

# ẢNH HƯỞNG CỦA NẤM RỄ NỘI CỘNG SINH AM (*Arbuscular mycorrhiza*) TỚI SINH TRƯỞNG VÀ CẢI TẠO ĐẤT BÃI THẢI THAN QUẢNG NINH CỦA KEO TAI TƯỢNG (*Acacia mangium*) Ở VƯỜN ƯƠM

Vũ Quý Đông, Lê Quốc Huy và Đoàn Đình Tam  
*Viện Nghiên cứu Sinh thái và Môi trường rừng*

## TÓM TẮT

Giải pháp công nghệ sinh học môi trường (Bioremediation) kết hợp sử dụng sản phẩm công nghệ vi sinh (Microbialremediation) với thực vật (Phytoremediation) được áp dụng hiệu quả cho cải tạo phục hồi các khu vực bãi thải, khai thác mỏ hoang hóa, ô nhiễm, phục hồi thảm thực vật rừng và cảnh quan hệ sinh thái với các giá trị tự nhiên vốn có. Đất bãi thải mỏ than Chính Bắc và Nam Đèo Nai (Quảng Ninh) được sử dụng để trồng Keo tai tượng bón nhiễm 400 IP chế phẩm nấm rễ nội cộng sinh AM tại vườn ươm Viện Nghiên cứu Sinh thái và Môi trường rừng, đối chứng không bón nhiễm.

**Từ khóa:** Nấm rễ nội cộng sinh, AM, Keo tai tượng, bãi thải mỏ than, vườn ươm

Sau 6 tháng thí nghiệm kết quả đánh giá ảnh hưởng của chế phẩm AM tới khả năng sinh trưởng và cải tạo đất bãi thải than của Keo tai tượng (*Acacia mangium*) cho thấy: sinh trưởng đường kính  $D_0$  đã tăng 30 - 35% cao hơn so với đối chứng không bón nhiễm AM. Tất cả các chỉ số lý hóa tính ( $pH_{KCl}$ ,  $P_2O_5$ ,  $K_2O$ , mùn, thành phần cơ giới) của đất bãi thải sau 6 tháng thí nghiệm với keo bón nhiễm AM đã được cải thiện tăng rõ rệt so với đất bãi thải ban đầu trước thí nghiệm và so với đối chứng không bón nhiễm AM. Các chỉ số kim loại nặng trong đất bãi thải cũng được đánh giá là giảm đáng kể, As giảm từ 0,3 - 1,1 mg/1000g đất, Pb giảm từ 1,1 - 2,4 mg/1000g đất và Cd giảm từ 0,2 - 0,5 mg/1000g đất so với ban đầu. Số lượng đơn vị xâm nhiễm AM (IP) tăng 5,5 lần so với đối chứng không bón nhiễm AM trên cả 2 loại đất bãi thải (đất bãi thải ban đầu không có AM). Cộng sinh cố định đạm Rhizobium của lô bón nhiễm chế phẩm AM tăng lên đáng kể cả về số lượng, kích thước và hình thái; Vi khuẩn phân giải lân của lô thí nghiệm bón nhiễm chế phẩm AM có thay đổi hơn hẳn so với lô thí nghiệm không bón nhiễm chế phẩm AM.

## Effects of *Arbuscular mycorrhiza* on growth and rehabilitation of *Acacia mangium* ability on coal mine tailings in nursery

**Keywords:** *Arbuscular mycorrhiza*, AM *in vitro*, bioremediation, rehabilitation, *Acacia mangium*

The bioremediation that combined between microbialremediation and phytoremediation would be potentially and effectively applied for cleaning up contaminated sites, especially the abandoned mining areas with their contaminated tailings to restore the ecosystems, landscape, their natural vegetation, forests with inherent natural values. The coal mine tailings of Chinh Bac and Nam Deo Nai (Quang Ninh) were collected and used for the study on effects of *Arbuscular mycorrhiza* (AM) on *Acacia* growth and its rehabilitation ability to the contaminated soils at nursery of Institute for Forest Ecology and Environment. Each *Acacia* was planted in

10 kg pots and inoculated with 400 IP AM inoculums per plant, control Acacia was planted in same pots but without AM.

After 6 months of experiment, the results showed that, diameter growth of the AM inoculated Acacia (DBH) was significantly higher than that in control 30 - 35%. All the checked parameters of soil physical and chemical characteristics ( $pH_{KCl}$ ,  $P_2O_5$ ,  $K_2O$ , humus, mechanical components) of the substrates with AM inoculated were found to be remarkably improved after 6 months of the experiment as compared to those in control and those before experiment (zero baseline). The cleaning up of heavy metals in the tailings was also examined and found that all the contents of As, Pb and Cd were decreased significantly after 6 months of the experiments as compared to those from the zero baseline, of which As reduced from 0.3 to 1.1 mg/1000g soil, Pb decreased from 1.1 to 2.4 mg/1000g soil and Cd fallen from 0.2 to 0.5 mg/1000 soil. The number of infective propagules (IP) in AM inoculated pots increased 5.5 times as compared to that in control for both types of mine tailings (As zero baseline, the original mine tailings were found with no AM IP). Rhizobium symbiotic nitrogen fixation of applied inoculated AM biomass plot significantly up to both in number, size and morphology; Microbes decompose phosphate of applied biomass AM treatments infections has changed the than those uninoculated AM treatments.

