

GIẢM ĐỘC TÓ Cd TRONG ĐẤT Ô NHIỄM BỞI VẬT LIỆU CHI PHÍ RẺ TỪ PHỤ PHẨM NÔNG NGHIỆP

Đinh Thị Lan Phương¹, Phạm Thị Thu¹, Vũ Thị Khắc¹, Nguyễn Phan Việt²

Tóm tắt: Nghiên cứu thử nghiệm với rau ăn lá, rom ọ ỏ với chế phẩm vi sinh sau 40 ngày, trầu đượ ấ ấ ấ ấ ở 400 - 450 °C trong 02 giờ. Mục ấ ấ ấ ấ làm rõ sự tích lũy Cd trong rau ăn lá (rễ, thân, lá già, lá non) và cố ấ ấ Cd di động (ĐĐ) trong đất ô nhiễm bởi rom ọ vi sinh *trichoderma* và than sinh học (TSH). Đất ô nhiễm (Cd tổng số 5,013 ppm, Cd ĐĐ 0,048 ppm) đượ ấ ấ ấ ấ trộn với TSH và rom ọ theo các tỉ lệ 1,25%, 2,5%, 5% về khối lượng. Đối chứng (ĐC) là đất ô nhiễm Cd không phối trộn vật liệu. Kết quả cho thấy rau mông ấ ấ hấp thụ tới 47,91% Cd ĐĐ trong đất ô nhiễm. Sự tích lũy Cd theo thứ tự: rễ > lá già > lá non, trong đó thân lá thấp hơn 1,44 – 1,51 lần so với rễ, các lá già cao hơn 1,19 - 1,23 lần so với các lá non. Kết quả xử lý Cd ĐĐ trong đất bởi rom ọ giảm 1,63 - 3,99 lần so với ĐC. TSH cho hiệu quả xử lý Cd ĐĐ giảm 2,12 – 10,19 lần so với ĐC, và hiệu quả gấp 1,3 – 2,55 lần so với rom ọ cùng tỉ lệ. Trong nghiên cứu này, tỉ lệ TSH 5% cho kết quả tối ưu giảm 97,49% Cd ĐĐ so với ĐC.

Từ khóa: Đất ô nhiễm Cd, phụ phẩm nông nghiệp, rom ọ, than sinh học.

1. GIỚI THIỆU CHUNG

Nhiều vùng đất nông nghiệp bị ô nhiễm kim loại nặng, trong đó có cadmium (Cd) gây nhiều độc tính cho con người. Cd là nguyên tố có khả năng ĐĐ, có khả năng tích lũy cao trong thực vật và không bị phân hủy bởi các điều kiện sinh học. Có nhiều nguyên nhân ô nhiễm Cd trong đất nông nghiệp như sử dụng nước tưới ô nhiễm, phân hóa học (phân lân ...), thuốc bảo vệ thực vật,... (Rahim, H.U et al., 2021). Trên thực tế, Cd đượ ấ ấ ấ ấ ở nhiều vùng đất nông nghiệp với nồng độ Cd trong rau ăn lá như xà lách từ 71,2 - 125,52 µg/g (Li, N. et al., 2015), lúa mì là 320 µg/kg, lúa 1000 µg/kg (Cai, K. et al., 2019) theo trọng lượng khô. Một số loại rau trồng trên đất ô nhiễm có hàm lượng Cd trong lá lên đến 0,65 mg/kg sinh khối tươi, cao hơn tiêu chuẩn của FAO và WHO là 0,2 mg/kg (Cobb et al., 2000).

Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra khi ăn phải thực phẩm nhiễm Cd con người có thể dung nạp 20–40 µg Cd/ngày (Sebastian & Prasad, 2014). Nhiễm Cd ở một ngưỡng nhất định có thể bị tổn thương tim, phổi, gan, thận, xương và ung thư (Tian et al., 2012). Rau bị nhiễm Cd nếu đượ ấ ấ ấ ấ trồng trên đất ô nhiễm hoặc sử dụng nguồn tưới bị ô nhiễm từ nước thải công nghiệp (Yingying Huang et al., 2017). Cd di chuyển vào rau thông qua sự hấp thụ Cd ĐĐ từ rễ. Sau khi tích lũy trong rễ, Cd di chuyển lên thân và tích lũy tại các mô lá. Sự hấp thụ Cd vào thực vật thường gia tăng trên các vùng đất ô nhiễm nghèo dinh dưỡng do khả năng cạnh tranh cao của Cd so với các nguyên tố khác (P. Li et al., 2015).

Có nhiều phương pháp loại bỏ Cd ra khỏi đất ô nhiễm: cố ấ ấ Cd dạng kết tủa, trao đổi ion, sử dụng phụ phẩm nông nghiệp, TSH, xử lý bằng thực vật, vật liệu nano, kỹ thuật oxi hóa, công nghệ sinh học (Hafeez Ur Rahim et al., 2022). Mỗi phương pháp đều có ưu và nhược điểm, một số phương pháp có thể đưa chất ô

¹ Khoa Hóa & Môi trường, Đại học Thủy lợi;

² Giảng viên Khoa nghiệp vụ 1, Trường đại học Phòng cháy chữa cháy

nhiễm vào đất gây hại hơn so với ban đầu, hoặc có thể làm thay đổi tính chất đất ảnh hưởng tới năng suất, hoặc đòi hỏi kỹ thuật và chi phí cao khó thực hiện trên diện rộng. Hiện nay, xử lý Cd trong đất ô nhiễm để đảm bảo nguồn thực phẩm an toàn, không ảnh hưởng đến tính chất đất nhằm hạn chế tối đa tác động bất lợi lên cây trồng là giải pháp được lựa chọn nhiều hơn. Sử dụng phụ phẩm nông nghiệp trong xử lý ô nhiễm đất với chi phí rẻ đã được áp dụng phổ biến, chẳng hạn như bón rơm và tro trấu làm giảm tích lũy Cd trong gạo trên đất ô nhiễm (Vu Thi Khac et al., 2022).

