



Original Article

## Determining Heavy Metal Concentrations in Residential and Automobile Garage Dust in Hanoi, Vietnam

Nguyen Manh Ha<sup>1,\*</sup>, Nguyen Thi Dung<sup>1</sup>, Tu Binh Minh<sup>1</sup>,  
Nguyen Minh Phuong<sup>1</sup>, Dang Ngoc Dinh<sup>2</sup>

<sup>1</sup>*VNU University of Science, 334 Nguyen Trai, Thanh Xuan, Hanoi, Vietnam*

<sup>2</sup>*Viet Tri University of Industry, 9 Tien Son, Thanh Mieu, Phu Tho, Vietnam*

Received 25<sup>th</sup> February 2026

Revised 03<sup>rd</sup> August 2026; Accepted 19<sup>th</sup> August 2026

**Abstract:** This study describes a method for determining the heavy metal content in 20 indoor and garage dust samples in Hanoi using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). The samples were processed using a microwave wet inorganic decomposition technique. The results showed that most of the surveyed metal elements were present in the dust samples. Fe and Zn were the two elements with the highest concentrations and were most commonly found in the most samples compared to other metals. Highly toxic metals such as Pb, Hg, As, Ni, etc., were detected in all samples studied. The metal content is arranged in decreasing order: Fe > Zn > Mn > Pb > Cu > Cr > As > Se > Hg > Sb > Cd > Ag > V. The Fe content is approximately 3339 µg/g – 132522 µg/g, followed by Zn in the range of 1371 µg/g – 11222 µg/g. The metals Cr, Pb, Cu, Ni, Co, and B are in the range of 0,220 µg/g – 305,5 µg/g. For highly toxic elements such as As, Sb, Hg, and Cd, the recorded content is lower, fluctuating between 0,070 µg/g – 30,020 µg/g. The research results provide important data on the levels of heavy metal pollution in urban environmental dust, contributing to the assessment of exposure risks and potential impacts on human health.

**Keywords:** ICP-MS, heavy metals, heavy metals, dust samples.

\* Corresponding author.

E-mail address: manhhath@gmail.com

<https://doi.org/10.25073/2588-1140/vnunst.6006>

# Xác định hàm lượng kim loại nặng trong mẫu bụi nhà, gara ô tô tại Hà Nội bằng phương pháp ICP-MS

Nguyễn Mạnh Hà<sup>1,\*</sup>, Nguyễn Thị Dung<sup>1</sup>, Từ Bình Minh<sup>1</sup>,  
Nguyễn Minh Phương<sup>1</sup>, Đặng Ngọc Định<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội,  
334 Nguyễn Trãi, Thanh Xuân, Hà Nội, Việt Nam

<sup>2</sup>Trường Đại học Công nghiệp Việt Trì, 9 Tiên Sơn, Thanh Miếu, Phú Thọ, Việt Nam

Nhận ngày 25 tháng 02 năm 2026

Chỉnh sửa ngày 03 tháng 8 năm 2026; Chấp nhận đăng ngày 19 tháng 8 năm 2026

**Tóm tắt:** Trong nghiên cứu này đề cập đến phương pháp xác định hàm lượng kim loại nặng trong 20 mẫu bụi lắng trong nhà và gara ô tô tại Hà Nội bằng phương pháp khối phổ plasma cảm ứng cao tần ICP-MS. Các mẫu phân tích được xử lý bằng kỹ thuật vô cơ hóa ướt trong lò vi sóng. Kết quả cho thấy hầu hết các nguyên tố kim loại khảo sát đều có mặt trong mẫu bụi. Trong đó, Fe, Zn là hai nguyên tố có hàm lượng cao nhất và xuất hiện phổ biến ở nhiều mẫu nhất so với các kim loại khác. Các kim loại có độc tính cao như Pb, Hg, As, Ni,... đều được phát hiện được phát hiện trong tất cả các mẫu nghiên cứu. Hàm lượng kim loại sắp xếp giảm dần theo thứ tự  $Fe > Zn > Mn > Pb > Cu > Cr > As > Se > Hg > Sb > Cd > Ag > V$ . Hàm lượng Fe khoảng 3339  $\mu\text{g/g}$  – 132522  $\mu\text{g/g}$ , tiếp đến Zn trong khoảng 1371  $\mu\text{g/g}$  – 11222  $\mu\text{g/g}$ . Các kim loại Cr, Pb, Cu, Ni, Co, B thì nằm trong khoảng 0,220  $\mu\text{g/g}$  – 305,5  $\mu\text{g/g}$ . Đối với các nguyên tố có độc tính cao như As, Sb, Hg, Cd là những kim loại hàm lượng ghi nhận thấp hơn dao động ở khoảng 0,070  $\mu\text{g/g}$  – 30,02  $\mu\text{g/g}$ . Kết quả nghiên cứu cung cấp dữ liệu quan trọng về mức độ ô nhiễm kim loại nặng trong bụi môi trường đô thị, góp phần đánh giá nguy cơ phơi nhiễm và tác động tiềm tàng đến sức khỏe con người.

**Từ khóa:** ICP-MS, kim loại nặng, mẫu bụi.

## 1. Mở đầu

Sự xâm nhập của không khí từ bên ngoài có chứa các hạt lơ lửng (PM) và sự xâm nhập của đất bám vào giày dép là hai con đường di chuyển chính của các chất gây ô nhiễm hữu cơ vô cơ vào trong nhà [1, 2]. Mặt khác, bụi nhà còn là nơi tích tụ của các chất ô nhiễm vô cơ (như kim loại nặng) có nguồn gốc từ đất và bụi mịn lơ lửng môi trường xung quanh. Ngoài ra, các chất ô nhiễm vô cơ có trong đất và trong bụi PM lơ lửng như kim loại nặng sẽ tích hợp vào bụi nhà (bụi trong nhà). Do đó, bụi trong nhà có thể đóng vai trò như vật liệu hấp thụ các chất gây ô nhiễm khác nhau, bao gồm cả kim

