



Original Article

Assessing the Current Status and Proposing Solutions for Heavy Metal Management in the Saigon River Basin Sediments

Nguyen Xuan Tong*, Pham Thi Bich Van, Le Hung Anh

Industrial University of Ho Chi Minh City, 12 Nguyen Van Bao, Go Vap, Ho Chi Minh City, Vietnam

Received 06 January 2023

Revised 22 February 2023; Accepted 07 April 2023

Abstract: The sediment is the final environment where heavy metals accumulate and directly impact the health of aquatic systems and humans. Therefore, the study was carried out to determine the total content and forms of heavy metals in the sediments at 13 locations in the Saigon River basin in rain and dry seasons of 2022. In addition, this research also assesses the pollution risk level and the correlation between heavy metals and physicochemical properties in the sediments. Chemical analysis was applied to determine the contributors of heavy metals while the geochemical calculation methods (hazard quotient (HQ), geo-accumulation index (I_{geo}), pollutant load index (PLI), individual contamination factors (ICF) and global contamination factors (GCF), risk assessment code (RAC)) were used to assess the pollution risk level in river sediments. The results show that Ag, Ba, Mn and Zn were metals with high pollution risks, especially in rain season. The results showed that the total concentration of heavy metals in sediments in rain season ranges from 109.92 to 4591.01 $mg.kg^{-1}$ (Mn > Zn > Li > Ba > Ag > Cr > Cu > Pb) and in dry season from 0 to 3117.8 $mg.kg^{-1}$ (Mn > Ag > Zn > Li > Ba > Cr > Cu > Pb). Applying the sequential extraction method, the metal forms of Ba, Cr, Cu and Li in the sediment samples are mainly residues (F5) (up to 76.53%), proving these elements dominated by natural sources. In contrast, the Mn extract composition was strongly influenced by human activity with exchange (F1) (>50%) and carbonate (F2) (>20%) components predominating. For Ag, Pb and Cu were mainly in organic form (F4). In dry season, the river sediments didn't contain Pb because it didn't carry away rainwater. In particular, Zn had a strong fluctuation between the extracted forms in rain and dry seasons, showing impacts from nature and humans sources. Besides, the statistical analysis results showed that pH affected Cu and Zn contents with a negative correlation, but did not detect the correlation between heavy metals and sand, clay, electrical conductivity (EC) in Saigon river sediments. The research results are foundational for the implementation and design of effective remediation strategies to prevent risks of river sediments degradation in the future.

Keywords: Heavy metals, heavy metal forms, sediment, risk index, correlation.

* Corresponding author.

E-mail address: nguyenxuantonghui@gmail.com

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4931>

Đánh giá hiện trạng và đề xuất giải pháp quản lý kim loại nặng trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn

Nguyễn Xuân Tòng*, Phạm Thị Bích Vân, Lê Hùng Anh

Trường Đại học Công nghiệp thành phố Hồ Chí Minh,
12 Nguyễn Văn Bảo, Gò Vấp, thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam

Nhận ngày 06 tháng 01 năm 2023

Chỉnh sửa ngày 22 tháng 02 năm 2023; Chấp nhận đăng ngày 07 tháng 4 năm 2023

Tóm tắt: Trầm tích là môi trường cuối cùng tích lũy kim loại nặng (KLN) gây ảnh hưởng trực tiếp đến sức khỏe hệ thống thủy sinh và con người. Do đó, nghiên cứu được thực hiện nhằm xác định hàm lượng tổng, các dạng KLN trong trầm tích tại 13 vị trí lưu vực sông Sài Gòn vào mùa mưa và khô năm 2022. Đồng thời, nghiên cứu cũng đánh giá mức độ rủi ro ô nhiễm và mối tương quan giữa KLN với đặc tính hóa lý trong trầm tích. Phân tích hóa học được áp dụng để xác định các nguồn đóng góp của KLN trong khi các phương pháp tính toán địa hóa (hệ số rủi ro (HQ), chỉ số tích lũy địa hóa (I_{geo}), chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI), nhân tố gây ô nhiễm cá nhân (ICF) và toàn cầu (GCF), chỉ số đánh giá rủi ro (RAC)) được sử dụng để đánh giá mức độ rủi ro ô nhiễm trong trầm tích sông. Kết quả đánh giá cho thấy Ag, Ba, Mn và Zn là những kim loại rủi ro ô nhiễm cao, đặc biệt là vào mùa mưa. Hàm lượng tổng KLN trong trầm tích vào mùa mưa dao động từ 109,92-4591,01 mg/kg ($Mn > Zn > Li > Ba > Ag > Cr > Cu > Pb$) và mùa khô từ 0-3117,8 mg/kg ($Mn > Ag > Zn > Li > Ba > Cr > Cu > Pb$). Áp dụng phương pháp chiết tách tuần tự, các dạng kim loại của Ba, Cr, Cu và Li trong các mẫu trầm tích chủ yếu là phần cặn dư (F5) (lên đến 76,53%), chứng minh những nguyên tố này bị chi phối bởi các nguồn tự nhiên do thành phần F5 liên kết với các thành phần có trong môi trường trầm tích gây ô nhiễm KLN. Ngược lại, thành phần chiết Mn bị ảnh hưởng mạnh mẽ từ hoạt động của con người với thành phần trao đổi (F1) (> 50%) và liên kết cacbonat (F2) (> 20%) chiếm ưu thế. Đối với Ag, Pb và Cu chủ yếu ở dạng hữu cơ (F4). Vào mùa khô, trầm tích sông không chứa Pb do không bị cuốn theo dòng chảy nước mưa. Đặc biệt, Zn có sự biến động mạnh giữa các dạng chiết tách vào hai mùa mưa và khô cho thấy tác động từ tự nhiên và con người. Bên cạnh đó, kết quả phân tích thống kê cho thấy pH ảnh hưởng đến hàm lượng Cu và Zn với mối tương quan âm, nhưng không phát hiện mối tương quan giữa các KLN với cát, sét, độ dẫn điện (EC) trong trầm tích sông Sài Gòn. Kết quả nghiên cứu là cơ sở phục vụ cho việc thực hiện và thiết kế các chiến lược khắc phục hiệu quả nhằm ngăn chặn rủi ro suy thoái hệ sinh thái sông trong tương lai.

Từ khóa: KLN, dạng KLN, trầm tích, chỉ số rủi ro, tương quan.

1. Mở đầu

Ô nhiễm KLN ở các hệ thống sông trên thế giới là một vấn đề môi trường phổ biến do dân số tăng nhanh, quá trình công nghiệp hóa và phát triển kinh tế [1]. KLN tồn tại trong các môi

trường khác nhau như đất, vật chất dạng hạt lơ lửng, nước, sinh vật và trầm tích. Mức độ KLN hòa tan trong nước tương đối thấp trong khi vật chất dạng hạt lơ lửng là chất mang KLN chủ yếu [2]. Trầm tích có khả năng tích lũy KLN lớn, thường hoạt động như một bể chứa và có khả

* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: nguyentuanonghui@gmail.com

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4931>

năng giải phóng các KLN vào cột nước, gây ô nhiễm thứ cấp đối với môi trường. Đặc điểm phân bố của các dạng kim loại trong trầm tích có mối tương quan cao với đặc tính trầm tích vì khả năng hấp thụ và liên kết. Các nguồn tiềm ẩn của KLN là từ quá trình phong hóa đất – đá tự nhiên cùng với tác động của con người như bón phân nông nghiệp, khai thác khoáng sản và sản xuất công nghiệp.

Hơn 85 % (trong một số trường hợp là 99 %) KLN xâm nhập vào hệ thống thủy sinh và tích lũy trong trầm tích dưới nhiều dạng khác nhau [3]. Các kim loại liên kết với trầm tích có thể được giải phóng vào nước bằng các quá trình vật lý, hóa học và sinh học, sau đó gây độc đối với hệ thống thủy sinh. Trong trầm tích hồ Saguling, phía tây Java, KLN chuyển từ trầm tích sang các hệ sinh thái khác như nước ngầm, cây trồng, động vật và ảnh hưởng đến sức khỏe con người thông qua nguồn nước và chuỗi thức ăn [4]. Ngoài ra, các vị trí ở hạ lưu sông Guadaira, Tây Nam Tây Ban Nha được xác định ô nhiễm kim loại trong trầm tích rất cao do hoạt động nạo vét sông định kỳ [5]. Tại Việt Nam, mức kim loại trong trầm tích lưu vực sông Nhuệ - sông Đáy được phát hiện vượt quá hướng dẫn bảo vệ đời sống thủy sinh của Canada, có thể gây ra mối nguy đối với sức khỏe người tiêu thụ [6]. Nồng độ KLN trong trầm tích Vịnh Hạ Long cao hơn mức hướng dẫn chất lượng trầm tích tạm thời (ISQG) tại các vị trí gần bờ biển và thấp hơn mức ISQG được phân bố khắp các vị trí xa bờ. Nồng độ KLN cao ảnh hưởng từ hoạt động khai thác than, khu công nghiệp và dòng chảy của sông nơi có hàm lượng phù sa và sét cao [7]. Do đó, trầm tích vừa là môi trường mang KLN vừa là nguồn thứ cấp tiềm ẩn, có thể được sử dụng như một chỉ số để theo dõi mức độ ô nhiễm KLN và tỷ trọng nguồn ô nhiễm [8]. Trong trầm tích, KLN tồn tại ở các dạng khác nhau do nhiều cơ chế liên quan đến các phản ứng hóa học khác nhau, tính khả dụng sinh học, tính di động và độc tính tiềm ẩn [9]. Do đó, thông tin về tổng hàm lượng các KLN có thể không thích hợp để phản ánh các đặc tính vật lý và hóa học trong môi trường sinh thái thủy sinh. Việc đo các phân đoạn hóa học thông qua chiết tách thành các dạng rất hữu ích cho

việc đánh giá độc tính và xác định nguồn gốc ô nhiễm KLN [10]. Tác động của sự thay đổi môi trường trầm tích đến các đặc điểm ô nhiễm KLN trước hết được ghi nhận. Hơn nữa, việc giám sát ô nhiễm KLN trong thời gian dài cung cấp một chỉ số hữu ích để đánh giá rủi ro do con người gây ra đối với các hệ sinh thái lưu vực sông.

