



Original Article

The Effects of Biochar on Exchangeable Metal Concentration in Paddy Soils

Nguyen Thanh Binh^{*}, Ha Tran Quang Nghiem

*Institute of Environmental Science, Engineering and Management,
Industrial University of Ho Chi Minh City, 12 Nguyen Van Bao, Go Vap, Ho Chi Minh City, Vietnam*

Received 17 September 2022

Revised 27 March 2023; Accepted 18 May 2023

Abstract: The presence of metals in soil may impact the environment, as well as agricultural products. Biochar can alter some physical and chemical properties of the soil, reducing the concentrations of exchangeable metals in the soil. The aim of this study was to examine the effects of biochar on the exchangeable metal concentration in two paddy soils that have different organic carbon (OC) contents. A pot experiment was conducted in a greenhouse using two soils with high (3.05%) and low (0.54%) OC content mixed with biochar at rates of 0, 1.5, 3, 6, and 12%, and planted with rice in two consecutive seasons. At the end of each season, 30 soil samples (2 soil types x 5 biochar rates x 3 replicates) were collected to determine the exchangeable concentration of Al, Fe, Mn, Cd, Ni, Pb, and Zn, as well as pH. The metal quality index was calculated using principal component/factor analysis. The results showed that biochar increased the pH value after the first rice crop but did not improve after the second rice season. Biochar reduced the exchangeable concentration of some metals, including Al, Fe, Ni, Cd, Pb, and Zn. Compared to the no-biochar treatment, biochar application increased the soil metal quality index from 4.1 to 12.8% after the first crop and from 9.6 to 188.7% after the second rice crop, depending on soil properties and used biochar rate. This effect could be related to the increased pH in biochar-added soil and biochar's adsorption capacity. In conclusion, biochar has promising prospects for reducing exchangeable metal content in arable soils, thus exhibiting the potential to be used in paddy fields to remediate metal-contaminated soils.

Keywords: Biochar, metals, agricultural soil, exchangeable content, soil properties.

^{*} Corresponding author.

E-mail address: nguyenbinh@iuh.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4903>

Ảnh hưởng của than sinh học đến hàm lượng kim loại ở dạng trao đổi trong đất trồng lúa nước

Nguyễn Thanh Bình*, Hà Trần Quang Nghiem

Viện Khoa học Công nghệ và Quản lý Môi trường, Trường Đại học Công nghiệp Thành phố Hồ Chí Minh
12 Nguyễn Văn Bảo, Gò Vấp, Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam

Nhận ngày 17 tháng 9 năm 2023

Chỉnh sửa ngày 27 tháng 3 năm 2023; Chấp nhận đăng ngày 18 tháng 5 năm 2023

Tóm tắt: Hàm lượng của một số kim loại trong đất có ảnh hưởng đến môi trường nói chung cũng như các sản phẩm nông nghiệp nói riêng. Than sinh học có khả năng thay đổi một số tính chất lý, hóa học của đất từ đó làm giảm hàm lượng kim loại ở dạng trao đổi trong đất. Nghiên cứu này có mục tiêu là đánh giá ảnh hưởng của than sinh học đến hàm lượng của một số kim loại ở dạng trao đổi trong đất trồng lúa nước trên hai loại đất xám có hàm lượng cacbon hữu cơ (OC) khác nhau. Một thí nghiệm chậu được thiết lập trong nhà kính sử dụng hai loại đất có OC cao (3,05%) và thấp (0,54%) có phối trộn với than sinh học ở các tỷ lệ 0, 1,5%, 3%, 6%, và 12% và trồng lúa nước trong 2 vụ liên tục. Kết thúc mỗi vụ lúa, 30 mẫu đất (2 loại đất x 5 tỷ lệ than x 3 lần lặp) được lấy để phân tích pH và hàm lượng trao đổi các kim loại Al, Fe, Mn, Cd, Ni, Pb, và Zn bằng dịch chiết BaCl₂. Chỉ số chất lượng kim loại được tính trên tất cả các kim loại được phân tích bằng phương pháp phân tích thành phần chính/nhân tố. Kết quả nghiên cứu cho thấy than sinh học làm tăng giá trị pH sau vụ lúa thứ nhất, tuy nhiên không thể hiện sự cải tạo giá trị pH sau vụ lúa thứ hai. Than sinh học có tác dụng làm giảm hàm lượng trao đổi của một số nguyên tố kim loại như Al, Fe, Ni, Cd, Pb, và Zn. So với không bổ sung than sinh học, việc bổ sung than sinh học đã làm tăng chỉ số chất lượng các kim loại trong đất từ 4,1 đến 12,8% sau vụ thứ nhất và từ 9,6 đến 188,7% sau vụ lúa thứ 2, tùy vào loại đất và tỷ lệ than sinh học sử dụng. Hiệu quả làm giảm này có liên quan đến môi trường pH tăng (5,98-6,63 ở tỷ lệ than 0% đến 12% đối với đất có hàm lượng OC cao, và 6,17-6,90 đối với đất có hàm lượng OC thấp) và khả năng hấp phụ của than sinh học. Tóm lại, than sinh học có triển vọng tốt trong việc hạn chế hàm lượng kim loại trao đổi trong đất trồng trọt và có khả năng áp dụng trên điều kiện thực tế nhằm cải tạo đất ô nhiễm kim loại.

Từ khóa: Than sinh học, kim loại, đất nông nghiệp, hàm lượng trao đổi, tính chất đất.

1. Mở đầu

Quá trình phát triển nhanh về kinh tế xã hội trong những năm gần đây có thể tạo ra môi trường ngày càng bị ô nhiễm thông qua các hoạt động của con người như canh tác nông nghiệp, nuôi trồng thủy hải sản, hoạt động sản xuất công nghiệp và khu dân cư [1]. Hàm lượng kim loại

trong đất là một trong các nhân tố gây ô nhiễm môi trường đất cần quan tâm hàng đầu. Các nguyên tố kim loại trong đất có thể xuất phát từ nhiều nguồn gốc khác nhau, từ hoạt động sản xuất công nghiệp, nông nghiệp hoặc khai thác khoáng sản [2]. Trong lĩnh vực sản xuất nông nghiệp, các nguyên tố kim loại có thể bắt nguồn từ sử dụng phân bón, sử dụng thuốc trừ sâu, phân

* Tác giả liên hệ.

Địa chỉ email: nguyenthanbinh@iuh.edu.vn

<https://doi.org/10.25073/2588-1094/vnuees.4903>

hữu cơ từ chất thải động vật, và sử dụng các chất thải/nước thải chưa qua xử lý khác [2, 3]. Nghiên cứu của Bai và cs [4] cho thấy các loại hình sử dụng đất cũng có ảnh hưởng khác nhau đến khả năng tích lũy các nguyên tố kim loại trong đất. Một cuộc điều tra đất đã được tiến hành để đánh giá sự tích tụ kim loại, các rủi ro sinh thái và sức khỏe tiềm ẩn cũng như xác định nguồn kim loại trong đất trồng lúa ở Thành phố Hán Trung, Trung Quốc [5]. Trong các mẫu đất được thu thập và được định lượng kim loại nặng (As, Cd, Cu, Hg, Pb và Zn). Kết quả cho thấy As, Cd, Zn là các chất gây ô nhiễm chính trong đất tại khu vực nghiên cứu. Ngoài ra, hàm lượng Hg cao trong đất cũng có thể gây rủi ro cho hệ sinh thái địa phương. Cadmium và As thể hiện tính di động cao và hàm lượng trung bình của chúng trong hạt gạo cao hơn ngưỡng cho phép một chút (0,20 mg/kg). Một nghiên cứu khác trong đất trồng lúa vùng lân cận mỏ đa kim Núi Pháo, miền Bắc Việt Nam cũng thể hiện hàm lượng các kim loại đáng kể (As, Cd, Cr, Cu, Pb và Zn) trong các mẫu đất thu thập được [6]. Hầu hết các mẫu đất đều bị ô nhiễm As (giá trị trung bình $50,93 \pm 55,44$ mg/kg) và Cd (giá trị trung bình $15,22 \pm 9,51$ mg/kg), cao gấp 16 lần và 23 lần so với tiêu chuẩn chất lượng nông nghiệp (QCVN 03-MT:2015/BTNMT) và 15 mg/kg đối với As và 1,5 mg/kg đối với Cd. Điều này có nghĩa là sức khỏe của người dân địa phương bị ảnh hưởng mạnh mẽ bởi các hoạt động khai thác mỏ Núi Pháo cả trực tiếp và gián tiếp thông qua tiêu thụ lương thực, khi cây lúa được trồng trên ruộng lúa là cây trồng chính trong khu vực nghiên cứu. Việc tích lũy kim loại trong đất nông nghiệp ngày càng tăng có ảnh hưởng xấu đến chất lượng nông sản do quá trình hấp thụ và tích lũy các kim loại trong các bộ phận thực vật, từ đó có ảnh hưởng đến sức khỏe người tiêu dùng. Do đó, cải tạo đất, hạn chế khả năng tích lũy kim loại trong đất nông nghiệp cần thiết phải được thực hiện nhằm nâng cao hiệu quả cũng như chất lượng nông sản. Có nhiều phương pháp khác nhau để cải tạo hàm lượng kim loại trong đất nông nghiệp với 5 nguyên lý cơ bản là cô lập, cô định, giảm độc tính, phân tách vật lý và chiết xuất các kim loại [7]. Việc lựa chọn một giải pháp cải tạo kim

loại trong đất còn phụ thuộc vào tính hiệu quả, chi phí và mức độ dễ sử dụng của phương pháp đó.

