

LANTANA CAMARA L., THỰC VẬT CÓ KHẢ NĂNG HẤP THU PB TRONG ĐẤT ĐỀ GIẢI Ô NHIỄM

Diệp Thị Mỹ Hạnh ⁽¹⁾, E. Garnier Zarli ⁽²⁾

(1) Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, ĐHQG-HCM

(2) Trường Đại học Paris XII Val de Marne

1. MỞ ĐẦU

Sử dụng thực vật để làm sạch đất bị nhiễm kim loại là một công nghệ mới được nghiên cứu trong những năm gần đây (Salt *et al.*, 1995; Bert *et al.*, 2000 – 01). Kỹ thuật này ngày càng phát triển nhờ vào tính hiệu quả, kinh tế và tránh được những hậu quả phụ so với sử dụng những kỹ thuật khác (Lasat, 2002). Chiến lược mới trong giải ô nhiễm đất bị nhiễm kim loại nặng theo hướng sinh học bởi cơ chế thực vật chiết tách (phytoextraction) và/hoặc tích lũy (phytoaccumulation) với các loài thực vật siêu hấp thụ (hyperaccumulator) đã dẫn đến phong trào quan tâm đến những loại thực vật có khả năng siêu hấp thụ (Haag-Kerner, 1999; McGrath *et al.*, 1993; Robinson *et al.*, 1997). Thực vật có khả năng hấp thụ và di chuyển kim loại từ đất vào những phần bên trên mặt đất của cây hoặc rễ, sau đó có thể thu hoạch dễ dàng (Garbisu *et al.*, 2001). Một số nhà nghiên cứu đề nghị rằng chỉ có sự hấp thụ ở những phần bên trên mặt đất là quan trọng (Baker, 1981; Sahi *et al.*, 2002). Điều này đang được thảo luận trong khi một vài tác giả khác cho rằng rễ là bộ phận có khả năng hấp thụ cao nhất (Pichtel *et al.*, 2000; Baghour *et al.*, 2001; Piechalak *et al.*, 2002). Rễ có thể tăng trưởng tốt trong đất nhiễm kim loại nặng (McGrath *et al.*, 2001). Tuy nhiên, trong đất bị nhiễm kim loại nặng, phytoextraction kém hiệu quả hơn và khó đem lại những ảnh hưởng kinh tế (Robinson *et al.*, 1998). Khi thực vật có khả năng hấp thụ vào rễ, rễ có thể làm tránh được di chuyển chất ô nhiễm do xói mòn và thoái hóa; hoặc chúng có thể chuyển dạng hoạt động hoặc dễ biến đổi sang dạng ổn định (Xinde-Cao *et al.*, 2002; Krzaklewski *et al.*, Templeton *et al.*, 2003). Thực vật cũng có thể hấp thụ chất ô nhiễm từ đất và sự trao đổi chất trong cây sẽ chuyển chúng thành những hợp chất dễ bay hơi.

Ngoài ra, vi sinh vật cũng có những khả năng này. Sự ô nhiễm đất có thể bắt nguồn từ nguyên tố vi lượng (Zn, Fe, Cu, Mg), ở nồng độ cao, chúng có thể gây độc cho thực vật và con người; hoặc những chất ô nhiễm khác thậm chí ở nồng độ rất thấp (Pb, Cd, Hg, Ni) (Borovick, 1990).

Chì (Pb) tồn tại nhiều trong môi trường của chúng ta do nhiều ứng dụng quan trọng và khác nhau của chúng. Ngộ độc Pb có thể là nguyên nhân dẫn đến tử vong do đó sử dụng Pb được qui định một cách nghiêm khắc trong luật pháp của một số quốc gia về môi trường: cấm sử dụng các ống dẫn bằng Pb trong mạng lưới cung cấp nước uống, loại bỏ các hoạt chất có chứa chì trong nhiên liệu và sơn. Tuy nhiên, những điều này còn rất mới và chưa được ứng dụng rộng rãi. Khử Pb trong đất bị ô nhiễm là điều bắt buộc đặc biệt là trong sản xuất pin. Sự phát triển kinh tế của miền Nam Việt Nam trong 10 năm qua dẫn đến sự gia tăng phương tiện giao thông, và phát triển công nghiệp và nông nghiệp là một trong những nguyên nhân gây ô nhiễm phức tạp (CO, CO₂, Pb), các tổ chức môi trường quan tâm đến vấn đề ô nhiễm chì và việc nghiên cứu để tìm những loài thực vật có khả năng giải ô nhiễm Pb trong đất là một công việc cấp bách và cần thiết.

2. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Địa điểm thu mẫu để tìm kiếm loài thực vật có khả năng hấp thụ Pb

Vị trí nghiên cứu được chọn là những nơi có khả năng bị nhiễm chì cao quanh TP Hồ Chí Minh, thu mẫu ở những tuyến có mật độ giao thông cao như xa cảng miền Tây, bến xe An Suong, trạm giao thông số 1, vòng xoay Phú Lâm, đường Cách Mạng tháng 8 và tuyến đường chính từ TP.HCM đến Long An, hướng chính đi về đồng bằng sông Cửu Long và khu vực nhà máy pin accuy Đồng Nai xung quanh đường cống thoát nước thải. Mẫu đất: tại các địa điểm trên, thu mẫu đất ở 3 vị trí khác nhau, ở độ sâu 0 – 20 cm, sau đó trộn đều mẫu đất và phân tích hàm lượng chì.

Chọn các mẫu thực vật sống trên từng vùng đất tương ứng để thu mẫu và được đem về phòng thí nghiệm, định danh tên khoa học và phân tích hàm lượng Pb để chọn những loài thực vật có khả năng hấp thụ Pb cao và sinh trưởng mạnh để thực hiện tiếp các nghiên cứu về cơ chế hấp thụ.

