm), S8 (4,75 – 9,5 mm), S9 (> 9,5 mm) [10]. Mẫu tro xỉ ban đầu, không phân chia theo các kích thước hạt ký hiệu là S0.

Xác định giá trị pH và EC của tro xỉ đáy lò

Cân 2 g mẫu tro xỉ vào bình nón, thêm 20 mL nước cất vào, khuấy trong vòng 1 giờ, sau đó để cân bằng trong 24 giờ rồi đem tiến hành xác định giá trị EC và pH của dịch chiết trên thiết bị HI2550-02/Hanna meter.

Xác định độ ẩm của tro xỉ đáy lò

Lấy một lượng mẫu tro xỉ (2 - 5 g) vào chén nung có khối lượng (m_0), cân khối lượng của chén nung và mẫu là m_1 , sấy ở 105 °C tới khối lượng không đổi (khối lượng chén nung chứa mẫu sau sấy) (m_2). Độ ẩm được xác định theo công thức:

$$WC (\%) = \frac{m_1 - m_2}{m_1 - m_0} \times 100$$

Tổng lượng chất rắn: lượng chất rắn còn lại sau khi sấy ở 105 °C

$$TS (\%) = 100\% - WC$$

Xác định hàm lượng chất rắn dễ bay hơi của tro xỉ đáy lò

Mẫu tro xỉ đáy lò sau khi sấy để xác định độ ẩm ở trên, được sử dụng để tiến hành xác định hàm lượng chất rắn dễ bay hơi. Nung chén sứ tại nhiệt độ 550 °C trong 1 giờ trong không khí, để nguội và bảo quản trong bình hút ẩm, cân ghi khối lượng A. Sau đó chuyển lượng mẫu tro xỉ sau khi sấy xác định độ ẩm sang chén nung đã nung ở trên, cân ghi khối lượng C. Tiến hành nung mẫu tại nhiệt độ 550 °C trong 1 giờ bằng lò nung. Sau đó, để nguội và bảo quản mẫu trong bình hút ẩm.

Cân mẫu, ghi khối lượng D và xác định hàm lượng chất rắn dễ bay hơi (% chất khô) theo công thức sau:

$$VS (\%) = \frac{C - D}{C - A} \times 100$$

Trong đó:

VS: Hàm lượng chất rắn dễ bay hơi (% chất khô tại nhiệt độ 105 °C)

A: Khối lượng của chén nung (g)

C: Khối lượng của chén nung có chứa tro xỉ trước khi nung (g)

D: Khối lượng của chén nung có chứa tro xỉ sau khi nung (g)

Xác định tổng hàm lượng kim loại nặng:

Cân 1 g mẫu tro xỉ trên cân phân tích, cho vào cốc teflon. Sau đó, thêm 2 mL HClO_4 , 10mL HF, đun ở 100 °C đến gần khô. Tiếp đó, thêm 1mL HClO_4 và 10 mL HF lần thứ hai rồi làm bay hơi đến gần khô. Bổ sung thêm 1 mL HClO_4 vào hỗn hợp, làm bay hơi đến khi có khói trắng. Phần cặn rắn còn lại được hoà tan trong 20 mL HCl 12N và định mức thành 100 mL. Dung dịch được bảo quản ở 4 °C và hàm lượng các KLN tổng số được phân tích bằng phương pháp phổ cao tần cảm ứng ghép nối khối phổ ICP – MS (Agilent 8900 ICP Triple Quad) [17].

Quy trình ngâm chiết độc tính TCLP kim loại nặng trong tro xỉ đáy lò (dựa trên EPA-1311).

Cân 50 – 100 g mẫu khô vào cốc thủy tinh, thêm dịch chiết (dung dịch axit axetic có pH = $4,93 \pm 0,05$) vào theo tỉ lệ rắn : lỏng = 1 : 20; khuấy ở nhiệt độ phòng trong vòng 18 giờ; lọc lấy dung dịch, axit hoá bằng HNO_3 tới pH < 2, bảo quản mẫu ở 4 °C trước khi xác định các chỉ tiêu kim loại nặng bằng phương pháp ICP – MS (Agilent 8900 ICP Triple Quad).

