

Bài báo khoa học

Đánh giá rủi ro sức khỏe con người chịu ảnh hưởng ô nhiễm kim loại nặng trong nước mặt tỉnh Long An

Lê Việt Thắng^{1*}

¹ Viện Khoa học Công nghệ và Quản lý môi trường, Trường Đại học Công nghiệp thành phố Hồ Chí Minh; levietthangmt@gmail.com

*Tác giả liên hệ: levietthangmt@gmail.com; Tel.: +84-908552201

Ban biên tập nhận bài: 5/11/2024; Ngày phản biện xong: 2/1/2025; Ngày đăng bài: 25/6/2025

Tóm tắt: Nghiên cứu này thực hiện để xác định, định lượng các nguồn ô nhiễm kim loại nặng (KLN), và tính toán các rủi ro sức khỏe trong nước mặt tỉnh Long An. Phân tích 10 thông số KLN trong 04 năm cho thấy: Fe, Mn, và Hg là ba kim loại có giá trị trung bình vượt quy chuẩn cho phép. Chỉ số ô nhiễm KLN (HPI) tăng dần từ nội địa ra cửa sông ven biển, tại các kênh rạch cao hơn sông chính. Phân tích thành phần chính (PCA/FA) xác định bốn nguồn ô nhiễm KLN chính: khí thải từ quá trình đốt cháy/bụi đường phố; phong hóa tự nhiên kết hợp các hoạt động nhân tạo: khai thác mỏ đất sét, công nghiệp, nuôi trồng thủy sản; nước thải công nghiệp, và chôn lấp chất thải; quá trình rửa trôi đất và dòng chảy đất nông nghiệp. Hg là KLN quan trọng nhất trong xác định HPI, trong khi Cu, Cr và Fe là ba thông số chính ảnh hưởng đến sức khỏe con người. Chỉ số rủi ro không gây ung thư (HI) cho thấy tác động có hại thấp của KLN đối với sức khỏe của người lớn và trẻ em. Đồng thời, đánh giá rủi ro ung thư (CI) xác định Cd, As, Ni và Cr trong nước mặt là có nguy cơ gây ung thư không thể chấp nhận được.

Từ khóa: Kim loại nặng; Nguồn ô nhiễm; Long An; Rủi ro sức khỏe.

1. Mở đầu

Ô nhiễm KLN trong nước mặt là mối quan ngại sâu sắc do độc tính tiềm tàng và khả năng tích tụ của chúng, ngay cả ở nồng độ thấp [1–3]. Chúng có nguồn gốc từ tự nhiên và nhân tạo, trên toàn thế giới nồng độ KLN trong các nguồn nước mặt đã tăng lên trong những thập kỷ gần đây [1, 4]. Trong thủy vực, ô nhiễm kim loại có thể là kết quả của lượng mưa trực tiếp trong khí quyển, phong hóa địa chất hoặc phát thải từ nông nghiệp, đô thị, gia đình hoặc công nghiệp [1, 2, 5]. Tại các nước đang phát triển, quá trình đô thị hóa và công nghiệp hóa tạo ra nhiều chất thải làm vấn đề ô nhiễm KLN trở lên nghiêm trọng hơn ở nhiều thành phố đang phát triển nhanh [1, 6, 7]. Do tính bền vững lâu dài, tích tụ sinh học và khuếch đại trong chuỗi thức ăn, KLN có thể gây ra các tác động độc hại tại các điểm xa nguồn ô nhiễm [8–10]. Vì vậy, nhiều nghiên cứu trên thế giới đã được thực hiện nhằm đánh giá ô nhiễm KLN trong nước mặt, điển hình như tại Iran [11], Ấn Độ [12], Bangladesh [13] và Việt Nam [2, 14]. Các nghiên cứu này đã báo cáo mức độ ô nhiễm KLN trong nước mặt và tiến hành đánh giá rủi ro sinh thái, đồng thời áp dụng các phương pháp phân tích đa biến, chẳng hạn như PCA/FA, để xác định các nguồn gây ô nhiễm. Ngoài việc nhận diện các nguồn ô nhiễm môi trường, việc đánh giá rủi ro sức khỏe liên quan đến kim loại nặng do các tác động tiềm ẩn đến môi trường là vô cùng cần thiết [15]. Đánh giá rủi ro là một phương pháp tiếp cận có hệ thống nhằm xác định, mô tả và phân tích các yếu tố nguy cơ, qua đó đánh giá rủi ro một cách định tính dựa trên các tác động bất lợi và định lượng mức độ rủi ro [16]. Trong lĩnh vực

đánh giá rủi ro sức khỏe con người do ô nhiễm KLN trong môi trường, các chỉ số thường được áp dụng bao gồm: Hệ số nguy cơ (HQ), Chỉ số nguy cơ (HI) và Rủi ro ung thư (CR). Những chỉ số này đã được sử dụng trong các nghiên cứu tại nhiều con sông, chẳng hạn như sông Hằng ở Ấn Độ [17], sông Pardo ở Brazil [18], sông Sài Gòn ở Việt Nam [19].

Hiện nay, chất lượng nước mặt ở Việt Nam đang chịu ảnh hưởng mạnh mẽ bởi quá trình đô thị hóa và công nghiệp hóa [19]. Đặc biệt, mức độ ảnh hưởng càng nghiêm trọng ở các vùng kinh tế trọng điểm của đất nước do áp lực của chất thải từ hoạt động phát triển kinh tế - xã hội. Long An là một trong hai địa phương của vùng ĐBSCL thuộc vùng Kinh tế trọng điểm phía Nam [20]. Tăng trưởng kinh tế những năm qua đã tạo nên áp lực đối với môi trường nước mặt của tỉnh. Ô nhiễm chất hữu cơ, dinh dưỡng, đặc biệt là KLN trong nước mặt còn khá phổ biến tại các vị trí kênh rạch tiếp nhận nước thải từ khu dân cư tập trung và hoạt động công nghiệp [21]. Tuy vậy, các nghiên cứu ô nhiễm KLN trên địa bàn tỉnh vẫn còn rất hạn chế, và chủ yếu tại một số thủy vực nhỏ như Kênh Đồi, Sông Chợ Đệm và Sông Bến Lức của Đức và cộng sự [22], đồng thời trong nghiên cứu trên nhóm tác giả chủ yếu sử dụng phân tích Anova để đánh giá giữa các vị trí lấy mẫu, cũng như phân tích tương quan giữa các KLN. Trong khi đó, việc kiểm tra sự phân bố, nguồn và mức độ ô nhiễm của các nguyên tố KLN trong nước mặt là cơ bản nhưng quan trọng để đánh giá ô nhiễm và quản lý hiệu quả [23]. Do đó, 02 mục tiêu chính của nghiên cứu này nhằm: (1) Đánh giá mức độ ô nhiễm và xác định các nguồn ô nhiễm KLN; (2) Đánh giá rủi ro sức khỏe liên quan đến KLN trong các vùng nước mặt trên địa bàn tỉnh. Đây có thể là nghiên cứu toàn diện và chuyên sâu đầu tiên về ô nhiễm KLN trong nước mặt trên địa bàn tỉnh Long An. Nghiên cứu giúp cơ quan quản lý có các giải pháp giảm thiểu ô nhiễm KLN trong nước mặt phù hợp với tình trạng môi trường của các sông, kênh rạch tại Long An và bảo vệ sức khỏe cho người dân.

2. Dữ liệu quan trắc và phương pháp nghiên cứu

Sơ đồ cấu trúc nghiên cứu tuân tự theo các bước sau: (1) Hình thành mục tiêu nghiên cứu và thiết kế thí nghiệm; (2) Lấy mẫu nước ngoài thực địa; (3) Phân tích mẫu nước trong phòng thí nghiệm; (4) Xử lý dữ liệu và phân tích thống kê; (5) Trình bày kết quả làm nổi bật phát hiện mới; (6) Thảo luận và giải thích các phát hiện mới; (7) Kết luận.

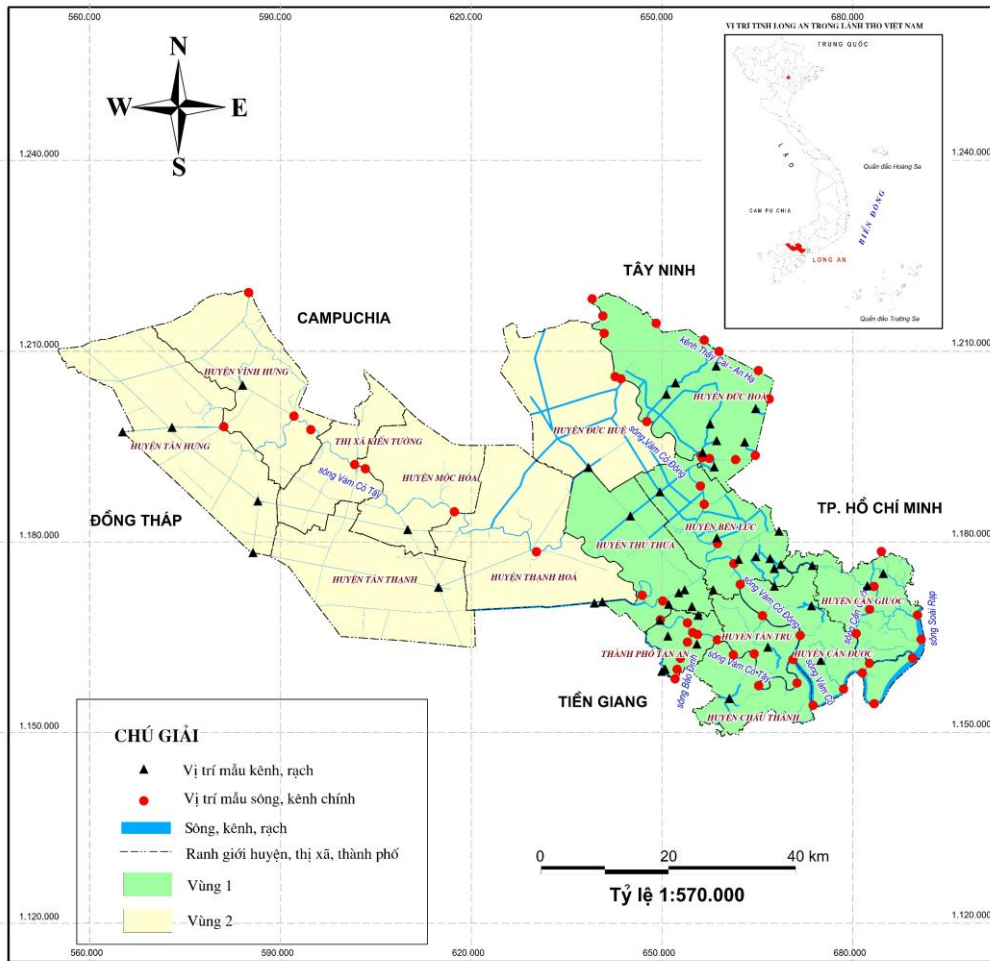
2.1. Khu vực nghiên cứu

Nghiên cứu được thực hiện tại tỉnh Long An, có diện tích tự nhiên 4.494,74 km², gồm 13 huyện, 01 thị xã và 1 thành phố (Hình 1). Dân số 1.713.658 người, mật độ dân cư trung bình 381 người/km², trong đó mật độ dân số cao tại các huyện thị phía Đông của tỉnh và thấp tại các huyện thị phía Tây [20]. Long An thuộc hạ lưu của hệ thống lưu vực sông Vàm Cỏ, có chiều dài các sông kênh chính là 437 km, ngoài ra còn có các kênh rạch nhánh tạo nên các đường dẫn tải và tiêu nước quan trọng trong sản xuất cũng như cung cấp cho nhu cầu sinh hoạt của dân cư. Tỉnh Long An có nhiệt độ trung bình 26,6-28,2°C và lượng mưa hàng năm 1417-1485 mm, được chia thành mùa khô và mùa mưa (chiếm 90% lượng mưa cả năm) [21, 24]. Chế độ thủy văn của hệ thống sông, kênh rạch trên địa bàn chịu ảnh hưởng của 4 yếu tố: mưa trực tiếp, nước từ thượng nguồn sông Vàm Cỏ Đông và Vàm Cỏ Tây, lũ từ sông Tiền đổ về khu vực phía tây sông Vàm Cỏ Tây và phía bắc kênh Thủ Thừa, và chế độ bán nhật triều biển Đông [20].

