

CÁC KẾT QUẢ BƯỚC ĐẦU TRONG VIỆC ĐÁNH GIÁ SỰ THAY ĐỔI PHÔNG PHÓNG XẠ TRONG ĐẤT BỀ MẶT DỰA TRÊN CÁC MÔ HÌNH MÔ PHỎNG

NGUYỄN VĂN THẮNG, HUỖNH NGUYỄN PHONG THU, LÊ CÔNG HẢO
*Phòng thí nghiệm Kỹ thuật Hạt nhân, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQG-HCM, 227 Nguyễn
Văn Cừ, Phường 4, Quận 5, Thành phố Hồ Chí Minh*
Email: nvthang@hcmus.edu.vn; hnpthu@hcmus.edu.vn; lchao@hcmus.edu.vn

Tóm tắt: Trong công trình này, chúng tôi nghiên cứu sự thay đổi của các đồng vị phóng xạ (ĐVPX) tự nhiên (^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{232}Th , và ^{238}U) và nhân tạo (^{137}Cs , ^{90}Sr , và ^{131}I) trong đất bề mặt có trồng trọt và không trồng trọt. Các mô hình mô phỏng được sử dụng để đánh giá sự suy giảm hoạt độ của các ĐVPX trong đất mặt. Đối với các ĐVPX nhân tạo, chúng tôi tính được thời gian suy giảm một nửa trong đất mặt (0-20 cm) cho ^{137}Cs , ^{90}Sr , và ^{131}I . Đối với các ĐVPX tự nhiên, chúng tôi tìm ra được tốc độ tăng/giảm hằng năm trong lớp đất (0-20 cm) của đất trồng lúa và các loại cây ngắn ngày phổ biến khác. Kết quả nghiên cứu cho thấy, việc bón phân và tưới nước là hai nhân tố quan trọng làm tăng hoạt độ các ĐVPX tự nhiên trong đất. Bên cạnh đó, sự hấp thụ của cây trồng và lượng khuếch tán xuống lớp đất bên dưới làm giảm hoạt độ các ĐVPX tự nhiên trong đất bề mặt khi có sự trồng trọt.

Từ khóa: *Phông phóng xạ trong đất; Mô hình HYDRUS-1D; Mô hình CEMC*

I. MỞ ĐẦU

Nghiên cứu sự thay đổi hoạt độ các ĐVPX trong đất bề mặt có ý nghĩa quan trọng trong nghiên cứu về phóng xạ môi trường. Đối với đất bị nhiễm xạ từ phóng xạ nhân tạo thì thường hoạt độ các đồng vị này sẽ khá cao và cần có thời gian để phân rã xuống mức an toàn. Tuy nhiên thời gian này thường sẽ ngắn hơn thời gian bán rã vật lý của ĐVPX. Thời gian mà hoạt độ các ĐVPX suy giảm đi một nửa đã được nghiên cứu bằng thực nghiệm [1-3]. Thời gian này có ý nghĩa quan trọng trong việc ước lượng thời điểm an toàn cho canh tác nông nghiệp cũng như sự cư trú của người dân.

Lớp đất mặt thông thường chứa một lượng đáng kể các đồng vị phóng xạ tự nhiên, nhưng thường hoạt độ của chúng không quá cao trừ những nơi khai thác quặng uranium [4]. Trong quá trình trồng trọt các ĐVPX tự nhiên được bổ sung vào đất thông qua quá trình bón phân và tưới tiêu [5,6]. Tuy nhiên sự tăng hay giảm hoạt độ các ĐVPX tự nhiên trong lớp đất mặt còn phụ thuộc vào các yếu tố làm suy giảm như: cây hấp thụ, các quá trình xáo trộn đất, sự di chuyển ĐVPX xuống lớp đất sâu.

Trong công trình này chúng tôi mô hình hóa sự di chuyển của các ĐVPX (tự nhiên và nhân tạo) trong lớp đất bề mặt, mục đích chính của nghiên cứu là: (1) Tìm quy luật suy giảm theo thời gian của các ĐVPX nhân tạo ^{137}Cs , ^{90}Sr , và ^{131}I trong đất bề mặt; và (2) Tìm quy luật thay đổi theo thời gian của các ĐVPX tự nhiên ^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{232}Th , và ^{238}U trong đất bề mặt có tính đến các yếu tố về trồng trọt.

II. NỘI DUNG

II. 1. Đối tượng và Phương pháp

Khu vực đánh giá là vùng đất nông nghiệp thuộc huyện Long Khánh, tỉnh Đồng Nai ($10^{\circ}59'39,4''\text{N}$ | $107^{\circ}13'41,4''\text{E}$). Chúng tôi chọn 3 vị trí lấy mẫu như sau: khu vực không có trồng trọt, cánh đồng lúa nước và cánh đồng rau muống. Tại mỗi vị trí chúng tôi thu thập các mẫu đất mặt (0-20 cm), các mẫu cây trồng, các mẫu phân bón, và các mẫu nước tưới. Đối với các mẫu đất chúng tôi xác định các thông số cần thiết cho mô phỏng và các hoạt độ của các ĐVPX có trong các mẫu.

Đối với các mẫu cây lúa và rau muống, chúng tôi thu thập toàn bộ mẫu trên diện tích 1 m² tại thời điểm thu hoạch để phân tích. Các mẫu thực vật sau đó được sấy khô ở nhiệt độ 105°C và nung ở nhiệt độ 450°C.

