

HƯỚNG TIẾP CẬN VÀ TRIỂN VỌNG TRONG SỬ DỤNG CÁC LOÀI DƯƠNG XỈ SIÊU TÍCH LŨY KIM LOẠI NẶNG NHẪM XỬ LÝ Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG

Nguyễn Thị Thắm^{1*}, Phạm Quý Giang^{1,2}

¹*Khoa Môi trường, Trường Đại học Hạ Long*

²*Phòng Hợp tác quốc tế và Quản lý khoa học, Trường Đại học Hạ Long*

* *Email: nguyenthitham@daihochalong.edu.vn*

Ngày nhận bài: 15/11/2021

Ngày nhận bài sửa sau phản biện: 03/03/2022

Ngày chấp nhận đăng: 25/03/2022

TÓM TẮT

Trong những năm gần đây, nghiên cứu tách các kim loại nặng trong đất, nước bằng các loài thực vật (Phytoremediation) là một trong những hướng nghiên cứu mới, có chi phí rẻ, hiệu quả cao, và đặc biệt là ít phải sử dụng hoá chất nên không gây ảnh hưởng thứ cấp tới môi trường. Trong số hơn 400 loài thực vật được tìm thấy hiện nay được các nhà khoa học công bố là thực vật siêu tích lũy kim loại nặng, dương xỉ là một loài thực vật triển vọng. Các nghiên cứu đã chỉ ra các loài dương xỉ có khả năng siêu tích lũy các kim loại nặng như: Asen, Crom, Cadimi, Sắt, Magie... nhưng phổ biến nhất là Asen. Việc ứng dụng các thành tựu của sinh học phân tử, di truyền và công nghệ vi sinh được coi là chìa khoá để phát triển công nghệ Phytoremediation nói chung và ứng dụng các loài dương xỉ siêu tích lũy kim loại nặng để xử lý môi trường đất và nước nói riêng.

Từ khoá: Asen, dương xỉ, kim loại nặng, phytoremediation, siêu tích lũy

APPROACHES AND PROSPECTS IN THE USE OF HEAVY METAL HYPERACCUMULATING FERNS FOR ENVIRONMENTAL POLLUTION TREATMENT

ABSTRACT

In recent years, research on heavy metal remediation for soil and water by phytoremediation is one of the new research directions, which is low cost but effective, and especially environmentally friendly as it does not require the use of chemicals. Among more than 400 plant species that are considered as hyperaccumulators of heavy metals, ferns are promising plant species. Studies have shown that these ferns are capable of hyperaccumulating heavy metals such as Arsenic, Chromium, Cadmium, Iron, and Magnesium... but the most common is Arsenic. The application of achievements in molecular biology, genetics, and microbiological technology is considered as the key to the development of phytoremediation technology in general and the application of heavy metal hyperaccumulating ferns for the remediation of land and water environment in particular.

Keywords: Arsenic, fern, heavy metal, hyperaccumulation, phytoremediation

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Vấn đề ô nhiễm kim loại độc hại trong sinh quyển đã gia tăng nhanh chóng kể từ khi cuộc cách mạng công nghiệp bắt đầu, gây ra những ảnh hưởng tới môi trường và sức khỏe con người. Một số kim loại nặng có khối lượng riêng cao hơn 5g/cm^3 bao gồm cadmium (Cd), thủy ngân (Hg), chì (Pb), đồng (Cu), kẽm (Zn) và một số kim loại khác. Đây là một trong những tác nhân gây ô nhiễm chủ yếu đến môi trường trên toàn thế giới và vấn đề sức khỏe của con người. Bên cạnh đó, còn có một số kim loại khác như arsen (As), crom (Cr), nhôm (Al) cũng gây lo ngại nghiêm trọng do độc tính của chúng (Yan và nnk., 2020).

Hiện nay, có rất nhiều công nghệ tiên tiến được nghiên cứu và áp dụng trên thế giới để xử lý ô nhiễm kim loại nặng như phương pháp kết tủa hóa học, điện hóa, trao đổi ion, hấp phụ cộng kết hóa học. Tuy nhiên, những công nghệ này yêu cầu bổ sung nhiều loại hóa chất vào nước thải, tạo ra ô nhiễm thứ cấp hoặc yêu cầu chi phí xử lý cao, thời gian xử lý dài (Rehman và nnk., 2017) Trong thời gian gần đây, nghiên cứu tách và thu hồi các kim loại nặng trong môi trường bằng thực vật là một trong những cách tiếp cận mới, thân thiện với môi trường do không phải sử dụng hoá chất để xử lý nên không những không gây ảnh hưởng thứ cấp tới môi trường mà còn có thể tách và thu hồi kim loại nặng (Yan và nnk., 2020). Công nghệ sử dụng thực vật để xử lý ô nhiễm thường có hiệu quả cao và thân thiện với môi trường. Cho đến nay, các nghiên cứu đã được công bố cho thấy có ít nhất 400 loài phân bố trong tổng số 45 họ thực vật có khả năng siêu tích lũy kim loại (chiếm tỷ lệ nhỏ hơn 0,2% trong tổng số các loài thực vật). Trong đó, chiếm 2/3 là chủ yếu các loài có khả năng hấp thụ Niken, còn những loài có khả năng siêu tích lũy Cd, Co, Cu, Pb, Zn và As chiếm số lượng ít hơn rất nhiều (Gonzaga và nnk., 2006; Yan và nnk., 2020). Đây là các loài thực vật thân thảo hoặc thân gỗ, có khả năng tích lũy và không có biểu hiện về mặt hình thái khi nồng độ kim

loại trong thân cao hơn hàng trăm lần so với các loài khác. Chúng dễ dàng thích nghi với các điều kiện môi trường và cho khả năng tích lũy hàm lượng kim loại nặng cao, có thể góp phần ngăn cản các loài côn trùng và nấm (Singh và nnk., 2006; Ronell và nnk., 2011; Narain, 2013; Shen và nnk., 2014).

Trong số các loài thực vật được sử dụng cho xử lý ô nhiễm kim loại nặng, các loài dương xỉ biểu hiện sự biến đổi kiểu hình trong phản ứng với các ion kim loại và một số loài như *Pteris vittata* được biết đến như một loài siêu tích lũy Asen (As). Chúng thích nghi với môi trường khắc nghiệt. Các phân tích về di truyền và sinh học phân tử gần đây chỉ ra rằng dương xỉ đã trải qua các bức xạ thích nghi (Yan và nnk., 2020). Một số loài dương xỉ thuộc họ *Actiniopteridaceae*, *Sinopteridaceae*, *Pteridaceae* và *Selaginellaceae* đã được ghi nhận là phân bố ở vùng nhiệt đới và thể hiện khả năng chống chịu và hấp thụ kim loại nặng. Chi *Acrostichum aureum* phát triển cùng với thảm thực vật rừng ngập mặn ở vùng nhiệt đới, có thể tích lũy cyclitol d-1-O-methyl-muco-inositol, một chất tan tương thích tế bào chất, để đáp ứng với việc tăng độ mặn. Loài dương xỉ *Osmunda cinnamomea* chống chịu được đồng, cadimi và kẽm. *Athyrium yokoscense* tích lũy chì trong các rễ. Ngoài ra, các nghiên cứu còn chỉ ra một số loài dương xỉ như *Osmunda cinnamomea*, *Pellaea calomelanos* và *Cheliantes hirta*, *Asplenium septentrionale*, *Azolla sliculoides* có khả năng tích lũy một khối lượng lớn các kim loại như chì, niken, crom, cadimi trong sinh khối của chúng như chồi, lá, thân và rễ (Caille & Zhao, 2005; Duan và nnk., 2005; Gonzaga và nnk., 2006; Singh và nnk., 2006; Xie và nnk., 2009; Leo và nnk., 2010; Sridhar và nnk., 2011; Danh và nnk., 2014; Chen và nnk., 2016; Fayiga và nnk., 2016; Sourì và nnk., 2017).