2.2. Thiết kế nghiên cứu

Hai yếu tố thực nghiệm không gian và thời gian được thiết kế trong nghiên cứu hiện tại. Yếu tố không gian được phân chia dựa vào mật độ dân số, mức độ đô thị hóa, công nghiệp hóa và ảnh hưởng quá trình xâm nhập mặn. Vùng 1 ở phía Đông, gồm 08 đơn vị hành chính là: huyện Đức Hòa, Bến Lức, Thủ Thừa, Tân Trụ, Châu Thành, Cần Đước, Cần Giuộc và thành phố Tân An, có mật độ dân cư cao, trung bình 844 người/km², tập trung các đô thị lớn khu - cụm công nghiệp, nuôi trồng thủy sản nước lợ và chịu sự ảnh hưởng mạnh của xâm

nhập mặn; Vùng 2 gồm 07 huyện thị còn lại chủ yếu nằm ở phía Tây (huyện Đức Huệ, Thạnh Hóa, Tân Thạnh, Mộc Hóa, Tân Hưng, Vĩnh Hưng và Thị xã Kiến Tường), mật độ dân số thấp, trung bình 143 người/km², chủ yếu phát triển nông nghiệp, chăn nuôi, nuôi thủy sản nước ngọt, và cũng chịu ảnh hưởng của nhiễm phèn vào mùa mưa (Hình 1) [20].



Hình 1. Bản đồ khu vực nghiên cứu và bố trí mẫu quan trắc nước mặt trên địa bàn tỉnh Long An.

Ngoài ra, đối với không gian thì các loại đường thủy cũng ảnh hưởng đến chất lượng nước mặt [2, 25, 26], 02 loại đường thủy được thiết lập trong nghiên cứu này: (1) Các sông chính: sông Vàm Cỏ Đông, sông Vàm Cỏ Tây, sông Vàm Cỏ, sông Bảo Định, kênh Thầy Cai và sông Cần Giuộc, là những dòng chảy chính, ảnh hưởng chính số lượng, chất lượng nước mặt của tỉnh [21]; (2) Các kênh, rạch nhánh nối các tuyến sông chính giúp dẫn tải và tiêu nước trong sản xuất và sinh hoạt của dân cư. Như vậy, vùng nghiên cứu chia thành 4 phân vùng thí nghiệm, bao gồm: Phân vùng KR1 (khu vực kênh rạch trong vùng 1), phân vùng KR2 (khu vực kênh rạch trong vùng 2), phân vùng SC1 (khu vực sông chính trong vùng 1), và phân vùng SC2 (khu vực sông chính trong vùng 2). Hơn nữa, chất lượng nước mặt tại các thủy hệ còn phụ thuộc vào sự biến đổi theo mùa [25, 27], vì vậy, đây là một yếu tố thực nghiệm khác của nghiên cứu hiện tại dự kiến sẽ ảnh hưởng đến nồng độ kim loại nặng trong bốn phân vùng không gian.

2.3. Lấy và phân tích mẫu

Các mẫu nước trong nghiên cứu hiện tại được lấy dựa trên hai yếu tố thực nghiệm là phân vùng không gian và theo mùa. Việc lấy mẫu được thực hiện trong 04 năm liên tục từ năm 2017-2020 tại 106 vị trí phân bố rộng khắp các sông kênh rạch thuộc bốn phân vùng không gian KR1 (38 vị trí), KR2 (9 vị trí), SC1 (51 vị trí) và SC2 (8 vị trí) thuộc Vùng 1 và Vùng 2 trong thiết kế nghiên cứu (Hình 1) vào hai mùa, 02 đợt lấy mẫu/mùa, mùa mưa (tháng

06 và tháng 09), mùa khô (tháng 11 và tháng 03). Tổng cộng có 1.696 mẫu nước mặt trên khu vực nghiên cứu được phân tích nồng độ của 10 thông số KLN bao gồm: Sắt (Fe), Chì (Pb), Cadimi (Cd), Đồng (Cu), Kẽm (Zn), Asen (As), Thủy Ngân (Hg), Niken (Ni), Mangan (Mn), và Crom (Cr). Phương pháp lấy và phân tích mẫu thực hiện theo hướng dẫn của Bộ Tài nguyên và Môi trường ban hành [28].

2.4. Phân tích thống kê

Các nguồn ô nhiễm và các thông số kim loại nặng quan trọng được xác định nhờ phân tích thành phần chính/phân tích nhân tố (PCA/FA). Phân tích PCA sẽ trích xuất các thành phần chính từ 10 biến thông số KLN, các thành phần chính này là tổ hợp tuyến tính của những biến cũ và không có tương quan lẫn nhau, PCA giúp giảm chiều dữ liệu mà vẫn giữ lại tối đa thông tin từ các biến ban đầu [29]. Giá trị riêng của các thành phần chính từ kết quả PCA là một số đại diện cho lượng phương sai trong dữ liệu mà một thành phần giải thích được, nếu một giá trị riêng lớn, thành phần chính tương ứng sẽ giải thích được nhiều biến động (sự thay đổi) trong dữ liệu hơn, các thành phần chính có giá trị riêng lớn hơn 1 được giữ lại theo đề xuất của Kaiser [30]. Tải trọng (hệ số tải) của một thành phần chính là giá trị biểu diễn mức độ đóng góp của một biến gốc vào thành phần chính đó, nghiên cứu [31] đã phân loại hệ số tải là “mạnh”, “trung bình” và “yếu” tương ứng với các giá trị tải tuyệt đối lần lượt là $\geq 0,75$, $0,75-0,50$ và $0,5-0,3$. Phân tích nhân tố (FA) trên PCA bằng cách áp dụng phép xoay VARIMAX, phép xoay này giúp phân phối hệ số tải của thành phần chính sao cho độ phân tán của chúng được tối đa hóa bằng cách giảm thiểu số lượng hệ số lớn và nhỏ [32], từ đó tạo ra một nhóm biến mới, được gọi là các nhân tố, từ ma trận hiệp phương sai của tập dữ liệu gốc. Các biến xoay có hệ số tải cao nhất tại nhân tố chính (F) nào thì sẽ đại diện cho nhân tố đó để xác định các nguồn ô nhiễm [25, 33].

Phân tích PCA/FA theo quy trình được mô tả bởi các nghiên cứu trước đây [34, 35]. Trước khi thực hiện PCA/FA, tất cả dữ liệu cần được chuẩn hóa [34], sau đó thử nghiệm Kaiser - Meyer - Olkin (KMO) và Bartlett's Sphericity được sử dụng để kiểm tra tính chính xác của ma trận tương quan đối với PCA/FA [36]. KMO là một chỉ số giúp xác định xem liệu các biến trong tập dữ liệu có đủ mối quan hệ (tương quan) để thực hiện phân tích PCA hay không, $KMO \geq 0,5$ là ngưỡng chấp nhận để thực hiện PCA [36]. Kiểm định Bartlett được sử dụng để kiểm tra giả thuyết vô hiệu rằng ma trận tương quan của tập dữ liệu xuất phát từ một tổng thể trong đó các biến không có mối tương quan [33], với giá trị $p < 0,05$ giả thuyết vô hiệu bị bác bỏ, các biến có đủ mối tương quan để thực hiện phân tích PCA [29].

Phân tích hồi quy bội để định lượng phần trăm đóng góp của các nguồn ô nhiễm riêng lẻ chính (các nhân tố F1-F4) được xác định từ PCA/FA, và để tính toán phần trăm đóng góp của từng kim loại nặng vào việc giải thích HPI và HI [2, 14, 33]. Phân tích phương sai (ANOVA) được thiết kế hoàn toàn ngẫu nhiên với hai yếu tố (phân vùng và mùa) và thực hiện trên dữ liệu nồng độ của các kim loại và chỉ số ô nhiễm KLN (HPI). Khi kết quả ANOVA chỉ ra tác động đáng kể ở mức $P < 0,05$, kiểm định sự khác biệt đáng kể của Tukey đã được sử dụng để phân biệt các giá trị trung bình. RStudio 2023.06.0 Build 421 sử dụng để phân tích thống kê, vẽ biểu đồ bằng Excel 2016.

2.5. Chỉ số ô nhiễm KLN (HPI) và đánh giá rủi ro sức khỏe (HI, CI)

2.5.1. Chỉ số ô nhiễm kim loại nặng (HPI)

Chỉ số này đưa ra hiệu ứng kết hợp của từng KLN riêng lẻ lên chất lượng nước mặt [37]. HPI được tính toán bằng phương pháp của [38], như thể hiện trong phương trình (1):

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n Q_i W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (1)$$

Trong đó n là số lượng KLN được kiểm tra; W_i bằng $1/S_i$; S_i là tiêu chuẩn chất lượng nước của kim loại thứ i theo quy chuẩn Việt Nam [39]; $Q_i = \frac{V_i}{S_i} \times 100$; V_i là nồng độ đo được của kim loại thứ i . Giá trị HPI nhỏ hơn 100 cho biết nước có nguy cơ ô nhiễm kim loại nặng thấp; ngược lại, nguy cơ cao.

2.5.2. Đánh giá rủi ro sức khỏe

Đánh giá rủi ro sức khỏe con người, dựa theo tính toán của USEPA [16], phát triển bởi Xiao và cộng sự [23], bằng cách xác định mức độ phơi nhiễm và độc tính, và phân loại rủi ro. Xác định phơi nhiễm được ước tính bằng cách liên quan đến giá trị phơi nhiễm hàng ngày của cơ thể con người đối với KLN qua hai con đường chính là qua ăn uống và qua da, vì đây là hai con đường quan trọng của phơi nhiễm KLN từ hệ sinh thái dưới nước [1, 16, 23]. Đánh giá phơi nhiễm được tính toán như sau:

$$ADD_i = \frac{C_i \times IR \times EF \times ED}{BF \times AT} \quad (2)$$

$$ADD_d = \frac{C_i \times SA \times K_p \times ET \times EF \times ED \times CF}{BW \times AT} \quad (3)$$

Trong đó ADD_i ($\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{ngày}$) và ADD_d ($\mu\text{g}/\text{Kg}/\text{ngày}$) lần lượt là liều trung bình hàng ngày qua đường tiêu hóa và hấp thụ nước qua da. Trong các phương trình (2) và (3), C_i là nồng độ KLN ($\mu\text{g}/\text{L}$), IR là tốc độ tiêu hóa, EF biểu thị tần suất phơi nhiễm, ED là thời gian phơi nhiễm, BW biểu thị trọng lượng cơ thể, AT là thời gian trung bình đối với chất không gây ung thư, SA biểu thị diện tích da tiếp xúc, K_p là hệ số bám dính của da, ET biểu thị thời gian phơi nhiễm và CF là hệ số chuyển đổi đơn vị [23].

