

ANALYZING CHEMICAL FRACTIONATION OF STRONTIUM (Sr) IN SOILS AT THE Pb/Zn MINING AREA IN HICH VILLAGE, THAI NGUYEN PROVINCE

Vuong Truong Xuan

TNU - University of Sciences

ARTICLE INFO		ABSTRACT
Received:	29/4/2023	The analysis of content and chemical fractionations of metals in the soil is essential because it provides comprehensive data on the risk level of pollution in the soil environment. In this study, five tailing samples and six field soils in the Pb/Zn mine at the Hich village were collected to study the Sr's content. The total content and chemical fractionations of Strontium were extracted using the Tessier sequential extraction procedure and analyzed by the ICP-MS method. Five extraction forms were obtained: exchange form (F1), carbonate form (F2), bound form Fe/Mn oxide (F3), bound form with organic matter (F4) and residual form (F5). The results showed that the total content of Sr in the tailing and field soils were 22.67 ± 9.11 mg/Kg and 7.89 ± 9.90 mg/Kg. Sr's speciation content in tailing soil was in the order of: $F5 > F3 > F2 > F4 > F1$, while that of field soil was $F1 > F5 \sim F2 > F3 > F4$. Correlation of pH values, total organic carbon (OC) and exchangeable fraction of Sr (F1_Sr) was evaluated, and the results showed that F1_Sr and OC both had a strong negative correlation with pH and F1_Sr with OC had a strong positive correlation with each other.
Revised:	08/6/2023	
Published:	08/6/2023	
KEYWORDS		
Chemical fractionation		
Strontium		
Mining soil		
Pb/Zn mine		
Sr's Content		

PHÂN TÍCH PHÂN ĐOẠN HOÁ HỌC CỦA STRONTI (Sr) TRONG ĐẤT Ở KHU VỰC MỎ Pb/Zn LÀNG HÍCH, TỈNH THÁI NGUYÊN

Vương Trường Xuân

Trường Đại học Khoa học – ĐH Thái Nguyên

THÔNG TIN BÀI BÁO		TÓM TẮT
Ngày nhận bài:	29/4/2023	Việc phân tích hàm lượng và các phân đoạn hóa học của các kim loại trong đất là rất cần thiết vì sẽ góp phần cung cấp đầy đủ hơn các số liệu về mức độ và nguy cơ gây ô nhiễm môi trường đất. Trong nghiên cứu này, 5 mẫu đất bãi thải và 6 mẫu đất ruộng gần bãi thải ở khu vực mỏ Pb/Zn làng Hích đã được thu thập để phân tích hàm lượng Sr. Hàm lượng tổng số và dạng hóa học của Stronti đã được chiết theo quy trình chiết liên tục Tessier và định lượng bằng phương pháp ICP-MS. Năm dạng chiết được là dạng trao đổi (F1), dạng cacbonat (F2), dạng liên kết Fe/Mn oxit (F3), dạng liên kết với chất hữu cơ (F4) và dạng cặn dư (F5). Kết quả phân tích cho thấy hàm lượng tổng số của Sr trong các mẫu đất bãi thải và đất ruộng là $22,67 \pm 9,11$ mg/Kg và $7,89 \pm 9,90$ mg/Kg. Hàm lượng Sr trong đất bãi thải được phân bố theo thứ tự như sau: $F5 > F3 > F2 > F4 > F1$, trong khi đó với đất ruộng thì $F1 > F5 \sim F2 > F3 > F4$. Kết quả phân tích tương quan của các giá trị pH, cacbon hữu cơ tổng số (OC) và dạng F1 của Sr (F1_Sr) cho thấy F1_Sr và OC đều có mối tương quan nghịch ($r < 0$) khá mạnh với pH và F1_Sr với OC có mối tương quan thuận ($r > 0$) khá mạnh với nhau.
Ngày hoàn thiện:	08/6/2023	
Ngày đăng:	08/6/2023	
TỪ KHÓA		
Phân đoạn hoá học		
Strontri		
Đất mỏ		
Mỏ Pb/Zn		
Hàm lượng Sr		

DOI: <https://doi.org/10.34238/tnu-jst.7865>

Email: xuanvt@tnus.edu.vn

<http://jst.tnu.edu.vn>

247

Email: jst@tnu.edu.vn

1. Giới thiệu

Ô nhiễm kim loại trong đất là mối quan tâm toàn cầu do chúng có đặc trưng là khó phân hủy sinh học và tồn tại lâu dài của chúng trong môi trường [1], [2]. Ngoài ra, khi hàm lượng của các kim loại trong đất vượt ngưỡng cho phép sẽ có những tác động nghiêm trọng tới môi trường và sức khỏe của con người vì các nguyên tố này có xu hướng tích lũy sinh học thông qua chuỗi thức ăn [3], [4]. Nguyên nhân chính gây ô nhiễm kim loại trong đất thường là do tác động của con người thông qua sản xuất công nghiệp và khai thác mỏ [5].