Ngoài các kim loại nặng, dương xỉ cũng có thể tích lũy một lượng lớn các nguyên tố vi lượng trong mô của chúng. Trên thực tế, phương pháp tiếp cận đơn lẻ không khả thi

cũng như không đủ để làm sạch hiệu quả đất ô nhiễm kim loại nặng. Sự kết hợp của các phương pháp tiếp cận khác nhau bao gồm kỹ thuật di truyền, sinh học phân tử và phương pháp tiếp cận hỗ trợ sử dụng vi khuẩn được coi như chìa khoá cho việc ứng dụng các loài dương xỉ siêu tích lũy kim loại nặng (hyperaccumulation) bằng công nghệ phytoremediation toàn diện và hiệu quả cao trong tương lai (Yan và nnk., 2020). Nghiên cứu này nhằm hệ thống lại các hướng tiếp cận, các nghiên cứu trong và ngoài nước về việc khai thác sử dụng các loài dương xỉ có khả năng siêu tích lũy kim loại nặng để xử lý ô nhiễm môi trường đất và nước. Qua đó, thấy được tiềm năng và cách tiếp cận để có thể ứng dụng các hướng nghiên cứu đó vào thực tiễn xử lý ô nhiễm môi trường.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

Để hoàn thành bài viết này, các tác giả đã sử dụng phương pháp thu thập và phân tích số liệu thứ cấp, kết hợp với phương pháp nghiên cứu lý thuyết. Trên cơ sở nghiên cứu các tài liệu và các công trình khoa học đã công bố, các tác giả đã đưa ra kết luận khoa học cần thiết như các giả thuyết giải thích cơ chế của công nghệ phytoremediation, các hướng tiếp cận và nghiên cứu trong việc sử dụng thực vật, cụ thể là các loài dương xỉ để xử lý ô nhiễm kim loại nặng trong môi trường đất và nước.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

3.1. Các giả thuyết giải thích cơ chế của công nghệ xử lý ô nhiễm kim loại nặng bằng thực vật

Phytoremediation là công nghệ sử dụng thực vật để làm sạch chủ yếu là môi trường đất và nước bị ô nhiễm, loại bỏ các chất ô nhiễm hoặc làm cho chúng vô hại trong hệ thống đất, nước. Công nghệ này có thể được áp dụng cho cả các chất ô nhiễm hữu cơ và vô cơ như các kim loại nặng, các hạt nhân phóng xạ, các loại chất hữu cơ khác nhau (như dung môi clo hóa, thuốc trừ sâu, thuốc trừ cỏ, chất nổ, chất dinh dưỡng, các chất hoạt động bề mặt...). Nhiều nghiên cứu trong

phòng thí nghiệm cũng như trong thực nghiệm đã cho thấy phytoremediation là một công nghệ thân thiện với môi trường, sử dụng rộng rãi ở những nơi có nồng độ ô nhiễm thấp, có thể xử lý ô nhiễm trên diện tích rộng, không giới hạn thời gian và tiết kiệm chi phí hơn những phương pháp khác (Gonzaga và nnk., 2006; Leo và nnk., 2010; Anusha Pulavarty, 2013; Narain, 2013; Danh và nnk., 2014; Alka Kumari, 2017).

Phytoremediation được chia thành 4 nhóm chính: (1) Phytostabilization – sử dụng thực vật để cố định các kim loại nặng trong đất, (2) Phytoextraction – Sử dụng thực vật để chiết xuất hay loại bỏ các kim loại nặng trong đất, (3) Phytovolatilization - sử dụng thực vật để hấp thụ kim loại nặng từ đất và thải vào khí quyển dưới dạng các hợp chất dễ bay hơi, và (4) Phytofiltration - sử dụng thực vật được trồng trong nước để hấp thụ các ion kim loại nặng từ nước ngầm và chất thải dạng nước (Gonzaga và nnk., 2006; Marques và nnk., 2009; Yan và nnk., 2020). Các chiến lược xử lý thực vật khác được sử dụng để xử lý các chất ô nhiễm hữu cơ. Ở đây, chúng tôi tập trung vào các chiến lược xử lý phytoremediation được sử dụng rộng rãi nhất trong việc xử lý ô nhiễm kim loại nặng trong đất.

3.1.1. Phytostabilization

Phytostabilization là việc sử dụng các loài thực vật chịu được kim loại để cố định kim loại nặng dưới lòng đất và giảm khả dụng sinh học của chúng, do đó ngăn cản sự di cư của chúng vào hệ sinh thái và giảm khả năng kim loại xâm nhập vào chuỗi thức ăn (Marques và nnk., 2009). Sự cố định kim loại nặng trong thực vật có thể xảy ra thông qua kết tủa kim loại nặng hoặc giảm hóa trị kim loại trong thân rễ, hấp thụ và cô lập trong các mô rễ, hoặc hấp phụ vào thành tế bào rễ (Gerhardt và nnk., 2017). Sự phát triển của thực vật tạo điều kiện cho việc duy trì sức khỏe của đất tại các khu vực ô nhiễm kim loại nặng. Lớp phủ thực vật được thiết lập không chỉ giúp ổn định kim loại nặng dưới lòng đất

và giảm thiểu sự rửa trôi của chúng vào nước ngầm mà còn ngăn chặn sự phân tán của các hạt đất chứa kim loại nặng theo gió. Một trong những ưu điểm của quá trình cố định này trên thực vật là không cần xử lý sinh khối nguy hiểm khi so sánh với việc xử lý bằng phương pháp xử lý thực vật.

Việc lựa chọn các loài thực vật thích hợp là rất quan trọng đối với quá trình ổn định thực vật. Để đáp ứng yêu cầu về sự ổn định thực vật có hiệu quả cao, cây trồng phải chịu được các điều kiện kim loại nặng. Vì rễ cây đóng vai trò quan trọng để cố định kim loại nặng, ổn định cấu trúc đất và chống xói mòn đất, nên cây trồng cần có hệ thống rễ dày đặc. Thực vật phải có khả năng tạo ra một lượng lớn sinh khối và phát triển nhanh để kịp thời thiết lập một lớp phủ thực vật ở một địa điểm cụ thể. Ngoài ra, lớp phủ thực vật phải đảm bảo để bảo quản trong điều kiện đồng ruộng (Marques và nnk., 2009). Nhiều loài thực vật đáp ứng các yêu cầu trên đã được xác định và sử dụng để ổn định thực vật cho đất ô nhiễm kim loại nặng.

Để cải thiện hiệu quả ổn định thực vật, có thể bổ sung các chất hữu cơ hoặc vô cơ vào đất bị ô nhiễm. Các chất cải tạo đất này có thể làm thay đổi đặc tính kim loại, giảm khả năng hòa tan và sinh khả dụng của kim loại nặng bằng cách thay đổi giá trị pH và trạng thái oxy hóa khử của đất. Hơn nữa, việc áp dụng các chất sửa đổi có thể làm tăng hàm lượng chất hữu cơ và các chất dinh dưỡng thiết yếu của đất, cải thiện các đặc tính hóa lý và sinh học, có thể có lợi cho sự sinh sống của thực vật và cải thiện khả năng giữ nước.

Một ưu điểm nữa là các vi sinh vật sống trong sinh quyển, chẳng hạn như vi khuẩn và nấm rễ, có thể hỗ trợ quá trình cố định thực vật. Những vi sinh vật này có thể cải thiện hiệu quả của kim loại nặng cố định thông qua việc hấp phụ các kim loại vào thành tế bào của chúng, tạo ra chất chelat và thúc đẩy quá trình kết tủa (Ma và nnk., 2011). Chúng cũng có thể làm tăng bề mặt và độ sâu của rễ cây để tạo điều kiện thuận lợi cho quá trình ổn

định thực vật và thậm chí đóng vai trò như một hàng rào lọc chống lại sự chuyển dịch ion kim loại nặng từ rễ sang chồi (Ma và nnk., 2011; Yan và nnk., 2020). Sơ đồ thể hiện sự hấp thụ, chuyển vị và hấp thụ các kim loại nặng ở thực vật được minh họa ở Hình 1.

3.1.2. Phytoextraction

Phytoextraction là việc sử dụng thực vật để hấp thụ các chất gây ô nhiễm từ đất hoặc nước, chuyển vị và tích tụ các chất gây ô nhiễm đó trong sinh khối trên mặt đất của chúng (Jacob và nnk., 2018). Trong thời gian gần đây, phytoextraction là kỹ thuật xử lý thực vật quan trọng nhất để cải tạo kim loại nặng và kim loại từ đất ô nhiễm (Ali và nnk., 2013). Không giống như phytostabilization, trong đó thực vật chỉ chứa kim loại nặng tạm thời và những kim loại nặng này vẫn còn dưới lòng đất, phytoextraction là một giải pháp lâu dài để loại bỏ kim loại nặng khỏi đất ô nhiễm. Do đó, nó phù hợp hơn cho ứng dụng thương mại.