loại nặng. Bụi trong nhà là hỗn hợp không đồng nhất của các hạt hữu cơ và vô cơ. Các hạt bụi nhà có hình dạng và kích thước đa dạng; trong đó, khoảng 58% số hạt có kích thước từ 44–149  $\mu\text{m}$  và khoảng 6–35% có kích thước từ 30–63  $\mu\text{m}$  [3]. Đây là các kích thước đủ nhỏ để các hạt bụi có thể xâm nhập vào cơ thể thông qua hít phải qua đường hô hấp hoặc nuốt phải, từ đó làm gia tăng nguy cơ phơi nhiễm các chất ô nhiễm, bao gồm kim loại nặng.. Bụi nhà đóng vai trò kép trong quá trình phơi nhiễm với các chất gây ô nhiễm: vừa là môi trường vận chuyển các chất gây ô nhiễm từ bên ngoài thông qua các hạt trong không khí [4], vừa là con đường tiếp xúc của con người thông qua việc hít phải bụi nhà [5]. Trong những thập kỷ qua, ngày càng có nhiều lo ngại về sự phơi nhiễm của con người, đặc biệt là các nhóm dễ bị tổn thương như trẻ

\* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: manhhath@gmail.com

<https://doi.org/10.25073/2588-1140/vnunst.6006>

em, với các chất gây ô nhiễm trong nhà nhằm đánh giá tác động sức khỏe [6] và giảm rủi ro sức khỏe con người [7]. Do đó, chất lượng không khí trong nhà là mối lo ngại ngày càng tăng về sức khỏe cộng đồng do lượng thời gian mọi người ở trong nhà [8] và sự hiện diện của các chất ô nhiễm hóa học và sinh học có thể gây ảnh hưởng đến sức khỏe. Kim loại nặng tồn tại trong môi trường một cách tự nhiên dưới dạng các nguyên tố vi lượng trong đá và đất, tuy nhiên chúng cũng được thải ra môi trường do hoạt động của con người. Kim loại nặng có thể bắt nguồn từ nhiều nguồn khác nhau ở các khu vực đô thị hóa, bao gồm khí thải từ phương tiện giao thông, chất thải từ các cơ sở công nghiệp và các hoạt động khác [9-11]. Xét về nguồn gốc từ vỏ Trái Đất, các kim loại nặng chiếm một tỷ trọng đáng kể trong thành phần bụi nhà [12]. Bên cạnh đó, sơn tường cũng là nguồn phát thải kim loại nặng quan trọng; chẳng hạn, các mảng sơn màu vàng thường làm gia tăng hàm lượng Cd, Cu, Pb và Zn, sơn màu tím có liên quan đến nồng độ Zn và Pb cao, trong khi sơn màu xanh lục lại là nguồn phát thải Cu đặc trưng [13, 14]. Một lượng nhỏ một số kim loại nặng, chẳng hạn như Cu, là vô hại, tuy nhiên, một số kim loại nặng bao gồm Pb và Cd lại gây độc thần kinh cho các sinh vật sống bao gồm cả con người. Mn, Cd, Cu, Pb và Zn được cho là những chất khởi đầu hoặc thúc đẩy các hoạt động gây ung thư ở động vật [15]. Do phần lớn kim loại nặng có khả năng tích lũy sinh học, sự hiện diện của chúng ở nồng độ cao có thể gây tác động nghiêm trọng đến sức khỏe con người và hệ sinh thái. Sự tích tụ trong các mô mỡ và hệ tuần hoàn, tác động tiêu cực đến hệ thần kinh trung ương và hoạt động của các cơ quan nội tạng có thể được liệt kê là những tác động tiêu cực của chúng đối với con người [15]. Do đó, bụi trong nhà được xem là một nguồn phơi nhiễm kim loại quan trọng đối với con người, đặc biệt là trẻ em. Trẻ nhỏ có nguy cơ tiếp xúc với các chất ô nhiễm tích lũy hoặc hấp thụ trong các hạt bụi trong nhà, bao gồm kim loại nặng, ở mức cao hơn do các hành vi đặc trưng như thường xuyên đưa tay lên miệng, chạm vào và ngậm các đồ vật có bám bụi, làm gia tăng khả năng hấp thụ gián tiếp các chất ô nhiễm. Bên cạnh

đó, do có khối lượng cơ thể thấp hơn, lượng bụi hấp thụ tính theo đơn vị khối lượng cơ thể ở trẻ em thường cao hơn so với người lớn, dẫn đến nguy cơ phơi nhiễm lớn hơn. [16]. Nghiên cứu chỉ ra rằng trẻ em bị phơi nhiễm nghiêm trọng với các nguyên tố độc hại trong đất và bụi mịn, chủ yếu qua con đường vô tình nuốt phải qua đường tay - miệng và các đường phơi nhiễm thụ động khác như hô hấp hay hấp thụ qua da [17].

## 2. Thực nghiệm

### 2.1. Dụng cụ, thiết bị và hoá chất

- Thiết bị khối phổ cao tần cảm ứng ICP – MS model Elan 9000 – Perkin Elmer của Mỹ.
  - Lò vi sóng Berghof, Speed wave 4 (Đức)
  - Cân phân tích Ohaus 4 số
  - Dung dịch chuẩn hỗn hợp các nguyên tố Cr, Mn, Pb, Fe, Co, Ni, Cu, As, Se, Cd, Zn, Sb, B, V, Ag, Hg có nồng độ 10 mg/L của hãng Merck.
  - Axit H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (96%), HNO<sub>3</sub> (65%) PA, Merck.
  - Dung dịch H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (30%) PA, Merck
- Các điều kiện phân tích thành phần các kim loại nặng bằng ICP - MS được chỉ ra ở Bảng 1.

