

ĐÁNH GIÁ RỦI RO KIM LOẠI NẶNG TRONG TRẦM TÍCH MẶT Ở HẠ LƯU SÔNG CU ĐÊ BẰNG CHỈ SỐ RỦI RO SINH THÁI TIỀM NĂNG (PERI)

ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF SOME HEAVY METALS IN SURFACE SEDIMENTS OF CU DE RIVER DOWNSTREAM BASED ON POTENTIAL ECOLOGICAL RISK INDEX (PERI)

Đoạn Chí Cường*, Võ Văn Minh, Trần Ngọc Sơn

Trường Đại học Sư phạm, Đại học Đà Nẵng; *doanchicuong@gmail.com

Tóm tắt - Hạ lưu sông Cu Đê là một trong những khu vực chịu nhiều tác động từ hoạt động của các khu công nghiệp (Hòa Khánh, Liên Chiểu); hoạt động nuôi trồng thủy sản; sản xuất nông nghiệp cũng như khai thác khoáng sản ở vùng thượng nguồn. Trong nghiên cứu này chúng tôi tiến hành đánh giá rủi ro sinh thái của một số kim loại nặng (Cd, Cu, Pb, Zn) tại khu vực hạ lưu sông Cu Đê bằng chỉ số rủi ro sinh thái tiềm năng (PERI). Kết quả phân tích cho thấy, trầm tích mặt tại khu vực hạ lưu sông Cu Đê đã có dấu hiệu ô nhiễm các KLN Pb, Cu và Zn khi so sánh với QCVN 43:2012/BTNMT. Nghiên cứu cũng chỉ ra rằng, đánh giá rủi ro sinh thái các KLN bằng chỉ số PERI thì mức độ rủi ro sinh thái tại các điểm lấy mẫu theo thứ tự: CĐ3 > CĐ2 > CĐ1 > CĐ5 > CĐ4. Vị trí CĐ3 có mức độ rủi ro sinh thái vừa phải, còn các vị trí còn lại có mức độ rủi ro sinh thái thấp.

Từ khóa - trầm tích mặt; đánh giá rủi ro; chỉ số rủi ro sinh thái tiềm năng; kim loại nặng; hạ lưu sông Cu Đê.

1. Đặt vấn đề

Ô nhiễm kim loại nặng (KLN) trong môi trường đất và nước đã trở thành vấn đề quan tâm ở nhiều nước bởi độc tính, tính bền vững cũng như khả năng tích lũy sinh học của chúng [1], [2]. Trong môi trường nước, KLN từ các nguồn tự nhiên và nhân tạo sẽ lưu thông và tích lũy trong trầm tích và sinh vật [3]. Trong đó, trầm tích được xem như một bồn rửa, việc tích lũy KLN trong trầm tích sẽ ảnh hưởng đến các hệ sinh thái thủy sinh liên quan. Lượng KLN tồn dư trong môi trường có thể tích tụ trong các vi sinh vật, thực vật thủy sinh và động vật, sau đó có thể tham gia vào chuỗi thức ăn của con người và gây ra các vấn đề sức khỏe [4].

Đánh giá rủi ro sinh thái của KLN bằng chỉ số rủi ro sinh thái tiềm năng (PERI) là một phương pháp được đề xuất và phát triển bởi Hakanson [5]. Hầu hết việc đánh giá ô nhiễm KLN trong trầm tích chỉ dựa vào kết quả quan trắc tổng hàm lượng các KLN. Tuy nhiên, điều này không cung cấp thông tin một cách đầy đủ về tính khả dụng cũng như tính độc của các KLN [6]. Trong nghiên cứu này, chỉ số PERI được áp dụng để đánh giá rủi ro sinh thái của KLN tồn tại trong môi trường trầm tích.

Hiện nay, trên thế giới, việc đánh giá rủi ro đã được tiến hành nghiên cứu ở nhiều nước, đánh giá theo nhiều hướng khác nhau và đã thành công trên nhiều chỉ số. Tại Thụy Điển, năm 2005, chỉ số PERI đã được sử dụng để đánh giá rủi ro sinh thái của KLN trong nước và trầm tích của các hồ nuôi trồng thủy sản. Qua nhiều thử nghiệm, phân tích, đánh giá, Hội đồng Bảo vệ Môi trường Quốc gia Thụy Điển cho rằng, cách tiếp cận đánh giá rủi ro sinh thái dựa vào chất lượng trầm tích đã mang lại hiệu quả cao và nhờ vào hướng tiếp cận này họ đã kiểm soát được nguồn gây ô nhiễm môi trường nuôi trồng thủy sản [5].

