



DOI: <https://doi.org/10.52714/dthu.14.04S.2025.1605>

ẢNH HƯỞNG CỦA HÀM LƯỢNG CHÌ (Pb) TRONG ĐẤT ĐẾN SỰ SINH TRƯỞNG VÀ TÍCH LŨY CHÌ CỦA CÂY RAU MUỐNG (*Ipomoea aquatica*)

Ngô Kim Liên^{1*}, Hà Nguyễn Trãi², Nguyễn Xuân Dư³, Lê Minh Sang¹,
Nguyễn Thị Diễm Trân¹, Ngô Nguyễn Trí Trung¹, Đinh Mộng Thùy Dương¹,
Lê Thị Thúy Quyền¹ và Lê Nguyễn Bảo Ngân¹

¹Khoa Khoa học Tự nhiên, Trường Đại học Cần Thơ, Việt Nam

²Trung tâm Chất lượng, Chế biến và Phát triển Thị trường Vùng 6, Việt Nam

³Trung tâm Quan trắc Môi trường Miền Nam, Việt Nam

*Tác giả liên hệ, Email: nklien@ctu.edu.vn

Lịch sử bài báo

Ngày nhận: 07/5/2025; Ngày nhận chỉnh sửa: 08/8/2025; Ngày duyệt đăng: 13/8/2025

Tóm tắt

Nghiên cứu này nhằm đánh giá ảnh hưởng của hàm lượng chì (Pb) trong đất đến sự sinh trưởng của cây rau muống (*Ipomoea aquatica*) và khả năng hấp thu Pb từ đất lên cây. Cây rau muống được trồng trong các chậu đất thí nghiệm trong 40 ngày, bao gồm một nghiệm thức đối chứng và sáu nghiệm thức đất ô nhiễm Pb (85,6 – 1053,3 mg/kg). Sau 40 ngày, trọng lượng rễ tươi, trọng lượng thân lá tươi, hàm lượng chlorophyll a và chlorophyll b trong lá, và hàm lượng Pb trong thân lá đã được xác định. Kết quả cho thấy khi cây được trồng trên đất ô nhiễm < 328,4 mg Pb/kg, cây vẫn sinh trưởng và phát triển bình thường, trọng lượng rễ và thân lá tươi, hàm lượng chlorophyll a và chlorophyll b trong lá đều không khác biệt thống kê so với mẫu đối chứng. Khi cây trồng trên đất ô nhiễm $\geq 520,4$ mg Pb/kg, trọng lượng rễ tươi, trọng lượng thân lá tươi, hàm lượng chlorophyll a và chlorophyll b trong lá đã giảm đáng kể so với mẫu đối chứng. Về tích lũy sinh học, khi cây được trồng trên đất ô nhiễm Pb càng cao thì hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá càng lớn. Hàm lượng Pb trong thân lá tươi được trồng ở đất nhiễm Pb từ 148,3 – 1053,3 mg/kg đã vượt 2 – 65 lần giới hạn lượng Pb cho phép trong rau tươi của Bộ Y tế. Do đó, đất trồng cây rau muống cần phải được kiểm soát về hàm lượng Pb để đảm bảo an toàn thực phẩm và sức khỏe con người.

Từ khóa: Chì (Pb), Rau muống (*Ipomoea aquatica*), Sinh trưởng, Tích lũy sinh học.

Trích dẫn: Ngô, K. L., Hà, N. T., Nguyễn, X. D., Lê, M. S., Nguyễn, T. D. T., Ngô, N. T. T., Đinh, M. T. D., Lê, T. T. Q., & Lê, N. B. N. (2025). Ảnh hưởng của hàm lượng chì (Pb) trong đất đến sự sinh trưởng và tích lũy chì của cây rau muống (*Ipomoea aquatica*). *Tạp chí Khoa học Đại học Đồng Tháp*, 14(04S), 375-389. <https://doi.org/10.52714/dthu.14.04S.2025.1605>
Copyright © 2025 The author(s). This work is licensed under a CC BY-NC 4.0 License.

EFFECT OF LEAD (Pb) IN SOILS ON THE GROWTH AND LEAD ACCUMULATION OF WATER SPINACH (*Ipomoea aquatica*)

**Ngo Kim Lien^{1*}, Ha Nguyen Trai², Nguyen Xuan Du³, Le Minh Sang¹,
Nguyen Thi Diem Tran¹, Ngo Nguyen Tri Trung¹, Dinh Mong Thuy Duong¹,
Le Thi Thuy Quyen¹, and Le Nguyen Bao Ngan¹**

¹*College of Natural Sciences, Can Tho University, Vietnam*

²*National Authority for Agro-Forestry-Fishery Quality, Processing
and Market Development Center 6, Vietnam*

³*South Center for Environmental Monitoring, Vietnam*

**Corresponding author, Email: nklien@ctu.edu.vn*

Article history

Received: 07/5/2025; Received in revised form: 08/8/2025; Accepted: 13/8/2025

Abstract

*This research aimed to assess the effect of lead (Pb) concentration in soils on the growth and development of water spinach (*Ipomoea aquatica*) and Pb accumulation in the plant. Water spinach was cultivated in soil pots for 40 days, including one control treatment with uncontaminated soil and six treatments with Pb-contaminated soils (85.6 - 1053.3 mg/kg). After 40 days, fresh root and shoot weights were measured. Also, the content of chlorophyll a and chlorophyll b in leaves, and Pb concentration in shoots were determined. The results showed that when water spinach was cultivated in soils with Pb levels of up to 328.4 mg Pb/kg, the fresh root and shoot weights, the contents of chlorophyll a and chlorophyll b in leaves were statistically similar to those observed in the control treatment. However, in soils with Pb concentrations of ≥ 520.4 mg Pb/kg, the fresh root and shoot weights and the contents of chlorophyll a and chlorophyll b significantly decreased compared to the control treatment. For Pb uptake by the plant, the bioaccumulation of Pb in water spinach shoots increased with increasing Pb concentrations in the soils. The Pb concentration in the edible parts of water spinach harvested from soils contaminated with 148.3 - 1053.3 mg Pb/kg exceeded 2 - 65-fold the maximum permissible level for Pb in fresh vegetables as regulated by the Ministry of Health. Therefore, the Pb levels in soils cultivating water spinach must be controlled to ensure food safety and protect human health.*

Keywords: *Lead (Pb), Water spinach (*Ipomoea aquatica*), Growth, Bioaccumulation.*

1. Giới thiệu

Ở Việt Nam, sự ô nhiễm kim loại đã xuất hiện mang tính chất cục bộ trên những diện tích nhất định do tác động của các chất thải độc hại. Các chất thải này có nguồn gốc từ các hoạt động công nghiệp cũng như nông nghiệp (Lê & Thái, 2015). Sự ô nhiễm Pb đã gây ra những ảnh hưởng xấu tới sức khỏe của người dân làng nghề. Kết quả điều tra cho thấy 100% công nhân tham gia nấu Pb và 63,5% trẻ em địa phương bị nhiễm độc Pb. Bên cạnh đó, người dân địa phương còn bị mắc các loại bệnh ngoài da, bệnh về mắt,... Nhiễm Pb có thể dẫn đến vô sinh, sảy thai, mắc phải các rối loạn về thần kinh, thiếu máu, đau đầu, sưng khớp, chóng mặt. Ở trẻ em, chỉ số IQ sẽ không cao, đôi khi có những biểu hiện rối loạn hành vi (Phan & cs., 2016).