Áp dụng hệ số nguy cơ (HQ) của Kurma và cộng sự để xác định các rủi ro không gây ung thư [1]. Tổng rủi ro không gây ung thư của một KLN được trình bày dưới dạng chỉ số nguy cơ (HI) cho hai tuyến phơi nhiễm và được tính như sau [1]:

$$HQ_{i/d} = \frac{ADD_{i/d}}{RfD_{i/d}} \quad (4)$$

$$HI = HQ_i + HQ_d \quad (5)$$

Trong đó RfD_i và RfD_d lần lượt là liều tham chiếu qua đường tiêu hóa và đường uống/da ($\mu\text{g}/\text{kg}/\text{ngày}$), HQ_i là hệ số nguy cơ qua đường tiêu hóa và HQ_d là hệ số nguy cơ qua hấp thụ qua da. Chỉ số này phân loại rủi ro sức khỏe thành hai loại: $HI < 1$ biểu thị tác động có hại thấp của KLN đối với sức khỏe con người, trong khi $HI \geq 1$ biểu thị khả năng gây ra tác động có hại cao.

Khả năng mắc bệnh ung thư trong suốt cuộc đời của một người do tiếp xúc với các chất gây ung thư tiềm ẩn thể hiện qua chỉ số Rủi ro gây ung thư (CR) của KLN. Hệ số độ dốc (SF) ($\text{mg}/\text{kg}/\text{day}$) là giá trị độc tính mô tả mối liên hệ giữa liều lượng và phản ứng, phạm vi cho CR được quy định bởi USEPA [16] là 1×10^{-6} đến 1×10^{-4} , Nếu CR và $TCR > 1 \times 10^{-4}$: rủi ro không thể chấp nhận được; $CR < 1 \times 10^{-6}$: nguy cơ được coi là không đáng kể đối với sức khỏe; $1 \times 10^{-4} \leq CR \leq 1 \times 10^{-6}$: rủi ro nằm trong giới hạn cho phép [1, 19]. CR được tính như sau:

$$CR_{i/d} = ADD_{i/d} \times SF \quad (6)$$

$$CI = CR_i + CR_d \quad (7)$$

Trong đó CI là chỉ số ung thư, CR_i và CR_d lần lượt là rủi ro gây ung thư qua đường tiêu hóa và hấp thụ qua da.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Thống kê nồng độ KLN

Nồng độ trung bình và độ lệch chuẩn của 10 thông số KLN giai đoạn 2016-2020 trình bày tại Bảng 1. Giá trị trung bình của KLN giảm dần từ $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Hg}$

> Pb > As > Cd. Nồng độ Fe vượt khoảng 5 lần, Mn vượt khoảng 3 lần, và Hg vượt khoảng 2 lần khi so sánh với Quy chuẩn chất lượng nước mặt Việt Nam [39]. Nghiên cứu [40] về chất lượng nước mặt tại vùng ĐBSCL cũng ghi nhận điều này. Fe và Mn là hai kim loại đã vượt quy chuẩn trong nước mặt Kênh Đồi, Sông Chợ Đệm và Sông Bến Lức theo nghiên cứu ở tài liệu [22]. Fe và Mn là hai kim loại thường đi kèm với nhau và là những kim loại phong phú nhất trong lớp vỏ trái đất, và tùy thuộc vào địa chất của khu vực mà nồng độ của chúng tại các vùng nước có thể khác nhau [41], do đó bước đầu có thể giả thuyết đây là hai kim loại có thể chịu sự ảnh hưởng từ đặc điểm địa chất trên địa bàn tỉnh, đánh giá và nhận định chi tiết sẽ được thể hiện ở mục 3.2 trong nghiên cứu này.

Các thông số còn lại có giá trị trung bình đều đạt quy chuẩn, nhưng mức độ biến thiên (CV%) của các thông số KLN có thể chia làm 3 mức: Các thông số có giá trị biến động mạnh (CV: > 400%) theo thứ tự giảm dần bao gồm 05 thông số: Cr, Hg, Ni, Zn, Cu; các thông số có giá trị biến động trung bình (CV: 50-400%) bao gồm: Fe, Cd, Pb, Mn; và 01 thông số biến động yếu là As (CV < 50%) (Bảng 1). Sự biến thiên nồng độ các thông số KLN tại 106 địa điểm quan trắc trong 4 năm có thể liên quan đến mức độ xả thải của các nguồn ô nhiễm (nhân tạo, tự nhiên) và phụ thuộc vào nhiều yếu tố như: lưu lượng, nồng độ, các yếu tố phụ thuộc vào động lực thủy văn như: khả năng lắng đọng/tích tụ, khả năng làm sạch liên quan đến khối nước và vận tốc dòng chảy. Đặc biệt, đối với các nguồn ô nhiễm nhân tạo thì mức độ biến thiên sẽ có khả năng cao hơn so với nguồn tự nhiên, vì vậy có thể giả thuyết các nguồn biến thiên ở mức độ cao và trung bình có thể chịu sự ảnh hưởng bởi các nguồn nhân tạo ở mức độ khác nhau, và tỷ lệ thuận theo giá trị CV. Điều này sẽ được đánh giá rõ ràng hơn tại các mục bên dưới.

Bảng 1. Thống kê nồng độ của 10 thông số KLN (2016-2020).

Thông số	Đơn vị	Giá trị			QCVN 08:2023/BTNMT
		Trung bình	Độ lệch chuẩn	Hệ số biến thiên (CV%)	
Fe	µg/L	2.423,31	8.480,56	350	500
Pb	µg/L	1,85	4,70	253	20
Cd	µg/L	0,44	1,27	288	5
Cu	µg/L	61,14	249,54	408	100
Zn	µg/L	83,05	392,35	472	500
As	µg/L	1,05	0,42	40	10
Hg	µg/L	1,98	19,93	1.009	1
Ni	µg/L	42,73	226,88	531	100
Mn	µg/L	275,96	555,36	201	100
Cr	µg/L	6,52	83,96	1.287	50

3.2. Xác định và định lượng các nguồn ô nhiễm KLN

3.2.1. Xác định các nguồn ô nhiễm KLN theo PCA/FA

Sử dụng PCA/FA để xác định nguồn gốc của các KLN trong nước mặt ở tỉnh Long An [23]. Giá trị Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) là 0,58 và ý nghĩa của phép thử Bartlett bằng 0, cho thấy dữ liệu trong nghiên cứu này phù hợp để phân tích PCA [36]. Bốn nhân tố chính (F1-F4) được chiết xuất từ 10 nguyên tố KLN trong nước mặt với các giá trị riêng > 1 giải thích lần lượt 21,3%, 14,5%, 12,4% và 12,1% của 60,4% tổng phương sai. Các nhân tố chính tương ứng, tải trọng thay đổi và phần trăm giải thích phương sai được trình bày trong Bảng 2.

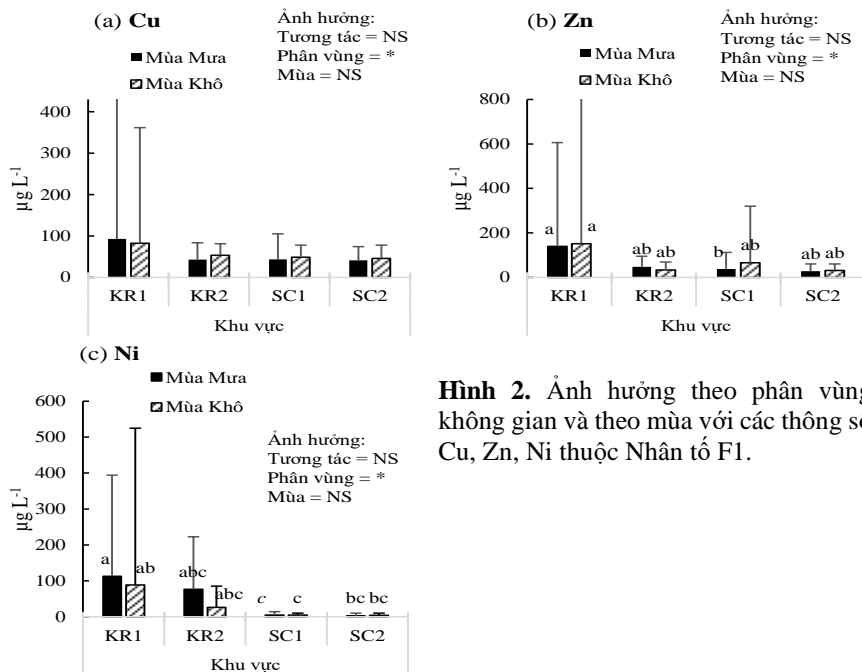
Bảng 2. Tải trọng của 10 thông số KLN trong nước mặt theo phân tích PCA/FA.

Thông số KLN	Nhân tố chính			
	F1	F2	F3	F4
Fe	0,07	0,63	0,32	0,45
Pb	0,08	0,21	0,57	0,10
Cd	-0,03	0,01	0,33	0,42
Cu	0,80	0,21	0,04	-0,14
Zn	0,75	0,06	0,10	0,35

Thông số KLN	Nhân tố chính			
	F1	F2	F3	F4
As	-0,07	0,54	-0,19	-0,24
Hg	0,04	-0,16	0,78	-0,15
Ni	0,91	-0,03	0,02	-0,01
Mn	0,06	-0,03	-0,19	0,78
Cr	0,27	0,80	0,12	0,06
Giá trị riêng	2,13	1,45	1,25	1,21
% Phương sai	21,3	14,5	12,4	12,1
% Phương sai cộng dồn	21,3	35,8	48,2	60,4

Ghi chú: Chữ số tô đậm thể hiện các thông số đại diện của các nhân tố chính (F1-F4).

