

# ĐÁNH GIÁ RỦI RO SỨC KHỎE CỦA NGƯỜI SỬ DỤNG RAU MUỐNG CHỨA KIM LOẠI NẶNG TRỒNG TẠI THÔN TRUNG SƠN, XÃ HÒA LIÊN, HUYỆN HÒA VANG, THÀNH PHỐ ĐÀ NẴNG

## HUMAN HEALTH RISK ASSESSMENT OF SOME HEAVY METALS VIA CONSUMPTION OF *IPOMOEA AQUATICA* COLLECTED FROM TRUNGSON VILLAGE, HOALIEN COMMUNE, HOAVANG DISTRICT, DANANG CITY

Đoạn Chí Cường<sup>1</sup>, Võ Văn Minh<sup>1</sup>, Nguyễn Thị Bích Trâm<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Trường Đại học Sư phạm, Đại học Đà Nẵng; Email: doanchiucuong@gmail.com; vominhdn@gmail.com;

<sup>2</sup>Lớp 10CSM, Trường Đại học Sư phạm, Đại học Đà Nẵng, Email: haivuong211092@gmail.com

**Tóm tắt** - Nghiên cứu này được thực hiện để đánh giá rủi ro đối với sức khỏe con người khi sử dụng rau muống được trồng tại thôn Trung Sơn, xã Hòa Liên, huyện Hòa Vang, TP. Đà Nẵng. Tiến hành phân tích hàm lượng kim loại nặng trong đất và rau, xác định hệ số vận chuyển (TCs) và chỉ số rủi ro sức khỏe (HRI) đối với Cd, Cr và Pb. Kết quả cho thấy hàm lượng Cd (0.0202mg/kg), Cr (1.1046mg/kg) và Pb (3.38mg/kg) trong đất đều thấp hơn so với quy định của QCVN 03:2008/BTNMT và QCVN 43:2012/BTNMT. Hàm lượng kim loại nặng tích lũy trong rau muống cao hơn trong đất: Cd (0.0396mg/kg), Cr (1.484mg/kg) và Pb (1.656mg/kg) do đó hầu hết TCs >1. Giá trị HRI <1 cho tất cả các kim loại nặng tại tất cả các điểm thu mẫu nên không có rủi ro về sức khỏe khi sử dụng rau muống được trồng tại thôn Trung Sơn. Tuy nhiên vẫn cần hạn chế sử dụng rau muống tại khu vực này để tránh các rủi ro về sức khỏe.

**Từ khóa** - “đánh giá rủi ro sức khỏe”; “kim loại nặng”; “rau muống”; “hệ số vận chuyển”; “chỉ số rủi ro sức khỏe”.

**Abstract** - This current study was conducted to assess the human health risk via consumption of *Ipomoea aquatic* which is grown at Trungson Village, Hoalien Commune, Hoavang District, Danang City. We analyzed the contents of heavy metals in soil and vegetables and determined transfer coefficient (TCs); health risk index (HRI) of Cd, Cr and Pb. The results showed that the contents of Cd (0.0202mg/kg), Cr (1.1046mg/kg) and Pb (3.38mg/kg) in all samples soil were lower than the QCVN 03:2008/BTNMT and QCVN 43:2012/BTNMT regulations. Heavy metals contents in *Ipomoea aquatic* were higher than in soil samples: Cd (0.0396mg/kg), Cr (1.484mg/kg) and Pb (1.656mg/kg), so most TCs >1. HRI values less than 1 for all heavy metals in all samples, so there weren't health risk via consumption of *Ipomoea aquatic* collected from Trungson Village. However, it needs to reduce the consumption of vegetables in this area to avoid human health risks.

**Key words** - “Health risk assessment”; “heavy metal”; “*Ipomoea aquatic*”; “transfer coefficient”; “health risk index”.

### 1. Đặt vấn đề

Đà Nẵng là thành phố trực thuộc Trung ương và là một trong những trung tâm kinh tế - văn hóa - khoa học công nghệ của cả khu vực miền Trung; hiện nay ở đây có 6 khu công nghiệp đang hoạt động. Công nghiệp góp phần không nhỏ vào phát triển kinh tế của thành phố, đồng thời giải quyết được việc làm cho rất nhiều người; tuy nhiên cũng gây nhiều tác động và rủi ro bất lợi đến môi trường và sức khỏe con người [9]. Trung Sơn là khu vực tiếp giáp với KCN Hòa Khánh - khu công nghiệp lớn nhất Đà Nẵng với hơn 200 doanh nghiệp đang hoạt động, hiện đang chịu ảnh hưởng trực tiếp từ hoạt động xả thải của KCN. Trong đó nước thải KCN hiện đang gây ra nhiều vấn đề môi trường nghiêm trọng, đặc biệt là việc tích lũy kim loại nặng (KLN) trong đất sản xuất nông nghiệp. Rau trồng trên đất bị ô nhiễm KLN sẽ gây ảnh hưởng xấu cho sức khỏe con người nếu tiêu thụ trong một thời gian dài, dẫn đến nguy cơ tích lũy kim loại nặng trong cơ thể và gây ra nhiều vấn đề sức khỏe nghiêm trọng như rối loạn chức năng gan, thận, tim, thần kinh,...[17].