Bảng 1. Các thông số tối ưu của thiết bị ICP – MS ELAN 9000

| Tham số                | Điều kiện phân tích |
|------------------------|---------------------|
| Tốc độ khí Nebulizer   | 0,9 L/phút          |
| Công suất plasma       | 1250W               |
| Thế thấu kính (LV)     | 9Volts              |
| Lưu lượng khí plasma   | 15,0 L/phút         |
| Số lần quét khối       | 10 lần              |
| Thời gian đo cho 1 lần | 5,8 giây            |
| Số lần đo lặp          | 3 lần               |

### 2.2. Lấy mẫu và xử lý mẫu

- *Lấy mẫu*: các mẫu bụi trong nhà được thu gom trong các hộ gia đình tại khu vực xã Sóc Sơn và phường Thanh Xuân – Hà Nội. Quá trình lấy mẫu được thực hiện vào tháng 3 năm 2025, với tổng cộng 40 mẫu bụi (20 mẫu bụi trong nhà và 20 mẫu bụi trong gara sửa chữa ô

tô. Mỗi tuần lấy mẫu tại ít nhất hai hộ gia đình hoặc hai xưởng sửa chữa ô tô, bụi thu thập trong cùng một tuần được trộn thành một mẫu. Sau đó xử lý sơ bộ mẫu bụi bằng cách loại bỏ cát, sỏi,... và rây qua rây inox 250  $\mu\text{m}$ . Mẫu sau khi rây được chuyển vào túi zip nhựa có dán nhãn kí hiệu và vận chuyển về phòng thí nghiệm bảo quản ở nhiệt độ phòng cho đến khi phân tích.

- *Xử lý mẫu bụi*: Mẫu được xử lý bằng lò vi sóng Berghof, Speed wave 4 (Đức). Cân khoảng (0,05-0,1) g mẫu bụi trên cân phân tích và chuyển vào các bình Teflon của lò vi sóng. Thêm 4,0 ml  $\text{HNO}_3$  65%, 1 ml  $\text{H}_2\text{SO}_4$  98% và 0,5 ml  $\text{H}_2\text{O}_2$  30%. Chương trình phá mẫu gồm 3 giai đoạn, tăng tới 120  $^\circ\text{C}$  trong 5 phút, tiếp tục tăng nhiệt độ 150  $^\circ\text{C}$  trong 5 phút. Cuối cùng tăng nhiệt độ lên 180  $^\circ\text{C}$  trong 20 phút. Sau khi hoàn tất phá mẫu, để mẫu nguội trong 10 phút. Lấy mẫu ra khỏi lò vi sóng, chuyển mẫu vào bình định mức 50 ml, thêm nước để ion đến vạch mức lọc qua màng lọc (Mixed Cellulose Ester) 0,45  $\mu\text{m}$  bảo quản bằng ống nhựa falcon và đặt trong tủ lạnh cho đến khi tiến hành phân tích.

### 2.3. Xác định giới hạn phát hiện (MDL) và giới hạn định lượng (MQL) của phương pháp

Giới hạn phát hiện (MDL) là nồng độ thấp nhất của chất phân tích trong mẫu có thể phát hiện được nhưng chưa thể định lượng được. Đây là một thông số đặc trưng cho độ nhạy của thiết bị. Thiết bị có độ nhạy cao sẽ có giới hạn phát hiện nhỏ.

Giới hạn định lượng (MQL) là nồng độ tối thiểu của một chất có trong mẫu thử mà ta có thể định lượng bằng phương pháp khảo sát và cho kết quả có độ chụm mong muốn.

**Bố trí thí nghiệm:** chuẩn bị 07 dung dịch mẫu trắng và một mẫu chuẩn nồng độ hỗn hợp các nguyên tố 100  $\mu\text{g/L}$ , tiến hành phân tích mẫu bụi theo quy trình xử lý phân hủy vi sóng với chương trình được trình bày trên Hình 2.5 và đo trên thiết bị ICP-MS. Khối lượng bụi thay bằng 0,025 mL dung dịch chuẩn. Mẫu sau khi phân hủy xong định mức lên 25mL thì nồng độ sau cùng của các nguyên tố trong dung dịch

chuẩn là 100  $\mu\text{g/L}$ . Tính giới hạn phát hiện (MDL), giới hạn định lượng (MQL) cho loại nền mẫu thực dựa vào các kết quả thu được tương ứng. Kết quả MDL và MQL được tính toán theo công thức:

$$\text{MDL} = \frac{3 \times \text{SD}_{\text{blank}} \times [\text{STD}]}{1000 \times m \times (I_{\text{STD}} - \bar{I}_{\text{blank}})} \quad (1)$$

$$\text{MQL} = \frac{10 \times \text{SD}_{\text{blank}} \times [\text{STD}] \times V_{\text{STD}}}{1000 \times m \times (I_{\text{STD}} - \bar{I}_{\text{blank}})} \quad (2)$$

Trong đó: [STD]: là nồng độ của các nguyên tố trong dung dịch chuẩn;  $V_{\text{STD}}$ : thể tích lấy dung dịch chuẩn; m (g): khối lượng mẫu bụi quy đổi (số đếm/giây, cps)  $I_{\text{STD}}$ : cường độ tín hiệu của dung dịch chuẩn;  $\bar{I}_{\text{blank}}$ : cường độ tín hiệu trung bình của 7 mẫu trắng;  $\text{SD}_{\text{blank}}$ : độ lệch chuẩn của cường độ tín hiệu 7 mẫu trắng

### 2.4. Đánh giá rủi ro sức khỏe con người

Phương pháp do USEPA phát triển đã được áp dụng để tính toán mức độ phơi nhiễm của trẻ em và người lớn nhằm ước tính rủi ro sức khỏe đối với cộng đồng do kim loại nặng trong bụi nhà. Con người chủ yếu tiếp xúc với kim loại nặng thông qua ba con đường sau: tiêu hóa ( $\text{ID}_{\text{ing}}$ ); hít phải ( $\text{ID}_{\text{inh}}$ ) và tiếp xúc qua da ( $\text{ID}_{\text{dermal}}$ ) [18]. Liều lượng tiếp xúc hàng ngày (ID) của một chất ước lượng thông qua 3 lộ trình phơi nhiễm sau [19]:

$$\text{ID}_{\text{ing}} = \frac{C \times \text{IngR} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}} \times 10^{-6} \quad (3)$$

$$\text{ID}_{\text{inh}} = C \times \frac{\text{InhR} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{PEF} \times \text{BW} \times \text{AT}} \quad (4)$$

$$\text{ID}_{\text{dermal}} = \frac{C \times \text{SA} \times \text{AF} \times \text{ABS} \times \text{EF} \times \text{ED}}{\text{BW} \times \text{AT}} \times 10^{-6} \quad (5)$$