2.2. Thí nghiệm xác định ngưỡng và cơ quan hấp thụ Pb của cây *Lantana*

Sau khi xác định được loài thơm ổi *Lantana camara* L. Verbenaceae có khả năng giải ô nhiễm tốt so với các loài khác, cây *Lantana* được trồng để nghiên cứu ngưỡng và cơ quan hấp thụ Pb của cây. Chọn những cây có được từ phương pháp giâm cành, có độ tăng trưởng đồng đều để làm thí nghiệm. Đất và nước tưới được phân tích hàm lượng Pb tự nhiên để đảm bảo môi trường thí nghiệm ban đầu không có Pb. Sau 4 tuần trồng, các cây được xử lý đồng loạt với acetate Pb, chia thành 3 lô:

- lô 1: xử lý 1 lần với Pb có nồng độ khác nhau, bao gồm 6 nghiệm thức: đối chứng không có Pb, 1×10^3 ppm, 2×10^3 ppm, 4×10^3 ppm, 10×10^3 ppm và 20×10^3 ppm. Mỗi nghiệm thức có 5 cây, 3 lần lặp lại.
- lô 2: xử lý nhiều lần với Pb có nồng độ thấp nhưng tích lũy cao dần: cây được xử lý cứ 2 tuần 1 lần, mỗi lần 1×10^3 ppm Pb, 5 cây được lặp lại 3 lần.

Tất cả các cây được tưới 100ml nước mỗi ngày trong suốt thí nghiệm để tránh rửa trôi Pb ra ngoài chậu. Trong quá trình thí nghiệm, chiều cao và số cành cấp 1 và cấp 2 đều được đo và đếm, 15 ngày một lần. Cuối thí nghiệm, các cơ quan của cây gồm lá, cành, rễ được xác định trọng lượng tươi và khô bằng cách sấy ở 80°C .

2.3. Phân tích hàm lượng chì

Sau khi kết thúc mỗi thí nghiệm, các mẫu lá, nhánh, rễ của tất cả các cây trong cùng một nghiệm thức được thu và sấy khô ở 80°C , sau đó được nghiền, trộn đều và phân tích hàm lượng Pb bằng ICP (Varian Liberty series 2 Plasma, 1996). Tất cả các số liệu đo đếm đều được tính xác suất thống kê, từ số liệu của 3 lần lặp lại, độ lệch chuẩn ở mức $p < 0.05$.

2.4. Kết quả

Phát hiện loài thực vật có khả năng hấp thụ Pb

Theo tiêu chuẩn ADEME (1995), hàm lượng Pb trong đất không bị nhiễm rất khác nhau, biến thiên từ 2 – 44 ppm, ngưỡng tối đa là 100 ppm. Bảng số 1 cho thấy, trong số những vị trí điều tra hàm lượng Pb trong đất ở xung quanh công thoát nước thải nhà máy pin accuy Đồng Nai rất cao, chỉ có đất ở vòng xoay Phú Lâm và trục giao thông chính TP HCM - Long An còn nằm dưới ngưỡng cho phép, còn lại đất ở các vị trí khác đều bị nhiễm Pb. Trong số các loài thực vật mọc xung quanh nhà máy pin accuy, chỉ có 2 loài có hàm lượng Pb tích lũy cao trong cây, đó là loài *Heterostrema villosum* với nồng độ Pb là 1990 mg kg^{-1} và loài *Lantana camara* L. Verbenaceae với nồng độ Pb là 650 mg kg^{-1} . So với những loài thực vật được tìm thấy ở những vị trí ô nhiễm khác, khả năng tích lũy Pb trong cây thấp. Loài *Lantana* có khả năng hấp thụ thấp hơn loài *Heterostrema villosum*, nhưng khả năng sinh trưởng cao và nhanh, do đó được chọn để thực hiện những thí nghiệm tiếp theo để xác định là loài có khả năng sử dụng trong phương pháp phytoremediation.

Bảng 1. Hàm lượng Pb trong đất và những loài thực vật khảo sát và khả năng hấp thụ Pb của chúng

Địa điểm thu mẫu	Hàm lượng Pb trong đất (ppm)	Loài thực vật khảo sát	Hàm lượng Pb trong cây (ppm)
Cống thải nhà máy pin accuy Đồng Nai	10900	<i>Heterostrema villosum</i> <i>Lantana camara</i>	1990 650

Bến xe An Suong	217	<i>Eulesine</i>	0,20
Bến xe xa cảng miền Tây	770	<i>Poaceae 1</i>	0,15
Đường CMT8	200	<i>Echinochloa</i>	0,30
Trạm giao thông số 1	188	<i>Ipomea</i>	1,05
Vòng xoay Phú Lâm	46	<i>Cyperus triatatus</i>	0,50
Trục giao thông chính TP HCM- Long An	76	<i>Acanthus</i> <i>Casuarina</i> <i>Cordia</i> <i>Ixora</i> <i>Manilkara</i> <i>Muntingia</i> <i>Bougainvillea</i> <i>Caesalpinia sp.</i>	9,7 14 8 7,8 5 15 12 13

Ngưỡng và cơ quan hấp thu Pb của cây Lantana

Kết quả về ngưỡng chịu đựng và cơ quan hấp thu Pb được trình bày trong bảng 2.

- Các cây ở các nghiệm thức đối chứng và xử lý đến 4×10^3 ppm Pb có sinh trưởng bình thường. Như vậy, cây *Lantana* chịu đựng được mức độ ô nhiễm đến 4×10^3 ppm Pb.

- Riêng các cây ở 2 nghiệm thức 10×10^3 ppm và 20×10^3 ppm, cây đã chết sau 6 ngày thí nghiệm. Tuy nhiên, có 2 cây *Lantana*, một ở nghiệm thức 10×10^3 ppm và một ở 20×10^3 ppm vẫn sinh trưởng bình thường. Đây là 2 cây đặc biệt, chúng đã được tiếp tục giám canh cho những nghiên cứu tiếp theo.

- Hàm lượng Pb được hấp thụ nhiều nhất ở rễ, kế đến là cành và sau đó là lá. Khả năng hấp thụ Pb tính trên trọng lượng khô đạt trên 1%.

Bảng 2. Tình trạng cây *Lantana* sau khi xử lý và mức độ hấp thu Pb của lá và rễ các nghiệm thức sau 24h xử lý ở các nồng độ Pb khác nhau.