Quá trình phytoextraction của kim loại nặng bao gồm một số bước: (1) huy động kim loại nặng trong sinh quyển, (2) rễ cây hấp thụ kim loại nặng, (3) chuyển dịch các ion kim loại nặng từ rễ đến các bộ phận trên không của thực vật, (4) cô lập và ngăn chặn các ion kim loại nặng trong mô thực vật (Ali và nnk., 2013). Hiệu quả của quá trình phytoextraction phụ thuộc vào một số yếu tố như lựa chọn loài thực vật, hiệu suất của thực vật đó, sinh khả dụng của kim loại nặng, đặc tính của đất và sinh quyển.

Việc lựa chọn loài thực vật thích hợp là rất quan trọng để phytoextraction hiệu quả. Các loài thực vật để phytoextraction cần có các đặc điểm sau: (1) khả năng chống chịu tác động độc hại của kim loại nặng cao, (2) khả năng khai thác cao với sự tích tụ hàm lượng kim loại nặng cao ở các bộ phận trên mặt đất, (3) sinh trưởng nhanh với sinh khối cao sản xuất, (4) nhiều chồi và hệ thống rễ phát triển rộng, (5) thích nghi tốt với môi trường, khả năng phát triển mạnh ở đất nghèo, dễ canh tác và thu hoạch, (6) có khả

năng chống chịu cao với mầm bệnh và sâu bệnh, có khả năng xua đuổi động vật ăn cỏ để tránh kim loại nặng xâm nhập vào chuỗi thức ăn (Ali và nnk., 2013).

Trong số các đặc điểm này, khả năng tích lũy kim loại và sinh khối trên mặt đất là những yếu tố chính xác định tiềm năng hấp thụ kim loại nặng của một loài thực vật. Do đó, hai chiến lược khác nhau để lựa chọn thực vật đang được áp dụng: (1) sử dụng các thực vật siêu tích tụ hyperaccumulator, có thể tích tụ kim loại nặng trong các bộ phận trên mặt đất ở mức độ lớn hơn và (2) sử dụng các thực vật có sản lượng sinh khối trên mặt đất cao, có thể có khả năng tích lũy kim loại thấp hơn, nhưng tích lũy tổng thể các kim loại nặng có thể so sánh với khả năng tích lũy kim loại nặng (Ali và nnk., 2013).

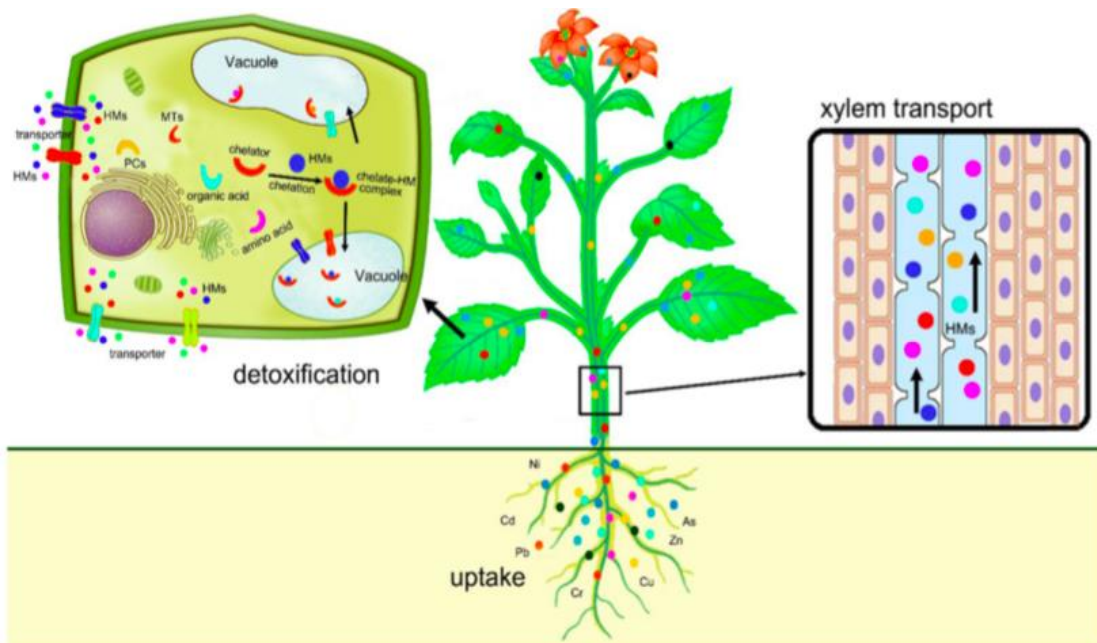
Nhìn chung, hyperaccumulators là các loài thực vật có khả năng tích tụ hàm lượng kim loại nặng rất cao trong các bộ phận trên mặt đất của chúng mà không có các triệu chứng nhiễm độc thực vật (Yan và nnk., 2020). Chất siêu tích tụ kim loại nặng tự nhiên có thể tích tụ kim loại ở mức cao hơn 100 lần so với các

loài không tích lũy thông thường trong cùng điều kiện (Su và nnk., 2008; Shen và nnk., 2014; Zahra và nnk., 2017).

Cần tránh sử dụng các loại cây ăn được để xử lý kim loại nặng vì kim loại nặng có thể tích tụ trong các bộ phận ăn được của cây, khi con người xâm nhập vào chuỗi thức ăn hoặc tiêu thụ động vật sẽ làm tăng những nguy cơ ảnh hưởng đến sức khỏe con người. Do đó, việc lựa chọn các chất hyperaccumulators không ăn được là chìa khóa để xử lý thực vật hiệu quả và an toàn đối với các kim loại nặng (Yan và nnk., 2020).

3.1.3. Phytovolatilization

Phytovolatilization là một chiến lược sử dụng thực vật để hấp thụ các kim loại nặng hay chất ô nhiễm từ đất, chuyển đổi các yếu tố độc hại này thành dạng dễ bay hơi ít độc hơn, và sau đó giải phóng chúng vào khí quyển bằng quá trình thoát hơi nước của thực vật qua lá hoặc hệ thống tán lá. Cách tiếp cận này có thể được áp dụng để khử độc các chất ô nhiễm hữu cơ và một số kim loại nặng như Se, Hg và As (Mahar và nnk., 2016).



(Nguồn: Yan và nnk., 2020)

Hình 1. Sơ đồ thể hiện sự hấp thụ, chuyển vị và hấp thụ các kim loại nặng ở thực vật

3.1.4. Phytofiltration

Phytofiltration là việc sử dụng rễ thực vật, chồi non, hoặc cây con để lọc và loại bỏ các chất ô nhiễm từ nước bề mặt bị ô nhiễm hoặc nước thải. Trong quá trình lọc, các kim loại nặng được hấp thụ trên bề mặt rễ hoặc được rễ hấp thụ. Dịch tiết từ rễ có thể thay đổi độ pH của tầng sinh quyển, dẫn đến sự kết tủa của kim loại nặng trên rễ cây, giảm thiểu hơn nữa sự di chuyển của kim loại nặng vào nước dưới đất (Jacob và nnk., 2018).

Các loại cây dùng để lọc qua rễ được trồng thủy canh trong môi trường nước sạch để bộ rễ phát triển lớn trước tiên; sau đó, nước sạch được thay thế bằng nước ô nhiễm để cây trồng thích nghi. Sau khi thích nghi, thực vật được chuyển đến khu vực bị ô nhiễm để loại bỏ các kim loại nặng. Khi rễ đã bão hòa, chúng sẽ được thu hoạch và xử lý. Lý tưởng nhất là cây dùng để lọc thân rễ phải có bộ rễ dày đặc, sinh khối cao và chịu được kim loại nặng. Cả thực vật trên cạn và dưới nước đều có thể được sử dụng để lọc thân rễ. Để xử lý nước vùng ngập nước, các loài thủy sinh như bèo tây, bèo tấm và dương xỉ thường được sử dụng do tích tụ nhiều kim loại nặng, khả năng chịu đựng cao, sinh trưởng nhanh và sản lượng sinh khối cao (Ma và nnk., 2011; Yan và nnk., 2020). Các thực vật sau khi xử lý ô nhiễm kim loại nặng trong môi trường có thể được xử lý và thu hồi bằng nhiều phương pháp khác nhau thông qua cơ chế phytoremediation của từng loài thực vật.