## I. ĐẶT VẤN ĐỀ

Hoạt động khai thác mỏ đã và đang gây ra nhiều tác động tiêu cực đến môi trường (Alloway, 1990; Li and Thornton, 1993). Ô nhiễm môi trường trực tiếp từ hoạt động khai thác mỏ có thể thông qua việc xáo trộn liên kết chặt của kim loại nặng trong cấu trúc đất hoặc sử dụng nhiều hóa chất trong quá trình khai thác. Kim loại nặng và các chất độc hại này có thể du nhập vào tầng nước ngầm và tầng nước mặt, làm ô nhiễm khu vực khai thác mỏ và những vùng dân sinh lân cận. Bên cạnh đó, tác động từ khai thác mỏ, đặc biệt là khai thác lộ thiên có thể làm thay đổi hiện trạng cảnh quan, xáo trộn hệ sinh thái tự nhiên, xâm lấn rừng tự nhiên, tạo ra các khu bãi thải và đất hoang hóa rộng lớn sau khai thác. Do đó ô nhiễm kim loại nặng và các hợp chất hữu cơ có hại cùng với suy giảm môi trường sinh thái đang là những hậu quả nghiêm trọng từ những bãi thải khai thác mỏ.

Khu vực phía Bắc Việt Nam có lịch sử khai thác mỏ lâu đời, trong đó nhiều mỏ đang hoạt động hoặc đã ngừng hoạt động sau khai thác.

Một số nghiên cứu nhằm đánh giá mức độ ô nhiễm và tuyển chọn các loài cây tiềm năng cho mục tiêu làm sạch môi trường đã được thực hiện tại Hà Giang và Thái Nguyên (Anh *et al.*, 2011; Ha *et al.*, 2011). Tại Quảng Ninh, nhiều bãi thải mỏ than đã và đang hoạt động, điển hình như bãi thải Chính Bắc (Hạ Long) và bãi thải Nam Đèo Nai (Cẩm Phả). Tuy nhiên thông tin về mức độ ô nhiễm cũng như các biện pháp quản lý và cải tạo phù hợp chưa được thực hiện.

Để giải quyết vấn đề này, các phương pháp kỹ thuật lý-hóa học và vi sinh học truyền thống thường không thể giải quyết triệt để tận gốc được vấn đề chất thải nguy hại và ô nhiễm do hoạt động khai thác mỏ và bãi thải gây ra, rất khó để cải tạo phục hồi hiệu quả môi trường. Hơn thế nữa cách tiếp cận này rất tốn kém, và thường làm rò rỉ ô nhiễm chất thải nguy hại ra môi trường xung quanh, bao gồm cả nguồn nước ngầm. Trong khi đó, giải pháp công nghệ sinh học môi trường kết hợp sử dụng sản phẩm công nghệ vi sinh (microbialremediation) với thực vật (Phytoremediation) có thể được áp

dụng hiệu quả cho cải tạo phục hồi các khu vực bãi thải, khai thác mỏ hoang hóa, ô nhiễm, phục hồi thảm thực vật rừng và cảnh quan hệ sinh thái với các giá trị tự nhiên vốn có, (Khackrabarti, Ghosh and Fulekar 2012). Bài báo này trình bày kết quả *Nghiên cứu ảnh hưởng của nấm rễ nội cộng sinh AM (Arbuscular mycorrhiza) tới sinh trưởng và cải tạo đất bãi thải mỏ than của Keo tai tượng (Acacia mangium) ở vườn ươm* được Viện Nghiên cứu Sinh thái và Môi trường rừng triển khai thực hiện trong năm 2016.

## II. ĐỐI TƯỢNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

### 2.1. Đối tượng nghiên cứu

Đất bãi thải mỏ than Chính Bắc và Nam Đèo Nai (Quảng Ninh) được sử dụng để trồng Keo tai tượng bón nhiễm 400 IP chế phẩm nấm rễ nội cộng sinh AM tại vườn ươm Viện Nghiên cứu Sinh thái và Môi trường rừng, đối chứng không bón nhiễm.

### 2.2. Phương pháp nghiên cứu

Thu thập mẫu đất tại 2 bãi thải mỏ than nghiên cứu: tại mỗi bãi thải mỏ than, thu thập 3 mẫu đất bãi thải ở các vị trí chân, sườn, đỉnh, sau đó trộn lại thành mẫu hỗn hợp để phân tích theo phương pháp mẫu trộn hỗn hợp.

- Mẫu đất thu thập được phân tích đầu vào các chỉ tiêu lý hóa tính đất, đánh giá mức độ độc, ô nhiễm. Các chỉ tiêu phân tích cụ thể (i) phân tích các chỉ tiêu thông thường: 5 chỉ tiêu (pH, Mùn tổng số, Kali dễ tiêu, Lân dễ tiêu, Thành phần cơ giới 3 cấp) (ii) phân tích hàm lượng kim loại nặng: 3 chỉ tiêu (As, Pb, Cd).

Thí nghiệm được tiến hành trong bầu tại vườn ươm. Cụ thể như sau:

- Loại bầu: Túi polyetylen được sử dụng làm túi bầu. Túi có kích cỡ 25 × 35cm. Thể tích chứa 5kg ruột bầu.

- Đất bãi thải khai thác than làm ruột bầu: Lấy đất bãi thải ở 2 mỏ than thuộc tỉnh Quảng

Ninh (Bãi thải Chính Bắc và Bãi thải Nam Đèo Nai) ở các vị trí chân, sườn, đỉnh của mỗi bãi, sau đó trộn chung lại để dùng làm vật liệu đóng bầu nuôi cây, khối lượng đủ để đóng bầu phục vụ bố trí thí nghiệm ở vườn ươm tại Hà Nội.

- Các công thức thí nghiệm trồng Keo tai tượng trên giá thể bầu là đất bãi thải than: 02 công thức ruột bầu:

- CT 2.1: Đất bãi thải Nam Đèo Nai (Cẩm Phả - Quảng Ninh);

- CT 2.2: Đất bãi thải Chính Bắc (Hạ Long - Quảng Ninh);

- CT 3.1: Đất bãi thải Nam Đèo Nai (Cẩm Phả - Quảng Ninh) + bón nhiễm 15g chế phẩm AM in vitro/bầu (~ 400 IP/cây);

- CT 3.2: Đất bãi thải Chính Bắc (Hạ Long - Quảng Ninh) + bón nhiễm 15g chế phẩm AM in vitro/bầu (~ 400 IP/cây).