Lưu vực sông Sài Gòn là một trong những lưu vực sông lớn ở Việt Nam (chiều dài 256 km), có vị trí địa lý đặc biệt, đa dạng và phong phú về tài nguyên cũng như về lịch sử phát triển kinh tế - xã hội của các quận nằm trong lưu vực. Hiện nay, do việc phát triển công nghiệp và đô thị cũng như việc thu gom và xử lý nước thải còn bị coi nhẹ nên nguồn nước, cảnh quan và hệ sinh thái của sông Sài Gòn đang đứng trước nguy cơ bị ô nhiễm, đặc biệt là ô nhiễm KLN. Đối với lưu vực Sông Sài Gòn chảy qua khu vực thành phố Hồ Chí Minh là khu vực tập trung đông dân cư, các khu công nghiệp, nhà máy, xí nghiệp dẫn đến rủi ro ô nhiễm các KLN trong trầm tích là rất lớn. Do đó, cần phải xác định sự phân bố theo không gian và thời gian cùng với rủi ro ô nhiễm KLN trong trầm tích sông Sài Gòn.

Đặc biệt, kiến thức về các dạng KLN trong môi trường trầm tích sông Sài Gòn theo mùa vẫn chưa được xây dựng trong các công bố khoa học. Bên cạnh xác định mức độ ô nhiễm KLN thông qua hàm lượng, cần có nhiều nghiên cứu hơn để xác định mức độ rủi ro thông qua các hệ số rủi ro (HQ), chỉ số ô nhiễm (CF), chỉ số đánh giá rủi ro (RAC), chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI), chỉ số tích lũy địa hóa (I_{geo}).

Ngoài ra, hàm lượng KLN trong trầm tích không phải là một yếu tố riêng biệt, mà tương tác với các yếu tố hóa lý của môi trường như thành phần kích thước hạt, pH, độ dẫn điện (EC), clorua (Cl^-) và các yếu tố khác. Khảo sát mối quan hệ giữa KLN và các yếu tố môi trường khác nhau giúp đánh giá toàn diện tác động của KLN đến hệ sinh thái và xác định được đặc điểm ô nhiễm của môi trường địa phương.

Vì vậy nghiên cứu “Đánh giá hiện trạng và đề xuất giải pháp quản lý KLN trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn” được thực hiện nhằm mục tiêu: i) Đánh giá xu hướng phân bố hàm lượng tổng KLN; ii) Các dạng KLN; iii) Mức độ rủi ro

ô nhiễm KLN; và iv) Mối tương quan giữa đặc tính hóa lý và KLN trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn.

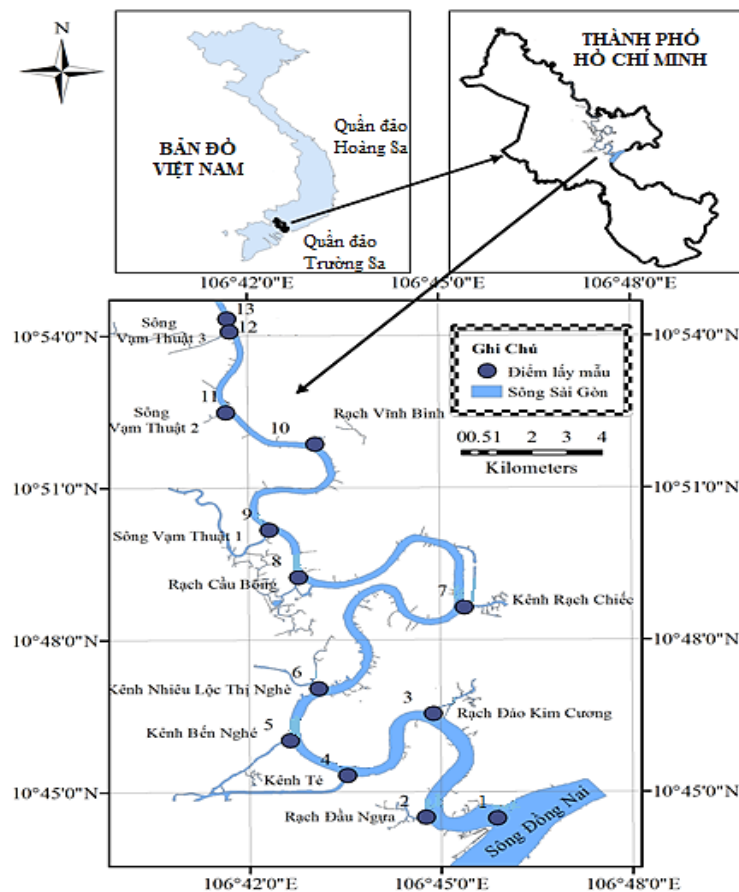
2. Địa điểm và phương pháp nghiên cứu

2.1. Khu vực nghiên cứu và thu thập mẫu

Các mẫu trầm tích được lấy tại lưu vực sông Sài Gòn đoạn chảy qua thành phố Hồ Chí Minh. Qua khảo sát thực địa, các mẫu trầm tích được tiến hành từ đoạn sông bắt đầu từ điểm giao nhau của sông Sài Gòn – Đồng Nai đến sông Vàm Thuật 3. 13 vị trí lấy mẫu trầm tích (S1 – S13) được thể hiện trên bản đồ Hình 1. Các vị trí lấy mẫu được phân bố dọc sông Sài Gòn tại các điểm giao với kênh rạch trên sông giúp xác định nồng

độ chất ô nhiễm khi sông tiếp nhận nguồn nước từ các nhánh kênh. Quá trình thu mẫu tham khảo theo: TCVN 6663-15: 2004 (ISO 5667- 15: 1999): Chất lượng nước – Lấy mẫu - Phần 15: Hướng dẫn bảo quản và xử lý mẫu bùn và trầm tích. Ba mẫu trầm tích lặp lại được thu thập ở độ sâu 10 cm tại mỗi địa điểm bằng dụng cụ lấy mẫu Peterson (ETC-200, Trung Quốc) vào mùa mưa và mùa khô. Tổng 78 mẫu trầm tích được thu thập tại khu vực nghiên cứu. Tất cả các mẫu được bảo quản ở nhiệt độ 4 °C trong túi polyetylen kín sau khi thu thập và gửi đến phòng thí nghiệm để phân tích.

Mẫu trầm tích sau đó được sấy khô chân không, nghiền mịn bằng cối sứ và qua rây với kích thước hạt nhỏ hơn 0,16 mm loại bỏ đá, sỏi. Mẫu sau khi rây được chuyển vào túi nilon, bảo quản lạnh cho đến khi phân tích.



Hình 1. Bản đồ vị trí lấy mẫu trầm tích.

2.2. Phân tích phòng thí nghiệm

2.2.1. Đặc tính hóa lý của trầm tích sông

Phân tích cỡ hạt: các mẫu trầm tích ban đầu (5 g) được cho vào cốc đã rửa sạch trước đó. Axit clohydrit (HCl) (5% theo thể tích) (Merck, độ tinh khiết 99%) và Hydrogen peroxit (H₂O₂) (Merck, độ tinh khiết cerck, độ tinh khiết 99%). Sau đó tiến hành chuẩn độ bằng Bạc(I) nitrat (AgNO₃) (Merck, độ tinh khiết 99,98%) đến khi chuyển từ vàng sang đỏ gạch.

2.2.2. Tổng kim loại trong trầm tích sông

Áp dụng quy trình của Loi và cộng sự [11] để phá mẫu xác định hàm lượng tổng của kim loại trong trầm tích. Cân 1 g mẫu trầm tích khô cho vào bình tam giác chịu nhiệt 50 mL, cho thêm 20 mL hỗn hợp cường toan Axit Nitric: Axit clohydrit (HNO₃:HCl = 1:3), giữ ở nhiệt độ phòng từ 10-12 giờ, sau đó đun ở 80 °C đến gần cạn. Tiếp tục thêm 20 mL hỗn hợp cường toan (7 mL HCl 10 M + 2,3 mL HNO₃ 15,8 M), đun đến khi gần cạn và thu được cặn trắng. Để nguội, định mức bằng HNO₃ 1% đến 25 mL rồi tiến hành lọc lấy dung dịch chứa kim loại.

Mẫu trắng được xử lý như mẫu phân tích, nhưng không có mẫu trầm tích. Dùng 1 mL nước cất thay cho 1 g mẫu trầm tích khô và xử lý song song cùng với mẫu phân tích.

Hàm lượng tổng của 08 KLN được xác định bằng máy quang phổ phát xạ plasma kết hợp cảm ứng (Inductively Coupled Plasma spectroscopy – Optical Emission Spectrometer, ICP-OES, Spectro Analytical Instrument GmbH, 47533 Kleve Germany) trong các mẫu trầm tích sông.

2.2.3. Chiết dạng kim loại trong trầm tích sông

Các mẫu được chiết theo quy trình chiết của Tessier [12, 13]. Trên cơ sở chiết tách tuần tự, kim loại có thể được chia thành các dạng trao đổi (F1), liên kết cacbonat (F2), liên kết với sắt và magan oxit (F3), liên kết với các hợp chất hữu cơ (F4) và phần cặn dư (F5).

Cân khoảng 1 g mẫu, cho vào bình tam giác. Chiết kim loại từ mẫu với 20 mL dung dịch MgCl₂ 1 M, điều chỉnh pH=7, rung cơ học trong 1 giờ, ở 20 °C. Thu được dung dịch chiết F1.

Phần dư ở bước 1 được chiết bằng 20 mL Natri acetat (CH₃COONa 1 M) (Việt Nam, độ tinh khiết 99%), điều chỉnh pH=5 với CH₃COOH. Tiếp tục lắc trong 4 giờ ở nhiệt độ phòng. Thu được dung dịch chiết F2

Phần dư ở bước 2 được chiết bằng 50 mL dung dịch Hydroxylamin hydrochlorit (NH₂OH.HCl 0,04 M) (Merck, độ tinh khiết 99%) trong dung dịch CH₃COOH 25%. Chiết ở 80 ± 3 °C trong 5,5 giờ liên tục. Thu được dung dịch chiết F3.