Thời gian sau xử lý	Đối chứng	T1 1×10^3 ppm	T2 2×10^3 ppm	T3 4×10^3 ppm	T4 10×10^3 ppm	T5 20×10^3 ppm
Tình trạng	Bình thường	Bình thường	Bình thường	Bình thường	Bình thường	Bình thường
Hàm lượng Pb trong lá	0,8	1,9ns	5,3ns	4,0ns	6,1ns	1499*
Hàm lượng Pb trong cành	1,9	2,2ns	6,1ns	52,4ns	375*	5679*
Hàm lượng Pb trong rễ	1,1	506*	1037*	5252*	9257*	33337*

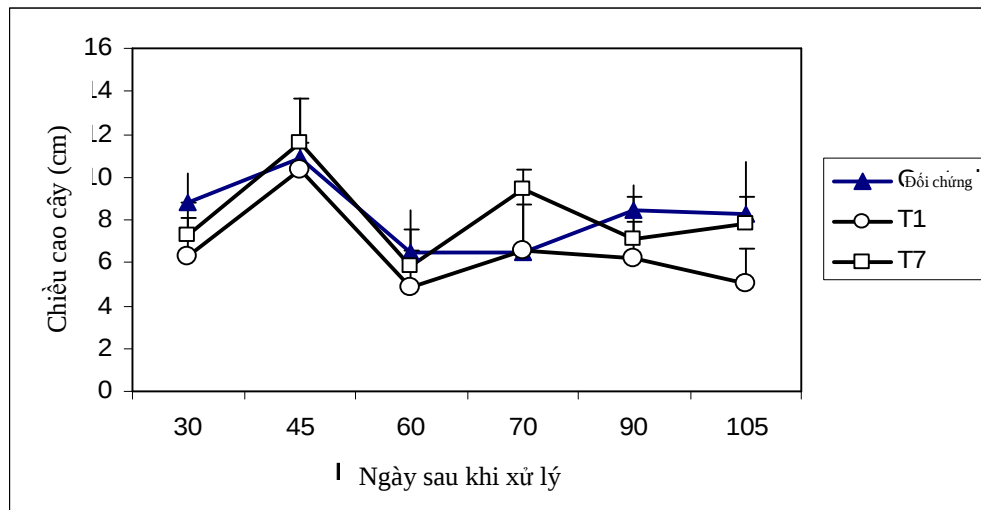
NS: khác biệt không đáng kể so với đối chứng; * khác biệt đáng kể so với đối chứng.

Sự tăng trưởng của thực vật.

Theo phân tích Anova, chiều cao cây trong đối chứng và nghiệm thức 1×10^3 ppm không có sự khác biệt đáng kể. Cách 15 ngày một lần, thêm vào đất chì acetate có nồng độ 1×10^3 ppm, trong suốt 90 ngày, ở cuối thí nghiệm không thấy có sự khác biệt đáng kể về tăng trưởng của cây.

Kết quả này cho thấy dưới tác động tích lũy từ từ của Pb, cho đến nồng độ cao (7×10^3 ppm), *Lantana* vẫn sống được trong đất ô nhiễm. Vào cuối thí nghiệm, sau 90 ngày, các nghiệm thức đối chứng và xử lý với Pb đều có khuynh hướng giảm tăng trưởng, sự suy giảm này có thể do cây lớn, trồng trong chậu, lượng nước không đủ do chỉ tưới 100ml để tránh rửa trôi ra ngoài; hoặc cũng có thể, sự giảm tăng trưởng cũng để đáp ứng với sự chịu đựng Pb. Giảm tăng trưởng trong đáp ứng chịu Cd cũng được quan sát trên cây *Phaseolus vulgaris* (Poschenrieder *et al.*, 1989) và các loài *Brassica* khác nhau sau khi phơi nhiễm quá mức với Zn hoặc Cu (Ebbs và Kochian, 1994).

Trong 2 thập kỷ qua, có rất nhiều báo cáo về kim loại nặng như cadmium, chromium, chì, và Hg trong thực vật bậc cao. Hầu hết các báo cáo đều quan tâm đến khía cạnh ô nhiễm môi trường, sự hiện diện của kim loại nặng trong chuỗi thức ăn, và sự khác nhau về mặt di truyền ở các mức độ nhiễm độc kim loại nặng trong thực vật (Ersnt và Joosse van Damme, 1983); nhưng những bằng chứng thuyết phục về ảnh hưởng có lợi của những kim loại nặng này lên sự tăng trưởng của thực vật bậc cao vẫn còn thiếu (Marschner, 1995).



Hình 1. Biến thiên chiều cao cây của loài *Lantana* trong suốt thời kỳ thí nghiệm 105 ngày. Số liệu được thể hiện là trung bình của 15 mẫu đo chiều cao cây của 3 lần lặp lại, $p < 0.05$.

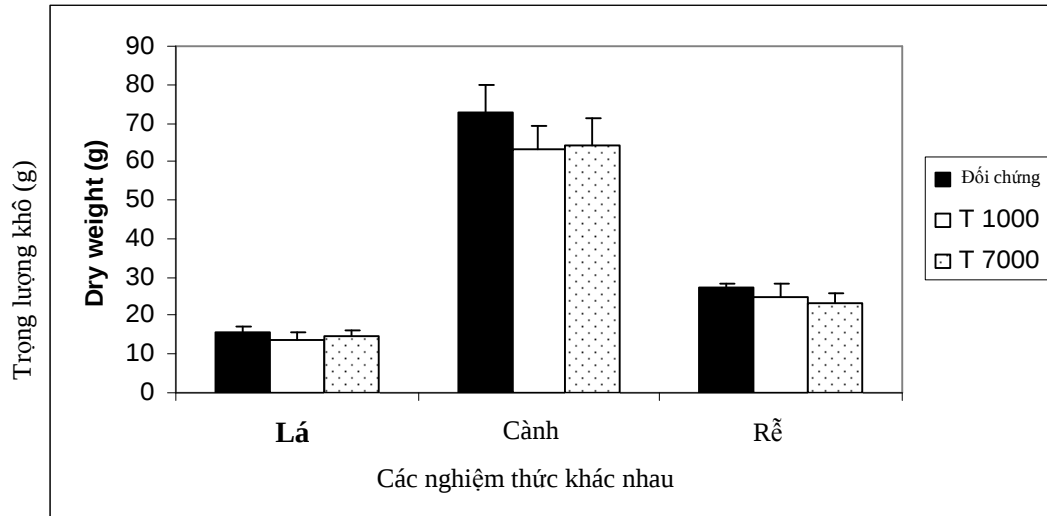
Control: đối chứng;

T1: xử lý một lần với 1000 ppm Pb duy nhất;

T7: xử lý tích lũy 7 lần với mỗi lần 1000 ppm Pb, 2 tuần 1 lần.

