VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences
Journal homepage: https://js.vnu.edu.vn/EES

Original Article

Assessment of Heavy Metal Contamination and Sources in Road Dust from the Da Nang's Largest Industrial Zone and Surrounding Areas

Nguyen Thi Hong Tinh[1], Tran Ba Quoc[1,2,*]

[1]*Duy Tan University, 3 Quang Trung, Hai Chau, Danang, Vietnam*
[2]*Institute of Research and Development, Duy Tan University, 3 Quang Trung, Hai Chau, Danang, Vietnam*

Received 30th June 2024
Revised 26 th August 2024; Accepted 13th February 2025

Abstract: This study assesses the pollution levels and sources of As, Pb, Zn, and Mn in road dust within the most significant industrial zone (IN) in Da Nang and surrounding urban (SU) areas. By collecting and analyzing samples from the IN zone, SU areas, and background (BA) locations, the research revealed that the concentrations of these metals increase from BA areas through SU areas to peak in the IN zone, with the concentration order being As < Pb < Zn < Mn. Spatial distribution analysis of these metals demonstrated significant variations among areas, with the highest concentrations of As observed in the northwest of the IN zone and highest Pb and Zn concentrations in the southeast. Mn exhibited high concentrations within the IN zone and certain hotspots in nearby SU areas. The pollution levels of these metals were calculated using the geoaccumulation index (Igeo), enrichment factor (EF), and pollution load index (PLI). Zn and Pb showed moderate to "solid" pollution levels in the IN zone, whereas Mn and As indicated lower pollution levels. Zn, Pb, and As sources primarily originate from industrial activities such as zinc coating production, thermal insulation products, and cement manufacturing. Mn sources include industrial activities, vehicular emissions, and geological factors. The findings underscore the critical need for enhancing emission controls and efficiently managing waste systems to minimize pollution. This is essential to safeguard community health and maintain a healthy living environment for residents and industries in Da Nang and similar regions globally. Future research directions could focus on longitudinal studies to monitor trends in metal pollution and evaluate the effectiveness of long-term mitigation strategies.

Keywords: Metal, road dust, pollution, source, industrial zone, Da Nang.

* Corresponding author.
E-mail address: tranbaquoc@duytan.edu.vn

https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5179

Đánh giá mức độ ô nhiễm và nguồn góc của kim loại trong bụi đường ở khu công nghiệp lớn nhất thành phố Đà Nẵng và vùng phụ cận

Nguyễn Thị Hồng Tình[1], Trần Bá Quốc[1,2,*]

[1]*Khoa Môi trường và Khoa học Tự nhiên, Đại học Duy Tân, 3 Quang Trung, Hải Châu, Đà Nẵng, Việt Nam*

[2]*Viện Nghiên cứu và Phát triển, Đại học Duy Tân, 3 Quang Trung, Hải Châu, Đà Nẵng, Việt Nam*

Nhận ngày 30 tháng 6 năm 2024
Chỉnh sửa ngày 26 tháng 8 năm 2024; Chấp nhận đăng ngày 13 tháng 02 năm 2025

Tóm tắt: Nghiên cứu này tập trung vào đánh giá mức độ ô nhiễm và nguồn gốc của các kim loại (KL) As, Pb, Zn và Mn trong bụi đường tại khu công nghiệp (KCN) lớn nhất Đà Nẵng và các khu vực đô thị (KDT) phụ cận. Bằng việc thu thập và phân tích mẫu từ KCN, KDT phụ cận và khu vực NEN (NEN), nghiên cứu đã chỉ ra rằng nồng độ các KL này tăng từ khu vực NEN, qua KDT và cao nhất tại KCN, với thứ tự nồng độ là As < Pb < Zn < Mn. Phân tích phân bố không gian của các KL cho thấy sự khác biệt rõ rệt giữa các khu vực, với nồng độ cao nhất của As ở phía Tây Bắc KCN và của Pb và Zn ở phía Đông Nam. Mn có nồng độ cao trong KCN và một số điểm nóng ở KDT phụ cận. Mức độ ô nhiễm của các KL được đánh giá bằng các chỉ số tích lũy địa chất (Igeo), hệ số độ giàu (EF) và chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI). Zn và Pb có mức độ ô nhiễm từ "trung bình" đến "mạnh" tại KCN, trong khi Mn và As có mức độ ô nhiễm nhẹ hơn. Nguồn gốc của Zn, Pb và As có thể chủ yếu từ các hoạt động công nghiệp như sản xuất thép mạ kẽm, sản phẩm cách nhiệt và xi măng. Mn có thể có nguồn gốc từ các hoạt động công nghiệp, khí thải xe cộ và các yếu tố địa chất. Kết quả của nghiên cứu nhấn mạnh sự cần thiết của việc tăng cường kiểm soát phát thải và quản lý hiệu quả hệ thống chất thải để giảm thiểu ô nhiễm, nhằm bảo vệ sức khỏe cộng đồng và duy trì môi trường sống trong lành cho các khu vực dân cư và công nghiệp tại Đà Nẵng và các địa phương tương tự trên toàn cầu.

Từ khóa: KL, bụi đường, ô nhiễm, nguồn gốc, KCN, Đà Nẵng.

1. Mở đầu

Đường phố là nơi có khả năng tiếp nhận nhiều nguồn chất thải khác nhau, bao gồm từ giao thông, nông nghiệp, công nghiệp và các hoạt động sản xuất khác của con người [1, 2]. Do đó, bụi đường có khả năng cao chứa nhiều KL từ các nguồn thải đó. Các KL này, đặc biệt là kimloại nặng, có thể tích tụ trong môi trường và gây ra những tác động tiêu cực đến hệ sinh thái và sức khỏe con người [3, 4]. Theo một nghiên cứu, hàm lượng chì (Pb) trong bụi đường tại một số khu vực đô thị có thể vượt quá mức cho phép 5 lần [5]. Asen (As), Mangan (Mn) và kẽm (Zn) cũng thường được phát hiện với nồng độ cao trong các mẫu bụi đường, làm suy giảm chất lượng đất và nước và có thể xâm nhập vào chuỗi thức ăn [6, 7]. Những KL nặng này có thể gây ra những vấn đề nghiêm trọng về sức khỏe như

* Tác giả liên hệ.
Địa chỉ email: tranbaquoc@duytan.edu.vn

https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.5179

bệnh ung thư, rối loạn thần kinh và các bệnh tim mạch [7, 8].

Trong những năm gần đây, vấn đề tác động của KL từ bụi đường đến hệ sinh thái và sức khỏe cộng đồng đã thu hút sự quan tâm của nhiều nhà khoa học. Các nghiên cứu đã chỉ ra rằng mức độ ô nhiễm KL trong bụi đường có thể gây ra nhiều vấn đề nghiêm trọng. Chẳng hạn, một nghiên cứu ở Bắc Kinh, Trung Quốc cho thấy nồng độ KL nặng trong bụi đường vượt quá mức an toàn và có thể gây ra các vấn đề sức khỏe như rối loạn hô hấp và các bệnh lý về da [9]. Tương tự, một nghiên cứu khác ở Dhanbad, Ấn Độ cũng ghi nhận sự ô nhiễm KL nặng trong bụi đường có liên quan đến gia tăng các bệnh lý mãn tính ở cư dân sống gần các KCN [10].

Ở Việt Nam, đã có một số nghiên cứu thực hiện về chủ đề "KL trong bụi đường và tác động của chúng đến hệ sinh thái và sức khỏe con người" ở khu vực miền Bắc và miền Nam. Những nghiên cứu này đã tiến hành phân tích nồng độ KL trong bụi đường, đánh giá nguồn gốc và phân bố của chúng, cũng như tác động đến môi trường và sức khỏe con người. Chẳng hạn, nghiên cứu tại Hà Nội và TP. Hồ Chí Minh cho thấy nồng độ KL nặng trong bụi đường khá cao, đặc biệt là các KL như Pb, As, Zn và Mn [11-15]. Tuy nhiên, chưa có nghiên cứu nào được thực hiện ở miền Trung Việt Nam. Hơn nữa, chưa có nghiên cứu nào tập trung vào bụi đường trong KCN với khoảng cách giữa các mẫu bụi đường dưới 2 km, điều này làm hạn chế khả năng đánh giá chi tiết về sự phân bố và nguồn gốc của các KL này.

Đà Nẵng, một trung tâm kinh tế và xã hội quan trọng ở vùng Trung Bộ của Việt Nam, đóng vai trò then chốt trong ngành công nghiệp, thương mại, du lịch và dịch vụ. Với vị trí ven biển, cảng biển và điểm nối giao thông quan trọng, thành phố này đóng góp không nhỏ vào hoạt động thương mại nội địa và quốc tế [16]. Nổi bật trong lĩnh vực công nghiệp của thành phố là KCN lớn nhất, nằm ở phía Tây Bắc với diện tích 394 hecta và là nơi hoạt động của khoảng 185 nhà máy [17]. Nhiều nhà máy trong số này thuộc các ngành công nghiệp có khả năng phát thải KL nặng ra môi trường, bao gồm gia công cơ khí, sản xuất sắt thép, giao nhận vận tải, sản xuất pin, tấm pin năng lượng mặt trời, in ấn, sản xuất linh kiện thép mạ kẽm, gia công sản phẩm cách nhiệt, sản xuất hóa chất và chất tẩy rửa. Tuy nhiên, hiện nay các nghiên cứu về sự ô nhiễm bụi đường bởi KL nặng tại Đà Nẵng vẫn còn hạn chế.