Gần đây sử dụng than sinh học cho việc cải tạo kim loại trong đất đã được nghiên cứu và đề xuất sử dụng [8]. Than sinh học là hợp chất giàu cacbon, được sản xuất từ các phụ phẩm nông nghiệp, sinh khối thực vật, hoặc các loại phân động vật, chất thải hữu cơ trong điều kiện yếm khí với nhiệt độ trên 250 °C [9, 10]. Quá trình nhiệt phân chậm trong điều kiện thiếu oxy sẽ chuyển các loại chất hữu cơ sang than sinh học. Than sinh học có một số tính chất quan trọng trong việc cố định các nguyên tố kim loại trong đất, bao gồm độ kiềm cao, xốp cao, diện tích bề mặt lớn và có chứa các nhóm chức hóa học mang điện tích âm [11, 12]. Guo và cs [13] tổng kết rằng than sinh học có khả năng cố định các nguyên tố kim loại Cd, Cu, Ni, Pb và Zn từ đó làm giảm lượng dễ tiêu sinh học thông qua các cơ chế hấp phụ (dựa trên lực hút tĩnh điện, trao đổi ion và tạo phức bề mặt) và kết tủa (được tạo ra do sự nâng cao pH của đất và bổ sung tro từ than sinh học). Những kết quả này cho thấy than sinh học có tiềm năng cải tạo hàm lượng kim loại trong đất nông nghiệp thông qua quá trình cố định từ đó làm giảm lượng dễ tiêu sinh học của các nguyên tố kim loại có mặt trong đất.

Tuy nhiên hiệu quả cải tạo kim loại trong đất nông nghiệp còn phụ thuộc vào tính chất đất, tính chất than sinh học và nguyên tố kim loại [8]. Các nguyên tố kim loại như Cu, As có thể tăng cường di động, trong lúc các nguyên tố Cd và Zn bị cô định khi áp dụng than sinh học vào đất [14]. Igalavithana và cs [15] nghiên cứu trên 3 loại than sinh học khác nhau và chỉ ra rằng hiệu quả cải tạo các nguyên tố kim loại trong đất có khác nhau, tùy thuộc vào từng loại than khác nhau. Ahmad và cs [16] cho rằng hiệu quả xử lý các chất ô nhiễm vô cơ trong đất của than sinh học còn chưa chắc chắn và do đó cần thêm các nghiên cứu khác.

Hiện nay, Việt Nam có tổng diện tích gieo trồng lúa vào khoảng 7,2 triệu ha, diện tích đất canh tác lúa nước vào khoảng 3,2 triệu ha chiếm gần 61,8% tổng diện tích đất sản xuất nông nghiệp [17]. Hằng năm, ngành lúa nước của Việt Nam sản xuất ra khoảng 43852,6 nghìn tấn, đưa

Việt Nam vào một trong các quốc gia có lượng xuất khẩu gạo nhiều nhất trên thế giới. Bên cạnh sản lượng lúa lớn thì lượng phụ phẩm của quá trình canh tác lúa nước như trấu và rơm cũng được tạo ra khá nhiều. Những phụ phẩm này có thể được sử dụng cho nhiều mục đích khác nhau, trong đó một phần đáng kể được đốt trực tiếp trên cánh đồng để nhanh chóng chuẩn bị đất cho vụ lúa kế tiếp. Việc đốt trực tiếp này vừa làm ô nhiễm môi trường vừa làm lãng phí nguồn cacbon hữu cơ có trong trong các phụ phẩm nông nghiệp. Chuyển các phụ phẩm này sang dạng than sinh học rồi sử dụng cho canh tác lúa sẽ đưa lại hiệu quả sử dụng cao. Cách làm này vừa xử lý được các phụ phẩm nông nghiệp vừa hạn chế hàm lượng các nguyên tố kim loại trong đất. Đó đó, nghiên cứu này được thực hiện với mục tiêu đánh giá ảnh hưởng của than sinh học sản xuất từ vỏ trấu đến hàm lượng kim loại ở dạng trao đổi trong đất trồng lúa nước trên hai loại đất có hàm lượng cacbon hữu cơ (OC) khác nhau.

2. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

2.1. Vật liệu thí nghiệm

Than sinh học từ vỏ trấu được lựa chọn dùng cho nghiên cứu này. Vỏ trấu được thu mua từ nhà máy sản xuất gạo, rửa sạch, phơi khô trong không khí. Sau đó vỏ trấu được dùng để sản xuất than sinh học bằng phương pháp nhiệt phân chậm ở nhiệt độ khoảng 350 °C. Đất dùng để thực hiện nghiên cứu được lấy trên hai đồng ruộng canh tác lúa khác nhau ở xã Phước Thạnh, Huyện Củ Chi TP Hồ Chí Minh. Đất từ ruộng 1 có hàm lượng cacbon hữu cơ (OC) là 3,05% cao hơn đất từ ruộng 2 với hàm lượng OC là 0,54 % (trong nghiên cứu này 2 loại đất này được gọi tắt là đất có hàm lượng OC cao và đất có hàm lượng OC thấp). Đất dùng cho nghiên cứu này là Haplic Acrisol [18]. Mỗi thửa ruộng được lấy 1 mẫu đất gộp từ 10 điểm riêng biệt. Trên mỗi điểm, đất được lấy ở độ sâu 0-15 cm vì tầng này là nơi phát triển chính của rễ lúa. Tổng khối lượng đất tươi được lấy ở từng ruộng khoảng 100 kg. Đất sau khi lấy được chuyển về nhà kính thí nghiệm, phơi khô tự nhiên ngoài không khí tránh ánh

nắng trực tiếp, nghiền và qua rây 2 mm để loại bỏ các tạp chất và chờ tiến hành thí nghiệm.

2.2. Thiết lập thí nghiệm

Một thí nghiệm trong nhà kính được thực hiện với 5 tỷ lệ than sinh học gồm 0%, 1,5%, 3%, 6%, 12% theo khối lượng đất, trên hai loại đất canh tác lúa nước khác nhau. Đất chứa tỷ lệ than khác nhau được đưa vào các chậu nhựa có đường kính 18 cm và chiều cao 30 cm (với tổng khối lượng khoảng 3-4 kg). Sự kết hợp tỷ lệ than sinh học với 2 loại đất tạo thành 10 công thức thí nghiệm, gọi tắt là CT1, CT2, CT3, CT4 và CT5 với đất có hàm lượng OC cao và CT6, CT7, CT8, CT9 và CT10 với đất có hàm lượng OC thấp. Các công thức thí nghiệm được lặp lại 3 lần và sắp xếp ngẫu nhiên trong nhà kính, tạo thành thí nghiệm được thiết kế theo kiểu hoàn toàn ngẫu nhiên với 3 lần lặp lại và 2 yếu tố thí nghiệm (yếu tố 1 là loại đất và yếu tố 2 là các tỷ lệ than sinh học). Đất và than sinh học, sau khi được phối trộn theo các tỷ lệ ở trên, được cho vào chậu thí nghiệm và nước được thêm từ từ vào tất cả các chậu tránh làm than nổi trên bề mặt. Sau khoảng 1 tuần, hạt lúa được gieo vào các chậu với mật độ 10 cây/chậu. Giống lúa được sử dụng cho nghiên cứu là giống lúa OM 5451 vì hiện nay giống lúa này được khá nhiều hộ dân lựa chọn để canh tác. Trong suốt quá trình sinh trưởng và phát triển của cây lúa, các chậu thí nghiệm đã được giữ ngập nước và dùng tới nước một tuần trước khi thu hoạch [19]. Nghiên cứu đã được tiến hành thực hiện với 2 vụ canh tác liên tục tương ứng với vụ Đông Xuân và vụ Thu Hè.

2.3. Các chỉ tiêu quan trắc

Đất trong các chậu thí nghiệm sau khi kết thúc mỗi mùa được lấy để phân tích các nguyên tố kim loại ở dạng trao đổi. Đất được lấy ở độ sâu 0-15 cm tính từ bề mặt của đất và khối lượng đất lấy để phân tích khoảng 300 g phần đất tươi. Phần còn lại sẽ được cho lại vào chậu để thực hiện vụ lúa tiếp theo đối với lần thu hoạch đầu tiên. Sau khi được lấy, đất được đưa về phòng thí nghiệm phơi khô ngoài không khí tránh ánh nắng trực tiếp, nghiền và rây qua rây có kích thước 2

mm. Đất sau khi qua rây được phân tích các chỉ tiêu kim loại bao gồm Al, Fe, Mn, Cd, Ni, Pb, Zn bằng phương pháp chiết rút với dung dịch BaCl₂ và đo bằng máy Inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES) [20]. Phương pháp này bao gồm hai bước chính là bước 1 chiết hàm lượng trao đổi của các nguyên tố kim loại bằng dung dịch BaCl₂ 0,1 M từ 0,5 g đất và bước 2 đo hàm lượng kim loại trong dung dịch chiết bằng máy ICP-OES. Than sinh học có tác dụng mạnh làm thay đổi hàm lượng kim loại trao đổi trong đất thông qua các cơ chế về thay đổi giá trị pH đất, hấp phụ kim loại của than sinh học và hình thành các liên kết phức với kim loại. Do đó than sinh học ít có tác dụng lên hàm lượng kim loại ở dạng tổng số và đây là lý do nghiên cứu này không đo hàm lượng tổng số của các nguyên tố kim loại có trong đất. Các mẫu đất cũng được đo giá trị pH bằng phương pháp điện cực. Hàm lượng OC trong đất đất được xác định bằng phương pháp đốt khô bằng máy phân tích nguyên tố (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Đức) [21]. Thành phần cơ giới của 2 loại đất trước thí nghiệm được đo bằng phương pháp Pipette [20]. Dung tích trao đổi cation (CEC) được xác định bằng phương pháp ammonium acetate [22].

2.4. Tính toán và xử lý thống kê số liệu thí nghiệm

Tất cả các số liệu của thí nghiệm đều sẽ được phân tích phương sai ANOVA với kiểu thí nghiệm hoàn toàn ngẫu nhiên 2 yếu tố nghiên cứu. Mô hình phân tích như sau $\gamma_{ijk} = \mu + \beta_i + \alpha_j + \beta\alpha_{ij} + \epsilon_{ijk}$, trong đó γ_{ijk} là đáp ứng của từng công thức nghiên cứu trên từng chậu thí nghiệm, μ là trung bình chung, β_i là ảnh hưởng của tỷ lệ than, α_j là ảnh hưởng của loại đất, $\beta\alpha_{ij}$ là tương tác của đất và than, ϵ_{ijk} là sai số ngẫu nhiên với trung bình = 0 và phân bố chuẩn [23]. Ngoài ra, chỉ số chất lượng kim loại (MQI) được tính thông qua phương pháp phân tích thành phần chính/ nhân tố (PCA/FA) [24]. Phân tích PCA/FA được áp dụng trên bộ số liệu thí nghiệm và kết quả phân tích PCA/FA được sử dụng để xác định trọng số (w_i) của các thông số đất riêng lẻ phục vụ cho việc tính chỉ số MQI. Các nhân tố

có giá trị riêng lớn hơn 1 được giữ lại để ước tính trọng số của các thông số đất có tải lượng cao (> 0,5) với hệ số tương ứng [24]. Chỉ số chất lượng kim loại (MQI) được tính dựa theo phân tích thành phần chính/nhân tố (PCA/FA) theo phương trình 1.

$$MQI = \sum_{i=1}^n w_i s_i \quad (\text{phương trình 1})$$

Trong đó n là số lượng các thông số đất; w_i là trọng số của tham số thứ i và s_i là giá trị của tham số thứ i. w_i được xác định bằng cách sử dụng phân tích thành phần/nhân tố chính và s_i của bảy thông số kim loại trong đất được xác định theo phương trình 2.

$$S_i = \frac{x_{max} - x_i}{x_{max} - x_{min}} \quad (\text{phương trình 2})$$

Trong đó x_i , x_{min} , và x_{max} lần lượt là giá trị được phân tích, giá trị nhỏ nhất và giá trị lớn nhất của tham số i.