Sự biến thiên sinh khối cây Lantana trong các nghiệm thức

Trọng lượng khô cuối cùng của lá, cành và rễ trong các nghiệm thức khác nhau được thể hiện trong hình 2. Trọng lượng khô tổng cộng của đối chứng khoảng 116.1 ± 18.5 g, của nghiệm thức 1×10^3 ppm giảm 12% (101.8 ± 21.0 g) và của nghiệm thức 7×10^3 ppm giảm 11.7% (102.4 ± 20.8 g). trọng lượng khô của mỗi phần khác nhau của cây trong nghiệm thức đối chứng, nghiệm thức 1×10^3 ppm và 7×10^3 ppm không có sự khác biệt đáng kể, nghĩa là cây *Lantana* vẫn tiếp tục phát triển sinh khối dưới tác động của Pb. Trong tất cả các trường hợp, từ sinh khối khô tổng cộng lúc đầu 7.8 ± 0.9 g, tổng sinh khối khô tăng gấp 15 lần, sau 105 ngày thí nghiệm; điều này chứng minh sự phát triển nhanh của cây con.



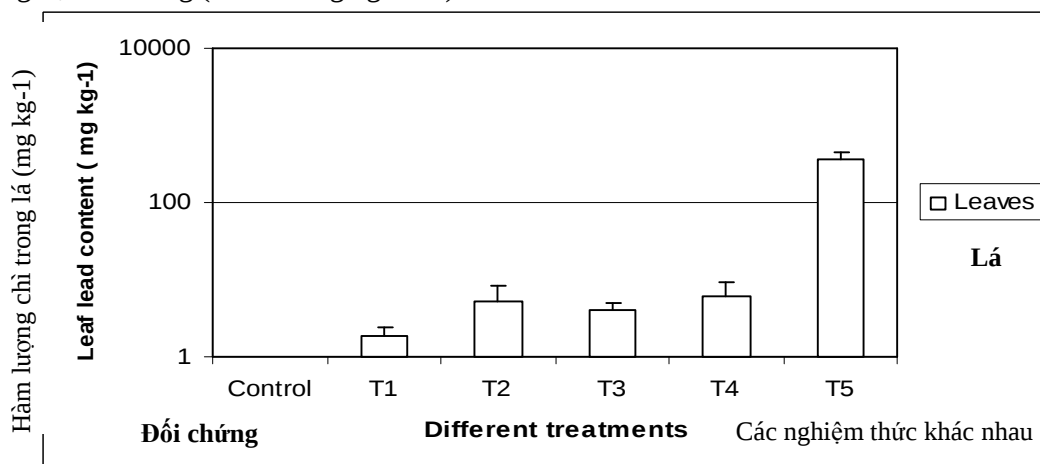
Hình 2. Trọng lượng khô của *Lantana* vào lúc cuối thí nghiệm. Số liệu được thể hiện là trung bình của 15 mẫu sinh khối của 3 lần lặp lại, $p < 0.05$.

Tích lũy chì trong lá, cành và rễ trong các nghiệm thức khác nhau

Kết quả từ nghiệm thức T1, T2, T3, T4, T5 cho thấy hàm lượng Pb trong các phần khác nhau của cây tăng theo hàm lượng Pb trong đất.

Hàm lượng chì trong lá

Hàm lượng Pb trong lá được thể hiện ở hình 3 (giá trị phơi nhiễm chì trong 24 giờ: 1.9 ± 0.5 mg kg⁻¹ DW trong nghiệm thức T1, 5.3 ± 2.9 mg kg⁻¹ DW trong nghiệm thức T2, 4.0 ± 0.8 mg kg⁻¹ DW trong nghiệm thức T3, 6.1 ± 2.9 mg kg⁻¹ DW trong nghiệm thức 4) không có sự khác biệt đáng kể. Khi tăng hàm lượng Pb lên 20×10^3 ppm trong lá là 358.0 ± 88.0 mg kg⁻¹ DW sẽ có sự khác biệt đáng kể với nghiệm thức đối chứng, số lượng này tương đương tăng 447 lần so với nồng độ đối chứng (0.8 ± 0.1 mg kg⁻¹ DW).

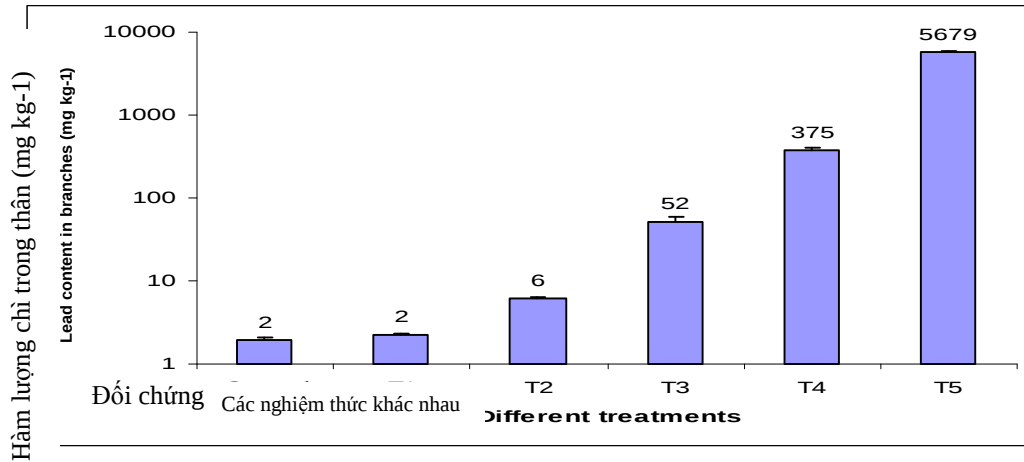


Hình 3. Hàm lượng Pb trong lá *Lantana* của các nghiệm thức xử lý với các nồng độ Pb và nghiệm thức đối chứng (control). T1: 1×10^3 ppm, T2: 2×10^3 ppm, T3: 4×10^3 ppm, T4: 10×10^3 ppm, T5: 20×10^3 ppm. Số liệu được thể hiện là trung bình của 15 mẫu lá của 3 lần lặp lại, $p < 0.05$.