Stronti (Sr) là một nguyên tố phổ biến trong môi trường và có mặt trong hầu hết các loại đá và đất. Đây là nguyên tố phổ biến thứ 15 trên Trái đất, chiếm 0,034% vỏ Trái đất [6]. Sr tồn tại ở trong tự nhiên chủ yếu ở hai khoáng chất chính là celestít khoáng sunfat (SrSO_4) và strontianit cacbonat (SrCO_3) [6]. Stronti trong đất, khi ở hàm lượng cao có thể gây độc tính và có hại cho sự phát triển của cây trồng bởi vì Stronti thay thế canxi do tính chất hóa học tương tự và gây ra tình trạng thiếu canxi trong sinh vật [7]. Trong một nghiên cứu của Brooks [8] đã đánh giá mức độ độc hại của stronti đối với thực vật là 30 ppm. Nguồn phát thải chính trong môi trường dẫn đến sự tích tụ và phân tán Sr trong môi trường là sự lắng đọng của các muối hoặc sol khí khoáng (bụi) trong khí quyển [9]. Phần lớn stronti được giữ lại ở tầng trên của đất. Tốc độ di chuyển của Sr trong phẫu đất phụ thuộc vào các đặc tính hóa lý và khoáng vật của đất [10]. Ở tầng mặt của đất nông nghiệp, hàm lượng stronti trong tầng mùn thường cao. Điều này được giải thích là do hàm lượng mùn cao, khả năng hấp thụ cation lớn nên có sự hình thành các hợp chất kém hoạt động của Sr với chất hữu cơ của đất [10].

Để đánh giá toàn diện và mức độ ô nhiễm các kim loại trong đất, bên cạnh việc phân tích hàm lượng tổng số của các kim loại nặng, việc phân tích dạng hóa học của chúng trong đất đóng một vai trò rất quan trọng [11]. Kết quả phân tích dạng sẽ góp phần hiểu rõ hơn về mức độ và nguy cơ gây ra ô nhiễm của các kim loại trong đất đối với hệ sinh thái. Đã có rất nhiều công trình khoa học nghiên cứu phân tích dạng hóa học của các kim loại để đánh giá mức độ và nguy cơ ô nhiễm của chúng trong đất [12]–[16].

Đã có nhiều công trình trong nước nghiên cứu về hàm lượng, dạng hóa học và đánh giá mức độ ô nhiễm của các kim loại nặng ở khu vực này bao gồm các kim loại như Pb, Zn, Cd [17], Cu, Pb, Cd, Zn, Cr, As [11], Mn [18] và Ni [19]. Các nghiên cứu chỉ ra rằng các mẫu đất ở khu vực này có hàm lượng các kim loại nặng như Pb, Zn và Cd có hàm lượng và nguy cơ ô nhiễm rất cao. Tuy nhiên, chưa có công trình nào nghiên cứu về dạng của nguyên tố Sr trong đất ở khu vực này.

Vì vậy, nghiên cứu này được thực hiện nhằm (1) Phân tích hàm lượng Sr phân bố trong 5 dạng hóa học ở trong các mẫu đất ở khu vực mỏ Pb/Zn làng Hích, (2) đánh giá mối tương quan giữa các chỉ số đặc trưng của đất như pH, OC với dạng trao đổi của Sr trong các mẫu đất phân tích. Việc thực hiện nghiên cứu này nhằm mục đích là cung cấp thêm các số liệu về dạng hóa học của các kim loại trong đất ở khu vực này để có được cái nhìn tổng thể và khái quát về hàm lượng của các kim loại trong đất.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Mẫu phân tích

Các mẫu đất phân tích được lựa chọn là 5 mẫu đất ở bãi thải của mỏ Pb/Zn làng Hích, huyện Đông Hy, tỉnh Thái Nguyên (21°43.401'N; 105°51.276'E) và 6 mẫu đất ruộng ở gần khu vực bãi thải đã được lấy theo độ giảm chiều cao địa hình từ bãi thải và theo khoảng cách xa dần. Ở khu vực này, đập bãi thải đã từng bị vỡ và tràn nước ở bãi thải xuống các khu vực lân cận. Các vị trí thu thập các mẫu đất phân tích được thể hiện ở hình 1.

2.2. Xử lý và phân tích mẫu đất nghiên cứu

Các mẫu đất sau khi được lấy tại hiện trường, được cho vào túi nhựa và chuyển về phòng thí nghiệm. Các mẫu đất được sấy khô trong tủ sấy ở nhiệt độ 45°C trong 3 ngày và sau đó được

nghiên nhỏ qua sàng có kích thước 2 mm và bảo quản trong túi nhựa có khóa. Quy trình các bước phân tích hàm lượng của Sr trong các mẫu đất được tóm tắt ngắn gọn như sau: 0,5 gam các mẫu đất được xử lý bằng với 6 mL hỗn hợp nước cường thủy (theo tiêu chuẩn USEPA 3051A [20]) và xử lý trong lò vi sóng Mars 6. Các dung dịch thu được sau khi xử lý mẫu được định mức vào bình 50 mL và được dùng để phân tích hàm lượng Sr trên thiết bị ICP-MS Nexion 2000 (chế độ đo KED) của phòng Hóa phân tích, thuộc viện Hóa học-Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam. Để phân tích các phân đoạn hóa học của Sr, các mẫu đất được chiết theo quy trình chiết tuần tự Tessier. Sau đó các dịch chiết được phân tích bằng phương pháp ICP-MS để xác định hàm lượng của Sr trong các phân đoạn hóa học. Mô tả chi tiết các bước của quy trình chiết tuần tự Tessier cải tiến [11], [21] được thể hiện ở Bảng 1.