- Bố trí thí nghiệm: Thí nghiệm được bố trí theo khối ngẫu nhiên đầy đủ, mỗi công thức 3 lần lặp, mỗi lần lặp 30 cây.

- Cây cây vào bầu: Để tăng độ đồng đều của các cây đầu vào, thí nghiệm đã tiến hành gieo hạt vào bầu nhỏ (25cm × 35cm) với ruột bầu là đất đồi ở bên ngoài, đến khi cây 1 tháng tuổi thì chuyển vào bầu nghiên cứu, mỗi bầu có 1 cây.

- Thu thập số liệu sinh trưởng (tỷ lệ sống,  $D_o$ ,  $H_{vn}$ ) định kỳ sau 4 tháng thí nghiệm: 1 tháng/lần.

- Phân tích mẫu đất sau thí nghiệm trồng Keo tai tượng kết hợp bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro*, đánh giá mức độ độc, ô nhiễm của đất bãi thải khai thác mỏ than. Sau 6 - 8 tháng thí nghiệm, lấy mẫu ruột bầu để phân tích thành phần lý hóa tính đất. Mỗi lần lặp lại của mỗi công thức thí nghiệm lấy 03 bầu, sau đó trộn thành 01 mẫu để phân tích, mỗi công thức lấy 3 mẫu. Các chỉ tiêu phân tích cụ thể (i) phân tích các chỉ tiêu thông thường: 5 chỉ tiêu (pH, Mùn tổng số, Kali dễ tiêu, Lân dễ tiêu, Thành

phần cơ giới 3 cấp) (ii) phân tích hàm lượng kim loại nặng: 3 chỉ tiêu (As, Pb, Cd).

### 2.3. Phương pháp nội nghiệp

- Định lượng vi sinh vật (vsv phân giải lân, vsv cố định đạm) tổng số bằng phương pháp đếm số khuẩn lạc trên môi trường đặc.

- Xác định AM tổng số trong đất sau khi đã bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* bằng phương pháp lọc ước của Gerdemann và Nicolson (1963).

- Xác định các chỉ tiêu: pH, Mùn tổng số, Kali dễ tiêu, Lân dễ tiêu, Thành phần cơ giới 3 cấp, kim loại nặng (As, Pb, Cd).

• pH: Phương pháp đo pH meter theo TCVN 5979:2007

• Mùn tổng số: Phương pháp Walkley-Black theo TCVN 8941:2011

• Lân dễ tiêu: Phương pháp Bray II theo TCVN 8942:2011.

• Kali dễ tiêu: Phương pháp quang phổ hấp thụ nguyên tử ngọn lửa theo TCVN 8662:2011.

• Thành phần cơ giới 3 cấp: Phương pháp ống hút Robinson theo TCVN 8567:2010.

• Phương pháp phân tích chỉ tiêu kim loại nặng (As, Pb, Cd) theo EPA 2008 và TCVN 6665:2000.

- Xử lý số liệu bằng phần mềm IBM SPSS Statistics 20. Phân tích thống kê số liệu bằng phần mềm PASW Statistic 20. So sánh sự khác biệt giữa các công thức bằng phân tích phương sai 1 yếu tố, Test Post Hoc theo tiêu chuẩn Bonfferoni và Duncan nếu phương sai bằng nhau và Tamhane's T2 nếu phương sai không bằng nhau  $p < 0,05$  được xem là có ý nghĩa.

## III. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

### 3.1. Ảnh hưởng của bón nhiễm nấm rễ nội cộng sinh AM đến sinh trưởng của Keo tai tượng ở vườn ươm



**Hình 1.** Bố trí thí nghiệm tại Vườn ươm Viện NC Sinh thái và Môi trường rừng

**Bảng 1.** Kết quả so sánh sinh trưởng của Keo tai tượng trên đất bãi thải than khi bón nhiễm AM *in vitro* và không bón nhiễm AM

Bãi thải	Công thức	D <sub>0</sub> (cm)		H <sub>vn</sub> (cm)	
Bãi thải Nam Đèo Nai	Không bón nhiễm AM (CT 2.1)	0,46 <sup>ab</sup>	100%	39,33 <sup>ab</sup>	100%
	Bón nhiễm AM (CT 3.1)	0,59 <sup>cd</sup>	128%	52,10 <sup>c</sup>	132%
Bãi thải Chính Bắc	Không bón nhiễm AM (CT 2.2)	0,43 <sup>a</sup>	100%	38,66 <sup>a</sup>	100%
	Bón nhiễm AM (CT 3.2)	0,58 <sup>c</sup>	135%	55,93 <sup>cd</sup>	145%

Các giá trị trung bình có chữ cái đứng sau giống nhau là khác nhau không có ý nghĩa  $p = 0,95$ .

Sau sáu tháng thí nghiệm, so sánh sinh trưởng của các công thức trồng Keo tai tượng trên 2 loại đất bãi thải được tổng hợp tại bảng 1.

Đối với sinh trưởng chiều cao  $H_{vn}$ : Sau 6 tháng thí nghiệm cây Keo tai tượng ở công thức CT 3.2 (Bón nhiễm AM trên đất bãi thải Chính Bắc) là công thức có sinh trưởng chiều cao tốt nhất là 53,93cm. Tiếp theo là Keo tai tượng ở công thức 3.1 (Bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* trên đất bãi thải Nam Đèo Nai). Cây Keo tai tượng có sinh trưởng chiều cao kém nhất là công thức CT 2.2 (Không bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* trên đất bãi thải Chính Bắc) với giá trị là 38,66cm. Cây Keo tai tượng ở công thức CT 2.1 (Không bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* trên đất bãi thải Nam Đèo Nai) cao hơn công thức CT 2.2 không đáng kể là: 39,33cm. Kết quả phân tích thống kê theo Post Hoc multiple range test cho thấy công thức CT 3.1 và CT 3.2 có giá trị lớn nhất và có sai khác có ý nghĩa với các công thức còn lại là CT 2.1 và CT 2.2, tuy nhiên các cặp công thức này không có sai khác có ý nghĩa với nhau.