Hàm lượng chì trong cành

Hàm lượng chì trong cành thể hiện ở hình 4, giá trị 24 giờ phơi nhiễm: 2.2 ± 0.8 mg kg⁻¹ DW trong nghiệm thức T1, 6.1 ± 2.0 mg kg⁻¹ DW trong nghiệm thức T2, 52.4 ± 2.9 mg kg⁻¹ DW trong

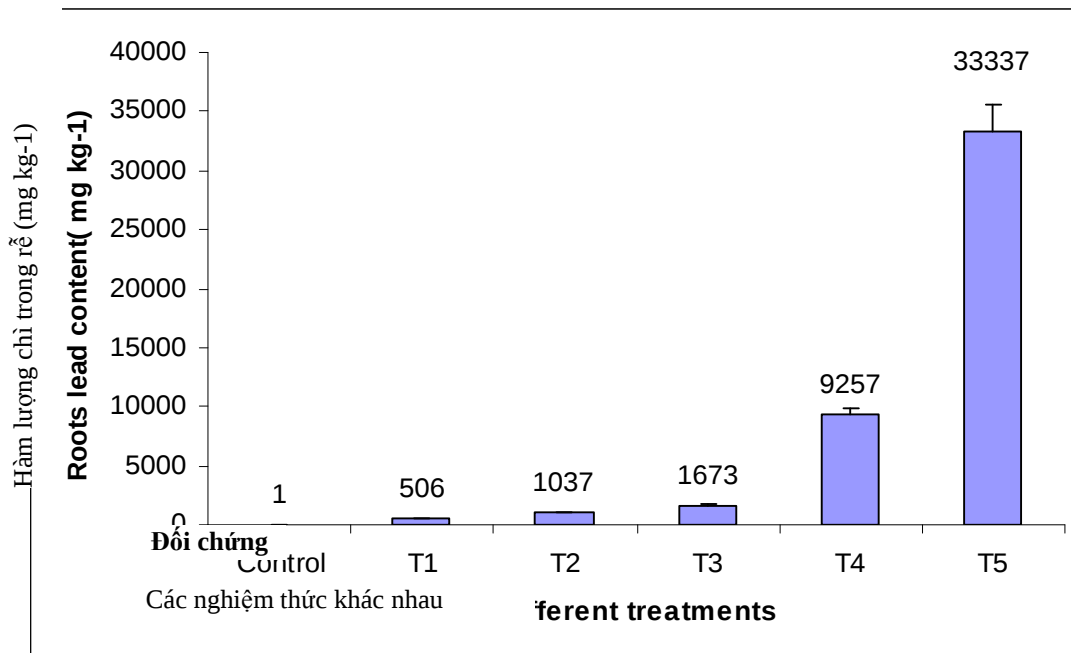
nghiệm thứ 3 không có sự khác biệt đáng kể. Khi tăng đến nồng độ 10×10^3 ppm, hàm lượng chì trong cành là $375 \pm 0.3 \text{ mg kg}^{-1}$ DW trong nghiệm thứ T4 và $5.6 \times 10^3 \pm 3.4 \text{ mg kg}^{-1}$ DW trong nghiệm thứ T5, có sự khác biệt đáng kể trong nghiệm thứ đối chứng ($1.9 \pm 1.5 \text{ mg kg}^{-1}$ DW).



Hình 4. Hàm lượng Pb trong cành *Lantana* của các nghiệm thức xử lý với các nồng độ Pb và nghiệm thức đối chứng (control). Số liệu được thể hiện là trung bình của 15 mẫu cành của 3 lần lặp lại, $p < 0.05$.

Hàm lượng chì trong rễ

Hàm lượng Pb trong rễ thể hiện ở hình 5, giá trị phơi nhiễm chì trong 24 giờ: $506 \pm 0.05 \text{ mg kg}^{-1}$ DW trong nghiệm thứ T1, $1037 \pm 0.3 \text{ mg kg}^{-1}$ DW trong nghiệm thứ T2, $5252 \pm 0.5 \text{ mg kg}^{-1}$ DW trong nghiệm thứ T3, $9257 \pm 1.3 \text{ mg kg}^{-1}$ DW trong nghiệm thứ T4 and $33337 \pm 4.1 \text{ mg kg}^{-1}$ DW trong nghiệm thứ T5, có sự khác nhau đáng kể với nghiệm thức đối chứng ($1.1 \pm 0.2 \text{ mg kg}^{-1}$ DW). Trong môi trường đất càng nhiều Pb, hàm lượng Pb tích lũy trong rễ, thân, lá càng cao.



Hình 5. Hàm lượng Pb trong rễ cây *Lantana* của các nghiệm thức xử lý với các nồng độ Pb và nghiệm thức đối chứng (control), T1: 1×10^3 ppm, T2: 2×10^3 ppm, T3: 4×10^3 ppm, T4: 10×10^3 ppm, T5: 20×10^3 ppm. Số liệu được thể hiện là trung bình của 15 mẫu rễ của 3 lần lặp lại, $p < 0.05$.

2.5. Thảo luận

Để bảo vệ môi trường cũng như sức khỏe con người, trong những năm gần đây, các nhà nghiên cứu đã sử dụng thực vật để giải ô nhiễm kim loại nặng trong đất.

Những nghiên cứu trên *Lantana camara* L. cho thấy những đặc tính tăng trưởng trong đất ô nhiễm và khả năng hấp thụ chì để thêm vào danh sách thực vật sử dụng trong nghiên cứu ứng dụng thực vật giải ô nhiễm. Chúng tôi đạt được những kết quả thú vị, liên quan đến khả năng tăng trưởng và hấp thụ chì của *Lantana* ở các nồng độ chì khác nhau.