Sau giai đoạn 3, lấy phần dư. Thêm 7,5 mL dung dịch HNO₃ 0,02 M và 12,5 mL H₂O₂ 30% điều chỉnh pH=2. Tiếp tục lắc trong 2 giờ ở 85 °C. Sau đó thêm tiếp 7,5 mL H₂O₂ 30% điều chỉnh pH=2, tiếp tục lắc trong 3 giờ ở 85 °C.

Sau đó làm lạnh đến nhiệt độ phòng rồi thêm khoảng 12,5 mL dung dịch Amoni axetat (CH₃COONH₄ 3,2 M) (Merck, độ tinh khiết ≥98 %) trong HNO₃ 20 % và lắc trong khoảng 30 phút. Thu được dung dịch chiết F4.

Phần cặn dư ở giai đoạn 4 được định lượng bằng cách chuyển sang lò vi sóng phá mẫu. Phá mẫu bằng nước cường toan (7 mL HCl 10 M + 2,3 mL HNO₃ 15,8 M). Chạy quy trình phá mẫu của lò. Để nguội ở nhiệt độ phòng, cô muối ẩm, định mức 50 mL bằng dung dịch HNO₃ 2%. Thu được dung dịch chiết F5.

Các dung dịch thu được sau khi định mức 25 mL được đo hàm lượng kim loại bằng máy quang phổ phát xạ plasma kết hợp cảm ứng (Inductively Coupled Plasma spectroscopy – Optical Emission Spectrometer, ICP-OES, Spectro Analytical Instrument GmbH, 47533 Kleve Germany).

2.2.4. Các chỉ số rủi ro ô nhiễm kim loại nặng trong trầm tích sông

Hệ số rủi ro (HQ)

Hàm lượng KLN trong trầm tích được so sánh với các giá trị hướng dẫn chất lượng TEC (Nồng độ ảnh hưởng ngưỡng) và PEC (Nồng độ ảnh hưởng ngẫu nhiên) [14]. HQ được tính toán dựa trên từng nồng độ kim loại đối với PEC tương ứng (công thức 1) [15]:

$$HQ = \frac{C}{PEC} \quad (1)$$

Trong đó: C là giá trị đo được của KLN trong trầm tích, và PEC là nồng độ ảnh hưởng ngẫu nhiên.

Nếu: $HQ < 1$: không có tác động bất lợi đối với sức khỏe do phơi nhiễm.

$HQ > 1$: có thể ảnh hưởng xấu đến sức khỏe.

Ngoài ra, thương số PEC trung bình (PECq) cho các KLN được tính theo công thức (2) như sau:

$$PECq = \frac{\sum \frac{C}{PEC}}{n} \quad (2)$$

Trong đó: n là số lượng các kim loại được thử nghiệm.

PECq trung bình là tỷ lệ trung bình của hàm lượng mỗi kim loại với PEC tương ứng.

Nếu: $PECq < 0,1$: không ảnh hưởng bất lợi;

$0,1 < PECq < 0,5$: mức độ bất lợi thấp;

$0,5 < PECq < 1,0$: mức độ bất lợi trung bình;

$PECq > 1,0$: mức độ bất lợi cao.

Chỉ số tích lũy địa hóa (I_{geo})

$$PLI = \sqrt[8]{CF_{Ag} \times CF_{Ba} \times CF_{Cr} \times CF_{Cu} \times CF_{Li} \times CF_{Mn} \times CF_{Pb} \times CF_{Zn}} \quad (4)$$

Trong đó $CF_{kim\ loai}$ là tỷ lệ giữa hàm lượng mỗi KLN với hàm lượng nền (mg/kg) của các mẫu tiền công nghiệp từ trầm tích, được biểu thị bằng $CF_{kim\ loai} = C_{kim\ loai} / C_{nền}$. Trong nghiên cứu này, PLI là kết quả đóng góp của tám kim loại (Ag, Ba, Cr, Cu, Li, Mn, Pb và Zn). $C_{nền}$ thường

I_{geo} được sử dụng để đánh giá sự tích lũy KLN trong trầm tích sông do các hoạt động của con người và được tính toán bằng công thức (3) [16]:

$$I_{geo} = \log_2 \left(\frac{C_i}{1,5 \times B_i} \right) \quad (3)$$

Trong đó C_i và B_i lần lượt là hàm lượng đo được và giá trị nền địa hóa của kim loại i.

Mức độ ô nhiễm trầm tích theo chỉ số I_{geo} được phân loại như sau [17]:

Loại 0: $I_{geo} \leq 0$: không ô nhiễm;

Loại 1: $0 \leq I_{geo} \leq 1$: ô nhiễm nhẹ;

Loại 2: $1 \leq I_{geo} \leq 2$: ô nhiễm trung bình;

Loại 3: $2 \leq I_{geo} \leq 3$: trung bình → nặng;

Loại 4: $3 \leq I_{geo} \leq 4$: ô nhiễm nặng;

Loại 5: $4 \leq I_{geo} \leq 5$: nặng → rất nghiêm trọng;

Loại 6: $5 < I_{geo}$: ô nhiễm rất nghiêm trọng.

Chỉ số tải lượng ô nhiễm (PLI)

PLI của các kim loại được tính toán để đánh giá chất lượng trầm tích lưu vực sông Sài Gòn.

Chỉ số PLI được biểu thị theo công thức (4):

sử dụng đá phiến trung bình theo nghiên cứu của Turekian and Wedepohl [18] làm nền (Bảng 1).

Nếu: $PLI = 0$: tình trạng nguyên sơ;

$PLI = 1$: các chất ô nhiễm ở mức cơ bản;

$PLI > 1$: chất ô nhiễm có xu hướng tiến triển nhanh.

Bảng 1. Giá trị nền địa hóa hàm lượng kim loại trong trầm tích sông (mg/kg) tham chiếu

Tiêu chuẩn địa hóa	Ag	Ba	Cr	Cu	Li	Mn	Pb	Zn
Tiêu chuẩn đá phiến sét	0,07	580	90	45	66	850	20	95

Nhân tố gây ô nhiễm cá nhân (ICF) và nhân tố gây ô nhiễm toàn cầu (GCF)

Việc xác định các nhân tố gây ô nhiễm cá nhân (ICF - Individual contamination factor) cho các mẫu trầm tích khác nhau theo công thức (5):

$$ICF = \frac{(F1 + F2 + F3 + F4)}{F5} \quad (5)$$

$$= \frac{\text{Dạng không phải cặn dư}}{\text{Dạng cặn dư}}$$

Trong đó F1 là phần trao đổi của KLN trong trầm tích (mg/kg), F2 là phần cacbonat (mg/kg),

F3 là phần khử (mg/kg), F4 là phần oxy hóa (mg/kg) và F5 là phần cặn dư (mg/kg).

Nhân tố gây ô nhiễm toàn cầu (GCF- global contamination factor) cho mỗi vị trí mẫu được tính toán bằng tổng các ICF của tất cả các kim loại thu được cho trong mẫu trầm tích [19].

$$GCF = \sum ICF \quad (6)$$

Phân loại mức độ ô nhiễm theo ICF và GCF như sau:

$ICF < 1$; $GCF < 6$: ảnh hưởng thấp;

$1 \leq ICF \leq 3$; $6 \leq GCF \leq 12$: ảnh hưởng trung bình;

$3 \leq ICF \leq 6$; $12 \leq GCF \leq 24$: ảnh hưởng lớn;
 $ICF > 6$; $GCF > 24$: ảnh hưởng rất lớn.

Chỉ số đánh giá rủi ro (RAC)

RAC đánh giá sự sẵn có của KLN, được tính bằng tỷ lệ giữa hàm lượng của dạng trao đổi và cacbonat trên tổng các dạng, được áp dụng rộng rãi để đánh giá tính di động và khả dụng sinh học của KLN trong trầm tích.

$$RAC = \frac{F_1 + F_2}{\sum F} \times 100\% \quad (7)$$

Các chỉ số RAC có thể được chia thành năm loại:

- Loại I, $RAC \leq 1\%$: không có rủi ro;
- Loại II, $1\% < RAC \leq 10\%$: rủi ro thấp;
- Loại III, $11\% < RAC \leq 30\%$: rủi ro trung bình;
- Loại IV, $31\% < RAC \leq 50\%$: rủi ro cao;
- Loại V, $RAC > 50\%$: rủi ro rất cao.

2.3. Phân tích thống kê

Dữ liệu thực nghiệm được phân tích thống kê bằng phần mềm JMP Pro 16.0 để xác định sai số chuẩn giữa các biến. Các chỉ số rủi ro ô nhiễm

kim loại được tính toán thông qua phần mềm Excel 2016. Ngoài ra, JMP Pro 16.0 cũng được sử dụng trong phân tích mối tương quan giữa hàm lượng KLN với các thông số hóa lý của trầm tích. Phương pháp phân tích tương quan Pearson tạo ra điểm có thể thay đổi từ -1 đến +1. Hai đối tượng có giá trị điểm cao (gần +1) thì tương quan dương mạnh. Hai đối tượng không tương quan sẽ có điểm Pearson gần bằng không. Hai đối tượng tương quan nghịch (nghĩa là một đối tượng giảm xuống khi đối tượng kia tăng lên) sẽ có điểm Pearson gần bằng -1. Các biểu đồ kết quả nghiên cứu được thể hiện thông qua phần mềm Sigmaplot 14.0.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Đặc tính hóa lý của trầm tích

Sự phân bố theo mùa của các thông số hóa lý trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn được khảo sát trong Bảng 2 dưới dạng trung bình (TB) và sai số chuẩn (SE).

Bảng 2. Đặc tính hóa lý của trầm tích sông Sài Gòn

		Cát thô (%)	Cát mịn (%)	Thịt (%)	Sét (%)	pH	EC (µS/cm)	Cl ⁻ (mg/kg)
Mùa mưa	TB	3,49	20,06	66,19	10,26	4,25	1441,00	634,90
	SE	2,00	1,44	2,72	0,78	0,14	88,38	106,29
Mùa khô	TB	4,60	22,35	62,65	10,39	4,77	1373,31	3630,57
	SE	1,43	1,12	2,12	0,62	0,22	85,64	655,30

Phần thịt và cát mịn chiếm ưu thế trong các thành phần cơ giới của trầm tích lưu vực sông Sài Gòn vào mùa mưa ($66,19 \pm 2,72$ và $20,06 \pm 1,44\%$) và mùa khô ($62,65 \pm 2,12$ và $22,35 \pm 1,12\%$) (Bảng 2) do lưu vực sông là nơi lắng đọng trầm tích hạt mịn, bao gồm các hạt dạng lơ lửng trôi dạt từ thượng nguồn. Đặc biệt, các mẫu trầm tích tại khu vực nghiên cứu đều mang tính axit do thuộc khu vực sinh thái nước ngọt. Độ pH của trầm tích vào mùa mưa dao động từ 3,3-4,97 và mùa khô từ 3,17-5,97. Ngoài ra, EC trong trầm tích vào mùa mưa (993-1932 µS/cm) được phát hiện cao hơn mùa khô (957-1796 µS/cm). Trong khi anion Cl⁻ vào mùa

mưa (355-1810,5 mg/kg) lại thấp hơn mùa khô (798,75-7135,5 mg/kg) (Bảng 2).

