

CẢI THIỆN HÀM LƯỢNG KIM LOẠI NẶNG TRONG ĐẤT PHÈN NHIỄM MẶN BẰNG THAN SINH HỌC

ĐINH ĐẠI GÁI^{*}, NGUYỄN THANH BÌNH¹, LÝ THANH BÌNH²

¹ Viện Khoa học Công nghệ và Quản lý Môi trường, Trường Đại học Công nghiệp Thành phố Hồ Chí Minh

² Khoa Khoa học Cơ bản, Trường Đại học Công nghiệp Thành phố Hồ Chí Minh

^{*}Tác giả liên hệ: dinhdaigai@iuh.edu.vn

DOIs: <https://doi.org/10.46242/jstiuh.v59i05.4605>

Tóm tắt. Hàm lượng kim loại nặng trong đất trồng có thể ảnh hưởng đến chất lượng nông sản và sức khỏe người tiêu dùng. Sử dụng than sinh học được sản xuất từ các phế phẩm nông nghiệp nhằm làm giảm hàm lượng kim loại nặng trên đất canh tác nông nghiệp là giải pháp tiềm năng cần được nghiên cứu. Nghiên cứu này có mục đích đánh giá khả năng cải thiện hàm lượng kim loại nặng trong đất phèn nhiễm mặn của các loại than sinh học được sản xuất từ vỏ trấu và thân cành nhãn. Nghiên cứu sử dụng đất phèn nhiễm mặn phối trộn với hai loại than ở các tỉ lệ khác nhau là 0,7; 1,5; 3,0 và 6,0%. Thí nghiệm được tiến hành trong nhà kính trong thời gian là 60 ngày và đất trong các chậu được lấy sau 5 và 60 ngày để phân tích hàm lượng trao đổi của các kim loại nặng. Kết quả nghiên cứu cho thấy than sinh học đã làm giảm hàm lượng trao đổi của các kim loại Cd, Ni, Pb, Sr và Zn tùy theo tỷ lệ sử dụng. Ở tỷ lệ than sinh học là 6 % thì khả năng cải tạo kim loại nặng tốt nhất. Loại than từ vỏ trấu có khả năng cải tạo tốt hơn loại than từ thân cành nhãn. Giá trị pH của đất cũng tăng lên theo tỷ lệ than sử dụng. Việc giảm hàm lượng trao đổi của các kim loại phân tích có thể có liên quan đến khả năng hấp phụ của than cũng như việc tăng giá trị pH của đất. Cần có các nghiên cứu tiếp theo trên các loại than khác nhau cũng như trên đồng ruộng thực tế để đi đến các kết luận chính xác hơn phục vụ phát triển bền vững.

Từ khóa: Kim loại nặng, than sinh học, phế phẩm nông nghiệp.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Đất mặn là nhóm đất mặn ven biển, hình thành do trầm tích biển hoặc ảnh hưởng của nước mặn tràn hoặc mặn mạch ven biển, cửa sông; đất có đặc tính mặn (salic properties) không có tầng sulfidic (tầng sinh phèn) cũng như tầng sulfuric (tầng phèn) [1]. Đất phèn được hình thành do sản phẩm bồi tụ phù sa với vật liệu sinh phèn (xác sinh vật chứa lưu huỳnh – pyrite), phát triển mạnh ở môi trường đầm mặn khó thoát nước thông qua hoạt động của vi sinh vật [1]. Đất phèn có thể nhiễm mặn vì nhiều lý do khác nhau [2]. Đất phèn nhiễm mặn có thể có hàm lượng các kim loại nặng cao [3] vì loại đất này có độ chua cao và thành phần cơ giới với hàm lượng sét lớn; ngoài ra cũng có thể ô nhiễm KLN do sản phẩm trầm tích (As) hoặc chất thải công nghiệp. Để xử lý đất ô nhiễm kim loại nặng có rất nhiều các phương pháp với những ưu nhược điểm khác nhau. Một số phương pháp thông thường như rửa đất, cố định các chất ô nhiễm bằng hóa học hoặc vật lý, xử lý nhiệt, trao đổi ion, ôxy hóa hoặc khử, đào đất đem đi nơi khác đã được nghiên cứu và áp dụng. Các phương pháp này đều tốn kém về chi phí, giới hạn về kĩ thuật và diện tích [4]. Gần đây phương pháp xử lý kim loại nặng bằng thực vật được các nhà khoa học quan tâm vì chi phí thấp, an toàn và thân thiện với môi trường thông qua những hiểu biết về cơ chế hấp thụ, chuyển hóa, chống chịu và loại bỏ kim loại nặng của một số loài thực vật. Tuy vậy, phương pháp này cũng có một số nhược điểm như: Thực vật dùng để xử lý thường có sinh khối thấp (trừ cỏ vertiver); môi trường mặn, phèn phát triển kém.