Xử lý chỉ 1 lần, sau 90 ngày, phân tích sự tăng trưởng chi tiết khi cây *Lantana camara* phơi nhiễm Pb có nồng độ 1×10^3 ppm, chiều cao không có gì khác biệt đáng kể. Trong xử lý tăng gấp 10 hoặc 20 lần, *Lantana* bắt đầu có biểu hiện héo và có hiện tượng chuyển sang đen, sau 24h xử lý, bắt đầu đen từ những lá già trước; sau đó, hiện tượng thể hiện trên lá non và sau 48 giờ xuất hiện trên hầu hết các lá của cây. Những cây lý tưởng để sử dụng làm sạch môi trường là những cây có thể sản xuất sinh khối cao, kết hợp với khả năng chịu đựng được các chất ô nhiễm cao hơn; chúng tích lũy và/hoặc phân hủy các dạng chất ô nhiễm và được sử dụng trong công nghệ dùng thực vật giải ô nhiễm. Với tiến bộ của công nghệ gen, chúng ta có thể điều khiển khả năng của cây để chịu đựng, tích lũy, và/hoặc chuyển hóa chất ô nhiễm, để tạo ra những cây lý tưởng để làm sạch môi trường. Những hiểu biết về gen có thể kiểm tra những cơ chế này và mở ra hoạt động kỹ thuật gen để phát triển tính ổn định chì của *Lantana* trong sử dụng thực vật giải ô nhiễm. Khi khả năng ứng dụng những gen này trong làm sạch môi trường, nghiên cứu thực địa là cách kiểm tra duy nhất để xây dựng tiềm năng sử dụng thực vật giải ô nhiễm, khả năng cạnh tranh và những rủi ro liên quan đến cách sử dụng (Pilon *et al.*, 2002). Nghiên cứu chiến lược hấp thụ *Arabidopsis halleri* đối với đất bị ô nhiễm cao cho phép giả thuyết sự hiện diện của các hạt tế bào trong *A. halleri* đối với tích lũy Zn (Elichegaray *et al.*, 2000).

Hàm lượng chì trong các phần khác nhau của cây (lá, cành, rễ) tùy thuộc vào nghiệm thức khác nhau và thời gian sau khi xử lý. Kết quả cho thấy rằng sau 24 giờ, trong nghiệm thức 1×10^3 ppm, hàm lượng chì trong rễ quan trọng hơn các bộ phận trên mặt đất, cao hơn 250 lần trong khi mẫu đối chứng hàm lượng chì trong lá, cành và rễ gần như bằng nhau. Sau 105 ngày xử lý, nghiệm thức 1×10^3 ppm, hàm lượng chì trong rễ chỉ cao gấp 10 lần so với hàm lượng chì trong cành (354.3 mg kg^{-1} so với 33.2 mg kg^{-1}) và 27 lần so với hàm lượng chì trong lá (354.3 mg kg^{-1} so với 13.0 mg kg^{-1}). Sau 24 giờ đầu tiên sau khi thêm Pb vào đất, hàm lượng chì đáng kể được tích lũy chủ yếu trong rễ và từ từ được chuyển vào các bộ phận bên trên mặt đất của cây, nhưng rễ vẫn là bộ phận hấp thụ quan trọng.

Sự gia tăng hàm lượng chì được hiểu rõ ở lá trong nghiệm thức 20×10^3 ppm, trong rễ và thân ở nghiệm thức 10×10^3 ppm. Nồng độ chì acetate 10×10^3 ppm và 20×10^3 ppm gây độc đối với *Lantana* cho thấy rằng lá và các bộ phận trên mặt đất bắt đầu héo và đen sau 24 giờ xử lý. Tuy nhiên, kết quả phân tích sau 48 giờ xử lý cho thấy hàm lượng chì trong lá, thân, rễ trong nghiệm thức 10×10^3 ppm tăng. Phân tích hàm lượng chì của hai cây còn sống ở nghiệm thức 10×10^3 ppm và 20×10^3 ppm trong gần 1 năm sẽ đem đến cho chúng ta nhiều nghiên cứu thú vị. Những trường hợp này có thể bị đột biến như Schulman *et al* đã tìm ra *Brassica juncea* vào năm 1998.

Sau khi xử lý cách nhau 15 ngày với dung dịch chì acetate 1×10^3 , sau 7 lần xử lý, khi so sánh với đối chứng, hàm lượng chì trong rễ cao hơn 4.4×10^3 lần ($1.7 \times 10^3 \text{ mg kg}^{-1}$ so với 0.4 mg kg^{-1}), trong cành cao hơn 133 lần (240.3 mg kg^{-1} so với 1.8 mg kg^{-1}) và trong lá cao hơn 5 lần (16.1 mg kg^{-1} so với 3.3 mg kg^{-1}). Chất nhiễm bẩn trong môi trường sẽ được tích lũy trong rễ, cành và lá nhưng quan trọng nhất là trong rễ. Vì rễ có vai trò ổn định quan trọng trong giải ô nhiễm như trong trường hợp *Thlaspi caerulescens* bị nhiễm Cd (Nedelkoska *et al.*, 2000). So với *Agrostemma githago* tích lũy 1.800 ppm trong đất ô nhiễm kim loại nặng (29.4×10^3 ppm), rễ *Lantana* có thể tích lũy hàm lượng cao hơn 1.7×10^3 ppm trong đất có nồng độ 7×10^3 ppm (Pichtel *et al.*, 2000). Rễ hấp thụ Cd cao hơn 20 – 50 lần so với thân của cây xử lý Cd và mức độ tổng quát có thể so với cây hấp thụ kim loại khác (Facundo *et al.*, 2001). Rễ có thể phát triển tốt trong đất nhiễm kim loại nặng (McGrath *et al.*, 2001). Nhiều quá trình có thể cải thiện sự hấp thụ chì

như chất kìm (chelate), thường sử dụng trong nhiều loài thực vật khác nhau như sự tích lũy trong cây. Ứng dụng của chất kìm chelate cho thấy đem lại sự hấp thụ đáng kể kim loại như Pb, U và Au trong thân của những loài không có khả năng hấp thụ cao, nhờ tăng tính tan của kim loại và vận chuyển từ rễ lên thân (McGrath S.P. et al, 2001). Bắp cải (*Brassica rapa* L.), đậu đen (*Vigna radiata*, L.) và lúa mì (*Triticum aestivum* L.) tăng trưởng trong đất bị nhiễm chì. ứng dụng EDTA trong đất làm tăng đáng kể nồng độ chì trong thân và rễ của tất cả thực vật (Shen Zhen Guo et al., 2002). Vì vậy đây là một điều rất thú vị nếu ứng dụng kỹ thuật này trên cây *Lantana* để khám phá ảnh hưởng hấp thụ chì, chì được ly trích (Cooper et al., 1999; Wu et al., 1999; Deram et al, 2000; Bricker et al., 2001; Greman et al., 2001). Nghiên cứu hấp thụ chì phụ thuộc vào pH khác nhau và điều kiện cường độ ánh sáng cũng rất đáng quan tâm trên cây *Lantana*, sự hút chì bởi *Salvia minima* tùy thuộc vào khoảng pH 3.0 – 5.0, nhưng nó bị ảnh hưởng bởi cường độ ánh sáng (Olguin et al., 2002). Các điều kiện vật lý khác như nhiệt độ của hệ rễ giữ vai trò quan trọng trong hấp thụ chì của *Solanum tuberosum* (Baghour Mourad et al., 2001); và nhiệt độ của các vùng trên mặt đất cũng có nhiều ảnh hưởng (Moreno, 2002); đây là những đề tài nghiên cứu hay để xác định khả năng hấp thụ chì của *Lantana* ở các điều kiện khác nhau.