Khảo sát sự giải phóng của KLN từ tro xỉ:

Trên cơ sở mức độ tích lũy KLN trong tro xỉ, mẫu tro xỉ ở Vĩnh Phúc (VP2) được lựa chọn để khảo sát sâu hơn về khả năng giải phóng KLN.

Thí nghiệm đánh giá khả năng giải phóng KLN từ tro xỉ được thiết kế dựa theo CSN EN 14405: 2017, đây là mô hình nhằm đánh giá tính linh động của các hợp chất vô cơ và chất hữu cơ không bay hơi từ các mẫu chất thải.

Cân khối lượng xác định của tro xỉ vào phễu lọc Buchner. Nước cất để ion sau khi điều chỉnh các giá trị pH = 2, 4, 6 và 7 bằng HNO_3 được dẫn nhỏ giọt liên tục xuống phễu chứa tro xỉ để đảm bảo phân mẫu tro xỉ trên phễu luôn

được ngập nước. Phần dịch lọc sau khi chảy qua lớp tro xỉ được thu gom theo từng tuần và nồng độ các kim loại nặng Sb, As, Cd, Cu, Zn, Pb trong các mẫu dịch lọc thu được trong tuần 1, tuần 4 và tuần 8 được xác định bằng phương pháp ICP – MS (Agilent 8900 ICP Triple Quad).

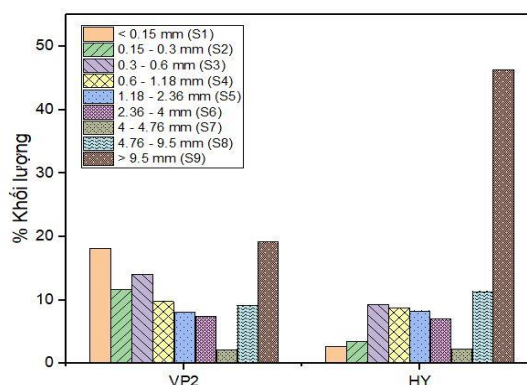
2.3. Các phương pháp vật lý nghiên cứu đặc trưng vật liệu

Phương pháp nhiễu xạ tia X (XRD) được thực hiện trên máy Miniflex 600/Rigaku (Nhật Bản), với tia K_α của anot Cu có $\lambda = 0,154064$ nm, nhiệt độ ghi 25 °C, góc $2\theta = 10^\circ - 70^\circ$, tốc độ quét 0,030 độ/s để nghiên cứu cấu trúc và nhận dạng pha tinh thể của mẫu tro xỉ. Thành phần oxit có trong các mẫu tro xỉ được xác định trên máy Huỳnh quang tia X (XRF) (JSX-1000S/Jeol, Nhật Bản).

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Đặc trưng hoá lý của tro xỉ

Hình 1 thể hiện tỉ lệ % khối lượng của tro xỉ đáy lò phân bố theo các phân đoạn kích thước hạt. Kết quả cho thấy mẫu VP2 có kích thước hạt tương đối mịn khi các hạt có kích thước dưới 1,18 mm chiếm 53,55% khối lượng mẫu (VP2). Mẫu HY lại có xu hướng ngược lại, các hạt có kích thước dưới 1,18 mm chỉ chiếm 24,23%, đồng thời các hạt có kích thước > 4,76 mm chiếm đến 57,84% khối lượng mẫu tro xỉ.



Hình 1. Phân bố của tro xỉ đáy lò theo các phân đoạn kích thước hạt.

Bảng 1. Một số đặc trưng cơ bản của các mẫu tro xỉ

Thông số kỹ thuật	VP2	HY
pH	11,7	6,51
EC (mS/cm)	27,4	6,65
Độ ẩm (%)	2,27	3,61
VS (%)	8,52	10,5