Để khắc phục các nhược điểm này thì biochar là một giải pháp tương đối phù hợp có thể làm giảm hàm lượng trao đổi của các kim loại nặng trong đất phèn nhiễm mặn. Than sinh học, một chất giàu carbon có thể được sản xuất từ phế phẩm nông nghiệp, có thể được sử dụng như một chất hữu cơ để giảm độ mặn của đất bị ảnh hưởng bởi muối [5] [6]. Một số tác giả cũng tóm tắt các lợi ích khác

nhau của các vùng đất bị ảnh hưởng bởi mặn thông qua than sinh học (giảm nồng độ Na và EC). Lashari và cs [7] báo cáo rằng bổ sung than sinh học làm giảm đáng kể Na nồng độ của đất bị ảnh hưởng bởi muối từ thử nghiệm trên thực địa kéo dài hai năm. Giảm nồng độ Na và EC trong đất đất có thể được giải thích với một số các cơ chế, bao gồm cả sự hấp phụ Na trên than sinh học [8]. Than sinh học, có độ kiềm cao và có khả năng hấp phụ các nguyên tố bất lợi như Al, Na... có thể là một giải pháp sinh học tiềm năng để cải thiện những hạn chế này. Do đó nghiên cứu này đã được thực hiện với mục đích đánh giá khả năng cải tạo kim loại nặng trong đất phèn nhiễm mặn của các loại than sinh học được sản xuất từ vỏ trấu và thân cành nhãn.

2. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1 Vật liệu thí nghiệm

Đất dùng cho nghiên cứu này được lấy trên ruộng lúa – tôm thuộc khu vực xã Bình Khánh huyện Cần Giờ TP. HCM. Đất được xác định là đất phèn nhiễm mặn (Sali-Orthi-Thionic Fluvisols)[9]. Mẫu đất được lấy ở tầng mặt (0 – 15cm) có tính chất như sau: EC: 3,87 dS/m; Cd: 0,18mg/kg; Ni: 1,06mg/kg; Pb: 0,29mg/kg; Sr: 11,32mg/kg; Zn: 2,44mg/kg; Thành phần cơ giới thịt nặng (Sét: 46,22%, thịt: 30,49% và cát: 23,30%); OC: 3,34%; CEC: 21,77cmol/kg. Than sinh học được sản xuất từ vỏ trấu và thân cành nhãn theo phương pháp thủ công [15].

2.2 Thiết lập thí nghiệm

Đất được phối trộn cùng than sinh học điều chế từ vỏ trấu và thân cành nhãn. Thí nghiệm bao gồm 10 công thức (2 loại than x 5 tỷ lệ than) và 4 lần lặp lại, kiểu bố trí trong nhà lưới hoàn toàn ngẫu nhiên. Tổng số chậu cho thí nghiệm này là $2 \times 5 \times 4 = 40$ chậu. Chi tiết các công thức thí nghiệm như sau:

Bảng 1. Các công thức và tỷ lệ phối trộn trong thí nghiệm

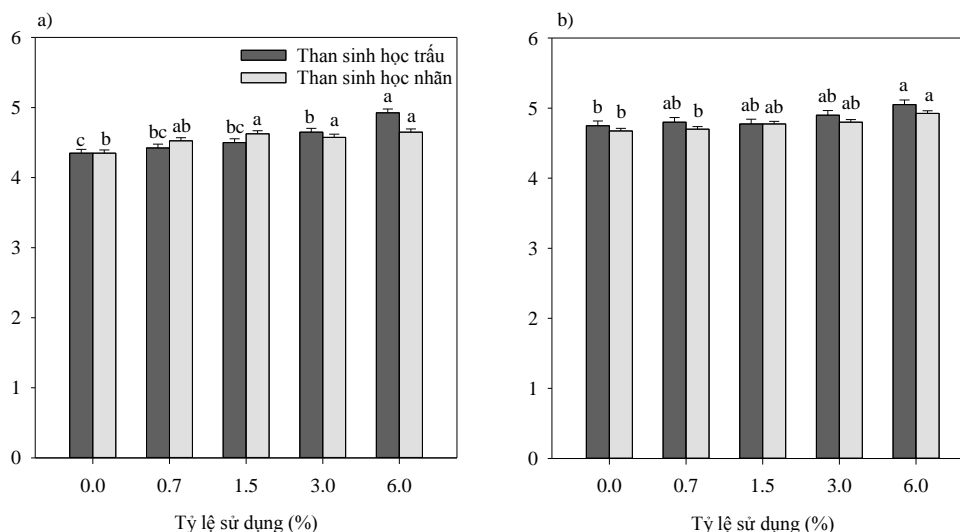
Công thức	Tỷ lệ than trấu	Khối lượng đất (kg)	Khối lượng than (g)	Công thức	Tỷ lệ than cành nhãn	Khối lượng đất (kg)	Khối lượng than (g)
1	0%	2,5	0	6	0%	2,5	0
2	0,7%	2,5	17,5	7	0,7%	2,5	17,5
3	1,5%	2,5	37,5	8	1,5%	2,5	37,5
4	3%	2,5	75,0	9	3%	2,5	75,0
5	6%	2,5	150,0	10	6%	2,5	150,0

Hỗn hợp đất và than được tưới ngập bằng nước cất và giữ như thế cho đến 60 ngày sau đó. Mẫu đất trong các chậu được lấy ở các thời điểm sau 5 và 60 ngày sau khi bắt đầu thí nghiệm. Khoảng 300-400 gram đất trong từng chậu sẽ được lấy để phân tích các chỉ số lý và hóa học. Các mẫu đất, sau khi lấy được phơi khô trong phòng thí nghiệm, nghiền qua rây 2 mm dùng để phân tích các tính chất đất. Giá trị pH nước và EC ở tỷ lệ 1:5 được xác định bằng phương pháp ISO 10390 : 2005 [10]. Hàm lượng trao đổi của các kim loại nặng (Cd, Ni, Pb, Sr, và Zn) được chiết bằng phương pháp BaCl₂ và được đo bằng máy ICP BaCl₂ [11].