Si có khả năng cố định Cd ĐĐ trong đất ô nhiễm bởi CdSiO₃ (M. Rizwan et al. 2017) nên kiểm soát được Cd đi vào rễ thực vật (Nyawade et al. 2020). Các chất hữu cơ từ rơm rạ ù có thể tạo phức với Cd hoặc làm tăng pH đất hình thành các kết tủa Cd(OH)₂, CdCO₃ (Etesami and Jeong, 2018). Si là nguyên tố dinh dưỡng, trong đất Si tồn tại ở dạng ít tan (Tubana et al. 2016), sau mỗi mùa vụ dạng phytolith Si giảm đáng kể do cây hấp thụ để tăng trưởng dẫn. TSH, rơm rạ và các phụ phẩm khác với nồng độ phytolith Si cao (Rizwan et al., 2017) đã được chứng minh có khả năng cung cấp Si cho đất (Etesami & Jeong, 2018). Trong đó, TSH từ trấu được đốt trong điều kiện kiểm soát oxi ở 400 - 500 °C cho hàm lượng Si khoảng 27 kg Si/tấn (Vu Thi Khac et al., 2022). Rơm rạ có hàm lượng Si nhiều hơn, khoảng 40 kg Si/tấn (Majumdar et al., 2019), hơn nữa rơm rạ và TSH còn có vai trò quan trọng trong cải thiện pH và hàm lượng chất hữu cơ cho đất để giảm Cd ĐĐ (Huang et al., 2017).

Có một số nghiên cứu về xử lý Cd trong đất lúa ô nhiễm từ tro trấu (đốt 400-450 °C trong 04 giờ) và rơm cắt nhỏ với các tỉ lệ trộn 1,25 - 2,5 - 5% về thể tích (Vu Thi Khac et al., 2022) cho kết quả kiểm soát Cd trong gạo giảm 82,47 - 83,94% so với ĐC. Một số nghiên cứu khác về tích lũy Cd trong rau ăn lá dưới ảnh hưởng của nước tưới ô nhiễm (Nguyễn Thị Giang và cs.,

2021) lựa chọn tỉ lệ 5% (thể tích) phân rơm và TSH (đốt ở 550 °C) giảm 37,61-39,47% Cd ĐĐ trong đất, và giảm tích lũy 45-50 % Cd trong lá rau. Các nghiên cứu trong phòng của (Đinh Thị Lan Phương và cs, 2021) về xử lý Cd ĐĐ trong đất ô nhiễm (Cd tổng số 5,125 ppm, Cd ĐĐ 0,048 ppm) bởi đá perlite, TSH từ rơm và trấu. TN trong phòng với 03 tỉ lệ trộn 0,5 - 1 - 1,5% khối lượng vật liệu. Kết quả TN xử lý Cd ĐĐ: đá perlite tỉ lệ 1% và 1,5% cho hiệu quả cao nhất đạt mức tối ưu trên 99% sau 40 ngày. Tro trấu tỉ lệ 1,5% đạt mức tối ưu sau 50 ngày. Tro rơm tỉ lệ trộn 1,5% đạt mức tối ưu sau 60 ngày.

Mục đích nghiên cứu này: (1) So sánh sự tích lũy Cd trong rau ăn lá (rễ và thân lá, lá già và lá non) trồng trên đất ô nhiễm Cd ở nồng độ nhất định trong điều kiện tưới nước sạch; (2) Xử lý đất ô nhiễm bởi TSH và rơm rạ ù vi sinh giúp nhanh phân hủy nhằm cung cấp các nguyên tố kiềm (Na, K, Ca, Mg) để tăng pH, cung cấp Si và chất hữu cơ (qua thông số OM) để kiểm soát Cd ĐĐ trong đất dưới dạng hidroxit, các phức silicat và hữu cơ. Trong đó, TSH được tạo ra từ quá trình hun yếm khí trấu khô được kiểm soát nhiệt độ 400 - 450 °C trong 02 giờ, giảm 02 giờ so với (Vu Thi Khac et al., 2022) và nhiệt độ hun thấp hơn của (Nguyễn Thị Giang et al., 2021) để giữ nguyên hình dạng hạt trấu ban đầu và giúp giữ lại một phần chất hữu cơ. Về rơm ù với chế phẩm vi sinh triconema sau 40 ngày, nhiều hơn 10 ngày so với (Nguyễn Thị Giang et al., 2021). Thành phẩm là rơm hoai và chủng nấm triconema hoàn toàn không chứa phân hóa học NPK để hạn chế thôi nhiễm Cd vào đất thí nghiệm (TN) so với các nghiên cứu sử dụng phân rơm (trong phân rơm ngoài rơm hoai mục và các vi sinh vật, còn có một lượng phân chuồng và phân hóa học NPK được thêm vào theo công thức ù).