Đánh giá rủi ro sức khỏe con người thông qua việc tiêu thụ rau bị nhiễm KLN đã được tiến hành tại rất nhiều nước phát triển. Tuy nhiên, tại các quốc gia đang hoặc kém phát triển thì vấn đề này ít được chú ý [17]. Tại Việt Nam, hiện nay các công trình nghiên cứu chỉ mới dừng ở việc đánh giá hiện trạng ô nhiễm KLN trong rau nhưng chưa đánh giá được ảnh hưởng của việc sử dụng các loại rau đó đến sức khỏe con người. Bên cạnh việc xác định

được rủi ro sức khỏe khi sử dụng rau nhiễm KLN, việc đánh giá rủi ro sức khỏe con người còn giúp các nhà quản lý môi trường đưa ra các biện pháp kịp thời và hợp lý nhằm ngăn ngừa, giảm thiểu các tác động có hại đến sức khỏe con người [3].

Nghiên cứu này tập trung vào đánh giá rủi ro sức khỏe con người thông qua tiêu thụ rau muống được trồng tại thôn Trung Sơn, xã Hòa Liên, thành phố Đà Nẵng.

### 2. Đối tượng và phương pháp nghiên cứu

#### 2.1. Mô tả khu vực nghiên cứu

Tại xã Hòa Liên, huyện Hòa Vang, người dân chủ yếu sống bằng nghề nông với diện tích sản xuất nông nghiệp hơn 2612 ha. Toàn xã có 13 thôn, trong đó thôn Trung Sơn có vị trí nằm tiếp giáp với KCN Hòa Khánh mở rộng. Thôn Trung Sơn có khoảng 200 hộ dân với 655 người. Cả thôn có 52 ha đất canh tác, tuy nhiên do ảnh hưởng của nước thải từ KCN nên trong những năm gần đây, đất nông nghiệp ở vùng này bị ô nhiễm nặng, diện tích canh tác chỉ còn 25ha. Sau nhiều vụ mùa cho năng suất lúa thấp, chất lượng kém, hiện nay phần lớn người dân chỉ trồng được rau muống trên diện tích canh tác đó.

#### 2.2. Mẫu đất

Tiến hành lấy 5 mẫu đất với kích thước 10x10x20cm. Loại bỏ các thành phần khác trong đất như: đá, gỗ, mảnh vụn. Sau đó phơi khô, nghiền nhỏ và rây qua rây có kích thước 2mm. Mẫu được bảo quản trong túi polyethylene có gắn nhãn, để trong tối (Theo hướng dẫn của TCVN 7538-3:2005) [4].

### 2.3. Mẫu rau

Tiến hành lấy mẫu rau tại 5 điểm tương ứng với 5 điểm lấy mẫu đất. Mẫu rau được lấy bằng các dụng cụ sạch, không gỉ. Mẫu rau lấy về phải không bị dập nát và không thay đổi thành phần hóa học của rau cần thu. Mẫu được cho vào các túi polyethylene có nhãn và chuyển về phòng thí nghiệm Khoa Sinh Môi trường, ĐHSP – ĐHQĐN. Tiến hành tách lấy phần ăn được, sấy khô, nghiền nhỏ mẫu và rây qua rây có kích thước 2mm (Theo hướng dẫn của TCVN 9016:2011) [6].

### 2.4. Vô cơ hóa mẫu

Lấy 3g mẫu đất (rau) cho vào bình 250ml, thêm vào 21ml HCl và 7ml HNO<sub>3</sub> và để yên trong 16h ở nhiệt độ phòng. Sau đó đun sôi hỗn hợp dưới dòng đối lưu trong 2h. Sau đó để nguội, cho phần lớn cặn không tan của huyền phù lắng xuống. Thu dịch lọc, định mức lên 100ml bằng HNO<sub>3</sub> 1%. Lọc bằng giấy lọc kim loại nặng (Theo hướng dẫn của TCVN 6649:2000) [10].

### 2.5. Phân tích mẫu

Mẫu được phân tích bằng phương pháp quang phổ hấp thụ nguyên tử không ngọn lửa trên máy Zenit 700 tại PTN Môi trường khoa Sinh – Môi trường. Bước sóng tương ứng của các kim loại nặng Pb, Cd và Cr lần lượt là 217nm, 228.8nm, 347.9nm. (Theo hướng dẫn của TCVN 6496:2009) [5].