Phương pháp thống kê được sử dụng là phương pháp phân tích phương sai ANOVA theo kiểu hoàn toàn ngẫu nhiên hai yếu tố. Phần mềm sử dụng phân tích là JMP của Viện nghiên cứu SAS (Statistical Analysis Software) và phần mềm Microsoft Excel.

3. KẾT QUẢ

3.1 Giá trị pH



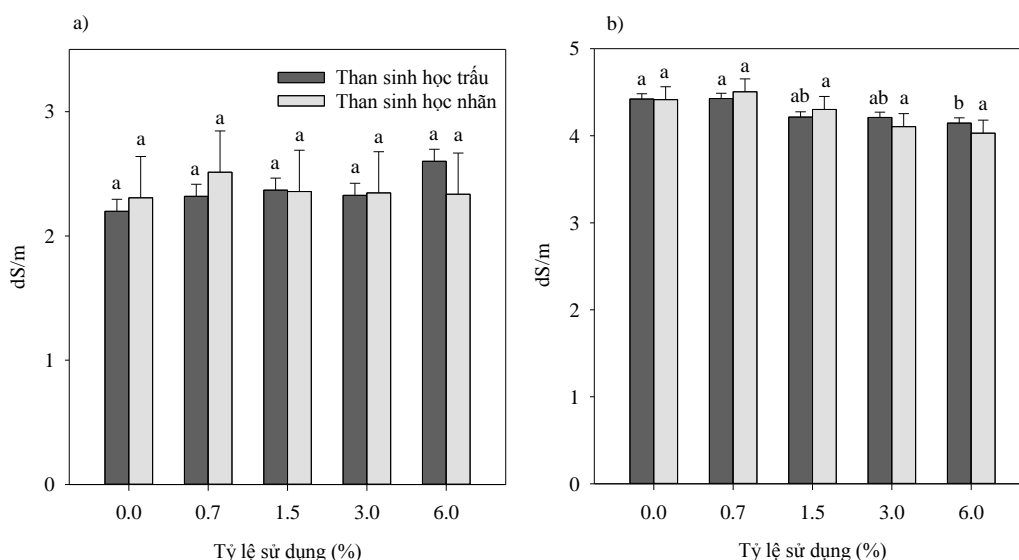
Hình 1. Giá trị pH theo tỷ lệ than sinh học trâu và nhân sau 5 ngày (a) và 60 ngày (b) thí nghiệm.

Trên cùng 1 đồ thị, các cột có gắn cùng ký tự không khác biệt nhau có ý nghĩa thống kê với xác suất $P \leq 0,05$.

Sau 5 ngày, kết quả giữa tỷ lệ than sinh học và giá trị pH có sự tăng dần giữa các tỷ lệ than được phối trộn và khác biệt có ý nghĩa thống kê. Ở mức độ phối trộn than sinh học và đất với tỷ lệ 0% cho giá trị pH thấp nhất 4,35 và ở mức độ phối trộn than sinh học và đất với tỉ lệ 6% (than trâu) cho giá trị pH cao nhất 4,925. Kết quả đo được cho thấy tỷ lệ phối trộn than 6% cho kết quả khả quan nhất.

Sau 60 ngày, than trâu trong thí nghiệm cho kết quả pH tốt hơn so với than nhân khi đất sử dụng than trâu cho kết quả pH 5,05, cao hơn than nhân là 4,925. Từ kết quả đó, việc sử dụng than trâu để nâng cao pH trong đất nhiễm mặn sẽ đạt hiệu quả tốt hơn so với sử dụng than nhân.

3.2 Giá trị EC

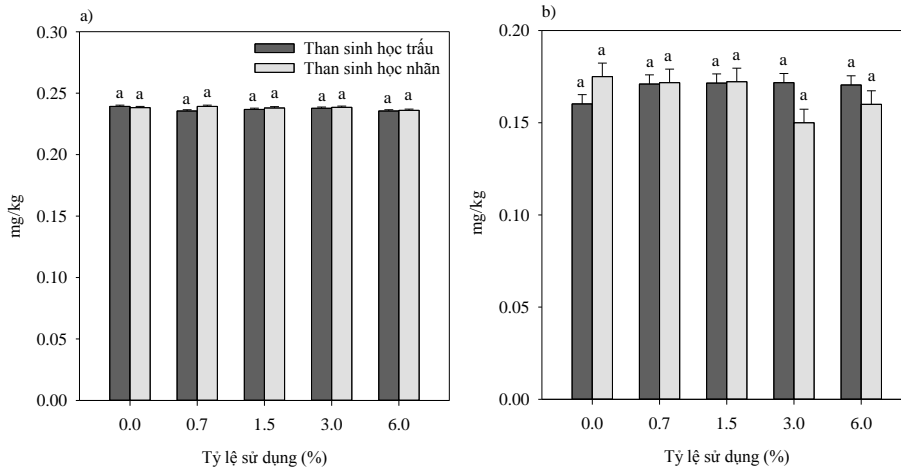


Hình 2. Giá trị EC theo tỷ lệ than sinh học trâu và nhân sau 5 ngày (a) và 60 ngày (b) thí nghiệm.

Trên cùng 1 đồ thị, các cột có gắn cùng ký tự không khác biệt nhau có ý nghĩa thống kê với xác suất $P \leq 0,05$.