Việc hiểu rõ mức độ ô nhiễm và phân bố nguồn phát thải của các KL trong bụi đường ở KCN lớn nhất thành phố và các vùng phụ cận là rất quan trọng. Điều này không chỉ giúp đánh giá các nguy cơ môi trường và sức khỏe tiềm ẩn đối với cộng đồng địa phương mà còn cung cấp thông tin quý giá về sự khác biệt về mức độ ô nhiễm và nguồn gốc KL nặng trong vùng Trung Bộ, góp phần vào việc hiểu rõ hơn các thách thức môi trường trên khắp Việt Nam.

Nghiên cứu này được thực hiện tại KCN lớn nhất thành phố Đà Nẵng và vùng phụ cận với hai mục tiêu chính: i) Đánh giá mức độ ô nhiễm của bốn KL trong bụi đường; và ii) Đánh giá sự phân bố và nguồn gốc của KL trong bụi đường giữa KCN và KDT. Qua đó, nghiên cứu sẽ cung cấp những thông tin khoa học quan trọng, hỗ trợ công tác quản lý môi trường và bảo vệ sức khỏe cộng đồng ở khu vực này.

2. Phương pháp

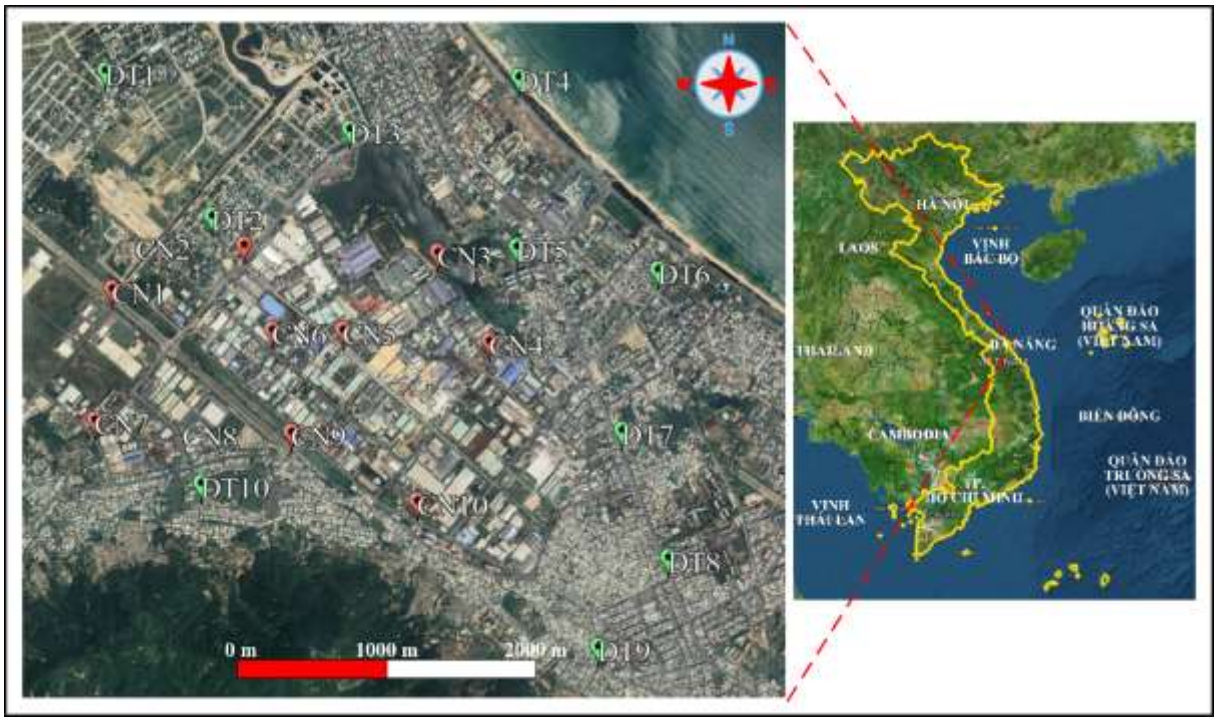
2.1. Thu thập mẫu bụi đường

Thành phố Đà Nẵng, nằm ở miền Trung Việt Nam, có diện tích 1.285 km² và dân số xấp xỉ 1,2 triệu người vào năm 2022 [17]. KCN lớn nhất của Đà Nẵng tọa lạc ở phía Tây Bắc thành phố, nơi tập trung nhiều ngành sản xuất như gia công cơ khí, sản xuất sắt thép, vận tải hàng hóa, sản xuất pin, tấm pin năng lượng mặt trời, in ấn, sản xuất linh kiện thép mạ kẽm, chế biến sản phẩm cách nhiệt, sản xuất hóa chất, chất tẩy rửa, nhựa, và túi nylon. Một số lượng lớn các nhà máy trong khu vực này sử dụng nhiên liệu hóa thạch trong quy trình sản xuất [18]. Giao thông bên trong KCN chủ yếu bao gồm xe máy, ô tô và xe tải, được công nhân sử dụng để vận chuyển hàng hóa. Khu vực xung quanh KCN là nơi cư dân sinh sống và kinh doanh, với các hoạt động diễn

ra dọc theo các tuyến đường. Bên ngoài KCN, các khu dân cư có sự đa dạng về phương tiện giao thông, bao gồm xe máy, ô tô, xe tải và xe buýt.

Nghiên cứu đã thực hiện thu thập 10 mẫu bụi đường trong KCN lớn nhất thành phố Đà Nẵng (CN1-CN10) và 10 mẫu trên các con đường thuộc khu vực đô thi nằm xung quanh KCN này (DT1-DT10) (Hình 1). Ngoài ra, nghiên cứu còn thu thập 2 mẫu bụi đường làm mẫu nền, mẫu một ở bán đảo Sơn Trà, phía Đông Bắc và cách KCN 15km và mẫu hai ở khu vực đồi núi, nằm ở phía Tây Bắc và cách KCN 8km.

Quá trình thu thập mẫu tuân theo một quy trình chuẩn hóa gồm bốn bước liên tiếp. Đầu tiên, xác định vị trí lấy mẫu thông qua khảo sát hiện trường và sử dụng Google Earth. Sau đó, sử dụng các dụng cụ bằng nhựa (chổi, xẻng, rây và túi) để gom bụi từ đường với trọng lượng trung bình 1,5 kg tại mỗi địa điểm lấy mẫu. Tiếp đó, thông tin liên quan đến các mẫu thu thập được ghi chép tỉ mỉ, bao gồm: tọa độ, địa chỉ, thời gian thu thập và điều kiện môi trường hiện tại. Cuối cùng, các mẫu được vận chuyển đến phòng thí nghiệm để phân tích. Tất cả các mẫu được thu thập vào tháng 1 năm 2024, trong khoảng thời gian lấy mẫu từ 8:30 sáng đến 4:30 chiều trong ngày thu thập. Thời tiết duy trì nắng liên tục trong suốt khoảng thời gian này, không có mưa được ghi nhận trong 72 giờ trước đó.



Hình 1. Sơ đồ khu vực nghiên cứu (DT: Đô thị, CN: Công nghiệp).

2.2. Phân tích mẫu

Quy trình xử lý và phân tích mẫu được thực hiện qua bốn bước chính. Đầu tiên, các mẫu bụi đường thu thập từ môi trường được làm khô tự nhiên ở nhiệt độ phòng, sau đó được đồng nhất và sàng qua sàng nylon 150 mesh. Tiếp theo, mỗi mẫu 0,5 g trải qua quá trình tiêu hóa ướt với hỗn hợp của HNO_3 và HCl theo tỷ lệ 1:2 trong 4 giờ bằng cách sử dụng gia nhiệt vi sóng với thiết bị Teflon để chiết xuất. Sau khi chiết xuất, mẫu được lọc qua bộ lọc 0,45 µm trước khi tiến hành phân tích bốn hợp chất mục tiêu bằng ICP-MS. Việc tiền xử lý các vật liệu cần phân tích không được xem là cần thiết vì chúng đã đáp ứng các tiêu chuẩn yêu cầu (Merck). Ngoài ra, một mẫu

dung dịch trắng được phân tích cùng với bộ mẫu để đảm bảo không có hoặc có rất ít KL nặng (HMs) dưới giới hạn phát hiện trong các mẫu phân tích. Thêm vào đó, một trong mỗi 20 mẫu sẽ được phân tích trùng lặp, cho thấy sự khác biệt dưới 10% đối với tất cả các hợp chất mục tiêu. Quá trình chiết xuất và phân tích bốn KL nặng được thực hiện bằng ICP-MS (7700x, Agilent, USA), tuân theo các tiêu chuẩn đã được thiết lập như phương pháp USEPA 3051A [19], phương pháp 200.8, Phiên bản 5.4 [20] và phương pháp EPA 6020B [21]. Cuối cùng, để kiểm soát và đánh giá độ chính xác của phân tích, nghiên cứu này áp dụng các biện pháp kiểm soát chất lượng, bao gồm sử dụng mẫu bụi đô thị được chứng nhận (SRM 1648a) làm vật liệu tham khảo [11, 22]. SRM 1648a là một mẫu vật liệu hạt rắn được thu thập từ các khu vực đô thị, chứa các nồng độ KL nặng đã được xác định trước (As: 115,5 µg/g, Pb: 0,655 %, Zn: 4800 µg/g, và Mn: 790 µg/g [23]. Mẫu chuẩn này đã được phân tích đồng thời với các mẫu thực tế, và tỷ lệ thu hồi của các KL nặng trong mẫu chuẩn dao động từ 90% đến 120%, đảm bảo độ chính xác cao của kết quả phân tích. Giới hạn phát hiện của phương pháp đã được thiết lập ở mức: 0,005 mg/L cho As, 2 mg/L cho Mn, 5 mg/L cho Zn, và 20 µg/L cho Pb. Những giới hạn này đảm bảo khả năng phát hiện chính xác ngay cả khi các KL có mặt ở nồng độ thấp trong các mẫu bụi. Những biện pháp QA/QC này đã được thực hiện xuyên suốt quá trình phân tích để đảm bảo rằng các kết quả về nồng độ As, Pb, Zn, và Mn trong các mẫu bụi đường là chính xác, đáng tin cậy, và phản ánh đúng thực trạng ô nhiễm trong khu vực nghiên cứu.