### 2.6. Xử lý số liệu

#### 2.6.1. Hệ số vận chuyển (TCs – Transfer coefficient)

Hệ số vận chuyển của kim loại nặng từ môi trường đất vào cây trồng được tính bằng công thức:

$$TCs = \frac{C_{plants}}{C_{soil}} \quad (1)$$

Trong đó:  $C_{plants}$  và  $C_{soil}$  là hàm lượng kim loại nặng trong rau và đất (mg/kg). TCs cao chứng tỏ khả năng giữ kim loại nặng trong đất kém hoặc khả năng hấp thu kim loại nặng cao của thực vật. TCs thấp cho thấy sự hấp phụ mạnh của kim loại nặng với keo đất [23].

#### 2.6.2. Hàm lượng kim loại nặng tiêu thụ hàng ngày (DIM – Daily intake of metals)

Hàm lượng kim loại nặng tiêu thụ hàng ngày được tính bằng công thức (2) [13]:

$$DIM = \frac{C_{metals} \times C_{factors} \times D_{food\ intake}}{B_{average\ weigh}} \quad (2)$$

Trong đó:  $C_{metals}$  là hàm lượng kim loại nặng trong rau (mg/kg),  $C_{factors}$  là hệ số chuyển từ khối lượng rau tươi sang khối lượng rau khô,  $D_{food\ intake}$  là lượng rau tiêu thụ hàng ngày (kg),  $B_{average\ weigh}$  là trọng lượng trung bình (kg).  $C_{factor}$  của rau xanh là 0.085 [19]. Lượng rau tiêu thụ hàng ngày và cân nặng trung bình được tính toán dựa vào dữ liệu khảo sát 100 đối tượng sinh viên (18-25 tuổi) và 100 đối tượng công nhân viên chức (40-60 tuổi).

#### 2.6.3. Chỉ số rủi ro sức khỏe (HRI – Health risk index)

Chỉ số rủi ro sức khỏe được tính toán dựa trên hàm lượng kim loại nặng tiêu thụ hàng ngày (DIM) và liều lượng tham chiếu (RfD - reference oral dose) [14]

$$HRI = \frac{DIM}{RfD} \quad (3)$$

RfD là liều lượng kim loại nặng ước tính con người có

thể tiếp xúc trong một ngày mà không gây ra bất cứ nguy cơ sức khỏe nào trong suốt cuộc đời [21]. Giá trị RfD cho Pb, Cd và Cr lần lượt là 0.004, 0.001 và 1.5 mg/kg thể trọng/ngày [22].

Nếu chỉ số HRI > 1 thì rủi ro sức khỏe con người cao và ngược lại.

## 3. Kết quả và thảo luận

### 3.1. Hàm lượng kim loại nặng trong đất

**Bảng 1.** Hàm lượng kim loại nặng trong đất

| Vị trí lấy mẫu | Cd      | Cr    | Pb    |
|----------------|---------|-------|-------|
|                | (mg/kg) |       |       |
| Vị trí 1       | 0.001   | 0.262 | 0.97  |
| Vị trí 2       | 0.007   | 0.302 | 0.348 |
| Vị trí 3       | 0.031   | 2.419 | 0.543 |
| Vị trí 4       | 0.03    | 0.952 | 7.203 |
| Vị trí 5       | 0.032   | 1.588 | 7.839 |
| QCVN           | 2*      | 90**  | 70*   |

\* QCVN 03:2008/BTNMT

\*\* QCVN 43:2012/BTNMT

Hàm lượng Cd nằm trong khoảng từ 0.001-0.032 mg/kg và trung bình là 0.0202 mg/kg. Trong đó giá trị thấp nhất là 0.001mg/kg tại hai điểm thu mẫu số 1, giá trị cao nhất là 0.032 mg/kg tại điểm thu mẫu số 5. Với giới hạn hàm lượng Cd trong đất nông nghiệp là 2mg/kg thì không có điểm nào cho kết quả vượt QCVN [11]. Kết quả này tương tự với kết quả phân tích của Phạm Ngọc Thụy tại Hà Nội, trong 29 điểm thu mẫu, không có điểm nào cho kết quả ô nhiễm Cd; tác giả này lý giải rằng do Cd có độ hòa tan trong nước lớn nên chúng tồn tại chủ yếu trong nước [8]. Tương tự, nghiên cứu của Zhan-Jun Xue tại Trung Quốc cũng cho kết quả phân tích hàm lượng Cd trong đất thấp hơn giới hạn của WHO, tuy nhiên giá trị Cd của nghiên cứu này (hàm lượng Cd 0.22mg/kg) lại lớn hơn so với kết quả của chúng tôi tại Bảng 1; nguyên nhân là do trong vùng nghiên cứu này người dân sử dụng nước sông chịu ảnh hưởng của một khu công nghiệp gần đó để tưới tiêu [24]. Trong một nghiên cứu khác tại Pakistan của F.Akbar Jan, hàm lượng Cd là 0.87mg/kg, kết quả này cao hơn rất nhiều so với kết quả trong của chúng tôi và kết quả của một nghiên cứu tại Trung Quốc nhưng có cùng nguyên nhân gây ô nhiễm là do người dân sử dụng nước thải khu công nghiệp để canh tác [13].

