

TỔNG QUAN CÁC NHÂN TỐ ẢNH HƯỞNG ĐẾN TÁI SINH TỰ NHIÊN CỦA RỪNG NHIỆT ĐỚI

Nguyễn Thị Thu Nhạn

Trường Đại học Tài nguyên và Môi trường Hà Nội

Tóm tắt

Tái sinh tự nhiên là một thành phần rất quan trọng của động thái rừng và sự phát triển bền vững của hệ sinh thái rừng nhiệt đới. Do đó, hiểu được các nhân tố ảnh hưởng đến tái sinh rừng là rất quan trọng quyết định đến sự thành công hay thất bại của công tác phục hồi rừng. Mục tiêu chính của bài báo này là đánh giá tổng quan từ các tài liệu nghiên cứu trên thế giới về các nhân tố ảnh hưởng đến tái sinh tự nhiên trong rừng nhiệt đới. Kết quả cho thấy rằng, các nhân tố ảnh hưởng đến tái sinh tự nhiên của các loài cây rừng nhiệt đới có thể bao gồm sự cạnh tranh từ thảm thực vật không mong muốn, động vật ăn hạt và ăn cây con, thiếu nguồn hạt giống do khả năng phát tán hạt giống bị hạn chế, tỷ lệ nảy mầm của hạt giống là thấp,... Thông tin trong bài báo có thể cung cấp cho các nhà quản lý, các nhà khoa học, nhà lâm nghiệp một bức tranh toàn diện về các nhân tố ảnh hưởng đến tái sinh rừng, làm cơ sở xây dựng các biện pháp kỹ thuật lâm sinh nhằm xúc tiến quá trình phục hồi của hệ sinh thái rừng.

Từ khóa: Tái sinh tự nhiên; Rừng nhiệt đới.

Abstract

Overview of factors affecting the natural regeneration of tropical rainforests

Natural regeneration is a very important component of forest dynamics and the sustainable development of tropical forest ecosystems. Therefore, understanding the factors that affect forest regeneration is very important in determining the success or failure of forest restoration. The main objective of this paper is to provide an overview of research documents around the world on factors affecting natural regeneration in tropical forests. The results suggest that factors affecting the natural regeneration of tropical forest tree species may include competition from unwanted vegetation, seed and seedling predators and lack of seed sources due to limited seed dispersal ability, low seed germination rate,... The information provided in this paper can provide managers, scientists and foresters with a comprehensive picture of the factors affecting forest regeneration, as a foundation for developing silvicultural technical measures to promote the process of the forest ecosystem restoration.

Keywords: Forest regeneration, tropical forest.

1. Đặt vấn đề

Rừng nhiệt đới là những hệ sinh thái có tính đa dạng cao nhất hành tinh (Montagnini and Jordan, 2005), nằm trong phạm vi 23,5° Bắc hoặc Nam của đường xích đạo ở Châu Á, Châu

Đại Dương, Châu Phi, Trung và Nam Mỹ. Chúng tồn tại ở những khu vực có nhiệt độ tương đối ẩm và ổn định, từ mực nước biển lên đến độ cao 3.000 m. Tuy nhiên, hệ sinh thái rừng đang bị suy thoái và mất đi một cách nhanh chóng (Parrotta

et al., 1997), nguyên nhân chủ yếu do các hoạt động chuyển đổi sang nông nghiệp, sự du canh du cư (Kobayashi, 2001) và khai thác gỗ không hợp lý (Montagnini and Jordan, 2005). Theo Tổ chức Nông lương Liên hợp quốc (FAO) cho hay tốc độ mất rừng đã chững lại gần 30 % trong giai đoạn từ năm 2010 - 2018. Tuy nhiên, diện tích rừng mưa nhiệt đới trên trái đất vẫn đang ở nguy cơ đáng báo động. Cụ thể, theo nghiên cứu hàng năm của Tổ chức Giám sát Rừng toàn cầu, Viện Tài nguyên thế giới (WRI) và Đại học Maryland (Mỹ), ước tính khoảng 11,1 triệu ha rừng nhiệt đới đã bị phá hủy vào năm 2021, trong đó có 3,75 triệu ha là rừng nguyên sinh.