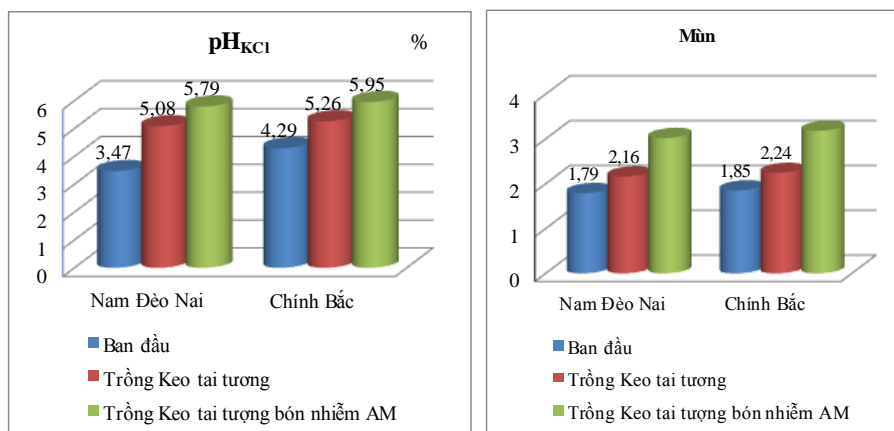
Đối với sinh trưởng đường kính  $D_0$ : Sau 6 tháng thí nghiệm cây Keo tai tượng ở công thức 3.1 (Bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro*

trên đất bãi thải Nam Đèo Nai) là công thức có sinh trưởng đường kính tốt nhất là 0,59cm. Tiếp theo là Keo tai tượng ở công thức CT 3.2 (Bón nhiễm AM trên đất bãi thải Chính Bắc) với giá trị là 0,58cm. Cây Keo tai tượng có sinh trưởng chiều cao kém nhất là công thức CT 2.2 (Không bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* trên đất bãi thải Chính Bắc) với giá trị là 0,46cm. Cây Keo tai tượng ở công thức CT 2.1 (Không bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* trên đất bãi thải Nam Đèo Nai) cao hơn công thức CT 2.1 không đáng kể là: 0,46cm. Kết quả phân tích thống kê theo Post Hoc multiple range test cho thấy công thức CT 3.2 và CT 3.1 có giá trị lớn nhất và có sai khác có ý nghĩa với các công thức còn lại là CT 2.1 và CT 2.2, tuy nhiên các cặp công thức này không có sai khác có ý nghĩa với nhau.

Từ kết quả tổng hợp phân tích thống kê ý nghĩa sai khác thí nghiệm của các công thức bón nhiễm chế phẩm theo Post Hoc multiple range test, ta thấy việc bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* khi trồng Keo tai tượng trên đất bãi thải than có tác dụng tăng sinh trưởng cây Keo tai tượng về đường kính và chiều cao rõ rệt so với việc chỉ trồng cây Keo tai tượng trên đất bãi thải than.

### 3.2. Ảnh hưởng của bón nhiễm nấm rễ nội cộng sinh AM tới khả năng cải tạo phục hồi đất bãi thải mỏ than của Keo tai tượng ở vườn ươm

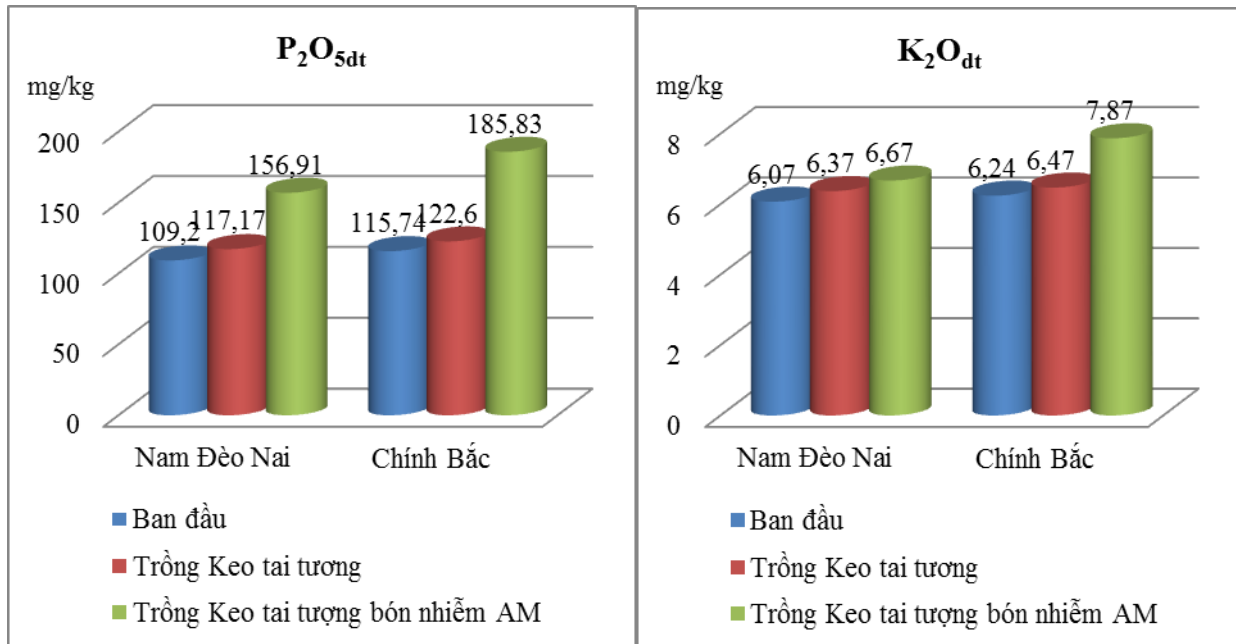
#### Tăng cường dinh dưỡng và cải tạo lý hóa tính đất