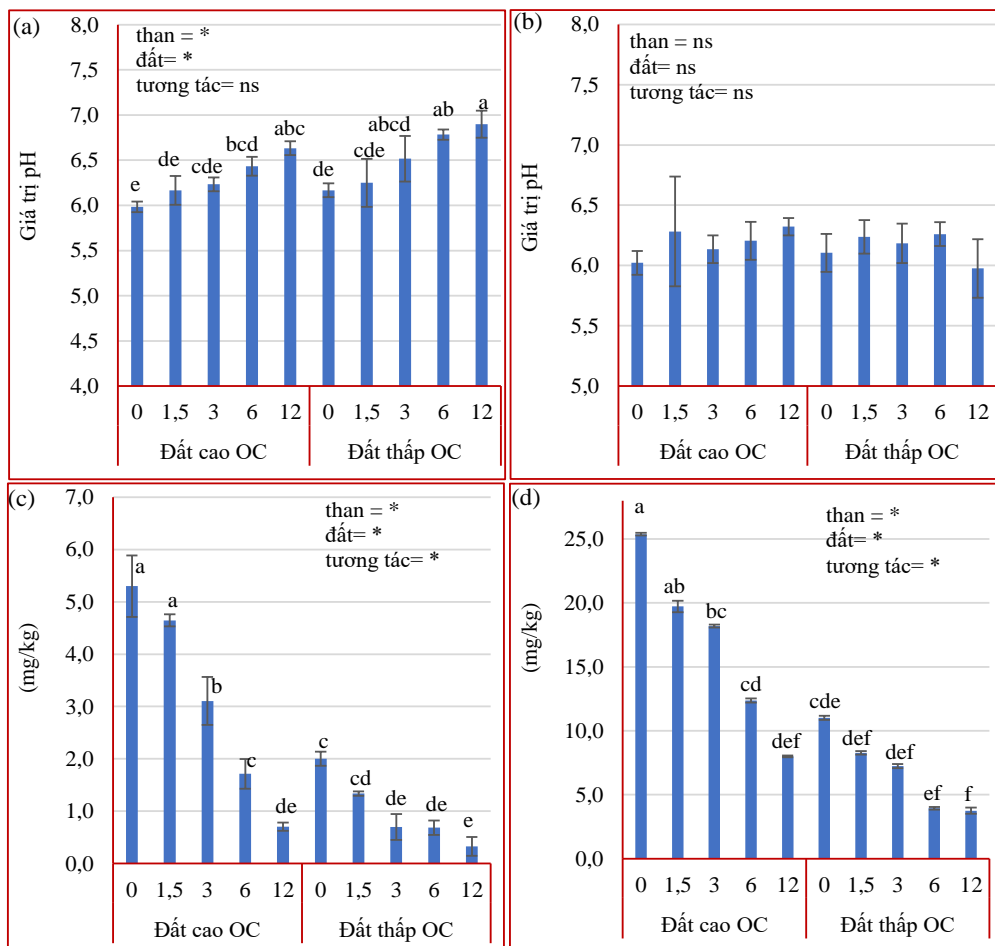
3. Kết quả

3.1. Tính chất đất và than sinh học trước thí nghiệm

Kết quả phân tích hai loại đất và than sinh học trước thí nghiệm (Bảng 1) cho thấy than sinh học từ vỏ trấu có giá trị pH 9,02 có tính kiềm và hàm lượng các kim loại ở dạng trao đổi là Al (1,1 mg/kg), Fe (16,37 mg/kg), Mn (20,68 mg/kg), Cd (0,12 mg/kg), Ni (0,7 mg/kg), Pb (0,12 mg/kg), Zn (0,26 mg/kg). Đất với hàm lượng OC thấp có pH 6,10 là loại đất chua nhẹ, có hàm lượng kim loại Al, Fe, Mn, Cd, Ni, Pb và Zn ở dạng trao đổi lần lượt là 4,43, 17,51, 20,18, 0,18, 0,65, 0,34, và 1,05 (mg/kg). Đất với hàm lượng OC cao có giá trị pH là 5,75 và có hàm lượng kim loại cao hơn so với đất với hàm lượng OC thấp (Al: 20,89 mg/kg, Fe: 27,37 mg/kg, Mn: 21,88 mg/kg, Cd : 0,2 mg/kg, Ni 0,7 mg/kg, Pb: 0,62 mg/kg, Zn: 1,39 mg/kg). Như vậy trong 3 loại vật liệu sử dụng cho nghiên cứu này, than sinh học có giá trị pH cao nhất và có hàm lượng các kim loại ở dạng trao đổi thấp nhất. Ngược lại đất có hàm lượng OC cao có giá trị pH thấp nhất và hàm lượng các kim loại phân tích cao nhất. Các giá trị CEC và thành phần cơ giới cũng đã được phân tích và trình bày trong Bảng 1.

Bảng 1. Hàm lượng một số kim loại ở dạng trao đổi và một số tính chất cơ bản của đất và than sinh học trước thí nghiệm. Đất có hàm lượng OC cao là đất có hàm lượng hữu cơ carbon = 3,05% và đất có hàm lượng OC thấp có hàm lượng carbon hữu cơ = 0,54%. SE là sai số chuẩn từ 4 lần lặp lại

Loại mẫu	pH _{H2O}	Al	Fe	Mn	Cd	Ni	Pb	Zn	Thành phần cơ giới (%)			CEC (cmol ₍₊₎ /kg)
									Sét	Thịt	Cát	
Đất có hàm lượng OC thấp	6,10	4,43	17,51	20,18	0,18	0,65	0,34	1,05	7,05	6,06	86,89	6,82
SE	0,15	0,59	1,81	0,16	0,00	0,06	0,09	0,39	0,32	0,34	0,10	1,47
Đất có hàm lượng OC cao	5,75	20,89	27,37	21,88	0,20	0,70	0,62	1,39	21,10	19,25	59,65	11,93
SE	0,13	2,33	1,75	0,37	0,04	0,04	0,04	0,14	0,18	0,45	0,61	0,58
Than sinh học	9,02	1,10	16,37	20,68	0,12	0,70	0,12	0,26				23,56
SE	0,19	0,13	1,73	0,46	0,02	0,13	0,06	0,07				2,15



Hình 1. Giá trị pH sau vụ lúa 1 (a) và vụ lúa 2 (b) và nồng độ Al trao đổi sau vụ lúa 1 (c) và vụ lúa 2 (d) trong đất thí nghiệm. Trong cùng 1 đồ thị, các cột giá trị có cùng 1 ký tự khác biệt không có ý nghĩa thống kê. Thanh sai số là độ lệch chuẩn của các lần nhắc thí nghiệm. * và ns thể hiện hiệu quả tương ứng có ý nghĩa thống kê và không có ý nghĩa thống kê với độ tin cậy trên 95%.

Giá trị CEC phản ánh tổng lượng cation trao đổi trong đất và đất có giá trị CEC cao thường cho hàm lượng trao đổi các cation bao gồm các kim loại cao. Giá trị CEC phụ thuộc vào hàm lượng sét trong đất. Khi đất có hàm lượng sét càng cao thì có giá trị CEC càng lớn [25]. Giá trị CEC cũng có tương quan thuận với hàm lượng OC trong đất [26]. Kết quả phân tích ở Bảng 1 cho thấy đất với hàm lượng OC cao sẽ có hàm lượng các kim loại ở dạng trao đổi và giá trị CEC cao hơn đất với hàm lượng OC thấp. Hàm lượng sét của đất với hàm lượng OC cao cũng cao hơn đất với hàm lượng OC thấp.

3.2. Giá trị pH và hàm lượng Al trao đổi

Việc bổ sung than sinh học đã làm tăng giá trị pH của cả 2 loại đất có ý nghĩa thống kê sau vụ lúa đầu tiên (Hình 1a). Kết quả cho thấy có sự gia tăng pH từ 5,98 lên 6,63 ở tỷ lệ than 0% đến 12% đối với đất có hàm lượng OC cao, đối với đất có hàm lượng OC thấp thì tăng từ 6,17 ở CT6 lên đến 6,90 ở CT10. Giá trị pH của các công thức trên loại đất có hàm lượng OC thấp cao hơn so với đất có hàm lượng OC cao. Hình 1b cho thấy sau lần thu hoạch thứ hai thì giá trị pH của các công thức nghiên cứu trên hai loại đất khác biệt không có ý nghĩa thống kê.

Tỷ lệ than sinh học từ vỏ trấu tăng lên thì hàm lượng Al trao đổi giảm xuống có ý nghĩa thống kê (Hình 1c, 1d). Hình 1c cho thấy sau vụ thứ nhất hàm lượng Al trao đổi đã giảm xuống từ 5,3 mg/kg ở CT1 không sử dụng than sinh học xuống 0,7 mg/kg ở CT5 bổ sung 12% than sinh học vào đất có hàm lượng OC cao. Đối với đất có hàm lượng OC thấp thì hàm lượng Al trao đổi giảm từ 2 mg/kg ở CT6 xuống 0,33 mg/kg ở CT10. Kết quả phân tích đất sau vụ lúa thứ 2 cho thấy hàm lượng Al trao đổi giảm mạnh từ 25,38 mg/kg ở CT1 xuống 7,99 mg/kg ở CT5 trên đất có hàm lượng OC cao (Hình 1c). Trên đất có hàm lượng OC thấp khi tỷ lệ than sinh học tăng từ 0% lên 12% thì giá trị Al trao đổi giảm từ 11,02 mg/kg xuống còn 3,74 mg/kg. Hàm lượng Al trao đổi trong đất sau vụ lúa thứ 2 có giá trị cao hơn so với sau vụ lúa thứ nhất. Hàm lượng Al trao đổi trong đất có hàm lượng OC cao

là cao hơn so với đất có hàm lượng OC thấp trên cả hai vụ.