Trong những năm gần đây, nhiều nỗ lực đã được thực hiện để phục hồi hệ sinh thái rừng nhiệt đới, nâng cao năng suất và chất lượng của các loài cây gỗ có giá trị cao. Trồng rừng đã được gọi ý như là một trong những chiến lược ưu tiên. Mặc dù rừng trồng rất khó có thể phục hồi được sự đa dạng về tổ thành cây, đa dạng sinh học và cấu trúc rừng như rừng tự nhiên, tuy nhiên nó đóng một vai trò quan trọng trong việc giảm áp lực khai thác gỗ lên rừng tự nhiên thông qua việc cung cấp nguồn gỗ có giá trị cao cho thị trường (Phan, 2008). Phần lớn rừng trồng trên toàn thế giới được xây dựng theo phương thức độc canh, sử dụng các loài cây nhập nội sinh trưởng nhanh với chu kỳ kinh doanh ngắn như Keo, Bạch đàn và Thông,... (Lamb et al., 2005a). Điều này dẫn đến nhiều vấn đề như sâu bệnh hại, cây sinh trưởng chậm do thoái hoá nguồn giống,... Do đó, việc xác định các biện pháp kỹ thuật lâm sinh phù hợp để đẩy nhanh tốc độ phục hồi rừng và nâng cao

sự sản xuất gỗ của rừng nhiệt đới là hết sức cần thiết. Trong khi, phần lớn loài cây gỗ rừng nhiệt đới thường khó để xây dựng thành công theo phương thức trồng rừng thuần loài vì chúng thường yêu cầu mức độ che sáng ở giai đoạn sinh trưởng đầu tiên trước khi chúng có thể sinh trưởng và phát triển trong môi trường ánh sáng hoàn toàn. Bên cạnh đó, việc trồng rừng với quy mô lớn thường đòi hỏi sự đầu tư vốn cao, trong khi đó sự thành công phụ thuộc vào nhiều yếu tố. Do đó, phục hồi rừng thông qua tái sinh tự nhiên có thể được xem như là một trong những cách tiếp cận tiềm năng.

Tái sinh tự nhiên là quá trình sinh học đặc thù của hệ sinh thái rừng, biểu hiện ở sự xuất hiện một thế hệ cây con của những loài thực vật dưới tán rừng. Tái sinh rừng là quá trình phục hồi thành phần cơ bản của hệ sinh thái rừng, chủ yếu là tầng cây gỗ (Phùng Ngọc Lan, 1986). Trong quá trình tái sinh tự nhiên, không phải tất cả các loài cây tái sinh (cây mạ) có thể tồn tại, sinh trưởng và phát triển để tham gia vào tổ thành tầng cây gỗ chính của hệ sinh thái rừng, bởi vì sự sinh trưởng và phát triển của cây tái sinh bị ảnh hưởng bởi nhiều nhân tố, như điều kiện ánh sáng, thảm thực vật cạnh tranh, động vật ăn cây con,...(Đỗ Hữu Huy và các cộng sự, 2020).

Do đó, hiểu biết được những nhân tố ảnh hưởng đến quá trình tái sinh tự nhiên trong rừng nhiệt đới là rất quan trọng làm cơ sở cho việc xây dựng các biện pháp kỹ thuật lâm sinh để đẩy nhanh quá trình phục hồi của hệ sinh thái rừng nhiệt đới, đặc biệt hệ sinh thái rừng bị suy thoái (Khaine et al., 2018).