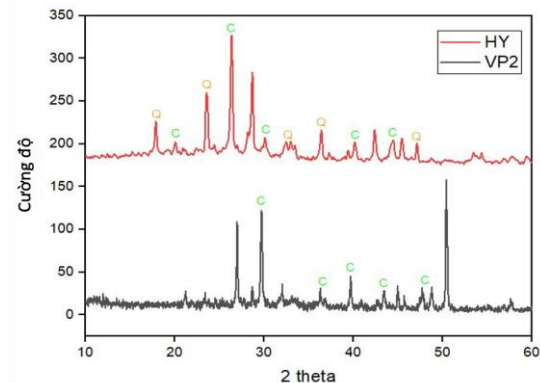
Giá trị pH của 2 mẫu tro xỉ có sự khác biệt khá lớn, trong đó mẫu VP2 có giá trị pH cao hơn (pH = 11,7) so với mẫu HY (6,51). Giá trị pH cao thường liên quan đến sự có mặt của các muối bazơ của kim loại, hydroxide, carbonate. Mẫu HY có giá trị pH gần trung tính. Điều này có thể được giải thích là do tro xỉ sau khi thải ra từ lò đốt ở nhiệt độ cao thường không bền về mặt nhiệt động học, trong điều kiện tiếp xúc lâu với môi trường không khí hoặc nước làm mát, có thể xảy ra một số quá trình phong hóa hóa học như: thủy phân của một số khoáng của Na, K, Al, Fe, Ca, quá trình hoà tan/kết tủa, carbonate hoá, oxi hóa khử,... Trong số đó, quá trình thủy phân của khoáng Fe, Al và quá trình carbonate hóa được cho là nguyên nhân chính làm giảm độ pH của tro xỉ [3]. Kết quả này phù hợp với thành phần hóa học của tro xỉ được trình bày trong Bảng 2.

Độ dẫn điện của các mẫu dao động từ 6,65 – 27,4 mS/cm. Độ dẫn điện của mẫu tro xỉ HY cao hơn nhiều so với mẫu tro xỉ VP2, chứng tỏ hàm lượng các chất tan cao trong mẫu tro xỉ HY. Độ ẩm của các mẫu tro xỉ VP2 và HY dao động từ 2,27 – 3,61%. Đồng thời, hàm lượng chất rắn dễ bay hơi của các mẫu này cũng tương đối thấp (8,52 – 10,5%).

3.2. Thành phần khoáng học và hóa học của tro xỉ

Giản đồ XRD của các mẫu tro xỉ đáy lò (Hình 2) cho thấy sự xuất hiện của các khoáng Calcite (theo tiêu chuẩn JCPDS #05-0586) và thạch anh SiO₂ (theo tiêu chuẩn JCPDS #46-1045). CaCO₃ và SiO₂ là hai khoáng chủ yếu trong thành phần của tro đáy, ngoài ra còn

có một số loại khoáng khác như Halite (NaCl), Alarsite (AlAsO₄), Suessite (Fe_{0.725}Ni_{0.025}Si_{0.25}).



Hình 2. Giản đồ XRD của các mẫu tro xỉ.

Thành phần hóa học của tro đáy được đưa ra ở Bảng 2. Nhìn chung, CaO, Al₂O₃, Fe₂O₃ và SiO₂ là 4 oxide chủ yếu trong hầu hết các mẫu. Trong đó, cao nhất là CaO với hàm lượng dao động từ 41,1 - 54,6%, Fe₂O₃ chiếm 6,85 - 20,8%, Al₂O₃ chiếm 5,76 - 10,2%, SiO₂ chiếm khoảng 11%. Mẫu VP2 có hàm lượng CaO cao hơn mẫu HY, nhưng lại có hàm lượng Fe₂O₃ và Al₂O₃ thấp hơn. Điều này cũng giải thích cho giá trị pH của mẫu VP2 cao hơn mẫu HY.

Bảng 2. Thành phần hoá học của các mẫu tro xỉ

Thành phần	VP2 (%)	HY (%)
CaO	54,6	41,1
Fe ₂ O ₃	6,85	20,8
Al ₂ O ₃	5,76	10,2
SiO ₂	11,2	11,1
TiO ₂	3,89	3,09
MnO	0,36	1,09
ZnO	1,66	2,54

3.3. Hàm lượng kim loại nặng tổng số tích lũy trong tro xỉ

Kết quả phân tích hàm lượng KLN tổng số từ Bảng 3 cho thấy, Cu và Zn là hai KLN phổ biến nhất trong cả 2 mẫu tro xỉ.