Sau 5 ngày, giá trị EC khác biệt không có ý nghĩa. Sau 60 ngày, có sự giảm dần giữa các tỷ lệ than được sử dụng với kết quả EC thấp nhất ở tỷ lệ than trấu 6% (4,145 dS/m). Các tỷ lệ than sinh học khác nhau cho thấy EC trong đất khác nhau có ý nghĩa thống kê. Hình 2 cho thấy kết quả EC thu được sau 60 ngày tiến hành thí nghiệm đạt hiệu quả cao nhất ở tỷ lệ than sinh học 6%, và đạt hiệu quả thấp nhất ở mức than trấu 0,7% với kết quả đo EC là 4,428 (dS/m).

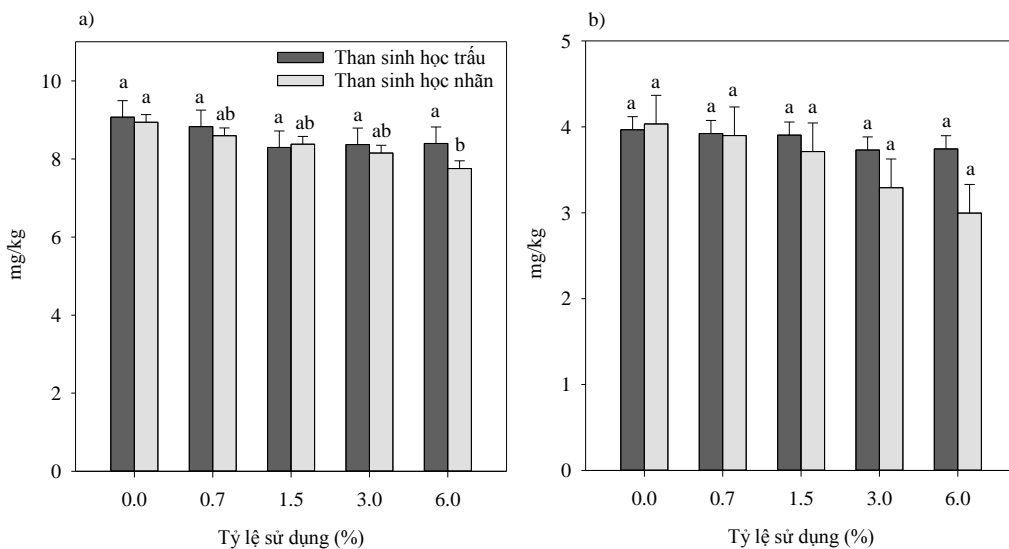
3.3 Giá trị Cd



Hình 3. Giá trị Cd theo tỷ lệ than sinh học trấu và nhân sau 5 ngày (a) và 60 ngày (b) thí nghiệm. Trên cùng 1 đồ thị, các cột có gắn cùng ký tự không khác biệt nhau có ý nghĩa thống kê với xác suất $P \leq 0,05$.

Hàm lượng trao đổi của Cd tuy bị ảnh hưởng bởi than sinh học sau 5 ngày và 60 ngày thí nghiệm (Hình 3), nhưng sự khác biệt này không có ý nghĩa thống kê. Giá trị Cd thay đổi từ 0,236 đến 0,239 (mg/kg) ở đợt quan trắc sau 5 ngày thí nghiệm và từ 0,150 đến 0,175 (mg/kg) ở đợt quan trắc sau 60 ngày thí nghiệm. Hàm lượng trao đổi Cd giảm theo thời gian thí nghiệm điều này cho thấy một phần Cd trong đất đã được chuyển thành dạng khó trao đổi trong đất.

3.4 Giá trị Ni

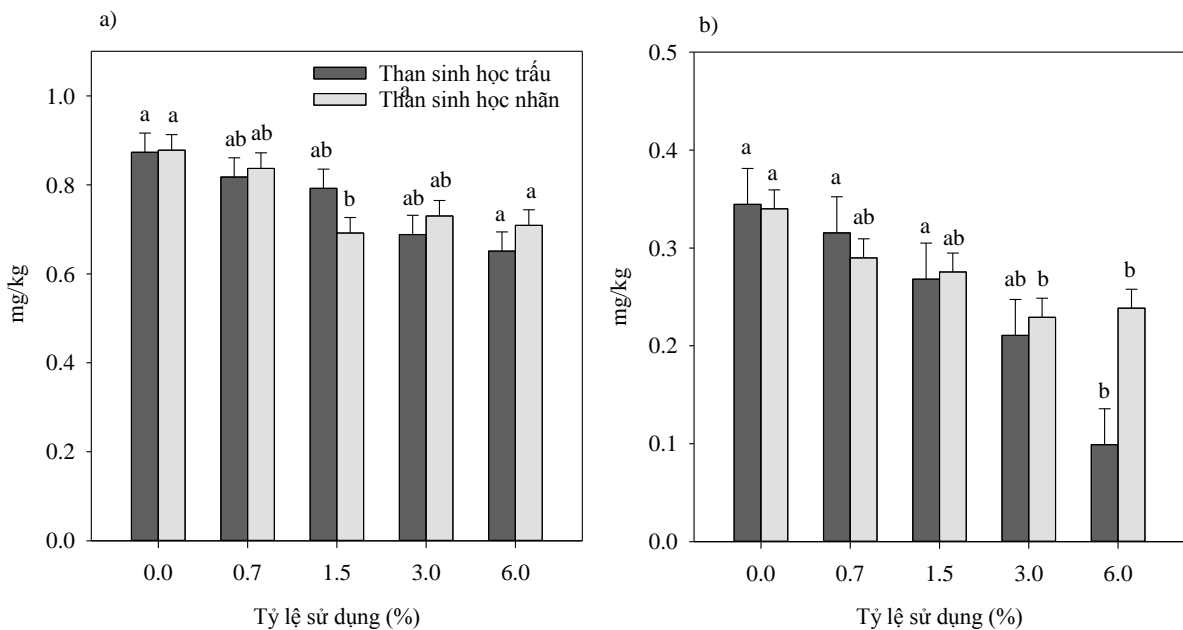


Hình 4. Giá trị Ni theo tỷ lệ than sinh học trấu và nhân sau 5 ngày (a) và 60 ngày (b) thí nghiệm.