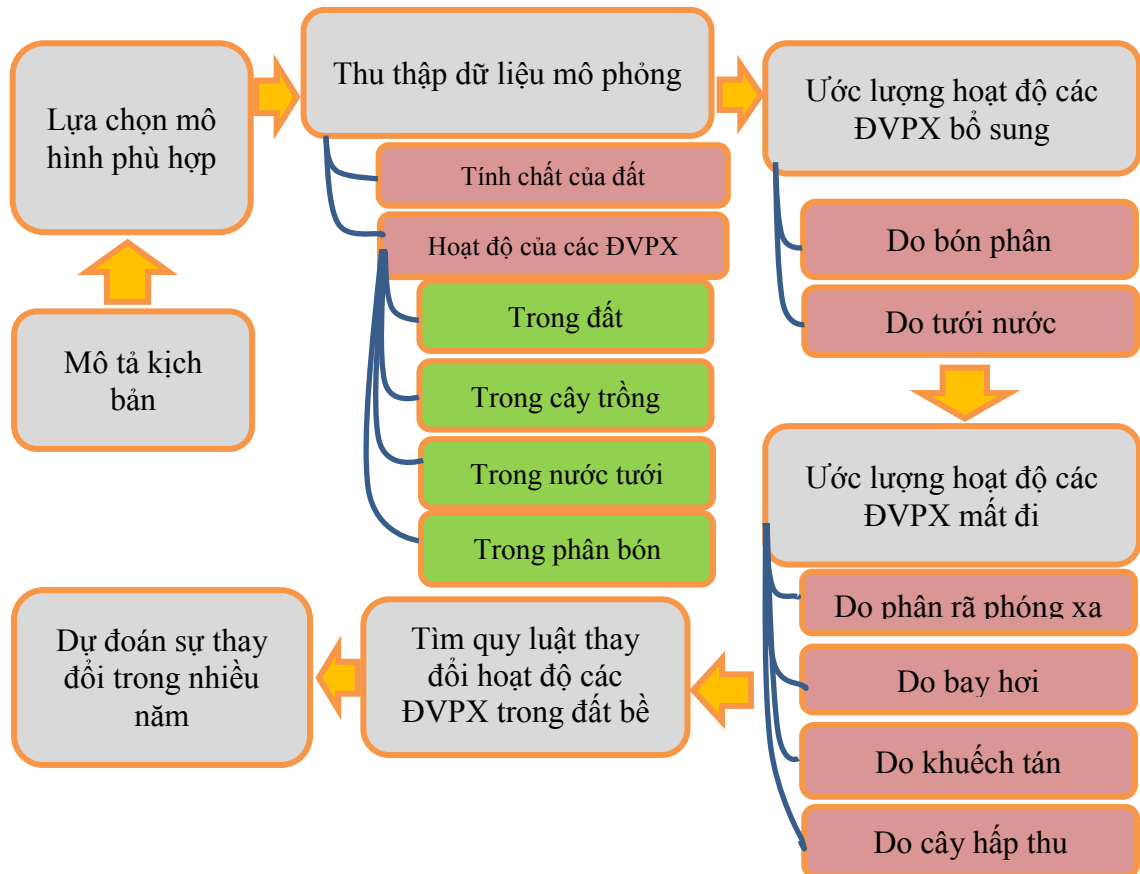
Đối với các mẫu đất, chúng tôi lấy khoảng 1 kg tại thời điểm lấy mẫu thực vật. Các mẫu sau khi đem về phòng thí nghiệm cũng được sấy khô ở 105°C, nghiền mịn và rây đến kích cỡ hạt $\varnothing = 0,2$ mm.

Đối với các mẫu phân bón, chúng tôi lấy khoảng 100 g mỗi loại, sấy khô ở 105°C, nghiền mịn và rây đến kích cỡ hạt $\varnothing = 0,2$ mm.

Đối với các mẫu nước, chúng tôi thu thập 2 lít nước bề mặt, sau đó cô cạn đến 50 ml, và thêm vào đó axit HNO₃ đậm đặc sao cho pH dung dịch bằng 2.

Các mẫu được đóng trong mẫu hình trụ (đường kính 70 mm, chiều cao 70 mm), và lưu trữ trong 30 ngày. Các mẫu được phân tích bằng hệ phổ kế gamma HPGe GC3520 của Canberra. Quy trình đo và tính toán kết quả được mô tả trong các công bố trước đó của chúng tôi [7,8].

Các bước tiến hành nghiên cứu được mô tả trong hình 1. Chúng tôi đưa ra công thức (1) để dự đoán sự thay đổi hoạt độ của các ĐVPX trong đất bề mặt.



Hình 1. Sơ đồ mô hình dự đoán sự thay đổi hoạt độ của các ĐVPX trong đất mặt theo thời gian

$$C = \left(\frac{A + B}{L_V + L_L + L_D + L_U} - C_0 \right) \left(1 - e^{-(L_V + L_L + L_D + L_U)t} \right) \quad (1)$$

Trong đó, C (Bq m⁻³) là hoạt độ của ĐVPX trong đất bề mặt; A (Bq m⁻²) là hoạt độ của ĐVPX do phân bón bổ sung vào mỗi ngày; B (Bq m⁻²) là hoạt độ của ĐVPX do nước tưới bổ sung vào mỗi ngày; C₀ (Bq m⁻³) là hoạt độ của ĐVPX trong đất bề mặt tại thời điểm khảo sát; L_V, L_L, L_D, và L_U là tỷ lệ hoạt độ của ĐVPX mất khỏi lớp đất do các quá trình bay hơi, khuếch tán, phân rã phóng xạ và cây hấp thụ. L_D tính dựa và chu kỳ bán rã vật lý của ĐVPX; và L_U được tính dựa vào hoạt độ trong cây trồng, thời gian trồng trọt và sản lượng; L_V và L_L được tính bằng mô phỏng. Chi tiết về các nguyên lý và hoạt động của chương trình mô phỏng CEMC được nêu trong các công bố của chúng tôi [6,9,10]. Các hệ số hấp phụ của các nguyên tố phóng xạ trong đất được tham khảo từ tài liệu IAEA TRS-472 [11]. Các tính chất lý – hóa của từng loại đất sử dụng cho mô phỏng được xác định (Bảng 1).