Một khi Pb xâm nhập vào môi trường không khí, đất, nước, thực phẩm, chúng có thể xâm nhập vào cơ thể con người chủ yếu thông qua đường tiêu hóa và hô hấp, dẫn đến sự nhiễm độc. Độc tố này gây ảnh hưởng trực tiếp đến các chu trình sinh học trong tự nhiên ở nồng độ nhất định, đi vào cây trồng qua bộ phận rễ, thân và lá, rồi xâm nhập vào động vật và con người, quá trình này gọi là chu trình tích lũy sinh học (Lê & Thái, 2015). Nghiên cứu đánh giá rủi ro sức khỏe con người do kim loại trong đất và cây trồng gần vùng mỏ ở Iran cho thấy hàm lượng Pb trong bộ phận ăn được của cây ớt, dưa leo, củ cải, và cải xoong lần lượt là 50, 40 – 60, 90 – 210, 100 – 170 $\mu\text{g/kg}$, vượt hàm lượng Pb tối đa cho phép trong rau cải (Forghani Tehrani & cs., 2025). Nghiên cứu ảnh hưởng của hàm lượng Pb đến sức khỏe cộng đồng ở Tanzania cho thấy hàm lượng Pb trong mẫu bắp cải và rau bina lần lượt là 0,621 và 0,412 mg/kg , vượt giới hạn Pb cho phép của WHO (Magesa & cs., 2025). Do đó, việc nghiên cứu ảnh hưởng của Pb trong đất đến thực vật trồng trên đất ô nhiễm Pb; từ đó đề ra biện pháp xử lý đất ô nhiễm Pb, giảm tác động của nó tới cơ thể con người là vô cùng cần thiết.

Rau muống (*Ipomoea aquatica*) là cây ăn lá quen thuộc, có nhiều công dụng, có giá trị dinh dưỡng và kinh tế cao, được trồng phổ biến ở các nước Nam Á và Đông Nam Á. Ngày nay, rau muống trở thành thực phẩm rau xanh chính yếu và được nhiều người tiêu dùng ưa chuộng. Tuy nhiên, rau muống ở nhiều nơi ở Việt Nam được trồng gần các kênh rạch – nơi tiếp nhận nước thải từ các khu công nghiệp, các cơ sở sản xuất dọc theo lưu vực kênh. Đất lắng kênh rạch chứa nhiều thành phần nguy hại và có nguy cơ ô nhiễm kim loại cao. Ngoài ra, nông dân thâm canh rau muống với một cường độ cao nên lạm dụng sử dụng phân bón và hóa chất bảo vệ thực vật đã và đang làm tăng nguy cơ ô nhiễm môi trường đất canh tác, đặc biệt là nguy cơ tồn dư kim loại trong đất, ảnh hưởng trực tiếp đến chất lượng cây rau muống (Lê & Thái, 2015; Marcussen & cs., 2008).

Các nghiên cứu trong và ngoài nước cũng đã cho thấy cây rau muống có khả năng tích lũy hàm lượng lớn kim loại nặng khi trồng trong nước ô nhiễm kim loại. Ngoài ra, rau muống cũng có khả năng hấp thu lượng lớn N và P trong nước thải (Zhang & cs., 2014). Độc tính của Pb và khả năng tích lũy Pb từ đất ô nhiễm lên cây rau muống vẫn chưa được nghiên cứu. Do đó, cây rau muống được chọn là đối tượng quan trọng để thực hiện nghiên cứu về tích lũy sinh học.

Xuất phát từ cơ sở khoa học và nhu cầu thực tế, nghiên cứu này được thực hiện với mục tiêu xác định độc tính của Pb trong đất đến sự sinh trưởng và tích lũy Pb từ đất ô nhiễm lên cây rau muống nhằm đánh giá đúng mức độc tố Pb và khả năng tích lũy Pb lên cây rau muống. Từ đó, dự báo ảnh hưởng của Pb đến sức khỏe cộng đồng qua chu trình thực phẩm. Kết quả của nghiên cứu này sẽ làm nền tảng cho các nghiên cứu phương pháp xử lý đất ô nhiễm Pb ở giai đoạn tiếp theo.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Phương pháp chuẩn bị mẫu đất thí nghiệm

Đất được dùng trong thí nghiệm là loại đất nông nghiệp được lấy từ vườn quả tại xã Nhơn Nghĩa, huyện Phong Điền, thành phố Cần Thơ. Đất được lấy ở tầng đất mặt 0-20 cm, loại bỏ xác thực vật, phơi khô, nghiền và sàng qua rây có kích cỡ 2 mm.

Chuẩn bị đất ô nhiễm Pb:

Thí nghiệm được bố trí với một mẫu đối chứng (ĐC) và sáu nghiệm thức đất ô nhiễm Pb. Nghiệm thức đối chứng (ĐC): đất lấy từ vườn quả, nghiền mịn, không bổ sung Pb. Nghiệm thức 1 (NT1), 2 (NT2), 3 (NT3), 4 (NT4), 5 (NT5), 6 (NT6): đất lấy từ vườn quả, nghiền mịn, bổ sung vào đất với hàm lượng Pb^{2+} tăng dần.

Hàm lượng Pb^{2+} thêm vào bằng cách hòa tan $Pb(NO_3)_2$ vào nước cất với hàm lượng khác nhau. Sau đó phun dung dịch Pb^{2+} tương ứng với từng nghiệm thức rồi trộn đều (lượng nước khi trộn vào đất phải vừa phải để đất có độ ẩm thích hợp). Đất sau khi được trộn với Pb, ủ trong vòng 3 tháng trước khi tiến hành thí nghiệm thử nghiệm sinh học. Sau 3 tháng, một phần nhỏ đất được phơi khô trong không khí, nghiền, sàng qua rây 2 mm, bảo quản trong bọc polyethylene để phân tích các chỉ tiêu lý hóa và hàm lượng Pb trong đất.

2.2. Thiết kế và thực hiện thử nghiệm sinh học với cây rau muống

Thí nghiệm được bố trí hoàn toàn ngẫu nhiên trong nhà kính với 03 lần lặp lại cho mỗi nghiệm thức. Đất sau khi được ủ 03 tháng được trộn với chất dinh dưỡng theo tỷ lệ 0,15 g N, 0,1 g P, và 0,04 g K cho 01 kg đất và được ủ trong 01 tuần. Sau đó đất thí nghiệm được đổ vào các chậu (02 kg đất/chậu) để gieo hạt rau muống, chọn các hạt mới, chắc, không bị hư hỏng, ẩm mốc. Sau 01 tuần, tiến hành tỉa lại cây, mỗi chậu còn 08 cây khỏe nhất.

Chế độ ánh sáng và nhiệt độ trong điều kiện tự nhiên; lượng nước tưới vừa đủ để giữ cho độ ẩm đất khoảng 70%; chất dinh dưỡng (N, P, K) cung cấp cho cây với tỉ lệ nhất định, đồng đều cho các chậu thí nghiệm để cây phát triển tốt và đạt được sản lượng tối ưu. Các lô thí nghiệm với nồng độ chất ô nhiễm khác nhau được tiến hành đồng thời. Thí nghiệm thử nghiệm sinh học được tiến hành trong 40 ngày. Sau 40 ngày từ lúc nảy mầm, mẫu rau được thu hoạch, rửa sạch, tách riêng các bộ phận của cây (rễ, thân và lá). Tiến hành xác định các chỉ tiêu sinh học của cây và hàm lượng Pb trong thân và lá của cây rau muống.

2.3. Phương pháp phân tích

2.3.1. Phân tích tính chất lý – hóa của đất

pH của đất được xác định bằng cách chiết mẫu đất với nước theo tỷ lệ (1:5) (g đất/ mL nước cất), sau đó ly tâm lấy dịch trong và đo với máy đo pH đã được hiệu chuẩn. Thành phần cơ giới đất được xác định bằng phương pháp ống hút Robinson, theo tiêu chuẩn Việt Nam TCVN 8567:2010. Chất hữu cơ (OM) trong đất được xác định bằng cách oxi hóa trong môi trường sunfocromic, theo tiêu chuẩn Việt Nam TCVN 6644:2000. Đạm tổng số (N) trong đất được xác định bằng phương pháp Kjeldahl, theo tiêu chuẩn Việt Nam TCVN 6498:1999. Lân tổng số (P) trong đất được xác định bằng phương pháp so màu xanh molipden, theo tiêu chuẩn Việt Nam TCVN 8940:2011. Chì (lead) tổng số (Pb), sắt (iron) tổng số (Fe) và kali (potassium) tổng số (K) trong đất được xác định bằng cách vô cơ hóa mẫu đất bằng hỗn hợp $HNO_3 : HCl : HClO_4$ (1:3:1, v/v), sau đó hàm lượng Pb, Fe, và K trong dung dịch vô cơ hóa được phân tích bằng AAS (Shimadzu AA-7000, Nhật Bản) (Azeem & cs., 2021).