2.3. Đánh giá mức độ ô nhiễm

Nghiên cứu này sử dụng chỉ số tích lũy địa chất (Igeo) và hệ số làm giàu (EF) để đánh giá mức độ ô nhiễm của từng KL trong bụi đường. Hai chỉ số này đã được áp dụng rộng rãi bởi các nghiên cứu trước đây để đánh giá mức độ ô nhiễm của KL trong bụi đường [11, 24-26].

Bảng 1. Phân loại chỉ số tích lũy địa chất (Igeo), tiêu chuẩn cho hệ số làm giàu (EF) và tải lượng ô nhiễm (PLI) được sử dụng để đánh giá tình trạng ô nhiễm KL nặng trong bụi đường

Chỉ số	Phân loại	Mô tả	Trích dẫn
I_{geo}	$I_{geo} \leq 0$	Không ô nhiễm	[27]
	$0 < I_{geo} \leq 1$	Không ô nhiễm đến ô nhiễm vừa	
	$1 < I_{geo} \leq 2$	Ô nhiễm vừa	
	$2 < I_{geo} \leq 3$	Ô nhiễm vừa đến ô nhiễm mạnh	
	$3 < I_{geo} \leq 4$	Ô nhiễm mạnh	
	$4 < I_{geo} \leq 5$	Ô nhiễm mạnh đến cực kỳ ô nhiễm	
	$I_{geo} > 5$	Cực kỳ ô nhiễm	
EF	$EF < 1$	Không làm giàu	[28]
	$1 \leq EF < 3$	Làm giàu nhẹ	
	$3 \leq EF < 5$	Làm giàu vừa	
	$5 \leq EF < 10$	Làm giàu vừa - nghiêm trọng	
	$10 \leq EF < 25$	Làm giàu nghiêm trọng	
	$25 \leq EF < 50$	Làm giàu rất nghiêm trọng	
	$EF \geq 50$	Làm giàu cực kỳ nghiêm trọng	
PLI	$PLI \leq 1$	Không ô nhiễm	[29]
	$1 < PLI \leq 2$	Không đến ô nhiễm vừa	
	$2 < PLI \leq 3$	Ô nhiễm vừa	
	$3 < PLI \geq 4$	Ô nhiễm vừa đến ô nhiễm cao	
	$4 < PLI \leq 5$	Ô nhiễm cao	
	$PLI > 5$	Ô nhiễm rất cao	

Chỉ số Igeo cung cấp "chỉ báo định lượng" chính xác về mức độ ô nhiễm, giúp so sánh một cách đơn giản giữa mức độ ô nhiễm hiện tại và lịch sử (Kowalska, Mazurek, Gąsiorek, & Zaleski, 2018). Theo chỉ số I_{geo}, mức độ ô nhiễm của KL trong bụi đường được phân loại thành bảy cấp độ dựa trên các giá trị I_{geo}, như được trình bày trong Bảng 1. Chỉ số I_{geo} được tính toán bằng công thức (1).

$$I_{geo} = log_2(\frac{C_i}{1.5B_i}) \quad (1)$$

Trong đó: C_i và B_i lần lượt đại diện cho nồng độ KL *i* trong bụi đường và mẫu nền.

Chỉ số EF đo lường mức độ làm giàu của KL so với nồng độ nền trong bụi đường. EF cho thấy mức độ làm giàu của KL có thể do ảnh hưởng nhân tạo. Nhiều nghiên cứu đã áp dụng chỉ số này để đánh giá nồng độ KL trong bụi đường [30-32]. Chỉ số EF được đánh giá dựa trên phân loại được nêu trong Bảng 1 [Cited in 28]. Sắt (Fe) được chọn làm nguyên tố tham chiếu cho tính toán EF vì KL này tương đối dồi dào trong vỏ Trái Đất. Chỉ số EF được tính toán bằng Công thức (2).

$$\text{EF} = \frac{(\frac{C_i}{C_{Fe}})_{Mau}}{(\frac{C_i}{C_{Fe}})_{Nen}} \quad (2)$$

Trong đó: $(C_i/C_{Fe})_{Mau}$ và $(C_i/C_{Fe})_{Nen}$ lần lượt đại diện cho tỷ lệ nồng độ KL được đánh giá (C_i) so với nồng độ *Fe* (C_{Fe}) trong mẫu bụi đường và mẫu nền.

Để đánh giá tổng thể mức độ ô nhiễm gây ra bởi 4 KL, nghiên cứu này sử dụng "*Chỉ số tải lượng ô nhiễm" (PLI)*. PLI là một chỉ số đánh giá tích hợp cung cấp một biện pháp tổng quát về mức độ ô nhiễm gây ra bởi nhiều chất ô nhiễm [33]. Chỉ số này đã được áp dụng trong nhiều nghiên cứu trước đây [29, 34]. Chỉsố PLI được đánh giá dựa trên phân loại (6 mức độ) được nêu trong Bảng 1 [Cited in 29]. Chỉ số PLI được tính bằng công thức (3) và (4).

$$P_i = \frac{C_i}{C_b} \quad (3)$$

$$PLI = \sqrt[n]{P_1 \times P_2 \times P_3 \times ... P_n} \quad (4)$$

Trong đó: P_i là chỉ số ô nhiễm của KL i, C_i đại diện cho nồng độ của KL i và C_b là giá trị nền của KL i.

2.4. Phân tích nguồn của kim loại

Nghiên cứu này sử dụng kết hợp nhiều phương pháp để xác định nguồn gốc của các KL trong bụi đường. Đầu tiên, nghiên cứu áp dụng "hệ số biến thiên" (CV) để phân loại các KL theo nguồn gốc tự nhiên hay nhân tạo. Các nghiên cứu trước đây đã sử dụng chỉ số CV để xác định nguồn gốc của KL trong bụi đường với các giả thuyết như sau: CV ≤ 15% chỉ ra sự biến đổi thấp, thường liên quan đến các nguồn gốc tự nhiên; CV > 35% cho thấy sự biến đổi cao, thường liên quan đến các nguồn gốc không đồng nhất bị ảnh hưởng bởi các hoạt động của con người tại địa phương; và CV dao động từ 15-35% cho thấy sự hỗn hợp giữa nguồn gốc tự nhiên và hoạt động của con người [35-38]. Tiếp theo, nghiên cứu sử dụng phân tích "tương quan Spearman" và phân tích "cụm phân cấp" để xác định những KL có khả năng cùng nguồn gốc. Giả thuyết đưa ra là, những cặp KL có mối tương quan càng cao thì khả năng có cùng nguồn phát thải càng lớn những KL thuộc cùng một cụm/phân nhóm và có khoảng cách thấp thì khả năng có cùng nguồn phát thải càng cao [4, 39].

Tổng hợp kết quả từ "hệ số biến thiên (CV)", "tương quan Spearman" và "cụm phân cấp" sẽ được đối chiếu với kết quả phân tích độ phân tán của KL và kết quả điều tra thực địa để đưa ra những nhận định chính xác về nguồn gốc của các KL trong bụi đường.

2.5. Phân tích và trình bày dữ liệu

Phân tích dữ liệu của chúng tôi được thực hiện với độ chính xác tỉ mỉ. Dữ liệu thống kê, bao gồm các giá trị trung bình, độ lệch chuẩn, giá trị tối thiểu và tối đa, độ nhọn và độ lệch, đã được tính toán bằng phần mềm SPSS_V21 mạnh mẽ trên Windows. Nghiên cứu sử dụng Excel 2018 đáng tin cậy để tính toán các chỉ số ô nhiễm như Igeo, EF, PLI, PER, HI và TCR. Các biểu đồ

hiển thị các chỉ số này được thiết kế bằng phần mềm Origin 2018 chính xác. Cần lưu ý rằng những giá trị ngoại lệ vượt quá 3 độ lệch chuẩn từ giá trị trung bình đã được loại bỏ khỏi các biểu đồ hộp hoặc phân bố không gian mô tả nồng độ KL nặng (HM).