II. 2. Kết quả

Bảng 1 thể hiện các đặc tính về đất trồng, cây trồng và các mùa vụ trên khu vực đã khảo sát. Bảng 2 thể hiện hoạt độ các đồng vị phóng xạ trong các yếu tố cây trồng, đất, nước và phân bón. Do ^{137}Cs , ^{90}Sr , và ^{131}I hầu như không phát hiện nên chúng tôi giả sử cho kịch bản đất bị nhiễm xạ với các đồng vị này là 1000 Bq kg^{-1} . Trong nghiên cứu này, các hệ số phân bố K_d (Solid-Liquid Distribution Coefficient) trong đất trồng đối với ^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U , ^{137}Cs , ^{90}Sr , và ^{131}I lần lượt là 130, 2000, 2500, 1300, 710, 1200, 520, and 6.9 L kg^{-1} (11). Các thông số lý hóa của các chất phóng xạ như khối lượng phân tử, nhiệt độ bay hơi, áp suất hóa hơi, chu kỳ bán rã, và độ tan trong nước là thông số đầu vào cho các chương trình mô phỏng.

Bảng 1. Một số đặc tính trồng trọt trên khu vực nghiên cứu

Loại cây trồng	Đặc tính đất	Mùa vụ	Đặc điểm bón phân	Đặc điểm tưới tiêu
Không trồng trọt	Water content 16%; Air content 31%; Organic matter 3,6%; Sand 62%; Silt 33%; Clay 5%; Density 1.33 g/cm^3	-	-	-
Rau muống	Water content 18%; Air content 20%; Organic matter 16%; Sand 42%; Silt 56%; Clay 2%; Density $1,28 \text{ g/cm}^3$	30 ngày/vụ, 9 vụ/năm, 20 tấn/ha	NPK: 250 kg/ha/vụ Đạm: 350 kg/ha/vụ Kali: 30 kg/ha/vụ	Nước sông: 200 m ³ /ha/ngày
Lúa	Water content 33%; Air content 26%; Organic matter 13%; Sand 34%; Silt 56%; Clay 10%; Density $1,31 \text{ g/cm}^3$	100 ngày/vụ, 3 vụ/năm, 10 tấn/vụ	Đạm: 110 kg/ha/vụ Lân: 150 kg/ha/vụ Kali: 90 kg/ha/vụ NPK: 50 kg/ha/vụ DAP: 80 kg/ha/vụ	Nước sông: 500 m ³ /ha/ngày

Bảng 2. Hoạt độ các đồng vị phóng xạ trong các yếu tố môi trường

Hoạt độ trung bình	ĐV PX				
	^{40}K	^{210}Pb	^{226}Ra	^{238}U	^{232}Th
Trong đất trồng rau muống (Bq kg ⁻¹) ^a	$24,0 \pm 0,9$	$21,8 \pm 1,1$	$24,9 \pm 1,3$	$46,3 \pm 2,1$	$45,3 \pm 2,3$
Trong đất trồng lúa (Bq kg ⁻¹) ^a	$18,1 \pm 0,7$	$23,24 \pm 1,4$	$25,06 \pm 1,4$	$48,1 \pm 2,4$	$45,9 \pm 2,5$
Trong cây rau muống (Bq kg ⁻¹) ^b	885 ± 62	$45,3 \pm 38$	$58,9 \pm 64$	$24,1 \pm 27,1$	$0,10 \pm 0,02$
Trong cây lúa (Bq kg ⁻¹) ^b	126 ± 15	$10,2 \pm 16$	$1,13 \pm 0,10$	$0,61 \pm 0,08$	$0,39 \pm 0,05$
Trong phân đạm (Bq kg ⁻¹) ^c			$1,1 \pm 0,1$	$23,3 \pm 2,6$	
Trong phân lân (Bq kg ⁻¹) ^c	$168,1 \pm 12,4$		$111,3 \pm 12,4$	$46,5 \pm 6,3$	$9,4 \pm 1,1$
Trong phân kali (Bq kg ⁻¹) ^c	13500 ± 1400			$1,3 \pm 0,3$	
Trong phân NPK 20-20-15 (Bq kg ⁻¹) ^c	$240,7 \pm 28,3$		$5,1 \pm 0,6$	$62,2 \pm 7,2$	$5,5 \pm 0,7$
Trong phân DAP (Bq kg ⁻¹) ^c	$34,6 \pm 6,4$		$3,4 \pm 0,9$	592 ± 66	$9,4 \pm 3,0$
Trong nước (Bq m ⁻³)	3021 ± 195	$21,1 \pm 1,8$	$6,3 \pm 0,7$	$6,9 \pm 0,6$	$10,4 \pm 0,9$

^akhối lượng khô tuyệt đối của đất; ^bKhối lượng khô tuyệt đối của thực vật; ^cKhối lượng khô tuyệt đối của phân bón

Đối với ^{137}Cs , ^{90}Sr , và ^{131}I chúng tôi tính được thời gian suy giảm một nửa hoạt độ phóng xạ trong đất. Kết quả được thể hiện trong bảng 3. Đối với các ĐV PX tự nhiên ^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{238}U , và ^{232}Th , kết quả tính lượng tích tụ do các yếu tố trồng trọt và lượng thất thoát khỏi lớp đất mặt được thể hiện trong bảng 4. Hình 2 cho thấy sự đóng góp của các nhân tố phân bón và

nước tưới vào tốc độ tăng hoạt độ các ĐVPX trong đất. Hình 3 cho thấy sự đóng góp của các quá trình bay hơi, khuếch tán, cây hấp thu và phân rã phóng xạ vào tốc độ giảm hoạt độ các ĐVPX trong đất mặt. Dựa vào công thức (1) chúng tôi tính được sự tích tụ các ĐVPX trong đất trồng rau muống và lúa được thể hiện trong hình 4.