Abstract - The downstream of Cu De river is one of the areas most affected by industrial zone activities (Hoakhanh and Lienchieu), aquaculture operations, agricultural production as well as mining exploitation at the upstream. In this study, we conducted the ecological risk assessment of some heavy metals (Cd, Cu, Pb, Zn) at Cu De downstream based on potential ecological risk index (PERI). The analysis results revealed that the surface sediments at the downstream of Cu De river, as opposed to National technical regulation on sediment quality (QCVN 43:2012/MONRE), had shown signs of contamination by heavy metals Pb, Cu and Zn. It was also indicated that the levels of ecological risk, assessed according to PERI index, at the sampled locations were CĐ3 > CĐ2 > CĐ1 > CĐ5 > CĐ4. The risk level recorded at CĐ3 was moderate while those at other positions were low.

Key words - surface sediments; risk assessment; potential ecological risk index; heavy metal; Cu De river downstream.

Năm 2008, Chuan Fu và cộng sự đã tiến hành đánh giá rủi ro sinh thái do các KLN Pb, Cd, Cr, Cu và Zn trong trầm tích sông Dương Tử dựa vào chỉ số PERI. Kết quả chỉ ra rằng, Cd có yếu tố ô nhiễm lớn nhất và là nhân tố ô nhiễm chính trong các KLN, sông Dương Tử mức độ rủi ro sinh thái trung bình [7].

Một nghiên cứu của Zhu Hui-na và cộng sự năm 2012 trong trầm tích tại cảng Xiawan – một khu vực bị ô nhiễm bởi hoạt động sản xuất công nghiệp trên bốn KLN Cd, Cu, Zn, Pb và đánh giá rủi ro sinh thái của các KLN đó theo ba chỉ số PERI, RAC, MRI. Kết quả cho thấy trầm tích tại cảng Xiawan bị ô nhiễm KLN nghiêm trọng, đặc biệt là Cd và nghiên cứu cũng chỉ ra rằng, sử dụng chỉ số PERI là một trong những phương pháp hữu ích trong đánh giá rủi ro sinh thái của KLN [4].

Tại Việt Nam, nghiên cứu về đánh giá rủi ro sinh thái của KLN vẫn còn là vấn đề rất mới, tất cả các nghiên cứu chỉ dừng lại ở việc phân tích, đánh giá hiện trạng ô nhiễm và so sánh với quy chuẩn cho phép. Năm 2010, Đặng Hoài Nhơn và cộng sự đã tiến hành đánh giá hiện trạng môi trường trầm tích mặt ở ven bờ Hải Phòng, kết quả cho thấy, trầm tích mặt bị ô nhiễm KLN vượt ngưỡng tiêu chuẩn nguy cơ tiềm ẩn gây ảnh hưởng đến hệ sinh thái ven bờ và sức khỏe con người [8].

Tại Đà Nẵng, trong những năm gần đây, quá trình đô thị hóa, công nghiệp hóa ngày càng phát triển, cùng với đó là nhiều khu công nghiệp được xây dựng, đặc biệt khu công nghiệp Hoà Khánh nay được mở rộng, điều này đã đặt ra nhiều gánh nặng cho môi trường thành phố nói chung và môi trường vùng cửa sông nói riêng. Sông Cu Đê là một trong hai con sông chính của thành phố Đà Nẵng, có vai trò quan trọng đối với sự phát triển kinh tế - xã hội của thành phố. So với khu vực thượng nguồn và trung lưu, thì khu vực hạ lưu

sông Cu Đê đang chịu áp lực mạnh mẽ của các hoạt động kinh tế - xã hội, khu dân cư; khu công nghiệp; hoạt động nuôi trồng thủy sản; hoạt động nông nghiệp. Thêm vào đó, khu vực hạ lưu là nơi tập trung nhiều dòng chảy với vận tốc nhỏ làm tăng khả năng tích tụ trong trầm tích cao hơn so với trong nước. Chính vì vậy khu vực hạ lưu sông Cu Đê đang đứng trước nhiều nguy cơ và thách thức về vấn đề môi trường, đặc biệt là vấn đề ô nhiễm KLN [9].

Vì vậy, ô nhiễm KLN trong trầm tích mặt ở hạ lưu sông Cu Đê cần được quan tâm nghiên cứu cũng như đánh giá rủi ro sinh thái do các KLN ở khu vực này.



Hình 1. Sơ đồ vị trí lấy mẫu tại hạ lưu sông Cu Đê

2. Đối tượng và phương pháp nghiên cứu

2.1. Phương pháp lấy và bảo quản mẫu trầm tích

15 mẫu trầm tích mặt (15cm x15cmx15cm) được lấy ở 5 vị trí khác nhau (Hình 1) bằng dụng cụ Eckman, theo hướng dẫn của TCVN 6663:13-2000. Mẫu được chứa trong túi nilon có khóa, ghi nhãn chuyển về phòng thí nghiệm và bảo quản theo TCVN 6663:15-2004. Mẫu được xử lý sơ bộ bằng cách để khô tự nhiên ở nhiệt độ phòng trước khi nghiền mịn, đồng nhất rây qua lưới 0,2 mm, chuẩn bị cho các bước phân tích tiếp theo.