2.3.2. Phân tích chỉ tiêu sinh học của cây rau

Sau 40 ngày kể từ lúc nảy mầm, mẫu rau muống được thu hoạch, rửa sạch, tách riêng các bộ phận của cây (rễ, thân lá). Trọng lượng tươi của rễ (WW, g), trọng lượng tươi của thân lá (WW, g) được xác định bằng cân phân tích KERN ABS 120-4N. Hàm lượng chlorophyll a và chlorophyll b trong lá được xác định bằng cách chiết mẫu với dung dịch acetone 80%, độ hấp thụ của dịch chiết được đo ở bước sóng 663 nm và 645 nm sử dụng máy UV-Vis (Jasco V-730, Nhật Bản) (Irshad & cs., 2024; Pandey & cs., 2024). Hàm lượng chlorophyll a và chlorophyll b trong lá được tính theo công thức sau:

$$\text{Cholorophyll a (mg/g)} = \frac{[12,7(A_{663}) - 2,69(A_{645})] * V}{1000 * W}$$

$$\text{Cholorophyll b (mg/g)} = \frac{[22,9(A_{645}) - 4,68(A_{663})] * V}{1000 * W}$$

Trong đó, A_{663} và A_{645} lần lượt là độ hấp thụ ở các bước sóng 663 nm và 645 nm; V là thể tích dịch chiết (mL); W là khối lượng của mẫu lá tươi (g).

2.3.3. Phân tích kim loại Pb trong cây rau

Mẫu rau sau khi được sấy khô ở 70 °C trong 48 giờ, nghiền mịn, tiến hành vô cơ hóa bằng hỗn hợp HNO_3 : HClO_4 (3:1, v/v). Hàm lượng Pb trong dung dịch vô cơ hóa mẫu được phân tích bằng ICP-OES (PerkinElmer Optima 7300 DV, Mỹ) (Azeem & cs., 2021).

2.3.4. Kiểm soát và đảm bảo chất lượng trong phân tích

Để kiểm soát và đảm bảo chất lượng trong phân tích, tất cả dụng cụ đều được rửa sạch, ngâm trong dung dịch HNO_3 10% (v/v) trong 24 giờ, rồi rửa lại bằng nước cất. Mẫu trắng, mẫu lặp, mẫu chuẩn thẩm tra, và mẫu thêm chuẩn luôn được sử dụng trong mỗi mẻ phân tích. Hiệu suất thu hồi Pb trong quá trình phân tích đạt $\geq 90\%$.

2.3.5. Phương pháp xử lý số liệu

Số liệu của các lần lặp lại của từng chỉ tiêu theo dõi được tổng hợp và tính toán giá trị trung bình, độ lệch chuẩn bằng phần mềm SPSS 22. Tất cả các kết quả được trình bày dưới dạng giá trị trung bình $\pm$ độ lệch chuẩn. Sử dụng phần mềm SPSS 22 để phân tích thống kê, dùng phương pháp phân tích phương sai một yếu tố (ANOVA), kiểm định Tukey, mức ý nghĩa 5%.

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Các đặc tính lý - hóa của đất thí nghiệm

Để đánh giá chất lượng đất thí nghiệm, một số chỉ tiêu lý hóa cơ bản của đất đã được phân tích. Kết quả cho thấy pH của mẫu đất thí nghiệm là $5,3 \pm 0,1$. Nhìn chung, mẫu đất có tính acid nhẹ (chua nhẹ). Thông thường các loại đất có ý nghĩa trong sản xuất nông nghiệp có giá trị pH trong khoảng 5,0 đến 9,0 (Lê & cs., 2000). Từ đó, có thể thấy được pH của mẫu đất thí nghiệm vẫn nằm trong khoảng phù hợp để trồng trọt. Tỷ lệ phần trăm cấp hạt của mẫu đất nghiên cứu là 37,15% sét, 39,07% thịt và 23,24% cát. Dựa vào tam giác kết cấu đất của Tổ chức Nông lương Thế giới, mẫu đất thí nghiệm thuộc loại đất thịt pha sét. Loại đất này có khả năng giữ được nước nên phù hợp để trồng những cây ưa nước như rau muống. Hàm lượng chất hữu cơ có trong mẫu đất nghiên cứu là 10,67%. Hàm lượng chất hữu cơ trung bình trong đất là từ 2,2 – 4,3% (Trần, 2006). Vậy có thể nói rằng mẫu đất nghiên cứu rất giàu chất hữu cơ. Hàm lượng N có trong mẫu đất phân tích là 0,24%. Dựa vào TCVN 7373:2004, có thể biết được rằng với %N trên thì mẫu đất thí nghiệm có hàm lượng N trung bình. Phosphorus (P) là nguyên tố đa lượng quan trọng thứ hai đối với đời sống sinh vật sau N. Mẫu đất thí nghiệm có hàm lượng P là $0,27 \pm 0,04\%$. Hàm lượng P trung bình trong đất nông nghiệp là 0,03% đến 0,2% (Lê & cs., 2000). Từ đó, có thể thấy được mẫu đất nghiên cứu giàu P. Hàm lượng K trong mẫu đất nghiên cứu là $1,31 \pm 0,08\%$. Theo TCVN 7375:2004, mẫu đất nghiên cứu giàu K. Hàm lượng Fe tổng của mẫu đất nghiên cứu là $4,05 \pm 0,12\%$. Theo Lê & cs., (2000), hàm lượng Fe trung bình trong đất khoảng 3,8%. Nhìn chung, mẫu đất nghiên cứu giàu Fe. Với hàm lượng Fe thích hợp sẽ thúc đẩy quá trình vận chuyển các sản phẩm đồng hóa từ lá xuống cơ quan dự trữ, tạo điều kiện thuận lợi cho quá trình quang hợp (Trần, 2006).

Đất thí nghiệm ở các nghiệm thức được chuẩn bị bằng cách gây ô nhiễm Pb với nồng độ từ thấp đến cao. Kết quả phân tích hàm lượng Pb thực tế trong các mẫu đất thí nghiệm được

trình bày trong Bảng 1.

**Bảng 1. Hàm lượng Pb trong mẫu đất thí nghiệm
(giá trị trung bình $\pm$ độ lệch chuẩn, $n = 3$)**

Nghiệm thức	Hàm lượng chì (Pb) tổng số (mg/kg)
ĐC	$26,0 \pm 0,7$
NT1	$85,6 \pm 0,4$
NT2	$148,3 \pm 1,9$
NT3	$328,4 \pm 3,5$
NT4	$520,4 \pm 13,1$
NT5	$805,9 \pm 11,8$
NT6	$1053,3 \pm 16,9$

Kết quả cho thấy mẫu đất nền dùng để làm thí nghiệm có hàm lượng Pb tổng là $26,0 \pm 0,7$ (mg/kg). Theo QCVN 03-MT:2015/BTNMT, giới hạn cho phép hàm lượng Pb trong đất nông nghiệp là 70 (mg/kg). Như vậy, có thể kết luận rằng mẫu đất dùng để đối chứng là đất không ô nhiễm, phù hợp để trồng nhiều loại cây nông nghiệp phục vụ cho đời sống. Dãy đất ô nhiễm làm thí nghiệm có khoảng nồng độ Pb rộng ($85,6 - 1053,3$ mg Pb/kg) và nằm trong khoảng nồng độ Pb thường được tìm thấy trong các loại đất ô nhiễm Pb ở Việt Nam và trên thế giới (Fang & cs., 2014; Pham & cs., 2016; Zulfiqar & cs., 2019). Do đó, các mẫu đất này phù hợp để khảo sát ảnh hưởng của Pb đến sự sinh trưởng và phát triển của cây rau muống và sự tích lũy Pb lên cây rau muống.