Tương tự, hàm lượng Cr trong tất cả các mẫu đều không vượt QCVN 43:2012/BTNMT là 90mg/kg [12]. Giá trị Cr trong đất tại khu vực thu mẫu khá nhỏ, nằm trong khoảng từ 0.262 – 2.419mg/kg và trung bình là 1.1046mg/kg. Trong đó, điểm thu mẫu số 3 có hàm lượng Cr cao nhất và thấp nhất là tại điểm thu mẫu số 1. Hàm lượng Cr trong nghiên cứu này thấp hơn rất nhiều so với một nghiên cứu khác được tiến hành tại Hà Nội của Nguyễn Thị Lan Hương, trong đó hàm lượng Cr trong đất trồng rau trung bình là 175.6mg/kg [2]. Mặc dù trong cùng một nghiên cứu nhưng hàm lượng Cr trong đề tài của F.Akbar Jan lại khá thấp 1.65mg/kg, từ đó có thể nhận thấy trong thành phần nước thải được dùng để tưới tiêu có hàm lượng Cr thấp hơn nhiều so với Cd [13].

Trong số ba kim loại được nghiên cứu, Pb là kim loại có hàm lượng lớn nhất và đồng thời có khoảng giá trị lớn nhất. Kết quả ở Bảng 1 cho thấy, hàm lượng Pb cao nhất tại vị trí thu mẫu số 5 (7.839mg/kg), thấp nhất là 0.348mg/kg tại vị trí thu mẫu số 2 và cho giá trị trung bình là 3.38mg/kg. Tuy cho kết quả cao nhất trong ba kim loại nhưng hàm lượng Pb vẫn thấp hơn QCVN là 70mg/kg [11]. Nghiên cứu của Phạm Ngọc Thụy cũng cho kết quả Pb khá cao với 12/29 mẫu đất được đánh giá là vượt quy chuẩn, trong đó tất cả vị trí có mẫu đất bị ô nhiễm Pb đều cho kết quả ô nhiễm nguồn nước tương ứng, kết quả đó cho thấy mối tương quan giữa ô nhiễm Pb trong nước và trong đất [8]. Tương tự đối với Cd, nghiên cứu của Zhan-Jun Xue cho thấy giá trị hàm lượng Pb (hàm lượng Pb 25.46mg/kg) tuy chưa vượt ngưỡng của WHO (30mg/kg) nhưng cao hơn nhiều so với giá trị trong Bảng 1 [24].

### 3.2. Hàm lượng kim loại nặng trong rau

**Bảng 2.** Hàm lượng kim loại nặng trong rau muống

| Vị trí lấy mẫu | Cd      | Cr    | Pb    |
|----------------|---------|-------|-------|
|                | (mg/kg) |       |       |
| Vị trí 1       | 0.024   | 0.284 | 0.9   |
| Vị trí 2       | 0.057   | 1.192 | 1.171 |
| Vị trí 3       | 0.025   | 0.896 | 0.85  |
| Vị trí 4       | 0.055   | 3.371 | 4.322 |
| Vị trí 5       | 0.037   | 1.679 | 1.038 |
| QCVN           | 0.2*    | 0.5** | 0.3*  |

\* QCVN 8-2:2011/BYT

\*\* GB 2762:2005 (Tiêu chuẩn quốc gia Trung Quốc)

Trong 5 điểm thu mẫu không có điểm nào cho hàm lượng Cd vượt QCVN (0.2mg/kg) [7]. Hàm lượng Cd trong rau muống nằm trong khoảng 0.024 - 0.057mg/kg và có giá trị trung bình là 0.0396mg/kg. Trong nghiên cứu của Phạm Ngọc Thụy, mặc dù không có mẫu đất nào cho kết quả ô nhiễm Cd nhưng có đến 24/140 mẫu rau cho kết quả vượt ngưỡng quy định, trong đó có 3 mẫu là rau muống và tất cả các điểm có mẫu rau ô nhiễm Cd đều có mẫu nước ô nhiễm Cd tương ứng; từ đó tác giả đặt giả thiết rằng nguyên nhân gây ô nhiễm mẫu rau có liên quan đến chất lượng nước [8]. Ngược lại, tuy cho kết quả Cd trong đất rất cao nhưng nghiên cứu của F.Akbar Jan lại có hàm lượng Cd trong rau (từ 0.04 - 0.2mg/kg) khá tương đồng với giá trị tại Bảng 2 [13]. Điều này càng chứng tỏ hàm lượng Cd trong đất không phải nhân tố quyết định hàm lượng Cd tích lũy trong rau.