Bảng 3. Các kết quả dự đoán sự suy giảm hoạt độ của ^{137}Cs , ^{90}Sr , và ^{131}I trong đất mặt trong trường hợp giả định hoạt độ của từng đồng vị là 1000 Bq kg^{-1}

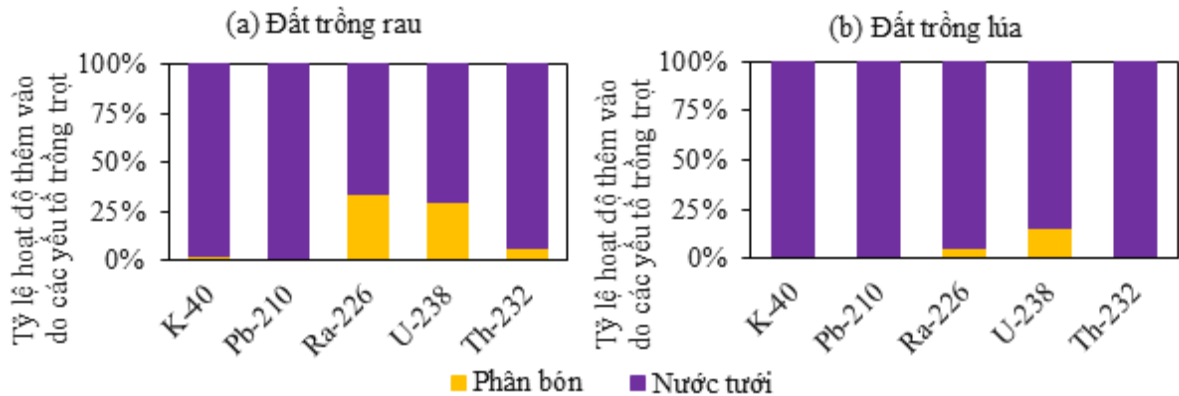
ĐVPX	^{137}Cs	^{90}Sr	^{131}I
Tốc độ mất tổng ($\text{Bq m}^{-2} \text{ ngày}^{-1}$)^a	0,18	0,28	320,8
Do khuếch tán (%)	65,2	75,9	0,008
Do bay hơi (%)	0,67	0,78	72,8
Do phân rã phóng xạ (%)	34,1	23,3	27,2
Thời gian giảm 1/2 hoạt độ (năm)	20,7	15,8	0,013

^aTính cho lớp đất mặt có bề dày 20 cm

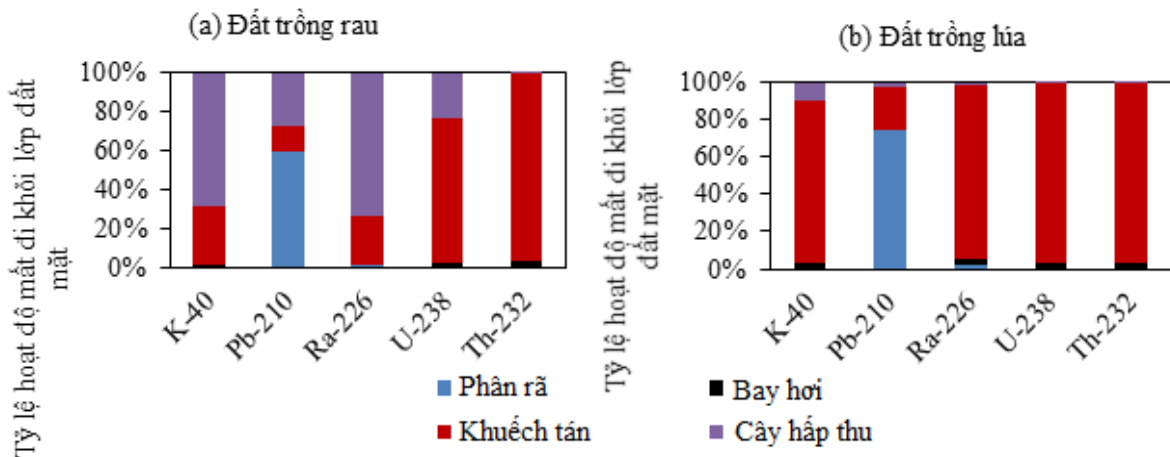
Bảng 4. Tốc độ tích tụ và suy giảm của các ĐVPX trong đất bề mặt có được từ thực nghiệm và mô phỏng

ĐVPX	^{40}K		^{210}Pb		^{226}Ra		^{238}U		^{232}Th	
	Rau	Lúa	Rau	Lúa	Rau	Lúa	Rau	Lúa	Rau	Lúa
Tốc độ tăng ^a	46 ± 2	126 ± 8	0.32 ± 0.03	0.87 ± 0.07	0.19 ± 0.02	0.27 ± 0.03	0.18 ± 0.02	0.33 ± 0.03	0.17 ± 0.01	0.43 ± 0.04
Tốc độ giảm ^a	6.45 ± 0.22	2.23 ± 0.09	0.83 ± 0.04	0.70 ± 0.04	0.4 ± 0.01	0.14 ± 0.01	0.50 ± 0.02	0.57 ± 0.03	0.24 ± 0.01	0.34 ± 0.02

^a Đơn vị $\text{Bq m}^{-2} \text{ ngày}^{-1}$



Hình 2. Tỷ lệ đóng góp của các yếu tố trồng trọt lên sự tăng hoạt độ các ĐVPX trong đất