Bảng 3. Hàm lượng KLN tổng số trong tro xỉ

Mẫu và ngưỡng giới hạn cho phép	Sb	As	Cd	Pb	Cu	Zn
	mg/kg					
VP2	160	3,2	5,3	46,9	1049	4220
HY	30,0	1,3	1,5	19,5	232	1179
QCVN 07:2009/BTNMT (*)	20	40	10	300	-	5000
QCVN 03-MT:2015/BTNMT (**)	-	12	2	70	50	200

(*) Ngưỡng chất thải nguy hại.

(**) Ngưỡng giới hạn cho phép của KLN trong đất nông nghiệp.

Kết quả phân tích trong Bảng 3 cho thấy, Zn tồn tại với hàm lượng cao nhất, tuy nhiên vẫn thấp hơn so với ngưỡng cho phép đối với chất thải nguy hại và ngưỡng cho phép đối với hàm lượng kim loại nặng trong đất nông nghiệp. Nhìn chung, hàm lượng các KLN khảo sát tích lũy trong mẫu tro xỉ từ lò đốt qui mô nhỏ (VP2) đều cao hơn đáng kể so với mẫu tro xỉ từ lò đốt rác qui mô lớn (HY). Đặc biệt, hàm lượng Sb tổng số trong mẫu VP2 và HY vượt quá ngưỡng giới hạn cho phép của KLN trong chất thải nguy hại (theo QCVN 07:2009/BTNMT) tương ứng là 8 và 1,5 lần. Tuy nhiên, kết quả nồng độ ngấm chiết của Sb trong mẫu VP2 và HY tương ứng là 0,149 và 0,025 mg/L, thấp hơn ngưỡng nồng độ ngấm chiết theo Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về ngưỡng chất thải nguy hại QCVN 07:2009/BTNMT (1 mg/L). Vì vậy, các mẫu tro xỉ VP2 và HY không thuộc nhóm chất thải nguy hại. Sự tích lũy của Sb cao trong các mẫu tro xỉ có thể liên quan tới một số loại chất thải như ắc quy chì, các vật liệu nhựa, sợi, cao su chống cháy, vỏ bọc nhựa của các đồ gia dụng, màu men gốm sứ, thủy tinh, dây cáp, hợp kim chịu ma sát,... không được phân loại trước khi đốt [4, 5].

Mẫu tro xỉ VP2 cũng có hàm lượng Cu và Zn tổng số vượt quá ngưỡng giới hạn cho phép của KLN trong đất nông nghiệp (theo QCVN 03-MT:2015/BTNMT) 21 lần. Vì vậy, không khuyến khích sử dụng trực tiếp các mẫu tro xỉ này trong cải tạo đất nông nghiệp và cần phải có các nghiên cứu sâu hơn về khả năng giải phóng các kim loại từ tro xỉ trước khi sử dụng.

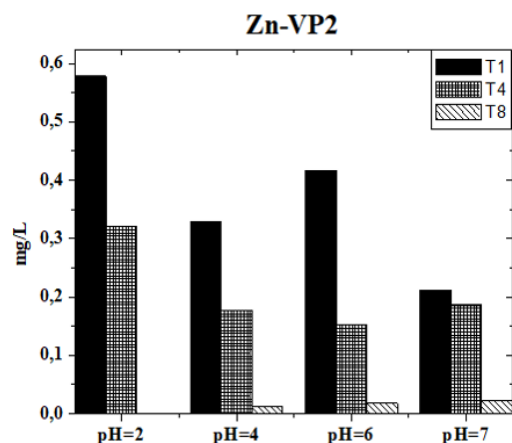
Các kết quả nghiên cứu về hàm lượng KLN trong các mẫu tro xỉ đáy lò đốt rác ở Vĩnh Phúc và Hưng Yên cho thấy sự tương đồng với các nghiên cứu đã công bố trước đó [2-5, 9, 14, 16].