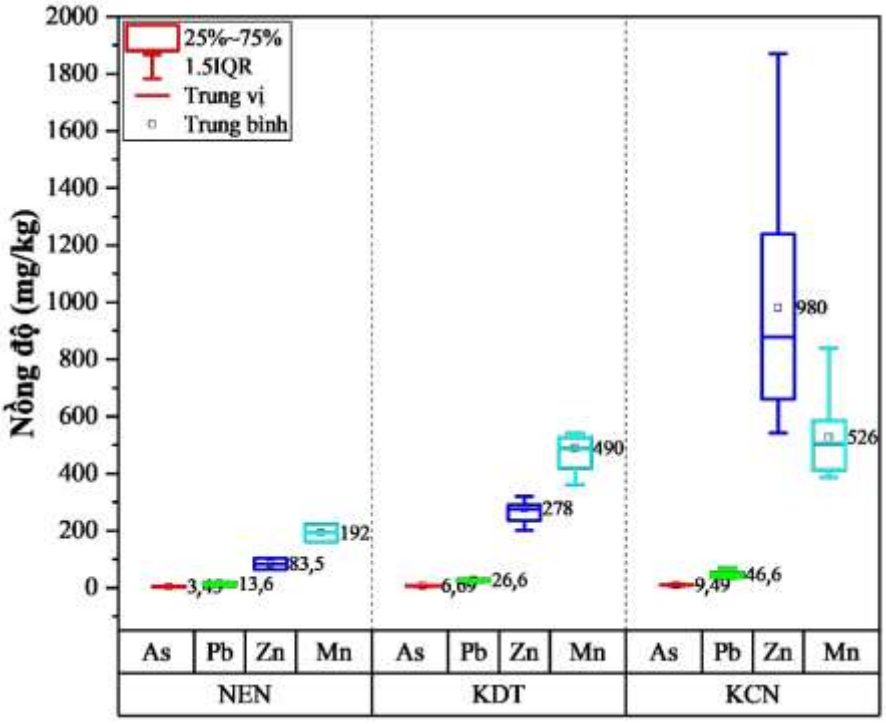
Chúng tôi đã sử dụng các kỹ thuật tiên tiến để lập bản đồ phân bố không gian của nồng độ các nguyên tố. QGIS 3.24 được sử dụng cho mục đích này và các bản đồ biến thiên không gian được tạo ra bằng phương pháp nội suy Kriging tinh vi. Trước khi lập bản đồ, chúng tôi đã đánh giá sự biến đổi không gian trong nồng độ bằng các phương pháp địa thống kê. Các Semivariogram thực nghiệm đã được phát triển để tiết lộ sự phụ thuộc không gian và một mô hình thích hợp được lắp đặt bằng phương pháp bình phương tối thiểu có trọng số và các tham số khoảng cách.

Ngoài ra, nghiên cứu còn sử dụng phần mềm R (phiên bản 4.4.0) để phân tích tương quan Spearman, phân tích cụm sử dụng phương pháp phân cấp và phân tích thành phần chính (PCA).

3. Kết quả và thảo luận

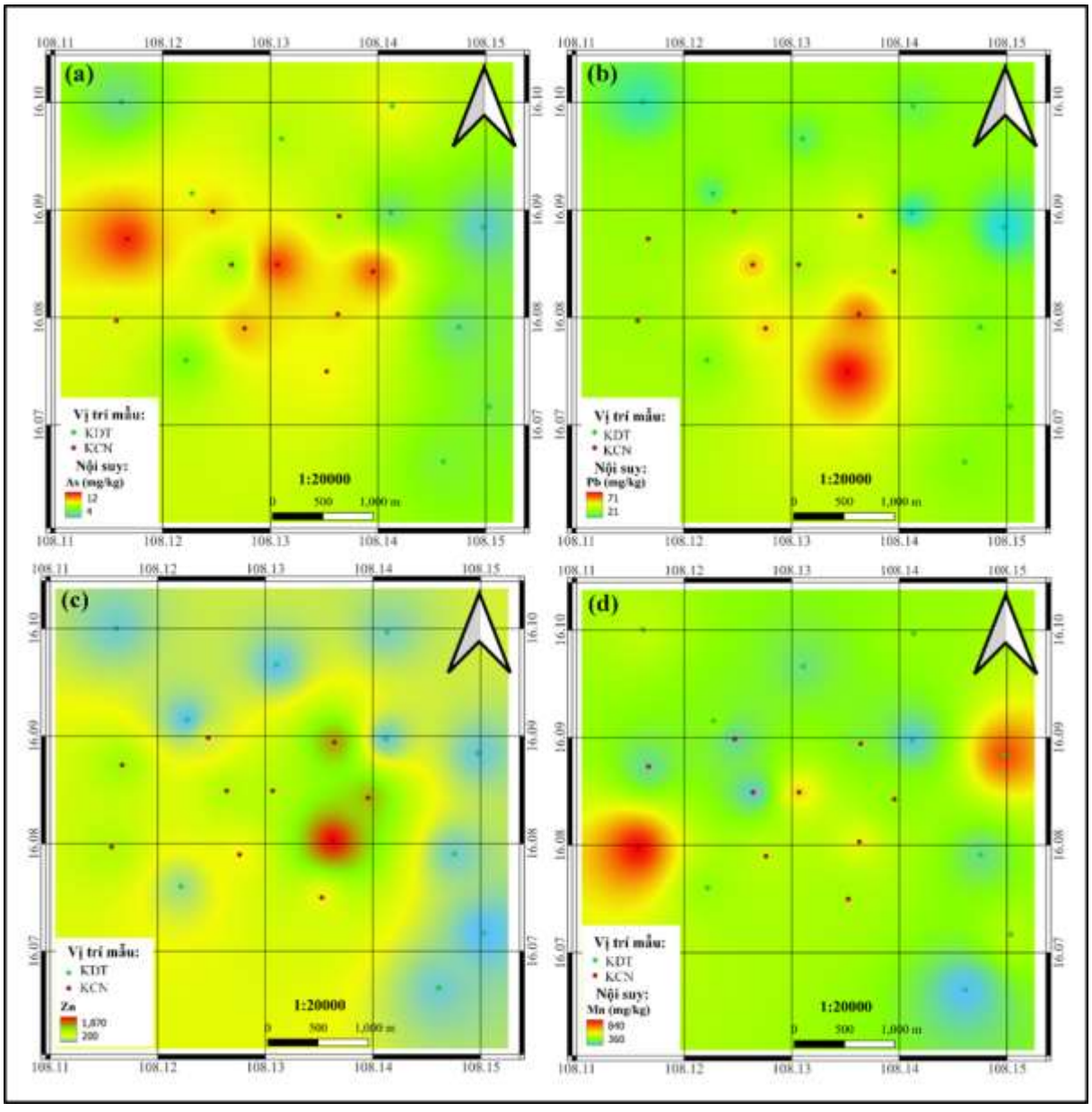
3.1. Đặc điểm của kim loại trong bụi đường ở khu vực nghiên cứu

Kết quả phân tích nồng độ của 22 mẫu bụi đường (10 mẫu ở KCN, 10 mẫu ở KDT và 2 mẫu NEN) trong nghiên cứu này được thể hiện ở Hình 2. Nồng độ của tất cả các KL đều có xu hướng tăng dần từ khu vực NEN đến KDT và cao nhất ở KCN. Cụ thể, nồng độ trung bình của từng KL ở từng khu vực (NEN, KDT, KCN) lần lượt là: As (3,45, 6,69, 9,49 mg/kg), Pb (13,6, 26,6, 46,6 mg/kg), Zn (83,5, 278, 980 mg/kg) và Mn (192, 490, 526 mg/kg). Kết quả này cho thấy nồng độ trung bình của KL ở KDT cao hơn so với NEN từ 1,94 lần (As) đến 3,33 lần (Zn), và KCN cao hơn KDT từ 1,08 lần (Mn) đến 3,53 lần (Zn). Kết quả từ Hình 2 còn cho thấy một xu hướng rõ ràng khác: ở từng khu vực, thứ tự nồng độ các KL là As < Pb < Zn < Mn, ngoại trừ ở KCN, nơi cho kết quả nồng độ Zn > Mn.



Hình 2. Nồng độ 4 KL (As, Pb, Zn và Mn) ở khu vực NEN, KDT và KCN.

Hình 3 trình bày phân bố không gian của bốn KL As (Hình 3a), Pb (Hình 3b), Zn (Hình 3c) và Mn (Hình 3d) ở KCN và KDT, dựa trên kết quả nội suy nồng độ của các KL này. Kết quả cho thấy một xu hướng chung là nồng độ của các KL ở KCN cao hơn so với KDT. Tuy nhiên, cũng có một số khác biệt trong phân bố nồng độ của các KL. Nồng độ As tập trung cao ở khu vực phía Tây Bắc của KCN, trong khi nồng độ Pb cao hơn ở phía Đông Nam của KCN. Tương tự như Pb, nồng độ Zn cũng cao hơn ở phía Đông của KCN. Đối với Mn, ngoài việc có nồng độ cao trong KCN, còn xuất hiện một điểm nóng ở KDT.



Hình 3. Phân bố không gian của 4 KL (As-(a), Pb-(b), Zn-(c), Mn-(d)) trong bụi đường thu được tại khu vực nghiên cứu.

Kết quả phân tích nồng độ và phân bố không gian của 4 KL (As, Pb, Zn, và Mn) với xu hướng giảm dần nồng độ từ KCN đến KDT phụ cận, nhấn mạnh sự đóng góp đáng kể của các hoạt động công nghiệp vào ô nhiễm KL trong bụi đường. Phát hiện này phù hợp với nghiên cứu ở miền nam Việt Nam [11, 12], cũng như nhiều nghiên cứu trên thế giới [3, 35, 40-42]. Bên cạnh đó, thứ tự sắp xếp nồng độ của các KL trong nghiên cứu này (As<Pb<Zn<Mn) cũng cho thấy sự tương đồng với rất nhiều nghiên cứu khác trên thế giới [3]. Kết quả tường đồng này có thể được xem là một chỉ số quan trọng nhằm tăng cường độ tin cậy cho kết quả của nghiên cứu này.