Các thông số Cu, Zn, và Ni có tải trọng cao trong F1 và có thể giải thích 21,3% phương sai. Nhân tố này có thể đại diện cho nguồn ô nhiễm phát sinh khí thải đốt cháy do con người hoặc bụi đường phố bao gồm khí thải giao thông, và công nghiệp. Cu và Zn là những nguyên tố được tìm thấy trong khí thải giao thông và công nghiệp tại một số đất nước đô thị hóa và công nghiệp hóa cao như: Trung Quốc [42], Ấn Độ [12]. Nghiên cứu tại tỉnh Khánh Hòa cũng ghi nhận điều này [2]. Khí thải giao thông là nguồn chính gây ra Zn và Ni theo các nghiên cứu [43]. Các khu vực mới và công nghiệp hóa cao phản ánh sự làm giàu nồng độ kim loại trong nước mặt đặc biệt với các nguyên tố như Zn và Cu theo một nghiên cứu tại Lưu vực sông Thị Vải [44]. Tương tự ở nghiên cứu này, nồng độ các kim loại trên ở Vùng 1 (nơi có tốc độ đô thị hóa và công nghiệp hóa cao) cũng cao hơn đáng kể tại so với Vùng 2 (nơi mật độ dân số thấp, và chủ yếu phát triển nông nghiệp) (Hình 2). Đặc biệt tại khu vực kênh rạch là nơi gần những nguồn thải: công nghiệp, giao thông, đô thị, do đó dễ dàng tiếp nhận các sol khí chứa các KLN trong khí thải của các phương tiện giao thông, công nghiệp, làm gia tăng đáng kể ($p < 0,05$) nồng độ các kim loại Cu, Zn và Ni so với khu vực sông chính - nơi chủ yếu tiếp nhận thứ cấp các chất thải phát sinh từ các hoạt động trên. Phân tích tương tác riêng lẻ tại Hình 2, biểu thị rõ điều này. Vào mùa mưa, bụi lắng đọng có khả năng bị xói mòn và vận chuyển đến các vùng nước, dẫn đến nồng độ kim loại cao hơn so với mùa khô, như thể hiện ở thông số Ni (với tải trọng cao nhất 0,91 ở nhân tố F1) (Hình 2c). Tuy vậy, ở thông số Cu và Zn sự thay đổi theo mùa này là không rõ ràng ở các phân vùng nghiên cứu ($p > 0,05$).



Hình 2. Ảnh hưởng theo phân vùng không gian và theo mùa với các thông số Cu, Zn, Ni thuộc Nhân tố F1.

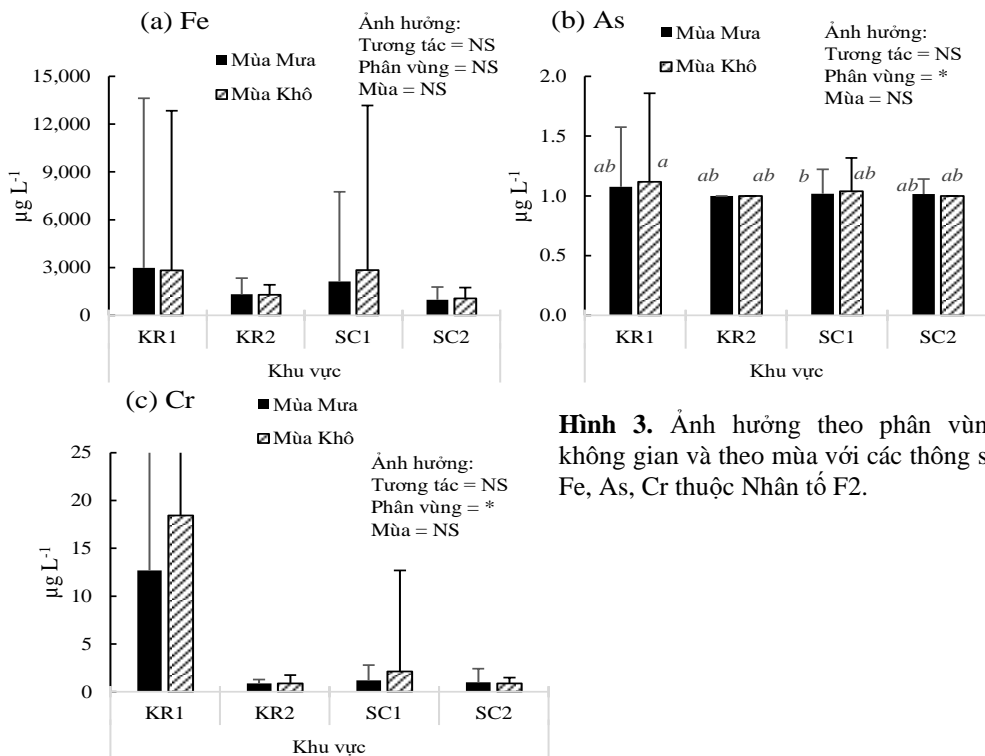
Ghi chú: Thanh error bar: độ lệch chuẩn của giá trị trung bình. Sự khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$): các chữ cái a, b, c, Dấu hoa thị (*): hiệu ứng tương tác giữa phân vùng và mùa được thử nghiệm có ý nghĩa thống kê, và NS: hiệu ứng tương tác không có ý nghĩa thống kê ($p > 0,05$). Lưu ý nếu hiệu ứng tương tác giữa phân vùng và mùa không có ý nghĩa (NS), hiệu ứng đơn lẻ của 04 phân vùng (KR1, KR2, SC1, SC2), và của 02 mùa (mưa và khô) sẽ được thử nghiệm.

Nhân tố thứ hai F2 bao gồm Fe, Cr và As có thể giải thích 14,5% phương sai, và được diễn giải là sự kết hợp giữa quá trình phong hóa tự nhiên của đất đá, và quá trình nhân tạo chẳng hạn như: hoạt động khai thác mỏ đất sét, nước thải công nghiệp, nuôi trồng thủy sản do tải trọng cao đối với Cr, tải trọng trung bình đối với Fe, As trong PCA/FA. Ghi nhận của một số nghiên cứu cho thấy, Cr có thể bắt nguồn từ nhiều hoạt động nhân sinh và quá trình tự nhiên [45–47]; Khai thác mỏ và chế biến kim loại, sản xuất thép và hợp kim kim loại, sản xuất sơn, xi măng và nhuộm có thể góp phần giải phóng Cr vào môi trường [48]. Sự ô nhiễm bởi Cr do các hoạt động nuôi tôm cũng được ghi nhận ở các vùng cửa sông ở Đông Bắc Brazil [49]. Trong khi đó nuôi tôm là hoạt động nuôi trồng chính ở vùng cửa sông ven biển tỉnh Long An [20]. Phong hóa tự nhiên của đá siêu mafic cũng góp phần làm tăng nồng độ Cr trong đất và trầm tích liên quan cũng như nước ngầm [50]. Nồng độ Cr cao thường được tìm thấy ở các vị trí có tỷ lệ phần trăm cao của thành phần sét từ thượng nguồn đến đồng bằng hạ lưu sông Hồng [51]. Tại Long An, sét được khai thác ở 9/15 đơn vị hành chính cấp huyện nhưng chủ yếu tập trung tại huyện Đức Hòa (xã Lộc Giang) [20]. Đặc biệt nguồn do con người là tác nhân chính gây ô nhiễm Cr trong những năm gần đây tại khu vực Nam Bộ [46]. Điều này ngụ ý rằng mức độ tác động cao từ các hoạt động nhân sinh đã làm gia tăng phát thải Cr vào môi trường, Hình 3.c chứng tỏ nhận định trên khi chỉ ra rằng tại khu vực kinh tế phát triển - vùng 1 có nồng độ Cr trong kênh rạch cao hơn đánh kể vùng 2.

Trong nhân tố F2 thì Fe và As ghi nhận tỷ trọng trung bình theo phân tích PCA/FA. Fe có nhiều trong đất và cần thiết cho các sinh vật sống [52]. Các hoạt động nhân tạo cũng là nguồn phát sinh Fe vào nước mặt theo ghi nhận [23]. Tại lưu vực sông Sài Gòn, lượng đáng kể Fe đưa vào LVS bắt nguồn từ đất phèn hoặc chất thải từ công nghiệp và sinh hoạt [14]. Trong khi đó, đất phèn là nhóm đất chính chiếm 46,41% diện tích của tỉnh Long An. Do nguồn Fe đa dạng trên địa bàn, nồng độ Fe cũng không cho thấy sự khác biệt đáng kể ($p > 0,05$) giữa bốn vùng nước được kiểm tra hoặc giữa hai mùa trong nghiên cứu hiện tại (Hình 3a). Vì vậy, nồng độ sắt đo được trong nước mặt tại khu vực đều vượt quy chuẩn nước mặt của Việt Nam xét theo bốn vùng không gian, và theo mùa. Những điều này cho thấy rằng việc quản lý ô nhiễm Fe đòi hỏi những cách tiếp cận hiệu quả do sự tham gia của nhiều nguồn khác nhau. As có sẵn trong lớp vỏ trái đất và do đó có trong đất, đá, có thể được giải phóng vào các vùng nước mặt thông qua nhiều quá trình khác nhau như khai thác mỏ, phong hóa tự nhiên và quá trình oxy hóa các khoáng chất chứa As [23, 38]. Một nghiên cứu toàn diện về tổng quan As trong môi trường của Patel và cộng sự cho thấy As được đưa vào nguồn nước thông qua sự kết hợp của quá trình tự nhiên và hoạt động con người như: các trầm tích tự nhiên và từ nước thải nông nghiệp và công nghiệp [53]. Hình 3b cho thấy nồng độ As tại các phân vùng nghiên cứu chênh lệch không nhiều và đều thấp hơn quy chuẩn nước mặt Việt Nam (10 $\mu\text{g/L}$). Phân tích Anova cho thấy sự khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) giữa phân vùng KR1 và SC1. Điều này hàm ý rằng, sự gia tăng nồng độ As trong nước kênh rạch so với sông chính tại vùng 1 do sự tác động kết hợp giữa các nguồn tự nhiên và nhân tạo. Nguyên nhân do các kênh rạch có vận tốc dòng chảy và thể tích thấp kết hợp với việc khai thác và xả chất thải quá mức làm tích tụ và lắng đọng cao chất ô nhiễm [40]. Trong khi đó tại các sông chính với lưu lượng dòng chảy cao, thể tích nước lớn làm tăng quá trình làm sạch, pha loãng chất ô nhiễm trong khối nước. Sự thay đổi theo mùa của nồng độ As trong nước mặt khu vực nghiên cứu là không rõ ràng thể hiện ở giá trị $p > 0,05$ trong phân tích Anova.

Nhân tố chính F3 đóng góp 12,4% vào tổng phương sai, có tải trọng cao đối với Hg, và tải trọng trung bình đối với Pb, đại diện cho nước thải công nghiệp, và các bãi chôn lấp. Hg có thể phát sinh từ các cơ sở sản xuất công nghiệp như điện tử, phụ tùng ô tô, sản xuất hóa chất, chế biến kim loại và các ngành liên quan đến y tế [54] hoặc từ các bãi chôn lấp rác thải chứa Hg như: bóng đèn huỳnh quang, rác thải y tế.... Quá trình đốt rác thải chứa Hg sau đó chôn lấp tro bay dự kiến sẽ phát thải Hg tương đương với trường hợp chôn lấp trực tiếp [55]. Hàm lượng thủy ngân cao được ghi nhận tại một số điểm quan trắc kênh rạch tiếp, nơi nhận

nước thải từ các khu công nghiệp - cụm công nghiệp. Giai đoạn 2011-2020, cơ cấu kinh tế tỉnh có sự dịch chuyển khá mạnh sang công nghiệp - xây dựng với tỷ trọng lên tới 54% vào năm 2020 [20]. Tính hiện có 16/37 KCN trong quy hoạch đã đi vào hoạt động và 21 CCN đang hoạt động tập trung chủ yếu tại các huyện Đức Hòa, Bến Lức, Cần Đước, Cần Giuộc [20] thuộc Vùng 1, lý giải cho nồng độ Hg tại Vùng 1 cao hơn đáng kể Vùng 2 (Hình 4b). Đặc biệt, nồng độ Hg tại các kênh rạch nhận trực tiếp nước thải từ các KCN, CCN đã vượt quy chuẩn cho phép ($> 1,0 \mu\text{g/L}$ của quy chuẩn), trong khi tại các sông chính ($< 1,0 \mu\text{g/L}$). Điều này cũng được giải thích bởi quá trình tích tụ lắng đọng chất ô nhiễm trong khối nước tương tự như giải thích ở Nhân tố F2 phía trên.