3.2. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong đất đến khả năng sinh trưởng của cây rau muống

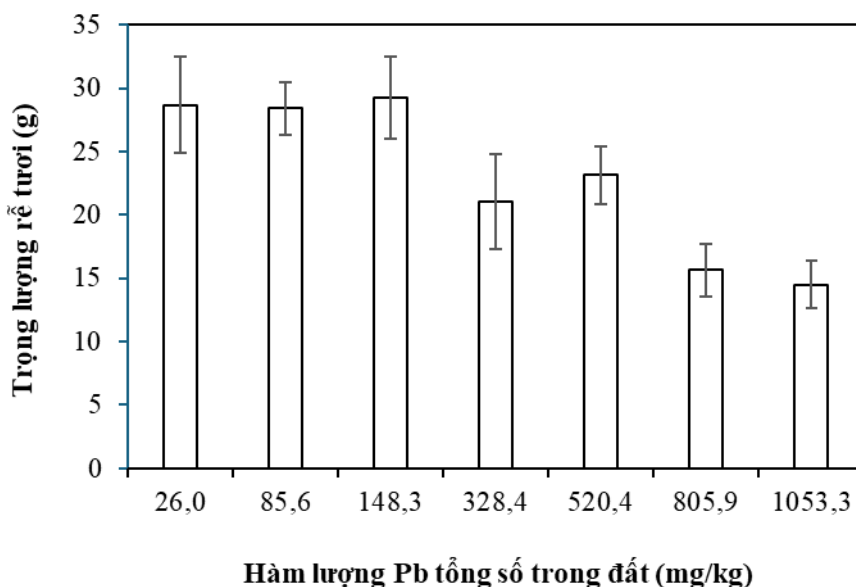
Rau muống sau khi được gieo hạt và thu hoạch sau 40 ngày (Hình 1). Để khảo sát ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong đất lên sự sinh trưởng của cây rau muống ta tiến hành đánh giá các chỉ tiêu sinh học cơ bản của cây như sau: trọng lượng rễ tươi, trọng lượng thân lá tươi, hàm lượng chlorophyll a và chlorophyll b của lá.



Hình 1. Rau muống được trồng trên đất ô nhiễm Pb ở các nghiệm thức sau 40 ngày

3.2.1. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong đất đến trọng lượng rễ tươi của cây rau muống

Rễ cây là một cơ quan sinh dưỡng của thực vật, thực hiện các chức năng chính như bám cây vào lòng đất, hút nước và khoáng, hô hấp để cây sinh trưởng và phát triển. Rễ cây là một tiêu chí quan trọng để đánh giá tốc độ và khả năng sinh trưởng của cây trồng. Kết quả khảo sát mức độ ảnh hưởng của Pb đến trọng lượng rễ tươi của cây rau muống được trình bày trong Hình 2.



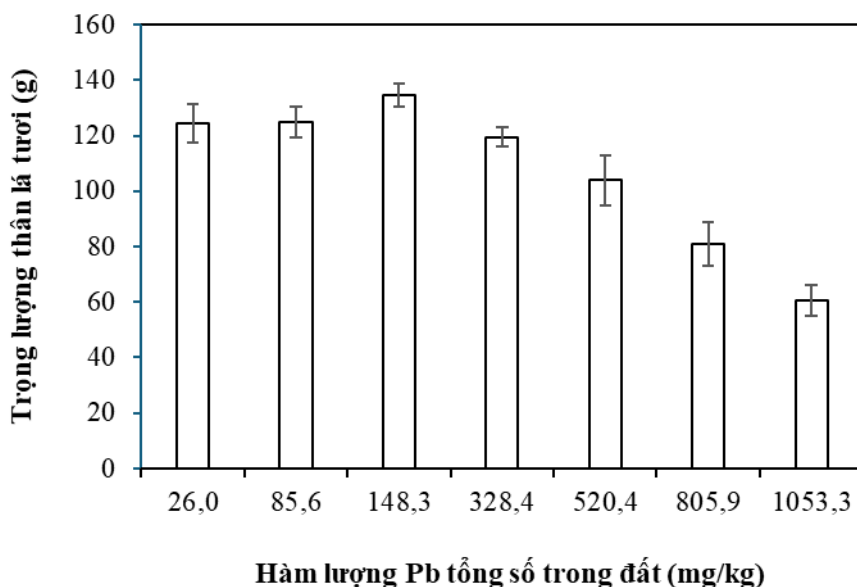
Hình 2. Trọng lượng rễ tươi của cây rau muống trồng trên đất ô nhiễm Pb ở các nồng độ khác nhau (giá trị trung bình $\pm$ độ lệch chuẩn, $n = 3$)

Kết quả ở Hình 2 cho thấy trọng lượng rễ tươi của cây được trồng trên đất không ô nhiễm (ĐC) là 28,7 g. Khi cây được trồng trên đất ô nhiễm 85,6 – 148,3 mg Pb/kg, trọng lượng tươi của rễ cũng đạt khoảng 28,4 – 29,3 g, không khác biệt thống kê ở mức ý nghĩa 5% so với trọng lượng tươi của rễ cây trồng trên đất ĐC. Khi cây được trồng trên đất chứa 328,4 – 520,4 mg Pb/kg, trọng lượng tươi của rễ đã bắt đầu chịu sự ảnh hưởng của độc tính Pb, trọng lượng rễ tươi giảm còn 21 – 23 g. Khi cây được trồng trên đất có hàm lượng Pb tăng lên 805,9 mg/kg thì trọng lượng rễ tươi của cây giảm đáng kể, còn 15,6 g, khác biệt có ý nghĩa thống kê so với mẫu đối chứng ($p < 0,05$). Trọng lượng rễ tươi của cây trồng trên đất ở hàm lượng 1053,3 mg Pb/kg có giá trị thấp nhất, chỉ có 14,5 g, giảm khoảng 2 lần so với trọng lượng rễ ở mẫu đối chứng. Điều đó chứng tỏ rằng hàm lượng Pb trong đất tăng qua từng nghiệm thức đã ảnh hưởng đến trọng lượng tươi của rễ cây rau muống.

Kết quả này phù hợp với kết quả khảo sát ảnh hưởng của độc tố Pb đến sinh trưởng của thực vật trong các nghiên cứu trước đây. Phạm & cs. (2016) nghiên cứu ảnh hưởng của Pb trong đất (145 – 3000 mg/kg) đến sự sinh trưởng của cây lu lu đục và đã báo cáo rằng trọng lượng của cây giảm dần khi hàm lượng Pb tăng dần. Phạm & cs. (2018) cũng đã kết luận rằng hàm lượng Pb trong đất tăng thì sinh khối của cây cỏ màn trâu càng giảm xuống. Huang & cs. (2019) nghiên cứu ảnh hưởng của Pb (0 – 1500 mg Pb/kg) đến sinh trưởng của cây rau dền và đã công bố rằng khi cây tiếp xúc với đất ô nhiễm 1000 mg Pb/kg thì trọng lượng tươi của rễ giảm khoảng 22% so với rễ ở mẫu đối chứng không ô nhiễm Pb.

3.2.2. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong đất đến trọng lượng thân lá tươi của cây rau muống

Trong quá trình sống, cây hấp thu các chất dinh dưỡng từ môi trường, quang hợp tổng hợp nên các chất cần thiết cho cơ thể. Về mặt sinh trưởng, trọng lượng tươi của thân lá cũng là một chỉ tiêu quan trọng để đánh giá sự tác động của các hàm lượng Pb khác nhau đến sự sinh trưởng của cây. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong đất đến trọng lượng thân lá tươi của cây rau muống được trình bày ở Hình 3.