Sự phân bố không gian của các KL khác nhau có sự khác nhau có thể được giải thích do nguồn thải của các KL đó khác nhau, đặc biệt là vị trí phân bố các nhà máytrong KCN. Hoạt động của các nhà máy tiêu thụ nhiên liệu hóa thạch ở KCN có thể là nguồn thải gây ra sự phân bố nồng độ As trong KCN cao hơn so với KDT. Kết quả này phù hợp với nghiên cứu ở Trung Quốc [43], hay Ấn Độ [44]. Các nghiên cứu này đã chỉ ra rằng As có thể được giải phóng dưới dạng khí trong quá trình đốt cháy than và có thể lắng đọng xuống đất hoặc nước qua bụi và khí thải.

Sự phân bố đáng kể nồng độ của Pb và Zn ở khu vực phía Đông và Đông Bắc của KCN có thể do mật độ các nhà máy tại khu vực này cao hơn so với các khu vực khác. Đặc biệt, sự hiện diện của nhiều nhà máy thép mạ kẽm, sản xuất sản phẩm cách nhiệt và cơ sở sản xuất sản phẩm thép mạ kẽm, cùng với các nhà máy sản xuất xi măng, đóng vai trò quan trọng trong việc phát thải Pb và Zn ra môi trường. Trên thế giới, đã có nhiều nghiên cứu chỉ ra rằng hoạt động của các nhà máy sản xuất hoặc cán tôn thép thải ra môi trường một lượng đáng kể Pb và Zn [45]. Ngoài ra, các nhà máy xi măng cũng góp phần ô nhiễm Zn và Pb trong môi trường đất ở nhiều quốc gia như Nigeria [46], Morocco [47], Morocco [47] và Ả Rập Saudi [48]. Những nghiên cứu này nhấn mạnh rằng hoạt động công nghiệp, đặc biệt là sản xuất thép mạ kẽm và xi măng, là nguồn phát thải chính của Pb và Zn, dẫn đến ô nhiễm môi trường nghiêm trọng.

Phân bố không gian của Mn trong KCN không có sự khác biệt đáng kể so với KDT, với một số khu vực bên ngoài KCN có nồng độ Mn tương đối cao. Điều này cho thấy nồng độ Mn trong bụi đường không chỉ có nguồn gốc từ KCN mà còn từ các nguồn khác như sự đóng góp từ các nguồn địa chất tự nhiên và khí thải xe cộ. Các nguồn địa chất tự nhiên có thể giải phóng Mn vào môi trường thông qua hoạt động phong hóa và xói mòn, trong khi khí thải từ phương tiện giao thông, đặc biệt là các động cơ sử dụng xăng và dầu diesel, cũng đóng góp một phần đáng kể vào ô nhiễm Mn. Nghiên cứu của Jiang, Ren, Hursthouse and Zhou [49] đã chỉ ra kết luận tương tự, nhấn mạnh rằng sự phân bố của Mn trong môi trường chịu ảnh hưởng từ nhiều nguồn khác nhau, không chỉ từ các hoạt động công nghiệp.

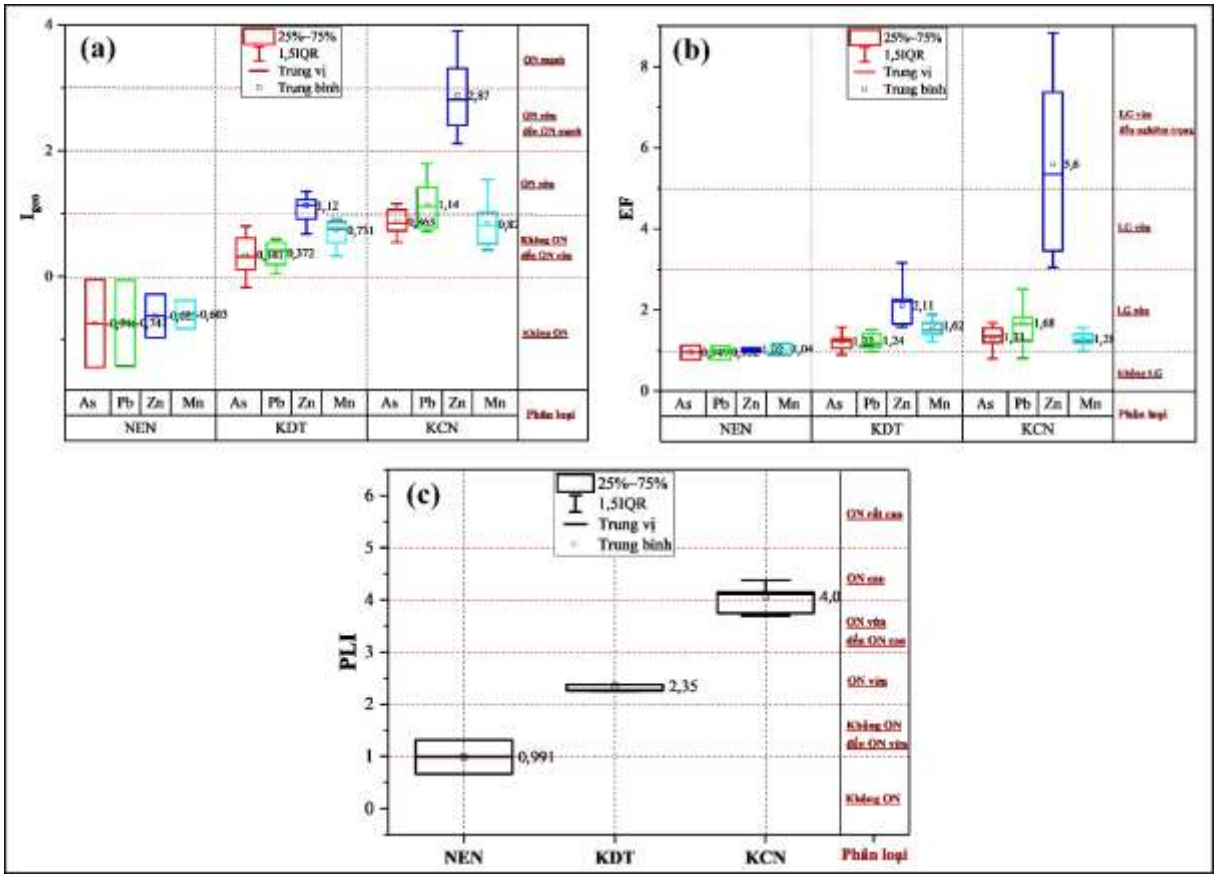
3.2. Mức độ ô nhiễm của bụi đường

Hình 4 trình bày kết quả phân tích mức độ ô nhiễm của từng KL (theo chỉ số I_{geo} - Hình 4a, và EF - Hình 4b), và mức độ ô nhiễm tổng thể các KL (theo chỉ số PLI - Hình 4c) ở khu vực nghiên cứu. Kết quả cho thấy giá trị của cả ba chỉ số (Igeo, EF, và PLI) đều có xu hướng tương tự như xu hướng của nồng độ các KL, cao dần từ khu vực NEN, đến KDT và cao nhất ở KCN.

Theo chỉ số I_{geo} (Hình 4a), ở khu vực NEN, cả bốn KL đều ở mức "Không ô nhiễm", với giá trị Igeo trung bình của các KL ở khu vực này là: As (-0,746), Pb (-0,741), Zn (-0,625), và Mn (-0,603). Ở KDT, ngoại trừ Zn (1,12) ở mức "Ô nhiễm vừa", các KL còn lại đều ở mức "Không ô nhiễm đến ô nhiễm vừa", với giá trị Igeo trung bình là: As (0,314), Pb (0,372) và Mn (0,731). Ở KCN, Zn gây chú ý với giá trị I_{geo} trung bình của KL này, 2,87, nằm ở mức "Ô nhiễm vừa đến ô nhiễm mạnh", thậm chí một số điểm cho thấy chỉ số Igeo của Zn ở mức "Ô nhiễm mạnh". Trong khi đó, giá trị I_{geo} của Pb trong KCN chuyển lên mức "Ô nhiễm vừa" thay vì mức "Không ô nhiễm đến ô nhiễm vừa" như ở KDT.

Đối với chỉ số EF (Hình 4b), Zn tiếp tục thu hút sự chú ý khi giá trị EF trung bình của KL này, 5,6 ở mức "Làm giàu vừa đến nghiêm trọng" ở KCN, trong khi các KL khác chỉ ở mức "Làm giàu nhẹ". Ở KDT, cả bốn KL đều ở mức "Làm

giàu nhẹ", trong đó giá trị EF trung bình của Zn (2.11) là cao nhất. Còn ở khu vực NEN, giá trị EF trung bình của cả bốn KL ở mức "Không làm giàu".



Hình 4. Chỉ số ô nhiễm của các KL tại khu vực nghiên cứu: (a) Chỉ số tích lũy địa chất (Igeo), (b) Hệ số độ giàu (EF), (c) Chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI).

Kết quả đánh giá mức độ ô nhiễm tổng hợp từ bốn KL theo chỉ số PLI cho thấy KCN có mức ô nhiễm cao nhất, dao động trong mức "Ô nhiễm vừa đến ô nhiễm cao" và "Ô nhiễm cao", với giá trị PLI trung bình 4,0. Ở KDT, mức độ ô nhiễm tổng hợp là "Ô nhiễm vừa" với giá trị PLI trung bình 2,35. Trong khi đó, chỉ số PLI ở khu vực NEN không cho thấy sự ô nhiễm.