Hình 1. Vị trí lấy mẫu đất (R1- R6: mẫu đất ruộng, DB1- DB5: mẫu đất bãi thải)

Bảng 1. Quy trình chiết tuần tự Tessier [11], [21]

Kí hiệu dạng chiết	Dạng hóa học	Hóa chất dùng để chiết và điều kiện thực hiện chiết
F1	Dạng có thể trao đổi	$\text{CH}_3\text{COONH}_4$ 1M (pH = 7), 25°C, lắc 1h.
F2	Dạng cacbonat	$\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (có mặt CH_3COOH ở pH = 5), ở 25°C, 5h
F3	Dạng liên kết với Fe-Mn oxihydroxide	$\text{NH}_2\text{OH}.\text{HCl}$ 0,04M/ HOAc 25% (V/V) Chiết ở 95°C, lắc 5h
F4	Dạng liên kết với chất hữu cơ	$\text{CH}_3\text{COONH}_4$ 3,2M/ HNO_3 20%; 25 °C, 30 phút
F5	Dạng cặn dư	HNO_3 : HCl (1:3 V/V), 25°C, lắc 30 phút

2.3. Đánh giá độ thu hồi Sr trong mẫu chuẩn MESS-4

Việc đánh giá quy trình xử lý mẫu và phương pháp phân tích là rất quan trọng để đánh giá độ chính xác và tin cậy của kết quả phân tích. Trong nghiên cứu này, mẫu chuẩn trầm tích MESS-4 đã được sử dụng để phân tích hàm lượng Sr. Các thí nghiệm xử lý mẫu và phân tích Sr trên thiết bị ICP-MS được tiến hành lặp lại 3 lần (chế độ đo KED, đồng vị Sr^{88}). Độ thu hồi của Sr trong mẫu chuẩn MESS-4 sau 3 lần thí nghiệm là 95,3%. Giá trị này nằm trong phạm vi giới hạn cho phép theo tiêu chuẩn của AOAC là 80-110% [22]. Như vậy, các kết quả cho thấy quy trình phân tích Sr trong các mẫu đất, trầm tích bằng thiết bị ICP-MS có độ chính xác và tin cậy cao.

2.4. pH của đất

Giá trị pH của các mẫu đất được tiến hành đo như sau: lấy 10 gam (< 2 mm) đất cho vào cốc 50 ml. Sau đó cho vào cốc 20 ml dung dịch KCl 0,1 M, khuấy đều bằng đũa thủy tinh trong 30 phút, rồi để yên 1h. Máy đo pH được hiệu chỉnh bằng dung dịch chuẩn (4,01 và 7,00) và sau đó tiến hành các dung dịch cần phân tích. Các kết quả đo được lặp lại 3 lần rồi ghi kết quả trung bình.

2.5. Cácbon hữu cơ tổng số của đất

Hàm lượng cácbon tổng số trong các mẫu đất được phân tích trên thiết bị Multi N/C 3100 của Analytikjena của Đức, tại phòng thí nghiệm khoa Môi trường, trường Đại học Khoa học - Đại học Thái Nguyên, tỉnh Thái Nguyên.

2.6. Tương quan của các yếu tố

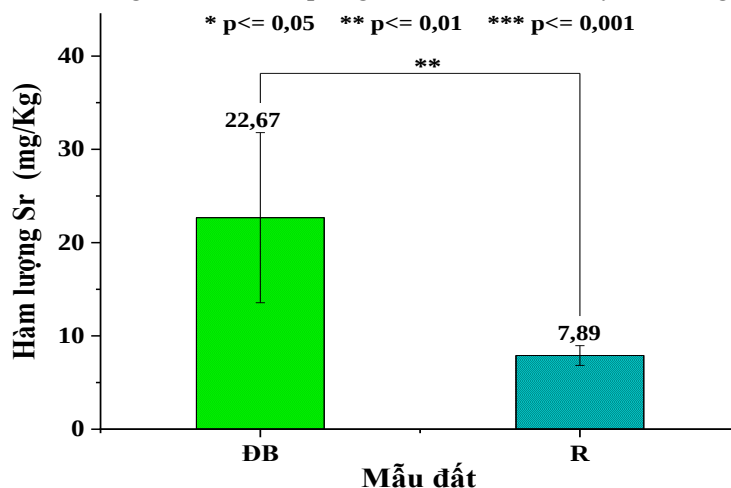
Tương quan spearman là một công cụ hiệu quả và thường được sử dụng để đánh giá mối liên hệ và tương quan của các yếu tố như hàm lượng kim loại trong đất và các thông số của đất như pH và OC [11], [23], [24].

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Hàm lượng tổng số của Strontri trong đất

Hàm lượng tổng số Sr của 5 mẫu đất bãi thải và 6 mẫu đất ruộng đã được xác định bằng phương pháp ICP-MS. Hàm lượng Sr trong 5 mẫu bãi thải dao động trong khoảng từ 11,61 đến 23,37 mg/Kg. Sự khác biệt về hàm lượng Sr trong các mẫu đất bãi thải có thể được giải thích là do sự khác nhau về vị trí lấy mẫu đất. Mặc dù ở cùng khu vực bãi thải, tuy nhiên có những vị trí lấy mẫu ở vị trí cao hơn (BT3), có những mẫu lấy ở vị trí trũng hơn (BT2), ở những vị trí trũng hơn thì nước thải và bùn đọng lại nhiều hơn, nên có thể dẫn đến sự tích tụ của các kim loại ở các vị trí đó nhiều hơn. Điều này có thể giải thích cho hàm lượng Sr của BT2 (36,53 mg/Kg) cao hơn BT3 (21,61 mg/Kg).