Trong nghiên cứu này, đất ô nhiễm Cd tổng số 5,013 mg/kg, Cd ĐĐ 0,048 mg/kg chuẩn bị từ Cd(NO₃)₂.4H₂O để thực hiện TN ngoài trời với các tỉ lệ TSH và rơm ù 1,25 - 2,5 - 5%

(khối lượng) dựa trên các nghiên cứu cơ bản trong phòng của (Đinh Thị Lan Phương, 2021) (có nền đất ô nhiễm Cd tương tự - tổng số 5,125 ppm, ĐĐ 0,048 ppm với 03 tỉ lệ vật liệu 0,5-1-1,5% cho kết quả xử lý tối ưu ở CT tro trấu 1,5% sau 50 ngày, tro rơm 1,5% sau 60 ngày). Các tỉ lệ TSH được lựa chọn cũng được dựa trên các nghiên cứu mới nhất của (Saqib Bashir et al., 2020) với tỉ lệ TSH 1,25% và 3% trong đất trồng rau, (Xuan Chen, 2020) lựa chọn tỉ lệ biochar tối ưu 5% cho cố định Cd, (Xiang, J. et al. 2021) áp dụng tỉ lệ TSH biến tính là 2% trong đất trồng rau, và các tỉ lệ TSH 1,25 – 2,5 – 5% áp dụng trong đất lúa của (Vu Thi Khac et al., 2022) trong xử lý Cd. Tỉ lệ rơm ủ được chọn dựa trên các nghiên cứu mới nhất của (Vu Thi Khac et al., 2022) có tỉ lệ rơm 1,25 – 2,5 – 5%, (Rizwan et al., 2017) trong TN bổ sung vật liệu chứa Si từ rác nhà bếp với tỉ lệ 3 – 5%, phân ủ rơm rạ với tỉ lệ 2-5% (Rahim, H.U., 2022), và (Xuan Chen, 2020) áp dụng tỉ lệ rơm tối ưu 5% cho cố định Cd trong đất ô nhiễm.

2. VẬT LIỆU VÀ BỐ TRÍ TN

Vật liệu: Các mẫu đất được thu thập từ cánh đồng rau xã Yên Mỹ, Thanh Trì ở độ sâu 0 – 20 cm (20°56'36"N, 105°52'26"E). Đất có tính chất phù sa trung tính ít chua với pH_{KCl} từ 6,08-6,12, carbon hữu cơ (OC) từ 34,2-34,6 g/kg, N tổng số từ 3,35 – 3,41 g/kg, N hữu cơ từ 28,79 – 29,03 mg/kg, dung tích cation trao đổi (CEC) từ 22,18–22,56 meq/100g, Cd tổng số từ 0,002 – 0,003 mg/kg, không phát hiện thấy Cd ĐĐ. Hàm lượng Si tổng số từ 18,7–23,6%, Si hòa tan từ 6,9 –8,3 mg/kg. Thành phần hạt gồm sét 34,6%, limon 40,1% và cát 25,3%.

Bố trí TN: TN được thực hiện tại khu TN Đại học Thủy Lợi với 02 vụ rau từ tháng 1-6/2022 trong chậu vại. Đất được phơi khô tự nhiên trong không khí, làm nhỏ, rây qua rây 2 mm trước khi chuyển vào các chậu TN có đường kính 30 cm với 5 kg/chậu.

Đất ô nhiễm được chuẩn bị: cân 0,07 gam Cd(NO₃)₂.4H₂O hòa tan vào 05 lít nước cất, sau

đó trộn đều với 5 kg đất trong mỗi chậu và để khô tự nhiên trong 01 tuần, lặp lại với các chậu TN khác. Sau khi đất khô, lấy ngẫu nhiên đất tại 03 vị trí trong mỗi chậu, lặp lại với các chậu khác, đem trộn đều tất cả các mẫu của các chậu. Tiếp theo, từ các mẫu đất trộn, lấy ngẫu nhiên 05 mẫu đem phân tích Cd tổng số và Cd ĐĐ. Kết quả cho nồng độ Cd tổng số 5,013 mg/kg, Cd ĐĐ 0,048 mg/kg.

Gồm 02 nghiệm thức, mỗi CT trong nghiệm thức được lặp lại 03 lần.

Nghiệm thức 1 - Tích lũy Cd trong rễ, thân lá rau trồng trên đất ô nhiễm: CT 1 gồm đất ô nhiễm Cd (được chuẩn bị như trên) với nồng độ Cd tổng số 5,013 mg/kg, Cd ĐĐ 0,048 mg/kg. Không thêm bất cứ vật liệu nào trong CT này.

Nghiệm thức 2 - Xử lý đất ô nhiễm Cd bởi các phụ phẩm nông nghiệp: CT 2 là đất ô nhiễm được trộn biochar theo các tỉ lệ 1,25 - 2,5 - 5% khối lượng. TSH được tạo ra bằng cách hun yếm khí trấu ở 400 - 450 °C trong 02 giờ, sau đó để nguội. Các tính chất của TSH với pH từ 8,8 – 9,2, CEC từ 55,2 mmol/kg, độ rỗng 57,24%, C hữu cơ 2,85%, SiO₂ 28,75 g/kg. CT 3 gồm đất ô nhiễm được trộn với rơm ủ theo các tỉ lệ 1,25 - 2,5 - 5% khối lượng. Rơm phơi khô được băm nhỏ, cấp ẩm 70-80% sau đó ủ với chủng nấm Trichoderma trong 40 ngày. Các tính chất của rơm ủ như sau: độ ẩm 45 – 47%, pH từ 8,3 – 8,5, CEC từ 51,32 – 53,24 mmol/kg, độ rỗng 52,36%, C hữu cơ 43,27%, SiO₂ 39,57 g/kg.