Hình 3. Trọng lượng thân lá tươi của cây rau muống trồng trên đất ô nhiễm Pb ở các nồng độ khác nhau (giá trị trung bình $\pm$ độ lệch chuẩn, $n = 3$)

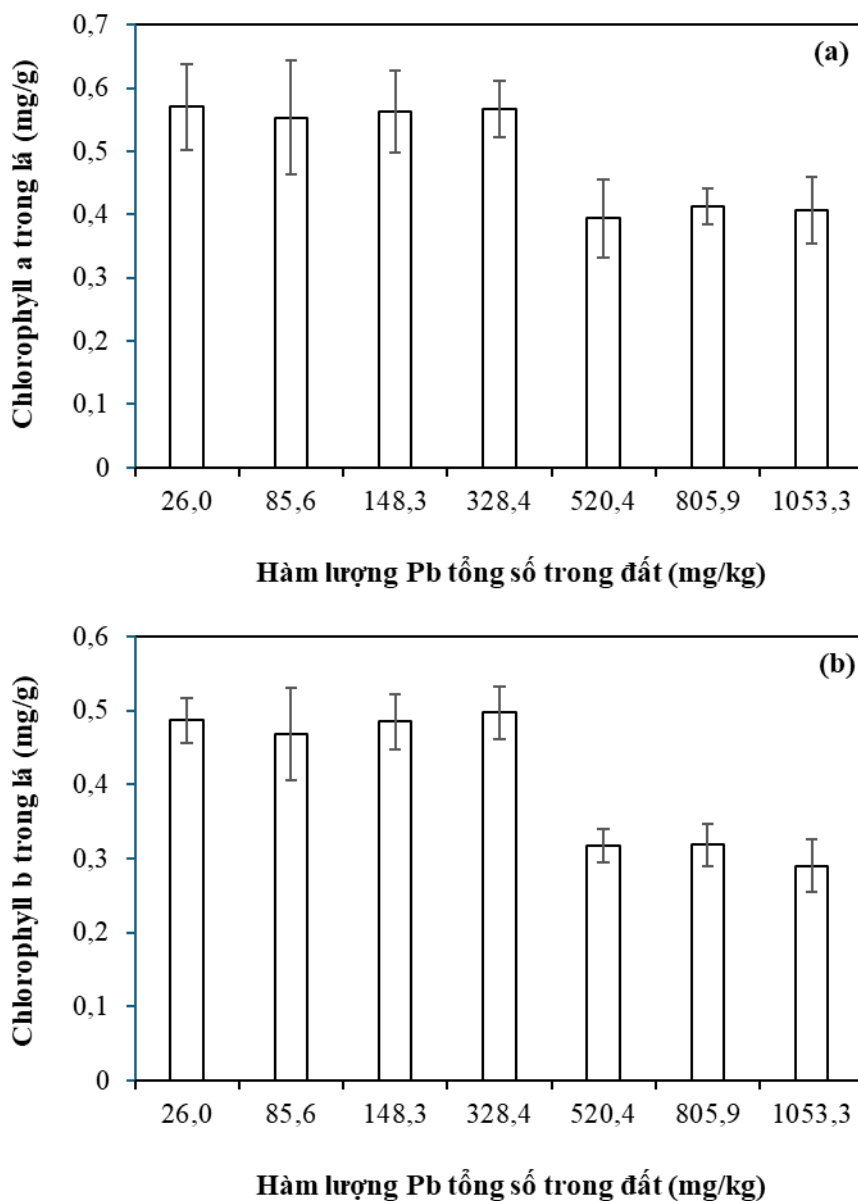
Kết quả ở Hình 3 cho thấy trọng lượng thân lá tươi của cây rau thu được ở mẫu đất đối chứng không ô nhiễm là 124,3 g. Khi cây rau trồng trên đất ô nhiễm Pb tăng lên dần (85,6 – 148,3 mg Pb/kg), trọng lượng thân lá tươi không đổi, không khác biệt thống kê so với trọng lượng thân lá tươi thu được ở mẫu đối chứng. Điều này chứng tỏ cây có khả năng chịu đựng Pb trong khoảng nồng độ này. Khi cây trồng trên đất ô nhiễm có hàm lượng Pb cao hơn (328,4 mg/kg), trọng lượng thân lá tươi bắt đầu giảm, còn 119,5 g. Khi cây được trồng trên đất có hàm lượng tăng đến 520,4 mg Pb/kg đất, trọng lượng tươi thân lá đã giảm đáng kể, thấp hơn 1,2 lần so với trọng lượng thân lá tươi khi được trồng trên đất không ô nhiễm Pb. Khi cây được trồng trên đất có hàm lượng Pb tăng lên dần (805,9 - 1053,3 mg Pb/kg), trọng lượng thân lá tươi tiếp tục giảm dần đáng kể, sự khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$) ở từng nghiệm thức. Trọng lượng thân lá tươi ở nghiệm thức 1053,3 mg Pb/kg được quan sát là thấp nhất (60,4 g) trong tất cả các nghiệm thức, khác biệt thống kê so với tất cả các nghiệm thức còn lại ($p < 0,05$).

Sự giảm trọng lượng thân lá tươi của cây rau muống đáng kể khi cây tiếp xúc với đất có hàm lượng Pb tăng dần cũng tương đồng với kết quả của các nghiên cứu trước đây. Chandrasekhar và Ray (2019) báo cáo rằng sinh khối của cây diệp hạ châu cũng giảm đáng kể khi cây được trồng trên đất ô nhiễm Pb tăng dần. Trong nghiên cứu về ảnh hưởng của Pb trong đất đến sinh trưởng của cây rau dền (Huang & cs., 2019), tác giả cũng quan sát được trọng lượng tươi thân cây rau dền cũng giảm dần theo chiều tăng dần của hàm lượng Pb trong đất, đặc biệt ở mẫu đất ô nhiễm 1000 mg Pb/kg, trọng lượng tươi thân cây đã bắt đầu giảm đáng kể so với mẫu đối chứng. Kết quả thí nghiệm ở Hình 2 và 3 cho thấy sinh khối của cây tập

trung chủ yếu ở phần trên mặt đất (phần thân và lá). Điều này phù hợp với nghiên cứu của tác giả Phạm & cs. (2018).

3.2.3. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong đất đến hàm lượng chlorophyll của cây rau muống

Diệp lục có vai trò bậc nhất đối với quang hợp. Hàm lượng diệp lục trong lá quyết định trực tiếp đến hiệu suất quang hợp, từ đó ảnh hưởng đến sinh trưởng, phát triển và năng suất cây trồng. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong đất đến hàm lượng chlorophyll a và chlorophyll b của lá rau muống được trình bày trong Hình 4.



Hình 4. Hàm lượng chlorophyll a (a) và chlorophyll b (b) của lá cây rau muống trồng trên đất ô nhiễm Pb ở các nồng độ khác nhau (giá trị trung bình $\pm$ độ lệch chuẩn, n = 3)

Kết quả ở Hình 4a cho thấy hàm lượng chlorophyll a trong lá giảm khi cây được trồng trên đất có hàm lượng Pb tăng dần. Ở mẫu đất đối chứng (26,0 mg Pb/kg), hàm lượng chlorophyll a đạt giá trị cao nhất (0,57 mg/g). Ở các nghiệm thức 85,6 mg Pb/kg đến 328,4 mg Pb/kg, hàm lượng chlorophyll a không khác biệt thống kê so với hàm lượng chlorophyll a của lá cây khi được trồng trên mẫu đất đối chứng. Khi cây được trồng trên đất có hàm lượng Pb tăng lên 520,4 mg/kg thì hàm lượng chlorophyll a giảm mạnh, chỉ còn 0,39 mg/g, giảm 31% so với mẫu đối chứng, sự khác biệt này có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$). Khi hàm lượng Pb trong đất tăng lên (805,9 – 1053,3 mg/kg), hàm lượng chlorophyll a của lá khoảng 0,41 mg/g, không khác biệt thống kê so với mẫu lá ở nghiệm thức 520,4 mg/kg.