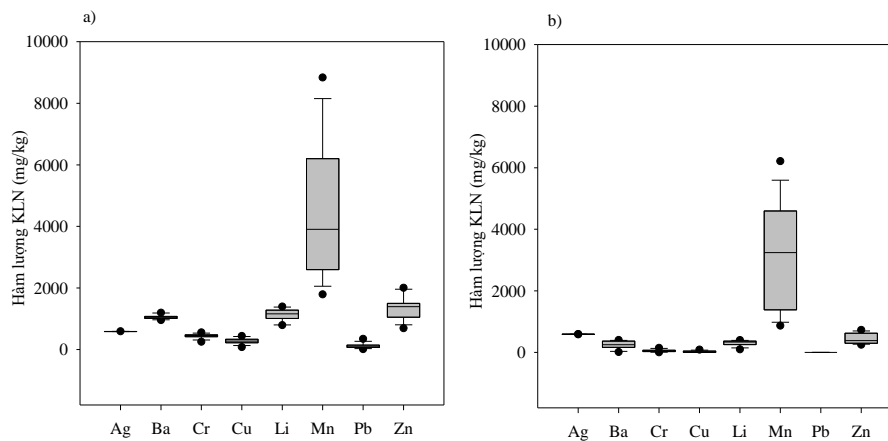
Các nghiên cứu trước đây cũng đã báo cáo các đặc tính hóa lý của trầm tích như kết cấu trầm tích, pH ảnh hưởng đến hàm lượng KLN trong trầm tích [20, 21]. Đặc biệt, so với các khu vực khác trên thế giới độ pH trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn có giá trị thấp hơn [22, 23].

3.2. Hàm lượng tổng kim loại nặng trong trầm tích

Kết quả khảo sát hàm lượng tổng KLN trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn vào mùa mưa được xác định theo thứ tự Mn > Zn > Li > Ba > Ag > Cr > Cu > Pb (Hình 2a). Trong đó hàm

lượng Mn dao động từ 1788,0-8837,0 mg/kg, hàm lượng Zn dao động từ 691,0-2002,0 mg/kg, hàm lượng Li dao động từ 789,0-1393,0 mg/kg, hàm lượng Ba dao động từ 953,0-1193,0 mg/kg, hàm lượng Ag dao động từ 582,0-590,0 mg/kg, hàm lượng Cr dao động từ 250,0-552,0 mg/kg, hàm lượng Cu dao động từ 78,0-435,0 mg/kg và Pb dao động từ 10,0-342,0 mg/kg. Vào mùa khô, xu hướng tổng KLN là Mn > Ag > Zn > Li > Ba > Cr > Cu > Pb (Hình 2b). Trong đó, hàm lượng Mn dao động từ 866,3-6211,0 mg/kg, hàm lượng Ag dao động từ 582,0-592,0 mg/kg, hàm lượng Zn dao động từ 247,2-725,0 mg/kg, hàm lượng

Li dao động từ 97,0-396,0 mg/kg, hàm lượng Ba dao động từ 11,0-399,0 mg/kg, hàm lượng Cr dao động từ 0-145,0 mg/kg, hàm lượng Cu dao động từ 0-88,0 mg/kg, đặc biệt hàm lượng Pb dưới ngưỡng phát hiện. Kết quả khảo sát cho thấy hàm lượng tổng của hầu hết các KLN trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn vào mùa mưa lớn hơn mùa khô, ngoại trừ Ag gần tương đương nhau. Nguyên nhân là vào mùa mưa các dòng thải chứa KLN theo nước mưa chảy vào hệ thống sông và lắng đọng trong trầm tích nên hàm lượng phát hiện lớn.



Hình 2. Hàm lượng tổng KLN trong trầm tích sông Sài Gòn vào mùa mưa (a) và khô (b).

Hàm lượng tổng Cr phát hiện trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn vào hai mùa mưa và khô thấp hơn so với một số sông ở Bangladesh (112-2471 mg/kg) [24] và cao hơn sông Zambezi (3-24 mg/kg), sông Luangwa (14-39 mg/kg), sông Kafue (8-38 mg/kg) [25]. Đối với hàm lượng Cu trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn cao hơn trầm tích Dumai (1,61-13,84 mg/kg) [26], hạ lưu sông Lee (32,6-161 mg/kg) [27]. Đáng chú ý là hàm lượng Cu phát hiện tại sông Sài Gòn vào mùa mưa cao hơn so với Bangladesh (65-405 mg/kg) [24], sông Cauvery (0,5-68,7 mg/kg) [28] nhưng thấp hơn vào mùa khô. Hàm lượng Mn tại khu vực nghiên cứu cao hơn sông Cauvery (45,2-525 mg/kg) vào cả hai mùa khảo sát [24]. Đối với Pb trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn thấp hơn so với sông ở Bangladesh (45-1846 mg/kg) vào cả hai mùa [24]. Tương tự, Pb

tại sông Sài Gòn vào mùa khô thấp hơn trầm tích ở Dumai (14,63-84,90 mg/kg) [26], hạ lưu sông Lee (50-253 mg/kg) [27], nhưng lại cao hơn vào mùa mưa. Đối với Zn trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn vào hai mùa mưa và khô đều cao hơn so với trầm tích Dumai (31,49-87,11 mg/kg) [26], sông Cauvery (11,5-211 mg/kg) [28], sông Zambezi (1-25 mg/kg), sông Luangwa (2-33 mg/kg), sông Kafue (6-134 mg/kg) và sông ở Lusaka (37-113 mg/kg) [25].

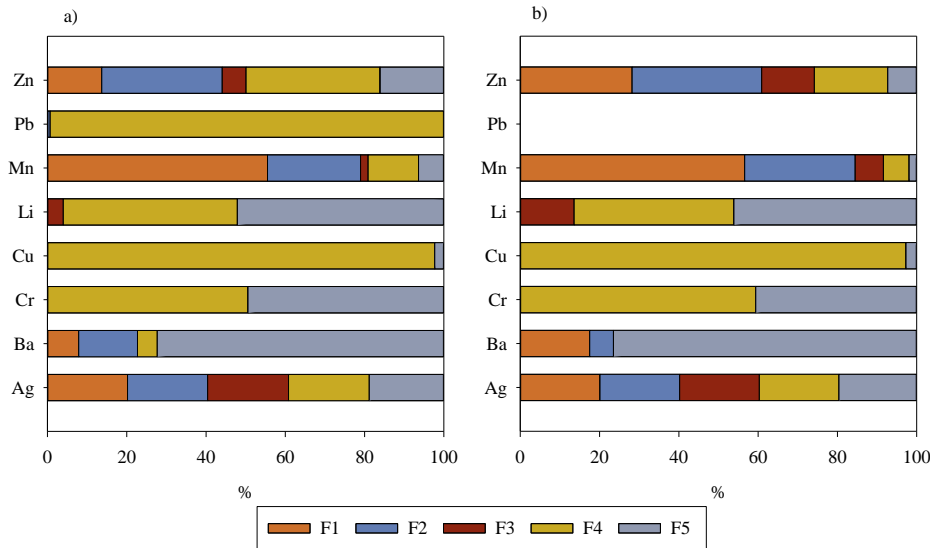
Kết quả so sánh cho thấy hàm lượng KLN trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn vào mùa mưa cao hơn so với các khu vực trên thế giới. Điều này chứng minh các hoạt động xả thải công nghiệp, khu dân cư chưa được xử lý phù hợp trước khi thải vào môi trường sông Sài Gòn gây ô nhiễm Mn nghiêm trọng và các KLN khác Zn, Cu, Pb,... nhất là vào mùa mưa. Do vào mùa

mưa, các chất ô nhiễm trên mặt đất dễ dàng được vận chuyển theo dòng nước mưa vào hệ thống sông Sài Gòn.

3.3. Hàm lượng các dạng kim loại nặng trong trầm tích

Kết quả phân tích các dạng KLN cho thấy Ag tồn tại ở cả 5 dạng với % tương tự nhau ở cả hai mùa mưa và khô. Đối với Ba tồn tại chủ yếu ở dạng F5 chiếm 72,38% (mùa mưa) và 76,53% (mùa khô). Cr tồn tại ở hai dạng F4 và F5 lần lượt là 50,58 và 49,42% (mùa mưa), 59,43 và 40,57% (mùa khô). Tương tự Cr, Cu cũng tồn tại hai dạng F4 và F5 với tỷ lệ lần lượt là 97,67 và

2,33% (mùa mưa), 97,29 và 2,71% (mùa khô). Tương tự Cr và Cu, Li tồn tại chủ yếu ở dạng F4 và F5 với tỷ lệ 43,85 và 52,13% (mùa mưa), 40,32 và 46,08 % (mùa khô). Mn tồn tại ở cả 5 dạng vào mùa mưa F1 (55,47%) > F2 (23,49%) > F4 (12,74 %) > F5 (6,39%) > F3 (1,91%) và mùa khô F1 (56,62%) > F2 (27,85%) > F3 (7,11%) > F4 (6,45%) > F5 (1,97%). Đối với Pb tồn tại chủ yếu ở dạng F4 với tỷ lệ 99,3 % vào mùa mưa, đặc biệt vào mùa khô không phát hiện các dạng kim loại tồn tại. Zn tồn tại ở cả 5 dạng vào mùa mưa F4 (33,80%) > F2 (30,41%) > F5 (16,12%) > F1 (13,66%) > F3 (6,01%) và mùa khô F2 (32,75%) > F1 (28,16%) > F4 (18,50%) > F3 (13,31%) > F5 (7,28%) (Hình 3).