2. Tổng quan tài liệu và thảo luận

2.1. Ảnh hưởng của thiếu nguồn hạt giống

Các nghiên cứu đã chỉ ra rằng, tái sinh tự nhiên trong rừng nhiệt đới có thể bị hạn chế do thiếu nguồn hạt giống như là kết quả của việc phát tán hạt giống kém của một số loài cây rừng nhiệt đới (Holl, 1999; Graham et al., 2017). Các loài động vật hoang dã như chim và dơi thường là các nhân tố phát tán hạt giống quan trọng trong rừng tự nhiên (Howe and Smallwood, 1982; Guevara et al., 1986; Nepstad et al., 1996; Wunderle, 1997; Corlett, 1998; Martínez and García, 2017; Moonil et al., 2022). Phần lớn hạt giống của các loài cây rừng nhiệt đới đều được phát tán nhờ động vật bao gồm cả động vật có xương sống và động vật không có xương sống (Howe and Smallwood, 1982; Vander Wall et al., 2004; Wandrag et al., 2017). Tuy nhiên, sự thành công của quá trình phát tán hạt phụ thuộc và kích thước hạt giống (Wunderle, 1997; Cramer et al., 2007). Hạt giống có kích thước lớn thường có khả năng phát tán thấp hơn hạt giống có kích thước nhỏ (Wunderle, 1997; Kitamura et al., 2002; Corlett, 2017), điều này bởi vì chim và các động vật có vú thường thích ăn trái cây có hạt giống nhỏ hơn (Howe and Vande Kerckhove, 1981). Ví dụ, Khi không có khả năng mang hạt giống lớn qua đồng cỏ và điều này có thể dẫn đến sự vắng mặt của những loài cây hạt giống lớn trong các mảnh rừng bị cô lập (Janzen, 1988). Thậm chí, ngay cả khi các hạt cỡ lớn (Janzen, 1988) và cỡ trung bình (Osunkoya, 1994) được phát tán đến các địa điểm mới, chúng vẫn dễ dàng bị các loài ăn hạt tìm thấy và ăn hạt.

Động vật ăn quả là loài phát tán hạt quan trọng cho nhiều loài cây ở rừng mưa nhiệt đới (Kitamura et al., 2002). Ví dụ, ở Úc, khoảng 80 - 90 % các loài thực vật trong hệ sinh thái rừng được phân tán bởi các loài ăn quả là gia cầm (Keenan et al., 1997). Tuy nhiên, nạn săn bắn và mất môi trường sống đã gây ra sự sụt giảm đáng kể quần thể các loài ăn quả trên khắp vùng nhiệt đới và điều này làm giảm khả năng hạt lớn sẽ được phân tán (Wright et al., 2007). Ngay cả khi hạt được phát tán đến các địa điểm mới, sự nảy mầm và tăng trưởng của chúng có thể bị đe dọa bởi mật độ cao của kiến cắt lá và loài gặm nhấm nhỏ thu hoạch hạt và bởi sự cạnh tranh với các cây thân thảo (Nepstad et al., 1990).

2.2. Ảnh hưởng của việc thiếu cây còn sót lại sau khai thác hoặc ở khu vực đất trống

Các cây còn sót lại sau khai thác trắng hoặc trên những khu vực đất trống là một nguồn rất hữu ích để làm phong phú thêm nguồn hạt giống của các loài cây rừng ở trong đất (Holl, 1998; Holl et al., 2000; Duncan and Chapman, 2003). Chúng đóng một vai trò quan trọng trong việc tăng cường phát tán hạt giống của các loài cây rừng thông qua việc thu hút các tác nhân phát tán hạt giống (như: Chim, dơi và động vật có vú ăn hạt), cải thiện điều kiện tiểu khí hậu và cải thiện dinh dưỡng đất (Guevara and Laborde, 1993; Rhoades et al., 1998; Otero-Arnaiz et al., 1999; Toh et al., 1999; Huang et al., 2017). McClanahan và Wolfe (1993) đã phát hiện ra rằng hạt giống của các loài rừng nhiệt đới ở những nơi có cây còn sót lại (hoặc sào cây nhân tạo) có sự đa dạng về chi cao hơn và phong phú hơn (gấp 150 lần) so với hạt giống được tìm

thấy ở các địa điểm không có sào. Ngoài ra, số lượng chim xuất hiện và số lượng hạt giống rơi xuống bên dưới những cây còn sót lại là được báo cáo cao hơn so với những khu vực đất trống lân cận (Holl et al., 2000; Duncan and Chapman, 2002; Lamb and Gilmour, 2003). Bên cạnh đó, sự phát tán hạt của các loài cây rừng vào các điểm suy thoái thường bắt nguồn từ các loài phát tán nhờ gió hoặc từ các cây còn sót lại sau quá trình khai thác trắng (Guevara et al., 1986; Holl, 1999).