3.4. Khả năng giải phóng KLN từ tro xỉ

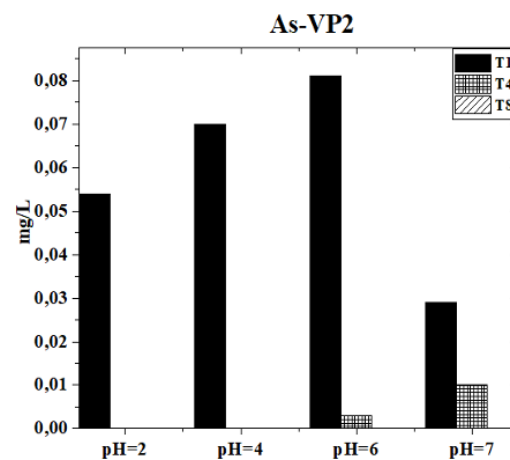
Trên cơ sở sự tích lũy của các KLN với nồng độ cao, mẫu tro xỉ VP2 được lựa chọn để nghiên cứu khả năng giải phóng các KLN sau 1 tuần, 4 tuần và 8 tuần của mẫu tro xỉ VP2 trong các điều kiện pH môi trường khác nhau pH = 2 - 7. Kết quả được trình bày trong Hình 3 - 8.

Kết quả theo dõi nồng độ các kim loại Cu, Zn, Pb, Cd, As và Sb giải phóng ra pha dung dịch cho thấy tại các môi trường pH khác nhau từ axit tới trung tính, các kim loại này chủ yếu được giải phóng ra trong tuần thứ nhất, sau đó có xu hướng giảm dần theo thời gian.

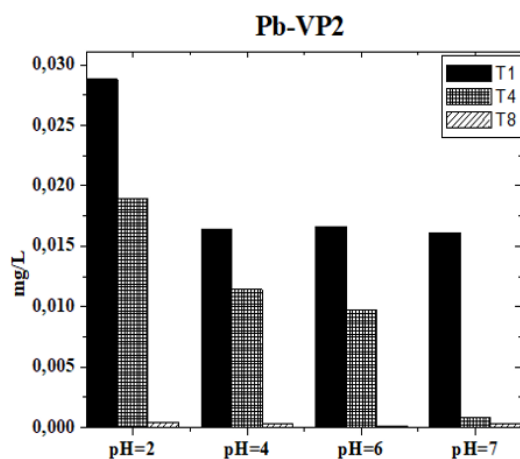
Nồng độ các kim loại Zn, Pb, Cd và As giải phóng ra pha dung dịch theo các tuần đều cao hơn ở điều kiện môi trường axit (pH < 7). Riêng đối với Sb, nồng độ giải phóng ra là khá cao kể cả tại điều kiện pH = 7.



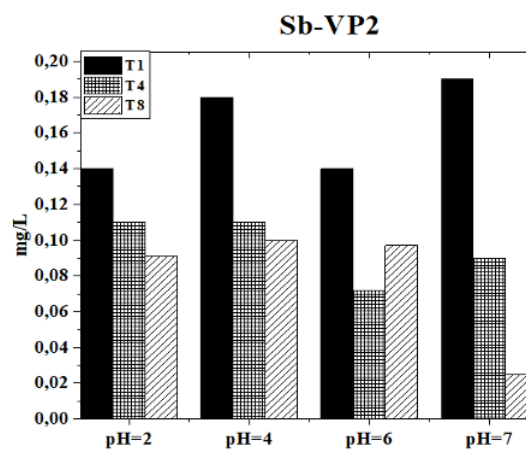
Hình 3. Hàm lượng Zn giải phóng từ mẫu tro xỉ.



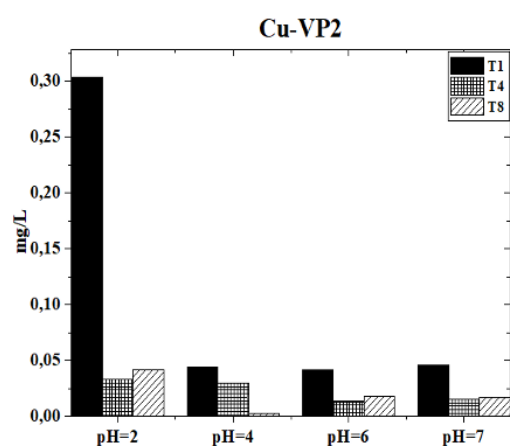
Hình 6. Hàm lượng As giải phóng từ mẫu tro xỉ.