Trên cùng 1 đồ thị, các cột có gán cùng ký tự không khác biệt nhau có ý nghĩa thống kê với xác suất $P \leq 0,05$.

Nhìn chung sau 5 và 60 ngày thí nghiệm hàm lượng trao đổi Ni có xu hướng giảm thấp theo tỷ lệ than sinh học sử dụng (Hình 4). Ở tỷ lệ than sinh học cao (6%), hàm lượng Ni thấp hơn so với công thức có sử dụng than sinh học ở tỷ lệ thấp hoặc công thức không sử dụng than sinh học. Than sinh học từ vỏ trấu cho giá trị Ni giảm không có ý nghĩa thống kê sau 5 ngày thí nghiệm, tuy nhiên giá trị này giảm có ý nghĩa thống kê sau 60 ngày thí nghiệm. Than sinh học từ thân cành nhãn cho hàm lượng trao đổi Ni trong đất giảm thấp có ý nghĩa thống kê theo tỷ lệ than sử dụng ở cả 2 đợt quan trắc. Việc sử dụng than sinh học có ý nghĩa trong việc làm giảm hàm lượng trao đổi của nguyên tố Ni trong đất nghiên cứu.

3.5 Giá trị Pb



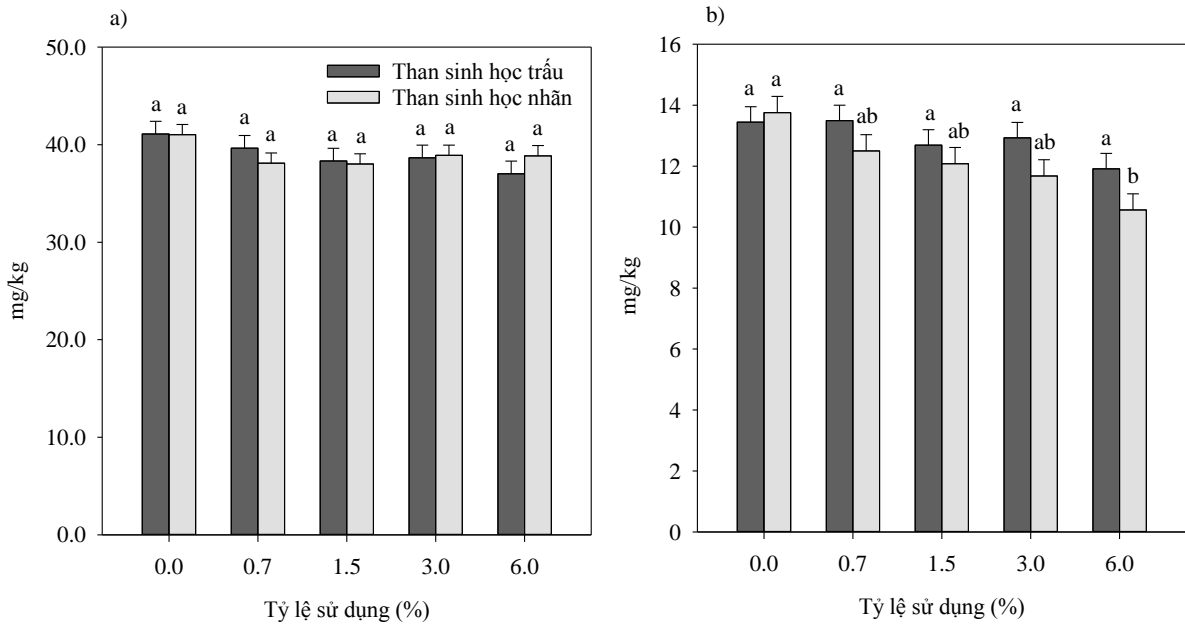
Hình 5. Giá trị Pb theo tỷ lệ than sinh học trấu và nhãn sau 5 ngày (a) và 60 ngày (b) thí nghiệm.

Trên cùng 1 đồ thị, các cột có gán cùng ký tự không khác biệt nhau có ý nghĩa thống kê với xác suất $P \leq 0,05$.

Kết quả hàm lượng Pb trong đất sau 5 ngày thí nghiệm ở mức độ phối trộn than sinh học với tỉ lệ khác nhau đã làm thay đổi hàm lượng Pb trong đất ở các giá trị khác nhau và có ý nghĩa thống kê. Hình 5 cho thấy sau 5 ngày tiến hành thí nghiệm, đất sử dụng than trấu tỷ lệ 6% có giá trị Pb thấp nhất (0,651 mg/kg) và hàm lượng Pb thí nghiệm ở mức độ phối trộn than sinh học với tỉ lệ 0 % là có giá trị cao nhất (0,873 mg/kg).