Hàm lượng Cr trong rau muống nằm trong khoảng 0.284 - 3.371mg/kg và trung bình là 1.484mg/kg. Trong đó, giá trị thấp nhất thu được tại điểm thu mẫu số 1 và cao nhất tại điểm thu mẫu số 4. Tiến hành so sánh với giới hạn Cr trong thực phẩm GB 2762:2005 là 0.5mg/kg [18] thì có 4 điểm thu mẫu đều vượt quy định (trừ điểm thu mẫu số 1). Kết quả này khá cao so với nghiên cứu của Lê Lan Anh tại Hà Nội, trong đó hàm lượng Cr trong phần ngọn của rau muống trong khoảng 0.458 - 0.986mg/kg và giá trị này thấp hơn khoảng 4 lần hàm lượng Cr trong phần gốc (1.426 - 4.113mg/kg); từ đó tác giả đã kết luận rằng hàm lượng kim loại nặng trong phần ăn được chỉ chiếm khoảng 20-50% so

với phần không ăn được [1]. Trong nghiên cứu của F.Akbar Jan tại Pakistan, hàm lượng Cr nằm trong khoảng từ 0.98 - 2.1mg/kg; giá trị này khá tương đồng với kết quả từ Bảng 2 và không khác lắm so với hàm lượng Cr trong đất (1.65mg/kg) [13].

Kết quả từ Bảng 2 cho thấy, tất cả các điểm thu mẫu đều cho giá trị hàm lượng Pb cao hơn rất nhiều so với quy định là 0.3mg/kg [7]. Trong đó, giá trị thấp nhất là 0.85mg/kg tại điểm thu mẫu số 3 và cao nhất là 4.322mg/kg tại điểm thu mẫu số 9; giá trị trung bình là 1,6562mg/kg. Trong nghiên cứu của Phạm Ngọc Thụy có 13 mẫu rau bị ô nhiễm Pb và các mẫu rau bị ô nhiễm Pb đều tại vị trí mà đất và nước đồng thời bị ô nhiễm Pb; tác giả sau khi phân tích tương quan giữa lượng Pb trong đất và rau đã đưa ra kết luận rằng lượng Pb trong đất có ảnh hưởng lớn nhất đến tích lũy Pb trong rau, còn lượng Pb trong nước thì ít tương quan hơn [8]. Trong nghiên cứu của Zhan-Jun Xue, tương tự giá trị hàm lượng Pb cao trong đất, hàm lượng Pb trong rau cũng khá cao (trung bình 3.68mg/kg) [24]. Kết quả này càng khẳng định tương quan giữa hàm lượng Pb trong đất và tích lũy trong rau.

### 3.3. Hệ số vận chuyển KLN từ đất vào rau (TCs)

**Bảng 3.** Hệ số vận chuyển (TCs) KLN từ đất vào rau

| Vị trí lấy mẫu             | Cd    | Cr        | Pb        |
|----------------------------|-------|-----------|-----------|
| Vị trí 1                   | 24    | 1.084     | 0.928     |
| Vị trí 2                   | 8.143 | 3.947     | 3.365     |
| Vị trí 3                   | 0.806 | 0.37      | 1.565     |
| Vị trí 4                   | 1.833 | 3.541     | 0.6       |
| Vị trí 5                   | 1.156 | 1.057     | 0.132     |
| Khoảng TCs khuyến cáo [15] | 1-10  | 0.01 -0.1 | 0.01 -0.1 |

Kết quả ở Bảng 3 cho thấy, hệ số TCs của Cd trong khoảng 0.806 - 24, của Cr 0.37 - 3.947 và của Pb 0.132 - 3.365. Khi tính trung bình cho thấy TCs của Cd>Cr>Pb (8.512>1.994>1.318). Kết quả này không giống nhau trong những nghiên cứu khác nhau do giá trị TCs thay đổi tùy thuộc vào loài cây và đặc tính đất đai [15]. Trong nghiên cứu của Muhammad Usman Khan, TCs của Pb>Cd>Cr [17], nghiên cứu của F.Akbar Jan TCs của Cr>Pb>Cd [13] hoặc nghiên cứu của QuSheng Li có TCs của Cd>Pb>Cr [16]. Sau khi so sánh với khoảng khuyến cáo của Kloeke (1984) [15], kết quả cho thấy Cr và Pb có hệ số vận chuyển lớn hơn khoảng khuyến cáo, trong đó vượt nhiều nhất là Cr. Khi hệ số vận chuyển càng lớn hơn khoảng khuyến cáo chứng tỏ khả năng tích lũy, gây ảnh hưởng xấu đến chất lượng cây trồng càng cao. Do đó, tuy với đối tượng nghiên cứu là rau muống có TCs của Cd>Cr>Pb nhưng rủi ro sức khỏe của Cr>Pb>Cd (giá trị TCs của Cd vẫn nằm trong ngưỡng gọi ý).

Kết quả ở Bảng 3 cũng chỉ ra rằng, có khoảng 2/3 giá trị TCs>1 (hàm lượng KLN trong rau cao hơn trong đất). Điều này có thể lý giải là do rau ăn lá có hệ số chuyển vị sinh học và thoát hơi nước cao hơn so với các loại rau khác nên các loại rau ăn lá có khả năng tích lũy KLN cao [14]. Do đó, sau một thời gian trồng thì hàm lượng KLN tích lũy trong rau sẽ cao hơn so với trong đất.