2.3. Tỷ lệ nảy mầm thấp của hạt giống có sẵn

Tỷ lệ nảy mầm thấp của hạt giống các loài cây rừng được phát tán cũng được xem như là một trong những nhân tố ảnh hưởng đến tái sinh tự nhiên trong rừng nhiệt đới và những khu vực rừng bị suy thoái. Tỷ lệ nảy mầm của hạt phụ thuộc chủ yếu vào điều kiện lập địa và đặc điểm sinh thái của mỗi loài cây. Ví dụ, nhiều nghiên cứu chỉ ra rằng tỷ lệ nảy mầm của hạt bị giảm rất nhanh do lượng mưa không thích hợp, sự nghèo dinh dưỡng đất, sự cạnh tranh từ thảm thực bì không mong muốn và điều kiện tiểu khí hậu không thích hợp (Aide and Cavelier, 1994; Hardwick et al., 1997; Holl, 1999; Holl et al., 2000). Hay khi nghiên cứu về ảnh hưởng của điều kiện ánh sáng tới khả năng nảy mầm của hạt giống cây rừng, McLaren and McDonald, (2003) phát hiện rằng tỷ lệ nảy mầm của hạt giống cây rừng trong những ô tiêu chuẩn với cường độ ánh sáng cao (86 % ánh sáng) là chỉ bằng một nửa trong những ô tiêu chuẩn được che bóng một phần (37 % ánh sáng) hoặc trong những ô tiêu chuẩn nhiều bóng râm (6 % ánh sáng). Do đó, việc nuôi dưỡng cây con trong vườn ươm trước khi mang

chúng đi trồng trên hiện trường có thể được xem là một trong những giải pháp thích hợp để cải thiện tỷ lệ sống của các loài cây và đẩy nhanh quá trình phục hồi hệ sinh thái rừng (Hardwick et al., 1997).

2.4. Ảnh hưởng của động vật ăn hạt và ăn cây con

Sự tái sinh của các loài cây trong rừng nhiệt đới có thể bị ảnh hưởng bởi các loài động vật có vú nhỏ, bọ cánh cứng và kiến cắt lá (Nepstad et al., 1990; Jones et al., 2003; Rocha-Ortega et al., 2017). Một nghiên cứu được tiến hành tại rừng nhiệt đới của Costa Rica chỉ ra rằng khoảng 2/3 số hạt giống là bị ăn trong thời gian một tháng sau khi chúng được phát tán tới địa điểm mới (Holl and Lulow, 1997). Hay nghiên cứu của Wijdeven and Kuzee (2000) cũng báo cáo rằng 42 % hạt giống của các loài cây rừng mưa là hoàn toàn bị ăn bởi động vật rừng.

Hạt giống của các loài cây hạt nhỏ cũng dễ bị ăn hạt hơn (Jones et al., 2003). Sau khi hạt giống được phát tán, mặc dù phần lớn hạt của các loài cây rừng nhiệt đới có khả năng nảy mầm trong thời gian ngắn, tuy nhiên khả năng tái sinh của chúng vẫn có thể bị giảm do áp lực của động vật ăn cây con (Hau, 1997; Holl et al., 2000; Jones et al., 2003). Ví dụ, một số nghiên cứu phát hiện rằng Hươu gặm cỏ có ảnh hưởng đáng kể đến tái sinh tự nhiên rừng thông qua việc giảm mật độ cây non và dẫn đến sự thay đổi tổ thành thực vật rừng (Beguin et al., 2009; Gill and Morgan, 2010).

2.5. Ảnh hưởng của lịch sử sử dụng đất không thích hợp

Phương thức/phương pháp sử dụng đất có ảnh hưởng đến mô hình tái sinh tự

nhiên trong rừng mưa nhiệt đới (Aide and Cavelier, 1994; Kouba et al., 2015; Rocha et al., 2016). Mật độ và tổ thành hạt giống của các loài cây rừng trong đất phụ thuộc và lịch sử sử dụng đất. Ví dụ, canh tác nông nghiệp theo phương thức đốt nương làm rẫy có thể ảnh hưởng tích cực đến dinh dưỡng đất trong ngắn hạn, tuy nhiên đặc tính lý hoá của đất có thể bị thay đổi đáng kể phụ thuộc vào thời gian bỏ hoang (Ewel et al., 1981). Điều này bởi vì những thay đổi về điều kiện vi khí hậu và chất dinh dưỡng của đất sẽ kích hoạt những thay đổi trong hoạt động sinh học của vi sinh vật đất, giun đất, mối và kiến, do đó nó có thể ảnh hưởng đến sự phát triển của cây con (Janos, 1980). Tác giả Uhl (1987) đã chỉ ra rằng khả năng tái sinh của các loài cây rừng bị suy giảm trên đất nông nghiệp đã sử dụng cho nhiều năm. Nói tóm lại, phương thức canh tác đất không thích hợp sẽ ảnh hưởng đến các biến số môi trường tại lập địa, do đó sẽ ảnh hưởng đến sự tái sinh và sinh trưởng của cây con.