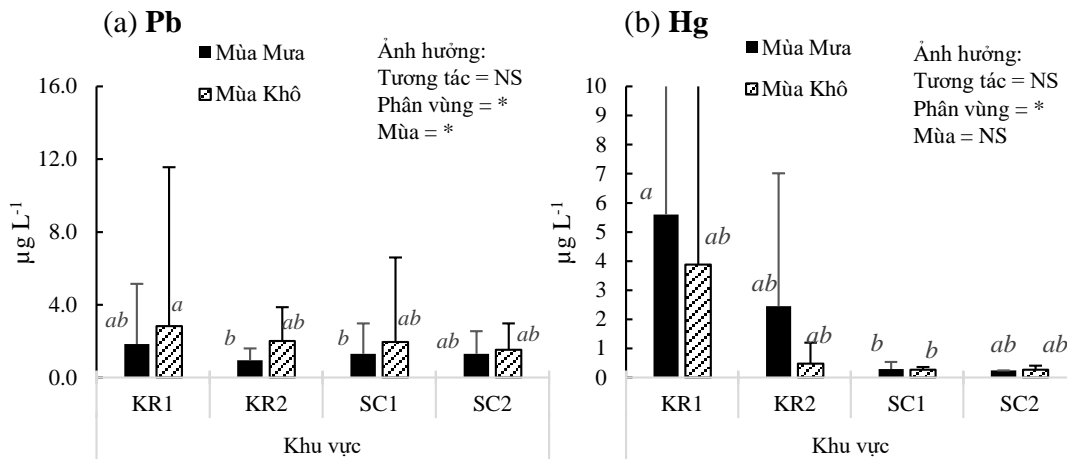


Hình 3. Ảnh hưởng theo phân vùng không gian và theo mùa với các thông số Fe, As, Cr thuộc Nhân tố F2.

Khối lượng chất thải rắn ngày càng tăng cùng với gia tăng dân số (trung bình 1,55%/năm) [20], nhưng rác sinh hoạt vẫn chưa được phân loại tại nguồn, dẫn đến một lượng CTNH chiếm tỷ lệ từ 0,02-0,82% như: pin, ắc quy, đèn huỳnh quang, nhiệt kế thủy ngân, ... có trong CTRSH được đưa đến các bãi chôn lấp, hoặc nhà máy đốt rác của tỉnh [21]. Nghiên cứu tại bãi rác Kiều Ky, Hà Nội [56] cho thấy nồng độ Pb và Hg trong nước rỉ rác cao hơn QCVN 40:2011/BTNMT Cột B [57]. Trong khi đó, tại Việt Nam có tới 80% các BCL là không hợp vệ sinh [58], dẫn đến quá trình phát tán KLN có trong nước rỉ rác vào môi trường nước mặt. Tại Long An, ghi nhận của Sở TNMT cho thấy tình trạng quá tải, gây ô nhiễm nước rỉ rác do CTR tồn đọng tại một số nhà máy xử lý CTR chính [59]. Hơn nữa, đốt rác cũng có thể làm phát tán các kim loại nặng (như Hg, Pb) theo tro bụi vào môi trường [60]. Bụi lắng đọng và nước rỉ rác chứa KLN Hg có khả năng phát tán đến các kênh rạch gần khu xử lý chất thải rắn, dẫn đến nồng độ Hg cao hơn vào mùa mưa, như thể hiện trong Hình 4.b.

Mối quan hệ rất tích cực giữa nồng độ Pb và Hg trong nước cũng được phát hiện tại công trình [61]. Ở nồng độ thấp Hg và Pb cũng độc hại là những nguyên tố không phân hủy được và tích tụ trong chuỗi thức ăn [1]. Pb chủ yếu phát sinh từ nguồn nhân tạo [23], đặc biệt là trong các ngành công nghiệp [62], như sản xuất pin, luyện kim [63]. Hàm lượng Pb có nhiều trong Pin, trong khi đó Pin là một trong những CTNH có nhiều trong rác sinh hoạt [21]. Tương tự như nguồn gốc Hg như trình bày ở trên, thì Pb cũng là một trong những kim loại nồng độ cao trong nước rỉ rác, và đốt CTR. Tuy vậy, ngược lại với Hg, nồng độ Pb trong nước mặt trong nghiên cứu này vào mùa mưa thấp hơn so với mùa khô, và đánh giá này là có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$). Nguyên nhân có thể do sự phát tán của kim loại Hg và Pb vào môi trường diễn ra khác nhau do tính chất vật lý, hóa học và cơ chế tương tác với môi trường

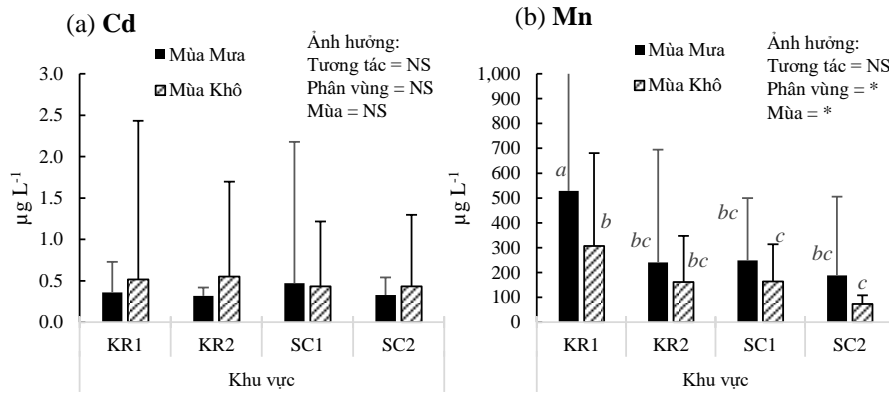
của từng kim loại. Hg tồn tại ở dạng lỏng tại nhiệt độ phòng, dễ hòa tan vào nước và chuyển hóa thành các hợp chất methyl thủy ngân dễ tích tụ sinh học trong động vật thủy sinh, với tốc độ phát tán nhanh vào môi trường dẫn đến thủy ngân di chuyển khá xa từ các nguồn tiếp nhận chính (chủ yếu là các kênh rạch) đến các sông chính dưới sự tác động của lưu lượng nước lớn vào mùa mưa, làm tăng nồng độ Hg trong sông chính vào mùa mưa so với mùa khô (ngược lại tại các kênh rạch) (Hình 4b). Trong khi đó, Pb tồn tại ở dạng rắn, khi vào môi trường, Pb thường gắn kết với các hạt đất sét hoặc chất hữu cơ, làm hạn chế sự di chuyển trong môi trường nước. Điều này dẫn đến sự lan truyền chậm trong các vùng nước khác nhau của thủy vực, do đó với sự tích tụ lắng đọng cao hơn vào mùa khô do lưu lượng nước thấp đã làm tăng hàm lượng Pb trong khối nước so với mùa mưa.



Hình 4. Ảnh hưởng theo phân vùng không gian và theo mùa với các thông số Pb và Hg thuộc Nhân tố F3.

Nhân tố F4 đóng góp 12,1% tổng phương sai, và có tải trọng cao đối với Mn, tải trọng yếu đối với Cd. Nhân tố này có thể đại diện cho quá trình rửa trôi đất. Mn là một trong những kim loại có nhiều nhất trong lớp vỏ trái đất, thường xuất hiện cùng với Fe. Tùy thuộc vào địa chất của khu vực mà nồng độ Mn trong nước tự nhiên của các vùng nước khác nhau [41]. Quá trình rửa trôi, hòa tan đất phèn đã làm giải phóng lượng lớn nồng độ Mn vào môi trường nước [64], và Long An là địa phương có diện tích đất phèn chiếm tới 46,41% diện tích đất [20], dẫn đến nồng độ Mn trong khối nước tại khu vực đều vượt quy chuẩn nước mặt Việt Nam (100 µg/L) tại bốn phân vùng không gian, cũng như hai mùa (Hình 5b). Nghiên cứu [65], chỉ ra rằng Mn bắt nguồn từ dòng chảy nước mặt qua vùng đất đô thị cuốn theo các chất thải bề mặt, có thể giải thích cho hàm lượng Mn tại các kênh rạch cao hơn sông chính trong nghiên cứu hiện tại, vì kênh rạch là nơi tiếp nhận đầu tiên các chất thải của dòng nước mưa chảy tràn qua bề mặt đất để vào thủy vực. Đồng thời, cũng là nguyên nhân dẫn đến nồng độ Mn trong nước mặt cao tại Vùng 1 (nơi đô thị hóa mạnh) so với Vùng 2 (Hình 5b). Vào mùa khô nồng độ Mn thấp hơn đáng kể ($p < 0,05$) so với mùa mưa, do dòng nước mưa chảy tràn qua bề mặt đất cuốn theo các chất ô nhiễm làm gia tăng nồng độ Mn trong nước.

Nghiên cứu tại Khánh Hòa cho thấy Cd có nguồn gốc liên quan đến xói mòn đất hoặc dòng chảy từ đất nông nghiệp, và Fe là một trong những nguyên tố đi kèm Cd trong phân tích PCA/FA [2]. Có sự tương đồng giữa nghiên cứu trên [2] và trong nghiên cứu này, vì đều chứng tỏ Cd đi kèm với một nguyên tố kim loại có nhiều trong đất (Fe trong [2], Mn trong nghiên cứu này) và đại diện cho nguồn ô nhiễm KLN trong thủy vực nghiên cứu. Hơn nữa, phân tích theo mùa tại 02 nghiên cứu đều cho thấy những khác biệt đáng kể theo mùa, với hàm lượng Cd cao hơn trong mùa khô và Fe/Mn cao hơn trong mùa mưa. Sản xuất lúa có thể là nguyên nhân làm Cd cao trong mùa khô, do việc bón phân trồng lúa có thể làm tăng nồng độ Cd do dòng chảy bề mặt từ ruộng có phân bón chứa Cd [2, 66]. Long An là tỉnh có diện tích đất trồng lúa đứng thứ 04 của vùng ĐBSCL [2], do đó có thể góp phần củng cố cho nhận định trên.



Hình 5. Ảnh hưởng theo phân vùng không gian và theo mùa với các thông số Cd và Mn thuộc Nhân tố F4.

3.2.2. Đánh giá ô nhiễm, và định lượng các nguồn ô nhiễm đóng góp vào chỉ số HPI

Kết quả tính toán chỉ số ô nhiễm HPI trên toàn địa bàn nghiên cứu tại Bảng 3 ghi nhận giá trị $147 > 100$, chứng tỏ nước mặt tại khu vực đã bị ô nhiễm nặng KLN và không thích hợp để dùng cho mục đích ăn uống nếu không được xử lý với công nghệ thích hợp.