3.3. Hàm lượng Fe và Mn

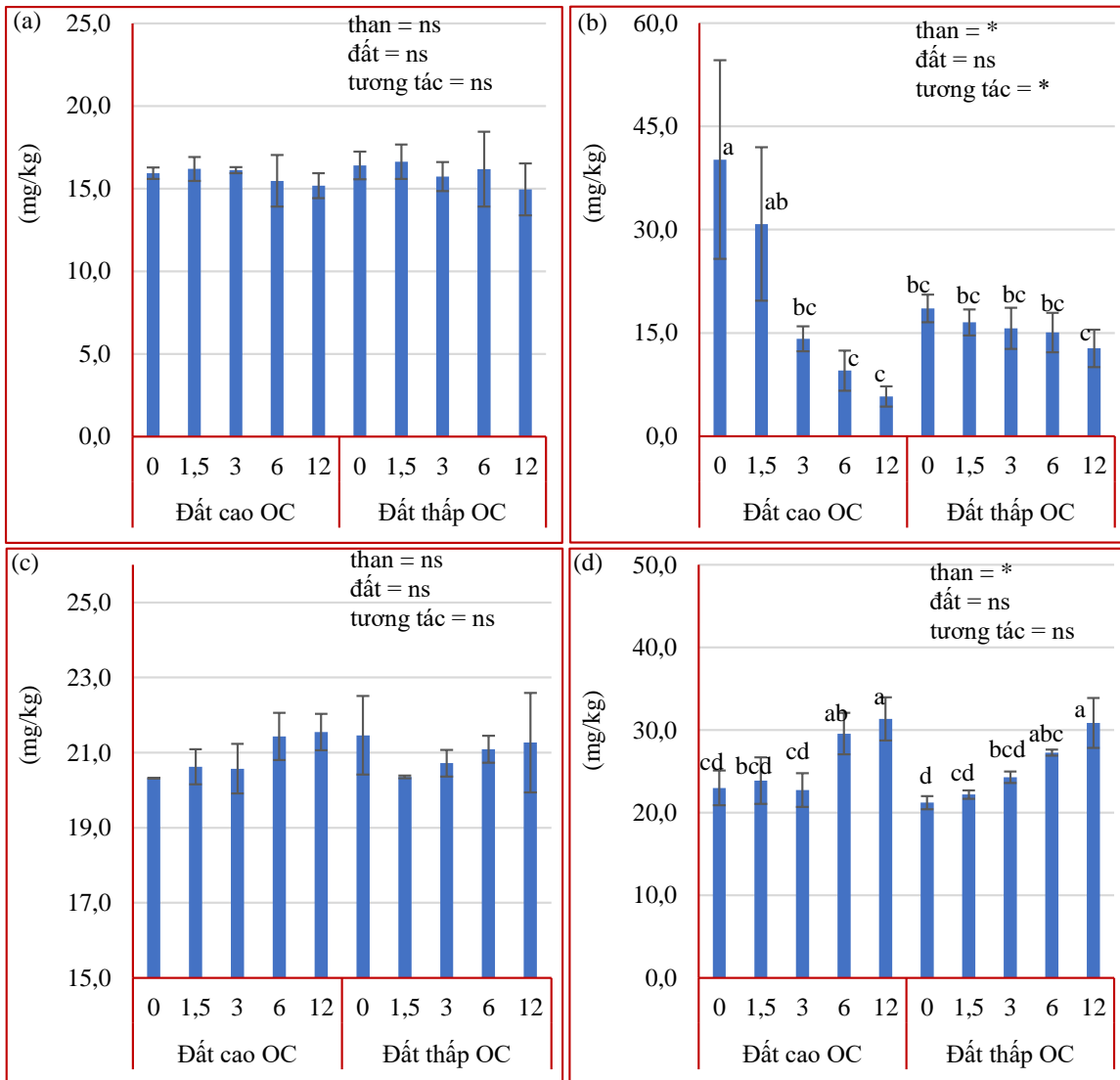
Hàm lượng Fe trao đổi trong đất sau vụ lúa 1 giữa các công thức thí nghiệm không khác biệt có ý nghĩa thống kê (Hình 2a). Sau vụ lúa 2, hàm lượng Fe trao đổi trong đất có sự khác biệt giữa các công thức với nhau. Hình 2b cho thấy hàm lượng Fe trao đổi giảm dần theo mức tăng tỷ lệ than sinh học ở cả 2 loại đất sử dụng cho thí nghiệm. Trên đất có hàm lượng OC cao, hàm lượng Fe trao đổi giảm từ 40,18 mg/kg ở CT1 xuống 5,77 mg/kg ở CT5. Trên đất có hàm lượng OC thấp, hàm lượng Fe trao đổi giảm từ 18,55 mg/kg ở CT6 xuống 12,75 mg/kg ở CT10. Tương tự Fe, hàm lượng Mn trao đổi sau vụ thứ nhất ở các công thức thí nghiệm không khác biệt có ý nghĩa thống kê (Hình 2c). Sau vụ lúa thứ 2, hàm lượng Mn trao đổi tăng từ 23 mg/kg lên đến 31,35 mg/kg ở tỷ lệ than sinh học tương ứng là 0% và 12% đối với đất có hàm lượng OC cao. Đối với đất có hàm lượng OC thấp, khi lượng than bổ sung tăng từ 0% lên 12% thì hàm lượng Mn trao đổi cũng tăng lên từ 21,22 mg/kg lên đến 30,87 mg/kg.

3.4. Hàm lượng Cd và Ni

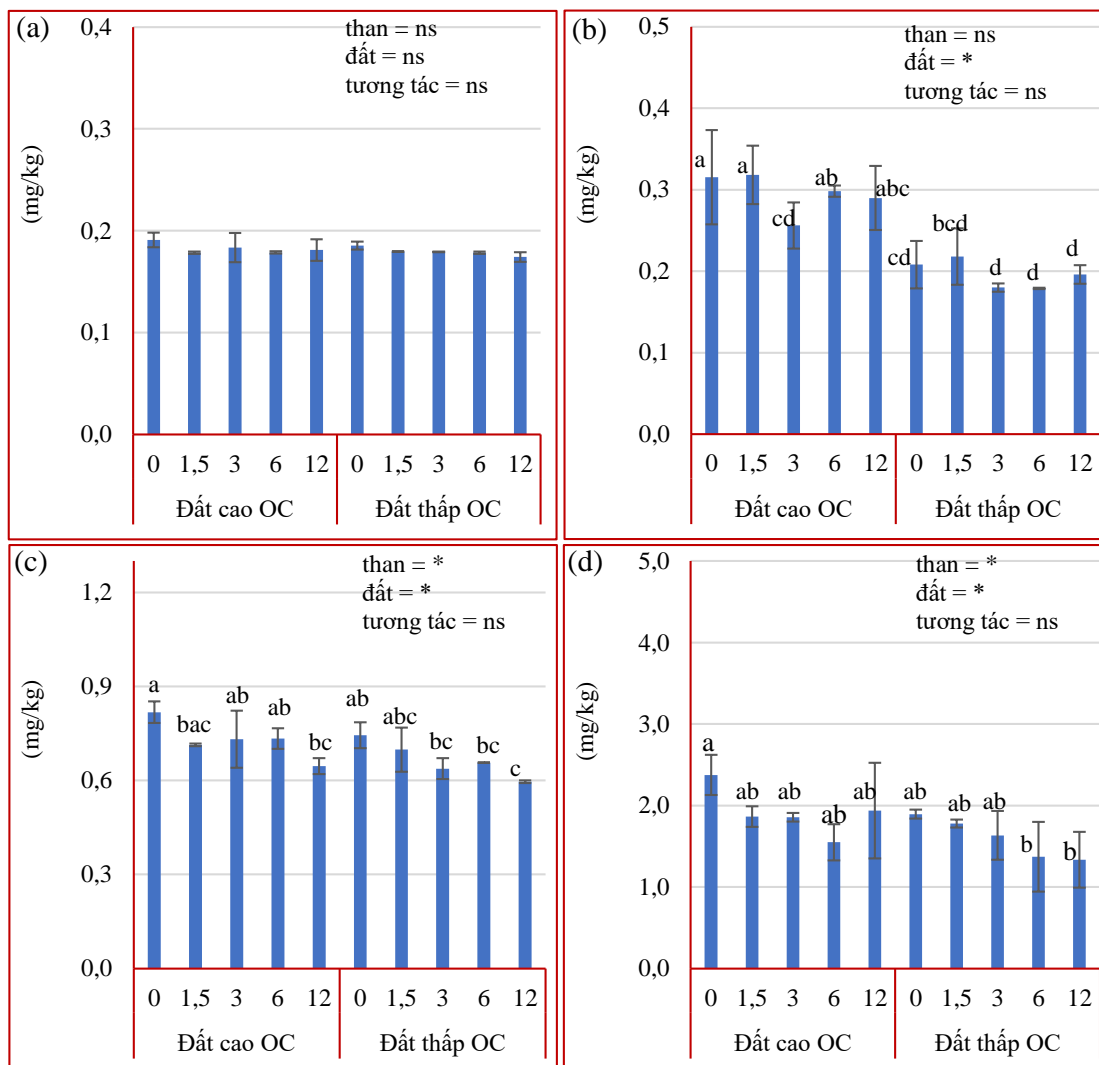
Việc sử dụng than sinh học không ảnh hưởng đến hàm lượng Cd trao đổi sau vụ lúa 1 với những khác biệt về giá trị Cd trao đổi không có ý nghĩa thống kê (Hình 3a). Sau vụ lúa 2, hàm lượng Cd trao đổi giảm từ 0,32 mg/kg xuống còn 0,29 mg/kg ở CT1 đến CT5 của đất có hàm lượng OC cao. Đối với đất có hàm lượng OC thấp thì hàm lượng Cd trao đổi giảm từ 0,21 mg/kg xuống 0,2 mg/kg ở CT6 đến CT10. Khi tăng tỷ lệ than sinh học thì hàm lượng Ni trao đổi có chiều hướng giảm. Hàm lượng Ni trao đổi của đất có hàm lượng OC cao ở cả hai vụ đều cao hơn so với đất có hàm lượng OC thấp. Trong vụ thứ nhất, hàm lượng Ni trong đất có hàm lượng OC cao đã giảm từ 0,82 mg/kg ở CT1 không sử dụng than sinh học xuống 0,65 mg/kg ở CT5 có sử dụng 12% than sinh học (Hình 3c). Trên đất

có hàm lượng OC thấp, hàm lượng này đã giảm từ 0,74 mg/kg ở CT6 xuống còn 0,6 mg/kg ở CT10. Hình 3d cho thấy sau vụ thứ hai, hàm lượng Ni trao đổi giảm từ 2,38 mg/kg ở CT1 xuống còn 1,94 mg/kg ở CT5 trên đất có hàm

lượng OC cao. Trên đất có hàm lượng OC thấp, đất không sử dụng than sinh học có hàm lượng Ni trao đổi là 1,96 mg/kg và đất có bổ sung 12% than sinh học có hàm lượng Ni trao đổi là 1,33 mg/kg.