Trong đó, C là nồng độ kim loại nặng trong mẫu nghiên cứu (mg/kg); IngR là tốc độ ăn phải bụi (mg/ngày), tương ứng là 200 đối với trẻ em và 100 đối với người lớn; InhR là tốc độ hít thở ( $\text{m}^3/\text{ngày}$ ), tương ứng là 7,36 đối với trẻ em và 12,8 đối với người lớn. ED là thời gian phơi nhiễm (năm), bằng 6 năm đối với trẻ em và 24 năm đối với người lớn. EF là tần suất phơi nhiễm (ngày/năm), bằng 350 đối với cả trẻ em

và người lớn. BW là khối lượng cơ thể (kg), bằng 15 đối với trẻ em và 70 đối với người lớn. AT là thời gian trung bình đối với các tác nhân không gây ung thư (ngày), được tính bằng  $ED \times 365$ ; PEF là hệ số phát tán hạt bụi, bằng  $1,36 \times 10^9$  ( $m^3/kg$ ) đối với cả trẻ em và người lớn. SA là diện tích bề mặt da tiếp xúc ( $cm^2$ ), bằng 2.800 đối với trẻ em và 5.700 đối với người lớn. ABS là hệ số hấp thụ qua da, bằng  $10^{-3}$  đối với cả trẻ em và người lớn. AF là hệ số bám dính của bụi trên da ( $mg/cm^2$ ), bằng 0,2 đối với trẻ em và 0,07 đối với người lớn.

Chỉ số nguy hiểm tiếp xúc đường ăn uống, hít thở, qua da:

$$HQ_{ing/inh/dermal} = \frac{ID_{ing/inh/dermal}}{RfD} \quad (6)$$

Chỉ số nguy hiểm HI đánh giá rủi ro sức khỏe:

$$HI = \sum HQ_{ing/inh/dermal} \quad (7)$$

$HI \leq 1$ : không ảnh hưởng sức khỏe;  $HI > 1$ : có khả năng ảnh hưởng

### 3. Kết quả và thảo luận

#### 3.1. Xác định các đại lượng đặc trưng và thông số thẩm định phương pháp phân tích

Quy trình phân tích hàm lượng kim loại nặng mẫu bụi trong nhà và gara ô tô bằng phương pháp ICP-MS được đánh giá thông qua các thông số phương trình hồi quy tuyến tính của các nguyên tố với hệ số tương quan  $R^2$  giới hạn phát hiện (MDL) và giới hạn định lượng (MQL) được thể hiện trong bảng 2. Đường chuẩn của các chất phân tích đều có hệ số tương quan tương đối lớn hơn 0,999 chứng tỏ có mối quan hệ tuyến tính giữa cường độ tín hiệu và nồng độ chất phân tích. Các giá trị  $R^2 \cong 1$  cho thấy phương trình hồi quy thu được biểu diễn chính xác mối tương quan giữa cường độ tín hiệu (cps) và nồng độ các kim loại. Kết quả phân tích cho thấy, giới hạn phát hiện và giới hạn định lượng của phương pháp rất nhỏ phù hợp cho việc phân tích đồng thời hàm lượng vết của các kim loại.

Bảng 2. Giới hạn phát hiện và giới hạn định lượng của phương pháp

| Nguyên tố | Phương trình đường chuẩn<br>$y = ax + b$ | $R^2$  | MDL<br>(ng/g) | MQL<br>(ng/g) |
|-----------|------------------------------------------|--------|---------------|---------------|
| Cr        | $y = 983,37x - 691,79$                   | 0,9999 | 1,7           | 5,6           |
| Mn        | $y = 1149,9x - 24,21$                    | 1,0    | 2,8           | 9,5           |
| Pb        | $y = 1353,6x + 1517$                     | 1,0    | 0,8           | 2,7           |
| Fe        | $y = 66,092x - 176,31$                   | 0,9991 | 10            | 3,3           |
| Co        | $y = 1196,8x + 466,22$                   | 0,9999 | 0,5           | 0,1           |
| Ni        | $y = 279,67x - 420,52$                   | 1,0    | 3,3           | 11,3          |
| Cu        | $y = 714,56x + 237,53$                   | 0,9999 | 1,8           | 6,1           |
| As        | $y = 361,22x - 171,87$                   | 1,0    | 0,8           | 2,6           |
| Se        | $y = 29,509x + 3,3843$                   | 0,9998 | 0,7           | 2,3           |
| Cd        | $y = 236,31x + 81,285$                   | 0,9999 | 0,2           | 0,6           |
| Zn        | $y = 483,63x - 131,9$                    | 0,9999 | 1             | 3,3           |
| Sb        | $y = 915,48x + 411,38$                   | 0,9999 | 1,8           | 6             |
| B         | $y = 338,76x + 4381,3$                   | 0,9978 | 0,8           | 0,3           |
| V         | $y = 483,63x - 131,9$                    | 0,9993 | 0,2           | 0,5           |
| Ag        | $y = 0,9995x + 1,6636$                   | 0,9979 | 0,2           | 0,6           |
| Hg        | $y = 14,717x + 313,44$                   | 0,9958 | 0,5           | 1,6           |

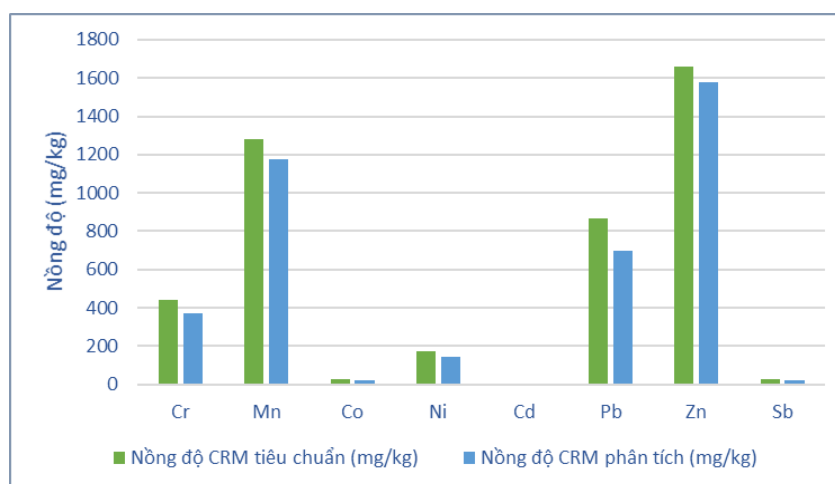
### 3.2. Đánh giá và xác định giá trị sử dụng của phương pháp

Sử dụng mẫu chuẩn được chứng nhận CRM (BCR723) để đánh giá độ đúng của phương pháp thông qua hiệu suất thu hồi của quá trình

xử lý mẫu. Mẫu BCR723 được tiến hành xử lý và phân tích theo qui trình giống như mẫu bụi ở trên. Hàm lượng kim loại trong mẫu bụi và mẫu CRM được phân tích bằng ICP-MS. Kết quả được thể hiện ở Hình 1 và Bảng 3.