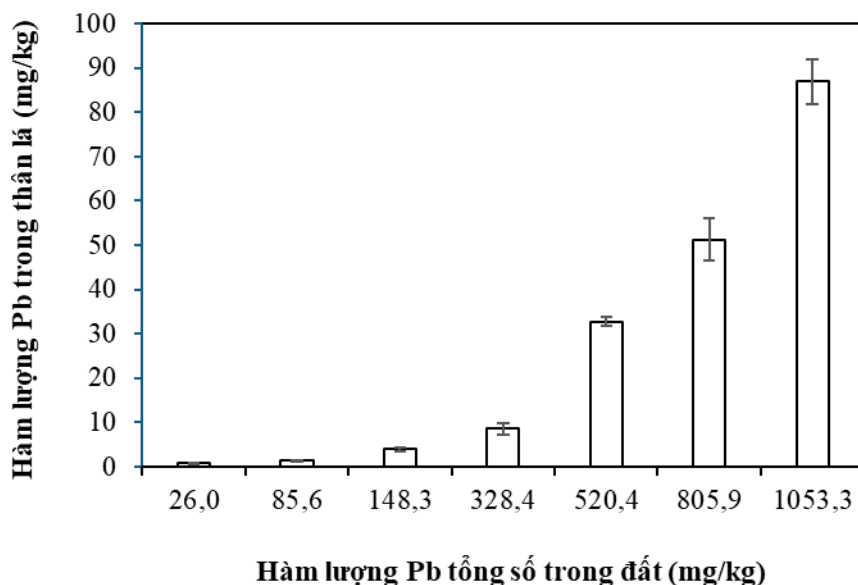
Hàm lượng chlorophyll b của lá ở các nghiệm thức thí nghiệm (Hình 4b) cũng có xu hướng tương tự như hàm lượng chlorophyll a. Cụ thể, ở mẫu đất đối chứng (26,0 mg Pb/kg), hàm lượng chlorophyll b của lá là 0,49 mg/g. Khi cây trồng trên đất có hàm lượng Pb tăng đến 328,4 mg/kg thì hàm lượng chlorophyll b cũng không thay đổi. Nhưng khi cây trồng trên đất có 520,4 – 805,9 mg Pb/kg thì hàm lượng chlorophyll b giảm đáng kể, còn 0,32 mg/g, giảm khoảng 35% so với mẫu đối chứng, sự khác biệt này có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$). Khi hàm lượng Pb trong đất tăng đến 1053,3 mg/kg thì hàm lượng chlorophyll b tiếp tục giảm còn 0,29 mg/g.

Có thể thấy rằng cây rau muống trồng trên đất ô nhiễm $\geq 520,4$ mg Pb/kg thì hàm lượng chlorophyll của lá giảm đáng kể so với mẫu đối chứng. Kết quả này cũng trùng với kết quả trọng lượng rễ tươi và trọng lượng thân lá tươi, chúng cũng giảm đáng kể ở các nghiệm thức đất ô nhiễm $\geq 520,4$ mg Pb/kg. Điều này có thể lý giải rằng hàm lượng Pb trong đất tăng dần qua từng nghiệm thức đã ảnh hưởng đến hàm lượng chlorophyll của lá cây rau muống. Ion Pb^{2+} và Mg^{2+} có hóa trị bằng nhau trong cấu tạo của phân tử diệp lục nên Pb^{2+} dễ dàng thay thế vào vị trí của Mg^{2+} trong cấu tạo phân tử diệp lục (Hoàng & Trần, 2021). Mg là thành phần vô cùng quan trọng trong phân tử diệp lục, hàm lượng Mg của diệp lục chiếm khoảng 10% trong lá. Cây thiếu Mg thường gây ra các bệnh vàng lá, hiện tượng vàng lá do thiếu diệp lục, xuất hiện vàng lá từ lá dưới đến lá trên vì Mg là nguyên tố linh động (Hoàng & Trần, 2021). Vì vậy ta có thể kết luận rằng khi Mg^{2+} bị loại ra khỏi diệp lục thì diệp lục mất khả năng quang hợp, chlorophyll giảm, trao đổi chất kém dẫn đến sinh khối cây giảm.

Kết quả khảo sát ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong đất đến hàm lượng chlorophyll trong lá cây rau muống là phù hợp với kết quả của các nghiên cứu trước đây. Huang & cs (2019) nghiên cứu ảnh hưởng của Pb và Cd đến khả năng quang hợp của cây rau dền. Kết quả của nghiên cứu này cũng cho thấy khi cây rau dền được trồng trên đất có hàm lượng Pb và Cd tăng dần thì hàm lượng chlorophyll giảm dần rất đáng kể so với mẫu đối chứng. Một nghiên cứu khác của Pandey & cs (2024) về ảnh hưởng của than sinh học đến khả năng làm giảm độc tính của Cd lên cây cải bó xôi cũng cho thấy khi cây phơi nhiễm với đất có hàm lượng Cd tăng dần thì hàm lượng chlorophyll a, chlorophyll b và chlorophyll tổng cũng giảm dần đáng kể so với mẫu đối chứng.

3.3. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong đất đến sự tích lũy Pb trong thân lá của cây rau muống

Để đánh giá khả năng tích lũy Pb của cây rau muống ở mỗi nghiệm thức và đánh giá rủi ro đến sức khỏe con người, phần thân lá (bộ phận ăn được của cây rau) được tách lấy, rửa sạch, sấy khô, sau đó phân tích hàm lượng Pb trong thân lá. Kết quả phân tích hàm lượng Pb trong thân lá của cây rau muống được trình bày trong Hình 5.

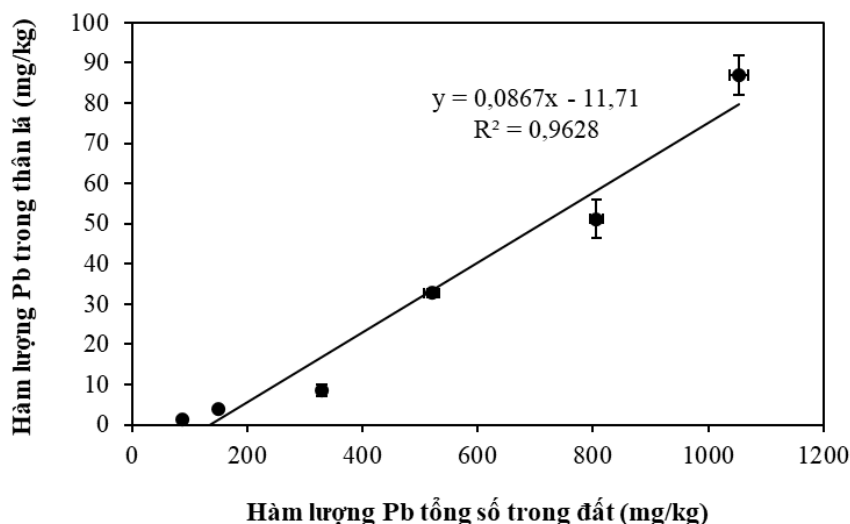


Hình 5. Hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá của cây rau muống trồng trên đất ô nhiễm Pb ở các nồng độ khác nhau (giá trị trung bình $\pm$ độ lệch chuẩn, $n = 3$)