**Biểu đồ 1.** Biểu đồ đánh giá khả năng cải thiện pH<sub>KCl</sub> và Mùn tổng số của Keo tai tượng trên đất bãi thải than khi bón nhiễm AM *in vitro* và không bón nhiễm AM

Đối với chỉ tiêu pH<sub>KCl</sub>: Việc kết hợp bón phân chế phẩm AM *in vitro* khi trồng cây Keo tai tượng trên đất bãi thải than có tác động cải tạo pH<sub>KCl</sub> rõ rệt hơn so với chỉ trồng cây Keo tai tượng trên đất bãi thải than. Từ đất rất chua (pH<sub>KCl</sub> = 3,47) ở đất bãi thải than Nam Đèo Nai nếu chỉ trồng Keo tai tượng thì pH<sub>KCl</sub> 5,08. Tuy nhiên nếu kết hợp bón phân chế phẩm AM *in vitro* khi trồng độ pH<sub>KCl</sub> còn cải thiện tốt hơn là 5,79. Tương tự với đất bãi thải than Chính Bắc, ban đầu độ pH<sub>KCl</sub> là 4,29 sau khi trồng Keo tai tượng thì độ pH<sub>KCl</sub> của đất tăng lên 5,26 và nếu trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân chế phẩm AM *in vitro* thì độ pH<sub>KCl</sub> sau khi thí nghiệm là 5,95.

Đối với chỉ tiêu mùn tổng số: Ở đất bãi thải than Nam Đèo Nai ban đầu mùn tổng số là 1,79%, sau khi cải thiện môi trường bằng cách trồng Keo tai tượng thì hàm lượng mùn tăng lên là 2,16%. Việc trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân chế phẩm AM *in vitro* làm tăng hàm lượng mùn đáng kể hơn là 3,02%. Tương tự với đất bãi thải Chính Bắc, hàm lượng mùn của đất tăng đáng kể khi trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân chế phẩm AM *in vitro* là 3,18% so với ban đầu hàm lượng mùn tổng số là 1,85%. Trong khi nếu chỉ trồng Keo tai tượng trên đất bãi thải hàm lượng mùn chỉ đạt 2,24%.



**Biểu đồ 2.** Biểu đồ đánh giá khả năng cải thiện P<sub>2</sub>O<sub>5dt</sub> và K<sub>2</sub>O<sub>dt</sub> của Keo tai tượng trên đất bãi thải than khi bón phân chế phẩm AM *in vitro* và không bón phân chế phẩm AM

Đối với hàm lượng lân dễ tiêu (P<sub>2</sub>O<sub>5dt</sub>): Việc kết hợp bón phân chế phẩm AM *in vitro* khi trồng cây Keo tai tượng có tác dụng rõ rệt làm cải thiện hàm lượng P<sub>2</sub>O<sub>5dt</sub> so với việc trồng Keo tai tượng không bón phân chế phẩm AM *in vitro* trên đất bãi thải than. Trên đất bãi thải than Nam Đèo Nai, hàm lượng P<sub>2</sub>O<sub>5dt</sub> là 109,02 mg/kg, sau khi trồng Keo tai tượng hàm lượng P<sub>2</sub>O<sub>5dt</sub> tăng lên không đáng kể là 117,17 mg/kg còn sau khi

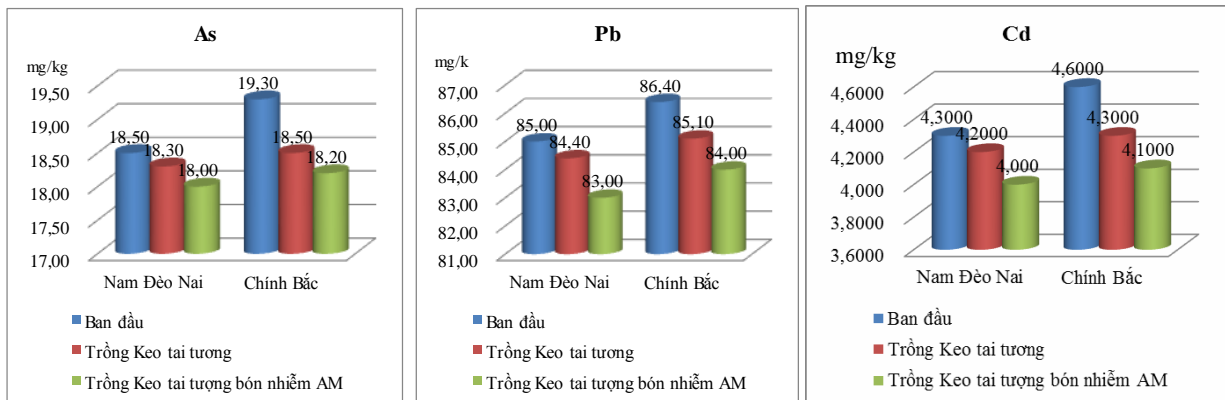
trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân chế phẩm AM *in vitro* hàm lượng P<sub>2</sub>O<sub>5dt</sub> được cải thiện rõ rệt là 156,91 mg/kg. Tương tự với đất bãi thải than Chính Bắc hàm lượng P<sub>2</sub>O<sub>5dt</sub> là 115,74 mg/kg, sau khi trồng Keo tai tượng hàm lượng P<sub>2</sub>O<sub>5dt</sub> tăng lên không đáng kể là 122,6 mg/kg còn sau khi trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân chế phẩm AM *in vitro* hàm lượng P<sub>2</sub>O<sub>5dt</sub> được cải thiện rõ rệt là 185,83 mg/kg.