Tóm lại, khu vực NEN của nghiên cứu này không cho thấy sự ô nhiễm của từng loại KL cũng như ô nhiễm tổng hợp của các KL. Trong khi đó, KCN cho thấy mức độ ô nhiễm cao, với sự chú ý tập trung vào Zn và Pb. KDT cho thấy mức độ ô nhiễm vừa phải.

Ở khu vực nghiên cứu, giá trị I_{geo} và EF trong KCN được quan sát cao hơn so với KDT được quan sát cao hơn so với các khu dân cư (KDT), tương tự với kết quả của các nghiên cứu trước đây được thực hiện ở miền Nam Việt Nam [12, 50]. Các kết quả tương tự đã được báo cáo trong các nghiên cứu được thực hiện ở các khu vực công nghiệp trên toàn thế giới, cho thấy mức độ ô nhiễm cao gần các nguồn phát thải là các KCN và giảm dần theo khoảng cách [35, 40-42]. Các giá trị I_{geo} và EF tăng cao trong các khu vực KCN có thể là do các hoạt động công nghiệp phát thải các KL này trong khu vực này, sau đó phân tán ra các khu vực xung quanh.

Nghiên cứu đã xác định được nồng độ Zn, đặc biệt cao tại các địa điểm gần các nhà máy mạ kẽm, sản xuất sản phẩm cách nhiệt và các cơ sở sản xuất sản phẩm thép mạ kẽm, cho thấy các nguồn phát thải Zn tiềm năng vào môi trường. Các ngành công nghiệp này thường sử dụng hoặc sản xuất các vật liệu chứa hàm lượng Zn cao, có thể được phát thải vào môi trường trong quá trình sản xuất hoặc xử lý [51-53].

Nghiên cứu đã phát hiện nồng độ Zn đặc biệt cao tại một số địa điểm gần các cơ sở mạ kẽm, sản xuất sản phẩm cách nhiệt và thép mạ kẽm. Các ngành công nghiệp này thường sử dụng hoặc sản xuất các vật liệu có hàm lượng Zn cao, có thể thải ra môi trường trong quá trình sản xuất hoặc xử lý disposal [51-53]. Do đó, để giảm thiểu ô nhiễm Zn, cần tăng cường các biện pháp kiểm soát phát thải và xây dựng hệ thống quản lý chất thải hiệu quả tại các nhà máy.

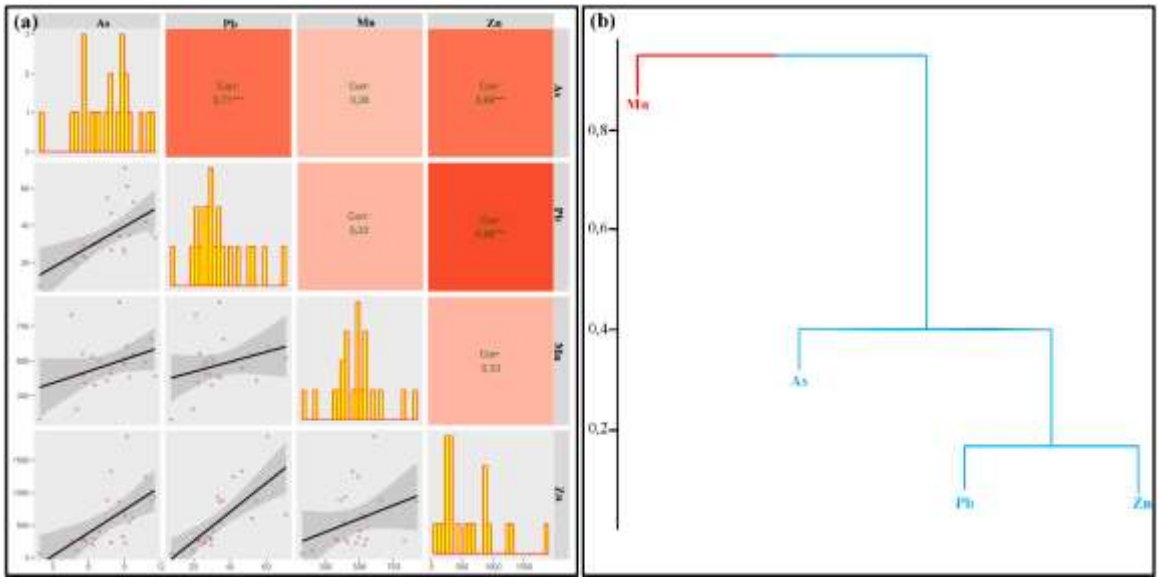
3.3. Phân tích nguồn

Bảng 2 cung cấp tóm tắt kết quả thống kê của bốn nguyên tố được thu thập từ 20 mẫu trong khu vực nghiên cứu. Các chỉ số được phân tích bao gồm "Hệ số biến thiên (CV)", và giá trị P của kiểm định Shapiro-Wilk. Kết quả cho thấy, giá trị CV dao động từ 31,1% đến 79,8%, với Mn và As có tỷ lệ thấp nhất (lần lượt là 31,1% và 31,3%), tiếp theo là Pb với 42,9%, và cao nhất là Zn với 79,8%. Ngoài ra, kiểm định tính chuẩn cho thấy phân bố dữ liệu của As, Pb, và Mn theo phân bố chuẩn (P >= 0,05), trong khi Zn có phân bố không chuẩn (P < 0,05).

Bảng 2. Kết quả phân tích "Hệ số biến thiên (CV)" và giá trị P của kiểm định Shapiro-Wilk của các KL trong bụi đường khu vực nghiên cứu

Element	As	Pb	Mn	Zn
CV (%)	31,1	42,9	31,3	79,8
Shapiro-Wilk (P-Value)	0,210	0,052	0,174	0,011

Hình 5 trình bày kết quả phân tích tương quan Spearman (Hình 5a) và phân tích phân cụm giữa các KL trong mẫu bụi đường tại khu vực nghiên cứu. Kết quả phân tích tương quan Spearman cho thấy As, Pb và Zn có mối tương quan mạnh và có ý nghĩa thống kê (r>0,7, P<=0,05). Cụ thể, Pb và Zn có mối tương quan mạnh nhất (r = 0,86), tiếp theo là As và Pb (r = 0,71), và Zn và As (r = 0,70). Ngược lại, Mn có mối tương quan yếu và không có ý nghĩa thống kê với các KL khác (r<=0,33, P > 0,05).



Hình 5. Hệ số tương quan (a) và phân cụm giữa các KL trong mẫu bụi đường tại khu vực nghiên cứu (b). Corr: Correlation, ***: P-value <= 0,05.

Sơ đồ phân cấp nhóm theo cụm của bốn KL (As, Pb, Zn, và Mn) được chia thành hai cụm chính (Cụm 1 và Cụm 2) (Hình 5b). Cụm 1 chỉ bao gồm Mn, trong khi Cụm 2 bao gồm As, Pb, và Zn. Trong Cụm 2, sự kết hợp ban đầu xảy ra giữa Pb và Zn ở khoảng cách 0,185, hình thành nhóm đầu tiên. Sau đó, nhóm Pb-Zn kết hợp với As ở khoảng cách 0,400, tạo thành nhóm thứ hai.

Với giá trị CV dao động từ 15-35%, cho thấy hai KL As và Mn có sự hỗn hợp giữa nguồn gốc tự nhiên và hoạt động của con người. Trong lúc đó Pb và Zn cho thấy sự biến đổi cao khi có chỉ số CV lần lượt là 42,9% và 79,8%, kết quả này cho thấy nồng độ của hai KL này trong bụi đường có nguồn góc chủ yếu từ các hoạt động của con người, đặc biệt là Zn.

Kết quả phân tích "tương quan Spearman" và "cụm phân cấp" cho thấy Zn, Pb và As vừa có mối tương quan mạnh, vừa được phân thành một cụm, đặc biệt Zn bà Pb có mối tương quan cao nhất và được phân thành một nhóm với khoảng cách nhỏ. Do đó, khả năng cao là Zn, Pb và As trong bụi đường có cùng nguồn, đặc biệt là Zn và Pb. Mn do có mối tương quan với các KL khác thấp và KL này được phân thành một cụm riêng biệt, nên KL này có thể có những nguồn khác so với Zn, Pb và As.

Đối chiếu với kết quả phân bố không gian (Phần 4.1), nồng độ của các KL Zn, Pb và As cao trong các KCN sau đó giảm dần ra KDT, cho thấy rằng nồng độ các KL này có nguồn gốc chính từ phát thải của các hoạt động trong KCN, đặc biệt là Zn và Pb, sau đó phát tán ra các khu vực xung quanh. Các hoạt động phát tán các KL này có thể đến từ các nhà máy thép mạ kẽm, sản xuất sản phẩm cách nhiệt và cơ sở sản xuất sản phẩm thép mạ kẽm, cùng với các nhà máy sản xuất xi măng (như thảo luận trong Phần 4.1).

Kết hợp kết quả phân tích phân bố không gian của Mn (không có sự khác biệt đáng kể giữa KCN và KDT), cùng với kết quả phân tích các chỉ số (CV = 31,3%, Mn có mối tương quan thấp và nằm ở một cụm riêng biệt so với các KL khác), cho thấy Mn có thể không chỉ phát sinh từ KCN mà còn từ các nguồn khác như các yếu tố địa chất tự nhiên và khí thải xe cộ. Quá trình phong hóa và xói mòn địa chất tự nhiên có thể giải phóng Mn vào môi trường, trong khi khí thải từ phương tiện giao thông, đặc biệt là từ động cơ sử dụng xăng và dầu diesel, cũng góp phần đáng kể vào ô nhiễm Mn. Jiang, Ren, Hursthouse and Zhou [49] cũng đã đưa ra kết luận tương tự, nhấn mạnh rằng sự phân bố của Mn trong môi trường chịu ảnh hưởng từ nhiều nguồn khác nhau, không chỉ từ các hoạt động công nghiệp.