3. KẾT LUẬN

Loài thực vật *Lantana camara* L. Verbenaceae có nhiều đặc tính:

- Khả năng hấp thụ Pb hơn 1% trong lượng khô của chúng.
- Sự tăng trưởng nhanh cung cấp nhiều sinh khối để hấp thụ chì. Ngoài ra, hoa đẹp và nhiều màu có thể sử dụng làm cảnh trong xây dựng trên đất bị ô nhiễm.

Trong điều kiện ô nhiễm đất đến 4×10^3 mg kg⁻¹ Pb, cây *Lantana* có thể sống và hấp thụ Pb. Hấp thụ Pb trong hệ rễ của *Lantana* quan trọng lúc đầu, có sự tương quan tốt giữa nồng độ chì trong đất và lượng chì hấp thụ trong cây *Lantana*. Nhưng sau đó, Pb được chuyển lên tích lũy trong thân và lá.

Trong quá trình thí nghiệm, có 2 cá thể *Lantana* có khả năng hấp thụ 10 và 20×10^3 mg kg⁻¹ Pb là nguồn vật liệu quý để tiếp tục nghiên cứu về cây siêu hấp thụ (hyperaccumulator).

Đề nghị:

- Trồng cây *Lantana* trong những khu công nghiệp để giải ô nhiễm đất.
- Cây *Lantana* là cây xâm lấn, nhưng nếu chúng ta biết biến chúng thành những cây có nhiệm vụ giải ô nhiễm đất, nhất là những khu công nghiệp thì không những góp phần vào việc giảm cây xâm hại mà còn biến chúng trở thành cây có ích.
- Nghiên cứu gia tăng khả năng hấp thụ Pb bằng các chất kìm chelate EDTA.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Ademe. *Les micropolluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines*, Collection Ademe « Valorisation agricole des boues d'épuration », (1995).
- [2]. Angela Haag-Kerner, Holger J. Schäfer, Senta Heiss, Cornelia Walter and Thomas Rausch. *Cadmium exposure in Brassica juncea causes a decline in transpiration rate and leaf expansion without effect on photosynthesis*. Journal of Experimental Botany, 50, 1827 – 1835., (1999).
- [3]. Bagdhour M., Moreno Diego A., Villora Gemma, Hernandez Joaquin, Castilla Nicolas, Romero Luis. *Phytoextraction of Cd and Pb and physiological effects in potato plants*

- (*Solanum tuberosum* var. *Spunta*): Importance of root temperature. Journal of agricultural and food chemistry Print. 2001; 49 (11): 5356- 5363., (2001).
- [4]. Baker AJM. *Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals*. J. Plant. Nutr. 3 : 643-654., (1981).
 - [5]. Borovick AJ. Characteritics of metals in biological systems. In : *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*. A. Shaw , ed., pp. 3-5CRC Press, Boca Raton, Floride, USA., (1990).
 - [6]. Bricker Timothy J, Pichtel John, Brown Hugh, Simmons Misty. Phytoextraction of Pb et Cd from a superfund soil: effects of amendements and croppings. *Journal of environmental science and health*. Part A. Toxic hazardous substances and environmental engineering. 36 (9):1597- 1610., (2001).
 - [7]. Cooper E M, Sims J T, Cunningham S D, Huang J W, Berti W R. *Chelate assisted phytoextraction of lead from contaminated soils*. Journal of environmental quality 28 (6) : 1709-1719., (1999).
 - [8]. Dahmani Muller H, Van Oort F, Balabane M. *Metal extraction by Arabidopsis halleri grown on an unpolluted soil amended with various metal bearing solids : a pot experiment*. Environmental pollution 1987. 2001. 114 (1) : 77-84., (2001).
 - [9]. Delorme T A, Gagliardi J V, Angle J S, Chaney R L. *Influence of the zinc hyperaccumulator Thlaspi caerulescens J &C Presl and the non-metal accumulator Trifolium pratense L. on soil microbial populations*. Canadian journal of microbiology. 47 (8) 773-776., (2001).
 - [10]. Deram A., Petit D., Robinson B., Brooks- R , Gregg P., Van Halluwyn C. Natural and induced heavy metal accumulation by *Arrhenatherum elatius*: Implications for phytoremediation., (2000).
 - [11]. Ebbs SD, Kochian LV. *Toxicity of zinc and copper to Brassica species: implications for phytoremediation* . Journal of Environnmental Quality 26, 776- 781., (1997).
 - [12]. Elichegaray M, ed, Van Oort Folkert, ed, Dahmani Muller H, Balabane M, Denaix L, Gelie B. *Etude de trois espèces végétales métallophytes : quantification, localisation et spéciation d'éléments métalliques (Zn, Pb, Cu, Cd) à différentes échelles ; évaluation de la faisabilité d'application à la réhabilitation des sols pollués*. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, Paris, France ; INRA science du sol. Versailles 75 p., (2000).
 - [13]. Ernst WHO. *Bioavaibility of heavy metals and decontamination of soils by plants*. Applied Geochemistry. 11, 163-167., (1996).
 - [14]. Facundo Rivera- Becerril, Catherine Calantzis, Katarzyna Turnau, Jean - Pierre Caussanel, Andrei A. Belimov, Silvio Gianinazzi, Reto J. Strasser rand Vivienne Gianinazzi- Pearson. *Cadmium accumulation and buffering of cadmium- induced stress by arbuscular mycorrhiza in three Pisum sativum .L. genotypes*. Journal of Experimental Botany, 53, 1177- 1185., (2001).
 - [15]. Garbisu Carlos, Alkorta Itziar. *Phytoextraction : A cost effective plant-based technology for the removal of metals from the environment*. Bioresource technology. 77(3) : 229- 236., (2001).
 - [16]. Heaton T, Lee A, Tallman G. *Stomata in senescence leaves: guard cell viability and regulation of stomatal function in Nicotiana glauca*. In: Thomson WW, Nothnagel EA, Huffaker RC, eds. Plant senescence: its biochemistry and physiology. Proceedings of the 10th annual symposium in plant physiology, 198-214., (1987).
 - [17]. Krzakelwki Wojciech, Pietrzykowski Marcin. *Selected physico-chemical properties of zinc and lead ore tailings and their biological stabilisation*. Water air and soil pollution 141 (1-4): 125-142., (2002).