2.2. Phương pháp phân tích mẫu

Mẫu sau khi được nghiền mịn được tiến hành vô cơ hóa theo hướng dẫn của TCVN 6649-2000: *Chất lượng đất – Chiết các nguyên tố vết tan trong nước cường thủy*. Cân 3g mẫu trầm tích khô chính xác đến 0,001g cho vào ống vô cơ hóa; thêm 21ml HCl (12,0 mol/l) và 7ml HNO₃ (15,8 mol/l), ngâm mẫu trong 16 giờ ở nhiệt độ phòng. Sau đó cho mẫu vào máy vô cơ hóa, nung ở nhiệt độ 200⁰C đến khi mẫu được cô cạn. Tiến hành lọc lấy mẫu, định mức thành 100 ml bằng axit HNO₃ 1%.

Hàm lượng các KLN được phân tích bằng máy AAS Zenit 700P.

2.3. Phương pháp đánh giá rủi ro sinh thái các KLN

Trong nghiên cứu này, rủi ro sinh thái của các KLN trong trầm tích mặt tại hạ lưu sông Cu Đê được đánh giá theo hướng dẫn của Hakanson (1980) [5]:

2.3.1. Đánh giá mức độ ô nhiễm theo chỉ số C_d

Đánh giá mức độ ô nhiễm các KLN trong trầm tích theo chỉ số C_d (công thức 1; 2).

$$C_f^i = \frac{C_D^i}{C_R^i}$$

(1)

$$C_d = \sum_{i=1}^n C_f^i$$

(2)

Trong đó, C_Dⁱ: hàm lượng KLN trung bình đo được trong trầm tích tại khu vực nghiên cứu (mg/kg); C_Rⁱ: TCCP của KLN trong trầm tích theo QCVN 43:2012/ BTNMT; C_fⁱ: yếu tố ô nhiễm của từng kim loại (contamination factor); C_d: mức độ ô nhiễm của KLN (the degree of contamination).

Trong nghiên cứu của Hakanson (1980), C_Rⁱ được tác giả sử dụng TCCP của Trung Quốc. Trong nghiên cứu này, C_Rⁱ được lấy từ QCVN 43:2012/BTNMT. Khi đó, mức độ ô nhiễm KLN trong trầm tích được đánh giá như trong Bảng 1.

Bảng 1. Mức độ ô nhiễm KLN theo chỉ số C_d

C _d	Mức độ ô nhiễm
C _d < 8	Mức độ ô nhiễm thấp
8 ≤ C _d ≤ 16	Mức độ ô nhiễm vừa phải
16 ≤ C _d ≤ 32	Mức độ ô nhiễm đáng quan tâm
C _d ≥ 32	Mức độ ô nhiễm cao

(Nguồn: Hakanson và cộng sự 1980) [5]

2.3.2. Đánh giá rủi ro sinh thái các KLN bằng chỉ số PERI (potential ecological risk index)

Đánh giá rủi ro sinh thái các KLN trong trầm tích thông qua chỉ số PERI (công thức 4; 5).

$$E_r^i = C_f^i \cdot T_r^i$$

(4)

$$PERI = \sum_{i=1}^n E_r^i$$

(5)

Trong đó, E_rⁱ: yếu tố rủi ro sinh thái của từng KLN (ecological risk factor); T_rⁱ: yếu tố đáp ứng độc hại của KLN (the toxic-respond factor). Theo Hakanson, T_rⁱ của Cd = 30; Pb = Cu = 5 và Zn = 1.

Yếu tố rủi ro sinh thái (E_rⁱ) của từng KLN được đánh giá như Bảng 2.

Bảng 2. Mức độ rủi ro sinh thái của từng KLN theo E_rⁱ

E _r ⁱ	Mức độ rủi ro sinh thái của KLN
E _r ⁱ < 40	Rủi ro sinh thái thấp
40 ≤ E _r ⁱ < 80	Rủi ro sinh thái vừa phải
80 ≤ E _r ⁱ < 160	Rủi ro sinh thái đáng quan tâm
160 ≤ E _r ⁱ < 320	Rủi ro sinh thái cao
E _r ⁱ ≥ 320	Rủi ro sinh thái rất cao

(Nguồn: Hakanson và cộng sự 1980) [5]

Rủi ro sinh thái các KLN trong trầm tích được đánh giá thông qua chỉ số PERI như Bảng 3.