Đối với chỉ tiêu Kali dễ tiêu ( $K_2O$ ): Ở đất bãi thải Nam Đèo Nai ban đầu hàm lượng Kali dễ tiêu là 6,07 mg/kg, sau khi cải thiện môi trường bằng cách trồng Keo tai tượng thì hàm lượng Kali dễ tiêu tăng lên là 6,37 mg/kg. Việc trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân AM *in vitro* làm tăng hàm lượng Kali dễ tiêu đáng kể hơn là 6,67 mg/kg. Tương tự với đất bãi thải Chính Bắc, hàm lượng Kali dễ tiêu của đất tăng đáng kể khi trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân AM *in vitro* là 7,87 mg/kg so với ban đầu hàm lượng Kali dễ tiêu tổng số là 6,24 mg/kg. Trong khi nếu chỉ trồng Keo tai tượng trên đất bãi thải hàm lượng Kali dễ tiêu chỉ đạt 6,47 mg/kg.

**Giảm ô nhiễm kim loại nặng trong đất**

Đối với hàm lượng Asen (As): Việc kết hợp bón phân AM *in vitro* khi trồng cây

Keo tai tượng có tác dụng rõ rệt làm cải thiện hàm lượng As so với việc trồng Keo tai tượng không bón phân AM *in vitro* trên đất bãi thải than. Trên đất bãi thải than Nam Đèo Nai, hàm lượng As là 18,5 mg/kg, sau khi trồng Keo tai tượng hàm lượng As giảm không đáng kể là 18,3 mg/kg còn sau khi trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân AM *in vitro* hàm lượng As được cải thiện rõ rệt là 18,0 mg/kg. Tương tự với đất bãi thải than Chính Bắc hàm lượng As là 19,3 mg/kg, sau khi trồng Keo tai tượng hàm lượng As giảm là 18,5 mg/kg còn sau khi trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân AM *in vitro* hàm lượng As được cải thiện rõ rệt là 18,2 mg/kg.



**Biểu đồ 3.** Biểu đồ đánh giá khả năng cải thiện ô nhiễm kim loại nặng (As, Pb, Cd) của Keo tai tượng trên đất bãi thải than khi bón phân AM *in vitro* và không bón phân AM

Đối với hàm lượng chì (Pb): Việc kết hợp bón phân AM *in vitro* khi trồng cây Keo tai tượng có tác dụng rõ rệt làm cải thiện hàm lượng Pb so với việc trồng Keo tai tượng không bón phân AM *in vitro* trên đất bãi thải than. Trên đất bãi thải than Nam Đèo Nai, hàm lượng Pb là 85,0 mg/kg, sau khi trồng Keo tai tượng hàm lượng Pb giảm không đáng kể là 84,4 mg/kg còn sau khi trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân AM *in vitro* hàm lượng Pb được cải thiện rõ rệt là

83,0 mg/kg. Tương tự với đất bãi thải than Chính Bắc hàm lượng Pb là 86,4 mg/kg, sau khi trồng Keo tai tượng hàm lượng Pb giảm đáng kể là 85,1 mg/kg còn sau khi trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân AM *in vitro* hàm lượng Pb được cải thiện rõ rệt là 84,0 mg/kg.

Đối với hàm lượng Cadimi (Cd): Việc kết hợp bón phân AM *in vitro* khi trồng cây Keo tai tượng có tác dụng rõ rệt làm cải

thiện hàm lượng Cd so với việc trồng Keo tai tượng không bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* trên đất bãi thải than. Trên đất bãi thải than Nam Đèo Nai, hàm lượng Cd là 4,3 mg/kg, sau khi trồng Keo tai tượng hàm lượng Cd giảm không đáng kể là 4,2 mg/kg còn sau khi trồng Keo tai tượng kết hợp bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* hàm lượng Cd được cải thiện là 4,0 mg/kg. Tương tự với đất bãi thải

than Chính Bắc hàm lượng Cd là 4,6 mg/kg, sau khi trồng Keo tai tượng hàm lượng Cd giảm là 4,3 mg/kg còn sau khi trồng Keo tai tượng kết hợp bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* hàm lượng Cd được cải thiện rõ rệt là 4,0 mg/kg.

**Tăng cường cộng sinh cố định đạm Rhizobium và vi khuẩn phân giải lân**

**Bảng 2.** Kết quả hình thành nốt sần Rhizobium sau khi trồng Keo tai tượng và Keo tai tượng kết hợp bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* trên đất bãi thải than

Bãi thải	Công thức	Nốt sần Rhizobium (nốt sần)	
Bãi thải Nam Đèo Nai	Đất bãi thải ban đầu (1.1)	0	0
	Không bón nhiễm AM (CT 2.1)	21	100%
	Bón nhiễm AM (CT 3.1)	53	252,4%
Bãi thải Chính Bắc	Đất bãi thải ban đầu (1.2)	0	0
	Không bón nhiễm AM (CT 2.2)	14	100%
	Bón nhiễm AM (CT 3.2)	36	257,1%

Nốt sần do vi khuẩn Rhizobium (nốt sần Rhizobium) trong đất có vai trò cố định đạm. Rhizobium hình thành một nhóm vi khuẩn cộng sinh cố định đạm sống trong rễ của các cây Keo tai tượng có tác dụng cố định đạm trong đất. Qua bảng 2 chúng ta có thể thấy, việc kết hợp trồng Keo tai tượng có bón

nhiễm chế phẩm AM *in vitro* ngoài có tác dụng làm tăng sinh trưởng như đã nói ở trên mà còn có tác dụng làm tăng khả năng hình thành các nốt sần Rhizobium. Sự hình thành này thể hiện rõ trên cả 2 loại giá thể bầu là đất bãi thải Chính Bắc và đất bãi thải Nam Đèo Nai.