Đối với phytostabilization, kim loại nặng được kết tủa hoặc giảm hóa trị kim loại trong thân rễ, hấp thụ và cô lập trong các mô rễ, hoặc hấp thụ vào thành tế bào rễ (Gerhardt và nnk., 2017). Lớp phủ thực vật được thiết lập không chỉ giúp ổn định kim loại nặng dưới lòng đất và giảm thiểu sự rửa trôi của chúng vào nước ngầm mà còn ngăn chặn sự phân tán của các hạt đất chứa kim loại nặng theo gió. Một trong những ưu điểm của phytostabilization là không cần xử lý sinh khối nguy hiểm khi so sánh với các phương pháp xử lý thực vật khác (Yan và nnk., 2020). Các loại thực vật tạo ra sinh khối cao, chẳng hạn như *Helianthus annuus*, *Cannabis*

sativa, *Nicotiana tabacum* và *Zea mays*, đã được báo cáo là loại bỏ hiệu quả các kim loại nặng khỏi đất bị ô nhiễm thông qua phytoextraction. Cỏ cũng có thể được sử dụng để chiết xuất thực vật vì vòng đời ngắn, tốc độ tăng trưởng cao, sản xuất nhiều sinh khối hơn và khả năng chống chịu cao với các áp lực phi sinh học (Yan và nnk., 2020). Ví dụ, *Trifolium alexandrinum* được chọn để xử lý Cd, Pb, Cu và Zn thông qua phytoextraction nhờ khả năng sinh trưởng nhanh, chống chịu tải ô nhiễm, sinh khối cao và thu hoạch nhiều lần trong một thời kỳ sinh trưởng (Ali và nnk., 2012). Các loài thân gỗ có thể tạo ra một lượng sinh khối rất cao khi so sánh với các loại thảo mộc và cây bụi, điều này tạo điều kiện tích tụ hàm lượng kim loại nặng cao trong sinh khối trên mặt đất của chúng. Chúng có bộ rễ ăn sâu, có thể làm giảm xói mòn đất một cách hiệu quả và ngăn chặn sự phát tán của đất ô nhiễm ra môi trường xung quanh. Đặc biệt, các loài thân gỗ thường không ăn được, do đó, có khả năng thấp hơn các kim loại nặng xâm nhập vào chuỗi thức ăn thông qua cây cối (Yan và nnk., 2020).

Các loài thực vật phytovolatilization xử lý ô nhiễm kim loại nặng bằng cách sử dụng thực vật để hấp thụ các chất ô nhiễm từ đất, chuyển đổi các yếu tố độc hại này thành dạng dễ bay hơi ít độc hơn; sau đó, giải phóng chúng vào khí quyển bằng quá trình thoát hơi nước của thực vật qua lá hoặc hệ thống tán lá. Cách tiếp cận này có thể được áp dụng để khử độc các chất ô nhiễm hữu cơ và một số kim loại nặng như Se, Hg và As (Yan và nnk., 2020). Ví dụ, họ *Brassicaceae* là những cây dễ bay hơi của Se, ví dụ như *Brassica juncea*. Se vô cơ lần đầu tiên được đồng hóa thành các axit seleno amino hữu cơ dễ bay hơi và có thể phân tán vào không khí với ít độc tính hơn so với Se vô cơ (Yan và nnk., 2020). Đối với Hg, dạng nguyên tố của Hg là chất lỏng ở nhiệt độ phòng và có thể dễ dàng bay hơi. Do khả năng phản ứng cao, Hg tồn tại chủ yếu dưới dạng cation hóa trị hai Hg^{2+} sau khi giải phóng vào môi trường. Sau khi được hấp thụ bởi rễ hoặc lá hấp thụ, methyl-Hg được chuyển thành ion Hg, sau đó được chuyển thành dạng nguyên tố tương đối ít độc hơn và

bay hơi vào khí quyển (Marques và nnk., 2009). Ưu điểm của phương pháp này so với các chiến lược xử lý thực vật khác là các chất gây ô nhiễm kim loại nặng (metalloid) được loại bỏ khỏi địa điểm và phân tán dưới dạng các hợp chất khí mà không cần thu hoạch và xử lý thực vật. Tuy nhiên, quá trình khử hóa thực vật không loại bỏ hoàn toàn các chất ô nhiễm - các chất ô nhiễm vẫn còn trong môi trường. Nó chỉ chuyển các chất ô nhiễm từ đất sang khí quyển, nơi các hợp chất dễ bay hơi độc hại sẽ làm ô nhiễm không khí xung quanh. Hơn nữa, chúng có thể được lắng đọng lại vào đất bằng cách kết tủa. Do đó, cần phải đánh giá rủi ro trước khi áp dụng tại hiện trường (Ma và nnk., 2011; Yan và nnk., 2020).

3.2. Dương xỉ - loài thực vật triển vọng trong xử lý ô nhiễm kim loại nặng

Asen là một yếu tố không quan trọng đối với thực vật và các nhóm asen vô cơ nói chung đều có tính độc tính cao. Trong điều

kiện bình thường, nồng độ asen trong thực vật trên cạn thường dưới 10 mg/kg (Matschullat, 2000). Một số loại thực vật có chứa asen theo thứ tự sau: bắp cải (0,020-0,050 mg/kg) < cà rốt (0,040-0,080 mg/kg) < cỏ (0,020-0,125 mg/kg) < rau chân vịt (0,020-0,200 mg/kg) < rau diếp (0,020-0,250 mg/kg) < rêu và địa y (0,26 mg/kg) < dương xỉ (1.3 mg/kg) (Matschullat và nnk., 2000; Gonzaga và nnk., 2006).

Trong các loài thực vật siêu tích lũy As, nhiều nhà khoa học đã đặc biệt chú ý đến dương xỉ bởi nhiều nghiên cứu cho thấy loại thực vật này có khả năng chống chịu và tích lũy As cao. Đặc biệt loài dương xỉ *Pteris vittata* đã được các tác giả chứng minh là loài siêu tích lũy As. Ngoài ra, một vài loài dương xỉ khác cũng được chú ý là *Pteris nervosa*, *Pteris cretica*, *P. longifolia* L., *P. umbrosa* L., *P. argyrea* L., *P. quadriaurita* L., *P. ryiunkensis* L., *P. biaurita* (Bùi Thị Kim Anh, 2011).

Bảng 1. Một số loài dương xỉ có khả năng siêu tích lũy Asen trong sinh khối

Tên loài dương xỉ	Nồng độ As tích lũy tối đa	Tác giả và năm công bố
<i>Pteris vittata</i>	5876,5 ± 99,6 mg/l trong thân	Bùi Thị Kim Anh, 2011
	5070 mg/kg trong lá	Chen và nnk., 2016
	3525 đến 6805 mg/kg trong lá	Gonzaga và nnk., 2006
	8331 mg/kg trong thân, lá	Kalve và nnk., 2011
<i>Pteris ryukyuensis</i>	3647 mg/kg trong thân, lá	Srivastava và nnk., 2006
<i>Pteris quadriaurita</i>	2900 mg/kg trong thân, lá	
<i>Pteris biaurita</i>	2000 mg/kg trong thân, lá	
<i>Pteris cretica</i>	1800 mg/kg trong thân, lá	
<i>Pityrogramma calomelanos</i>	2426,3±104,5 mg/l trong thân	Bùi Thị Kim Anh, 2011
	2760 đến 8350 mg/kg trong lá	Gonzaga và nnk., 2006
<i>Acrostichum aureum</i> L. (<i>Pteridaceae</i>)	Có khả năng chống chịu muối Asen tới 5000 mg/l	Leo và nnk., 2010
<i>Asplenium Australasicum</i>	1240 mg/kg trong rễ	Sarita và nnk., 2013
<i>Asplenium Bulbiferum</i>	2630 mg/kg trong rễ	