Bảng 3. Rủi ro sinh thái các KLN bằng chỉ số PERI

PERI	Mức độ rủi ro sinh thái của KLN
PERI < 110	Rủi ro sinh thái thấp
110 ≤ PERI < 220	Rủi ro sinh thái vừa phải
220 ≤ PERI < 440	Rủi ro sinh thái đáng quan tâm
PERI ≥ 440	Rủi ro sinh thái rất cao

(Nguồn: Hakanson và cộng sự 1980) [5]

2.4. Phương pháp xử lý số liệu

Các số liệu được xử lý thống kê bằng phần mềm Microsoft Excel 2010.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Đánh giá hàm lượng KLN trong trầm tích

Kết quả xác định hàm lượng KLN trong trầm tích ở khu vực hạ lưu sông Cu Đê được trình bày tại Bảng 4.

Trong nghiên cứu này, các mẫu phân tích được thu từ 5 địa điểm khác nhau tại hạ lưu sông Cu Đê, Đà Nẵng. Kết quả ở Bảng 4 cho thấy, hàm lượng Cd dao động từ 0,35 – 3,94 mg/kg, hàm lượng Pb dao động từ 75,66 – 640,96 mg/kg, hàm lượng Zn dao động từ 2987,09 – 7199,25 mg/kg và hàm lượng Cu dao động từ 849,61 – 1217,85 mg/kg. So với QCVN 43:2012/BTNMT, hàm lượng Zn, Cu trong tất cả các mẫu đều vượt TCCP. Trong đó, hàm lượng Zn vượt tiêu chuẩn từ 11 – 26,6 lần và hàm lượng Cu vượt tiêu chuẩn từ 7,9 – 11,3 lần. Điều này có thể được giải thích do khu vực này chịu ảnh hưởng trực tiếp của hai KCN Hòa Khánh và Liên Chiểu với số lượng lớn

của các doanh nghiệp chế tạo pin, cơ khí, hóa chất,... Bên cạnh đó, còn có thể nguồn ô nhiễm từ thuốc trừ sâu, phân bón được sử dụng trong sản xuất nông nghiệp và nuôi trồng thủy sản cũng như nước thải sinh hoạt từ khu dân cư. Đối với Pb, tại ba vị trí CĐ1, CĐ2, CĐ3 hàm lượng Pb vượt tiêu chuẩn không đáng kể, riêng tại hai vị trí CĐ4 và CĐ5, hàm lượng Pb nằm trong TCCP. Điều này có thể được giải thích do ở các khu vực lấy mẫu này ít chịu ảnh hưởng từ hai KCN cũng như lượng nước thải từ sinh hoạt dân cư, sản xuất nông nghiệp. Đối với Cd, hầu như hàm lượng của tất cả các mẫu đều nằm trong TCCP.

Tại hai vị trí CĐ2 và CĐ3, hàm lượng của các kim loại cao hơn các vị trí còn lại. Trong đó, ở vị trí CĐ3, hàm lượng Zn vượt 26,6 lần, Cu vượt 11,3 lần và Pb vượt 5,7 lần TCCP. Điều này có thể do tại vị trí CĐ3 tiếp nhận ô nhiễm trực tiếp từ KCN làm cho hàm lượng KLN tại vị trí này cao vượt trội.

Bảng 4. Hàm lượng các KLN trong trầm tích ở hạ lưu sông Cu Đê

Vị trí	Hàm lượng (mg/kg)			
	Cd	Pb	Zn	Cu
CĐ1 (n = 3)	0,35±0,04	123,24±11,61	4046,27±133,21	849,61±88,07
CĐ2 (n = 3)	1,08±0,12	129,76±9,58	5149,77±157,71	1027,56±115,84
CĐ3 (n = 3)	3,94±0,54	640,96±25,44	7199,25±134,32	1217,85±65,92
CĐ4 (n = 3)	0,76±0,14	75,66±12,03	2987,09±122,34	922,84±89,44
CĐ5 (n = 3)	0,53±0,09	92,48±11,18	3013,11±113,56	925,46±75,48
QCVN 43:2012	4,2	112	271	108

Như vậy trầm tích mặt tại khu vực hạ lưu sông Cu Đê đã có dấu hiệu ô nhiễm các KLN Pb, Cu và Zn. Trong đó đáng quan tâm nhất là Zn và Cu.

Trong nghiên cứu của Nguyễn Xuân Hải và cộng sự (2010) về đánh giá sự ô nhiễm của KLN trong đất và trầm tích tại vùng trồng rau ngoại thành Hà Nội cho thấy, môi trường đất và trầm tích ở một số vùng trồng rau đã có biểu hiện ô nhiễm Cd và Cu, trong đó mức độ ô nhiễm ở trầm tích cao hơn trong đất. Hàm lượng Cd trong đất 0,76 mg/kg, trong trầm tích là 1,12 mg/kg, hàm lượng Cu trong đất 24,7 mg/kg, trong trầm tích 42,6 mg/kg. Tuy nhiên, khả năng gây ô nhiễm các KLN không cao do hàm lượng KLN hữu dụng của chúng rất nhỏ so với hàm lượng KLN tổng số. Để giải thích cho điều này, tác giả cho rằng do việc sử dụng nước thải, bùn thải chịu ảnh hưởng của một số ngành công nghiệp và phân bón hóa học trong thời gian dài đã ảnh hưởng đến chất lượng trầm tích [10]. So với kết quả nghiên cứu của Nguyễn Xuân Hải, hàm lượng KLN trong nghiên cứu này cao hơn rất nhiều lần.