Hình 3. Tỷ lệ đóng góp của các yếu tố lên sự giảm hoạt độ các ĐVPX trong lớp đất mặt

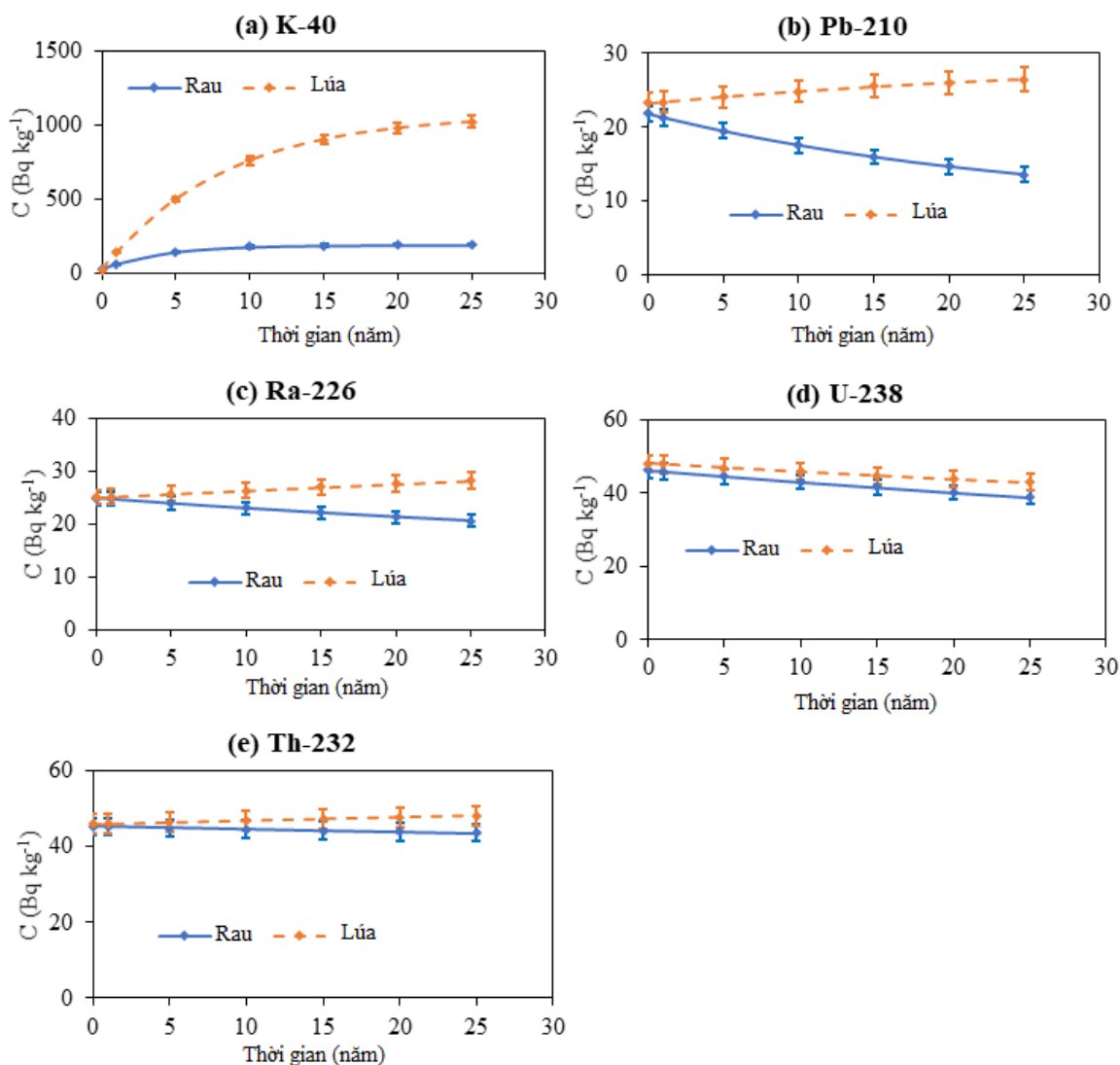
II. 3. Bàn luận

a. Sự giảm nhẹ của ^{137}Cs , ^{90}Sr , và ^{131}I trong đất mặt không có trồng trọt

Trong lớp đất mặt (0-20cm) ở khu vực khảo sát (với tính chất của đất như trong bảng 1, chúng tôi giả sử kịch bản có sự nhiễm xạ các ĐVPX nhân tạo ^{137}Cs , ^{90}Sr , và ^{131}I với hoạt độ từng đồng vị là 1000 Bq/kg. Kết quả từ chương trình CEMC cho thấy tốc độ do các quá trình bay hơi, khếch tán và phân rã phóng xạ liệt kê trong bảng 3. Trong đó, tốc độ phân rã được tính theo chu kỳ bán rã vật lý ($T_{1/2}$) của các đồng vị, tốc độ bay hơi và khếch tán các ĐVPX được tính bằng mô phỏng. Bảng 3 cho thấy, tốc độ suy giảm nhanh nhất là ở ^{131}I do $T_{1/2}$ củ nó ngắn và tốc độ bay hơi nhanh. Tốc độ giảm hoạt độ phóng xạ theo thứ tự $^{137}\text{Cs} < ^{90}\text{Sr} < ^{131}\text{I}$.