HPI cao hơn đáng kể tại khu vực kênh rạch so với sông chính (Hình 6a) và có ý nghĩa thống kê tại Vùng 1 ($p < 0,05$). Giá trị HPI > 100 tại khu vực kênh rạch chứng tỏ nước đang bị ô nhiễm KLN, trong khi HPI tại khu vực sông chính < 100 , hàm ý rằng vùng sông chính vẫn chưa bị ô nhiễm KLN. Các sông chính với khối lượng nước lớn sẽ làm tăng hiệu ứng pha loãng và giảm nồng độ KLN trong khối nước so với kênh rạch [14, 40]. Vào mùa mưa, KLN cao hơn so với mùa khô theo chỉ số HPI, nhưng khác biệt không có ý nghĩa thống kê ($p > 0,05$). Mưa có thể có tác động kép đến nồng độ kim loại trong nước mặt. Tác động đầu tiên có thể liên quan đến quá trình vận chuyển kim loại nhanh và mạnh từ nguồn ô nhiễm của chúng đến các vùng nước trong mùa mưa, dẫn đến ô nhiễm KLN nhiều hơn. Tác động này đã được quan sát thấy rõ ràng ở Ni, Fe, Hg và Mn, cho thấy nồng độ cao hơn trong mùa mưa (Hình 2b-2d). Hg đóng góp lớn 97,1% vào tổng phương sai HPI của Hg (Bảng 4), chứng tỏ nó là kim loại quan trọng nhất trong mười kim loại được nghiên cứu ở khu vực, điều này làm HPI (Hình 6a) mùa mưa cao hơn mùa khô. Ngược lại, tác động thứ hai có liên quan đến hiệu ứng pha loãng vào mùa mưa. Lượng nước mưa nhiều hơn trong mùa mưa có thể làm loãng và làm giảm nồng độ KLN trong nhiều nguồn nước khác nhau [67], và được quan sát thấy tại các kim loại như: Cu, Pb, Zn, As, Cr và Cd (Hình 2-5). Sự ảnh hưởng theo mùa khác đến nồng độ các kim loại trong nước cũng được ghi nhận ở [2] và [67]. Ảnh hưởng theo mùa chỉ được ghi nhận có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) đối với Mn và Pb nghiên cứu này. Điều này ngụ ý hai kim loại trên đại diện theo mùa ở khu vực nghiên cứu. Theo thời gian chỉ số HPI năm 2018 cao hơn đáng kể ($p < 0,05$) các năm khác (Hình 6b), các năm 2017, 2019 và 2020 sự khác biệt là không đáng kể. Nguyên nhân có thể năm 2018, các nguồn thải trên địa bàn tỉnh xả thải nhiều KLN vào nguồn nước.

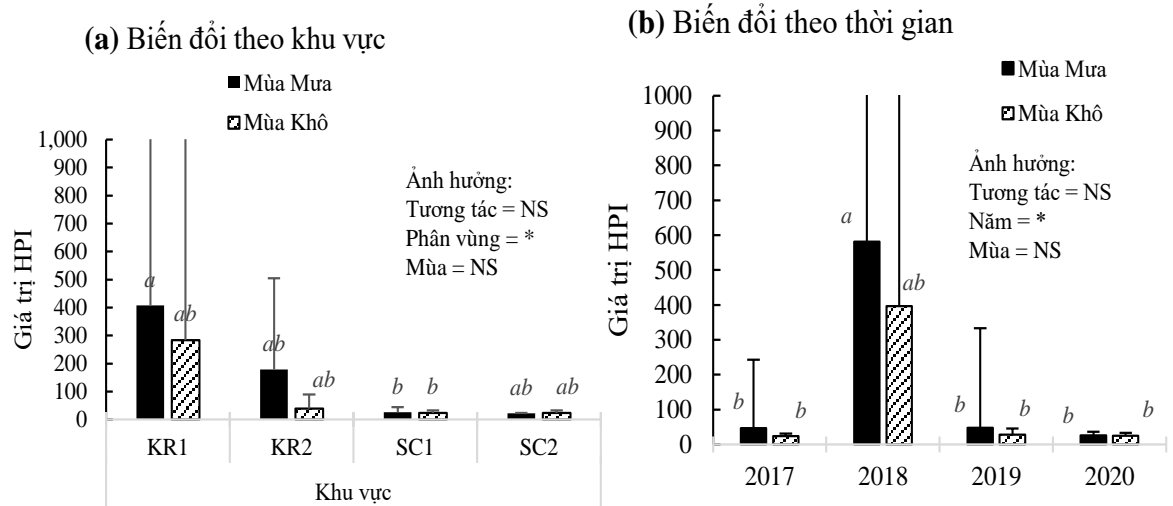
Bảng 3. Kết quả tính toán Chỉ số HPI.

Tên kim loại	Trung bình (µg/L)	S_i	W_i	Q_i	$Q_i \times W_i$
Fe	2.423,31	500	0,002	484,66	0,97
Pb	1,85	20	0,05	9,27	0,46
Cd	0,44	5	0,2	8,82	1,76
Cu	61,14	100	0,01	61,14	0,61
Zn	83,05	500	0,002	16,61	0,03
As	1,05	10	0,1	10,49	1,05
Hg	1,98	1	1	197,59	197,59
Ni	42,73	100	0,01	42,73	0,43
Mn	275,96	100	0,01	275,96	2,76
Cr	6,52	50	0,02	13,05	0,26
$\sum W_i = 1,40; \sum (W_i \times Q_i) = 205,92; HPI = 146,67$					

Bảng 4. Phần trăm đóng góp của từng kim loại trong việc giải thích tổng phương sai của HPI và HI trong khu vực nghiên cứu.

Kim loại	HPI			HI - Người lớn			HI - Trẻ em		
	Tổng bình phương	Giá trị p	Đóng góp (%)	Tổng bình phương	Giá trị p	Đóng góp (%)	Tổng bình phương	Giá trị p	Đóng góp (%)
Fe	25.443.540	<0,0001	0,74	1,81	<0,0001	19,66	6,68	<0,0001	21,24
Pb	60.982.725	<0,0001	1,78	0,14	<0,0001	1,48	0,38	<0,0001	1,21
Cd	4.616.666	<0,0001	0,14	0,00	<0,0001	0,01	0,01	<0,0001	0,02
Cu	6.735	<0,0001	0,00	3,88	<0,0001	42,04	11,28	<0,0001	35,87
Zn	7.151.906	<0,0001	0,21	0,15	<0,0001	1,67	0,52	<0,0001	1,66
As	93.266	<0,0001	0,00	0,16	<0,0001	1,76	0,44	<0,0001	1,40
Hg	3.318.730.689	<0,0001	97,12	0,00	<0,0001	0,05	0,02	<0,0001	0,05
Ni	739	<0,0001	0,00	0,37	<0,0001	4,05	1,49	<0,0001	4,73
Mn	24.439	<0,0001	0,00	0,13	<0,0001	1,42	0,38	<0,0001	1,22
Cr	5.654	<0,0001	0,00	2,57	<0,0001	27,87	10,25	<0,0001	32,60
Error (lỗi)	0	–	0,00	0,00	–	0,00	0,00	–	0,00
Tổng Phương sai	3.417.056.358	–	100,0	9,23	–	100,0	31,45	–	100,0

Ghi chú: P < 0,05 thể hiện sự đóng góp có ý nghĩa thống kê.

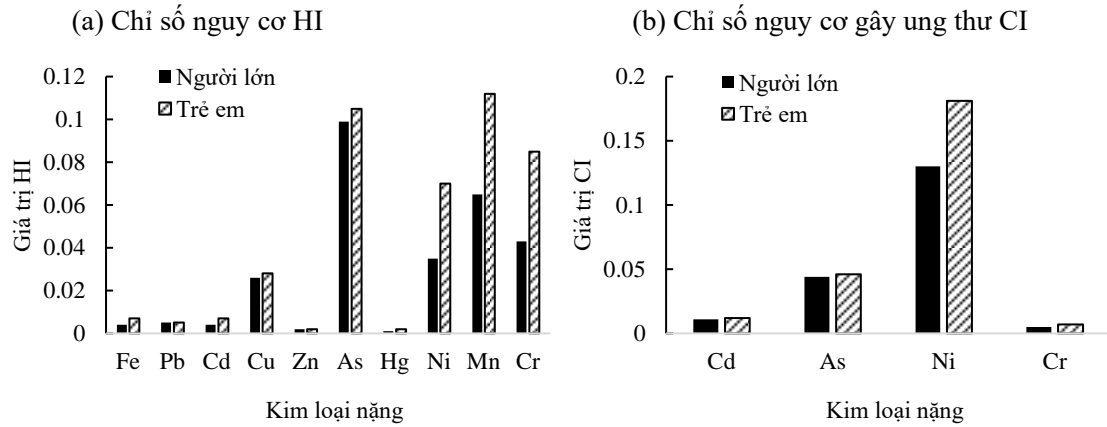


Hình 6. Biến đổi theo không gian và thời gian của chỉ số ô nhiễm KLN (HPI) tại khu vực.

3.3. Đánh giá rủi ro sức khỏe con người

Rủi ro sức khỏe tiềm ẩn không gây ung thư do KLN trong nguồn nước mặt được tính toán thông qua chỉ số nguy cơ HI qua hai con đường tiêu hóa và qua da, vì đây là hai con đường tiếp xúc chính của KLN [1, 16]. Bảng 5 chỉ ra những rủi ro sức khỏe do các KLN. As, Mn, Cr và Ni gây ra rủi ro cao hơn thông qua đường tiêu hóa cho người lớn và trẻ em. Tuy vậy chỉ số nguy cơ tính toán tại mười thông số KLN đều nhỏ hơn 1, chứng tỏ tác động có hại thấp của các KLN trên đối với cả trẻ em và người lớn. Trong đó, sức khỏe trẻ em dễ bị ảnh hưởng do các hóa chất độc trong môi trường hơn [19], với giá trị tổng HI cao hơn 1,49 lần so với người lớn (Hình 7a). Phân tích hồi quy bội đóng góp của các HI KLN riêng lẻ cho thấy Cu, Cr và Fe giải thích tổng phương sai của HI (Bảng 4), ngụ ý rằng ba kim loại này là nguyên tố quan trọng nhất với rủi ro sức khỏe ở trẻ em và người lớn.

Rủi ro ung thư đối với cả trẻ em và người lớn thông qua con đường tiêu hóa cao hơn so với đường qua da được xác định đối với Cr, Ni, As và Cd (Bảng 6). Các giá trị chỉ số ung thư (CI) đối với Cd, As, Ni và Cr có giá trị cao hơn phạm vi được khuyến nghị bởi [1, 16] từ 1×10^{-6} đến 1×10^{-4} cho hai đối tượng nghiên cứu, trong đó Ni có giá trị CI cao nhất, và nguy cơ gây ung thư đối với trẻ em được đánh giá là cao hơn so với người lớn (Hình 7b).



Hình 7. Chỉ số rủi ro sức khỏe của các KLN trong nước mặt tại khu vực.

Bảng 5. Đánh giá rủi ro sức khỏe tiềm ẩn do KLN trong nguồn nước mặt trên địa bàn nghiên cứu.