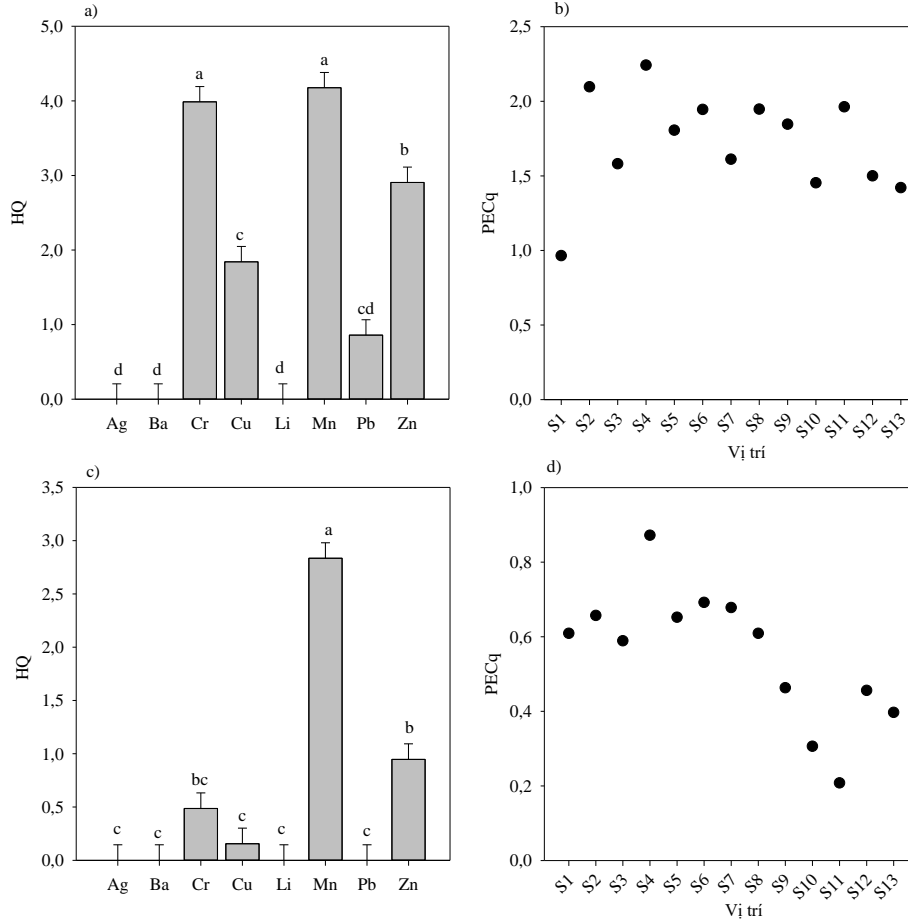
Hình 3. Hàm lượng các dạng KLN trong trầm tích sông vào mùa mưa (a) và mùa khô (b).

Kim loại Ba tồn tại chủ yếu ở dạng F5 cho thấy khả năng gây nguy hiểm đối với hệ sinh vật thủy sinh do có thể tái nhiễm trong môi trường [29]. Đồng thời chứng minh Ba bị chi phối bởi các nguồn tự nhiên do thành phần F5 liên kết với các thành phần có trong môi trường trầm tích gây ô nhiễm KLN. Đối với Cr chủ yếu tập trung ở dạng F4 và F5, cho thấy nguồn ô nhiễm từ tự nhiên Các nghiên cứu khác được thực hiện ở Tây Ban Nha, Singapore cũng cho thấy Cr được tìm thấy chủ yếu ở phần F5 trong tất cả các mẫu [30, 31]. Những kết quả này chỉ ra rằng Cr có mối liên hệ mật thiết với cấu trúc tinh thể của

trầm tích, vì vậy các thành phần trong môi trường trầm tích là nguyên nhân chính gây ô nhiễm KLN. Cu, Pb chủ yếu tồn tại ở dạng oxy hóa trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn chứng minh Cu liên kết với chất hữu cơ tương đối cao [32]. Tỷ lệ dạng trao đổi trong Mn cao cho thấy lượng lớn Mn có thể được giải phóng vào nước sau quá trình trao đổi ion và liên kết cacbonat khi môi trường mang tính axit với các nguồn [33]. Đối với Zn, vào mùa mưa thành phần liên kết với các hợp chất hữu cơ với hàm lượng cao nhất cho thấy chất thải sinh hoạt là nguồn thải Zn tại khu vực nghiên cứu, do khả năng liên kết với thành

phần hữu cơ trong nước thải cao [32]. Vào mùa khô mức Zn cao nhất tồn tại ở phần liên kết cacbonat chứng minh cacbonat là chất thải Zn

quan trọng trong lưu vực sông Sài Gòn, đây là nguồn ô nhiễm tự nhiên trong môi trường trầm tích.



Hình 4. Chỉ số HQ, PECq của KLN trong trầm tích sông vào mùa mưa (a, b) và khô (c, d).

3.4. Đánh giá mức độ ô nhiễm kim loại nặng trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn

3.4.1. Đánh giá mức độ ô nhiễm kim loại nặng trong trầm tích theo các tiêu chuẩn

Áp dụng Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng trầm tích của Việt Nam (QCVN 43: 2017/BTNMT) và “Compilation of Sediment & Soil Standards, Criteria & Guidelines 1999” do bộ môi trường Hoa Kỳ ban hành để đánh giá chất lượng trầm tích cho mục đích bảo vệ đời sống thủy sinh, trên cơ sở phân tích 13 vị trí thu mẫu trầm tích lưu vực sông Sài Gòn qua hai mùa mưa và khô. Kết quả khảo sát cho thấy hàm lượng các

KLN vào mùa mưa đều vượt tiêu chuẩn. Vào mùa khô phát hiện ba KLN không vượt tiêu chuẩn bao gồm Cr, Cu, Pb.

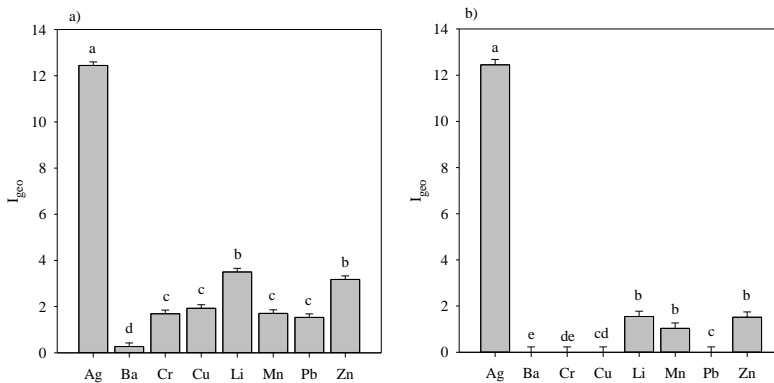
3.4.2. Đánh giá mức độ ô nhiễm kim loại nặng trong trầm tích theo các chỉ số rủi ro

Các chỉ số rủi ro là công cụ giúp giám sát chất lượng môi trường và đảm bảo tính bền vững trong tương lai. Các chỉ số được sử dụng trong nghiên cứu để đánh giá ô nhiễm KLN nặng trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn bao gồm HQ, PECq, I_{geo} , PLI, CF và RAC.

Chỉ số HQ đã được áp dụng để xác định mối đe dọa do KLN gây ra. Vào mùa mưa, giá trị $HQ > 1$ được phát hiện đối với Cr, Cu, Mn và

Zn, các KLN còn lại đạt giá trị < 1 (Hình 4a). Tuy nhiên, vào mùa khô giá trị HQ của hầu hết các KLN đều < 1 (ngoại trừ Mn: 2,83) (Hình 4c). Kết quả tính toán HQ cho thấy các KLN, đặc biệt là Mn là kim loại gây ô nhiễm đáng lo ngại đối với sức khỏe con người ở lưu vực sông Sài Gòn, nhất là vào mùa mưa. Ngoài ra, PECq được đánh giá cho thấy vào mùa mưa chỉ phát hiện vị trí S1 gây bất lợi trung bình, các vị trí khảo sát còn lại ở mức bất lợi cao (Hình 4b). Tuy nhiên, vào mùa khô KLN chỉ gây ảnh hưởng bất lợi ở mức thấp

(S9 – S13) và mức trung bình (S1 – S8), không phát hiện mức độ cao (Hình 4d). Tương tự, tại Ấn Độ, Kumar và cộng sự [34] đã báo cáo giá trị HQ của các KLN như Fe, Cu, Co, Mn, Ni, Pb, As, Cr tác động có hại trong trầm tích. Ngoài ra, HQ đã được tính toán để đánh giá rủi ro sức khỏe liên quan đến công việc nạo vét trầm tích của hai dòng đô thị ở phía bắc Ba Lan cho thấy Cr có nguy cơ cao nhất đối với sức khỏe con người [35].



Hình 5. Chỉ số I_{geo} của KLN trong trầm tích sông vào mùa mưa (a) và khô (b).

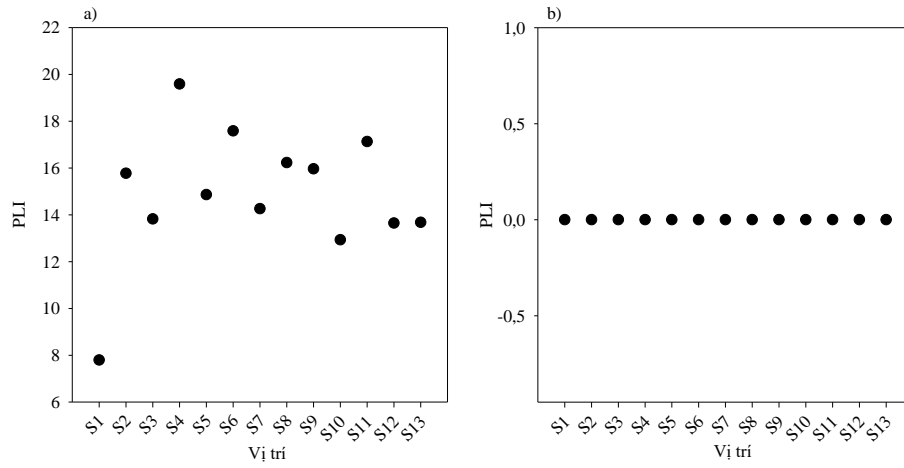
Đánh giá mức độ ô nhiễm thông qua chỉ số I_{geo} cho thấy Ag là kim loại gây rủi ro ô nhiễm rất nghiêm trọng đối với trầm tích lưu vực sông Sài Gòn (I_{geo} = 12,45) trong cả hai mùa mưa và khô. Đối với mùa mưa, giá trị I_{geo} của Ba < 1 chứng minh mức độ ô nhiễm nhẹ, kim loại Cr, Cu, Mn, Pb được xác định ở mức ô nhiễm trung bình và Li, Zn gây ô nhiễm nặng (p < 0,0001) (Hình 5a). Trong mùa khô, mức độ ô nhiễm được xác định không có rủi ro gây ô nhiễm (Ba, Cr, Cu, Pb) và mức ô nhiễm trung bình (Li, Mn, Zn) (p < 0,0001) (Hình 5b).