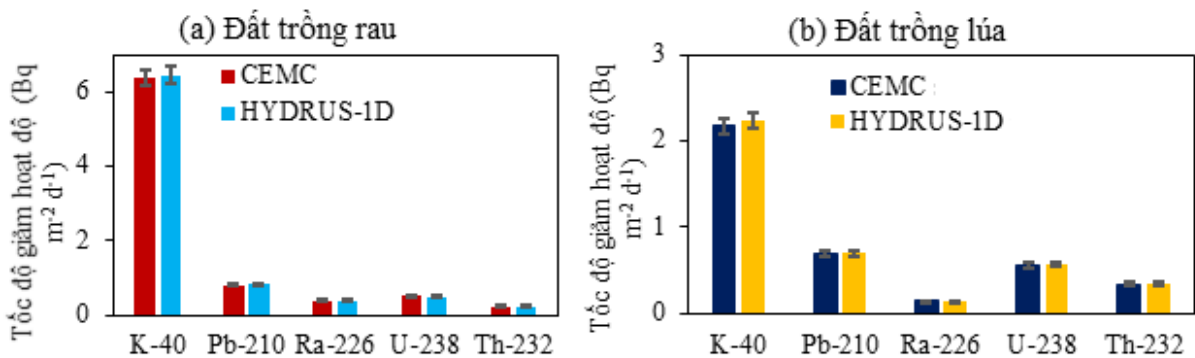
Thời gian suy giảm một nửa hoạt độ của các ĐVPX ^{137}Cs , ^{90}Sr , và ^{131}I trong đất mặt lần lượt là 20,7 năm, 15,8 năm, và 4,8 ngày. Đối với ^{137}Cs , Robison (2003) tìm ra thời gian suy giảm một nửa hoạt độ là từ 8 – 9,8 năm với giá trị trung bình 8,5 năm ở đảo Coral, Paller (2014) tìm ra giá trị này cho ^{137}Cs trong khoảng 14,2 – 19,9 năm với giá trị trung bình là 17 năm ở lưu vực sông Savannah [12,13]. Kết quả chúng tôi thu được cao hơn hai nghiên cứu này. Đối với ^{90}Sr , Froidevaux (2010) tìm thấy thời gian suy giảm một nửa hoạt độ là 13,5 năm ở Switzerland. Cũng ở Switzerland Corcho-Alvarado (2016) tìm thấy giá trị này cho ^{90}Sr là từ 10 – 14 năm [1,14]. Các giá trị này đối với ^{90}Sr khá phù hợp giữa các nghiên cứu trên và các kết quả của chúng tôi.

b. Sự tích tụ các đồng vị ^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{238}U , và ^{232}Th trong đất mặt khi có trồng trọt



Hình 4. Sự thay đổi hoạt độ các ĐVPX trong lớp đất mặt trong 25 năm

Với hoạt độ các ĐVPX tự nhiên chúng tôi đo được trong bảng 2, chúng tôi tính được tốc độ tích tụ của các ĐVPX này trong đất trồng rau muống và đất trồng lúa như trong bảng 4. Hình 2 cho thấy phóng xạ trong nước tưới đóng góp chủ yếu vào sự tăng hoạt độ các ĐVPX trong đất nông nghiệp. Điều này phù hợp với các nghiên cứu của Li (2008), Chen (2013) và Chen (2018) [15-17]. Trên thế giới có một số nghiên cứu về sự tích tụ các ĐVPX trong đất nông nghiệp do quá trình sử dụng phân bón. Schipper (2010) nghiên cứu sự tích tụ uranium trong đất đồng cỏ ở Zew Zealand do sử dụng phân bón phosphate [18]. Nghiên cứu này cho thấy việc sử dụng phân bón phosphate với liều lượng $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ năm}^{-1}$ làm tăng $0,042 \text{ mg U kg}^{-1}$ ($0,52 \text{ Bq }^{238}\text{U kg}^{-1} \text{ y}^{-1}$). Một nghiên cứu trước đó ở Zew Zealand của Taylor (2007) cho thấy sự tích tụ U trong đất nông nghiệp là ($0,015\text{--}0,047 \text{ mg kg}^{-1}$) ($0,19\text{--}0,58 \text{ Bq }^{238}\text{U kg}^{-1} \text{ y}^{-1}$) [19]. Trong khi nghiên cứu của chúng tôi ước lượng rằng giá trị này là $0,11 \text{ Bq }^{238}\text{U kg}^{-1} \text{ y}^{-1}$ đối với đất trồng rau và $0,069 \text{ Bq }^{238}\text{U kg}^{-1} \text{ y}^{-1}$ đối với đất trồng lúa. Peason (2019) đo được hoạt độ trung bình của ^{226}Ra trong phân bón là $1,6 \text{ kBq kg}^{-1}$ [20]. Nhóm nghiên cứu này ước lượng rằng việc sử dụng phân bón như hiện tại có thể làm tăng $80 \text{ kBq }^{226}\text{Ra ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$ ($0,022 \text{ Bq m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Giá trị này thấp hơn nghiên cứu của chúng tôi cho đất trồng rau muống ($0,099 \text{ Bq m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) và cao hơn đối với đất trồng lúa ($0,014 \text{ Bq m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).



Hình 5. So sánh kết quả tốc độ giảm hoạt độ các ĐVPX trong đất mặt với chương trình HYDRUS-1D

Để xét ảnh hưởng của các yếu tố làm giảm hoạt độ các ĐVPX tự nhiên trong đất chúng tôi thực hiện thêm một số tính toán: Sự suy giảm hoạt độ do phân rã phóng xạ được tính dựa trên $T_{1/2}$ của các ĐVPX; Sự suy giảm hoạt độ do cây hấp thu được tính dựa trên hoạt độ các ĐVPX trong cây trồng và năng suất trên một diện tích khảo sát; Sự suy giảm hoạt độ do các ĐVPX di chuyển xuống lớp đất bên dưới được tính dựa vào các chương trình mô phỏng. Kết quả tổng lượng suy giảm do các yếu tố kể trên được trình bày trong bảng 4. Trong hình 3 có thể nhận thấy hai yếu tố khuếch tán và cây hấp thu là có đóng góp lớn nhất lên sự suy giảm hoạt độ các ĐVPX trong lớp đất mặt. Để tính tốc độ các ĐVPX khuếch tán xuống các lớp đất sâu, chúng tôi sử dụng hai chương trình CEMC và HYDRUS-1D để tính toán. Kết quả dự đoán là rất gần với nhau (Hình 5).