Kết quả ở Hình 5 cho thấy hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá tăng dần với hàm lượng Pb trong đất ở các nghiệm thức. Cụ thể, cây trồng trên mẫu đất đối chứng (ĐC) với hàm lượng Pb tổng (26,0 mg/kg) có hàm lượng Pb trong thân lá khô là 0,75 mg/kg. Khi cây được trồng trên đất ô nhiễm 85,6 mg Pb/kg, lượng Pb tích lũy trong thân lá khô của cây là 1,39 mg/kg, tăng 1,85 lần so với lượng Pb trong thân rau ở mẫu ĐC, sự khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$). Khi cây tiếp xúc với đất ô nhiễm 148,3 mg Pb/kg, hàm lượng Pb trong đất tăng khoảng 5 lần so với lượng Pb ở mẫu đất ĐC thì thân lá khô của cây tích lũy 3,94 mg/kg, gấp khoảng 5 lần so với lượng Pb trong thân rau ở mẫu ĐC. Hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá tươi ở nghiệm thức này đã bắt đầu vượt khoảng 2 lần giới hạn Pb cho phép trong rau ăn lá (không bao gồm rau bina) (0,3 mg/kg rau tươi) của Bộ Y tế (QCVN 8-2:2011/BYT). Tương tự, khi cây được trồng trên đất ô nhiễm tăng lên 328,4 mg Pb/kg, lượng Pb trong đất tăng khoảng 12 lần so với mẫu ĐC, thì lượng Pb tích lũy trong thân lá khô là 8,54 mg/kg, tăng khoảng 11-12 lần so với mẫu rau ở nghiệm thức ĐC. Hàm lượng Pb trong thân lá tươi trồng ở nghiệm thức này vượt khoảng 3,9 lần giới hạn Pb cho phép trong rau tươi. Tuy nhiên, khi cây được trồng trên đất ô nhiễm tăng lên đến 520,4 mg Pb/kg, tăng khoảng 20 lần lượng Pb trong đất ĐC, thì hàm lượng Pb trong thân lá khô là 32,74 mg/kg. Hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá khô tăng đến khoảng 43 lần lượng Pb trong thân lá ở mẫu ĐC. Hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá tươi ở nghiệm thức này đã vượt khoảng 17 lần giới hạn Pb tối đa cho phép trong rau tươi. Khi cây rau muống phơi nhiễm đất có hàm lượng Pb từ 805,9 – 1053,3 mg/kg thì thân lá khô của cây tích lũy Pb tăng vọt, đạt 51,20 – 86,93 mg/kg, gấp khoảng 68 – 116 lần so với lượng Pb trong thân lá thu được ở mẫu ĐC. Hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá tươi ở các nghiệm thức này đã vượt khoảng 32 - 65 lần giới hạn Pb tối đa cho phép trong rau tươi.

Kết quả cũng cho thấy rằng hàm lượng Pb trong thân lá của cây rau muống có mối tương quan chặt chẽ với hàm lượng Pb trong đất ($R^2 = 0,9628$) (Hình 6). Có thể thấy rằng khi hàm lượng Pb trong đất càng lớn thì lượng Pb tích lũy ở thân lá của cây rau muống càng lớn. Điều này phù hợp với các nghiên cứu trước đây về tích lũy kim loại trong thực vật. Lê & cs. (2014) nghiên cứu sự tích lũy Pb từ đất lên cây rau bó xôi trồng trên đất ô nhiễm Pb (70 – 1000 mg Pb/kg đất), kết quả cho thấy hàm lượng Pb trong thân rau bó xôi tăng dần (0,12 – 1,98 mg/kg rau tươi). Bùi & cs. (2016) nghiên cứu về khả năng tích lũy Pb của cây cà chua, tác giả đã báo

cáo rằng hàm lượng Pb trong đất tăng từ 70 đến 210 mg/kg thì lượng Pb tích lũy trong thân cây cà chua tăng từ 0,26 đến 2,32 mg/kg. Huang & cs. (2019) khảo sát sự tích lũy Pb của cây rau dền trồng trên đất (200 – 1500 mg Pb/kg), kết quả cho thấy hàm lượng Pb trong thân lá của cây rau dền tăng dần (120 – 210 mg/kg).



Hình 6. Mối tương quan giữa hàm lượng Pb trong thân lá của cây rau muống và hàm lượng Pb trong đất

Có thể thấy rằng hàm lượng Pb trong đất, hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá của cây, và các chỉ tiêu sinh học của cây trồng có mối tương quan chặt chẽ với nhau. Thông thường, khi nồng độ của một kim loại trong đất không cao hơn giá trị tới hạn chống chịu của thực vật thì không ảnh hưởng đến khả năng tăng trưởng. Vì vậy, sinh khối trên mặt đất của thực vật sẽ không giảm. Một khi nồng độ kim loại trong đất vượt giá trị tới hạn thì sự tăng trưởng của thực vật sẽ bị ức chế và biểu hiện ra trạng thái bên ngoài như vàng lá, giảm sinh khối, giảm khả năng quang hợp của cây trồng (Nagajyoti & cs., 2010; Ngô, 2012). Do đó, trọng lượng cây và chlorophyll của lá cũng bị ảnh hưởng bởi hàm lượng Pb tích lũy trong cây. Cụ thể, khi cây rau muống trồng trên đất ô nhiễm 148,3 – 328,4 mg Pb/kg, hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá tươi vượt giới hạn Pb cho phép trong rau tươi của Bộ Y tế. Tuy nhiên, cây vẫn sinh trưởng và phát triển tốt như cây trồng ở mẫu đất ĐC, trọng lượng thân lá và hàm lượng chlorophyll của lá cũng không khác biệt thống kê so với mẫu thu được ở nghiệm thức ĐC (xem phần 3.2). Điều này chứng tỏ cây rau muống có khả năng chịu đựng ở khoảng nồng độ này của Pb trong đất. Do đó, xét về hình thái cũng như ảnh hưởng của Pb đến sự phát triển của cây, chúng ta khó có thể phân biệt cây trồng trên đất không ô nhiễm Pb (ĐC) và cây trồng trên đất ô nhiễm có hàm lượng $\leq 328,4$ mg Pb/kg đất. Khi cây trồng trên đất ô nhiễm Pb cao hơn, $\geq 520,4$ mg Pb/kg, thì hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá khô tăng đáng kể so với mẫu ĐC, > 43 lần lượng Pb trong thân lá khô ở mẫu ĐC. Hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá tươi vượt hơn 17 lần hàm lượng Pb tối đa cho phép trong rau tươi. Lúc này, các chỉ tiêu sinh học của cây rau muống đã bắt đầu bị ảnh hưởng; trọng lượng thân lá, hàm lượng chlorophyll a và chlorophyll b trong lá giảm có ý nghĩa thống kê so với mẫu ĐC (xem phần 3.2). Điều này chứng tỏ Pb ảnh hưởng đến sự phát triển cũng như sinh khối của cây rau muống ở đất có hàm lượng Pb cao ($\geq 520,4$ mg Pb/kg đất).

4. Kết luận

Nghiên cứu này đã đạt được các mục tiêu đề ra là đánh giá độc tính của Pb lên cây rau

muống và khả năng hấp thu và tích lũy Pb từ đất lên cây rau muống. Kết quả của nghiên cứu này cho thấy khi cây rau muống được trồng trên đất có hàm lượng Pb nhỏ hơn 328,4 mg/kg, trọng lượng tươi của rễ, trọng lượng tươi của thân lá, hàm lượng chlorophyll a và chlorophyll b của lá đều không khác biệt thống kê so với sinh khối của cây rau muống và chlorophyll của lá cây khi được trồng trên mẫu đất không ô nhiễm (đôi chứng). Tuy nhiên, khi cây được trồng trên đất có hàm lượng Pb tổng $\geq 520,4$ mg/kg, sự phát triển của cây và hàm lượng chlorophyll của lá cây đã bắt đầu suy giảm do ảnh hưởng độc tố của Pb. Kết quả cũng cho thấy khi cây rau muống được trồng trên đất có hàm lượng Pb tăng dần (148,3 – 1053,3 mg Pb/kg đất) thì hàm lượng Pb tích lũy trong phần ăn được (thân lá) càng tăng (1,39 – 86,93 mg Pb/kg thân lá khô). Điều đáng chú ý là ngay cả khi cây rau muống được trồng trên đất ô nhiễm Pb rất thấp (148,3 mg Pb/kg đất – 328,4 mg Pb/kg đất), hàm lượng Pb tích lũy trong thân lá tươi (phần ăn được) cao gấp khoảng 2 – 3,9 lần so với giới hạn hàm lượng Pb cho phép trong rau tươi của Bộ Y tế, nhưng cây rau muống không có biểu hiện độc tính, vẫn sinh trưởng và phát triển tốt như cây trồng trên đất không ô nhiễm. Do đó, hàm lượng Pb trong đất nông nghiệp, đặc biệt là cho mục đích trồng cây rau muống, cần phải được kiểm soát để đảm bảo an toàn thực phẩm và sức khỏe con người.