Bảng 1. Kết quả phân tích mẫu CRM

| Nguyên tố | Hàm lượng được chứng nhận (mg/kg) | Hàm lượng phân tích (mg/kg) | Hiệu suất $H \pm RSD(\%)$ |
|-----------|-----------------------------------|-----------------------------|---------------------------|
| Cr        | $440,1 \pm 18$                    | $371,7 \pm 17,6$            | $84,5 \pm 4,0$            |
| Mn        | $1280 \pm 40$                     | $1173 \pm 35,0$             | $91,9 \pm 2,7$            |
| Co        | $29,8 \pm 1,6$                    | $24,54 \pm 1,4$             | $82,4 \pm 4,7$            |
| Ni        | $171 \pm 3$                       | $141,6 \pm 2,7$             | $82,8 \pm 1,6$            |
| Cd        | $2,5 \pm 0,4$                     | $2,040 \pm 0,4$             | $81,6 \pm 15,6$           |
| Pb        | $866 \pm 16$                      | $696,6 \pm 14,7$            | $80,4 \pm 1,7$            |
| Zn        | $1660 \pm 1,0$                    | $1576 \pm 80,5$             | $95,0 \pm 4,8$            |
| Sb        | $28,2 \pm 2,3$                    | $23,54 \pm 2,0$             | $83,2 \pm 7,2$            |



Hình 1. Kết quả phân tích mẫu CRM.

Độ thu hồi  $H(\%)$  của các kim loại trong mẫu CRM thu được từ phương pháp trên với giá trị nồng độ đã được chứng nhận nằm trong khoảng tin cậy từ 80-95% góp phần thẩm định độ tin cậy phương pháp. Điều này dẫn tới kết luận là phương pháp ICP-MS chính xác và đáng tin cậy để phân tích hàm lượng kim loại nặng trong mẫu bụi.

### 3.3. Hàm lượng các kim loại nặng trong mẫu bụi nhà và gara ô tô trên địa bàn Hà Nội

Tiến hành phân tích 20 mẫu bụi trong nhà tại khu vực dân cư xã Sóc Sơn và 20 mẫu bụi thu thập tại các gara ô tô trên địa bàn phường Thanh Xuân, Hà Nội đã được phân tích bằng phương pháp ICP-MS. Kết quả phân tích hàm

lượng trung bình của 16 nguyên tố kim loại nặng được trình bày trong Bảng 4 và Hình 2, trong đó Hình 2a thể hiện các nguyên tố có hàm lượng cao

(Fe, Mn, Zn), còn Hình 2b thể hiện các nguyên tố còn lại nhằm thuận tiện cho việc so sánh.

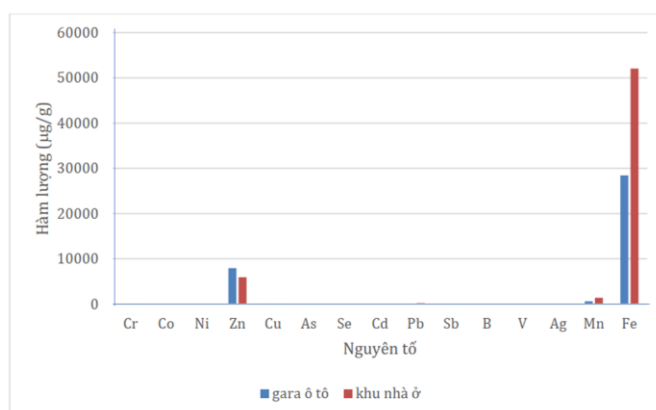
Bảng 4. Kết quả phân tích hàm lượng 16 kim loại nặng trong mẫu bụi nhà và gara ô tô trên địa bàn Hà Nội

| Mẫu                                         | Hàm lượng kim loại quy về mẫu khô (µg/g) |       |        |       |       |       |       |       |
|---------------------------------------------|------------------------------------------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Vị trí dân cư xã Sóc Sơn - Hà Nội (N=20)    | Cr                                       | Mn    | Fe     | Co    | Ni    | Cu    | As    | Se    |
| Max                                         | 305,5                                    | 2973  | 132522 | 14,38 | 195,3 | 269,2 | 21,32 | 13,80 |
| Min                                         | 46,25                                    | 237,6 | 3339   | 3,001 | 20,58 | 60,95 | KPH   | KPH   |
| Trung bình                                  | 115,9                                    | 1393  | 52054  | 8,944 | 63,46 | 117,9 | 12,81 | 10,80 |
| Mẫu                                         | Hàm lượng kim loại quy về mẫu khô (µg/g) |       |        |       |       |       |       |       |
| Vị trí dân cư xã Sóc Sơn - Hà Nội           | Cd                                       | Pb    | Zn     | Sb    | B     | V     | Ag    | Hg    |
| Max                                         | 6,244                                    | 102,8 | 11222  | 16,68 | 8,226 | KPH   | 14,18 | 30,02 |
| Min                                         | 1,204                                    | 96,01 | 5320   | 2,353 | 1,870 | KPH   | 0,075 | 1,726 |
| Trung bình                                  | 2,678                                    | 99,41 | 7951   | 5,291 | 4,316 | KPH   | 2,405 | 8,751 |
| Mẫu                                         | Hàm lượng kim loại quy về mẫu khô (µg/g) |       |        |       |       |       |       |       |
| Vị trí gara ô tô Thanh Xuân, Hà Nội (N=20)  | Cr                                       | Mn    | Fe     | Co    | Ni    | Cu    | As    | Se    |
| Max                                         | 239,7                                    | 2808  | 124125 | 23,72 | 126,4 | 227,8 | 17,60 | 31,20 |
| Min                                         | 12,03                                    | 21,76 | 4439   | 0,220 | KPH   | 25,09 | KPH   | KPH   |
| Trung bình                                  | 86,72                                    | 611,2 | 28462  | 8,887 | 49,48 | 97,93 | 8,123 | 10,64 |
| Mẫu                                         | Hàm lượng kim loại quy về mẫu khô (µg/g) |       |        |       |       |       |       |       |
| Vị trí dân cư Xã Sóc Sơn – Thành phố Hà Nội | Cd                                       | Pb    | Zn     | Sb    | B     | V     | Ag    | Hg    |
| Max                                         | 2,199                                    | 407,1 | 10751  | 11,45 | 4,297 | KPH   | 2,330 | 6,926 |
| Min                                         | 0,070                                    | 4,047 | 1371   | 0,405 | KPH   | KPH   | KPH   | KPH   |
| Trung bình                                  | 0,619                                    | 81,47 | 5919   | 3,613 | 1,629 | KPH   | 0,803 | 1,928 |