Hình 2. Hàm lượng Fe sau vụ lúa 1 (a) và vụ lúa 2 (b) và hàm lượng Mn sau vụ lúa 1 (c) và vụ lúa 2 (d) trong đất thí nghiệm. Trong cùng 1 đồ thị, các cột giá trị có cùng 1 ký tự khác biệt không có ý nghĩa thống kê. Thanh sai số là độ lệch chuẩn của các lần nhắc thí nghiệm. * và ns thể hiện hiệu quả tương ứng có ý nghĩa thống kê và không có ý nghĩa thống kê với độ tin cậy trên 95%.

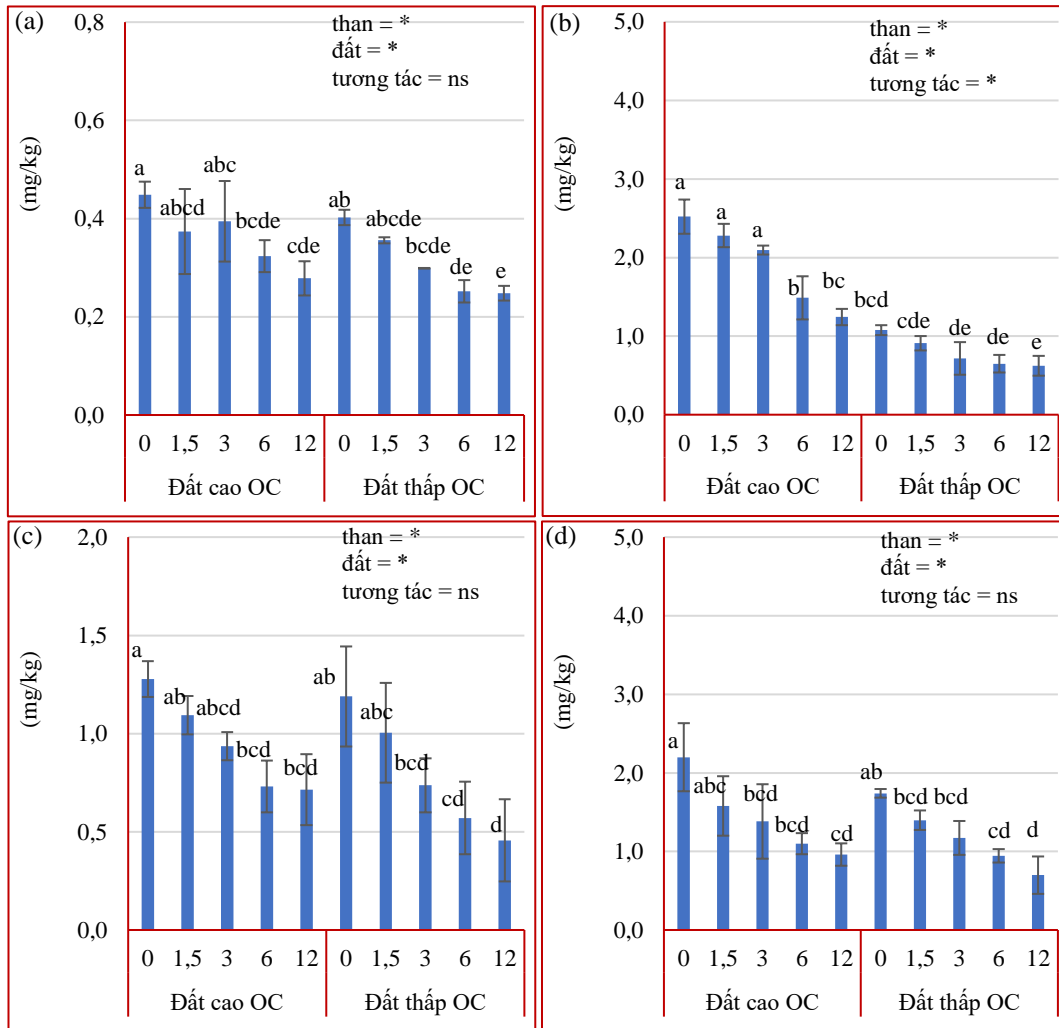


Hình 3. Nồng độ Cd sau vụ lúa 1 (a) và vụ lúa 2 (b) và nồng độ Ni trao đổi sau vụ lúa 1 (c) và vụ lúa 2 (d) trong đất thí nghiệm. Trong cùng 1 đồ thị, các cột giá trị có cùng 1 ký tự khác biệt không có ý nghĩa thống kê. Thanh sai số là độ lệch chuẩn của các lần nhắc thí nghiệm. * và ns thể hiện hiệu quả tương ứng có ý nghĩa thống kê và không có ý nghĩa thống kê với độ tin cậy trên 95%.

3.5. Hàm lượng Pb và Zn

Khi tỷ lệ than tăng lên hàm lượng Pb trao đổi giảm xuống có ý nghĩa thống kê sau cả hai vụ lúa (Hình 4a-4b). Sau vụ lúa thứ nhất, hàm lượng Pb giảm từ 0,45 mg/kg ở công thức không có than sinh học xuống còn 0,28 mg/kg ở công thức bổ sung 12% than sinh học trên đất có hàm lượng OC cao. Trên đất có hàm lượng OC thấp, hàm lượng Pb trao đổi cũng đã giảm xuống từ

0,40 mg/kg ở CT6 còn 0,25 mg/kg ở CT10. Sau vụ lúa thứ 2, hàm lượng Pb trao đổi giảm từ 2,52 mg/kg đến 1,24 mg/kg khi tỷ lệ than sinh học tăng từ 0% đến 12% ở đất có hàm lượng OC cao. Hàm lượng này cũng giảm từ 1,08 mg/kg ở CT6 còn 0,62 mg/kg ở CT10 ở đất có hàm lượng OC thấp. Hàm lượng Pb trao đổi trong vụ hai cao hơn so với vụ thứ nhất và hàm lượng Pb trao đổi trên đất có hàm lượng OC cao vẫn nhiều hơn so với đất có hàm lượng OC thấp.



Hình 4. Nồng độ Pb trao đổi sau vụ lúa 1 (a) và vụ lúa 2 (b) và nồng độ Zn trao đổi sau vụ lúa 1 (c) và vụ lúa 2 (d) trong đất thí nghiệm. Trong cùng 1 đồ thị, các cột giá trị có cùng 1 ký tự khác biệt không có ý nghĩa thống kê. Thanh sai số là độ lệch chuẩn của các lần nhắc thí nghiệm. * và ns thể hiện hiệu quả tương ứng có ý nghĩa thống kê và không có ý nghĩa thống kê với độ tin cậy trên 95%.

Tương tự Pb, hàm lượng Zn trao đổi của CT1 có giá trị 1,28 mg/kg giảm còn 0,71 mg/kg ở CT5 của đất có hàm lượng OC cao (Hình 4c). Trên đất có hàm lượng OC thấp, hàm lượng Zn trao đổi đạt 1,19 mg/kg ở CT6 giảm còn 0,46 mg/kg ở CT10 sau vụ lúa thứ nhất. Sau vụ lúa thứ 2, hàm lượng Zn trao đổi của đất có hàm lượng OC cao cũng giảm từ 2,2 mg/kg ở CT1 còn 0,96 mg/kg ở CT5. Trên đất có hàm lượng OC thấp, hàm lượng Zn giảm từ 1,74 mg/kg ở CT6 xuống còn 0,7 mg/kg ở CT10. Sau vụ thứ 2, hàm lượng

Zn trao đổi cũng giảm xuống khi tỷ lệ than sinh học tăng lên trên cả hai loại đất (Hình 4d).