Bảng 2. Một số loài dương xỉ cho sinh khối nhanh có thể sử dụng để xử lý kim loại nặng trong môi trường

Tên loài	Loại kim loại nặng có thể xử lý	Tác giả và năm công bố
<i>Pteris vittata</i>	As, Cu, Cr, zn, cd, Pb trong đất (đặc biệt các khu vực khai thác khoáng sản), nước ngầm	Gonzaga và nnk., 2006; Xie và nnk., 2009; Caille và nnk, 2005; Chen và nnk., 2002; Chen và nnk., 2016; Lombi và nnk., 2002; Shen và nnk., 2014; Singh và nnk., 2006; Sridhar và nnk., 2011; Su và nnk., 2008; Wang và nnk., 2011; Souri và nnk., 2017.
<i>Pityrogramma calomelanos</i>	As trong đất, nước	Francesconi và nnk., 2002; Visoottivisetth và nnk., 2002; Gonzaga và nnk., 2006; Ronell và nnk., 2011
<i>Acrostichum aureum</i> L. (<i>Pteridaceae</i>)	As trong khu vực đất ngập nước (mặn, lợ)	Irudayaraj, 2010; Sharma và nnk., 2010
<i>Athyrium yokoscense</i>	Cu, Pb, Zn trong đất, nước ngầm	Ronell và nnk., 2011; Sarita và nnk., 2013
<i>Pellaea calomelanos</i> , <i>Chelianthes hirta</i> ,	Cu, Ni trong đất	Sarita và nnk., 2013
<i>Asplenium septentrionale</i> (L.)	Pb, cu, Cr, Ni trong đất	
<i>Salvinia natans</i>	Cu trong đất, nước	
<i>Salvinia molesta</i> , <i>Azolla pinnath</i> , <i>Marsilea minuta</i>	Cd trong đất	
<i>Salvinia minima</i>	Cr trong đất	
<i>Osmunda cinnamomea</i>	Cu, Cd, Zn trong đất, nước	Sarita và nnk., 2013
<i>Pteris cretica</i> L., <i>Pteris longifolia</i> L., <i>Pteris umbrosa</i> L.	As trong đất, nước	Zhao và nnk., 2002
<i>Pteris argyraea</i> L., <i>Pteris quadriaurita</i> L., <i>Pteris ryiunkensis</i> L., <i>Pteris biaurita</i>		Srivastava và nnk., 2006
<i>Adiantum radiata</i> , <i>Chielanthes sinuta</i> , <i>Polystichum acrostichooides</i>		Ronell và nnk., 2011

Trong tự nhiên, rất ít loài thực vật có khả năng tích lũy hoặc giải độc mức độ cực cao của As. Các thực vật siêu tích lũy đã sử dụng các cơ chế để loại bỏ, tích lũy và tích lũy kim loại độc hại (Ghori và nnk., 2016). Một số loài đã được xác định là có khả năng siêu tích lũy Asen (As hyperaccumulators), hầu hết trong số đó thuộc họ *Pteridaceae* (Singh và nnk., 2006; Xie và nnk., 2009; Shen và nnk., 2014; Sridhar và nnk., 2011). Dương xỉ *Pteris vittata* có khả năng hấp thụ và chuyển hoá AsV thành AsIII, chuyển As từ chồi vào trong không bào (Xie và nnk., 2009; Danh và nnk., 2014). Thân và lá của dương xỉ *P. vittata* cho thấy không có thay đổi đáng kể về cấu trúc mô hoặc tế bào do As gây ra (Sridhar và nnk., 2011). Các gen chịu trách nhiệm cho khả năng siêu tích lũy As gần đây đã được phân lập. Gen này phiên mã cho một protein vận chuyển As. Protein vận chuyển này cho phép sự di chuyển của As vào không bào. Ở đây, As được phân lập bởi màng không bào từ tế bào chất, nơi diễn ra nhiều phản ứng trao đổi chất nhạy cảm với As của tế bào (Francesconi và nnk., 2002; Visoottiviseth và nnk., 2002; Gonzaga và nnk., 2006; Ronell và nnk., 2011).

Trong số 45 loài dương xỉ được cho là có khả năng siêu tích lũy và hấp thụ các kim loại nặng, hai loài dương xỉ *Pteris vittata* và dương xỉ *Pityrogramma calomelanos* cho thấy khả năng siêu tích lũy As trong sinh khối là lớn nhất. Theo kết quả nghiên cứu của Gonzaga và cộng sự, *Pteris vittata* và *Pityrogramma calomelanos* có khả năng siêu tích lũy Asen trong lá lên tới lần lượt là 6805 mg/kg và 8350 mg/kg (Gonzaga và nnk., 2006). Ngoài ra, một số loài như *Asplenium Australasicum* và *Asplenium Bulbiferum* cũng cho khả năng tích lũy As cao trong sinh khối (>1200 mg/kg As) (Zhao và nnk., 2002; Srivastava và nnk., 2006). Các kết quả nghiên cứu này được trình bày trong Bảng 1.

Nhiều vị trí bị nhiễm Asen cũng chứa nhiều chất gây ô nhiễm khác. Do đó, điều quan trọng là thực vật được sử dụng làm As-hyperaccumulators có khả năng phát triển trong đất cũng bị ô nhiễm với các kim loại nặng khác. *Pteris vittata* là loài dương xỉ thích nghi tốt trong môi trường có chứa các kim loại khác như đồng (Cu) và crôm (Cr). Ngoài ra, nó cũng có khả năng chống chịu kẽm (Zn) rất cao có thể hấp thụ kẽm một cách hiệu quả vào các lá của nó. Một số kiểu gen của *P. vittata* cũng có khả năng chống chịu cadimi (Cd). Nồng độ cadimi (Cd), niken (Ni) và chì (Pb) cao hơn đường như ít ảnh hưởng đến khả năng của dương xỉ trong việc hấp thụ asen (Xie và nnk., 2009). Ngoài ra, khả năng xử lý các kim loại nặng khác của nhiều loài dương xỉ khác nhau cũng được tổng hợp trong Bảng 2.

Năm 2011, tác giả Klopper và cộng sự đã chỉ ra 6 loài dương xỉ có tiềm năng trong xử lý ô nhiễm kim loại theo các khả năng siêu tích lũy, tích lũy, chống chịu các loại kim loại nặng như: As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn. Kết quả nghiên cứu ở Bảng 3 cho thấy, 2 loài dương xỉ *Pityrogramma calomelanos* và *Pteris vittata* có khả năng siêu tích lũy As, *Athyrium yokoscense* có khả năng siêu tích lũy Cu, Pb, Zn, *Salvinia molesta* có khả năng siêu tích lũy Cr, Ni và Pb (Klopper, 2011).

Các hướng nghiên cứu trên cho thấy việc sử dụng các loài dương xỉ để xử lý ô nhiễm kim loại nặng có tiềm năng lớn. Đặc biệt, có rất nhiều loài dương xỉ bản địa có thể sinh trưởng, phát triển và thích nghi tốt ở Việt Nam. Việc ứng dụng xử lý ô nhiễm kim loại nặng này có thể áp dụng tại các khu vực khai thác khoáng sản như quặng sắt ở Thái Nguyên, khai thác than ở Quảng Ninh. Điều này có ý nghĩa rất lớn trong việc bảo vệ môi trường, sinh thái và phát triển bền vững, phù hợp với mục tiêu tăng trưởng xanh của Việt Nam giai đoạn hiện nay và tương lai.