Sự khác biệt về hàm lượng Pb trong đất sau thí nghiệm 60 ngày ở các công thức khác biệt nhau có ý nghĩa thống kê. Hình 5 cho thấy hàm lượng Pb trong đất qua các tỷ lệ giảm dần và có kết quả đạt hiệu quả cao nhất ở tỷ lệ than trấu 6%, giá trị Pb là 0,099 mg/kg đất. Hàm lượng Pb sau 60 ngày thí nghiệm thấp hơn so với sau 5 ngày thí nghiệm. Điều này cho thấy hàm lượng trao đổi Pb đã chuyển dần sang dạng cố định theo thời gian thí nghiệm. Các công thức có sử dụng than sinh học từ vỏ trấu cho hàm lượng Pb trao đổi thấp hơn so với than sinh học từ thân nhãn.

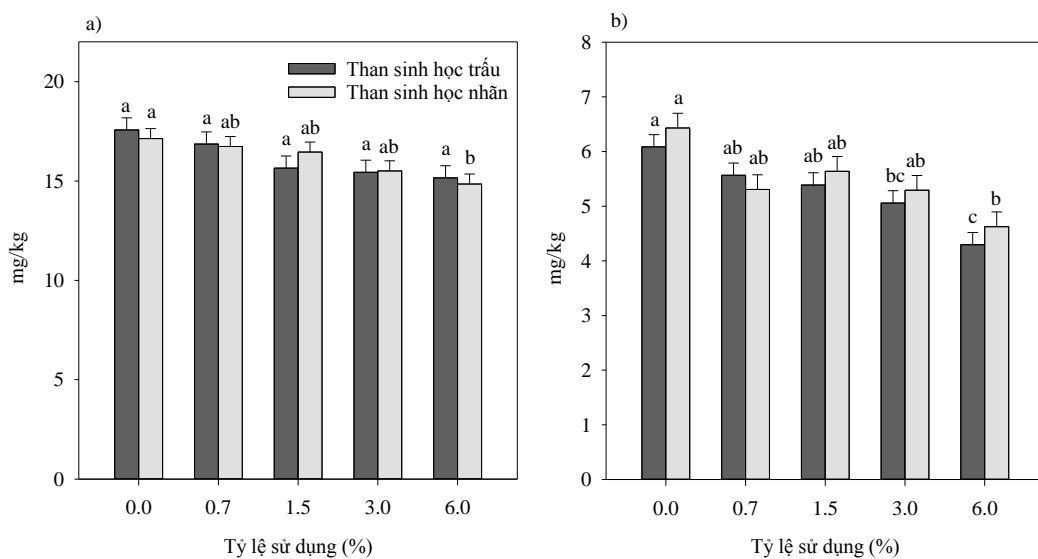
3.6 Giá trị Sr



Hình 6. Giá trị Sr theo tỷ lệ than sinh học trâu và nhân sau 5 ngày (a) và 60 ngày (b) thí nghiệm. Trên cùng 1 đồ thị, các cột có gắn cùng ký tự không khác biệt nhau có ý nghĩa thống kê với xác suất $P \leq 0,05$.

Sau 5 ngày thí nghiệm, giá trị Sr khác biệt không có ý nghĩa trên các công thức áp dụng cả 2 loại than sinh học từ vỏ trâu và từ thân cành nhân (Hình 6). Sau 60 ngày tiến hành thí nghiệm, kết quả phân tích chỉ tiêu Sr trong các loại đất được phối trộn tỷ lệ than khác nhau cho các hàm lượng Sr khác nhau và có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa 2 loại than được sử dụng trong quá trình tiến hành thí nghiệm. Hình 6 cho thấy sau 60 ngày tiến hành thí nghiệm hàm lượng trao đổi Sr trong đất áp dụng tỷ lệ than sinh học 6% có giá trị thấp nhất và cao nhất trong đất không áp dụng than sinh học. Điều này cho thấy than sinh học đã làm giảm hàm lượng ở dạng trao đổi của nguyên tố Sr trong đất dùng cho nghiên cứu này.

3.7 Giá trị Zn



Hình 7. Giá trị Zn theo tỷ lệ than sinh học trâu và nhân sau 5 ngày (a) và 60 ngày (b) thí nghiệm.

Trên cùng 1 đồ thị, các cột có gắn cùng ký tự không khác biệt nhau có ý nghĩa thống kê với xác suất $P \leq 0,05$.

Kết quả hàm lượng Zn trong đợt một với thời gian thu mẫu sau 5 ngày thí nghiệm cho thấy hàm lượng Zn trong đất sau thí nghiệm ở mức độ phối trộn than sinh học ở tỉ lệ 6% có giá trị thấp nhất và cao nhất ở nghiệm thức không sử dụng than sinh học (Hình 7a). Hàm lượng Zn trong đất phối trộn 6% than nhân sau 5 ngày tiến hành thí nghiệm có giá trị thấp nhất (14,852 mg/kg) và đất không sử dụng than sinh học là có giá trị cao nhất (17,134 mg/kg).

Sau 60 ngày, hàm lượng Zn thu được chênh lệch giữa các tỷ lệ với nhau là có ý nghĩa thống kê và tỷ lệ than sinh học sử dụng càng cao thì hàm lượng trao đổi Zn càng thấp. Ở mức tỷ lệ than trấu phối trộn 0%, hàm lượng Zn đạt được là 6,086 (mg/kg) và ở mức 6% là 4,295 (mg/kg). Hàm lượng Zn chênh lệch giữa các tỷ lệ than nhân 0% là 6,431 (mg/kg), hàm lượng Zn đạt hiệu quả cao nhất ở tỷ lệ phối trộn than nhân 6% là 4,627 (mg/kg).