Hình 4 cho thấy sự thay đổi hoạt độ của các ĐVPX trong lớp đất mặt trong nhiều năm. Để đơn giản chúng tôi giả sử rằng đất được trồng với rau muống và lúa nước liên tục trong nhiều năm. Đối với đất trồng lúa, hoạt độ các ĐVPX tăng theo thời gian trừ ^{238}U . Hoạt độ của ^{226}Ra và ^{232}Th thì tăng rất ít. Lượng tăng/giảm sau 25 năm đối với ^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{238}U , và ^{232}Th trong đất trồng lúa lần lượt là $+1004$; $+3$; $+3$; $-5,1$; và $+2,2 \text{ Bq kg}^{-1}$. Đối với đất trồng rau, hoạt độ các ĐVPX giảm theo thời gian trừ ^{40}K . Hoạt độ của ^{232}Th thì tăng rất ít. Lượng tăng/giảm sau 25 năm đối với ^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{238}U , và ^{232}Th trong đất trồng rau lần lượt là $+165$; $-8,2$; $-4,3$; $-70,3$; và $-1,8 \text{ Bq kg}^{-1}$. Đồ thị hình 4 cũng cho thấy sự tích tụ các ĐVPX trong đất trồng lúa cao hơn trong đất trồng rau. Nguyên nhân là do lượng nước sử dụng cho lúa là cao hơn. Sự suy giảm của một số ĐVPX trong đất là do các yếu tố như bay hơi, khuếch tán, phân rã phóng xạ, và cây hấp thụ. Về khảo sát sự tích tụ phóng xạ theo thời gian trong đất nông nghiệp, Taylor (2007) đã ước lượng sự tích tụ ^{226}Ra $0,2 - 0,6 \text{ Bq kg}^{-1} \text{ năm}^{-1}$ ($52\text{--}156 \text{ Bq m}^{-2} \text{ năm}^{-1}$) [19]. Nghiên cứu này được thực hiện trong 7 năm từ năm 1992. Một nghiên cứu khác của McDowell (2012) cho thấy không có sự khác biệt đáng kể hoạt độ ^{238}U trong đất mặt [21].

III. KẾT LUẬN

Lượng thất thoát các ĐVPX trong lớp đất mặt (0-20cm) được dự đoán bằng chương trình CEMC. Sự đối chiếu kết quả đạt được với chương trình HYDRUS-1D cho thấy sự phù hợp. Tuy nhiên, cần có thêm những nghiên cứu về thực nghiệm để kiểm chứng. Với kịch bản giả định, chúng tôi tính được thời gian bán rã một nửa của ^{137}Cs , ^{90}Sr , và ^{131}I trong đất bề mặt. Các giá trị này có ý nghĩa quan trọng trong việc ước lượng thời gian tồn tại của các ĐVPX này trong đất mặt, làm cơ sở cho những dự đoán về an toàn trong nông nghiệp và cư trú của người dân. Đối với sự tích tụ của các ĐVPX tự nhiên (^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{238}U , và ^{232}Th) trong đất mặt dùng cho mục đích nông nghiệp, nghiên cứu cũng chỉ ra sự thay đổi hoạt độ của chúng trong đất bề mặt. Sự tăng hoặc giảm phụ thuộc vào nhiều yếu tố. Trong đó, phóng xạ trong nước tưới là yếu tố quan trọng nhất làm tăng hoạt độ các ĐVPX trong đất, và quá trình thực vật hấp thu hay khuếch tán xuống lớp đất sâu là hay yếu tố quan trọng làm giảm hoạt độ các ĐVPX trong đất bề mặt. Nghiên cứu cho thấy việc sử dụng các chương trình mô phỏng có hiệu quả trong việc tính toán tốc độ khuếch tán các chất phóng xạ trong đất (chỉ áp dụng cho lớp đất mặt), và có thể áp dụng đánh giá cho nhiều mô hình trồng trọt khác nhau.

Lời cảm ơn

Công trình được tài trợ bởi Quỹ Phát triển khoa học và công nghệ Quốc gia (NAFOSTED) với đề tài Mã số 103.04-2019.10.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

[1] Corcho-Alvarado JA, Balsiger B, Sahli H, Astner M, Byrde F, Rollin S, Holzer R, Mosimann N, Wüthrich S, Jakob A, Burger M, “Long-term behavior of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the environment: case studies in Switzerland”, *Journal of Environmental Radioactivity*, 160, 54–63, 2016.

[2] Paller MH, Jannik GT, Baker RA, “Effective half-life of caesium-137 in various environmental media at the Savannah River site”, *Journal of Environmental Radioactivity*, 131, 81–88, 2014.

[3] Robison WL, Conrado CL, Bogen KT, Stoker AC, “The effective and environmental half-life of ^{137}Cs at Coral Islands at the former US nuclear test site”, *Journal of Environmental Radioactivity*, 69, 207–223, 2003.

[4] UNSCEAR, “ANNEX B: Exposures from Natural Radiation Sources”, *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation*, New York, 2008.

[5] Nguyen VT, Vu NB, Huynh NPT, Le CH, Truong THL, “Gross alpha, gross beta and activity concentration of ^{226}Ra in some fertilizers commonly used in the south of Vietnam and health risk due to radionuclides transferred from fertilizers to food crops”, *Journal Radioanalytical Nuclear Chemistry*, 317, 463–471, 2018.