Bảng 3. Một số loài dương xỉ có tiềm năng sử dụng trong xử lý ô nhiễm kim loại

Các loài dương xỉ	As	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
<i>Athyrium yokoscense</i>		A		H			H	H
<i>Azolla filiculoides</i>				A	A	A	A	
<i>Pityrogramma calomelanos</i>	H							
<i>Pteris vittata</i>	H	T	T	T		T	T	A
<i>Salvinia molesta</i>			H			H	H	A

(Kí hiệu: H – siêu tích lũy; A – tích lũy; T – chống chịu; As – Asen; Cd – Cadimi; Cr – Crom; Cu – Đồng; Ni – Niken; Pb – Chì; Zn – Kẽm)

(Nguồn: Klopper, 2011)

3.3. Các hướng tiếp cận trong việc sử dụng một số loài dương xỉ để xử lý ô nhiễm kim loại nặng

Phytoremediation đã được chứng minh là một kỹ thuật đầy hứa hẹn để cải tạo đất ô nhiễm kim loại nặng và cho thấy nhiều ưu điểm so với các kỹ thuật hóa lý khác. Hàng trăm loài thực vật siêu tích tụ đã được xác định cho đến nay. Tuy nhiên, quá trình xử lý bằng thực vật hyperaccumulator tự nhiên này vẫn còn một số hạn chế, vì đây là một quá trình tốn nhiều thời gian để làm sạch đất bị ô nhiễm kim loại nặng, đặc biệt là ở những vị trí ô nhiễm trung bình và cao. Điều này một phần có thể là do tốc độ tăng trưởng chậm và tạo ra sinh khối thấp của những chất tăng sinh này. Do đó, cải thiện năng suất của thực vật là một bước quan trọng để phát triển phương pháp xử lý bằng thực vật cho hiệu quả cao. Hiện nay, phương pháp kỹ thuật di truyền là một công cụ mạnh mẽ để biến đổi thực vật với các đặc điểm mong muốn như tăng trưởng nhanh, sản xuất sinh khối cao, khả năng chống chịu và tích lũy kim loại nặng cao, đồng thời thích nghi tốt với các điều kiện khí hậu và địa chất khác nhau. Do đó, hiểu biết tốt về cơ chế hấp thụ kim loại nặng, biến đổi và khử độc trong thực vật, cũng như xác định đặc điểm của các phân tử và con đường tín hiệu khác nhau, sẽ có ý nghĩa rất quan trọng đối với việc tạo ra các loài thực vật lý tưởng để xử lý ô nhiễm thông qua kỹ thuật di truyền. Các gen liên quan đến việc hấp thụ,

chuyển đổi và chống chịu kim loại nặng có thể được điều khiển để cải thiện khả năng tích tụ hoặc chống chịu kim loại nặng ở thực vật. Ngoài ra, các tác nhân chelate và vi sinh vật có thể được sử dụng để tăng khả năng tích tụ kim loại nặng trong thực vật, hoặc cải thiện môi trường đất và thúc đẩy hơn nữa sự phát triển của thực vật. Trên thực tế, phương pháp tiếp cận đơn lẻ không khả thi cũng như không đủ để làm sạch hiệu quả đất ô nhiễm kim loại nặng. Sự kết hợp của các phương pháp tiếp cận khác nhau, bao gồm kỹ thuật di truyền, phương pháp tiếp cận hỗ trợ sử dụng vi khuẩn và hỗ trợ chelate, là điều cần thiết để xử lý bằng công nghệ phytoremediation toàn diện và hiệu quả cao trong tương lai (Yan và nnk., 2020).

Kỹ thuật di truyền đã được chứng minh là một kỹ thuật đầy hứa hẹn để cải thiện khả năng xử lý kim loại nặng của thực vật đối với ô nhiễm kim loại nặng. Để biến đổi gen thực vật, một nguồn gen ngoại lai từ một loài thực vật khác hoặc thậm chí vi khuẩn hoặc động vật, được chuyển và đưa vào bộ gen của cây mục tiêu. Sau khi tái tổ hợp DNA, gen ngoại lai được di truyền và tạo ra các tính trạng cụ thể cho cây trồng. So với phương pháp chọn tạo giống truyền thống, kỹ thuật di truyền có những ưu điểm trong việc biến đổi cây trồng với các đặc điểm mong muốn để xử lý thực vật trong thời gian ngắn hơn nhiều. Hơn nữa, kỹ thuật di truyền thậm chí có thể chuyển các gen mong muốn từ hyperaccumulator sang các loài thực vật không tương thích về giới

tính, điều không thể đạt được thông qua các phương pháp nhân giống truyền thống như lai tạp (Berken và nnk., 2002; Marques và nnk., 2009). Do đó, sử dụng kỹ thuật di truyền để phát triển cây chuyên gen với các tính trạng mong muốn đã cho thấy triển vọng hấp dẫn trong lĩnh vực xử lý thực vật. Về mặt kỹ thuật, việc biến đổi các loài sinh trưởng nhanh, sinh khối cao để có khả năng chống chịu cao và khả năng tích lũy kim loại nặng cao được áp dụng nhiều hơn so với các loài siêu tích tụ kỹ thuật để có được sản lượng sinh khối cao. Do đó, trong hầu hết các ứng dụng, các cây sinh trưởng nhanh, sinh khối cao được thiết kế để tăng cường khả năng chống chịu với kim loại nặng hoặc để tăng khả năng tích tụ kim loại nặng, đây là những đặc tính chính của chất siêu tích tụ. Vì vậy, việc chọn gen để làm kỹ thuật di truyền cần dựa trên những kiến thức về cơ chế chống chịu và tích lũy kim loại nặng ở thực vật.

Khả năng chống chịu là tăng cường hoạt động chống oxy hóa (Kozminska và nnk., 2018), có thể tạo ra bằng cách biểu hiện của các gen liên quan đến bộ máy chống oxy hóa. Để tăng sự tích lũy kim loại nặng thông qua kỹ thuật di truyền, chiến lược phổ biến là chuyển các gen có liên quan đến việc hấp thụ, chuyển vị và hấp thụ kim loại nặng (Mani & Kumar, 2014; Das và nnk., 2016). Do đó, các gen mã hóa chất vận chuyển kim loại nặng có thể được chuyển và biểu hiện ở các thực vật mục tiêu để cải thiện sự tích lũy kim loại nặng. Các gen này mã hóa các chất vận chuyển ion kim loại nặng. Vì các chất chelate hoạt động như các phân tử liên kết kim loại để thúc đẩy sự hấp thụ kim loại nặng và chuyển vị từ rễ sang chồi, cũng như làm trung gian cho sự cô lập nội bào của các ion kim loại nặng trong các bào quan, đó là một chiến lược đầy hứa hẹn để tăng sự tích tụ kim loại nặng bằng cách thúc đẩy tạo ra các chất chelate thông qua kỹ thuật di truyền. Bằng cách biểu hiện của các gen mã hóa chelate tự nhiên, có thể cải thiện sự hấp thụ và chuyển vị kim loại nặng (Duan và nnk., 2005; Singh và nnk., 2006; Su và nnk., 2008; Wu và nnk., 2010; Sridhar và nnk., 2011; Wang và nnk.,

2011; Danh và nnk., 2014; Shen và nnk., 2014; Yan và nnk., 2020).

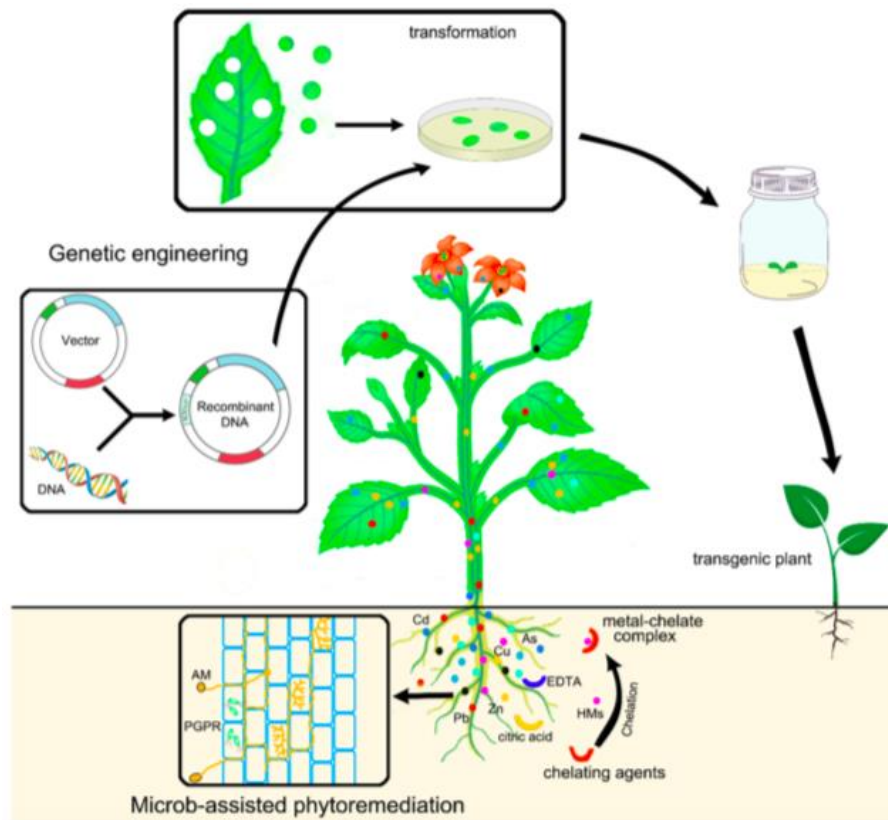
Mặc dù phương pháp tiếp cận kỹ thuật di truyền đã cho thấy những triển vọng trong việc cải thiện năng suất thực vật trong việc xử lý kim loại nặng bằng thực vật, nhưng vẫn còn một số trở ngại vẫn còn tồn tại. Do cơ chế giải độc và tích tụ kim loại nặng rất phức tạp và liên quan đến một số gen, nên việc điều khiển di truyền nhiều gen để cải thiện các tính trạng mong muốn thường tốn nhiều thời gian, công sức và thường không thành công. Một vấn đề khác là thực vật biến đổi gen rất khó được chấp thuận để thử nghiệm thực địa ở một số khu vực trên thế giới do rủi ro về an toàn thực phẩm và hệ sinh thái. Do đó, cần có các phương pháp tiếp cận thay thế để cải thiện năng suất thực vật trong quá trình phytoextraction một khi kỹ thuật di truyền là không thể thực hiện được (Yan và nnk., 2020).