Giống rau: rau mồng tơi ta được trồng phổ biến tại miền Bắc, thời gian thu hoạch sau 30 ngày trồng. Mỗi chậu trồng 01 cây. Nước tưới là nước máy không có Cd với 50-100 mL/lần/ngày bằng bình phun sương. TN không sử dụng bất kì lượng phân bón và thuốc bảo vệ thực vật nào.

Hóa chất: Các hóa chất HClO₄ 30%, HNO₃ 98%, DTPA (Merk), Ca(NO₃)₂.4H₂O và HCl 37% và một số hóa chất phòng TN khác được sử dụng trong TN.

Thu mẫu: Đất được lấy theo TCVN 7538-2:2005 (ISO 10381-2:2002). Đất lấy xung

quanh vùng rễ sau 30 ngày khi rau đã thu hoạch ở độ sâu từ 0 – 20 cm dưới bề mặt, sau đó đem phơi khô tự nhiên, làm nhỏ và rây qua rây 2 mm trước khi phân tích. Rau được lấy mẫu theo TCVN 9016:2011 sau 30 ngày trồng được thu cả rễ, thân, lá, được rửa sạch dưới vòi nước và sấy ở 60 °C cho đến khi khối lượng không đổi, sau đó tán nhỏ và trộn đều trước khi phân tích.

Phân tích

Mẫu thực vật: Cân mỗi mẫu khô 0,20 g, cho vào ống phá mẫu, thêm 10 ml HNO₃ 65%, lắc hỗn hợp này và phá mẫu trong thiết bị gia nhiệt lò vi sóng ở 200 °C trong 20 phút, sau đó để nguội đến nhiệt độ phòng. Toàn bộ hỗn hợp sau phân hủy được thêm nước, lắc đều, lọc qua giấy lọc băng xanh và định mức đến 50 ml.

Mẫu đất: Chiết Cd tổng số theo TCVN 6496B:2009. Cân 0,5 g mẫu đất khô trộn đều với 12 mL dung dịch cường thủy (HCl và HNO₃ đặc theo tỉ lệ 3:1, v:v) cho vào ống phá mẫu trong lò vi sóng. Cd ĐĐ được chiết với dung dịch DTPA theo phương pháp của (Norvell WA, 1984).

Hàm lượng Cd trong các dịch lọc được xác định trên máy cực phổ đa năng CPA-HH5 với điện cực quay theo phương pháp thêm chuẩn. Ngoài ra các chỉ tiêu phân tích khác bao gồm pH theo TCVN 5979 : 2007, OM theo phương pháp Walkley Black.

Xử lý số liệu: Số liệu TN được tổng hợp, phân tích và xử lý bằng phần mềm Microsoft Excel cho các phép tính trung bình, độ lệch chuẩn và kiểm định t-test độc lập (independent t-test) để so sánh giá trị trung bình giữa hai kết quả không liên quan trên cùng một biến liên tục.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

3.1. Sự tích lũy Cd vào rau trong đất ô nhiễm

Các kết quả của *thí nghiệm thứ 1*: rau trồng trên đất bị ô nhiễm Cd tổng số 5,013 mg/kg của CT 1 cho thấy, hàm lượng Cd tích lũy trung bình trong rễ mồng tơi là 0,025 mg/kg trọng lượng khô (STD 0,003). Sự tích lũy Cd trong rau có xu hướng giảm ở thân và lá, cụ thể là hàm lượng

Cd trung bình trong thân cây và lá (thân lá) trong các thí nghiệm dao động từ 0,013-0,016 mg/kg (STD 0,002), thấp hơn từ 1,44 – 1,51 lần so với rễ. Sự tích lũy Cd trong các lá già cũng khác với lá non, hàm lượng Cd tích lũy trong các lá già (lá gần gốc) cao hơn 1,19 - 1,23 lần so với các lá non (lá gần chồi) ($P < 0,05$). Như vậy, sự tích lũy Cd trong rau tăng theo số tuổi của lá, tỉ lệ với thời gian sinh trưởng phù hợp với các nghiên cứu của (Zhao et al. 2020).

Cơ chế giải thích cho sự tích lũy Cd trong rễ cao hơn lá và chồi non do tốc độ truyền Cd từ vách và không bào của tế bào ở rễ sang lá thấp do sự lắng đọng của Si dưới dạng silica gel (SiO₂.nH₂O) trên lignin có trong thành tế bào trong rau đã giữ lại Cd (Pereiret al. 2018). Kết quả là làm giảm sự vận chuyển Cd từ rễ đến lá và chồi (Bharwana et al. 2013) dẫn tới Cd tích lũy trong rễ nhiều hơn so với chồi. Các kết quả nghiên cứu này phù hợp với các nghiên cứu của (Moses M. Ngugi et al., 2021) về sự tích lũy Cd trong các loại rau ăn lá (cải bó xôi, rau dền, và các loại cải khác) chỉ ra hàm lượng Cd tích lũy trong rễ thường cao hơn thân và lá.