### 3.4. Giá trị DIM và chỉ số rủi ro sức khỏe HRI

**Bảng 4.** Giá trị DIM và HRI của đối tượng sinh viên

| Vị trí lấy mẫu | Cd                   |                      | Cr                   |                      | Pb                   |                      |
|----------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
|                | DIM<br>(mg/kg.ngày)  | HRI                  | DIM<br>(mg/kg.ngày)  | HRI                  | DIM<br>(mg/kg.ngày)  | HRI                  |
| Vị trí 1       | $2.3 \times 10^{-6}$ | $2.3 \times 10^{-3}$ | $1.1 \times 10^{-4}$ | $1.8 \times 10^{-5}$ | $8.6 \times 10^{-5}$ | $2.2 \times 10^{-2}$ |
| Vị trí 2       | $5.4 \times 10^{-6}$ | $5.4 \times 10^{-3}$ | $8.5 \times 10^{-5}$ | $7.6 \times 10^{-5}$ | $1.1 \times 10^{-4}$ | $2.8 \times 10^{-2}$ |
| Vị trí 3       | $2.4 \times 10^{-6}$ | $2.4 \times 10^{-3}$ | $3.2 \times 10^{-4}$ | $5.7 \times 10^{-5}$ | $8.1 \times 10^{-5}$ | $2 \times 10^{-2}$   |
| Vị trí 4       | $5.2 \times 10^{-6}$ | $5.2 \times 10^{-3}$ | $1.6 \times 10^{-4}$ | $2.1 \times 10^{-4}$ | $4.1 \times 10^{-4}$ | 0.102                |
| Vị trí 5       | $3.5 \times 10^{-6}$ | $3.5 \times 10^{-3}$ | $7.1 \times 10^{-5}$ | $1.1 \times 10^{-4}$ | $9.9 \times 10^{-5}$ | $2.5 \times 10^{-2}$ |

**Bảng 5.** Giá trị DIM và HRI của đối tượng công nhân viên chức

| Vị trí lấy mẫu | Cd                   |                      | Cr                   |                      | Pb                   |                      |
|----------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
|                | DIM<br>(mg/kg.ngày)  | HRI                  | DIM<br>(mg/kg.ngày)  | HRI                  | DIM<br>(mg/kg.ngày)  | HRI                  |
| Vị trí 1       | $1.6 \times 10^{-6}$ | $1.6 \times 10^{-3}$ | $1.3 \times 10^{-5}$ | $9.1 \times 10^{-6}$ | $4.3 \times 10^{-5}$ | $1.1 \times 10^{-2}$ |
| Vị trí 2       | $2.8 \times 10^{-6}$ | $2.8 \times 10^{-3}$ | $5.8 \times 10^{-5}$ | $3.8 \times 10^{-5}$ | $5.7 \times 10^{-5}$ | $1.4 \times 10^{-2}$ |
| Vị trí 3       | $1.2 \times 10^{-6}$ | $1.2 \times 10^{-3}$ | $4.3 \times 10^{-4}$ | $2.9 \times 10^{-5}$ | $4.1 \times 10^{-5}$ | $1 \times 10^{-2}$   |
| Vị trí 4       | $2.7 \times 10^{-6}$ | $2.7 \times 10^{-3}$ | $1.6 \times 10^{-4}$ | $1 \times 10^{-4}$   | $2.1 \times 10^{-4}$ | $5.2 \times 10^{-2}$ |
| Vị trí 5       | $1.8 \times 10^{-6}$ | $1.8 \times 10^{-3}$ | $8.1 \times 10^{-5}$ | $5.4 \times 10^{-5}$ | $5 \times 10^{-5}$   | $1.3 \times 10^{-2}$ |

Sau khi tiến hành khảo sát trên 100 sinh viên và 100 công nhân viên chức cho thấy: Cân nặng trung bình của sinh viên là 49.165kg và công nhân viên chức là 54.564kg, lượng rau muống tiêu thụ một ngày của sinh viên là 0.055kg và của công nhân viên chức là 0.031kg. Sau khi tiến hành xử lý số liệu đã cho kết quả DIM và HRI ở Bảng 4 và Bảng 5.

Đối với sinh viên, giá trị HRI của Cd, Cr và Pb nằm trong khoảng  $2.3 \times 10^{-3} - 5.4 \times 10^{-3}$ ,  $1.8 \times 10^{-5} - 2.1 \times 10^{-4}$  và  $2 \times 10^{-2} - 0.102$ . Đối với công nhân viên chức, giá trị HRI của Cd, Cr và Pb nằm trong khoảng  $1.2 \times 10^{-3} - 2.8 \times 10^{-3}$ ,  $9.1 \times 10^{-6} - 10^{-4}$  và  $10^{-2} - 5.2 \times 10^{-2}$ . Từ kết quả trên cho thấy chỉ số HRI của Pb>Cd>Cr. Do có cân nặng và lượng rau tiêu thụ thấp hơn nên giá trị DIM của công nhân viên chức thấp hơn sinh viên, đồng thời rủi ro sức khỏe cũng thấp hơn. Tuy có sự chênh lệch nhất định và một số mẫu rau cho kết quả vượt quy định, nhưng do lượng tiêu thụ hàng ngày thấp nên chỉ số HRI của tất cả các kim loại cho cả hai đối tượng sinh viên và công nhân viên chức đều thấp hơn 1. Vì vậy không có rủi ro sức khỏe của hai đối tượng này khi sử dụng rau muống được trồng tại khu vực nghiên cứu.