Sử dụng các vi sinh vật gắn liền với thực vật (vi sinh vật thân rễ) là một cách tiếp cận khác để cải thiện năng suất thực vật để xử lý kim loại nặng. Cộng đồng vi sinh vật của tầng sinh quyển có thể trực tiếp kích thích sự phát triển của rễ và do đó, thúc đẩy sự phát triển của cây trồng, tăng khả năng chống chịu kim loại nặng và sức khỏe của cây trồng (Gupta và nnk., 2013; Fasani và nnk., 2018). Các nghiên cứu đã chứng minh rằng vi khuẩn rhizobacteria kích thích tăng trưởng thực vật (PGPR) có tiềm năng lớn để cải thiện hiệu quả xử lý thực vật. PGPR có thể thúc đẩy sự phát triển khỏe mạnh của thực vật, bảo vệ thực vật chống lại mầm bệnh, tăng khả năng chống chịu của thực vật đối với kim loại nặng, cải thiện khả năng hấp thụ dinh dưỡng của cây trồng cũng như hấp thụ kim loại nặng và chuyển vị. Điều này đạt được bằng cách sản xuất các hợp chất khác nhau, chẳng hạn như axit hữu cơ, tế bào phụ, kháng sinh, enzym và phytohormone (Ma và nnk., 2011).

Để phát triển các loài thực vật có khả năng xử lý ô nhiễm môi trường, việc nắm được các kiến thức cơ sở về các quá trình di truyền và sinh hóa liên quan đến sự hấp thụ,

vận chuyển và tích lũy kim loại là điều quan trọng và cần thiết. Các nghiên cứu di truyền học truyền thống và sinh lý thực vật đã được bổ sung hoàn thiện bằng các nghiên cứu sinh học phân tử, đặc biệt là phân tích sự phiên mã. Mỗi kim loại trong một loài dương xỉ đều có một cơ chế phân tử cụ thể cho quá trình hấp thu, vận chuyển, tích lũy và phân lập riêng. Việc xác định gen và protein liên quan đến sự hấp thu kim loại của các loài dương xỉ được coi là một thành tựu lớn. Các loài dương xỉ siêu tích lũy (hyperaccumulators) là một nguồn gen tốt cho việc xử lý ô nhiễm môi trường bằng thực vật, đặc biệt là môi trường đất và nước. Việc kiểm soát sự điều hòa và sử dụng các promoter đặc hiệu cho mô cho thấy triển vọng trong việc phát triển các thực vật có khả năng loại bỏ các tác nhân gây ô nhiễm và hạt nhân phóng xạ. Hyperaccumulators có chức năng lưu trữ kim loại

hoặc vận chuyển kim loại bên trong thực vật. Sự phát triển thực vật chuyển gen để tạo ra một cách chọn lọc các kim loại vào trong vùng rễ của thực vật để có thể hòa tan các nguyên tố kim loại nhằm xử lý môi trường bị ô nhiễm. Việc tìm các phân tử đơn giản với khả năng tách kim loại một cách chọn lọc, mà thực vật có thể tiết ra xung quanh vùng rễ và các kỹ thuật sinh học phân tử thực vật tìm ra các loại protein có khả năng vận chuyển và thải sắt sẽ là một lĩnh vực nghiên cứu mới có triển vọng trong tương lai. Các tế bào mục tiêu, đặc biệt là không bào có ý nghĩa quan trọng do các kim loại nặng có thể được giữ trong không bào và không làm ảnh hưởng đến các chức năng của tế bào. Kỹ thuật di truyền phân tử nghiên cứu về sự vận chuyển kim loại nặng tới không bào, đặc biệt là các tế bào chuyên hoá là cách tiếp cận thứ hai cho phytoremediation.



(Nguồn: Yan và nnk., 2020)

Hình 2. Sơ đồ minh họa các chiến lược được sử dụng để cải thiện quá trình xử lý ô nhiễm bằng thực vật

Một cách tiếp cận khác là tạo ra các bề chứa kim loại nhân tạo trong các mô thực vật bằng cách tăng cường các vị trí gắn kim loại. Việc phát triển thực vật chuyển gen là một bước tiến lớn đã được thực hiện để chuyển các gen mục tiêu từ loài thực vật này sang loài thực vật khác. Sinh khối của các loài siêu tích lũy đã biết có thể được thay đổi bằng cách đưa vào các gen ảnh hưởng đến quá trình tổng hợp phytohormone dẫn đến tăng sinh khối. Các đường hướng sinh tổng hợp cho hầu hết các hormone thực vật đã được làm sáng tỏ và các gen mã hóa các enzyme chủ chốt đã được phân lập (Sarita và nnk., 2013). Sơ đồ minh họa các chiến lược được sử dụng để cải thiện quá trình xử lý ô nhiễm bằng thực vật được thể hiện ở Hình 2.

4. KẾT LUẬN

Phytoremediation là một công nghệ khá mới và phụ thuộc rất nhiều vào các yếu tố thực vật và môi trường (đất và nước), như sự phù hợp của môi trường đất và nước đối với sự phát triển của thực vật, độ sâu ô nhiễm, độ sâu của hệ thống rễ thực vật, mức độ ô nhiễm và mức độ khẩn cấp trong việc làm sạch. Ngoài ra, cần có sự hiểu biết đầy đủ về sinh lý, hóa sinh, hấp thụ... của các thực vật được sử dụng. Mặc dù phytoremediation hay hyperaccumulators là một công nghệ xử lý ô nhiễm kim loại nặng đầy hứa hẹn, nhưng công nghệ này đang ở giai đoạn phát triển ban đầu và vẫn tồn tại một số nhược điểm như cần thời gian xử lý dài.

Dương xỉ là những loài thực vật bậc thấp có khả năng tích lũy các kim loại nặng như As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn trong lá, thân và chồi của chúng. Những loài thực vật này đưa ra tiềm năng lớn cho việc xử lý ô nhiễm các kim loại nặng, đặc biệt là 2 loài dương xỉ *Pityrogramma calomelanos* và *Pteris vittata* có khả năng siêu tích lũy As. Việc phát triển các siêu tích lũy kim loại nặng phải được tối ưu hóa để cung cấp một giải pháp thay thế

hiệu quả cho các công nghệ khắc phục dựa trên kỹ thuật thông thường.