Kết quả phân tích hàm lượng tổng số trung bình của Sr trong các mẫu đất bãi thải và đất ruộng được so sánh với nhau ở hình 2. Kết quả cho thấy, hàm lượng Sr trong các mẫu đất bãi thải và đất ruộng lần lượt là $22,67 \pm 9,11$ mg/Kg và $7,89 \pm 9,90$ mg/Kg. Như vậy, hàm lượng của Sr trong các mẫu đất bãi thải cao hơn khoảng gần 3 lần so với các mẫu đất ruộng. Nguyên nhân của hàm lượng Sr trong các mẫu đất bãi thải cao hơn so với trong các mẫu đất ruộng là do sự khác biệt về tính chất lý hóa của các mẫu đất. Trong các mẫu đất bãi thải, Sr tồn tại và xuất hiện chủ yếu ở dạng muối bền khó tan trong các mẫu đất quặng [10] và tồn tại chủ yếu ở dạng cặn dư.



Hình 2. So sánh hàm lượng tổng số của Sr trong các mẫu đất bãi thải (ĐB) và đất ruộng (R)

Hàm lượng trung bình của Sr trong các mẫu đất này đã được so sánh với các nghiên cứu trước đây ở trong bảng 2. Kết quả so sánh ở bảng 2 cho thấy, nhìn chung kết quả phân tích hàm lượng Sr trong các mẫu đất ở trong nghiên cứu này đều thấp hơn so với kết quả phân tích Sr trong các mẫu đất nông nghiệp và đất mở ở các nước Tây Ban Nha [25], Kazakhstan [26], Nigeria [27] và Ấn Độ [28]. Các mẫu đất ở trong nghiên cứu này, ở Ấn Độ và ở Kazakhstan đều thấp hơn hàm

lượng trung bình của Sr trong vỏ trái đất (300 mg/Kg) [29]. Trong khi đó, với các mẫu đất ở Tây Ban Nha và Nigeria, hàm lượng Sr trong các mẫu đất có thể cao hơn hoặc thấp hơn hàm lượng trung bình trong vỏ trái đất. Sự khác biệt về hàm lượng Sr trong các mẫu đất có thể được giải thích là do sự khác nhau về đặc điểm địa lý của các mẫu đất ở từng vùng. Do có vị trí địa lý khác nhau nên các mẫu đất nghiên cứu có tính chất lý hóa khác nhau và do đó là hàm lượng các nguyên tố kim loại trong các mẫu đất ở các khu vực khác nhau sẽ khác nhau. Ngoài ra, lịch sử khai thác và các hoạt động của con người ở khu vực khác nhau cũng dẫn đến hàm lượng các nguyên tố cũng khác nhau. Có khu vực mỏ đang còn hoạt động khai thác, có khu mỏ thì đã dừng khai thác. Điều này cũng góp phần ảnh hưởng sự khác nhau của các kết quả nghiên cứu.

Bảng 2. So sánh kết quả phân tích hàm lượng tổng số của Sr trong nghiên cứu này với các nghiên cứu trên thế giới

STT	Khu vực nghiên cứu	Hàm lượng Sr tổng số (g/Kg)	Phương pháp phân tích	Tài liệu tham khảo
1	Nghiên cứu này	11,61 ÷ 36,53 (đất ruộng) 7,12 ÷ 9,94 (đất bãi thải)	ICP-MS	
2	Castilla-La Mancha, Tây Ban Nha	241,9 ÷ 493,4	XRF	[25]
3	Thành phố Tekeli, Almaty khu vực, Kazakhstan	81,3 ÷ 170,2	ICP-MS	[26]
4	Iludini-Oro, Tây Nam Nigeria	18,1 ÷ 570,2	ICP-MS	[27]
5	Mỏ Pb/Zn ở Rajasthan, Ấn Độ	15 ÷ 120	ICP-AES	[28]
6	Hàm lượng Sr trong vỏ trái đất	300		[29]

ICP-MS: Quang phổ khối plasma; XRF: Quang phổ huỳnh quang tia X; ICP-AES: Quang phổ phát xạ nguyên tử.

3.2. Hàm lượng của Sr trong các dạng hóa học ở trong các mẫu đất nghiên cứu

Hàm lượng của Sr trong 5 phân đoạn hóa học đã được phân tích dựa trên quy trình chiết liên tục Tessier. Các kết quả thu được thể hiện ở bảng 2 và hình 3.