Kết luận, các KL trong bụi đường tại khu vực nghiên cứu có nguồn gốc đa dạng. Zn, Pb và As có nguồn gốc chính từ các hoạt động công nghiệp trong KCN; trong khi Mn có nguồn góc đa dạng (phát thải từ khu cong nghiệp, khí thải xe cộ và từ yếu tố địa chất tự nhiên).

Giới hạn của nghiên cứu

Nghiên cứu này còn một số hạn chế cần được lưu ý. Trước hết, chúng tôi chưa thực hiện được việc đánh giá tác động của KL nặng trong bụi đường đối với hệ sinh thái và sức khỏe cộng đồng. Đây là một khía cạnh quan trọng, đòi hỏi sự xem xét kỹ lưỡng trong các nghiên cứu tiếp theo để có thể cung cấp một cái nhìn toàn diện hơn về nguy cơ tiềm ẩn từ ô nhiễm KL nặng. Thứ hai, số lượng mẫu phân tích trong nghiên cứu này vẫn còn hạn chế và chưa đủ để bao phủ toàn bộ thành phố Đà Nẵng. Do đó, trong tương lai, việc mở rộng quy mô nghiên cứu với số lượng mẫu lớn hơn và phạm vi bao phủ rộng hơn là cần thiết để tăng cường tính đại diện và độ tin cậy của kết quả, đồng thời tạo điều kiện cho việc đánh giá chính xác hơn về mức độ ô nhiễm và các nguy cơ liên quan.

4. Kết luận

Nghiên cứu về nồng độ và phân bố không gian của các KL As, Pb, Zn và Mn trong bụi đường tại khi công nghiệp lớn nhất thành phố Đà Nẵng và vùng phụ đã cho thấy nồng độ các KL này tăng dần từ khu vực NEN (NEN) đến KDT và cao nhất tại KCN.

Mức độ ô nhiễm được xác định rõ ràng qua các chỉ số tích lũy địa chất (I_{geo}), hệ số độ giàu (EF) và chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI). Khu vực

NEN không phát hiện ô nhiễm KL, KDT có mức độ ô nhiễm vừa phải, đặc biệt là Zn ở mức "ô nhiễm vừa". Trong khi đó, KCN có mức độ ô nhiễm cao nhất, với Zn và Pb đáng chú ý ở mức "ô nhiễm vừa đến ô nhiễm mạnh". Các KL khác cũng thể hiện mức độ ô nhiễm nhưng ở mức "làm giàu nhẹ".

Nguồn gốc của các KL được xác định chủ yếu xuất phát từ các hoạt động công nghiệp. Zn, Pb và As có thể có nguồn gốc chính từ các nhà máy thép mạ kẽm, sản xuất sản phẩm cách nhiệt và xi măng. Ngược lại, Mn có nguồn gốc đa dạng hơn, kết hợp từ cả hoạt động công nghiệp, khí thải xe cộ và các yếu tố địa chất tự nhiên.

Phân bố không gian của các KL này cũng phản ánh rõ ràng sự khác biệt trong nguồn thải và vị trí các nhà máy. Nồng độ As tập trung cao ở phía Tây Bắc của KCN, trong khi Pb và Zn tập trung cao hơn ở phía Đông Nam của KCN. Mn có nồng độ cao trong KCN và cũng có điểm nóng ở KDT, cho thấy sự ảnh hưởng của nhiều yếu tố khác nhau.

Để giảm thiểu ô nhiễm, cần tăng cường các biện pháp kiểm soát phát thải và xây dựng hệ thống quản lý chất thải hiệu quả tại các nhà máy, đặc biệt là đối với Zn và Pb. Nghiên cứu này cũng nhấn mạnh rằng cần có sự chú ý đặc biệt đến các nguồn phát thải công nghiệp, đồng thời quản lý các yếu tố tự nhiên và khí thải xe cộ góp phần vào ô nhiễm Mn.

Kết quả nghiên cứu này phù hợp với các nghiên cứu trước đây tại miền nam Việt Nam và nhiều nơi trên thế giới, cho thấy tính nhất quán và đáng tin cậy của các phát hiện. Tóm lại, nghiên cứu này khẳng định rằng các hoạt động công nghiệp đóng góp đáng kể vào ô nhiễm KL trong bụi đường, đặc biệt là Zn và Pb, trong khi Mn có nguồn gốc từ cả hoạt động công nghiệp và các yếu tố tự nhiên khác.

Tài liệu tham khảo

[1] A. Müller, H. Österlund, J. Marsalek, and M. Viklander, The Pollution Conveyed by Urban Runoff: A Review of Sources, Science of the Total Environment, Vol. 709, 2020, pp. 136125, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136125.

[2] R. Anaman et al., Identifying Sources and Transport Routes of Heavy Metals in Soil With Different Land Uses around a Smelting Site by Gis Based PCA and PMF, Science of the Total Environment, Vol. 823, 2022, pp. 153759, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153759.

[3] S. Roy et al., A Global Perspective of the Current State of Heavy Metal Contamination in Road Dust, Environmental Science and Pollution Research, Vol. 29, No. 22, 2022, pp. 33230-33251, https://doi.org/10.1007/s11356-022-18583-7.

[4] S. Roy et al., Ecological and Human Health Risk Assessment of Heavy Metal Contamination in Road Dust in The National Capital Territory (NCT) of Delhi, India, Environmental Science and Pollution Research, Vol. 26, No. 29, 2019, pp. 30413-30425, https://doi.org/10.1007/s11356-019-06216-5.

[5] A. Qadeer et al., Concentrations, Pollution Indices and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Road Dust from Two Urbanized Cities of Pakistan: Comparing Two Sampling Methods for Heavy Metals Concentration, Sustainable Cities and Society, Vol. 53, 2020, pp. 101959, https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101959.

[6] J. Mohmand et al., Human Exposure to Toxic Metals via Contaminated Dust: Bio-Accumulation Trends and Their Potential Risk Estimation, Chemosphere, Vol. 132, 2015, pp. 142-151, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.004.

[7] N. Verma, M. Rachamalla, P. S. Kumar, K. Dua, Chapter 6 - Assessment and Impact of Metal Toxicity on Wildlife and Human Health, Elsevier, 2023, pp. 93-110.

[8] K. Rehman, F. Fatima, I. Waheed, M. S. H. Akash, Prevalence of Exposure of Heavy Metals and Their Impact on Health Consequences, Journal of cellular biochemistry, Vol. 119, No. 1, 2018, pp. 157-184, https://doi.org/10.1002/jcb.26234.

[9] C. Men et al., Spatial-Temporal Characteristics, Source-Specific Variation and Uncertainty Analysis of Health Risks Associated With Heavy Metals in Road Dust in Beijing, China, Environmental Pollution, Vol. 278, 2021, pp. 116866, https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116866.

[10] D. K. Patel, M. K. Jain, Contamination and Health Risk Assessment of Potentially Harmful Elements Associated With Roadside Dust in Dhanbad India, Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, Vol. 36, No. 2, 2022, pp. 389-407, https://doi.org/10.1007/s00477-021-02061-6.

[11] N. D. Dat et al., Pollution Characteristics, Associated Risks, and Possible Sources of Heavy Metals in Road Dust Collected from Different Areas of A Metropolis in Vietnam, Environmental Geochemistry and Health, Vol. 45, No. 11, 2023, pp. 7889-7907, https://doi.org/10.1007/s10653-023-01696-4.

[12] N. D. Dat et al., Contamination, Source Attribution, and Potential Health Risks of Heavy Metals in Street Dust of a Metropolitan Area in Southern Vietnam, Environmental Science and Pollution Research, Vol. 28, No. 36, 2021, pp. 50405-50419, https://doi.org/10.1007/s11356-021-14246-1.

[13] T. T. T. Nguyen et al., Comprehensive Insight into Heavy Metal(Loid)S in Road Dust from Industrial and Urban Areas in Northern Vietnam: Concentrations, Fractionation Characteristics, and Risk Assessment, International Journal of Environmental Analytical Chemistry, 2022, pp. 1-20, https://doi.org/10.1080/03067319.2022.2098478.

[14] V. T. Nguyen et al., Characteristics and Risk Assessment of 16 Metals in Street Dust Collected from a Highway in a Densely Populated Metropolitan Area of Vietnam, Atmosphere, Vol. 12, No. 12, 2021, https://doi.org/10.3390/atmos12121548.

[15] T. H. Phi et al., Spatial Distribution of Elemental Concentrations in Street Dust of Hanoi, Vietnam, Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, Vol. 98, No. 2, 2017, pp. 277-282, https://doi.org/10.1007/s00128-016-2001-6.

[16] H. Giang, Da Nang Towards a Major Economic And Social Hub in Southeast Asia, Asean Vietnam Information Portal, https://aseanvietnam.vn/en/post/da-nang-towards-a-major-economic-and-social-hub-in-southeast-asia (accessed on: March 4th, 2024).

[17] G. S. Office, Vietnam Statistical Yearbook 2021, 2022.

[18] [VRN, Assessing the Impact of Chemical Emissions from the Consumption of Fossil Fuels in the Hoa Khanh Industrial Park on the Atmospheric and Surface Water Environment of the Northeast Region of Da Nang City, Ha Noi, 2020.