Tại Đài Loan, Chen và cộng sự [36] cũng đã báo cáo giá trị I_{geo} trong trầm tích Cảng Cao Hùng được phân loại mức ô nhiễm rất nghiêm trọng chỉ liên quan đến Hg, ô nhiễm nặng đối với Cd trong khi ô nhiễm trung bình được ghi nhận do Cu.

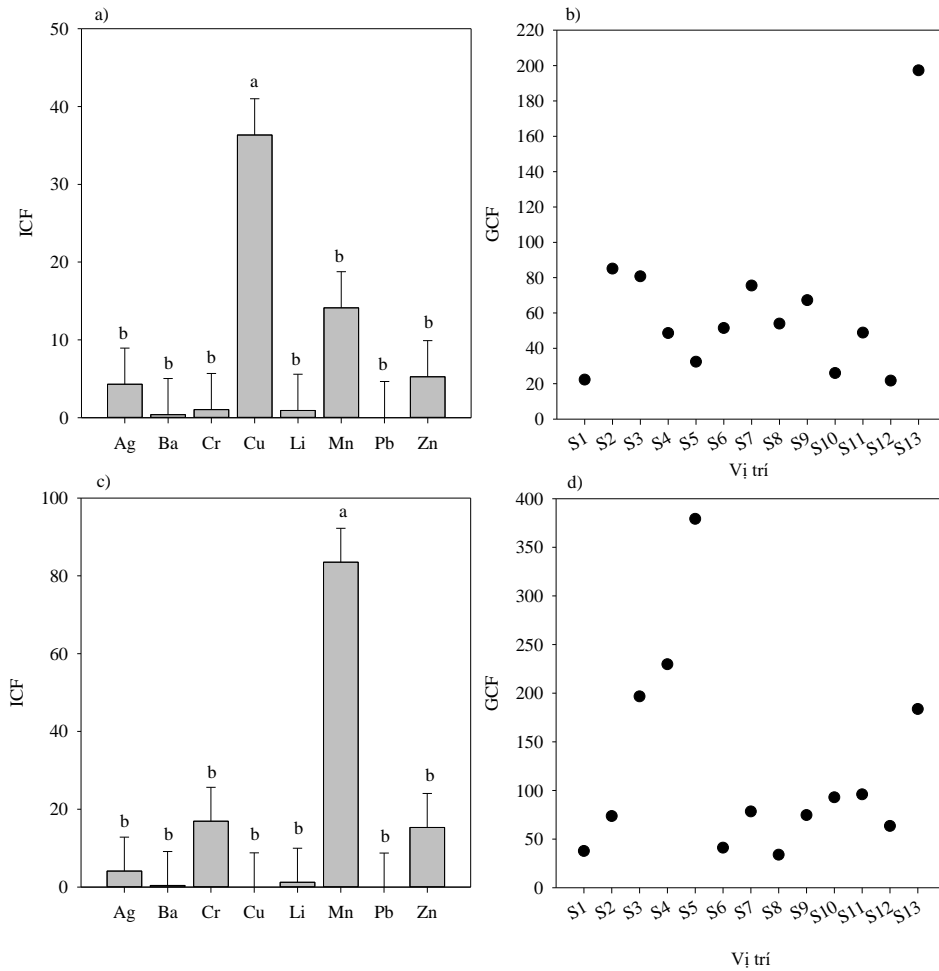
Theo Angula [37], PLI có thể đưa ra ước tính về hiện trạng ô nhiễm KLN và các hành động cần thiết nên được thực hiện. Do đó, chỉ số tải lượng

ô nhiễm PLI được tính toán cho từng vị trí nghiên cứu trong các mẫu trầm tích lưu vực sông Sài Gòn vào mùa mưa và khô (Hình 6). Giá trị PLI > 1 thể hiện dấu hiệu ô nhiễm, trong khi PLI < 1 cho thấy không ô nhiễm. Giá trị PLI ghi nhận đối với trầm tích lưu vực sông Sài Gòn và mùa mưa đều > 1 cho thấy mức độ suy thoái đang dần gia tăng tại khu vực nghiên cứu (Hình 6a). Tuy nhiên, vào mùa khô giá trị PLI của tất cả các KLN đều = 0 chứng minh hiện trạng nguyên sơ không bị ảnh hưởng do ô nhiễm KLN từ các nguồn thải trên đất liền (Hình 6b).

PLI tính toán tại các địa điểm thu mẫu trầm tích lưu vực sông Sài Gòn vào mùa mưa cao hơn trầm tích hồ Nasser ở Ai Cập cho thấy hoạt động của con người trong và xung quanh hồ đang ở mức thấp [22]. Tương tự, phạm vi PLI trong trầm tích dọc theo dòng kênh Nakivubo chảy qua khu đô thị và khu công nghiệp là 1,25-2,5 cho thấy khu vực đang bị suy thoái nhưng vẫn thấp hơn nghiên cứu hiện tại [38].



Hình 6. Chỉ số PLI của KLN trong trầm tích sông vào mùa mưa (a) và khô (b).

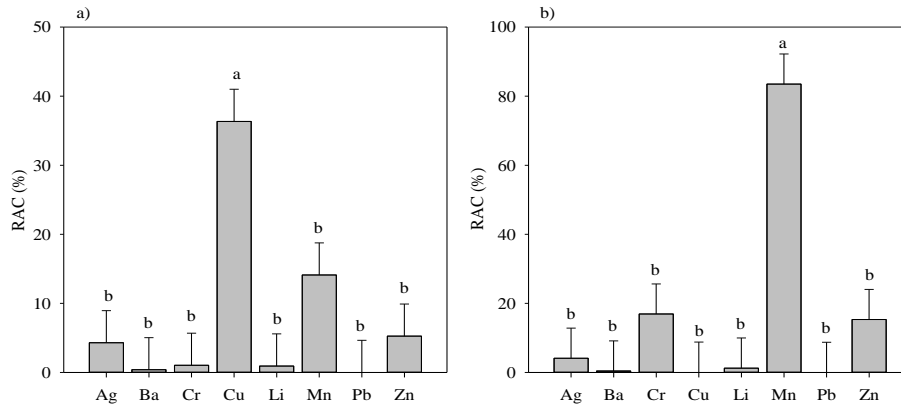


Hình 7. Chỉ số ICF và GCF của KLN trong trầm tích sông vào mùa mưa (a, b) và khô (c, d).

Bên cạnh đó, ICF và GCF đã được áp dụng để đánh giá khả dụng sinh học của 08 kim loại trong trầm tích sông Sài Gòn (Hình 7). Do ICF có thể phản ánh rủi ro ô nhiễm kim loại [39]. Trong mùa mưa, Cu có mức độ ảnh hưởng rất lớn (ICF = 36,35), giá trị ICF tính toán đối với các KLN trong trầm tích theo thứ tự Cu > Mn > Zn > Ag > Cr > Li > Ba > Pb ($p < 0,0001$) (Hình 7a). Giá trị ICF vào mùa khô cao hơn mùa mưa với Mn là KLN có mức ảnh hưởng lớn nhất (ICF = 83,49), xu hướng giảm dần ICF lần lượt là Mn > Cr > Zn > Ag > Li > Ba > Cu > Pb ($p < 0,0001$) (Hình 7c). Đối với GCF, vào mùa mưa chỉ phát hiện vị trí S1 và S12 mang mức độ rủi ro lớn, các KLN còn lại được xác định mức độ rủi ro rất lớn (GCF > 24) (Hình 7b). Đặc biệt vào mùa khô hầu hết các KLN đều mang rủi ro rất lớn đối với trầm tích lưu vực sông Sài Gòn (Hình 7d). Chỉ số ô nhiễm GCF được tính toán từ giá trị ICF cho thấy các vị trí thượng nguồn và hạ nguồn bị tác động mạnh bởi các chất ô nhiễm KLN. Khả năng tích lũy KLN trong trầm tích bắt nguồn từ điểm thải

gần đầu vào, và sau đó phân tán trong khu vực với hàm lượng thấp hơn [40].

Tương tự, RAC là công cụ sử dụng để đánh giá các rủi ro sinh thái tiềm ẩn do KLN gây ra [41]. Do đó, rủi ro sinh thái trung bình của Ag, Ba, Cr, Cu, Li, Mn, Pb và Zn đã được xác định trong trầm tích sông Sài Gòn theo các giá trị RAC. Các kim loại này được đưa vào hệ thống sông chủ yếu thông qua các hoạt động của con người, gây rủi ro sinh thái đối với hệ sinh vật thủy sinh địa phương [8]. Kết quả tính toán RAC vào mùa mưa cho thấy rủi ro sinh thái cao bởi Cu (36,35%) và trung bình bởi Mn (14,11%), các KLN còn lại ở mức không rủi ro đến rủi ro thấp ($p < 0,0001$) (Hình 8a). Tuy nhiên RAC có sự thay đổi giữa các KLN vào mùa khô, trong đó Mn được xác định rủi ro rất cao (83,49%), Cr và Zn mang rủi ro trung bình (16,92 và 15,32%), Ag và Li rủi ro thấp (4,09 và 1,24%), các KLN còn lại không phát hiện rủi ro ($< 1%$) ($p < 0,0001$) (Hình 8b).



Hình 8. Chỉ số RAC của KLN trong trầm tích sông vào mùa mưa (a) và khô (b).