Như vậy, sự di chuyển Cd ĐĐ từ đất lên rễ đi vào thân và các mô lá có thể là nguyên nhân làm Cd ĐĐ trong đất giảm. Kết quả là sau 30 ngày TN, hàm lượng Cd ĐĐ trong đất đã giảm trung bình 47,91% so với ban đầu ($P < 0,05$).

3.2. pH và OM của đất sau xử lý với phụ phẩm nông nghiệp

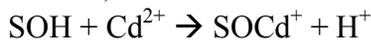
Các thông số pH và OM sau khi trộn phụ phẩm nông nghiệp của *thí nghiệm thứ 2* được phân tích để làm rõ vai trò cải thiện pH và hàm lượng chất hữu cơ trong đất của các vật liệu, đóng góp một phần cho sự cố định Cd ĐĐ trong đất dưới dạng Cd(OH)₂, CdCO₃ và các phức hữu cơ.

pH đất

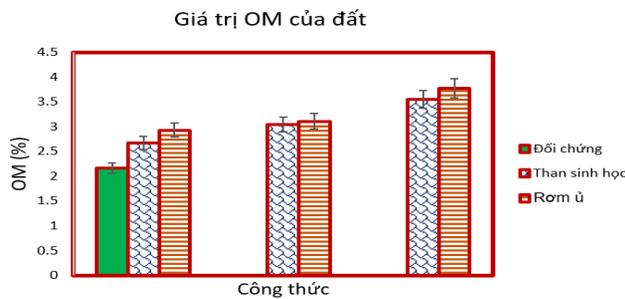
Các kết quả TN phối trộn TSH và phân rơm ủ cho thấy khả năng cải thiện pH của các vật liệu này khá hiệu quả. Sau 30 ngày trộn, pH đất tăng từ 3,38 đến 4,06% so với ĐC ($P < 0,05$).

Thứ tự gia tăng pH theo thứ tự rom ủ > TSH. pH đất của các nghiệm thức TSH cao hơn so với rom ủ có cùng tỉ lệ là 1,09 - 1,64%. Các nghiệm thức rom rạ cho độ pH tăng từ 2,29 - 2,51% so với ĐC.

Như vậy, pH của đất đã được cải thiện sau phối trộn vật liệu. pH tăng sau khi trộn vật liệu là do rom rạ và trấu đều có tính kiềm. Rom rạ cung cấp mùn và các chất N, P, K, Na, Ca, Mg, Si... cho đất. Trong đó các nguyên tố K, Na, Ca, Mg, Si... giúp tăng độ pH và lượng Si sẵn có trong đất (Catalan et al., 2006). TSH cung cấp hydroxit, cacbonat và tro khoáng có tính kiềm cũng làm tăng pH đất (Ahmad et al. 2017). Quá trình thủy phân và hòa tan chất kiềm từ phụ phẩm nông nghiệp giúp cải thiện độ pH của đất và cố định Cd dưới các kết tủa $Cd(OH)_2$, $CdCO_3$ và $Cd_3(PO_4)_2$ để hạn chế di chuyển vào rau (Mousavi et al., 2010). Đóng góp của rom rạ giúp cải thiện độ pH trong đất và cơ chế hấp thụ Cd được mô tả bằng phương trình hóa học như sau với S-OH là nhóm hydroxyl (Guerriero G. et al. 2016):



OM đất

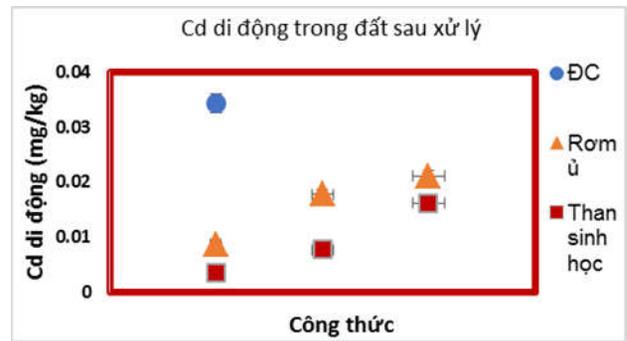


Hình 1. Giá trị OM của đất sau cải tạo so với đối chứng

Các kết quả TN thu được cho thấy hàm lượng OM của đất trộn vật liệu tăng từ 2,36 - 7,45%. Với cùng tỉ lệ áp dụng, rom ủ cho OM tăng hơn TSH từ 2,93-12,04%. Như vậy, kết quả TN chỉ ra với cùng tỉ lệ áp dụng, rom ủ cung cấp hàm lượng hữu cơ cho đất nhiều hơn so với TSH.

3.3. Hàm lượng Cd di động trong đất sau xử lý với phụ phẩm nông nghiệp

Các kết quả TN của nghiệm thức 2 xác định Cd ĐĐ trong đất sau xử lý với phụ phẩm nông nghiệp của các CT đã cho thấy nồng độ Cd ĐĐ trong đất xử lý bởi TSH (CT 2) và rom ủ (CT 3) giảm đáng kể, TSH cho hiệu quả giảm sâu hơn so với CT trộn rom ủ có cùng tỉ lệ.



Hình 2. Hàm lượng Cd ĐĐ trong đất sau xử lý

Với rom ủ, Cd ĐĐ giảm từ 1,63 - 3,99 lần so với ĐC. Cụ thể là, tỉ lệ thấp nhất của rom ủ (1,25%) đã giảm hàm lượng Cd ĐĐ trong đất xuống 38,58%, khi tăng tỉ lệ rom ủ lên gấp 4 lần (5%) cố định đáng kể hàm lượng Cd ĐĐ, hàm lượng Cd ĐĐ đã giảm 74,92%. Trong TN này hiệu quả áp dụng tỉ lệ rom ủ 5% cao hơn 2,93 và 2,39 lần so với các tỉ lệ 1,25% và 2,5% tương ứng.