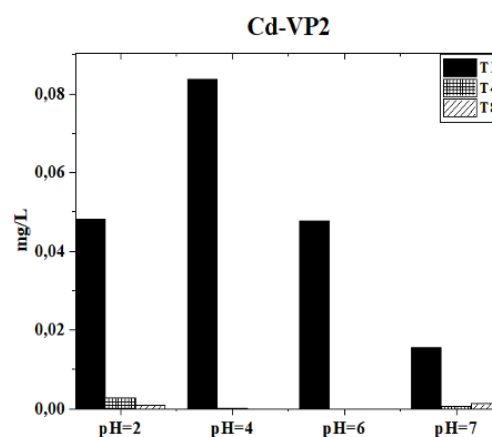
Hình 4. Hàm lượng Pb giải phóng từ mẫu tro xỉ.



Hình 7. Hàm lượng Sb giải phóng từ mẫu tro xỉ.



Hình 5. Hàm lượng Cu giải phóng từ mẫu tro xỉ.



Hình 8. Hàm lượng Cd giải phóng từ mẫu tro xỉ.

4. Kết luận

Kết quả nghiên cứu cho thấy Calcite và Quartz là 2 thành phần khoáng học chủ yếu trong các mẫu tro xỉ. CaO là thành phần hoá học chiếm tỉ lệ cao nhất (41,1 - 54,6%). Ngoài ra, trong mẫu tro xỉ còn một số thành phần khác như SiO₂, Fe₂O₃, Al₂O₃. Trong đó, hàm lượng Fe₂O₃, Al₂O₃ trong mẫu HY cao hơn khá nhiều so với mẫu VP2, dẫn tới giá trị pH thấp hơn của mẫu tro xỉ HY.

Hàm lượng các kim loại Cu, Zn, Pb, Cd, As và Sb trong mẫu tro xỉ VP2 cũng cao hơn đáng kể so với mẫu tro xỉ HY. Ngoại trừ Sb có hàm lượng tổng số trong mẫu VP2 và HY vượt quá ngưỡng giới hạn cho phép của KLN trong chất thải nguy hại (theo QCVN 07:2009/BTNMT) tương ứng là 8 và 1,5 lần, hàm lượng của các kim loại khác trong các mẫu tro xỉ đều nằm trong giới hạn cho phép về chất thải nguy hại của Việt Nam. Tuy nhiên, các mẫu tro xỉ VP2 và HY chưa thuộc nhóm chất thải nguy hại do kết quả nồng độ ngấm chiết của Sb trong mẫu VP2 và HY đều thấp hơn ngưỡng nồng độ ngấm chiết theo Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về ngưỡng chất thải nguy hại QCVN 07:2009/BTNMT (1 mg/L).

Hàm lượng Cu và Zn tổng số trong mẫu tro xỉ VP2 vượt quá ngưỡng giới hạn cho phép của KLN trong đất nông nghiệp (theo QCVN 03-MT: 2015/BTNMT) 21 lần. Tuy nhiên, nồng độ được giải phóng ra pha dung dịch của các kim loại này khá thấp ở pH = 4 - 7 và giảm đáng kể theo thời gian.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Đề tài Khoa học và Công nghệ cấp Bộ TNMT mã số TNMT.2022.885.06.