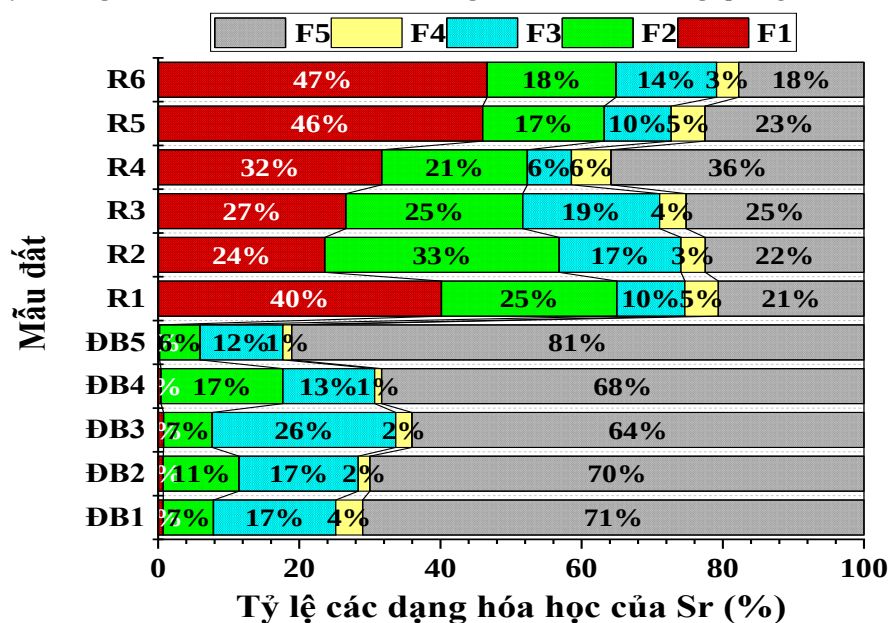
Bảng 3. Hàm lượng của Sr trong các dạng hóa học trong các mẫu đất nghiên cứu phân tích bằng ICP-MS

Loại đất	Mẫu	Dạng F1	Dạng F2	Dạng F3	Dạng F4	Dạng F5	Tổng
mg/Kg							
Đất bãi thải (ĐB)	ĐB1	0,134 ± 0,010	1,317 ± 0,026	3,210 ± 0,211	0,707 ± 0,018	13,154 ± 0,832	18,52
	ĐB2	0,266 ± 0,008	3,919 ± 0,002	6,173 ± 0,201	0,601 ± 0,044	25,572 ± 0,822	36,53
	ĐB3	0,090 ± 0,013	0,798 ± 0,081	3,022 ± 0,417	0,265 ± 0,034	7,435 ± 0,912	11,61
	ĐB4	0,098 ± 0,009	4,025 ± 0,087	3,037 ± 0,037	0,232 ± 0,027	15,949 ± 0,755	23,34
	ĐB5	0,048 ± 0,002	1,346 ± 0,090	2,740 ± 0,066	0,291 ± 0,005	18,949 ± 0,347	23,37
Đất ruộng (R)	R1	2,862 ± 0,018	1,770 ± 0,057	0,689 ± 0,070	0,336 ± 0,012	1,471 ± 0,075	7,13
	R2	1,767 ± 0,089	2,487 ± 0,026	1,292 ± 0,093	0,258 ± 0,009	1,683 ± 0,061	7,49
	R3	2,644 ± 0,150	2,493 ± 0,067	1,929 ± 0,048	0,374 ± 0,064	2,504 ± 0,267	9,94
	R4	2,255 ± 0,002	1,469 ± 0,059	0,444 ± 0,014	0,399 ± 0,036	2,552 ± 0,160	7,12
	R5	3,601 ± 0,001	1,349 ± 0,044	0,744 ± 0,076	0,375 ± 0,014	1,763 ± 0,089	7,83
	R6	3,673 ± 0,001	1,438 ± 0,011	1,123 ± 0,068	0,246 ± 0,009	1,399 ± 0,051	7,88

ĐB1-ĐB5: mẫu đất bãi thải; R1-R6: mẫu đất ruộng gần bãi thải

Kết quả ở hình 3 cho thấy, trong các mẫu đất bãi thải (ĐB1- ĐB5), Sr phân bố ở các dạng theo thứ tự F5 > F3 > F2 > F4 > F1, trong khi đó, Sr phân bố trong các mẫu đất ruộng theo thứ tự F1 > F5 ~ F2 > F3 > F4. Như vậy, mặc dù hàm lượng của Sr trong các mẫu đất bãi thải trung bình cao gấp gần 3 lần so với các mẫu đất ruộng, tuy nhiên, Sr phân bố chủ yếu ở dạng cặn dư (F5) rất bền vững trong điều kiện tự nhiên (khoảng từ 64% - 81%), và phân bố rất ít ở dạng trao đổi (F1), dạng rất linh động và có nguy cơ gây ô nhiễm cao với môi trường sinh thái. Vì vậy, nguy cơ gây ô nhiễm với môi trường xung quanh của Sr trong các mẫu đất này là không đáng kể. Trong khi

đó các mẫu đất nông nghiệp đều có hàm lượng Sr phân bố nhiều ở dạng linh động F1, nhiều hơn ở dạng cận dư F5 và dạng cacbonat F2. Điều này có thể được giải thích là do quá trình canh tác nông nghiệp của người dân, như sử dụng phân bón, phân chuồng, mùn để bón cho ruộng. Đây là những loại phân bón có nhiều chất hữu cơ như humus, chúng làm tăng khả năng hấp thụ các cation lớn [10]. Ngoài ra, Sr cũng có thể có trong thực vật và chất thải động vật nên được giải phóng trong quá trình phân hủy thực vật và ủ phân chuồng. Vì vậy, khi bón các chất này trong đất ruộng, có khả năng đã làm tăng lượng Sr ở dạng linh động trong đất, làm cho hàm lượng của Sr ở dạng F1 trong các mẫu đất nông nghiệp (R) cao hơn so với các mẫu đất bãi thải (ĐB). Ngoài ra, các mẫu đất ruộng và bãi thải đều có hàm lượng Sr phân bố khá cao ở dạng cacbonat (F2). Điều này được giải thích là do Sr tồn tại ở trong tự nhiên dưới dạng quặng cacbonat [6].