3.6. Phân tích PCA/FA và chỉ số chất lượng kim loại trong đất

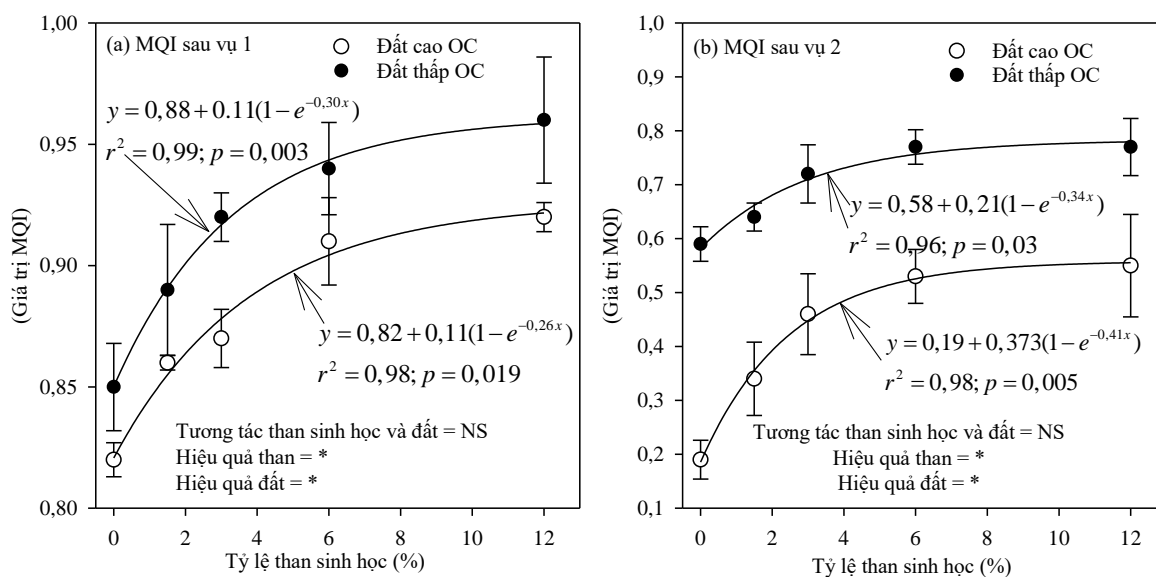
Bảng 2 cho thấy 7 thông số kim loại được chia thành 2 nhóm nhân tố. Nhóm nhân tố 1 bao gồm các nguyên tố kim loại Pb, Al, Ni, Cd, Zn và nhóm nhân tố 2 bao gồm các nguyên tố Mn và Fe. Các nguyên tố kim loại thuộc nhân tố 1 giải thích đến 63,37% tổng biến thiên toàn bộ số

liệu của 7 nguyên tố kim loại và các nguyên tố thuộc nhân tố 2 giải thích 21,3%. Các 2 nhân tố giải thích tổng cộng 84,66% tổng biến thiên bộ số liệu của 7 nguyên tố kim loại. Trọng số của

các nguyên tố kim loại trình bày ở Bảng 2 được sử dụng để tính hệ số chất lượng kim loại (MQI) của các công thức áp dụng các tỷ lệ than sinh học khác nhau trên 2 loại đất nghiên cứu.

Bảng 2. Tải lượng (loading value) và trọng số của các thông số kim loại từ phân tích PCA/FA

Thông số kim loại trong đất	Nhân tố 1	Nhân tố 2	Trọng số các thông số
Pb	0,96	0,10	0,18
Al	0,93	0,21	0,18
Ni	0,91	-0,04	0,18
Cd	0,89	-0,15	0,18
Zn	0,74	0,50	0,18
Mn	0,46	-0,79	0,06
Fe	0,42	0,78	0,06
Giá trị riêng	4,44	1,49	
Phần trăm	63,37	21,30	
Phần trăm tích lũy	63,37	84,66	
Trọng số nhân tố	0,75	0,25	



Hình 5. Chỉ số chất lượng kim loại (MQI) trong đất sau vụ lúa 1 (a) và vụ 2 (b) của các công thức thí nghiệm. Thanh sai số là độ lệch chuẩn của các lần nhắc thí nghiệm. * và NS thể hiện hiệu quả tương ứng có ý nghĩa thống kê và không có ý nghĩa thống kê với độ tin cậy trên 95%.

Việc sử dụng than sinh học đã làm tăng chỉ số chất lượng kim loại (MQI) trong đất sau cả hai vụ lúa có ý nghĩa thống kê (Hình 5a và 5b). Sau vụ lúa thứ nhất, giá trị MQI trên cả 2 loại đất sử

dụng cho nghiên cứu tăng theo tỷ lệ than sinh học với mô hình tăng theo hàm số mũ với độ tin cậy trên 95%. Ở khoảng tỷ lệ than sinh học nhỏ hơn 4%, giá trị MQI tăng nhanh nhất, và sau đó chậm

dần. Tương tự, sau vụ lúa thứ 2 giá trị MQI của các công thức thí nghiệm cũng tăng theo tỷ lệ than sinh học sử dụng trên cả 2 loại đất. Đất có hàm lượng OC cao có giá trị MQI thấp hơn đất có hàm lượng OC thấp sau cả 2 vụ lúa.

3.7. Mối tương quan giữa các thông số và chỉ số chất lượng kim loại trong đất

Nghiên cứu này đã tính hệ số tương quan của 8 thông số đất (pH và 7 thông số kim loại) và

MQI nhằm khảo sát mối liên hệ giữa chúng từ đó đưa ra các giải thích về cơ chế ảnh hưởng của than sinh học đối với các thông số này và kết quả được trình bày ở Bảng 3. Chỉ số MQI có tương quan chặt với tất cả các thông số đất quan trắc với hệ số tương quan thay đổi từ -0,37 đến -0,97 đối với các thông số kim loại và 0,45 đối với thông số pH. Thông số pH đất có tương quan chặt với các thông số kim loại khác như Al, Ni, Pb, và Zn và các mối liên hệ này là nghịch biến.

Bảng 3. Hệ số tương quan giữa các thông số đất và chỉ số chất lượng kim loại (MQI) trong đất sau 2 vụ thí nghiệm. * mối tương quan có ý nghĩa thống kê

Thông số	pH	Al	Fe	Mn	Cd	Ni	Pb	Zn	MQI
pH	1,00								
Al	-0,42*	1,00							
Fe	-0,08	0,50*	1,00						
Mn	-0,20	0,20	-0,27	1,00					
Cd	-0,29	0,82*	0,23	0,45*	1,00				
Ni	-0,44*	0,82*	0,33	0,46*	0,71*	1,00			
Pb	-0,36*	0,95*	0,47*	0,32	0,87*	0,83*	1,00		
Zn	-0,56*	0,75*	0,63*	-0,02	0,52*	0,69*	0,69*	1,00	
MQI	0,45*	-0,95*	-0,47*	-0,37*	-0,87*	-0,92*	-0,97*	-0,79*	1,00

4. Thảo luận

Sau vụ lúa thứ nhất, việc sử dụng than sinh học đã làm tăng giá trị pH của cả hai loại đất sử dụng cho nghiên cứu có ý nghĩa thống kê (Hình 1a). Kết quả này cũng phù hợp với các kết quả nghiên cứu của nhiều tác giả khác trước đó [27-29]. Lý do cho việc tăng giá trị pH của đất có liên quan đến tính kiềm cao của than sinh học [30]. Than sinh học trong nghiên cứu này có giá trị pH là 9,02, trong lúc đó đất có hàm lượng OC cao có pH là 5,75 và đất có hàm lượng OC thấp có pH là 6,10 (Bảng 1). Giá trị pH cao của than sinh học đã kéo theo việc tăng pH của cả hai loại đất dùng cho nghiên cứu này. Tuy nhiên, sau vụ lúa thứ 2, giá trị pH của đất có thêm than sinh học không khác biệt so với đất không sử dụng than sinh học (Hình 1b). Điều này cho thấy ảnh hưởng của than sinh học đối với độ chua đất đã bị hạn chế và trở nên suy yếu sau vụ lúa thứ 2.

Khả năng đệm pH của đất [31] cũng là một trong các nguyên nhân giải thích cho việc giảm hiệu quả của than sinh học đối với thông số pH sau vụ thứ 2. Đất có xu hướng kháng lại sự thay đổi một số tính chất nào đó, ví dụ giá trị pH, do đó sẽ giữ cho đất ít bị thay đổi một số tính chất khi bị ảnh hưởng từ bên ngoài. Sau vụ lúa 2, giá trị pH của đất quay trở lại gần trạng thái ban đầu, ít bị ảnh hưởng bởi than sinh học có thể là do khả năng đệm pH của đất [31].

Việc tăng pH của đất sau vụ lúa 1 đã có thể kéo theo các sự thay đổi khác về hàm lượng trao đổi của các kim loại trong đất. Bảng 3 cho thấy thông số pH có mối tương quan nghịch với bốn thông số kim loại được quan trắc trong nghiên cứu này, bao gồm Al, Ni, Pb và Zn. Điều này có nghĩa rằng việc giảm độ axit (tăng giá trị pH) của đất do sử dụng than sinh học đã làm giảm hàm lượng trao đổi của các nguyên tố kim loại này. Kết quả này cũng phù hợp với các kết quả nghiên

cứ trước đó [32-34]. Hàm lượng Al trao đổi tồn tại trong đất phụ thuộc vào giá trị pH của đất. Khi pH đất tăng lên thì hàm lượng Al ở dạng trao đổi hoặc dễ tiêu sẽ giảm xuống [35, 36]. Khả năng tạo kết tủa với nguyên tố photpho khi giá trị pH tăng lên do sử dụng than sinh học [28] cũng là một lý do chính giải thích cho kết quả quan sát về hàm lượng Al trao đổi trong nghiên cứu này.

Sau vụ lúa 2, than sinh học có ảnh hưởng yếu đối với sự thay đổi của pH, trong lúc nó vẫn có ảnh hưởng có ý nghĩa thống kê đối với các nguyên tố kim loại có trong nghiên cứu này. Điều này cho thấy than sinh học còn có các cơ chế khác làm thay đổi hàm lượng trao đổi của các kim loại trong đất. Than sinh học có khả năng hấp phụ các cation trong đất [37], từ đó làm giảm lượng trao đổi các kim loại trong đất. Than sinh học đã được chứng minh là một chất hấp phụ hiệu quả đối với Al [38], Pb [39], Ni [40] and Zn [41, 42]. Cơ chế giải thích cho việc hấp phụ các nguyên tố kim loại của than sinh học có liên quan đến các quá trình như khuếch tán nội hạt, tạo phức với các nhóm bề mặt hữu cơ, trao đổi ion và kết tủa với các nhóm vô cơ [37, 42]. Đặc biệt, than sinh học có chứa nhiều nhóm chức hóa học như carboxyl, carbonyl, hydroxyl, và amino groups trên bề mặt [43]. Sự phân ly các nhóm chức này sẽ tạo điện tích âm và có thể hút các cation kim loại bằng lực hút tĩnh điện [37]. Điều này làm tăng khả năng cố định các cation kim loại, từ đó làm giảm lượng cation trao đổi trong đất có sử dụng than sinh học. Mặt khác, khả năng phân ly và lượng điện tích âm của than sinh học sẽ tăng lên khi pH của môi trường tăng [44]. Điều này càng làm tăng tính hấp phụ của than sinh học đối với các cation kim loại có mặt trong đất. Những kết quả này giải thích cho việc sử dụng than sinh học đã làm giảm hàm lượng trao đổi của các nguyên tố kim loại Al, Ni, Pb, và Zn sau cả hai vụ lúa. Một số nghiên cứu trước đó cũng phát hiện ra rằng than sinh học đã làm giảm lượng dễ tiêu của một số nguyên tố kim loại như Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn và mức độ giảm tùy thuộc vào tính chất loại than sinh học sử dụng [45, 46].