4. THẢO LUẬN

Khi tăng tỷ lệ than sinh học lên thì hàm lượng trao đổi của các kim loại giảm xuống (Hình 3, 4, 5 và 6). Điều này có thể được giải thích là do than sinh học có khả năng hấp phụ cation trên bề mặt [12], từ đó làm giảm lượng trao đổi trong đất. Do đó, tỷ lệ than càng lớn thì kim loại nặng càng bị hấp phụ càng nhiều [13] và lượng trao đổi trong đất bị hạn chế. Thông thường khi quá trình acid hóa xảy ra (pH giảm) thì nồng độ các kim loại ở dạng dễ tiêu sẽ cao [14] và ngược lại khi giá trị pH tăng thì nồng độ kim loại ở dạng dễ tiêu giảm xuống vì lúc này kim loại nặng sẽ bị kết tủa, tạo thành các chelat hoặc hydroxyt. Kết quả nghiên cứu này cho thấy than sinh học đã làm tăng giá trị pH của đất (Hình 1), điều này có thể đã làm cho lượng kim loại ở dạng trao đổi giảm xuống như đã được quan sát ở các Hình 3, 4, 5 và 6. Tuy nhiên cần có nghiên cứu sâu hơn để xác định xem các kim loại bị hấp phụ trên bề mặt của than sinh học hay là do bị cố định do pH tăng là nguyên nhân chính làm giảm lượng trao đổi của các kim loại trong nghiên cứu này.

Trấu và cành nhãn sau khi xử lý được đưa vào lò nung để nâng nhiệt độ đến khoảng 350-400 °C trong nghiên cứu này và cấu trúc, tính chất của 2 loại than sinh học sử dụng trong nghiên cứu này đã được công bố trước đó [15]. Hình thái vi mô của 2 loại than cho thấy tỉ diện (diện tích bề mặt) của than trấu lớn hơn than cành nhãn (có nhiều lỗ hổng hơn). Kết quả nghiên cứu cũng cho thấy pH, hàm lượng tro, hàm lượng K của than trấu cũng cao hơn nhiều so với than nhân [15]; do đó khả năng hấp phụ và khả năng kiềm hóa của than trấu cao hơn than cành nhãn.

Khi tăng tỷ lệ than sinh học thì khả năng hấp phụ kim loại nặng cũng tăng theo và kết quả nghiên cứu này cũng tương đồng với công bố của Bình Thanh Nguyen và cs [13]. Điều này cho thấy việc sử dụng than sinh học có thể làm giảm khả năng hút các kim loại của các loại cây trồng và từ đó hạn chế khả năng tích lũy kim loại nặng trong các nông sản. Tuy vậy, cần có nhiều các nghiên cứu khác để đánh giá khả năng cải tạo kim loại trong các loại đất trồng nông nghiệp của các loại than sinh học khác nhau.

5. KẾT LUẬN

Hàm lượng trao đổi của các kim loại nặng trong đất giảm xuống khi tỷ lệ than sinh học tăng lên. Ở mức tỷ lệ 6% thì hàm lượng kim loại ở dạng trao đổi thấp nhất. Trong 2 loại than sinh học sử dụng cho nghiên cứu này thì loại than được sản xuất từ vỏ trấu cho hiệu quả cải tạo tốt hơn loại than được sản xuất từ thân cành nhãn. Hiệu quả cải tạo kim loại nặng trong đất của than sinh học có thể có liên quan đến khả năng hấp phụ của than sinh học và khả năng làm tăng giá trị pH của đất. Mặc dù lượng tổng số trong đất không thay đổi, lượng trao đổi của các kim loại nặng đã giảm xuống do việc sử dụng than sinh học. Điều này cho thấy việc sử dụng than sinh học có thể làm giảm khả năng hút các kim loại của các loại cây trồng và từ đó hạn chế khả năng tích lũy kim loại nặng trong các nông sản. Tuy vậy, cần có nhiều các nghiên cứu khác để đánh giá khả năng cải tạo kim loại trong các loại đất trồng nông nghiệp của các loại than sinh học khác nhau. Nói tóm lại,

về mặt hiệu quả cải tạo kim loại nặng, than sinh học sản xuất từ vỏ trấu ở tỷ lệ 6% cho hiệu quả cao nhất. Tuy nhiên, hiệu quả tổng thể của than sinh học được xem xét, đánh giá khi có sự kết hợp với hiệu quả kinh tế trên ruộng thực tế trồng một số cây lương thực nhất định.