[19] USEPA, SW-846 Test Method 3051A: Microwave Assisted Acid Digestion of Sediments, Sludges, Soils, and Oils, United States Environmental Protection Agency, 2007.

[20] USEPA, EPA/540/R-95/128: Soil Screening Guidance: Technical Background Document, Office of Solid Waste and Emergency Response, 1996.

[21] USEPA, Method 6020B (SW-846): Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, United States Environmental Protection Agency, 2014.

[22] K. Kyllönen et al., Trends and Source Apportionment of Atmospheric Heavy Metals at a Subarctic Site During 1996 - 2018, Atmospheric Environment, Vol. 236, 2020, pp. 117644, https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117644.

[23] NIST, Standard Reference Material 1648a: Urban Particulate Matter, National Institute of Standards & Technology, 2020, pp. 17.

[24] N. D. Dat et al., Street Dust Mercury Levels Among Different Land-Use Categories in Ho Chi Minh City, Vietnam: Source Apportionment and Risk Estimation, Atmospheric Pollution Research, Vol. 14, No. 1, 2023, pp. 101623, https://doi.org/10.1016/j.apr.2022.101623.

[25] C. Huang et al., Characteristics, Source Apportionment and Health Risk Assessment of Heavy Metals in Urban Road Dust of the Pearl River Delta, South China, Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 236, 2022, pp. 113490, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113490.

[26] R. U. Goyes et al., Street Dust from A Heavily-Populated and Industrialized City: Evaluation of Spatial Distribution, Origins, Pollution, Ecological Risks and Human Health Repercussions, Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 159, No., 2018, pp. 198-204, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.04.054.

[27] G. Muller, Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River, 1969, https://www.sid.ir/paper/618491/en (accessed on: March 4th, 2024).

[28] S. A. Rashdi, A. A. Arabi, F. M. Howari, A. Siad, Distribution of Heavy Metals in the Coastal Area of Abu Dhabi in the United Arab Emirates, Marine Pollution Bulletin, Vol. 97, No. 1, 2015, pp. 494-498, https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.052.

[29] P. Fan et al., Spatial Distribution, Risk Estimation And Source Apportionment of Potentially Toxic Metal(Loid)S in Resuspended Megacity Street Dust, Environment International, Vol. 160, 2022, pp. 107073, https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107073.

[30] S. N. Taghavi et al., Assessment of Heavy Metals in Street Dusts of Tehran Using Enrichment Factor and Geo-Accumulation Index, Health Scope, Vol. 8, No. 1, 2019, https://doi.org/10.5812/jhealthscope.57879.

[31] W. Zgłobicki et al., Assessment of Heavy Metal Contamination Levels of Street Dust in the City of Lublin, E Poland, Environmental Earth Sciences, Vol. 77, No. 23, 2018, pp. 774, https://doi.org/10.1007/s12665-018-7969-2.

[32] W. Zgłobicki, M. Telecka, S. Skupiński, Assessment of Short-Term Changes in Street Dust Pollution With Heavy Metals in Lublin (E Poland) - Levels, Sources and Risks, Environmental Science and Pollution Research, Vol. 26, No. 34, 2019, pp. 35049-35060, https://doi.org/10.1007/s11356-019-06496-x.

[33] A. Pejman et al., A New Index for Assessing Heavy Metals Contamination in Sediments: A Case Study, Ecological Indicators, Vol. 58, 2015, pp. 365-373, https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.012.

[34] A. Karimi et al., Assessment of Human Health Risks and Pollution IndexfFor Heavy Metals in Farmlands Irrigated by Effluents of Stabilization Ponds, Environmental Science and Pollution Research, Vol. 27, No. 10, 2020, pp. 10317-10327, https://doi.org/10.1007/s11356-020-07642-6.

[35] M. Skorbiłowicz, Ł. Trybułowski, E. Skorbiłowicz, Spatial Distribution and Pollution Level of Heavy Metals in Street Dust of the City of Suwałki (Poland), International Journal of Environmental Research and Public Health, Vol. 20, No. 6, 2023, https://doi.org/10.3390/ijerph20064687.

[36] L. H. V. Lima, C. W. A. D Nascimento, F. B. V. D. Silva, P. R. M. Araújo, Baseline Concentrations, Source Apportionment, And Probabilistic Risk Assessment of Heavy Metals in Urban Street Dust in Northeast Brazil, Science of the Total Environment, Vol. 858, 2023, pp. 159750, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159750.

[37] S. Dong et al., Concentrations, Speciation, and Bioavailability of Heavy Metals in Street Dust as Well as Relationships with Physiochemcal Properties: A Case Study of Jinan City in East China, Environmental Science and Pollution Research, Vol. 27, No. 28, 2020, pp. 35724-35737, https://doi.org/10.1007/s11356-020-09761-6.

[38] Q. Han et al., Health Risk Assessment and Bioaccessibilities of Heavy Metals for Children in Soil and Dust from Urban Parks and Schools of Jiaozuo, China, Ecotoxicology and Environmental Safety, Vol. 191, 2020, pp. 110157, https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110157.

[39] Y. Zhao et al., A Review on Seawater Sea-Sand Concrete: Mixture Proportion, Hydration, Microstructure and Properties, Construction and Building Materials, Vol. 295, 2021, pp. 123602, https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2021.123602.

[40] E. Konstantinova et al., Pollution Status and Human Health Risk Assessment of Potentially Toxic Elements and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Urban Street Dust of Tyumen City, Russia, Environmental Geochemistry and Health, Vol. 44, No. 2, 2022, pp. 409-432, https://doi.org/10.1007/s10653-020-00692-2.

[41] A. I. Ivaneev et al., Assessment of Sources, Environmental, Ecological, and Health Risks of Potentially Toxic Elements in Urban Dust of Moscow Megacity, Russia, Chemosphere, Vol. 321, 2023, pp. 138142, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.138142.

[42] M. H. Kabir et al., A Comprehensive Assessment of Heavy Metal Contamination in Road Dusts along a Hectic National Highway of Bangladesh: Spatial Distribution, Sources of Contamination, Ecological and Human Health Risks, Toxin Reviews, Vol. 41, No. 3, 2022, pp. 860-879, https://doi.org/10.1080/15569543.2021.1952436.

[43] Y. Kang et al., Arsenic in Chinese Coals: Distribution, Modes of Occurrence, and Environmental Effects, Science of The Total Environment, Vol. 412-413, 2011, pp. 1-13, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.026.

[44] V. C. Pandey et al., Arsenic Hazards in Coal Fly Ash and Its Fate in Indian Scenario, Resources, Conservation and Recycling, Vol. 55, No. 9, 2011, pp. 819-835, https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.04.005.

[45] K. Binnemans, P. T. Jones, Á. M. Fernández, V. M. Torres, Hydrometallurgical Processes for the Recovery of Metals from Steel Industry By-Products: A Critical Review, Journal of Sustainable Metallurgy, Vol. 6, No. 4, 2020, pp. 505-540, https://doi.org/10.1007/s40831-020-00306-2.

[46] C. O Ogunkunle, P. O. Fatoba, Pollution Loads and the Ecological Risk Assessment of Soil Heavy Metals around a Mega Cement Factory in Southwest Nigeria, Polish Journal of Environmental Studies, Vol. 22, No. 2, 2013, pp. 487-493.

[47] Y. Arfala et al., Assessment of Heavy Metals Released into the Air from The Cement Kilns Co-Burning Waste: Case of Oujda Cement Manufacturing (Northeast Morocco), Sustainable Environment Research, Vol. 28, No. 6, 2018, pp. 363-373, https://doi.org/10.1016/j.serj.2018.07.005.

[48] S. A. Oud, M. Nadeem, B. A. Shbel, Distribution of Heavy Metals in Soils and Plants around a Cement Factory in Riyadh City, Central of Saudi Arabia, American-Eurasian Journal of Agriculture and Environmental Science, Vol. 11, No. 2, 2011, pp. 183-191.

[49] F. Jiang, B. Ren, A. S. Hursthouse, Y. Zhou, Trace Metal Pollution in Topsoil Surrounding the Xiangtan Manganese Mine Area (South-Central China): Source Identification, Spatial Distribution and Assessment of Potential Ecological Risks, International Journal of Environmental Research and Public Health. Vol. 15, No. 11, 2018, https://doi.org/10.3390/ijerph15112412.

[50] N. D. Dat et al., Pollution Characteristics, Associated Risks, and Possible Sources of Heavy Metals in Road Dust Collected from Different Areas of A Metropolis in Vietnam, Environmental Geochemistry Health Scope, Vol. 45, No. 11, 2023a, pp. 7889-7907, https://doi.org/10.1007/s10653-023-01696-4.

[51] A. J. Adewumi, Heavy Metals in Soils and Road Dust in Akure City, Southwest Nigeria: Pollution, Sources, and Ecological and Health Risks, Exposure and Health, Vol. 14, No. 2, 2022, pp. 375-392, https://doi.org/10.1007/s12403-021-00456-y.

[52] H. Kania, M. Saternus, Evaluation and Current State of Primary and Secondary Zinc Production - A Review, Applied Sciences. Vol. 13, No. 3, 2023, https://doi.org/10.3390/app13032003.

[53] N. Uys, M. Becker, J. Petersen, Evaluation of Recycled Galvanised Steel As a Resource for Zn Production, Journal of Physics: Conference Series, Vol. 2738, No. 1, 2024, pp. 012029, https://doi.org/10.1088/17426596/2738/1/012029.