**Hình 2.** Nốt sần Rhizobium hình thành sau khi thí nghiệm trồng Keo tai tượng và Keo tai tượng kết hợp bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* trên đất bãi thải than Nam Đèo Nai



Ở thí nghiệm sử dụng đất bãi thải Nam Đèo Nai, kết hợp bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* khi trồng Keo tai tượng có tác dụng hình thành nhiều nốt sần Rhizobium hơn việc không bón nhiễm. Cụ thể ở công thức CT3.1 có số nốt sần hình thành là 53 còn công thức CT 2.1 chỉ có số nốt sần hình thành là 21. Tương tự với thí nghiệm sử dụng đất bãi thải Chính Bắc, kết hợp bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* khi trồng Keo tai tượng ở công thức CT 3.2 giúp hình thành nhiều nốt sần Rhizobium hơn không bón nhiễm ở công thức CT 2.2 với giá trị lần lượt là 36 và 14.

Để kiểm tra mật độ vi sinh vật có ích, chúng tôi tiến hành kiểm tra sự hình thành khuẩn lạc vi sinh vật cố định đạm trên môi trường Ashbys Glucose Agar và khuẩn lạc vi sinh vật phân giải lân trên môi trường Pikovskayas Agar. Kết quả được tổng hợp ở bảng 3.

Cả 2 loại đất bãi thải ban đầu, sau khi thu thập ngoài hiện trường về phòng thí nghiệm. Chúng tôi tiến hành cấy gạt ngay nhưng kết quả cho thấy không có vi sinh vật phân giải lân và vi sinh vật cố định đạm. Điều này cho thấy, đất bãi thải than rất nghèo vi sinh vật có ích.

**Bảng 3.** Bảng tổng hợp kết quả phân tích vi sinh vật phân giải lân và vi sinh vật cố định đạm sau khi trồng Keo tai tượng và Keo tai tượng kết hợp bón nhiễm chế phẩm AM *in vitro* trên đất bãi thải than

Bãi thải	Công thức	VSV phân giải lân tổng số (CFU/g)	VSV cố định đạm tổng số (CFU/g)
Bãi thải Nam Đèo Nai	Đất bãi thải ban đầu (1.1)	0	0
	Không bón nhiễm AM (CT 2.1)	$5,6 \times 10^2$	0
	Bón nhiễm AM (CT 3.1)	$4,4 \times 10^4$	0
Bãi thải Chính Bắc	Đất bãi thải ban đầu (1.2)	0	0
	Không bón nhiễm AM (CT 2.2)	$2,3 \times 10^3$	0
	Bón nhiễm AM (CT 3.2)	$2,5 \times 10^4$	0

Vi sinh vật cố định đạm: Sau 6 tháng thí nghiệm, trên tất cả các mẫu đất thu thập từ các bầu thí nghiệm, qua kiểm tra đều không thấy có vi sinh vật cố định đạm tạo thành khuẩn lạc. Cần có thêm thời gian theo dõi thí nghiệm và kiểm tra.

Vi sinh vật phân giải lân: Sau 6 tháng thí nghiệm, ở giá thể đất bãi thải có trồng Keo tai tượng kết hợp bón nhiễm chế phẩm AM đều có mật độ vi sinh vật phân giải lân cao hơn hẳn so với giá thể đất bãi thải chỉ trồng Keo tai tượng. Cụ thể, ở đất bãi thải Nam Đèo Nai, giá thể đất bãi thải sau khi trồng Keo tai tượng có mật độ vi sinh vật phân giải lân là  $5,6 \times 10^2$  cfu/g còn giá thể đất bãi thải sau khi trồng Keo

tai tượng kết hợp bón nhiễm chế phẩm AM có mật độ vi sinh vật phân giải lân cao hơn hẳn là  $4,4 \times 10^4$  cfu/g. Trong khi đó, ở đất bãi thải Chính Bắc, giá thể đất bãi thải sau khi trồng Keo tai tượng có mật độ vi sinh vật phân giải lân là  $2,3 \times 10^3$  cfu/g còn giá thể đất bãi thải sau khi trồng Keo tai tượng kết hợp bón nhiễm chế phẩm AM có mật độ vi sinh vật phân giải lân cao hơn hẳn là  $2,5 \times 10^4$  cfu/g.

**Tăng cường cộng sinh AM và mật độ IP trong đất (đơn vị xâm nhiễm AM)**

Đất bãi thải than ban đầu, chúng tôi tiến hành lọc ướm để kiểm tra AM trong đất bãi thải. Tuy nhiên kết quả là trong cả 2 mẫu đất bãi thải

đều không có AM, đây là đất rất nghèo. Sau khi trồng Keo tai tượng và trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân AM với liều lượng là 400 IP/5kg giá thể bầu (tương đương 0,008

IP/gram đất bãi thải) chúng tôi thu thập giá thể đất bãi thải trong bầu, lọc ướm kiểm tra số lượng bào tử AM trong đất. Kết quả được miêu tả qua bảng 4.