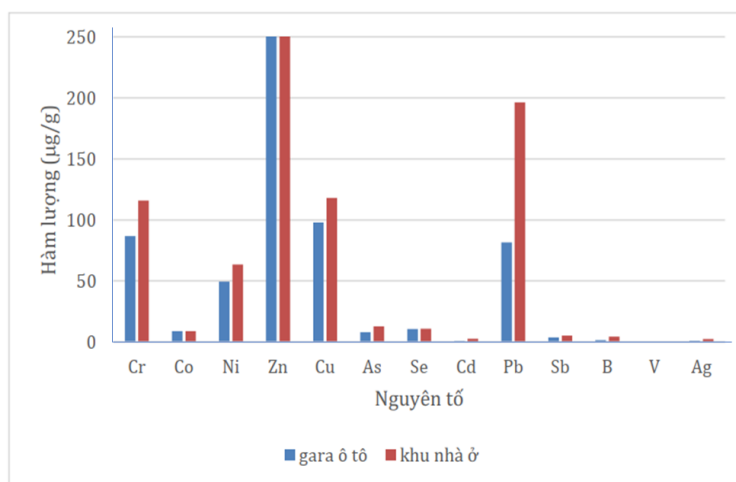
KPH: không phát hiện; Min: hàm lượng nhỏ nhất; Max: hàm lượng lớn nhất.

Kết quả Hình 2a cho thấy hàm lượng Fe và Zn tích lũy trong mẫu bụi của hai khu vực chênh lệch cao hơn so với các kim loại khác. Hàm lượng kim loại nặng tại hai khu vực cho kết quả tương đối sát nhau. Hàm lượng các kim loại nặng trong mẫu ở khu vực dân cư cao hơn

xưởng sửa chữa ô tô. Kết quả phân tích cho thấy nồng độ kim loại nặng trung bình trong mẫu bụi được sắp xếp giảm dần theo thứ tự:  $Fe > Zn > Mn > Pb > Cu > Cr > As > Se > Hg > Sb > Cd > Ag > V$ .



Hình 2a. Hàm lượng trung bình các kim loại nặng tại các vị trí lấy mẫu: khu dân cư và xưởng sửa chữa ô tô tại xã Sóc Sơn, Hà Nội.



Hình 2b. Hàm lượng trung bình các kim loại nặng (trừ Mn, Fe) tại các vị trí lấy mẫu: khu dân cư và xưởng sửa chữa ô tô tại Phường Thanh Xuân, Hà Nội.

Về vị trí địa lý, khu vực dân cư xã Sóc Sơn các gia đình sinh sống gần các công ty bán vật liệu xây dựng gạch, cát, đá, xi măng, phương tiện giao thông đông đúc,... ngoài ra xung quanh ao bà con còn trồng hoa màu nên sẽ có một lượng tồn dư hóa chất xuống ao dẫn đến hàm lượng Pb cao được thể hiện ở Hình 2b.

Nghiên cứu này nhằm đánh giá mức độ ô nhiễm và nguy cơ đối với sức khỏe con người của các kim loại nặng trong mẫu bụi nhà và bụi gara ô tô tại địa bàn Hà Nội. Trên cơ sở đó, dữ liệu phân tích được đặt trong mối tương quan đối chiếu với hàm lượng kim loại nặng trong bụi tại một số tỉnh thành lân cận bao gồm Thái Nguyên và Bắc Ninh. Kết quả được trình bày tại Bảng 5.

Bảng 5. So sánh hàm lượng kim loại trong bụi đang phân tích tại Hà Nội với các tỉnh Thái Nguyên, Bắc Ninh [19]

| Địa điểm lấy mẫu                    | Hàm lượng kim loại ( $\mu\text{g/g}$ ) |       |      |      |       |
|-------------------------------------|----------------------------------------|-------|------|------|-------|
| Khu công nghiệp Thái Nguyên (N=6)   | Cu                                     | Zn    | Pb   | As   | Cd    |
| Max                                 | 85,8                                   | 338   | 48,8 | 8,74 | 1,13  |
| Min                                 | 7,88                                   | 59,1  | 15,5 | 1,58 | 0,072 |
| Trung bình                          | 22,4                                   | 126   | 17,3 | 2,13 | 0,169 |
| Xã Sóc Sơn- Hà Nội (N=20)           | Cu                                     | Zn    | Pb   | As   | Cd    |
| Max                                 | 269                                    | 11222 | 321  | 21,3 | 6,24  |
| Min                                 | 60,9                                   | 5320  | 96,0 | KPH  | 1.20  |
| Trung bình                          | 118                                    | 7951  | 196  | 12,8 | 2,68  |
| Khu công nghiệp Bắc Ninh (N=15)     | Cu                                     | Zn    | Pb   | As   | Cd    |
| Max                                 | 44,9                                   | 201   | 23,5 | 3,31 | 0,32  |
| Min                                 | 3,02                                   | 20,6  | 0,70 | KPH  | KPH   |
| Trung bình                          | 11,7                                   | 66,77 | 8,08 | 1,34 | KPH   |
| Gara ô tô Thanh Xuân, Hà Nội (N=20) | Cu                                     | Zn    | Pb   | As   | Cd    |
| Max                                 | 227                                    | 10751 | 407  | 17,6 | 2,19  |
| Min                                 | 25,1                                   | 1371  | 4,05 | KPH  | 0,07  |
| Trung bình                          | 97,9                                   | 5919  | 81,5 | 8,12 | 0,62  |