[6] Nguyen VT, Huynh NPT, Le CH, “Levels of ^{226}Ra in groundwater samples collected in Phu Yen province, Vietnam associated with health risks to local population and impacts on the maize (*Zea mays L.*) soil”, *Environmental Science Pollution Research* 27, 31812–31826, 2020.

[7] Truong THL, Vu NB, Nguyen QD, Nguyen NA, Mai TM, Truong HNT, Huynh TYH, Nguyen VT, Truong MH, “Estimation of soil characteristics based on the depth distributions of ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{40}K activity concentrations using laboratory HPGe gamma spectrometry”, *Journal Radioanalytical Nuclear Chemistry*, 318, 1931–1938, 2018.

[8] Truong THL, Vu NB, Nguyen VTB, Truong HNT, Huynh TYH, Ngo QH, “Natural radioactivity and radiological health hazard assessment of chemical fertilizers in Viet Nam”, *Journal Radioanalytical Nuclear Chemistry*, 316, 111–117, 2018.

[9] Nguyen VT, Vu NB, Huynh NPT, Le CH, “‘Time to crop’ for ^{137}Cs in the surface soil and its long-term effects to population based on model assessment” *Geoderma* 341, 100–110, 2019.

[10] Nguyen VT, Phan TNH, Vi XS, Tran HT, Huynh NPT, Le CH, “Modelling the mitigation speeds of ^{137}Cs , ^{90}Sr and ^{131}I in the topsoils and assessment of the radiological hazards”, *Ecotoxicology Environmental Safety* 169, 216–224, 2019.

[11] IAEA, “Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, Technical reports series No.472”. *International Atomic Energy Agency (IAEA)*, Vienna, 2010.

- [12] Robison WL, Conrado CL, Bogen KT, Stoker AC, “The effective and environmental half-life of ^{137}Cs at Coral Islands at the former US nuclear test site”, *Journal of Environmental Radioactivity*, 69, 207—223, 2003.
- [13] Paller MH, Jannik GT, Baker RA, “Effective half-life of caesium-137 in various environmental media at the Savannah River site”, *Journal of Environmental Radioactivity*, 131, 81—88, 2014.
- [14] Froidevaux P, Bochud F, Haldimann M, “Retention half times in the skeleton of plutonium and ^{90}Sr from above-ground nuclear tests: a retrospective study of the Swiss population”, *Chemosphere*, 80, 519—524, 2010.
- [15] Li Y, Li J, Gao L, Tian Y, “Irrigation has more influence than fertilization on leaching water quality and the potential environmental risk in excessively fertilized vegetable soils” *PLoS One*, 13(9), e0204570, 2018.
- [16] Chen W, Lu S, Peng C, Jiao W, Wang M, “Accumulation of Cd in agricultural soil under long-term reclaimed water irrigation” *Environmental Pollution*, 178, 294—299, 2013.
- [17] Chen Y, Zhang J, Xu X, Qu H, Hou M, Zhou K, Jiao X, Sui Y, “Effects of different irrigation and fertilization practices on nitrogen leaching in facility vegetable production in northeastern China”, *Agricultural Water Management*, 210, 165—170, 2018.
- [18] Schipper LA, Sparling GP, Fisk LM, Dodd MB, Power IL, Littler RA, “Rates of accumulation of cadmium and uranium in a New Zealand hill farm soil as a result of long-term use of phosphate fertilizer”, *Agricultural Water Management*, 144, 95—101, 2011.
- [19] Taylor MD, “Accumulation of uranium in soils from impurities in phosphate fertilizers”, *Landbauforschung Volkenrode*, 2, 133—139, 2007.
- [20] Pearson AJ, Gaw S, Hermanspahn N, Glover CN, Anderson CWN, “Radium in New Zealand agricultural soils: phosphate fertiliser inputs, soil activity concentrations and fractionation profiles”, *Journal of Environmental Radioactivity*, 205—206, 119—126, 2019.
- [21] McDowell MW, “The rate of accumulation of cadmium and uranium in a long-term grazed pasture: implications for soil quality. New Zeal” *Journal of Agricultural Research*, 55, 133—146, 2012.

.LONG-TERM CHANGES OF ACTIVITY CONCENTRATIONS OF RADIONUCLIDES IN TOPSOILS BASED ON MODEL ASSESSMENTS: SOME PRELIMINARY RESULTS

NGUYEN VAN THANG, HUYNH NGUYEN PHONG THU, LE CONG HAO
Nuclear Technique Laboratory, University of Science, VNU-HCM, 227 Nguyen Van Cu street, Ward 4, District 5, Ho Chi Minh City
Email: nvthang@hcmus.edu.vn; hnpthu@hcmus.edu.vn; lchao@hcmus.edu.vn

Abstract: In this work, we studied the long-term changes of activity concentrations of natural radionuclides (^{40}K , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{232}Th , and ^{238}U) and artificial radionuclides (^{137}Cs , ^{90}Sr , and ^{131}I) in topsoils with plant cultivations and without plant cultivations. Two models were used to assess the decreasing rates of radionuclides from the topsoils. For artificial radionuclides, we predicted the half-time values of ^{137}Cs , ^{90}Sr , and ^{131}I in the topsoil layer (0-20 cm) without plant cultivations. For natural radionuclides, we predicted the increasing/decreasing rates of radionuclides in the topsoils (0-20 cm) of the rice soil and other crop soils. The results showed that fertilization and irrigation were two potential processes that increased the activity concentrations of natural radionuclides in the agricultural soils. Besides that, plant uptake and water leaching were two potential processes that decreased the activity concentrations of natural radionuclides in the topsoils under agricultural practices.

Keywords: *NORM; HYDRUS-1D model; CEMC model*