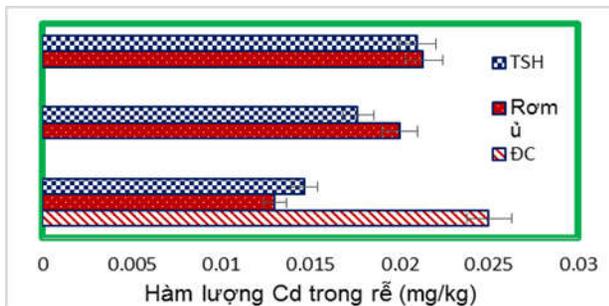
TSH cho hiệu quả xử lý Cd ĐĐ cao hơn trong hầu hết các nghiệm thức so với rom ủ. Hàm lượng Cd ĐĐ giảm từ 2,12 - 10,19 lần so với ĐC. Hiệu quả xử lý Cd ĐĐ của TSH cao gấp 1,3 - 2,55 lần so với rom ủ cùng tỉ lệ. Trong các nghiệm thức, tỉ lệ TSH 5% cho kết quả tối ưu trong kiểm soát Cd ĐĐ, Cd ĐĐ giảm 97,49% so với ĐC. Sự giảm Cd ĐĐ do sự gia tăng pH của đất và sự hấp thụ Cd (II) trên bề mặt TSH (Bashir, S. et al., 2020). Một kết quả nghiên cứu khác về biến tính TSH với $MgCl_2$ và chitosan với tỷ lệ TSH 2% trong xử lý đất ô nhiễm đã cho kết quả làm tăng sự ổn định của Cd(II) so với đối chứng, giảm hàm lượng Cd ĐĐ xuống 22,3% (Xiang, J. et al. 2021). Trong

TN đất ô nhiễm Cd(II) được trộn với TSH theo hai tỷ lệ 15 và 30 g/kg trong thời gian dài 60 ngày, kết quả đều làm giảm đáng kể Cd (II). So sánh với các kết quả trong nghiên cứu của (Saqib Bashir et al., 2020) với tỷ lệ TSH áp dụng là 1,25% và 3%, hàm lượng Cd ĐĐ trong đất giảm từ 65,78% -72,89% cho thấy kết quả khá phù hợp.

3.4. Hàm lượng Cd trong rau sau xử lý với phụ phẩm nông nghiệp

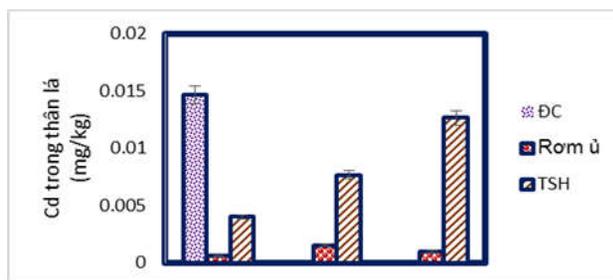
Cd trong rễ

Ở cả CT TSH và rom ủ của nghiệm thức 2, hàm lượng Cd trong rễ đều cho kết quả cao hơn trong thân lá từ 1,7 - 11,6 lần. Kết quả TN cũng chỉ ra không có sự khác biệt có ý nghĩa giữa hiệu quả xử lý TSH và rom ủ ($P > 0,05$) về hàm lượng Cd trong rễ. Tuy nhiên, hàm lượng Cd ở các nghiệm thức TSH và rom ủ có tỷ lệ trộn 5% đã giảm đáng kể từ 41 đến 48% so với ĐC.



Hình 3. Hàm lượng Cd trong rễ của CT trộn rom ủ và TSH

Cd trong thân lá



Hình 4. Hàm lượng Cd trong thân lá

Kết quả cho thấy hàm lượng Cd trong thân lá sau xử lý với phụ phẩm nông nghiệp đã thấp hơn 1,25 - 5 lần so với ĐC. Hàm lượng Cd trong thân lá giảm sâu 73% ở nghiệm thức rom ủ 5% so với ĐC. Các CT còn lại cho nồng độ Cd trong thân lá giảm 44,44 - 48,89% so với ĐC ($P < 0,05$). Kết quả nghiên cứu này phù hợp với các nghiên cứu của (Rizwan et al., 2017) trong TN bổ sung các vật liệu chứa Si vào đất để xử lý Cd ĐĐ. Phân ủ từ rom rạ sau khi thêm vào đất làm hàm lượng chất hữu cơ tăng lên giúp hấp phụ Cd trong đất (Rahim, H.U., 2022). Cả TSH và phân compost từ rom, thân ngô và vỏ đậu phộng có vai trò quan trọng trong việc cố định Cd trong đất trồng bị ô nhiễm. Xử lý biochar từ rom, thân ngô và vỏ đậu phộng với tỷ lệ bón là 60 mg/kg đất làm tăng độ pH của đất và giảm lượng Cd ĐĐ từ 22,61–71,01%, 18,54–64,35%, và 3,28–60,25% tương ứng. Hàm lượng Cd tích lũy trong rễ, thân và lá giảm từ 45,43–97,68%, 59,13–96,64% và 63,90 –99,28%, tương ứng (Tang, J. et al., 2020).