**Bảng 4.** Kết quả hình thành bào tử AM sau khi trồng Keo tai tượng và Keo tai tượng kết hợp bón phân chế phẩm AM in vitro trên đất bãi thải than

Bãi thải	Công thức	Bào tử AM (bào tử/100g đất)		Đơn vị hiệu lực cộng sinh IP/100g
Bãi thải Nam Đèo Nai	Đất bãi thải ban đầu (1.1)	0	0	0
	Không bón phân AM (CT 2.1)	45	100%	135
	Bón phân AM (CT 3.1)	246	546,7%	738
Bãi thải Chính Bắc	Đất bãi thải ban đầu (1.2)	0	0	0
	Không bón phân AM (CT 2.2)	37	100%	111
	Bón phân AM (CT 3.2)	204	551,4%	612

Đối với đất bãi thải than Nam Đèo Nai, sau 6 tháng trồng Keo tai tượng đã cải thiện đáng kể AM trong đất, kết quả kiểm tra cho thấy có 45 bào tử AM trong 100 gram đất. Tương tự với đất đã trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân chế phẩm AM, số lượng bào tử AM là 246 bào tử, vượt 546,7% so với không bón phân. Sau 6 tháng thí nghiệm, từ 0,008IP/gram đất bãi thải đã tăng lên 7,38IP/gram đất bãi thải tương đương tăng 92,25 lần.

Đối với đất bãi thải than Chính Bắc, sau 6 tháng trồng Keo tai tượng đã cải thiện đáng kể AM trong đất, kết quả kiểm tra cho thấy có 37 bào tử AM trong 100 gram đất. Tương tự với đất đã trồng Keo tai tượng kết hợp bón phân chế phẩm AM, số lượng bào tử AM là 204 bào tử, vượt 551,4% so với không bón phân. Sau 6 tháng thí nghiệm, từ 0,008IP/gram đất bãi thải đã tăng lên 6,12IP/gram đất bãi thải tương đương tăng 76,5 lần.

#### IV. KẾT LUẬN

Sau 6 tháng thí nghiệm kết quả đánh giá ảnh hưởng của chế phẩm AM tới khả năng sinh

trưởng và cải tạo đất bãi thải than của Keo tai tượng (*Acacia mangium*) cho thấy: sinh trưởng đường kính  $D_0$  đã tăng 30 - 35% cao hơn so với đối chứng không bón phân AM. Tất cả các chỉ số lý hóa tính ( $pH_{KCl}$ ,  $P_2O_5$ ,  $K_2O$ , Mùn, thành phần cơ giới) của đất bãi thải sau 6 tháng thí nghiệm với keo bón phân AM đã được cải thiện tăng rõ rệt so với đất bãi thải ban đầu trước thí nghiệm và so với đối chứng không bón phân AM. Các chỉ số kim loại nặng trong đất bãi thải cũng được đánh giá là giảm đáng kể, As giảm từ 0,3 - 1,1 mg/1000g đất, Pb giảm từ 1,1 - 2,4 mg/1000g đất và Cd giảm từ 0,2 - 0,5 mg/1000 g đất so với ban đầu. Số lượng đơn vị xâm nhiễm AM (IP) tăng 5,5 lần so với đối chứng không bón phân AM trên cả 2 loại đất bãi thải (đất bãi thải ban đầu không có AM). Cộng sinh cố định đạm *Rhizobium* của lô bón phân chế phẩm AM tăng lên đáng kể cả về số lượng, kích thước và hình thái; Vi khuẩn phân giải lân của lô thí nghiệm bón phân chế phẩm AM có thay đổi hơn hẳn so với lô thí nghiệm không bón phân chế phẩm AM.

### TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., 2013. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869 - 881.
2. Alloway, B.J., 1990. Heavy metals in soils. Blackie & Son Ltd.
3. Anh, B.T.K., Kim, D.D., Tua, T.V., Kien, N.T., Anh, D.T., 2011. Phytoremediation potential of indigenous plants from Thai Nguyen province, Vietnam.
4. Aranda, E., Scervino, J.M., Godoy, P., Reina, R., Ocampo, J.A., Wittich, R.-M., García-Romera, I., 2013. Role of arbuscular mycorrhizal fungus *Rhizophagus custos* in the dissipation of PAHs under root-organ culture conditions. *Environmental Pollution* 181, 182 - 189.
5. Ban, Y., Xu, Z., Zhang, H., Chen, H., Tang, M., 2015. Soil chemistry properties, translocation of heavy metals, and mycorrhizal fungi associated with six plant species growing on lead-zinc mine tailings. *Annals of Microbiology* 65, 503 - 515.
6. Cipriani, H.N., Dias, L.E., Costa, M.D., Campos, N.V., Azevedo, A.A., Gomes, R.J., Fialho, I.F., Amezquita, S.P.M., 2013. Arsenic toxicity in *Acacia mangium* willd. and mimosa *Caesalpiniaefolia* benth. seedlings. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 37, 1423 - 1430.
7. Ghosh, M., Singh, S., 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian J Energy Environ* 6, 18.
8. Ha, N.T.H., Sakakibara, M., Sano, S., Nhuan, M.T., 2011. Uptake of metals and metalloids by plants growing in a lead-zinc mine area, Northern Vietnam. *Journal of Hazardous Materials* 186, 1384 - 1391.
9. Hildebrandt, U., Regvar, M., Bothe, H., 2007. Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. *Phytochemistry* 68, 139 - 146.
10. Justin, V., Majid, N.M., Islam, M., Abdu, A., 2011. Assessment of heavy metal uptake and translocation in *Acacia mangium* for phytoremediation of cadmium contaminated soil. *J Food Agric Environ* 9, 588 - 592.
11. Li, X., Thornton, I., 1993. Multi-element contamination in soil and plant in the old mining area. *UK Applied Geochemistry* S 2, 1993151 - 1993561.
12. Majid, N.M., Islam, M., Mathew, L., 2012. Heavy metal uptake and translocation by mangium (*Acacia mangium*) from sewage sludge contaminated soil. *Australian Journal of Crop Science* 6, 1228.
13. Mohd, S.N., Majid, N.M., Shazili, N.A.M., Abdu, A., 2013. Growth performance, biomass and phytoextraction efficiency of *Acacia mangium* and *Melaleuca cajuputi* in remediating heavy metal contaminated soil. *American Journal of Environmental Sciences* 9, 310.

**Người thẩm định:** PGS.TS Ngô Đình Quế