Hình 3. Phần trăm các phân đoạn hóa học của Sr trong các mẫu đất

3.3. Mối tương quan giữa pH, OC và dạng trao đổi của Sr trong đất

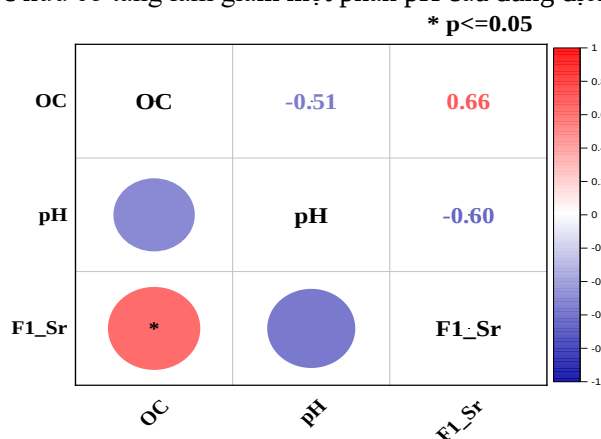
Bảng 4. Các giá trị pH, OC và dạng trao đổi của Sr (F1_Sr) trong các mẫu đất phân tích

STT	OC	pH	F1_Sr
ĐB1	0,3	7,38	0,134
ĐB2	0,7	6,84	0,266
ĐB3	0,78	6,62	0,090
ĐB4	0,48	7,48	0,098
ĐB5	0,62	7,36	0,048
R1	0,62	6,46	2,862
R2	0,72	7,33	1,767
R3	1,41	6,94	2,644
R4	1,46	6,73	2,255
R5	1,06	6,72	3,601
R6	1,11	6,61	3,673

Các chỉ số pH và OC là các thông số quan trọng của đất và dạng trao đổi F1 là dạng dễ lan truyền ô nhiễm trong hệ sinh thái nhất. Vì vậy, trong nghiên cứu này, mối liên hệ tương quan giữa các yếu tố trên đã được thực hiện để tìm hiểu mối liên hệ giữa các yếu tố này. Kết quả phân tích các giá trị pH, OC và dạng trao đổi của Sr (F1-Sr) trong các mẫu đất được thể hiện ở bảng 4

và mối tương quan của các yếu tố này được biểu diễn ở hình 4. Các giá trị pH của các mẫu đất nằm trong khoảng từ 6,61-7,33 đối với đất ruộng và từ 6,62 -7,48 đối với các mẫu đất bãi thải. Như vậy, các mẫu đất đều có giá trị pH ở mức axit yếu hoặc bazơ yếu. Bên cạnh đó, giá trị OC của các mẫu đất bãi thải là từ 0,3-0,78%, trong khi đó các mẫu đất ruộng có giá trị OC cao hơn so với các mẫu đất bãi thải, nằm trong khoảng từ 0,62- 1,46%.

Từ các kết quả ở hình 4 cho thấy, F1_Sr có mối tương quan nghịch tương đối mạnh với pH của đất ($r = -0,60$), điều đó có nghĩa là khi pH tăng thì hàm lượng dạng trao đổi của Sr giảm. Điều này có thể được giải thích là do khi pH tăng, tức là nồng độ $-OH$ trong dung dịch đất tăng, sẽ kết tủa với ion Sr^{2+} chuyển thành $Sr(OH)_2$ ít tan. Vì vậy, dạng linh động của Sr là F1-Sr sẽ giảm khi pH tăng. Ngược với pH, F1_Sr có mối tương quan thuận khá mạnh với cacbon hữu cơ (OC) ($r = + 0,66$). Điều này có nghĩa là khi giá trị OC tăng cùng với sự tăng lên của F1_Sr. Điều này có thể được giải thích là khi lượng mùn trong đất tăng, trong đó có humus, tức là hàm lượng OC tăng. Hàm lượng chất mùn tăng làm tăng khả năng hấp phụ Sr trong đất [10], do đó khi OC tăng sẽ dẫn đến tăng Sr có trong đất. Khi xét đến mối tương quan của OC và pH, hai yếu tố này có mối tương quan nghịch tương đối mạnh ($r = -0,51$). Điều này có nghĩa là khi hàm lượng OC tăng thì pH của đất có sự giảm nhẹ. Điều này có thể được giải thích là do các nhóm chức có tính axit của các nhóm chức hữu cơ tăng làm giảm một phần pH của dung dịch đất.