Từ bảng số liệu, ta dễ thấy là hầu hết nồng độ trung bình kim loại trong bụi các tỉnh Thái Nguyên, Bắc Ninh thấp hơn so với Hà Nội (trong nghiên cứu này). Có thể suy đoán rằng nguyên nhân là do hầu hết các mẫu bụi nhà trong nghiên cứu này được thu thập ở khu có lưu lượng giao thông đông đúc cao hơn đáng kể so với các khu công nghiệp. Đánh giá rủi ro sức khỏe con người khi tiếp xúc thông qua ba con đường: tiêu hóa, hít phải, qua da với kim loại

nặng trong mẫu bụi thông qua chỉ số nguy hiểm HQ (Chỉ số nguy hiểm) đối với đường tiếp xúc qua da và giá HI (Chỉ số nguy hiểm đánh giá rủi ro sức khỏe) của 5 kim loại Cu, Zn Pb, As, Cd thể hiện ở Bảng 6. Giá trị về liều tham chiếu RfD ( $\mu\text{g/kg/ngày}$ ) tức là ngưỡng an toàn được công bố bởi chứng nhận do cơ quan bảo vệ môi trường Hoa Kỳ (USEPA) tham khảo tại [20].

Bảng 6. Khảo sát nguy cơ gây ô nhiễm của Cu, Zn, Pb, As, Cd trong mẫu thực

| Nguyên tố<br>Nồng độ                | Cu                    | Zn                    | Pb                    | As    | Cd                    |
|-------------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-------|-----------------------|
| C <sub>mean</sub> (mg/kg)<br>(N=20) | 107,9                 | 6935                  | 138,8                 | 10,46 | 1,648                 |
| RfD <sub>ing</sub>                  | $4,00 \times 10^{-2}$ | $3,00 \times 10^{-1}$ | $3,50 \times 10^{-3}$ | -     | $1,00 \times 10^{-1}$ |
| RfD <sub>inh</sub>                  | $4,02 \times 10^{-2}$ | $3,00 \times 10^{-1}$ | $3,52 \times 10^{-3}$ | -     | -                     |

|                |                       |                       |                       |                       |                        |
|----------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|------------------------|
| RfDdermal      | $1,20 \times 10^{-2}$ | $6,00 \times 10^{-2}$ | $5,25 \times 10^{-4}$ | -                     | $1,00 \times 10^{-5}$  |
| Trẻ em         |                       |                       |                       |                       |                        |
| IDing          | $1,37 \times 10^{-3}$ | $0,89 \times 10^{-1}$ | $1,77 \times 10^{-3}$ | $1,34 \times 10^{-4}$ | $2,10 \times 10^{-5}$  |
| IDinh          | $3,73 \times 10^{-8}$ | $2,39 \times 10^{-6}$ | $4,8 \times 10^{-8}$  | $3,62 \times 10^{-9}$ | $5,7 \times 10^{-10}$  |
| IDdermal       | $3,86 \times 10^{-6}$ | $2,48 \times 10^{-4}$ | $4,97 \times 10^{-6}$ | $3,74 \times 10^{-7}$ | $5,90 \times 10^{-8}$  |
| HQing          | $3,44 \times 10^{-2}$ | $2,95 \times 10^{-1}$ | $5,07 \times 10^{-1}$ | -                     | $1,05 \times 10^{-7}$  |
| HQinh          | $9,29 \times 10^{-7}$ | $8,29 \times 10^{-6}$ | $1,36 \times 10^{-5}$ | -                     | -                      |
| HQdermal       | $3,21 \times 10^{-4}$ | $0,41 \times 10^{-3}$ | $0,94 \times 10^{-3}$ | -                     | $0,59 \times 10^{-3}$  |
| HI = $\sum$ HQ | $3,48 \times 10^{-2}$ | $2,99 \times 10^{-1}$ | $5,16 \times 10^{-1}$ | -                     | $2,70 \times 10^{-2}$  |
| Người lớn      |                       |                       |                       |                       |                        |
| IDing          | $1,47 \times 10^{-4}$ | $9,50 \times 10^{-3}$ | $1,90 \times 10^{-4}$ | $1,43 \times 10^{-5}$ | $2,25 \times 10^{-6}$  |
| IDinh          | $1,39 \times 10^{-8}$ | $8,94 \times 10^{-7}$ | $1,79 \times 10^{-8}$ | $1,35 \times 10^{-9}$ | $2,12 \times 10^{-10}$ |
| IDdermal       | $5,89 \times 10^{-7}$ | $3,79 \times 10^{-5}$ | $7,58 \times 10^{-7}$ | $5,71 \times 10^{-8}$ | $9,00 \times 10^{-9}$  |
| HQing          | $3,69 \times 10^{-3}$ | $3,10 \times 10^{-2}$ | $5,43 \times 10^{-3}$ | -                     | $2,25 \times 10^{-5}$  |
| HQinh          | $3,46 \times 10^{-7}$ | $2,98 \times 10^{-6}$ | $5,08 \times 10^{-6}$ | -                     | -                      |
| HQdermal       | $4,91 \times 10^{-5}$ | $6,31 \times 10^{-4}$ | $1,45 \times 10^{-3}$ | -                     | $9,00 \times 10^{-4}$  |
| HI = $\sum$ HQ | $3,74 \times 10^{-3}$ | $3,23 \times 10^{-2}$ | $5,57 \times 10^{-2}$ | -                     | $3,16 \times 10^{-3}$  |

Kết quả cho thấy rằng các giá trị HI đối với 5 kim loại này đều nhỏ hơn 1, chứng tỏ không có ảnh hưởng xấu tới sức khỏe đối với người dân sinh sống. Con đường dễ tiếp xúc nhất với kim loại nặng trong bụi nhà là qua đường ăn uống. Mặc dù các giá trị HI đều nằm trong giới hạn an toàn, nhưng việc tiếp xúc lâu dài với các nguyên tố vi lượng trong bụi đường có hàm lượng cao có thể ảnh hưởng đến hệ thần kinh, nhất là đối với trẻ em.