Kim loại	RfDi (µg/kg/d)	RfDd (µg/kg/d)	Người lớn		Trẻ em		Người lớn		Trẻ em		Chỉ số nguy cơ HI	
			ADDi	ADDd	ADDi	ADDd	HQi	HQd	HQi	HQd	Lớn	Trẻ
Fe	700	140	1,001	0,373	1,041	0,767	0,001	0,003	0,001	0,005	0,004	0,007
Pb	1,4	0,42	0,006	0,000	0,007	0,000	0,005	0,000	0,005	0,000	0,005	0,005
Cd	0,5	0,025	0,001	0,000	0,001	0,000	0,001	0,003	0,001	0,006	0,004	0,007
Cu	40	12	1,028	0,009	1,069	0,019	0,026	0,001	0,027	0,002	0,026	0,028
Zn	300	60	0,490	0,008	0,510	0,016	0,002	0,000	0,002	0,000	0,002	0,002
As	0,3	0,123	0,029	0,000	0,031	0,000	0,098	0,001	0,102	0,003	0,099	0,105
Hg	0,3	0,3	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,001	0,000	0,002	0,001	0,002
Ni	20	0,8	0,050	0,026	0,052	0,054	0,003	0,033	0,003	0,068	0,035	0,070
Mn	24	0,96	0,489	0,043	0,508	0,087	0,020	0,044	0,021	0,091	0,065	0,112
Cr	3	0,075	0,007	0,003	0,008	0,006	0,002	0,040	0,003	0,083	0,043	0,085

Ghi chú: RfD_(i/d) = liều tham chiếu qua đường uống/da; ADD: liều trung bình hàng ngày; HQ = Hệ số nguy cơ.

Bảng 6. Nguy cơ gây ung thư (CR) do KLN trong nguồn nước mặt trên địa bàn nghiên cứu.

Kim loại	SF (mg/kg/day)	Người lớn		Trẻ em		Chỉ số nguy cơ ung thư (CI)	
		CRi	CRd	CRi	CRd	Người lớn	Trẻ em
Cd	15	0,010	0,001	0,010	0,002	0,011	0,012
As	1,5	0,044	0,000	0,046	0,000	0,044	0,046
Ni	1,7	0,086	0,045	0,089	0,092	0,130	0,181
Cr	0,5	0,004	0,002	0,004	0,003	0,005	0,007

4. Kết luận

Nước mặt tại tỉnh Long An đang có dấu hiệu ô nhiễm KLN ở 3 thông số Fe, Mn và Hg. Trong đó, Hg có nguồn gốc nhân tạo, được xem là thông số quan trọng nhất cần phải giám sát do chiếm tới 96,1% trong chỉ số HPI. Các kênh rạch, nơi tiếp nhận trực tiếp các nguồn ô nhiễm KLN trên địa bàn, dẫn đến nồng độ cao hơn đáng kể so với các sông chính, đặc biệt là tại vùng 1 (gần biển). Mức độ ô nhiễm KLN tăng dần từ vùng 2 (nội địa) ra vùng 1 (gần biển), do vùng 1 hoạt động kinh tế cao hơn đáng kể. Ô nhiễm KLN mùa mưa cao hơn mùa khô, đặc biệt là ở các kênh rạch, năm 2018 cao nhất. Phân tích PCA/FA xác định 04 nguồn ô nhiễm KLN chính trong nước mặt trong khu vực góp phần giải thích khoảng 60% tổng phương sai, trong đó: khí thải từ quá trình đốt cháy/bụi đường phố chiếm 21,3%; quá trình phong hóa tự nhiên, cùng với các hoạt động nhân sinh chiếm 14,5%; nước thải công nghiệp, và bãi chôn lấp chất thải chiếm 12,4%; quá trình rửa trôi đất và dòng chảy đất nông nghiệp chiếm 12,1%. HI cho thấy tác động có hại thấp của KLN đối với sức khỏe của người lớn và trẻ em. Cu, Cr và Fe là ba thông số chính có thể ảnh hưởng đến sức khỏe. Cd, As, Ni và Cr

được đánh giá là có nguy cơ gây ung thư không thể chấp nhận được. Quá trình vận chuyển kim loại từ nguồn phát sinh đến các khối nước phụ thuộc vào tính chất vật lý, hóa học và cơ chế tương tác với môi trường của từng kim loại, cần được nghiên cứu chuyên sâu hơn. Đồng thời, ô nhiễm KLN trong nước mặt có thể do yếu tố tự nhiên như: khí quyển, địa chất, thủy văn. Do đó cần áp dụng các giải pháp tổng hợp kiểm soát KLN giúp bảo vệ môi trường và sức khỏe của người dân.

Lời cảm ơn: Tác giả xin bày tỏ lời cảm ơn chân thành tới Sở Tài nguyên và Môi trường tỉnh Long An đã hỗ trợ, giúp đỡ, góp phần hoàn thành công trình nghiên cứu này.

Lời cam đoan: Tác giả cam đoan bài báo này là công trình nghiên cứu của tác giả, chưa được công bố ở đâu, không được sao chép từ những nghiên cứu trước đây; không có sự tranh chấp lợi ích.

Tài liệu tham khảo

1. Kumar, V.; Parihar, R.D.; Sharma, A.; Bakshi, P.; Sidhu, G.P.S.; Bali, A.S.; Karaouzas, I.; Bhardwaj, R.; Thukral, A.K.; Gyasi-Agyei, Y.; Comino, J.R. Global evaluation of heavy metal content in surface water bodies: A meta-analysis using heavy metal pollution indices and multivariate statistical analyses. *Chemosphere* **2019**, *236*, 124364.
2. Le, T.V.; Nguyen, B.T. Heavy metal pollution in surface water bodies in provincial Khanh Hoa, Vietnam: Pollution and human health risk assessment, source quantification, and implications for sustainable management and development. *Environ. Poll.* **2024**, *343*, 123216.
3. Tscheikner-Gratl, F.; Bellos, V.; Schellart, A.; Rodenas, A.M.; Muthusamy, M.; Langerveld, J.; Clemens, F.; Benedetti, L.; Ramirez, M.A.R.; de Carvalho, R.F.; Breuer, L.; Shucksmith, J.; Heuvelink, G.B.M.; Tait, S. Recent insights on uncertainties present in integrated catchment water quality modelling. *Water Res.* **2019**, *150*, 368–379.
4. Zhou, Q.; Yang, N.; Li, Y.; Ren, B.; Ding, X.; Bian, H.; Yao, X. Total concentrations and sources of heavy metal pollution in global river and lake water bodies from 1972 to 2017. *Global Ecol. Conserv.* **2020**, *22*, e00925.
5. Salomons, W.; Förstner, U. Metals in the Hydrocycle. Springer Science & Business Media, 2012.
6. Al-Hussainin, S.N.H.; Al Obaidy, A.H.; Al-Mashhady, A. Environmental assessment of heavy metal pollution of Diyala River within Baghdad City. *Appl. Water Sci.* **2018**, *8*, 87.
7. Alsaffar, M.; Suhaimi, J.M.; Ahmad, K.N. Evaluation of heavy metals in surface water of major rivers in Penang, Malaysia. *Int. J. Environ. Sci.* **2016**, *6(5)*, 657–669.
8. Ebrahimpour, M.; Mushrifah, I. Seasonal variation of cadmium, copper, and lead concentrations in fish from a freshwater lake. *Biological Trace Element Research*, **2010**, *138*, 190–201.
9. Weber, P. et al. Metals in the water, sediment, and tissues of two fish species from different trophic levels in a subtropical Brazilian river. *Microchem. J.* **2013**, *106*, 61–66.
10. Yin, K.; Wang, Q.; Lv, M.; Chen, L. Microorganism remediation strategies towards heavy metals. *Chem. Eng. J.* **2019**, *360*, 1553–1563.
11. Aghadadashi, V.; et al. Spatial distribution and vertical profile of heavy metals in marine sediments around Iran's special economic energy zone; Arsenic as an enriched contaminant. *Mar. Pollut. Bull.* **2019**, *138*, 437–450.
12. Kumar, V.; Sharma, A.; Kumar, R.; Bhardwaj, R.; Thukral, A.K.; Comino, J.R. Assessment of heavy-metal pollution in three different Indian water bodies by combination of multivariate analysis and water pollution indices. *Hum. Ecol. Risk Assess.: Int. J.* **2018**, *26(1)*, 1–16.

13. Ali, M.M. et al. Distribution of heavy metals in water and sediment of an urban river in a developing country: a probabilistic risk assessment. *Int. J. Sediment Res.* **2022**, 37(2), 173–187.
14. Nguyen, B.T. et al. Assessment and source quantification of heavy metal (loid) s in surface water using multivariate analyses from the Saigon River, Vietnam. *Environ. Sci. Poll. Res.* **2020**, 27, 19383–19397.
15. Setia, R.; Dhaliwal, S.S.; Kumar, V.; Singh, R.; Kukal, S.S.; Pateriya, B. Impact assessment of metal contamination in surface water of Sutlej River (India) on human health risks. *Environ. Poll.* **2020**, 265, 114907.
16. USEPA. Risk assessment guidance for superfund Vol. 1 human health evaluation manual, Part E, Supplemental guidance from dermal risk assesement. Office of Emergency and Remedial Response, US Environmental Protection Agency, 2004.
17. Mitra, S.; Sarkar, S.K.; Raja, P.; Biswas, J.K.; Murugan, K. Dissolved trace elements in Hooghly (Ganges) River Estuary, India: Risk assessment and implications for management. *Mar. Pollut. Bull.* **2018**, 133, 402–414.
18. Alves, R.I.; Sampaio, C.F.; Nadal, M.; Schuhmacher, M.; Domingo, J.L.; Segura-Muñoz, S. Metal concentrations in surface water and sediments from Pardo River, Brazil: human health risks. *Environ. Res.* **2014**, 133, 149–155.
19. Tong, N.X.; Thao, N.T.T. Assessment of water quality, heavy metal pollution and human health risks in the Canal system of Ho Chi Minh City, Vietnam. *Environ. Res. Commun.* **2024**, 6(7), 075007.
20. UBND tỉnh Long An. Báo cáo quy hoạch tỉnh Long An thời kỳ 2021-2030, tầm nhìn đến năm 2050. Long An, 2023.
21. Sở Tài nguyên và Môi trường tỉnh Long An. Báo cáo hiện trạng môi trường tỉnh Long An giai đoạn 2016-2020. Long An, 2020.
22. Pham, A.D.; Nguyen, B.A.; Dinh, T.T.H.; Nguyen, T.T.T.; Nguyen, T.L.C. Assessment of heavy metal pollution in the surface water of the Doi Canal, the Cho Dem and Ben Luc Rivers, Vietnam. *Geosci. Eng.* **2022**, 68(1), 91–98.
23. J. Xiao, L. Wang, L. Deng, and Z. Jin, Characteristics, sources, water quality and health risk assessment of trace elements in river water and well water in the Chinese Loess Plateau. *Sci. Total Environ.* **2019**, 650, 2004–2012.
24. Quân, N.H.; Quế, T.N.C. Phân tích các hiện tượng cực đoan và xu hướng biến đổi của lượng mưa trong 30 năm gần đây ở tỉnh Long An bằng phương pháp thống kê. *Tap chí Khí tượng Thủy văn*, **2014**, 638, 6–11.
25. Le, T.V.; Duong, N.P.T.; Nguyen, B.T. Spatial and temporal analysis and quantification of pollution sources of the surface water quality in a coastal province in Vietnam. *Environ. Monit. Assess.* **2023**, 195, 408.
26. Nguyen, B.T.; Le, L.B.; Le, A.H.; Thai, N.V. The interactive effects of the seawater intrusion–affected zones and types of waterways on the surface water quality from the coastal Tien Giang Province, Vietnam. *Environ. Monit. Assess.* **2021**, 193(4), 224.
27. Gomes, P.I.; Fernando, B.A.; Dehini, G.K. Assessment of pollution sources, fate of pollutants, and potential instream interventions to mitigate pollution of earthen canals of urban to rural-urban fringe. *Water Air Soil Poll.* **2019**, 230(11), 262.
28. Bộ Tài nguyên và Môi trường. QCVN 08-MT:2015/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt. Hà Nội, 2015.
29. Hair, J.F.; Black, W.C.; Babin, B.J.; Anderson, R.E. Multivariate data analysis: Pearson new international edition PDF eBook. Pearson Higher Ed, 2013.
30. Kaiser, H.F. The application of electronic computers to factor analysis. *Educ. Psychol. Meas.* **1960**, 20(1), 141–151.