Hình 4. Mối tương quan giữa các giá trị pH, OC và dạng trao đổi của Sr (F1_Sr)

4. Kết luận

Hàm lượng trung bình của Sr trong các mẫu đất bãi thải là từ 11,61 ÷ 36,53 mg/Kg, trong khi đó các mẫu đất ruộng có hàm lượng Sr nằm trong khoảng 7,12 ÷ 9,94 mg/Kg. Như vậy, hàm lượng Sr trong các mẫu đất bãi thải cao hơn khoảng gần 3 lần so với các mẫu đất ruộng. Nghiên cứu đã tiến hành phân tích hàm lượng của Sr trong các phân đoạn hóa học trong đất theo quy trình chiết liên tục Tessier và định lượng trên thiết bị ICP-MS. Kết quả phân tích các phân đoạn hóa học chỉ ra rằng, trong các mẫu đất nghiên cứu ở khu vực mỏ Pb/Zn làng Hích, hàm lượng của Sr ở các dạng trong các mẫu đất bãi thải (ĐB) phân bố theo thứ tự như sau: $F5 > F3 > F2 > F4 > F1$, trong khi đó Sr phân bố trong các mẫu đất ruộng theo thứ tự $F1 > F5 \sim F2 > F3 > F4$. Kết quả đánh giá mối tương quan giữa pH, OC và dạng trao đổi của Sr trong các mẫu đất phân tích cho thấy, F1-Sr và OC đều có mối tương quan nghịch khá mạnh với pH, trong khi đó F1_Sr và OC trong các mẫu đất lại có mối tương quan thuận khá mạnh.

TÀI LIỆU THAM KHẢO/ REFERENCES

- [1] H. Baltas, M. Sirin, E. Gökbayrak, and A. E. Ozcelik, "A case study on pollution and a human health risk assessment of heavy metals in agricultural soils around Sinop province, Turkey," *Chemosphere*, vol. 241, 2020, Art. no. 125015.

- [2] L. Ma, T. Xiao, Z. Ning, Y. Liu, H. Chen, and J. Peng, "Pollution and health risk assessment of toxic metal (loid) s in soils under different land use in sulphide mineralized areas," *Sci. Total Environ.*, vol. 724, 2020, Art. no. 138176.
- [3] X. Hang, H. Wang, J. Zhou, C. Ma, C. Du, and X. Chen, "Risk assessment of potentially toxic element pollution in soils and rice (*Oryza sativa*) in a typical area of the Yangtze River Delta," *Environ. Pollut.*, vol. 157, no. 8–9, pp. 2542–2549, 2009.
- [4] M. I. Dar, I. D. Green, and F. A. Khan, "Trace metal contamination: Transfer and fate in food chains of terrestrial invertebrates," *Food Webs*, vol. 20, 2019, Art. no. e00116.
- [5] J. Briffa, E. Sinagra, and R. Blundell, "Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans," *Heliyon*, vol. 2020, pp. 1–26, 2020.
- [6] V. Höllriegl and H. Z. München, "Strontium in the Environment and Possible Human Health Effects," in *Encyclopedia of Environmental Health*, 2011, pp. 268–275, doi: 10.1016/B978-0-444-52272-6.00638-3.
- [7] A. Burger and I. Lichtscheidl, "Strontium in the environment: Review about reactions of plants towards stable and radioactive strontium isotopes," *Sci. Total Environ.*, vol. 653, pp. 1458–1512, 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.312.
- [8] R. R. Brooks, *Geobotany and biogeochemistry in mineral exploration*. Harper & Row, 1972.
- [9] O. A. Chadwick, L. A. Derry, C. R. Bern, and P. M. Vitousek, "Changing sources of strontium to soils and ecosystems across the Hawaiian Islands," *Chem. Geol.*, vol. 267, no. 1–2, pp. 64–76, 2009, doi: 10.1016/j.chemgeo.2009.01.009.
- [10] S. Dubchak, "Distribution of strontium in soil: interception, weathering, speciation, and translocation to plants," in *Behaviour of Strontium in Plants and the Environment*, D. Gupta and C. Walther (eds), 2018, pp. 33–43.
- [11] X. T. Vuong, L. D. Vu, A. T. T. Duong, H. T. Duong, T. H. T. Hoang, M. N. T. Luu, T. N. Nguyen, V. D. Nguyen, T. T. T. Nguyen, T. H. Van, and T. B. Minh, "Speciation and environmental risk assessment of heavy metals in soil from a lead/zinc mining site in Vietnam," *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, vol. 20, no. 5, pp.5295-5310, 2023..
- [12] D. Agrelli, A. G. Caporale, and P. Adamo, "Assessment of the bioavailability and speciation of heavy metal(loid)s and hydrocarbons for risk-based soil remediation," *Agronomy*, vol. 10, no. 9, 2020, doi: 10.3390/AGRONOMY10091440.
- [13] I. Elmayel, J. M. Esbrí, G. O. Efrén, E. M. García-Noguero, Z. Elouear, B. Jalel, A. Farieri, N. Roqueñí, P. Cienfuegos, and P. Higuera, "Evolution of the speciation and mobility of Pb, Zn and Cd in relation to transport processes in a mining environment," *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 17, no. 14, pp. 1–16, 2020, doi: 10.3390/ijerph17144912.
- [14] H. Z. Panseriya, H. B. Gosai, A. O. Sankhwal, B. K. Sachaniya, D. J. Gavali, and B. P. Dave, "Distribution, speciation and risk assessment of heavy metals: geochemical exploration of Gulf of Kachchh, Gujarat, India," *Environ. Earth Sci.*, vol. 79, no. 10, pp. 1–10, 2020, doi: 10.1007/s12665-020-08972-x.
- [15] W. Xu, S. Hou, Y. Li, M.A. Khan, W. Luo, Z. Chen, Y. Li, X. Wu, Z. Ye, and D. Liu, "Bioavailability and Speciation of Heavy Metals in Polluted Soil as Alleviated by Different Types of Biochars," *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, vol. 104, no. 4, pp. 484–488, 2020, doi: 10.1007/s00128-020-02804-1.
- [16] M. Uchimiya, D. Bannon, H. Nakanishi, M. B. McBride, M. A. Williams, and T. Yoshihara, "Chemical Speciation, Plant Uptake, and Toxicity of Heavy Metals in Agricultural Soils," *J. Agric. Food Chem.*, vol. 68, no. 46, pp. 12856–12869, 2020, doi: 10.1021/acs.jafc.0c00183.
- [17] V. M. Dang, S. Joseph, H. T. Van, T. L. A. Mai, T. M. H. Duong, S. Weldon, P. Munroe, D. Mitchell, and S. Taherymoosavi, "Immobilization of heavy metals in contaminated soil after mining activity by using biochar and other industrial by-products: the significant role of minerals on the biochar surfaces," *Environmental Technology (United Kingdom)*, vol. 40, no. 24, pp. 3200–3215, 2019, doi: 10.1080/09593330.2018.1468487.
- [18] T. X. Vuong and V.P. Dang, "Chemical analysis and assessment of manganese contamination in landfill soil and agricultural land in the lead-zinc mine area of Hich village, Dong Hy district, Thai Nguyen province," (in Vietnamese), *TNU J. Sci. Technol.*, vol. 227, no. 08, pp. 165–173, 2022.
- [19] T. X. Vuong and T. H. Nguyen, "Chemical analysis of nickel in waste dump soil and field soil in Pb/Zn mine area, Thai Nguyen province," (in Vietnamese), *TNU J. Sci. Technol.*, vol. 228, no. 02, pp. 225–233, 2023.