### 3. Kết luận

Trong nghiên cứu này, hàm lượng các kim loại nặng trong mẫu bụi nhà và bụi gara ô tô đã được xác định bằng phương pháp ICP-MS đã được thẩm định thông qua mẫu chuẩn được chứng nhận (CRM) BCR723. Giới hạn phát hiện của phương pháp nằm trong khoảng 0,2 - 3,3 ng/g và giới hạn định lượng trong khoảng 0,6 - 11,3 ng/g. Độ thu hồi của phương pháp

phân tích trong khoảng 81,33% - 100,35%. Điều này cho thấy độ tin cậy và độ đúng cao của phương pháp phân tích. Kết quả thu được Bên cạnh đó hàm lượng các kim loại nặng như Cu, Zn, Pb, As, Cd trong bụi nhà tại Sóc Sơn và trong gara ô tô cao hơn đáng kể so với những nghiên cứu trước đây đối với bụi đường tại các khu công nghiệp và đô thị thuộc Thái Nguyên và Bắc Ninh

### Tài liệu tham khảo

- [1] A. Hunt, D. L. Johnson, D. A. Griffith, Mass Transfer of Soil Indoors by Track-in on Footwear, *Sci Total Environ*, Vol. 370, 2006, pp. 360–71.
- [2] T. L. Thatcher, D. W. Layton, Deposition, Resuspension, and Penetration of Particles within a Residence, *Atmospheric Environment*, Vol. 29, Issue. 13, 1995, pp. 1487–1497.
- [3] M. Lidia, Indoor Particles, Combustion Products and Fibres, *The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 4F, 2004, pp. 117–147.

- [4] D. W. Layton, P. I. Beamer, Migration of Contaminated Soil and Airborne Particulates to Indoor Dust, *Environmental Science and Technology*, Vol. 43, Issue. 21, 2009, pp. 8199–8205.
- [5] J. W. Roberts, L. A. Wallace, D. E. Camann, P. Dickey, S. G. Gilbert, R. G. Lewis et al., Monitoring and Reducing Exposure of Infants to Pollutants in House Dust, *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 201, 2009, pp. 1–39.
- [6] C. S. Mitchell, J. J. Zhang, T. Sigsgaard, M. Jantunen, P. J. Liou, R. Samson et al., Current State of the Science: Health Effects and Indoor Environmental Quality, *Environmental Health Perspectives*, Vol. 115, Issue. 6, 2007, pp. 958–964.
- [7] F. Wu, D. Jacobs, C. S. Mitchell, D. Miller, M. H. Karol, Improving Indoor Environmental Quality for Public Health: Impediments and Policy Recommendations, *Environmental Health Perspectives*, Vol. 115, Issue. 6, 2007, pp. 953–957.
- [8] J. Nastov, R. Tan, P. Dingle, The use of Fibre Technology to Control Surface Dust and Bacteria Contamination, *Environmental Science Report Series*, School of Environmental Science, Murdoch University, Australia, Vol. 72, Issue. 03-1, 2003, pp. 64–72.
- [9] M. G. Gibson, J. G. Farmer, Multi-step Chemical Extraction of Heavy Metals from Urban Soils, *Environmental Pollution*, Vol. 11, 1986, pp. 117–135.
- [10] R. M. Harrison, D. P. H. Laxen, S. J. Wilson, Chemical Association of Lead, Cadmium, Copper, and Zinc in Street Dust and Roadside Soil, *Environmental Science and Technology*, Vol. 15, Issue. 11, 1981, pp. 1378–1383.
- [11] I. Thornton, Metal Contamination of Soils in Urban Areas, In: Bullock, P., Gregory, P. J. (Eds.), *Soils in the Urban Environment*, Blackwell Scientific Publications, 1991, pp. 47–75.
- [12] P. E. Rasmussen, Can Metal Concentrations in Indoor Dust Be Predicted from Soil Geochemistry? *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, Vol. 19, 2004, pp. 166–174.
- [13] G. Chattopadhyay, C. P. K. Lin, A. J. Feitz, Household Dust Metal Levels in the Sydney Metropolitan Area, *Environmental Research*, Vol. 93, Issue. 3, 2003, pp. 301–307.
- [14] S. T. Y. Tong, K. C. Lam, Home Sweet Home? A Case Study of Household Dust Contamination in Hong Kong, *Science of the Total Environment*, Vol. 256, Issue. 2–3, 2000, pp. 115–123.
- [15] J. O. Nriagu, A Silent Epidemic of Environmental Metal Poisoning? *Environmental Pollution*, Vol. 50, 1988, pp. 139–161.
- [16] P. Beamer, M. E. Key, A. C. Ferguson, R. A. Canales, W. Auyeung, J. O. Leckie, Quantified Activity Pattern Data from 6 to 27 Month-old Farmworker Children for Use in Exposure Assessment, *Environmental Research*, Vol. 108, 2008, pp. 239–246.
- [17] T. Chirenje, L. Q. Ma, L. Lu, Retention of Cd, Cu, Pb, and Zn by Wood Ash, Lime and Fume Dust, Water, Air, and Soil Pollution, Vol. 171, 2006, pp. 301–314.
- [18] U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, *Soil Screening Guidance: User's Guide*, Office of Emergency and Remedial Response, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1996, pp. 1–49.
- [19] N. T. T. Thuy, H. Q. Anh, V. X. Truong, N. D. Vinh, P. H. Giang, T. B. Minh, Comprehensive Insight into Heavy Metal(oids) in Road Dust from Industrial and Urban Areas in Northern Vietnam: Concentrations, Fractionation Characteristics, and Risk Assessment, *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, Vol. 104, 2022, pp. 4027–4046.
- [20] S. Sobhanardakani, Non-Carcinogenic Risk Assessment of Heavy Metals Through Exposure to Household Dust (Case Study: City of Khorramabad, Iran), *Annals of Military and Health Sciences Research*, Vol. 16, Issue. 4, 2019, Article e86594.