- [18]. Lasat Mitch M. *Phytoextraction of toxic metals : a review of biological mechanisms*. Journal of environmental quality 31(1) : 109-120., (2002).
- [19]. Marschner H., *Mineral nutrition of higher plants. Second edition*. Academic press Inc, 434- 435., (1995).
- [20]. Macnair MR. *The genetics of metal tolerance in vascular plants*. New Phytologist 124, 541-559., (1993).
- [21]. McGrath S P, Zhao F J, Lombi E, Powlson David, ed, Bateman Geoffed, Davies Keith, ed, Gaunt John, ed, Hirsch Penny, ed, Barlow Peter, ed. *Plant and rhizosphere processes involved in phytoremediation of metal contaminated soils; Proceedings of the Millenium Conference on Rhizosphere Interactions*, IACR Rothamsted, U.K, 10-12 april 2000. Plant and soil. 2001. 232(1-2) : 207-214., (2001).
- [22]. Moreno Diego A., Villora Gemma, Hernandez Joaquin, Castilla Nicolas, Romero Luis. *Accumulation of Zn, Cd, Cu and Pb in Chinese cabbage as influenced by climatic conditions under protected cultivation*. Journal of agricultural and food chemistry- Print. 2002; 50 (7): 1964- 1969., (2002).
- [23]. Nedelkoska TV, Doram PM. *Characteristics of heavy metal uptake by plant species with potential for phytoremediation and phytomining*. Minerals engineering 2000; 13 (5): 549- 561., (2000).
- [24]. Olguin EJ, Hernandez E, Ramos I. *The effect of both different light conditions and the pH value on the capacity of Salvia minima Baker for removing cadmium, lead and chromium. ISEB meeting*. Phytoremediation , Leipzig, Germany, May 2001. Acta biotechnologica, 2002, 22 (1-2), 121- 131., (2002).
- [25]. Pichtel J, Kuroiwa K, Sawyerr H T, *Distribution of Pb, Cd, and Ba in soils and plants of two contaminated sites*. Environmental pollution 1987-2000. 110(1) : 171-178., (2000).
- [26]. Piechalak Aneta, Tomaszewska Barbara, Baralkiewicz, Malecka Arleta. *Accumulation and detoxification of lead in legumes*. Phytochemistry, 2002; 60(2): 153-162., (2002).
- [27]. Pilon- Smits Elizabeth, Pilon Marinus, Conger B.V. *Phytoremediation of metals using transgenic plants*. Critical reviews in plant sciences. 2002; 21(5): 439- 456., (2002).
- [28]. Pollard A. Joseph, Powell Keri Dandridge, Harper Frances A., Smith J. Andrew. *The genetic basis of metal hyperaccumulation in plants*. Critical reviews in plant sciences. 2002; 21 (6): 539- 566., (2002).
- [29]. Poschenrieder C, Gunsé B, Barcelo J. *Influence of cadmium on water relations, stomatal resistance, and abscisic acid content in expanding bean leaves*. Plant Physiology 90, 1365- 1371., 1989).
- [30]. Robinson B, Leblanc M, Petit D, Brooks R, Kirkman J, Gregg P. *The potential of Thlaspi caerulescens for phytoremediation of contaminated soils*. Plant Soil 203: 47-56., (1998).
- [31]. Sahi Shivendra V., Bryant Natalie L, Sharma Nilesh C, Singh Shree R. *Chracterization of a lead hyperaccumulator shrub, Sesbania drummondii*. Environmental science and technology. 2002; 36 (21): 4676- 4680., (2002).
- [32]. Salt DE, Blaylock M, Kumar NPBA, Dushenkov V and Ensley BD. *Phytoremediation : a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants*. Biotechnology 13, 467-474., (1995).
- [33]. Schulman RN , Salt D.E., Rassin I.. *Isolation ans partial characterization of a lead accumulating Brassica juncea mutant*. Theoretical and Applied Genetics. 1999; 99 (3-4): 398- 404., (1999).

- [34]. Schwartz Christophe, Gérard Emilie, Perronnet Karen, Morel Jean Louis. *Measurement of in situ phytoextraction of zinc by spontaneous metallophytes growing on a former smelter site*. Science of the total environment . 279 (1-3) : 215-221., (2001).
- [35]. Shen Zhen Guo, Li Xiang Dong, Wang Chun Chun, Chen Huai Man, Hong Chua, *Lead phytoextraction from contaminated soil with high biomass plant species*. Journal of environmental quality. 2002; 31 (6): 1893- 1900., (2002).
- [36]. Xinde - Cao, MA Lena Q, Ming Chen, Singh Satya P, Harris Willie G. *Impacts of phosphate amendments on lead biogeochemistry at a contaminated site*. Environmental science and technology, 36 (24) : 5296-5304., (2002).
- [37]. Templeton Alexis S, Trainor Thomas P, Spormann Alfred M, Newville Mathew, Sutton seven R, Dohnalkova Alice, Gorgy Yuri, Brown Gordon E JR. *Sorption versus biomineralization of Pb within Burkholderia cepacia biofilms*. Environmental science and technology, 37 (2) : 300-307., (2003).
- [38]. Wu J., Hsu F.C., Cunningham S.D. *Chelate-assisted phytoextraction : Pb availability, uptake, and translocation constraints*. Environmental science and technology. 1999; 33 (11): 1898- 1904., (1999).