CẢM ƠN

Nghiên cứu này được tài trợ chính bởi Quỹ Phát triển Khoa học và Công nghệ Thành phố Hồ Chí Minh (HCM-FOSTED), theo hợp đồng số 36/2020/ HĐ-QPTKHCN, ký ngày 13/7/2020. Các tác giả rất biết ơn Đại học Công nghiệp TP. HCM (IUH) và Viện Khoa học Công nghệ và Quản lý Môi trường (IESEM) của IUH. Rất cảm ơn nhân viên và sinh viên tại IESEM vì trợ giúp với các chuyến đi thực tế.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Hội Khoa học đất Việt Nam, *Đất Việt Nam, Hà Nội: Nxb Nông nghiệp*. 2000.
- [2] Nguyen, B.T., G.D. Dinh, T.X. Nguyen, D.T.P. Nguyen, T.N. Vu, H.T.T. Tran, N. Van Thai, H. Vu, and 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, 2022. **22**(2): p. 1340-1350.
- [3] Shahabi-Ghahfarokhi, S., M. Åström, C. Yu, T. Lindquist, H. Djerf, K. Kalbitz, and M. Ketzer, *Extensive dispersion of metals from hemiboreal acid sulfate soil into adjacent drain and wetland*. Applied Geochemistry, 2022. **136**: p. 105170.
- [4] Jennifer, G., *Application, performance, and costs of biotreatment technologies for contaminated Soils*, " U.S. Environmental protection agency national risk management research laboratory , Ohio 45268. 2022.
- [5] Saifullah, S. Dahlawi, A. Naem, Z. Rengel, and R. Naidu, *Biochar application for the remediation of salt-affected soils: Challenges and opportunities*. Sci Total Environ, 2018. **625**: p. 320-335.
- [6] Xiao, L. and F. Meng, *Evaluating the effect of biochar on salt leaching and nutrient retention of Yellow River Delta soil*. Soil Use and Management, 2020. **36**.
- [7] Lashari, M.S., Y. Liu, L. Li, W. Pan, J. Fu, G. Pan, J. Zheng, J. Zheng, X. Zhang, and X. Yu, *Effects of amendment of biochar-manure compost in conjunction with pyroligneous solution on soil quality and wheat yield of a salt-stressed cropland from Central China Great Plain*. Field Crops Research, 2013. **144**: p. 113-118.
- [8] Akhtar, S.S., M.N. Andersen, and F. Liu, *Biochar mitigates salinity stress in potato*. Journal of Agronomy and Crop Science, 2015. **201**(5): p. 368-378.
- [9] *Báo cáo thuyết minh Bản đồ đất thành phố Hồ Chí Minh*. 2004: TP. Hồ Chí Minh.
- [10] ISO 10390 : 2005, *Soil quality – Determination of pH*, <https://luattrongtay.vn/ViewFullText/Id/cca45015-fcac-45a0-b675-d231813d7f9b>. 2005.
- [11] Carter, M.R. and E.G. Gregorich, *Soil sampling and methods of analysis, 2nd edition*, Boca Raton: CRC Press, Taylor & Francis Group. 2008.
- [12] Shen, Z., Y. Zhang, O. McMillan, F. Jin, and A. Al-Tabbaa, *Characteristics and mechanisms of nickel adsorption on biochars produced from wheat straw pellets and rice husk*. Environmental Science and Pollution Research, 2017. **24**(14): p. 12809-12819.
- [13] Binh Thanh Nguyen, Gai Dai Dinh, Tong Xuan Nguyen, Dung Doan Do, Duong Thuy Phuc Nguyen, Anh Hung Le, Toan Ngoc Vu, Huong Thu Thi Tran, Nan Van Thai, and Quyet Van Luu, *Potential of agricultural residue-derived biochar as a salt-adsorbent amendment for salinity mitigation of brackish water for irrigation*. Journal of Agricultural Science and Technology, 2021. **23**(6): p. 1411-1423
- [14] Kicińska, A., R. Pomykała, and M. Izquierdo, *Changes in soil pH and mobility of heavy metals in contaminated soils*. European Journal of Soil Science, 2022. **73**: p. e13203.
- [15] Nguyen, B.T., G.D. Dinh, H.P. Dong, and L.B. Le, *Sodium adsorption isotherm and characterization of biochars produced from various agricultural biomass wastes*. Journal of Cleaner Production, 2022. **346**: p. 131250.

IMPROVING HEAVY CONTENT IN SALINE ACID SULFATE SOIL WITH BIOCHAR APPLICATION

DINH DAI GAI¹, NGUYEN THANH BINH¹, LY THANH BINH²

¹ *Institute for Environmental Science, Engineering and Management, Industrial University of Ho Chi Minh City*

² *Faculty of Basic Science, Industrial University of Ho Chi Minh City*

*Corresponding: *dinhdaigai@iuh.edu.vn*

Abstract. The presence of heavy metals in the soil can have negative impacts on the quality of agricultural products as well as the health of consumers. The use of biochars made from agricultural residues to ameliorate the concentration of heavy metals in agricultural soils could be a potential solution that needs to be investigated. The purpose of the current study is to assess the capacity of biochars made from rice husks and longan branches to remediate heavy metals in saline acid sulfate soils. The study used the soil mixed with two types of biochars at five rates 0,7; 1,5; 3,0 and 6,0%. The experiment was conducted in a greenhouse for 60 days, and the soil in the experimental pots was sampled after 5 and 60 days to determine the exchangeable concentration of five heavy metals. The results showed that depending on the applied rate, biochar reduced the exchangeable concentration of various metals such as Cd, Ni, Pb, Sr, and Zn. The biochar rate of 6% led to the lowest metal concentration in the exchangeable form. Biochar made from rice husk was better in remediating heavy metals of the tested soil than that made from longan. The pH of the soil rose in proportion to the amount of biochar used. A decrease in the exchangeable concentration of the analyzed metals could be related to the adsorption capacity of the tested biochars as well as an increase in the pH value of the biochar-added soil. More studies on different types of biochar as well as in actual agricultural fields are in need to gain more precise conclusions for sustainable development.

Keywords: heavy metals, biochars, agricultural residues.

Ngày gửi bài: 18/07/2022

Ngày chấp nhận đăng: 06/10/2022