Theo nghiên cứu của F. Akbar Jan tại Pakistan, được tiến hành trên 20 loại cây trồng như *Brassica rapa*, *Hebiscus esculantus*, *Portulaca oleraceae*,... với các kim loại Zn, Cd, Pb, Ni, Cu, Cr và Mn. Kết quả cho thấy chỉ số HRI >1 cho hầu hết các kim loại trừ Mn. Trong đó có một vài loài có HRI khá cao như *B.rapa*, *Spinacia oleraceae* L., *Lycopersicum esculantum*, *Brassica compestris*,... và tác giả đã khuyến cáo rằng việc sử dụng thường xuyên các loại cây này có thể gây ảnh hưởng nghiêm trọng cho sức khỏe con người [13]. Một nghiên cứu khác được tiến hành tại Trung Quốc của QuSheng Li trên rất nhiều đối tượng: trái

cây (chuối, đu đủ), rau ăn lá (súp lơ, cải bắp, rau muống,...), các loại củ (cải củ, ngó sen,...), gạo,... với các kim loại Cr, Pb, Cr, Ni, Zn và Cu. Trong tất cả các đối tượng, HRI của gạo là cao nhất. Giá trị HRI của Cd>Cu>Ni>Pb>Zn>Cr và có ba kim loại có giá trị HRI <1 là Pb, Cr và Zn. Trong các kim loại có HRI >1, tác giả đặc biệt quan tâm đến Cd và Pb (đặc biệt là trong gạo) [16]. Nghiên cứu của Anita Singh tại Ấn Độ trên các đối tượng có phần sử dụng khác nhau như: lá (rau dền, cải bắp,...), quả (đậu bắp, cà chua, bầu,...), củ (cải củ), cây lương thực (lúa mì, gạo) với các kim loại Cd, Pb, Cu, Zn, Ni và Cr. Kết quả cho thấy Cd, Pb và Ni có rủi ro sức khỏe cao trong hầu hết các đối tượng. Mặc dù hàm lượng KLN trong gạo và lúa mì thấp hơn so với các loại thực phẩm khác nhưng do chiếm lượng lớn trong khẩu phần ăn nên rủi ro sức khỏe của hai đối tượng này cao hơn các đối tượng còn lại [20].

### 4. Kết luận

Hàm lượng của Cd, Cr và Pb trong đất trồng rau muống tại thôn Trung Sơn, xã Hòa Liên, huyện Hòa Vang, TP. Đà Nẵng không vượt QCVN, trong đó hàm lượng Cd (0.001-0.03mg/kg), Cr (0.262 - 2.419mg/kg) và Pb (0.348 - 7.839mg/kg). Hàm lượng Cd trong rau muống (0.024 - 0.057mg/kg), Cr (0.284 - 3.371mg/kg) và Pb (0.85 - 4.322mg/kg); không có mẫu nào có hàm lượng Cd vượt QCVN, 4 mẫu ô nhiễm Cr và toàn bộ 5 mẫu ô nhiễm Pb. Mặc dù có mẫu rau có hàm lượng KLN vượt TCCP nhưng do lượng tiêu thụ rau hàng ngày không cao nên không có rủi ro sức khỏe cho tất cả kim loại nặng trong cả 5 mẫu rau (HRI<1). Tuy không có nhận định nào về rủi ro sức khỏe nhưng vẫn cần hạn chế sử dụng rau muống tại Trung Sơn, nhất là những điểm ô nhiễm KLN và nên có các biện pháp nhằm giảm thiểu tích lũy KLN trong đất và rau.

## TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Lê Lan Anh và các cộng sự. (2010), "Nghiên cứu quy trình chiết liên tục để xác định dạng của Cr, Cd và Pb trong đất trồng rau", *Tạp chí Hóa học*. 48, tr. 455-460.
- [2] Nguyễn Thị Lan Hương (2007), "Khả năng rửa kim loại nặng khỏi đất của các dung dịch", *Tạp chí Khoa học Đất*. 28, tr. 84-88.
- [3] Lý Ngọc Minh (2012), *Nghiên cứu xây dựng phương pháp đánh giá sự cố môi trường trong sử dụng khí hóa lỏng (LPG) tại Việt Nam*, Luận án tiến sĩ, Kỹ thuật, Đại học Quốc gia thành phố Hồ Chí Minh.
- [4] Bộ Khoa học và Công nghệ (2005), *Chất lượng đất - Lấy mẫu - Phần 2: Hướng dẫn kỹ thuật lấy mẫu*, Ban kỹ thuật tiêu chuẩn TCVN/TC 190 "Chất lượng đất", Hà Nội, tr. 29.
- [5] Bộ Khoa học và Công nghệ (2009), *Chất lượng đất - Xác định Cadimi, Crom, Coban, Chì, Đồng, Kẽm, Mangan và Niken trong dịch chiết đất bằng cường thủy - Các phương pháp phổ hấp thụ nguyên tử ngọn lửa và nhiệt điện (không ngọn lửa)*, Ban kỹ thuật tiêu chuẩn Quốc gia TCVN/TC 190 Chất lượng đất, Hà Nội, tr. 25.
- [6] Bộ Khoa học và Công nghệ (2011), *Rau tươi – Phương pháp lấy mẫu trên ruộng sản xuất*, Viện nghiên cứu rau quả, Hà Nội, tr. 20.
- [7] Bộ Y tế (2011), *Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia đối với giới hạn ô nhiễm kim loại nặng trong thực phẩm*, Ban soạn thảo Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về giới hạn ô nhiễm hoá học và sinh học, Hà Nội, tr. 13.
- [8] Phạm Ngọc Thụy và các cộng sự. (2012), "Hiện trạng về kim loại nặng (Hg, As, Pb, Cd) trong đất, nước và một số rau rỗng trên khu vực huyện Đông Anh - Hà Nội", *Tạp chí Khoa học kỹ thuật nông nghiệp*. 4, tr. 162-168.
- [9] Lê Thị Hồng Trân và Trần Thị Tuyết Giang (2009), "Nghiên cứu bước đầu đánh giá rủi ro sinh thái và sức khỏe cho khu công nghiệp thành phố Hồ Chí Minh", *Science & Technology Development*. 12(06), tr. 48-59.
- [10] Bộ Khoa học công nghệ và môi trường (2000), *Chất lượng đất - Chiết các nguyên tố vết tan trong nước cường thủy*, Tổng cục tiêu chuẩn đo lường chất lượng, Hà Nội, tr. 6.
- [11] Bộ Tài nguyên Môi trường (2008), *Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về giới hạn cho phép của kim loại nặng trong đất*, Ban soạn thảo quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng đất, Hà Nội, tr. 5.
- [12] Bộ Tài nguyên Môi trường (2012), *Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng trầm tích*, Ban soạn thảo quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước, Hà Nội, tr. 3.
- [13] F. Akbar Jan et al (2010), "A comparative study of human health risks via consumption of food crops grown on wastewater irrigated soil (Peshawar) and relatively clean water irrigated soil (lower Dir)", *Journal of hazardous materials*. 179(1-3), pp. 612-21.
- [14] Sajjad Khan et al (2009), "Health risk assessment of heavy metals for population via consumption of vegetables", *World Applied Sciences Journal*. 6(12), pp. 1602-1606.
- [15] A. Kloke, D.R. Sauerbeck and H. Vetter (1984), "The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains", *Changing Metal Cycles and Human Health*, pp. 113-141.
- [16] QuSheng Li et al (2012), "Health risk of heavy metals in food crops grown on reclaimed tidal flat soil in the Pearl River Estuary, China", *Journal of hazardous materials*. 227-228, pp. 148-154.
- [17] Adeel Mahmood and Riffat Naseem Malik (2013), "Human health risk assessment of heavy metals via consumption of contaminated vegetables collected from different irrigation sources in Lahore, Pakistan", *Arabian Journal of Chemistry*. 7(1), pp. 91-99.
- [18] Global Agriculture Information Network (2006), *China, Peoples republic of fairs product specific maximum levels of contaminants in foods*.
- [19] R.K. Rattan et al (2005), "Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study", *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 109, pp. 13.
- [20] Anita Singh et al (2010), "Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India", *Food and chemical toxicology : an international journal published for the British Industrial Biological Research Association*. 48(2), pp. 611-619.
- [21] US-EPA Human health risk assessment, truy cập ngày 20-3-2014, tại trang web [http://www.epa.gov/risk\\_assessment/health-risk.htm](http://www.epa.gov/risk_assessment/health-risk.htm).
- [22] US-EPA (2013), Regional Screening Levels, truy cập ngày 28-4-2014, tại trang web <http://www.epa.gov/region09/superfund/prg/index.html>.
- [23] HAO Xiu-Zhen et al (2009), "Heavy Metal Transfer from Soil to Vegetable in Southern Jiangsu Province, China", *Elsevier Limited and Science Press*. 19(3), pp. 7.
- [24] Zhan-Jun Xue et al (2012), "Health risk assessment of heavy metals for edible parts of vegetables grown in sewage-irrigated soils in suburbs of Baoding City, China", *Environmental monitoring and assessment*. 184(6), pp. 3503-13.

(BBT nhận bài: 05/05/2014, phản biện xong: 09/05/2014)