Tài liệu tham khảo

- [1] D. Cudjoe, P. M. Acquah, Environmental Impact Analysis of Municipal Solid Waste Incineration in African Countries, Chemosphere, Vol. 265, 2021, pp. 129186, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129186>.
- [2] L. Mantovani, M. Tribaudino, C. De Matteis, V. Funari, Particle Size and Potential Toxic Element Speciation in Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Bottom Ash, Sustainability, Vol. 13, No. 4, 2021, pp. 1-17, <https://doi.org/10.3390/su13041911>.
- [3] H. Luo, Y. Cheng, D. He, E.H. Yang, Review of Leaching Behavior of Municipal Solid Waste Incineration (MSWI) Ash, Science of the Total Environment, Vol. 668, 2019, pp. 90-103, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.004>.
- [4] K. Nakamura, S. Kinoshita, H. Takatsuki, The Origin and Behavior of Lead, Cadmium and Antimony in MSW Incinerator, Waste Management, Vol. 16, No. 5-6, 1996, pp. 509-517, [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(96\)00093-1](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(96)00093-1).
- [5] M. Osako, N. Machida, M. Tanaka, Risk Management Measures against Antimony in Residue after Incineration of Municipal Waste, Waste Management, Vol. 16, No. 5-6, 1996, pp. 519-526, [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(96\)00103-1](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(96)00103-1).
- [6] N. T. Mai, K. T. Hong, N. T. T. Hang, N. T. H. Lien, V. H. Tap, P. T. T. Hang, T. T. Tham, V. D. Toan, N. T. Hoa, N. H. Son, N. T. Nghia, T. T. Cuong, D. T. Duong, D. T. L. Chi, Analytical Procedures using SEM/EDX Equipment for Determining Heavy Metals contents in Fly Ash Generated from Domestic Solid Waste Incinerators: a case study of Soc Son Waste to Power Plant in Hanoi, Vietnam Journal of Science and Technology, Vol. 62, No. 2, 2024, pp. 312-323, <https://doi.org/10.15625/2525-2518/18198>.
- [7] N. T. Mai, V. H. Tap, N. D. Hai, P. T. T. Hang, T. T. Tham, V. D. Toan, N. T. T. Hang, K. T. Hong, N. T. H. Lien, V. Duong, D. Q. Hoa, N. T. Nghia, N. T. Hoa, D. T. L. Chi, D. T. Duong, Characteristics of Fly Ash from the Municipal Solid Waste Incineration Plant in Can Tho, Vietnam Journal of Science and Technology, Vol. 61, No. 4, 2023, pp. 681-691, <https://doi.org/10.15625/2525-2518/17538>.
- [8] J. Poluszyńska, The Content of Heavy Metal Ions in Ash from Waste Incinerated in Domestic Furnaces, Archives of Environmental Protection, Vol. 46, No. 2, 2020, pp. 68-73, <https://doi.org/10.24425/aep.2020.133476>.
- [9] Y. Lu, A. Tian, J. Zhang, Y. Tang, P. Shi, Q. Tang, Y. Huang, Physical and Chemical Properties, Pretreatment, and Recycling of Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash and

- Bottom Ash for Highway Engineering, *Advances in Civil Engineering*, 2020, pp. 8886134, <https://doi.org/10.1155/2020/8886134>.
- [10] M. Beikmohammadi, K. Yaghmaeian, R. Nabizadeh, A. H. Mahvi, Analysis of Heavy Metal, Rare, Precious, and Metallic Element Content in Bottom Ash from Municipal Solid Waste Incineration in Tehran based on Particle Size, *Scientific Reports*, Vol. 13, 2023, pp. 16044, <https://doi.org/10.1038/s41598-023-43139-1>.
- [11] J. Liu, S. Sun, R. Zhang, S. Zhong, Determination and Distribution of Heavy Metals in the Municipal Waste Incinerator Slags from Guangdong Province, *Applied Mechanics and Materials*, Vol. 55-57, 2011, pp. 229-232, <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.55-57.229>.
- [12] J. Gao, T. Wang, J. Zhao, X. Hu, C. Dong, An Experimental Study on the Melting Solidification of Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash, *Sustainability*, Vol. 13, 2021, pp. 535, <https://doi.org/10.3390/su13020535>.
- [13] Y. Wei, T. Shimaoka, A. Saffarzadeh, F. Takahashi, Mineralogical Characterization of Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash with an Emphasis on Heavy Metal-bearing Phases, *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 187, 2011, pp. 534-543, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.070>.
- [14] C. H. Jung, T. Matsuto, N. Tanaka, T. Okada, Metal Distribution in Incineration Residues of Municipal Solid Waste (MSW) in Japan, *Waste Management*, Vol. 24, No. 4, 2004, pp. 381-391, [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00137-5](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00137-5).
- [15] P. B. Tchounwou, C. G. Yedjou, A. K. Patlolla, D. J. Sutton, *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology Volume 3: Environmental Toxicology*, Vol. 101, 2012.
- [16] S. Feng, X. Wang, G. Wei, P. Peng, Y. Yang, Z. Cao, Leachates of Municipal Solid Waste Incineration Bottom Ash from Macao: Heavy Metal Concentrations and Genotoxicity, *Chemosphere*, Vol. 67, 2007, pp. 1133-1137, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.11.030>.
- [17] A. Tessier, P. G. C. Campbell, M. Bisson, Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals, *Analytical Chemistry*, Vol. 51, No. 7, 1979, pp. 844-851, <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>.