2.6. Ảnh hưởng cạnh tranh từ thảm thực vật xung quanh

Cạnh tranh từ cỏ và thảm thực vật thân thảo khác cũng có thể ảnh hưởng đáng kể đến sự tái sinh và phát triển của cây gỗ rừng nhiệt đới (Nepstad et al., 1990; Aide et al., 1995; Chapman and Chapman, 1999; Barrere et al., 2021). Sự sinh trưởng và phát triển của cây tái sinh có thể bị chèn ép và chậm sinh trưởng gây ra bởi thảm thực vật xung quanh do chúng cạnh tranh với cây tái sinh về ánh sáng, dinh dưỡng và độ ẩm đất (Nepstad et al., 1990; Van Andel and Aronson, 2012; Wang et al., 2022). Những thảm thực vật này cũng có thể là nơi cư trú của các loài ăn hạt giống và cây con (Beguin

et al., 2009). Tuy nhiên, không thể phủ nhận rằng sự duy trì độ tàn che từ thảm thực vật xung quanh cũng có tác dụng tích cực nên tái sinh tự nhiên của một số loài cây gỗ bởi vì tán của thảm thực vật xung quanh có thể đóng vai trò như những cây phù trợ để có thể tạo điều kiện thuận lợi cho việc tái sinh của các loài cây gỗ chịu bóng (Ashton et al., 1997; Pedraza and Williams-Linera, 2003; Ramírez-Bamonde et al., 2005; de Oliveira et al., 2021). Do đó, nếu độ tàn che là thừa thớt, tỷ lệ sống của cây tái sinh sẽ bị ảnh hưởng (McLaren and McDonald, 2003). Hardwick et al., (1997) báo cáo rằng sinh trưởng của cây con của một số loài cây rừng ở tầng dưới tán có thể bị hư hại khi chúng sinh trưởng trong các khoảng trống lớn do cường độ ánh sáng cao. Bên cạnh đó, quá trình loại bỏ thảm thực vật trên mặt đất có thể gây bất lợi cho sự nảy mầm của hạt vì điều này làm cho bề mặt đất nóng hơn và khô hơn (Zimmerman et al., 2000). Thậm chí, sự duy trì của cỏ dại cũng có thể ảnh hưởng tích cực đến tái sinh và sinh trưởng của cây con trong một giai đoạn nào đó do sự duy trì độ ẩm đất và cải thiện điều kiện tiểu khí hậu (Aide and Cavelier, 1994).

2.7. Ảnh hưởng của đất nghèo dinh dưỡng

Hàm lượng chất dinh dưỡng trong đất thấp và các đặc tính vật lý bất lợi của đất (ví dụ: Độ nén chặt hoặc hàm lượng chất hữu cơ thấp) cũng có thể hạn chế sự tái sinh và phát triển của cây con trong rừng nhiệt đới. Janos (1980) phát hiện rằng sự phục hồi của hệ sinh thái rừng có thể bị hạn chế do thiếu nấm cộng sinh rễ (mycorrhizae). Khi tiến hành nghiên cứu trong rừng mưa nhiệt đới Brazil, Siqueira

et al., (1998) phát hiện ra rằng các loài cây tiên phong ưu sáng phụ thuộc vào nấm cộng sinh rễ (mycorrhizae) và phốt phát (Phosphate) cho quá trình sinh trưởng và phát triển ban đầu của chúng. Aide and Cavelier (1994) báo cáo rằng sự sinh trưởng và phát triển của các loài cây rừng trên đất đồng cỏ là chậm hơn sinh trưởng trên đất rừng do khả năng trao đổi ion (cation) thấp hơn, đây là một chỉ số hữu ích về khả năng cung cấp canxi, magiê và kali của đất.