Tài liệu tham khảo

- Azeem, M., Ali, A., Arockiam Jeyasundar, P.G.S., Li, Y., Abdelrahman, H., Latif, A., Li, R., Basta, N., Li, G., Shaheen, S.M., Rinklebe, J., Zhang, Z. (2021). Bone-derived biochar improved soil quality and reduced Cd and Zn phytoavailability in a multi-metal contaminated mining soil. *Environmental Pollution*, 277, 116800. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116800>
- Bùi, T. L. H., Đào, V. T., Bùi, T. Y., Hà, M. T., Phạm, Q. H., & Trần, T. H. (2016). Nghiên cứu khả năng tích lũy chì và cadimi trong cây cà chua (*Lycopersicon esculentum* Mill). *Hội thảo Quốc gia về Khoa học Cây trồng lần thứ hai*, 1163-1166.
- Chandrasekhar, C., Ray, J.G. (2019). Lead accumulation, growth responses and biochemical changes of three plant species exposed to soil amended with different concentrations of lead nitrate. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171, 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.058>
- Fang, Y., Sun, X., Yang, W., Ma, N., Xin, Z., Fu, J., Liu, X., Liu, M., Mariga, A.M., Zhu, X., Hu, Q. (2014). Concentrations and health risks of lead, cadmium, arsenic, and mercury in rice and edible mushrooms in China. *Food Chemistry*, 147, 147-151. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.09.116>
- Forghani Tehrani, G., Rubinos, D.A., Qishlaqi, A., Graham, M.C. (2025). Human health risk assessment of toxic metal(loid)s in soils and crops around a PbZn mine, Central Iran: Implications of human bioaccessibility and bioavailability to crops. *Journal of Geochemical Exploration*, 278, 107855. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2025.107855>
- Hoàng, T. K. H., & Trần, V. N. T. (2021). *Giáo trình Sinh lý Thực vật*. Huế: NXB Đại học Huế.
- Huang, Y., Ying, X., Long, G., David, J., Yonghong, W., Dong, R., and Liu, H. (2019). Effects of lead and cadmium on photosynthesis in *Amaranthus spinosus* and assessment of phytoremediation potential. *International Journal of Phytoremediation*, 21(10), 1041-1049. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1594686>
- Irshad, M.K., Lee, J.C., Aqeel, M., Javed, W., Noman, A., Lam, S.S., Naggar, A.E., Niazi, N.K., Lee, H.H., Ibrahim, M., Lee, S.S. (2024). Efficacy of Fe-Mg-bimetallic biochar in stabilization of multiple heavy metals-contaminated soil and attenuation of toxicity

- in spinach (*Spinacia oleracea* L.). *Chemosphere*, 364, 143184. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.143184>
- Lê, H. B. & Thái, V. N. (2015). *Độc học môi trường: Phần chuyên đề*. Thành phố Hồ Chí Minh: NXB Đại học Quốc gia Thành phố Hồ Chí Minh.
- Lê, T. T. T., Nguyễn, V. H., Nguyễn, M. S., & Nguyễn, N. T. (2015). Nghiên cứu sự tích lũy Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} từ đất trồng bị ô nhiễm lên sinh khối cây rau bó xôi (*Spinacia oleracea* L.). *Tạp chí phân tích Hóa, Lý và Sinh học*, 20, 68-73.
- Lê, V. K., Nguyễn, X. C., Lê, Đ., Trần, K. H., & Trần, C. V. (2000). *Đất và môi trường*. Hà Nội: NXB Giáo dục.
- Magesa, F., Kibacha, E.E., Kamduli, Y.P., Mng'ong'o, M.E. (2025). Lead and cadmium levels in selected leafy vegetables and their implications for public health, Mbeya, Tanzania. *Food and Humanity*, 4, 100607. <https://doi.org/10.1016/j.foohum.2025.100607>
- Marcussen, H., Joergensen, K., Holm, P.E., Brocca, D., Simmons, R.W., Dalsgaard, A. (2008). Element contents and food safety of water spinach (*Ipomoea aquatica* Forssk.) cultivated with wastewater in Hanoi, Vietnam. *Environmental Monitoring and Assessment*, 139 (1), 77-91. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9817-9>
- Nagajyoti, P.C., Lee, K.D., Sreekanth, T.V.M. (2010). Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8(3), 199-216. <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
- Ngô, N. H. (2012). *Giáo trình độc chất học môi trường đất*. Cần Thơ: NXB Đại học Cần Thơ.
- Pandey, M., Mishra, S.M., Tiwari, A., Tirkey, A., Tiwari, A., Dubey, R., Alamri, S., Pandey, S.K. (2024). A systematic study on synergistic effect of biochar-compost in improving soil function and reducing cadmium toxicity in *Spinacia oleracea* L. *Environmental Technology & Innovation*, 36, 103775. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2024.103775>
- Phạm, T. M. P., Đoàn, V. T., Nguyễn, M. K., & Đặng, T. K. C. (2018). Nghiên cứu ảnh hưởng của hàm lượng cadimi và chì trong đất đến khả năng sinh trưởng và hấp thu các kim loại này của cây cỏ mần trầu (*Eleusine indica* L.). *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Việt Nam*, 60(2), 32-35.
- Phạm, T. M. P., Lê, T. K., Đặng, T. K. C., & Nguyễn, M. K. (2016). Nghiên cứu ảnh hưởng của hàm lượng cadimi (Cd) và chì (Pb) trong đất đến khả năng sinh trưởng và hấp thu Cd, Pb của cây lu lu đực (*Solanum nigrum* L.). *Tạp chí Khoa học ĐHQGHN: Các Khoa học Trái đất và Môi trường*, 32(4), 29-35.
- Pham, T. T. T., Phan, T. P., Nguyen, K. L., Nguyen, T. K. O., Ha, T. T. T., Ho, T. O., Nguyen, K. B. T., Nguyen, T. M. T., Do, T. T. T., Nguyen, T. H., Vu, V. T., & Chu, T. T. H. (2016). Status of heavy metal (Pb, Cd) pollution in agricultural soil in Dong Mai lead recycling craft village in Hung Yen, Vietnam. *Journal of Vietnamese Environment*, 8(5), 284-288. <https://doi.org/10.13141/jve.vol8.no5.pp284-288>
- Phan, T. P., Pham, T. T. T., Nguyen, K. L., Nguyen, T. K. O., Ha, T. T. T., Nguyen, K. B. T., & Chu, T. T. H. (2016). The impacts of lead recycling activities to human health and environment in Dong Mai craft village, Hung Yen, Vietnam. *Journal of Vietnamese Environment*, 8(5), 266-270. <https://doi.org/10.13141/jve.vol8.no5.pp266-270>
- QCVN 03-MT:2015/BTNMT. (2015). Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về giới hạn cho phép của một số kim loại nặng trong đất.

- QCVN 8-2:2011/BYT. (2011). Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia đối với giới hạn ô nhiễm kim loại nặng trong thực phẩm.
- TCVN 6498:1999. (1999). Chất lượng đất - Xác định nitơ tổng - Phương pháp Kjeldahl cải biên.
- TCVN 6644:2000 (2000). Chất lượng đất - Xác định hàm lượng cacbon hữu cơ bằng cách oxy hóa trong môi trường sunfocromic.
- TCVN 8567:2010. (2010). Chất lượng đất – Phương pháp xác định thành phần cấp hạt.
- TCVN 8940:2011. (2011). Chất lượng đất - Xác định phospho tổng số - Phương pháp so màu.
- Trần, V. C. (2006). *Giáo trình thổ nhưỡng học*. Hà Nội: NXB Nông nghiệp.
- Zhang, Q., Achal, V., Xu, Y., Xiang, W.-N. (2014). Aquaculture wastewater quality improvement by water spinach (*Ipomoea aquatica* Forsskal) floating bed and ecological benefit assessment in ecological agriculture district. *Aquacultural Engineering*, 60, 48-55. <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2014.04.002>
- Zulfıqar, U., Farooq, M., Hussain, S., Maqsood, M., Hussain, M., Ishfaq, M., Ahmad, M., Anjum, M.Z. (2019). Lead toxicity in plants: Impacts and remediation. *Journal of Environmental Management*, 250, 109557. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109557>