Tổng hợp các sự thay đổi về hàm lượng trao đổi của các nguyên tố kim loại trong đất do than

sinh học được thể hiện qua chỉ số chất lượng kim loại trong đất (MQI). Chỉ số MQI được tính dựa trên 7 nguyên tố kim loại được đo trong nghiên cứu này sau khi đã chuẩn hóa các giá trị dựa trên nguyên tắc giá trị hàm lượng kim loại càng cao thì giá trị chuẩn hóa và giá trị MQI càng thấp. Giá trị MQI tăng lên theo hàm số mũ khi tỷ lệ than sinh học sử dụng tăng lên từ 0 đến 12% trên cả 2 loại đất sau 2 vụ lúa (Hình 5). Than sinh học đã làm giảm hàm lượng trao đổi của các nguyên tố Al, Fe, Cd, Ni, Pb và Zn trong các 2 loại đất từ đó làm tăng giá trị MQI. Các kết quả này cho thấy việc sử dụng than sinh học vào đất có thể làm giảm đáng kể hàm lượng các kim loại ở dạng trao đổi, là dạng thực vật có thể hút, có trong đất từ đó giúp cho thực vật giảm hấp thụ, tích lũy kim loại trong các bộ phận khác nhau [45]. Tuy nhiên, nghiên cứu này được thực hiện trong nhà kính với các chậu thí nghiệm là các đơn vị thí nghiệm chính. Do đó các kết quả nghiên cứu có thể có những hạn chế nhất định. Các nghiên cứu trên thực địa cần được thực hiện để bổ sung các kết quả nghiên cứu nhằm đánh giá chính xác khả năng làm giảm hàm lượng trao đổi của các nguyên tố kim loại, phục vụ phát triển bền vững.

Nhìn chung đất có hàm lượng OC cao sẽ cho hàm lượng các kim loại ở dạng trao đổi cao hơn đất có hàm lượng OC thấp (Hình 1, 2, 3 và 4). Điều này cũng được thể hiện qua chỉ số MQI; đất có hàm lượng OC cao có giá trị MQI thấp hơn đất có hàm lượng OC thấp (Hình 5). Kết quả trong nghiên cứu này cũng phù hợp với kết quả nghiên cứu của [47]. Các tác giả này báo cáo rằng hàm lượng các nguyên tố kim loại có tương quan chặt và tuyến tính với hàm lượng chất hữu cơ trong đất. Lý do giải thích cho mối liên hệ này là chất hữu cơ trong đất có vai trò quan trọng trong việc lưu giữ, giải phóng, và quyết định hàm lượng các nguyên tố kim loại ở dạng dễ tiêu sinh học trong đất [48]. Chất hữu cơ trong đất cũng có vai trò trong việc nâng cao tính đệm pH đất [49]. Điều này có thể giải thích cho kết quả quan sát về sự thay đổi giá trị pH của đất do áp dụng than sinh học. Giá trị pH của đất có hàm lượng OC cao tăng lên yếu hơn giá trị pH của đất có hàm lượng OC thấp do áp dụng than sinh (Hình 1a). Điều này thể hiện tính đệm, kháng lại sự thay đổi

pH của đất có hàm lượng OC cao tốt hơn đất có hàm lượng OC thấp.

5. Kết luận

Sử dụng than sinh học ở các tỷ lệ 1,5%, 3%, 6%, và 12% làm tăng giá trị pH sau vụ lúa thứ nhất tuy nhiên không thể hiện sự cải tạo giá trị pH sau vụ lúa thứ hai. Than sinh học có tác dụng làm giảm hàm lượng trao đổi của một số nguyên tố kim loại như Al, Fe, Ni, Cd, Pb, và Zn. Hiệu quả làm giảm này có thể kéo dài sau 2 vụ lúa trên hai loại đất có hàm lượng chất hữu cơ khác nhau. Việc cải tạo độ chua đất thông qua việc làm tăng giá trị pH của đất là một trong các cơ chế làm hạn chế hàm lượng trao đổi của các nguyên tố kim loại đất của than sinh học. Kết quả nghiên cứu cho thấy việc bổ sung than sinh học đã làm tăng chỉ số chất lượng kim loại trong đất sau cả hai chu kỳ sinh trưởng lúa nước. Tóm lại, than sinh học có triển vọng tốt trong việc áp dụng trên các loại đất bị ô nhiễm kim loại trong việc cố định từ đó hạn chế lượng trao đổi các nguyên tố kim loại trong đất nông nghiệp.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu này được tài trợ bởi Quỹ Phát triển Khoa học và Công nghệ Quốc gia (NAFOSTED) trong đề tài mã số 105.08-2019.341. Các tác giả rất biết ơn Trường Đại học Công nghiệp Thành phố Hồ Chí Minh (IUH) và Viện Khoa học Công nghệ và Quản lý Môi trường (IESEM) của IUH. Rất cảm ơn thành viên và các nhóm sinh viên tại IESEM vì trợ giúp với các chuyến khảo sát thực tế.

Tài liệu tham khảo

- [1] H. Ali, E. Khan, I. Ilahi, Environmental Chemistry and Ecotoxicology of Hazardous Heavy Metals: Environmental Persistence, Toxicity, and Bioaccumulation, Journal of Chemistry, Vol. 2019, 2019, pp. 6730305, <https://doi.org/10.1155/2019/6730305>.
- [2] A. Alengebawy, S. T. Abdelkhalek, S. R. Qureshi, M. Q. Wang, Heavy Metals and Pesticides Toxicity in Agricultural Soil and Plants: Ecological Risks and Human Health Implications, Toxics, Vol. 9, No. 3, 2021, <https://doi.org/10.3390/toxics9030042>.
- [3] Z. Li, Z. Ma, T. J. V. D. Kuijp, Z. Yuan, L. Huang, A Review of Soil Heavy Metal Pollution from Mines in China: Pollution and Health Risk Assessment, Science of The Total Environment, 2014, pp. 843-853, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090>.
- [4] L. Y. Bai, X. B. Zeng, L. F. Li, C. Pen, S. H. Li, Effects of Land Use on Heavy Metal Accumulation in Soils and Sources Analysis, Agricultural Sciences in China, Vol. 9, No. 11, 2010, pp. 1650-1658, [https://doi.org/10.1016/S1671-2927\(09\)60262-5](https://doi.org/10.1016/S1671-2927(09)60262-5).
- [5] R. Xiao, D. Guo, A. Ali, S. Mi, T. Liu, C. Ren, R. Li, Z. Zhang, Accumulation, Ecological-Health Risks Assessment, and Source Apportionment of Heavy Metals in Paddy Soils: A Case Study in Hanzhong, Shaanxi, China, Environmental Pollution, Vol. 248, 2019, pp. 349-357, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.045>.
- [6] T. H. Nguyen, H. N. T. Hoang, N. Q. Bien, L. H. Tuyen, K. W. Kim, Contamination of Heavy Metals in Paddy Soil in the Vicinity of Nui Phao Multi-Metal Mine, North Vietnam, Environmental Geochemistry and Health, Vol. 42, No. 12, 2020, pp. 4141-4158, <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00611-5>.
- [7] R. Wuana, F. E. Okieimen, Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation, ISRN Ecol., 2011, pp. 1-20, <https://doi.org/10.5402/2011/402647>.
- [8] K. N. Palansooriya, J. Li, P. D. Dissanayake, M. Suvarna, L. Li, X. Yuan, B. Sarkar, D. C. W. Tsang, J. Rinklebe, X. Wang, Y. S. Ok, Prediction of Soil Heavy Metal Immobilization by Biochar Using Machine Learning, Environmental Science & Technology, Vol. 56, No. 7, 2022, pp. 4187-4198, <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c08302>.
- [9] J. Lehmann, S. Joseph, Biochar for Environmental Management: An Introduction, in Biochar for Environmental Management, J. Lehmann, Joseph, S., Editor Earthscan in the UK: Dunstan House, London, EC1N 8XA, UK, 2009, pp. 1-12.
- [10] H. Zhang, C. Chen, E. M. Gray, S. E. Boyd, Effect of Feedstock and Pyrolysis Temperature on Properties of Biochar Governing End Use Efficacy,