Nghiên cứu của Phạm Kim Phượng (2011) về hiện trạng KLN trong trầm tích tại khu sinh quyển Cần Giờ, Hồ Chí Minh cho thấy, các kim loại Pb, Zn được tìm thấy trong 20 mẫu với hàm lượng trung bình tương ứng là 17,4 mg/kg và 72,9 mg/kg. Nhìn chung, hàm lượng KLN tại khu vực nghiên cứu của tác giả đều nằm trong TCCP [11].

So sánh với nghiên cứu của Phạm Ngọc Thụy và cộng sự (2012) về đánh giá hiện trạng KLN trong đất và trầm tích tại khu vực Đông Anh, Hà Nội cho thấy, hàm lượng Cd dao động từ 0,78 – 4,27 mg/kg, nằm trong ngưỡng cho phép của QCVN 43:2012/BTNMT. Để giải thích cho điều

này, tác giả cho rằng, do khả năng hòa tan của Cd trong môi trường nước lớn nên không có sự ô nhiễm Cd trong trầm tích [12].

Hàm lượng KLN Cu, Zn, Cd, Pb trong nghiên cứu ở sông Cu Đê thấp hơn so với nghiên cứu của Zhui-nai và cộng sự (2012) tại cảng Xiwan lần lượt là 5099 mg/kg; 727 mg/kg; 15,7 mg/kg và 32,4 mg/kg. Giải thích cho sự ô nhiễm nghiêm trọng này tác giả cho rằng, do khu vực này chịu ảnh hưởng trực tiếp từ nhà máy hóa chất và khu xử lý nước thải của cảng cá Xiwan [4].

Trong nghiên cứu của Zoinab Banu và cộng sự (2013) về đánh giá rủi ro sinh thái của KLN trong trầm tích tại cửa sông Turag, Bangladesh cho thấy, hàm lượng Cd, Cu, Pb và Zn lần lượt dao động trong khoảng từ 0,01– 0,08 mg/kg; 46,3 – 60 mg/kg; 28,3– 36,4 mg/kg và 190,1 – 204,7 mg/kg. Trầm tích tại khu vực này bị ô nhiễm nghiêm trọng bởi Zn (vượt 350 lần) và Cu (vượt 565 lần), gây ảnh hưởng xấu đến hệ sinh thái và sức khỏe con người [13]. So với nghiên cứu của Zoinab Banu, hàm lượng các KLN Cd, Pb, Zn và Cu trong nghiên cứu ở sông Cu Đê cao hơn lần lượt là 3,859 mg/kg, 604,556 mg/kg, 7008,9 mg/kg và 1157 mg/kg.

Tóm lại, khi so sánh với QCVN 43:2012/BTNMT thì trầm tích hạ lưu sông Cu Đê đã có dấu hiệu ô nhiễm Pb, Zn, Cu và chưa có dấu hiệu ô nhiễm Cd.

3.2. Đánh giá mức độ ô nhiễm KLN trong trầm tích

Sau khi xác định hàm lượng của từng KLN trong trầm tích, mức độ ô nhiễm của chúng được đánh giá theo chỉ số C_d (Bảng 5).

Bảng 5. Ô nhiễm KLN trong trầm tích mặt sông Cu Đê theo C_d

Vị trí	C_f^i				C_d
	Cd	Pb	Zn	Cu	
CD1	0,08	1,10	14,93	7,87	23,98
CD2	0,03	1,16	19,00	9,51	29,70
CD3	0,94	5,72	26,57	11,28	44,50
CD4	0,18	0,68	11,02	8,55	20,42
CD5	0,04	0,83	11,12	8,57	20,56

Kết quả ở Bảng 5 kết hợp với thang đánh giá ở Bảng 1 cho thấy, yếu tố ô nhiễm $C_f^i(\text{Zn})$: 11,02–26,57; $C_f^i(\text{Cu})$: 7,87–11,28; $C_f^i(\text{Pb})$: 0,68–5,72; $C_f^i(\text{Cd})$: 0,03–0,94. Như vậy, Zn là kim loại có yếu tố ô nhiễm (C_f^i) lớn nhất trong số các KLN được chọn nghiên cứu ở hạ lưu sông Cu Đê. Kết quả này cũng tương tự với nghiên cứu của Chuan Fu (2009) về trầm tích tại sông Dương Tử, Trung Quốc ($C_f^i(\text{Zn}) > C_f^i(\text{Cu}) > C_f^i(\text{Pb}) > C_f^i(\text{Cd})$) [7].