31. Liu, C.W.; Lin, K.H.; Kuo, Y.M. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. *Sci. Total Environ.* **2003**, *313*(1-3), 77–89.
32. Richman, M.B. Rotation of principal components. *J. Climatol.* **1986**, *6*(3), 293–335.
33. Putri, M.; Lou, C.H.; Syailin, M.; Ou, S.H.; Wang, Y.C. Long-term river water quality trends and pollution source apportionment in Taiwan. *Water* **2018**, *10*, 1394.
34. Fu, D.; Wu, X.; Chen, Y.; Yi, Z. Spatial variation and source apportionment of surface water pollution in the Tuo River, China, using multivariate statistical techniques. *Environ. Monit. Assess.* **2020**, *192*, 1–11.
35. Phung, D.; Huang, C.; Rutherford, S.; et al. Temporal and spatial assessment of river surface water quality using multivariate statistical techniques: a study in Can Tho City, a Mekong Delta area, Vietnam. *Environ. Monit. Assess.* **2015**, *187*, 4474.
36. Kaiser, H.F. An index of factorial simplicity. *Psychometrika* **1974**, *39*(1), 31–36.
37. Sheykhi, V.; Moore, F. Geochemical characterization of Kor River water quality, fars province, Southwest Iran. *Water Qual. Exposure Health* **2012**, *4*, 25–38.
38. Uugwanga, M.N.; Kgabi, N.A. Heavy metal pollution index of surface and groundwater from around an abandoned mine site, Klein Aub. *Phys. Chem. Earth. A/B/C/* **2021**, *124*, 103067.
39. Bộ Tài nguyên và Môi trường. QCVN 08:2023/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt. Thành phố Hà Nội, 2023.
40. Wilbers, G.J.; Becker, M.; Sebesvari, Z.; Renaud, F.G. Spatial and temporal variability of surface water pollution in the Mekong Delta, Vietnam. *Sci. Total Environ.* **2014**, *485*, 653–665.
41. Abouhend, A.S.; El-Moselhy, K.M. Spatial and seasonal variations of heavy metals in water and sediments at the northern Red Sea coast. *Am. J. Water Resour.* **2015**, *3*(3), 73–85.
42. Hou, S.; Zheng, N.; Tang, L.; Ji, X.; Li, Y.; Hua, X. Pollution characteristics, sources, and health risk assessment of human exposure to Cu, Zn, Cd and Pb pollution in urban street dust across China between 2009 and 2018. *Environ. Int.* **2019**, *128*, 430–437.
43. Kumar, M.; Rahman, M.M.; Ramanathan, A.; Naidu, R. Arsenic and other elements in drinking water and dietary components from the middle Gangetic plain of Bihar, India: health risk index. *Sci. Total Environ.* **2016**, *539*, 125–134.
44. Costa-Böddeker, S.; Hoelzmann, P.; de Stigter, H.C.; van Gaeve, P.; Huy, H.Đ.; Schwalb, A. The hidden threat of heavy metal pollution in high sedimentation and highly dynamic environment: Assessment of metal accumulation rates in the Thi Vai Estuary, Southern Vietnam. *Environ. Pollut.* **2018**, *242*, 348–356.
45. Brasili, E. et al. Remediation of hexavalent chromium contaminated water through zero-valent iron nanoparticles and effects on tomato plant growth performance. *Sci. Rep.* **2020**, *10*(1), 1920.
46. Costa-Böddeker, S. et al. Heavy metal pollution in a reforested mangrove ecosystem (Can Gio Biosphere Reserve, Southern Vietnam): Effects of natural and anthropogenic stressors over a thirty-year history. *Sci. Total Environ.* **2020**, *716*, 137035.
47. Kazakis, N. et al. Origin of hexavalent chromium in groundwater: The example of Sarigkiol Basin, Northern Greece. *Sci. Total Environ.* **2017**, *593*, 552–566.
48. Tumolo, M. et al. Chromium pollution in European water, sources, health risk, and remediation strategies: An overview. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2020**, *17*(15), 5438.

49. Hatje, V.; de Souza, M.M.; Ribeiro, L.F.; Eça, G.F.; Barros, F. Detection of environmental impacts of shrimp farming through multiple lines of evidence. *Environ. Pollut.* **2016**, *219*, 672–684.
50. Chrysochoou, M.; Theologou, E.; Bompoti, N.; Dermatas, D.; Panagiotakis, I. Occurrence, origin and transformation processes of geogenic chromium in soils and sediments. *Curr. Pollut. Rep.* **2016**, *2*, 224–235.
51. Nguyen, T.T.H. et al. Assessment of heavy metal pollution in Red River surface sediments, Vietnam. *Mar. Pollut. Bull.* **2016**, *113(1–2)*, 513–519.
52. Abbaspour, N.; Hurrell, R.; Kelishadi, R. Review on iron and its importance for human health. *J. Res. Med. Sci.: Off. J. Isfahan Univ. Med. Sci.* **2014**, *19(2)*, 164.
53. Patel, K.S.; Pandey, P.K.; Ramos, P.M.; Corns, W.T.; Varol, S.; Bhattacharya, P.; Zhu, Y. A review on arsenic in the environment: contamination, mobility, sources, and exposure. *RSC Adv.* **2023**, *13(13)*, 8803–8821.
54. Clarkson, T.W.; Magos, L.; Myers, G.J. The toxicology of mercury current exposures and clinical manifestations. *N. Engl. J. Med.* **2003**, *349(18)*, 1731–1737.
55. Cheng, H.; Hu, Y.J.E. Mercury in municipal solid waste in China and its control: a review. **2012**, *46(2)*, 593–605.
56. Hà, H.N. Ô nhiễm kim loại nặng từ bãi chôn lấp rác thải đến môi trường đất: Bãi chôn lấp Kiêu Kỳ - Gia Lâm - Hà Nội. *Tap chí khoa học Đại học quốc gia Hà Nội: Các khoa học trái đất và môi trường* **2018**, *34(2)*, 86–94.
57. Bộ Tài nguyên và Môi trường. QCVN 40:2011/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về nước thải công nghiệp. Hà Nội, 2011.
58. Lê, V.T.; Phan, H.V. Xác định khối lượng, đánh giá thành phần và tính chất của chất thải rắn tại bãi chôn lấp không hợp vệ sinh Suối Rao. *Tap chí Phát triển Khoa học và Công nghệ - Khoa học Trái Đất và Môi trường* **2022**, *6(1)*, 455–567.
59. Tap chí điện tử Môi trường và Cuộc sống. Long An: Nhà máy xử lý rác Tâm Sinh Nghĩa lại tiếp tục quá tải, gây ô nhiễm môi trường. Hà Nội. 2024. Trục tuyến: <https://moitruong.net.vn/long-an-nha-may-xu-ly-rac-tam-sinh-nghia-lai-tiep-tuc-qua-tai-gay-o-nhiem-moi-truong-73824.html>.
60. Bộ Tài nguyên và Môi trường. Báo cáo môi trường quốc gia năm 2011 - Chất thải rắn. Thành phố Hà Nội, 2012.
61. Nguyễn, N.H.; Nguyễn, N.T.; Nguyễn, V.Đ.; Nguyễn, P.C.T. Concentrations of heavy metals in water from the Southern coast of Vietnam. *Tap chí Nông nghiệp và Phát triển* **2018**, *17(6)*, 42–49.
62. Phu, L.H.; Ngọc, P.H.; Dung, L.T.; Thu, N.H.; The, H.V.; Linh, V.T.T.; Hieu, N.M.; Thu, P.M. Heavy metals assessment for sustainable management in Estuaries of Ba Ria-Vung Tau Province. *VN J. Mar. Sci. Technol.* **2024**, *24(1)*, 17–32.
63. Raj, K.; Das, A.P. Lead pollution: Impact on environment and human health and approach for a sustainable solution. *Environ. Chem. Ecotoxicol.* **2023**, *5*, 79–85.
64. Van Ha, N.T.; Takizawa, S.; Oguma, K.; Van Phuoc, N. Sources and leaching of manganese and iron in the Saigon River Basin, Vietnam. *Water Sci. Technol.* **2011**, *63(10)*, 2231–2237.
65. Ahamed, A.J.; Loganathan, K. Water quality concern in the Amaravathi River Basin of Karur district: a view at heavy metal concentration and their interrelationships using geostatistical and multivariate analysis. *Geol. Ecol. Landscapes* **2017**, *1(1)*, 19–36.
66. Kubier, A.; Wilkin, R.T.; Pichler, T. Cadmium in soils and groundwater: A review. *Appl. Geochem.* **2019**, *108*, 104388.
67. Meng, Z.; Bai, X.; Tang, X. Short-term assessment of heavy metals in surface water from Xiaohe River irrigation area, China: Levels, sources and distribution. *Water* **2022**, *14(8)*, 1273.

Risk evaluation for human health from surface water polluted with heavy metal in Long An province

Le Viet Thang^{1*}

¹ Institute for Environmental Science, Engineering and Management, Industrial University of Ho Chi Minh City; levietthangmt@gmail.com

Abstract: This study aimed to fractionate and quantify sources of heavy metal in surface water and assess the associated human health risks in Long An province. The results of 10 heavy metal parameters in 4 years showed that the average values of Fe, Mn, and Hg exceed the permissible standards. The heavy metal pollution index (HPI) increased gradually from inland to coastal area and was significantly higher in canals than in main rivers. Principal component analysis (PCA/FA) identified four main sources of heavy metal pollution: air emissions from combustion/dust; natural weathering combined with anthropogenic activities: clay mining and industrial - aquaculture production; industrial wastewater, and landfills activities; soil and agricultural runoff. Hg was the most important heavy metal in determining the HPI, while Cu, Cr, and Fe were the three main parameters affecting human health. The non-carcinogenic risk index (HI) indicated a low adverse health impact of heavy metals in adults and children. Meanwhile, the carcinogenic risk assessment (CI) identified Cd, As, Ni and Cr in surface water can be an unacceptable carcinogenic risk.

Keywords: Heavy metal; Pollution sources; Long An; Health risk.