4. KẾT LUẬN

Kết quả của nghiên cứu đã chỉ ra trong điều kiện đất trồng ô nhiễm (Cd tổng số 5,013 ppm, Cd ĐĐ 0,048 ppm), rau mồng tơi có khả năng hấp thụ tới 47,91% lượng Cd ĐĐ trong đất. Trong đó, sự tích lũy Cd trong rau theo thứ tự: rễ > lá già > lá non, hàm lượng Cd trong thân lá thấp hơn 1,44 – 1,51 lần so với rễ, hàm lượng Cd trong các lá già cao hơn 1,19 - 1,23 lần so với các lá non. Các nghiệm thức phối trộn rom ủ vi sinh trichoderma làm giảm Cd ĐĐ từ 1,63 - 3,99 lần so với ĐC. So với rom ủ, TSH cho hiệu quả xử lý Cd ĐĐ cao gấp 1,3 – 2,55 lần so với rom ủ cùng tỉ lệ, Cd ĐĐ giảm từ 2,12 – 10,19 lần so với ĐC. Trong nghiên cứu này, tỉ lệ trộn TSH hun từ trấu ở 400-450°C trong 02 giờ 5% cho kết quả tối ưu giảm được 97,49% Cd ĐĐ so với ĐC.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Dinh Thị Lan Phương, Vũ Thị Khắc, Nguyễn Thị Hằng Nga, Đặng Tuấn Anh, 2021. "*Giảm độc tố Cadmium DD trong đất nông nghiệp ô nhiễm bằng TSH (phụ phẩm cây lúa) và đá perlite*", Tạp chí Khoa học kỹ thuật Thủy lợi và Môi trường - số 74 (6/2021).
- Nguyễn Thị Giang và cộng sự, 2021, "*Nghiên cứu sử dụng zeolite tự nhiên, TSH và phân rom để hạn chế tích lũy kim loại nặng chì và cadimi trong rau ăn lá do sử dụng nước tưới ô nhiễm*". Tạp chí Khoa học kỹ thuật Thủy lợi và Môi trường - số 74 (6/2021)
- Ahmad, M., Lee, S.S., Lee, S.E., Al-Wabel, M.I., Tsang, D.C.W., Ok, Y.S., 2017. "*Biochar-induced changes in soil properties affected immobilization/mobilization of metals/metalloids in contaminated soils*". J Soils Sediments 7, 717–730.
- Bashir, S.; Hussain, Q.; Jun, Z.; Qingling, F.; Houben, D.; Hongqing, H., 2020. "*Efficiency of KOH-modified rice straw-derived biochar for reducing cadmium mobility, bioaccessibility and bioavailability risk index in red soil*". Pedosphere, 30, 874–882.
- Bharwana, S. A., S. Ali, M. A. Farooq, N. Iqbal, F. Abbas, and M. S. A. Ahmad. 2013. "*Alleviation of lead toxicity by silicon is related to elevated photosynthesis, antioxidant enzymes suppressed lead uptake and oxidative stress in cotton*". Journal of Bioremediation & Biodegradation 4:187.
- Catalan, J., Camarero, L., Felip, M., Pla, S., Ventura, M., Buchaca, T., Bartumeus, F., De Mendoza, G., Miró, A., Casamayor, E. O., Medina-Sánchez, J. M., Bacardit, M., Altuna, M., Bartrons, M., & De Quijano, D. D., 2006, "*High mountain lakes: Extreme habitats and witnesses of environmental changes*". Limnetica, 25(1–2).
- Cobb, G.P., Sands, K., Waters, M., Wixson, B.G., Dorward-King, E., 2000. "*Accumulation of heavy metals by vegetables grown in mine wastes*". Environmental Toxicology and Chemistry 19, 600–607.
- Guerriero, G., Hausman, J. F., & Legay, S. (2016). "*Silicon and the plant extracellular matrix*". In Frontiers in Plant Science (Vol. 7, Issue APR2016). <https://doi.org/10.3389/fpls.2016.00463>
- Etesami, H., & Jeong, B. R. (2018). "*Silicon (Si): Review and future prospects on the action mechanisms in alleviating biotic and abiotic stresses in plants*". Ecotoxicology and Environmental Safety, 147, 881–896. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2017.09.063>
- Huang, R., Lan, M., Liu, J., & Gao, M., 2017. "*Soil aggregate and organic carbon distribution at dry land soil and paddy soil: the role of different straws returning*". Environmental Science and Pollution Research, 24(36). <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0372-9>
- Khac Thi Vu et al., 2022, "*Cadmium Immobilization in the Rice - Paddy Soil with Biochar Additive*", J. Ecol. Eng. 2022; 23(4):85–95, DOI: <https://doi.org/10.12911/22998993/146331>
- Mousavi, Z.H., Hosseinifar, A., Jahed, V., 2010. "*Removal of Cu (II) from waste water by waste tire rubber ash*". J. Serb. Chem. Soc. 75, 845–853.
- Moses M. Ngugi, Harun I. Gitari, Catherine Muiri & Joseph P. Gweyi-Onyango, 2021. "*Cadmium mobility, uptake, and accumulation in spinach, kale, and amaranths vegetables as influenced by silicon fertilization*". Bioremediation Journal, DOI: 10.1080/10889868.2021.1924111
- Nyawade, S., H. I. Gitari, N. N. Karanja, C. K. Gachene, E. Schulte-Geldermann, K. Sharma, and M. Parker. 2020. "*Enhancing climate resilience of rain-fed potato through legume intercropping and silicon application*". Frontier in Sustainable Food Systems 4, 566345.
- Norvell WA, 1984, "*Comparison of chelating agents as extractants for metals in diverse soil materials*". Soil Sci. Soc. Am. J., 48, 1285 – 1292.