- Biomass and Bioenergy, Vol. 105, 2017, pp. 136-146, <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.06.024>.
- [11] B. T. Nguyen, G. D. Dinh, H. P. Dong, L. B. Le, Sodium Adsorption Isotherm and Characterization of Biochars Produced from Various Agricultural Biomass Wastes, *Journal of Cleaner Production*, Vol. 346, 2022, pp. 131250, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131250>.
- [12] A. Khan, S. Khan, M. Lei, M. Alam, M. A. Khan, A. Khan, Biochar Characteristics, Applications and Importance in Health Risk Reduction through Metal Immobilization, *Environmental Technology & Innovation*, Vol. 20, 2020, pp. 101121, <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101121>.
- [13] M. Guo, W. Song, J. Tian, Biochar-Facilitated Soil Remediation: Mechanisms and Efficacy Variations, *Frontiers in Environmental Science*, Vol. 8, No. 2020, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.521512>.
- [14] L. Beesley, E. M. Jiménez, J. L. G. Eyles, Effects of Biochar and Greenwaste Compost Amendments on Mobility, Bioavailability and Toxicity of Inorganic and Organic Contaminants in a Multi-Element Polluted Soil, *Environmental Pollution*, Vol. 158, No. 6, 2010, pp. 2282-2287, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.003>.
- [15] A. Igalavithana, J. Park, C. Ryu, Y. Lee, Y. Hashimoto, L. Huang, Y. S. Ok, S. S. Lee, Slow Pyrolyzed Biochars from Crop Residues for Soil Metal(Loid) Immobilization and Microbial Community Abundance in Contaminated Agricultural Soils, *Chemosphere*, Vol. 177, 2017, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.112>.
- [16] M. Ahmad, A. U. Rajapaksha, J. E. Lim, M. Zhang, N. Bolan, D. Mohan, M. Vithanage, S. S. Lee, Y. S. Ok, Biochar as a Sorbent for Contaminant Management in Soil and Water: A Review, *Chemosphere*, Vol. 99, 2014, pp. 19-33, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071>.
- [17] General Statistics Office, Statistical Yearbook 2021, <https://www.gso.gov.vn/bai-top/2022/08/nien-giam -thong-ke-2021-2/ 2021> (accessed on: August 24th, 2022) (in Vietnamese).
- [18] WRB, World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015 International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps. World Soil Resources Reports No. 106. Fao, Rome., 2015, <https://www.fao.org/3/i3794en/i3794en.pdf> (accessed on: August 24th, 2022).
- [19] A. Singla, S. K. Dubey, A. Singh, K. Inubushi, Effect of Biogas Digested Slurry-Based Biochar on Methane Flux and Methanogenic Archaeal Diversity in Paddy Soil, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 197, 2014, pp. 278-287, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.010>.
- [20] M. R. Carter, E. G. Gregorich, *Soil Sampling and Methods of Analysis*, 2nd Edition, Boca Raton: Crc Press, Taylor & Francis Group, 2008
- [21] C. Knoblauch, S. H. R. Priyadarshani, S. M. Haefele, N. Schröder, E. M. Pfeiffer, Impact of Biochar on Nutrient Supply, Crop Yield and Microbial Respiration on Sandy Soils of Northern Germany, *European Journal of Soil Science*, Vol. 72, No. 4, 2021, pp. 1885-1901, <https://doi.org/10.1111/ejss.13088>.
- [22] B. T. Nguyen, J. Lehmann, Black Carbon Decomposition under Varying Water Regimes, *Organic Geochemistry*, Vol. 40, No. 8, 2009, pp. 846-853, <http://dx.doi.org/10.1016/j.orggeochem.2009.05.004>.
- [23] R. Ott, M. Longnecker, *An Introduction to Statistical Methods and Data Analysis*, 5th Edition (Cengage Learning: Florence, Ky), 2011.
- [24] B. T. Nguyen, L. B. Le, L. P. Pham, H. T. Nguyen, T. D. Tran, N. Van Thai, The Effects of Biochar on the Biomass Yield of Elephant Grass (*Pennisetum Purpureum Schumach*) and Properties of Acidic Soils, *Ind Crops Prod*, Vol. 161, 2021, pp. 113224, <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.113224>.
- [25] F. Razzaghi, E. Arthur, A. A. Moosavi, Evaluating Models to Estimate Cation Exchange Capacity of Calcareous Soils, *Geoderma*, Vol. 400, 2021 <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115221>.
- [26] E. F. Solly, V. Weber, S. Zimmermann, L. Walthert, F. Hagedorn, M. W. I. Schmidt, A Critical Evaluation of the Relationship between the Effective Cation Exchange Capacity and Soil Organic Carbon Content in Swiss Forest Soils, *Frontiers in Forests and Global Change*, Vol. 3, 2020, <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00098>.
- [27] B. T. Nguyen, V. N. Nguyen, T. X. Nguyen, M. H. Nguyen, H. P. Dong, G. D. Dinh, N. V. Nguyen, T. V. Pham, High Biochar Rates May Suppress Rice (*Oryza Sativa*) Growth by Altering the Ratios of C to N and Available N to P in Paddy Soils, *Soil Use and Management*, 2022, <https://doi.org/10.1111/sum.12842>.
- [28] B. T. Nguyen, G. D. Dinh, T. X. Nguyen, D. T. P. Nguyen, T. N. Vu, H. T. T. Tran, N. V. Thai, H. Vu, D. D. Do, The Potential of Biochar to Ameliorate the Major Constraints of Acidic and Salt-Affected Soils, *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, Vol. 22, No. 2, 2022, pp. 1340-1350, <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00736-1>.

- [29] Z. Dai, Y. Wang, N. Muhammad, Y. Xiongsheng, K. Xiao, J. Meng, X. Liu, J. Xu, P. Brookes, The Effects and Mechanisms of Soil Acidity Changes, Following Incorporation of Biochars in Three Soils Differing in Initial Ph, *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 78, 2014, pp. 1606, <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.08.0340>.
- [30] R. B. Fidel, D. A. Laird, M. L. Thompson, M. Lawrinenko, Characterization and Quantification of Biochar Alkalinity, *Chemosphere*, Vol. 167, 2017, pp. 367-373, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.151>.
- [31] H. Dvořáčková, J. Dvořáček, P. H. González, V. Vlček, Effect of Different Soil Amendments on Soil Buffering Capacity, *PLoS One*, Vol. 17, No. 2, 2022, pp. e0263456, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0263456>.
- [32] C. Mao, Y. Song, L. Chen, J. Ji, J. Li, X. Yuan, Z. Yang, G. A. Ayoko, R. L. Frost, F. Theiss, Human Health Risks of Heavy Metals in Paddy Rice Based on Transfer Characteristics of Heavy Metals from Soil to Rice, *Catena*, Vol. 175, 2019, pp. 339-348, <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.12.029>.
- [33] M. K. Zhang, Z. Y. Liu, H. Wang, Use of Single Extraction Methods to Predict Bioavailability of Heavy Metals in Polluted Soils to Rice, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Vol. 41, No. 7, 2010, pp. 820-831, <https://doi.org/10.1080/00103621003592341>.
- [34] F. Rees, M. O. Simonnot, J. L. Morel, Short-Term Effects of Biochar on Soil Heavy Metal Mobility Are Controlled by Intra-Particle Diffusion and Soil Ph Increase, *European Journal of Soil Science*, Vol. 65, No. 1, 2014, pp. 210-235, in *Properties and Management of Soils in the Tropics*, Cambridge: Cambridge University Press, 2019, pp. 210-235, <https://doi.org/10.1017/9781316809785.01>.
- [35] M. I. Inyang, B. Gao, Y. Yao, Y. Xue, A. Zimmerman, A. Mosa, P. Pullammanappallil, Y. S. Ok, X. Cao, A Review of Biochar as a Low-Cost Adsorbent for Aqueous Heavy Metal Removal, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Vol. 46, No. 4, 2016, pp. 406-433, <https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1096880>.
- [36] L. Qian, Q. Li, J. Sun, Y. Feng, Effect of Biochar on Plant Growth and Aluminium Form of Soil under Aluminium Stress, *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Vol. 108, 2018, pp. 042123, <https://doi.org/10.1088/1755-1315/108/4/042123>.
- [37] Q. Wu, Y. Xian, Z. He, Q. Zhang, G. Yang, X. Zhang, H. Qi, J. Ma, Y. Xiao, L. Long, Adsorption Characteristics of Pb(II) Using Biochar Derived from Spent Mushroom Substrate, *Scientific Reports*, Vol. 9, 2019, <https://doi.org/10.1038/s41598-019-52554-2>.
- [38] R. N. Mourgela, P. Regkouzas, F. M. Pellera, E. Diamadopoulos, Ni(II) Adsorption on Biochars Produced from Different Types of Biomass, *Water, Air, & Soil Pollution*, Vol. 231, No. 2020, <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04591-1>.
- [39] G. Rétháti, A. Vejzer, B. Simon, R. Benjared, G. Füleky, Examination of Zinc Adsorption Capacity of Soils Treated with Different Pyrolysis Products, *Acta Universitatis Sapientiae, Agriculture and Environment*, Vol. 6, 2014, <https://doi.org/10.2478/ausae-2014-0010>.
- [40] N. V. Hien, E. V. Jones, N. C. Vinh, T. T. Phu, N. T. T. Tam, I. Lynch, Effectiveness of Different Biochar in Aqueous Zinc Removal: Correlation with Physicochemical Characteristics, *Bioresource Technology Reports*, Vol. 11, 2020, <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100466>.
- [41] B. T. Nguyen, V. N. Nguyen, T. X. Nguyen, M. H. Nguyen, H. P. Dong, G. D. Dinh, B. T. Phan, T. V. Pham, N. V. Thai, H. T. T. Tran, Biochar Enhanced Rice (*Oryza Sativa L.*) Growth by Balancing Crop Growth-Related Characteristics of Two Paddy Soils of Contrasting Textures, *Soil Science and Plant Nutrition*, Vol. 22, No. 2, 2022, pp. 2013-2025, <https://doi.org/10.1007/s42729-022-00790-3>.
- [42] N. Hailegnaw, F. Mercl, K. Pračke, J. Száková, P. Tlustoš, Mutual Relationships of Biochar and Soil Ph, Cation Exchangeable Base Cations in a Model Laboratory Experiment, *Journal of Soils and Sediments*, 2019, <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02264-z>.
- [43] E. A. Ibrahim, M. A. A. E. Sherbini, E. M. M. Selim, Effects of Biochar on Soil Properties, Heavy Metal Availability and Uptake, and Growth of Summer Squash Grown in Metal-Contaminated Soil, *Scientia Horticulturae*, Vol. 301, 2022, pp. 111097, <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2022.111097>.
- [44] J. Wang, L. Shi, L. Zhai, H. Zhang, S. Wang, J. Zou, Z. Shen, C. Lian, and Y. Chen, Analysis of the Long-Term Effectiveness of Biochar Immobilization Remediation on Heavy Metal Contaminated Soil and the Potential Environmental Factors Weakening the Remediation Effect: A Review, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 207, 2021, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111261>.

- [45] M. Coquery and P. M. Welbourn, The Relationship between Metal Concentration and Organic Matter in Sediments and Metal Concentration in the Aquatic Macrophyte *Eriocaulon Septangulare*, *Water Research*, Vol. 29, No. 9, 1995, pp. 2094-2102, [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(95\)00015-D](https://doi.org/10.1016/0043-1354(95)00015-D).
- [46] J. Lasota, E. Błońska, S. Łyszczarz, M. Tibbett, Forest Humus Type Governs Heavy Metal Accumulation in Specific Organic Matter Fractions, *Water, Air, & Soil Pollution*, Vol. 231, 2020, <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4450-0>.
- [47] J. Jiang, Y. P. Wang, M. Yu, N. Cao, J. Yan, Soil Organic Matter is Important for Acid Buffering and Reducing Aluminum Leaching from Acidic Forest Soils, *Chemical Geology*, Vol. 501, 2018, pp. 86-94, <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.10.009>.