Trong nghiên cứu của Niu Yonghi và cộng sự (2009) về đánh giá rủi ro sinh thái của KLN trong trầm tích tại sông Peal phía Nam Trung Quốc cũng cho thấy $C_f^i(\text{Zn})$: 12,45 – 21,29 và Zn là yếu tố ô nhiễm chính tại khu vực này [14].

So với nghiên cứu của Ye H.X. và cộng sự (2013) về đánh giá rủi ro sinh thái các KLN trong trầm tích mặt tại vùng đất ngập nước Zhalong thì Cd mới là kim loại có yếu tố ô nhiễm chính ($C_f^i(\text{Cd})$: 11,02 – 19). Để giải thích cho điều này, tác giả cho rằng, do vùng này chịu tác động nước thải từ hoạt động nông nghiệp và nuôi trồng thủy sản có chứa hàm lượng Cd cao [15].

Khi đánh giá theo C_d thì mức độ ô nhiễm ở các vị trí nghiên cứu theo trình tự: $C_d(\text{CD3}) > C_d(\text{CD2}) > C_d(\text{CD1}) > C_d(\text{CD5}) > C_d(\text{CD4})$. Như vậy, mức độ ô nhiễm KLN trong trầm tích tại vị trí CD3 ở mức độ rất cao ($C_d = 44,501$), còn tại các vị trí còn lại, mức độ ô nhiễm ở mức đáng quan tâm ($C_d(\text{CD2}) = 29,70$; $C_d(\text{CD1}) = 23,98$; $C_d(\text{CD4}) = 20,40$; $C_d(\text{CD5}) = 20,56$). Điều này có thể được giải thích do khu vực này tiếp nhận hai nhánh nước từ hai KCN Hòa Khánh và Liên Chiểu.

Trong nghiên cứu của Chuan Fu và cộng sự (2009) về đánh giá rủi ro sinh thái các KLN trong trầm tích tại sông Dương Tử, Trung Quốc, tất cả các vị trí lấy mẫu đều bị ô nhiễm bởi KLN và tại khu vực hạ lưu thì mức độ ô nhiễm cao hơn so với thượng nguồn. Tác giả Chuan Fu cũng có cùng cách giải thích với nghiên cứu này [7].

3.3. Đánh giá rủi ro sinh thái của các KLN trong trầm tích mặt hạ lưu sông Cu Đê bằng chỉ số PERI

Sau khi đánh giá hàm lượng KLN và mức độ ô nhiễm (C_d), chúng tôi tiến hành đánh giá. Kết quả đánh giá được trình bày tại Bảng 6.

Kết quả ở Bảng 6 kết hợp với thang đánh giá ở Bảng 3 cho thấy, yếu tố rủi ro sinh thái (E_r^i) của Cu, Zn, Pb và Cd lần lượt dao động từ 39,33 – 56,38; 11,02 – 19; 3,38 – 28,61 và 1,29 – 28,14. Như vậy thứ tự yếu tố rủi ro sinh thái của từng KLN trong trầm tích ở hạ lưu sông Cu Đê được sắp xếp theo thứ tự: $E_r^i(\text{Cu}) = 45,77 > E_r^i(\text{Zn}) = 16,52 > E_r^i(\text{Pb}) = 9,48 > E_r^i(\text{Cd}) = 9,02$. Có thể thấy, Cu là yếu tố rủi ro sinh thái

chính trong tổng số bốn kim loại nghiên cứu. Mặc dù theo kết quả bảng ở Bảng 4, $C_f^i(\text{Zn})$ là lớn nhất ($\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Pb}$). Điều này có thể được giải thích do yếu tố đáp ứng độc hại $T_r^i(\text{Zn}) = 1 < T_r^i(\text{Cu}) = 5$, nên khi tiến hành đánh giá rủi ro sinh thái thì $E_r^i(\text{Zn}) < E_r^i(\text{Cu})$. Như vậy, theo phương pháp đánh giá rủi ro sinh thái của Hakanson thì Cu có mức độ rủi ro sinh thái vừa phải; Zn, Pb và Cd chỉ ở mức rủi ro sinh thái thấp.