- Pereira, A. S., A. O. S. Dorneles, K. Bernardy, V. M. Sasso, D. Bernardy, G. Possebom, L. V. Rossato, V. L. Dressler, and L. A. Tabaldi, 2018. "*Selenium and silicon reduce cadmium uptake and mitigate cadmium toxicity in Pfaffia glomerata (Spreng.) Pedersen plants by activation antioxidant enzyme system*". Environmental Science and Pollution Research 25 (19):18548–58. doi: 10.1007/s11356-018- 2005-3.
- Rahim, H.U.; Qaswar, M.; Wang, M.; Jing, X.; Cai, X, 2021. "*Environmental Applications of Reduced Sulfur Species and Composites in Transformation and Detoxification of Contaminants*". J. Environ. Chem. Eng. 106696.
- Rahim, H.U.; Akbar, W.A.; Alatalo, J.M, 2022. "*A Comprehensive Literature Review on Cadmium (Cd) Status in the Soil Environment and Its Immobilization by Biochar-Based Materials*". Agronomy, 12, 877. <https://doi.org/10.3390/agronomy12040877>
- Rizwan, M., Ali, S., Adrees, M., Ibrahim, M., Tsang, D. C. W., Zia-ur-Rehman, M., Zahir, Z. A., Rinklebe, J., Tack, F. M. G., & Ok, Y. S., 2017. "*A critical review on effects, tolerance mechanisms and management of cadmium in vegetables*". Chemosphere, 182, 90–105. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.05.013>
- Sebastian, A., & Prasad, M. N. V., 2014. "*Cadmium minimization in rice. A review*". In Agronomy for Sustainable Development (Vol. 34, Issue 1). <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0152-y>
- Tang, J.; Zhang, L.; Zhang, J.; Ren, L.; Zhou, Y.; Zheng, Y.; Luo, L.; Yang, Y.; Huang, H.; Chen, A., 2020. "*Physicochemical features, metal availability and enzyme activity in heavy metal-polluted soil remediated by biochar and compost*". Sci. Total Environ. 701, 134751.
- Tian, Z. R., Sharma, A., Nozari, A., Subramaniam, R., Lundstedt, T., & Sharma, H. S., 2012. "*Nanowired drug delivery to enhance neuroprotection in spinal cord injury*". CNS & Neurological Disorders Drug Targets, 11(1).
- Tubana, B., T. Babu, and L. Datnoff, 2016. "*A review of silicon in soils and plants and its role in US agriculture*". Soil Science 181 (9/10):393–411. doi: 10.1097/SS. 000000000000179.
- Xiang, J.; Lin, Q.; Yao, X.; Yin, G., 2021. "*Removal of Cd from aqueous solution by chitosan coated MgO-biochar and its in-situ remediation of Cd-contaminated soil*". Environ. Res. 195, 110650.
- Xuan Chen, Hong-Zhi He, Gui-Kui Chen & Hua-Shou Li, 2020. "*Effects of biochar and crop straws on the bioavailability of cadmium in contaminated soil*". Scientific Reports 10:9528, <https://doi.org/10.1038/s41598-020-65631-8>
- Yingying Huang et al., 2017. "*Toxicity of cadmium and its health risks from leafy vegetable consumption*". Food and Function, Issue 4, RSC Publishing.
- Zhao, Y., M. Liu, L. Guo, D. Yang, N. He, B. Ying, and Y. Wang, 2020. "*Influence of silicon on cadmium availability and cadmium uptake by rice in acid and alkaline paddy soils*". Journal of Soils and Sediments 20 (5):2343–53. doi: 10.1007/s11368-020-02597-0.

Abstract:
**REDUCING CD IN CONTAMINATED SOIL BY LOW COST
MATERIALS FROM WASTE-AGRI**

The study was conducted with purpose of accumulation evaluation of Cd in vegetables and the immobilization ability of available Cd in contaminated soil by compost straw and biochar. Contaminated soil with total Cd content of 5.013 ppm, available Cd content of 0.048 ppm was mixed with biochar and compost straw by proportions including 1.25%, 2.5%, 5% (w:w). The control formular (CF) is Cd contaminated soil without treatment materials. Experimental results show that vegetables can absorb up to 47.91% of available Cd. The accumulation of Cd in vegetables is in the order: roots > old leaves > young leaves. In addition, Cd content in leaf stems is lower from 1.44 - 1.51 times than roots, and Cd content old leaves is higher from 1.19 - 1.23 times than young leaves. The results of available Cd treatment by composted straw decrease from 1.63 - 3.99 times compared to the CF. Biochar with available Cd treatment efficiency is higher from 1.3 - 2.55 times than the compost straw at the same rate, and available Cd content reduces from 2.12 - 10.19 times compared to the CF. In which, the ratio of biochar 5% can contribute to optimal control with reducing 97.49% of available Cd.

Keywords: Cd contaminated soil, waste-agricultural, compost straw, biochar.

Ngày nhận bài: 27/10/2022

Ngày chấp nhận đăng: 11/12/2022