- [20] U. S. E. P. Agency, "Microwave assisted acid digestion of sediments, sludges, soils, and oils," *US EPA Method 30151*, 1998.
- [21] A. Tessier, P. G. C. Campbell, and M. Bisson, "Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals," *Analytical Chemistry*, vol. 51, no. 7, pp. 844–851, 1979, doi: 10.1021/ac50043a017.
- [22] AOAC, "Appendix F: Guidelines for Standard Method Performance Requirements," in *AOAC Official Methods of Analysis*, AOAC International, 2016.
- [23] T. X. Vuong, J. Stephen, T. T. T. Nguyen, V. Cao, and D. T. N. Pham, "Insight into the Speciation of Heavy Metals in the Contaminated Soil Incubated with Corn Cob-Derived Biochar and Apatite," *Molecules*, vol. 28, no. 5, 2023, Art. no. 2225.
- [24] T. X. Vuong, J. Stephen, T. B. Minh, T. T. T. Nguyen, T. H. Duong, and D. T. N. Pham, "Chemical Fractionations of Lead and Zinc in the Contaminated Soil Amended with the Blended Biochar/Apatite," *Molecules*, vol. 27, no. 22, 2022, doi: 10.3390/molecules27228044.
- [25] S. Bravo, J.A. Amorós, C. Pérez-De-Los-Reyes, F.J. García, M.M. Moreno, M. Sánchez-Ormeño, and P. Higuera, "Influence of the soil pH in the uptake and bioaccumulation of heavy metals (Fe, Zn, Cu, Pb and Mn) and other elements (Ca, K, Al, Sr and Ba) in vine leaves, Castilla-La Mancha (Spain)," *J. Geochemical Explor.*, vol. 174, pp. 79–83, 2017, doi: 10.1016/j.gexplo.2015.12.012.
- [26] A. Nurzhanova, V. Pidlisnyuk, K. Abit, C. Nurzhanov, B. Kenessov, T. Stefanovska, and L. Erickson, "Comparative assessment of using *Miscanthus× giganteus* for remediation of soils contaminated by heavy metals: a case of military and mining sites," *Environ. Sci. Pollut. Res.*, vol. 26, pp. 13320–13333, 2019.
- [27] A. Oyebamiji, A. Amanambu, T. Zafar, A. J. P. Adewumi, and D. S. Akinyemi, "Expected impacts of active mining on the distribution of heavy metals in soils around Iludun-Oro and its environs, Southwestern Nigeria," *Cogent Environmental Science*, vol. 4, no. 1, 2018, doi: 10.1080/23311843.2018.1495046.
- [28] M. Anju and D. K. Banerjee, "Multivariate statistical analysis of heavy metals in soils of a Pb-Zn mining area, India," *Environ. Monit. Assess.*, vol. 184, no. 7, pp. 4191–4206, 2012, doi: 10.1007/s10661-011-2255-8.
- [29] K. K. Turekian and K. H. Wedepohl, "Distribution of the elements in some major units of the earth's crust," *Bull. Geol. Soc. Am.*, vol. 72, no. 2, pp. 175–192, 1961, doi: 10.1130/0016-7606(1961)72[175:DOTEIS]2.0.CO;2.