Trong những năm gần đây, khoa học đã có những bước tiến lớn trong việc tìm hiểu các cơ chế sinh lý của sự hấp thụ và vận chuyển As trong các thực vật này. Tuy nhiên, có rất ít thông tin về cơ sở phân tử và vi sinh vật hỗ trợ phytoremediation của dương xỉ. Do đó, các nghiên cứu trong tương lai nên tập trung vào các công nghệ di truyền phân tử nhằm tạo ra các loài dương xỉ chuyển gen và vi sinh vật trên rễ dương xỉ hỗ trợ khả năng kháng và tích lũy không chỉ As mà còn các kim loại nặng khác.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Berken, A., Mulholland, M. M., Leduc, D. L., and Terry, N. (2002). Genetic engineering of plants to enhance selenium phytoremediation. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 21, 567–582.
- Bùi Thị Kim Anh. (2011). *Nghiên cứu sử dụng thực vật (dương xỉ) để xử lý ô nhiễm Asen trong đất vùng khai thác khoáng sản*. Luận án Tiến sĩ ngành Môi trường đất và nước. Mã số: 62 85 02 05. Trường Đại học Quốc gia Hà Nội.
- Caille, N., Zhao, F. J., and McGrath, S. P. (2005). Comparison of root absorption, translocation and tolerance of arsenic in the hyperaccumulator *Pteris vittata* and the non hyperaccumulator *Pteris tremula*. *New Phytologist*, 165, 755-761.
- Chen, Y., Fu, J. W., Han, Y. H., Rathinasabapathi, B., and Ma, L. Q. (2016). High As exposure induced substantial arsenite efflux in As-hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Chemosphere*, 144, 2189-2194.
- Danh, L. T., Truong, P., Mammucari, R., and Foster, N. (2014). A critical review of the arsenic uptake mechanisms and phytoremediation potential of *Pteris vittata*. *International Journal of Phytorem*, 16, 429-453.

- Das, N., Bhattacharya, S., and Maiti, M. K. (2016). Enhanced cadmium accumulation and tolerance in transgenic tobacco overexpressing rice metal tolerance protein gene OsMTP1 is promising for phytoremediation. *Plant Physiology and Biochemistry*, *105*, 297–309.
- Duan, G. L., Zhu, Y. G., Tong, Y. P., Cai, C., and Kneer, R. (2005). Characterization of arsenate reductase in the extract of roots and fronds of Chinese brake fern, an arsenic hyperaccumulator. *Plant Physiology*, *138*, 461–469.
- Fasani, E., Manara, A., Martini, F., Furini, A., and DalCorso, G. (2018). The potential of genetic engineering of plants for the remediation of soils contaminated with heavy metals. *Plant Cell & Environment*, *41*, 1201–1232.
- Fayiga, A. O., and Saha, K. U. (2016). Arsenic hyperaccumulating fern: implications for remediation of arsenic contaminated soils. *Geoderma*, *284*, 132–143.
- Gerhardt, K. E., Gerwing, P. D., and Greenberg, B. M. (2017). Opinion: taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. *Plant Science*, *256*, 170–185.
- Ghori Z., Iftikhar H., Bhatti M. F., Minullah N., Sharma I., Kazi A. G., Ahmad P. (2016). Phytoextraction: The use of plants to remove heavy metals from soil. *Plant Metal Interaction*, 385–409.
- Gonzaga M. I. S., Santos J. A. G., Ma L. Q. (2006). Arsenic phytoextraction and hyperaccumulation via fern species. *Scientific Agriculture (Piracicaba, Braz.)*, *63*(1), 90–101.
- Gupta, D. K., Vandenhove, H., and Inouhe, M. (2013). Role of phytochelatins in heavy metal stress and detoxification mechanisms in plants. In D. K. Gupta, F. J. Corpas, and J. M. Palma (Eds.), *Heavy Metal Stress in Plants*, (pp. 73–94), Berlin: Springer.
- Jacob J. M., Karthik C., Saratale R. G., Kumar S. S., Prabakar D., Kadirvelu K. (2018). Biological approaches to tackle heavy metal pollution: a survey of literature. *Journal of Environmental Management*, *217*, 56–70.
- Kalve S., Sarangi B. K., Pandey R. A., and Chakrabarti T. (2011). Arsenic and chromium hyperaccumulation by an ecotype of *Pteris vittata*—prospective for phytoextraction from contaminated water and soil. *Current Science India*, *100*, 888–894.
- Klopper R. R. (2011). The use of ferns in phytoremediation. *Pteridoforum*, *96*, 1–5.
- Kozminska, A., Wiszniewska, A., Hanus-Fajerska, E., and Muszynska, E. (2018). Recent strategies of increasing metal tolerance and phytoremediation potential using genetic transformation of plants. *Plant Biotechnololy Report*, *12*, 1–14.
- Lombi, E., Zhao, F. J., Fuhrmann, M., Ma, L. Q., and McGrath, S. P. (2002). Arsenic distribution and speciation in the fronds of the hyperaccumulator *Pteris vittata*. *New Phytologist*, *156*, 195–203.
- Mani, D., and Kumar, C. (2014). Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: an overview with special reference to phytoremediation. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *11*, 843–872.
- Marques, A. P., Rangel, A. O., and Castro, P. M. (2009). Remediation of heavy metal contaminated soils: phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. *Critical Reviews in*

- Environmental Science and Technology*, 39, 622–654.
- Narain, K. (2013). *Phytoremediation: An Overview*. New Delhi: Shree Publishers and Distributors.
- Rehman M. Z. U., Rizwan M., Ali S., Ok Y. S., Ishaque W. (2017). Remediation of heavy metal contaminated soils by using *Solanum nigrum*: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 143, 236–248.
- Sarita, T. (2013). Metal Hyperaccumulating Ferns: Progress and Future Prospects. In: *Recent Advances Towards Improved Phytoremediation of Heavy Metal Pollution*, (pp. 68-88). Sharjah, United Arab Emirates: Bentham Science Publisher.
- Sarita, T. (2017). Phytoremediation of Heavy Metals in Vicinity of Industrially Polluted Sites Through Ferns: An Overview. In: *Biostimulation Remediation Technologies for Groundwater Contaminants*. Pennsylvania, USA: IGI Global publisher.
- Sharma C. L. and Irudayaraj V. (2010). Studies on heavy metal (Arsenic) tolerance in mangrove fern *Acrostichum Aureum* L. (*Pteridaceae*). *Journal of Basic and Applied Biology*, 4(3)143-152.
- Shen, H., He, Z., Yan, H., Xing, Z., Chen, Y., Xu, W., et al. (2014). The fronds tonoplast quantitative proteomic analysis in arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. *Journal of Proteomics*, 105, 46-57.
- Singh, N., Ma, L. Q., Srivastava, M., and Rathinasabapathi, B. (2006). Metabolic adaptations to arsenic-induced oxidative stress in *Pteris vittata* L. and *Pteris ensiformis* L. *Plant Science*, 170, 274-282.
- Sridhar, B. B. M., Han, F. X., Diehl, S. V., Monts, D. L., and Su, Y. (2011), “Effect of phytoaccumulation of arsenic and chromium on structural and ultrastructural changes of brake fern (*Pteris vittata*). *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 23, 285-293.
- Srivastava M., Ma L. Q., and Santos J. A. G. (2006). Three new arsenic hyperaccumulating ferns. *Science of the Total Environment*, 364, 24–31.
- Su, Y. H., McGrath, S. P., Zhu, Y. G., and Zhao, F. J. (2008). Highly efficient xylem transport of arsenite in the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata*. *New Phytologist*, 180, 434-441.
- Wang, X., Ma, L. Q., Rathinasabapathi, B., Cai, Y., Liu, Y. G., and Zeng, G. M. (2011). Mechanisms of efficient arsenite uptake by arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata*. *Environmental Science Technology*, 45, 9719-9725.
- Xie Q. E., Yan X. L., Liao X. Y., and Li X. (2009). The arsenic hyperaccumulator fern *Pteris vittata* L. *Environmental Science & Technology*, 43, 8488-8495. DOI: 10.1021/es9014647.
- Yan A., Wang Y., Tan S. N., Yusof M. L. M., Ghosh S., and Chen Z. (2020). Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. *Frontiers in Plant Science*, 11, 359. DOI: 10.3389/fpls.2020.00359.
- Zahra Souri Z., Naser Karimi N. and Luisa M. Sandalio L. M. (2017). Arsenic Hyperaccumulation Strategies: An Overview. *Frontiers in Cell and Developmental Biology*, 5, 67. DOI: 10.3389/fcell.2017.00067.