3.5. Mối quan hệ giữa các đặc tính hóa lý và kim loại nặng trong trầm tích

KLN có thể được tích lũy trong trầm tích thông qua các quá trình hấp phụ, tạo phức vô cơ hoặc hữu, bị tác động bởi kết cấu và hóa lý trầm tích. Do đó phân tích tương quan Pearson đã được thực hiện nhằm đánh giá ảnh hưởng của kết cấu, pH, EC và Cl⁻ đối với sự phân bố của KLN trong trầm tích ($p < 0,05$) (Bảng 3). Kết quả phân

tích thể hiện mối tương quan dương mạnh giữa Ba, Cr, Li, Pb và Zn chứng minh rằng các KLN được liên kết với nhau và có nguồn gây ô nhiễm tương tự trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn. Mối tương quan dương của Pb với hàm lượng thít ($r = 0,47$) cũng đã được quan sát (Bảng 3) cho thấy ái lực của Pb với phân thít trong trầm tích. Không phát hiện mối tương quan đáng kể giữa phân cát và sét với hàm lượng KLN, cho thấy các thành phần này không kiểm soát sự

phân bố KLN trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn. Ngoài ra, pH có ảnh hưởng đáng kể đến sự ổn định của KLN trong trầm tích [42] trong mối tương quan âm với Cu ($r = -0,48$) và Zn ($r = -0,54$). Đặc biệt, EC ít ảnh hưởng đến sự phân bố phân kim loại của hầu hết các KLN. Ngoài ra, hàm lượng Cl⁻ thể hiện mối tương quan dương với Ag ($r = 0,51$) và tương quan âm với

Ba ($r = -0,69$), Cr ($r = -0,5$), Cu ($r = -0,62$), Li ($r = -0,57$), Pb ($r = -0,45$) và Zn ($r = -0,64$) (Bảng 3). Kết quả phân tích tương quan chứng minh tính khả dụng sinh học của KLN trong trầm tích bị ảnh hưởng bởi môi trường hóa lý [43, 44], nên việc đánh giá tác động của các tham số hóa lý trong môi trường đối với tích lũy sinh học KLN là điều quan trọng.

Bảng 3. Hệ số tương quan Pearson (r) của KLN và thông số hóa lý trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn

	Ag	Ba	Cr	Cu	Li	Mn	Pb	Zn	Cát thô	Cát mịn	Thịt	Sét	pH	EC	Cl ⁻
Ag	1,00	-0,53	-0,53	-0,46	-0,55	-0,22	-0,45	-0,46	-0,10	-0,12	0,11	0,09	0,23	0,33	0,51
Ba	-0,53	1,00	0,94	0,88	0,94	0,37	0,74	0,84	-0,11	-0,31	0,24	0,00	-0,35	0,13	-0,69
Cr	-0,53	0,94	1,00	0,96	0,96	0,35	0,77	0,92	-0,23	-0,24	0,31	-0,09	-0,38	0,13	-0,65
Cu	-0,46	0,88	0,96	1,00	0,91	0,30	0,75	0,94	-0,28	-0,27	0,37	-0,10	-0,48	0,16	-0,62
Li	-0,55	0,94	0,96	0,91	1,00	0,54	0,79	0,81	-0,22	-0,30	0,33	-0,04	-0,27	0,20	-0,57
Mn	-0,22	0,37	0,35	0,30	0,54	1,00	0,38	0,07	-0,18	-0,31	0,32	-0,09	0,30	0,36	0,10
Pb	-0,45	0,74	0,77	0,75	0,79	0,38	1,00	0,66	-0,31	-0,48	0,47	0,04	-0,17	0,00	-0,45
Zn	-0,46	0,84	0,92	0,94	0,81	0,07	0,66	1,00	-0,25	-0,11	0,28	-0,16	-0,54	0,07	-0,64
Cát thô	-0,10	-0,11	-0,23	-0,28	-0,22	-0,18	-0,31	-0,25	1,00	0,52	-0,94	-0,16	-0,01	-0,35	-0,15
Cát mịn	-0,12	-0,31	-0,24	-0,27	-0,30	-0,31	-0,48	-0,11	0,52	1,00	-0,73	-0,62	-0,17	-0,09	-0,01
Thịt	0,11	0,24	0,31	0,37	0,33	0,32	0,47	0,28	-0,94	-0,73	1,00	0,16	0,05	0,28	0,10
Sét	0,09	0,00	-0,09	-0,10	-0,04	-0,09	0,04	-0,16	-0,16	-0,62	0,16	1,00	0,16	0,04	0,03
pH	0,23	-0,35	-0,38	-0,48	-0,27	0,30	-0,17	-0,54	-0,01	-0,17	0,05	0,16	1,00	-0,08	0,53
EC	0,33	0,13	0,13	0,16	0,20	0,36	0,00	0,07	-0,35	-0,09	0,28	0,04	-0,08	1,00	-0,02
Cl ⁻	0,51	-0,69	-0,65	-0,62	-0,57	0,10	-0,45	-0,64	-0,15	-0,01	0,10	0,03	0,53	-0,02	1,00

Phần in đậm thể hiện hệ số tương quan có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$)

4. Kết luận

Trầm tích lưu vực sông Sài Gòn mang tính axit và phần thịt chiếm ưu thế trong thành phần cơ giới. Phân tích KLN (Ag, Ba, Cr, Cu, Li, Mn, Pb và Zn) trong các mẫu trầm tích từ 13 vị trí sông Sài Gòn cho thấy hàm lượng thay đổi theo không gian và thời gian. Hàm lượng KLN trong trầm tích lưu vực sông Sài Gòn vào mùa mưa cao hơn mùa khô và các khu vực trên thế giới với mức độ ô nhiễm Mn nghiêm trọng và các KLN khác Zn, Cu, Pb. Trong đó, phần liên kết với các hợp chất hữu cơ chiếm ưu thế trong các KLN

chứng minh chất thải sinh hoạt đóng góp vào nguồn gây ô nhiễm KLN tại lưu vực sông. Kết quả tính toán các chỉ số rủi ro cho thấy trầm tích của sông bị ô nhiễm nghiêm trọng bởi kim loại Mn, Ag, Cu. Trên cơ sở phân tích điều kiện môi trường xung quanh lưu vực sông, KLN phát hiện trong trầm tích khu vực nghiên cứu chủ yếu do ô nhiễm công nghiệp và sinh hoạt. Kết quả nghiên cứu là cơ sở dữ liệu giúp các nhà quản lý đề xuất các biện pháp giảm thiểu ô nhiễm KLN phù hợp với hiện trạng chất lượng trầm tích tại lưu vực sông Sài Gòn, đặc biệt là các hoạt động xả thải vào môi trường sông.

Lời cảm ơn

Nhóm tác giả xin chân thành cảm ơn Viện Khoa học Công nghệ và Quản lý Môi trường (IESEM) – Trường Đại học Công nghiệp Thành phố Hồ Chí Minh Việt Nam (IUH) đã tạo điều kiện cơ sở vật chất, trang thiết bị cho quá trình thí nghiệm, phân tích. Chúng tôi cũng xin cảm ơn các sinh viên và cán bộ tại IESEM đã hỗ trợ nhiệt tình trong quá trình lấy mẫu và thí nghiệm.

Tài liệu tham khảo

- [1] C. Staley, D. Johnson, T. J. Gould, P. Wang, J. Phillips, J. B. Cotner, M. J. Sadowsky, Frequencies of Heavy Metal Resistance are Associated with Land Cover Type in the Upper Mississippi River, *Science of the Total Environment*, Vol. 511, 2015, pp. 461-468, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.069>.
- [2] J. Zeng, G. Han, K. Yang, Assessment and Sources of Heavy Metals in Suspended Particulate Matter in a Tropical Catchment, Northeast Thailand, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 265, 2020, pp. 121898, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121898>.
- [3] M. Kang, Y. Tian, H. Zhang, Q. Lan, Distribution, Ecological Risk Assessment, and Source Identification of Heavy Metals in River Sediments from Hai River and Its Tributaries, Tianjin, China, *Water, Air, & Soil Pollution*, Vol. 231, No. 2, 2020, pp. 38, <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4404-6>.
- [4] E. Wardhani, D. Roosmini, S. Notodarmojo, Status of heavy metal in sediment of Saguling Lake, West Java, *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Vol. 60, 2017, pp. 012035.
- [5] E. A. González, T. M. Rodríguez, J. C. J. Sá, F. A. J. Espinosa, B. F. J. de la Rosa, Assessment of Metals in Sediments in a Tributary of Guadalquivir River (Spain) - Heavy Metal Partitioning and Relation between the Water and Sediment System, *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol. 121, No. 1-4, 2000, pp. 11-29, <https://doi.org/10.1023/A:1005203012514>.
- [6] T. T. N. Huong, T. T. Lan Anh, Q. N. Dinh, T. H. N. Tien, T. L. Thao, Y. Gao, Metal Pollution and Bioaccumulation in the Nhue-Day River Basin, Vietnam: Potential Ecological and Human Health Risks, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Vol. 18, No. 24, 2021, pp. 13425, <https://doi.org/10.3390/ijerph182413425>.
- [7] D. H. Nhon, N. M. Ha, T. D. Thanh, D. C. Thung, T. D. Lan, J. Ron, N. T. K. Dung, An Assessment of Heavy Metal Contamination in the Surface Sediments of Ha Long Bay, Vietnam, *Environmental Earth Sciences*, Vol. 79, No. 18, 2020, pp. 436, <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09192-z>.
- [8] G. Zhang, J. Bai, R. Xiao, Q. Zhao, J. Jia, B. Cui, X. Liu, Heavy Metal Fractions and Ecological Risk Assessment in Sediments from Urban, Rural and Reclamation-affected Rivers of the Pearl River Estuary, China, *Chemosphere*, Vol. 184, 2017, pp. 278-288, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.05.155>.
- [9] M. Kang, Y. Tian, S. Peng, M. Wang, Effect of Dissolved Oxygen and Nutrient Levels on Heavy Metal Contents and Fractions in River Surface Sediments, *Science of the Total Environment*, Vol. 648, 2019, pp. 861-870, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.201>.
- [10] C. Zhang, B. Shan, W. Tang, L. Dong, W. Zhang, Y. Pei, Heavy Metal Concentrations and Speciation in Riverine Sediments and the Risks Posed in Three Urban Belts in the Haihe Basin, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 139, 2017, pp. 263-271, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.01.047>.
- [11] V. D. Loi, N. T. Van, T. H. Quan, Speciation of Heavy Metals in Sediment of Tri An Lake, *Journal of Analytical Sciences*, Vol. 20, No. 3, 2015, pp. 161-172.
- [12] S. M. Sakan, D. S. Đorđević, D. D. Manojlović, P. S. Predrag, Assessment of Heavy Metal Pollutants Accumulation in the Tisza River Sediments, *Journal of Environmental Management*, Vol. 90, No. 11, 2009, pp. 3382-3390, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.05.013>.
- [13] A. Tessier, Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals, *Analytical Chemistry*, Vol. 51, No. 7, 1979, pp. 844-851, <https://doi.org/10.1021/ac50043a017>.
- [14] D. Macdonald, C. Ingersoll, T. Berger, Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 39, No. 1, pp. 20-31, <https://doi.org/10.1007/s002440010075>.
- [15] M. Khairy, M. Kolb, A. Mostafa, A. E. Fiky, M. Bahadir, Risk Assessment of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in a Mediterranean Semi-Enclosed Basin Affected by Human Activities (Abu Qir Bay, Egypt), *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 170, No. 1, 2009, pp. 389-397, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.04.084>.