Bảng 6. Kết quả đánh giá rủi ro KLN

Vị trí	E_r^i				PERI	Mức độ rủi ro
	Cd	Pb	Zn	Cu		
CD1	2,49	5,50	14,93	39,33	62,26	Rủi ro thấp
CD2	7,74	5,79	19,00	47,57	80,11	Rủi ro thấp
CD3	28,14	28,61	26,57	56,38	139,70	Rủi ro vừa phải
CD4	5,46	3,38	11,02	42,72	62,58	Rủi ro thấp
CD5	1,29	4,13	11,12	42,85	59,38	Rủi ro thấp
Trung bình	9,02	9,48	16,53	45,77	80,81	

Kết quả nghiên cứu của Yuxi Zhang (2010) về đánh giá rủi ro sinh thái các KLN trong trầm tích tại hồ Yangzonghai, Vân Nam, Trung Quốc cũng có cùng kết quả với nghiên cứu này ở sông Cu Đê, yếu tố rủi ro sinh thái $E_r^i(\text{Cu})$ có giá trị dao động 41,6 – 54,1; tác giả cho rằng, Cu là yếu tố rủi ro sinh thái lớn nhất, mặc dù Zn có mức độ ô nhiễm cao hơn [16].

Kết quả nghiên cứu này tại sông Cu Đê cũng có kết quả tương tự với nghiên cứu của Niu Hongyi và cộng sự (2009) về đánh giá rủi ro sinh thái các KLN trong trầm tích mặt tại cửa sông Peal, Trung Quốc. Giải thích cho điều này tác giả cho rằng khu vực nghiên cứu chịu ảnh hưởng hoạt động nuôi trồng thủy sản và việc sử dụng thuốc bảo vệ thực vật, thuốc trừ sâu có chứa hàm lượng lớn Cu [14].

Tuy nhiên trong nghiên cứu của Sun Zhaobin và cộng sự (2009) về đánh giá rủi ro sinh thái các KLN trong trầm tích mặt tại hồ Xijiu, Trung Quốc thì trình tự sắp xếp của E_r^i : $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cr}$. Điều này được tác giả giải thích rằng khu vực này chịu tác động trực tiếp từ việc chuyển đổi cơ cấu nông nghiệp sang công nghiệp với các ngành sản xuất chứa hàm lượng lớn Cd trong nước thải [17].

Đánh giá rủi ro sinh thái các KLN trong trầm tích mặt hạ lưu sông Cu Đê tại các địa điểm thu mẫu theo chỉ số PERI cho thấy, vị trí CD3 có mức độ rủi ro sinh thái vừa phải, các vị trí còn lại có mức độ rủi ro sinh thái thấp.

Theo nghiên cứu của Hakanson (1980) về đánh giá rủi ro sinh thái của các KLN trong trầm tích nước thải thủy sản tại Thụy Điển cho thấy, tất cả các hồ đều có chỉ số PERI khá cao, trong đó cao nhất ở hồ Vesman ($\text{PERI} = 1201,34$). Tác giả kết luận rằng, khu vực này có mức độ rủi ro sinh thái rất cao, đáng báo động. Giải thích cho điều này, tác giả cho rằng nước thải từ khu xử lý và chế biến thủy sản đã tác động đến chất lượng trầm tích tại khu vực này [5]. Như vậy so với nghiên cứu của chúng tôi, mức độ rủi ro sinh thái chỉ ở mức thấp với chỉ số rủi ro sinh thái PERI trung bình 80,8052.

Nghiên cứu của Chuan Fu (2009) về đánh giá rủi ro sinh thái của KLN trong trầm tích ở sông Dương Tử, Trung Quốc cho thấy giá trị PERI dao động từ 101,04 – 184,31,

các vị trí nghiên cứu đều có mức độ rủi ro sinh thái vừa phải, trừ hai điểm tại vị trí thượng nguồn có mức độ rủi ro sinh thái thấp [7]. So với nghiên cứu của chúng tôi, mức độ rủi ro sinh thái trong nghiên cứu này cao hơn.

Tóm lại, rủi ro sinh thái tiềm năng của các KLN Cd, Zn, Cu, Pb ở trầm tích mặt ở hạ lưu sông Cu Đê trong nghiên cứu này ở mức độ thấp. Kết quả đánh giá mức độ ô nhiễm và mức độ rủi ro sinh thái của các KLN trong trầm tích mặt khu vực hạ lưu sông Cu Đê theo thứ tự: $CD3 > CD2 > CD1 > CD5 > CD4$.

4. Kết luận

Hàm lượng Cd trong trầm tích mặt ở hạ lưu sông Cu Đê dao động trong khoảng 0,35 – 3,94 mg/kg; của Pb: 75,66 – 640,96 mg/kg; của Zn: 2987,09 – 7199,25 mg/kg và của Cu: 849,61 – 1217,85 mg/kg. Trầm tích mặt tại khu vực hạ lưu sông Cu Đê đã có dấu hiệu ô nhiễm các KLN Pb, Cu và Zn khi so sánh với TCCP của QCVN 43:2012/BTNMT.