- [16] M. S. Islam, M. B. Hossain, A. Matin, M. S. I. Sarker, Assessment of Heavy Metal Pollution, Distribution and Source Apportionment in the Sediment from Feni River Estuary, Bangladesh, *Chemosphere*, Vol. 202, 2018, pp. 25-32, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.077>.
- [17] C. Liu, J. Yin, L. Hu, B. Zhang, Spatial Distribution of Heavy Metals and Associated Risks in Sediment of the Urban River Flowing into the Pearl River Estuary, China, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 78, No. 4, 2020, pp. 622-630, <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00718-x>.
- [18] K. K. Turekian, K. H. Wedepohl, Distribution of the Elements in Some Major Units of the Earth's Crust, *Geological Society of America Bulletin*, Vol. 72, 1961, pp. 175-192, [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(1961\)72\[175: DOTEIS\] 2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(1961)72[175: DOTEIS] 2.0.CO;2).
- [19] L. Aiju, G. Yanchun, W. Honghai, G. G. Peiling, An Assessment of Heavy Metals Contamination in Xiaofu River Sediments Through Chemical Speciation Study, *International Journal of Earth Sciences*, Vol. 5, No. 5, 2012, pp. 1235-1240.
- [20] T. Liang, Y. Tong, X. Wang, L. Wang, Release of Reactive Phosphorus from Sediments in Dongting Lake Linked with the Yangtze River, *Environmental Chemistry*, Vol. 14, No. 1, 2017, pp. 48-54, <https://doi.org/10.1071/EN16072>.
- [21] K. M. Huang, S. Lin, Consequences and Implication of Heavy Metal Spatial Variations in Sediments of the Keelung River Drainage Basin, Taiwan, *Chemosphere*, Vol. 53, No. 9, 2003, pp. 1113-1121, [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00592-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00592-7).
- [22] M. E. Goher, H. I. Farhat, M. H. Abdo, S. G. Salem, Metal Pollution Assessment in the Surface Sediment of Lake Nasser, Egypt, the *Egyptian Journal of Aquatic Research*, Vol. 40, No. 3, 2014, pp. 40, <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2014.09.004>.
- [23] K. Karlsson, M. Viklander, L. Scholes, M. Revitt, Heavy Metal Concentrations and Toxicity in Water and Sediment from Stormwater Ponds and Sedimentation Tanks, 178, Vol. 1-3, 2010, pp. 612-618, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.01.129>.
- [24] M. S. Islam, S. Han, M. K. Ahmed, S. Masunaga, Assessment of Trace Metal Contamination in Water and Sediment of Some Rivers in Bangladesh, *Journal of Water and Environment Technology*, Vol. 12, No. 2, 2014, pp. 109-121, <https://doi.org/10.2965/jwet.2014.109>.
- [25] Y. Ikenaka, S. M. M. Nakayama, K. Muzandu, K. Choongo, H. Teraoka, N. Mizuno, M. Ishizuka, Heavy Metal Contamination of Soil and Sediment in Zambia, *African Journal of Environmental Science and Technology*, Vol. 4, No. 11, 2010, pp. 729-739, <https://doi.org/10.4314/ajest.v4i11.71339>.
- [26] B. Amin, A. Ismail, A. Arshad, C. K. Yap, M. S. Kamarudin, Anthropogenic Impacts on Heavy Metal Concentrations in the Coastal Sediments of Dumai, Indonesia, *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 148, No. 1-4, 2009, pp. 291-305, <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0159-z>.
- [27] L. Lundy, L. Alves, M. Revitt, D. Wildeboer, Metal Water-sediment Interactions and Impacts on an Urban Ecosystem, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Vol. 14, No. 7, 2017, pp. 722, <https://doi.org/10.3390/ijerph14070722>.
- [28] K. V. Raju, R. K. Somashekar, K. L. Prakash, Heavy Metal Status of Sediment in River Cauvery, Karnataka, 184, Vol. No. 1, 2012, pp. 361-373, <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1973-2>.
- [29] C. K. Jain, Metal Fractionation Study on Bed Sediments of River Yamuna, India, *Water Research*, Vol. 38, 2004, pp. 569-578, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.042>.
- [30] D. Cuong, J. Obbard, Metal Speciation in Coastal Marine Sediments from Singapore Using a Modified BCR-sequential Extraction Procedure, *Applied Geochemistry*, Vol. 21, No. 8, 2006, pp. 1335-1346, <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.05.001>.
- [31] A. G. Riba, A. Sahuquillo, R. Rubio, G. Rauret, Assessment of Metal Mobility in Dredged Harbour Sediments from Barcelona, Spain, *Science of the Total Environment*, Vol. 321, 2004, pp. 241-255, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2003.08.021>.
- [32] X. Ma, H. Zuo, M. Tian, L. Zhang, J. Meng, X. Zhou, N. Min, X. Chang, Y. Liu, Assessment of Heavy Metals Contamination in Sediments from Three Adjacent Regions of the Yellow River Using Metal Chemical Fractions and Multivariate Analysis Techniques, *Chemosphere* Vol. 144, 2016, pp. 264-272, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.026>.
- [33] R. P. Thomas, A. M. Ure, C. M. Davidson, D. Littlejohn, G. Rauret, R. Rubio, J. F. L. Sánchez, Three-Stage Sequential Extraction Procedure for the Determination of Metals in River Sediments, *Analytica Chimica Acta*, Vol. 286, 1994, pp. 423-429, [https://doi.org/10.1016/0003-2670\(94\)85088-7](https://doi.org/10.1016/0003-2670(94)85088-7).

- [34] V. Kumar, A. Sharma, S. Pandita, R. Bhardwaj, A. K. Thukral, A. Cerda, A Review of Ecological Risk Assessment and Associated Health Risks with Heavy Metals in Sediment from India, *International Journal of Sediment Research*, Vol. 35, No. 5, 2020, pp. 516-526, <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.03.012>.
- [35] E. Wojciechowska, N. Nawrot, J. W. Miotk, K. M. Łukowicz, K. Pazdro, Heavy Metals in Sediments of Urban Streams: Contamination and Health Risk Assessment of Influencing Factors, *Sustainability*, Vol. 11, No. 3, 2019, pp. 563, <https://doi.org/10.3390/su11030563>.
- [36] C. W. Chen, C. M. Kao, C. F. Chen, C. D. Dong, Distribution and Accumulation of Heavy Metals in the Sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan, *Chemosphere* Vol. 66, 2007, pp. 1431-1440, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.030>.
- [37] E. Angula, The Tomlinson Pollution Index Applied to Heavy Metal, Mussel-Watch Data: A Useful Index to Assess Coastal Pollution, *Science of the Total Environment*, Vol. 187, No. 1, 1996, pp. 19-56, [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(96\)05128-5](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05128-5).
- [38] K. Sekabira, H. O. Origa, T. A. Basamba, G. Mutumba, E. Kakudidi, Assessment of Heavy Metal Pollution in the Urban Stream Sediments and Its Tributaries, *International Journal of Environmental Science and Technology*, Vol. 7, 2010, pp. 435-446, <https://doi.org/10.1007/BF03326153>.
- [39] P. Mondal, M. Schintu, B. Marras, A. Bettoschi, A. Marrucci, S. K. Sarkar, R. Chowdhury, M. P. Jonathan, J. K. Biswas, Geochemical Fractionation and Risk Assessment of Trace Elements in Sediments from Tide-Dominated Hooghly (Ganges) River Estuary, India, *Chemical Geology*, Vol. 532, 2020, pp. 119373, <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2019.119373>.
- [40] S. N. Luoma, P. S. Rainbow, *Metal Concentration in Aquatic Environments*, Cambridge University Press, New York, 2008.
- [41] R. Xiao, J. Bai, Q. Lu, Q. Zhao, Z. Gao, X. Wen, X. Liu, Fractionation, Transfer, and Ecological Risks of Heavy Metals in Riparian and Ditch Wetlands Across a 100-Year Chronosequence of Reclamation in an Estuary of China, *Science of the Total Environment*, Vol. 517, 2015, pp. 66-75, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.052>.
- [42] C. A. Atkinson, D. F. Jolley, S. L. Simpson, Effect of Overlying Water pH, Dissolved Oxygen, Salinity and Sediment Disturbances on Metal Release and Sequestration from Metal Contaminated Marine Sediments, *Chemosphere*, Vol. 69, No. 9, 2007, pp. 1429-1437, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.068>.
- [43] C. F. Chen, Y. R. Ju, C. W. Chen, C. D. Dong, Changes in the Total Content and Speciation Patterns of Metals in the Dredged Sediments after Ocean Dumping: Taiwan Continental Slope, *Ocean & Coastal Management*, Vol. 181, 2019, pp. 104893, <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104893>.
- [44] M. Liu, J. Chen, X. Sun, Z. Hu, D. Fan, Accumulation and Transformation of Heavy Metals in Surface Sediments from the Yangtze River Estuary to the East China Sea Shelf, *Environmental Pollution*, Vol. 245, 2019, pp. 111-121, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.128>.