Tại các điểm lấy mẫu, mức độ ô nhiễm KLN trong trầm tích mặt ở khu vực hạ lưu sông Cu Đê dựa trên chỉ số C_d được sắp xếp theo thứ tự: $CD3 > CD2 > CD1 > CD5 > CD4$. Vị trí $CD3$ có mức độ ô nhiễm rất cao ($C_d = 44,50$), còn các vị trí còn lại có mức độ ô nhiễm ở mức đáng quan tâm.

Đánh giá rủi ro sinh thái các KLN trong trầm tích mặt ở khu vực hạ lưu sông Cu Đê dựa trên chỉ số PERI thì mức độ rủi ro sinh thái tại các điểm lấy mẫu theo thứ tự: $CD3 > CD2 > CD1 > CD5 > CD4$. Vị trí $CD3$ có mức độ rủi ro sinh thái vừa phải ($PERI = 139,70$), còn các vị trí còn lại có mức độ rủi ro sinh thái thấp.

Như vậy, đánh giá theo phương pháp này dựa trên mức độ độc hại của từng KLN, qua đó sẽ biết được mức độ rủi ro do tác động tổng hợp của các KLN lên hệ sinh thái, điều mà phương pháp quan trắc lý hóa hiện hành chưa thực hiện được.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] A., H., P.W. J., and H.A. J., Bioaccumulation of heavy metals in terrestrial Invertebrates, *Environmental Pollution*, 2001, 113(3): p. 385–393.
- [2] Rui-Lian, Y., et al., Heavy metal pollution in intertidal sediments from Quanzhou Bay, China, *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20(6): p. 664–669.
- [3] Moore, J. and S. Ramamoorthy, *Impact of Heavy Metals in Natural Waters*, in *Heavy Metals in Natural Waters*, 1984, Springer New York. p. 205-233.
- [4] Zhu, H.-n., et al., Ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Xiawan Port based on modified potential ecological risk index, *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 2012, 22(6): p. 1470-1477.
- [5] Lars, H., An ecological risk index for aquatic pollution control - a sediment ecological Approach, *Water Research*, 1980, 14: p. 975–1001.
- [6] Kumar, S.S., et al., Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments - A case study: Mahanadi basin, India, *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186(2–3): p. 1837-1846.
- [7] Chuan, F., et al., Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metal Pollution in Sediments of the Yangtze River Within the Wanzhou Section, China, *Biological Trace Element Research*, 2009, 129(1–3): tr. 270-277.
- [8] Đặng Hoài Nhơn và cộng sự, Hiện trạng chất lượng trầm tích tầng mặt vùng ven bờ Hải Phòng, *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Biển*, 2010, 3: tr. 33 – 52.
- [9] Chi cục Bảo vệ Môi trường thành phố Đà Nẵng, *Hiện trạng môi trường Đà Nẵng giai đoạn 2005- 2010 và định hướng đến năm 2015*. 2011, 137 trang.
- [10] Nguyễn Xuân Hải, Đánh giá sự phân bố, nguồn gốc kim loại nặng trong môi trường đất và trầm tích tại vùng trồng rau ngoại thành Hà Nội, *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Biển*, 2010, 4: tr. 51-57.
- [11] Phạm Kim Phụng, Hiện trạng kim loại nặng trong trầm tích tại khu sinh quyển Cần Giờ, thành phố Hồ Chí Minh, *Tạp chí Sinh học*, 2011, 33(3): tr. 81-86.
- [12] Phạm Ngọc Thụy và cộng sự, Hiện trạng kim loại nặng trong đất, trầm tích, rau tại khu vực Đông Anh, Hà Nội, *Tạp chí Phân tích Hóa, Lý và Sinh học*, 2012, 5.
- [13] Zoynab, B., et al., Contamination and Ecological Risk Assessment of Heavy Metal in the Sediment of Turag River, Bangladesh: An Index Analysis Approach, *Journal of Water Resource & Protection*, 2013, 5(2): p. 239-248.
- [14] Hongyi, N., Potential toxic risk of heavy metals from sediment of the Pearl River in South China, *Journal of Environmental Sciences*, 2009, 21: p. 1053–1058.
- [15] X., Y.H., et al., Distribution and potential ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Zhalong Wetland, *Journal of Water Resource and Protection*, 2013, 34(4): p. 1333-1339.
- [16] Zhang, Y., et al., *Heavy Metal Contamination and Potential Ecological Risk Assessment of Sediments in Yangzhonghai Lake*, in *Digital Manufacturing and Automation (ICDMA)*, 2010, p. 795–801.
- [17] Zhaobin, S., et al., Contamination and potential ecological risk of heavy metals in lacustrine sediment core from Lake Xijiu, Taihu Basin, *Journal of Lake Sciences* 2009, 4: p. 563-569.

(BBT nhận bài: 07/07/2014, phản biện xong: 09/08/2014)