2.8. Ảnh hưởng của cháy rừng

Cháy rừng cũng được xem như là một trong những tác nhân ảnh hưởng đến quá trình tái sinh tự nhiên của các loài cây rừng nhiệt đới (Aide and Cavelier, 1994). Cháy rừng cũng có thể làm thay đổi quỹ đạo của diễn thế rừng theo hướng hỗ trợ sự tái sinh và sinh trưởng, phát triển các loài cây tiên phong ưa sáng (Weber et al., 1995; Lampainen et al., 2004). Nghiên cứu chỉ ra rằng lửa cũng có thể hạn chế sự nảy mầm của hạt ở hầu hết các loài, dẫn đến sự suy giảm đáng kể về mức độ phong phú về loài của rừng tái sinh (Hooper et al., 2005). Ví dụ, sau một ngày đốt nương làm rẫy, mật độ hạt và độ phong phú của hạt trong rừng lần lượt giảm 93 % và 81 % (Kennard et al., 2002). Bên cạnh đó, lửa cũng có thể gây ra cái chết của động vật có vú và chim, phá hủy môi trường sống tự nhiên của chúng, gây bất lợi đến phát tán hạt giống nhờ chim và động vật (Bendell, 1974).

3. Kết luận, kiến nghị

Việc đánh giá tổng quan các nghiên cứu về các nhân tố ảnh hưởng đến tái sinh tự nhiên của các loài cây rừng nhiệt đới đã cung cấp những cơ sở dữ liệu, kho

kiến thức vô cùng có giá trị mà giúp các nhà quản lý lâm nghiệp, nhà hoạch định chính sách, các nhà khoa học sử dụng làm nền tảng cho việc xây dựng các hướng dẫn kỹ thuật lâm sinh để phục hồi hệ sinh thái rừng bị suy thoái. Về mặt tổng thể, kết quả nghiên cứu cho thấy rằng tái sinh tự nhiên rừng phụ thuộc vào nhiều nhân tố như: Nguồn hạt giống, nhân tố phát tán hạt giống, cạnh tranh từ thảm thực vật xung quanh, cháy rừng, đất nghèo dinh dưỡng,...

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Aide, T. M., Cavelier, J., (1994). *Barriers to lowland tropical forest restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia*. Restoration Ecology, 2, 219 - 229.
- [2]. Aide, T. M., Zimmerman, J. K., Herrera, L., Rosario, M. & Serrano, M., (1995). *Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico*. Forest Ecology and Management, 77, 77 - 86.
- [3]. Ashton, P., Gamage, S., Gunatilleke, I. & Gunatilleke, C., (1997). *Restoration of a Sri Lankan rainforest: Using Caribbean pine Pinus caribaea as a nurse for establishing late-successional tree species*. Journal of Applied Ecology, 34, 915 - 925.
- [4]. Beguin, J., Pothier, D., Prévost, M., (2009). *Can the impact of deer browsing on tree regeneration be mitigated by shelterwood cutting and strip clearcutting?*. Forest Ecology and Management, 257, 38 - 45.
- [5]. Bendell, J. F., (1974). *Effects of fire on birds and mammals*. Fire and Ecosystems, 73 - 138.
- [6]. Barrere, J., Petersson, L. K., Boulanger, V., Collet, C., Felton, A. M., Löf, M., & Saïd, S., (2021). *Canopy openness and exclusion of wild ungulates act synergistically to improve oak natural regeneration*. Forest Ecology and Management, 487, 118976.
- [7]. de Oliveira, C. D. C., Durigan, G., & Putz, F. E., (2021). *Thinning temporarily*

stimulates tree regeneration in a restored tropical forest. Ecological Engineering, 171, 106390.

[8]. Corlett, R. T., (1998). *Frugivory and seed dispersal by vertebrates in the Oriental (Indomalayan) Region*. Biological Reviews, 73, 413 - 448.

[9]. Corlett, R. T., (2017). *Frugivory and seed dispersal by vertebrates in tropical and subtropical Asia: An update*. Global Ecology Conservation, 11, 1 - 22.

[10]. Cramer, J. M., Mesquita, R. C. & Williamson, G. B., (2007). *Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees*. Biological Conservation, 137, 415 - 423.

[11]. Duncan, R. S. & Chapman, C. A., (2002). *29 limitations of animal seed dispersal for enhancing forest succession on degraded lands*. In Levey D. J., Silva W. R. & Galetti M. (eds.) *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. New York: CABI Publishing, p. 437.

[12]. Duncan, R. S. & Chapman, C. A., (2003). *Consequences of plantation harvest during tropical forest restoration in Uganda*. Forest Ecology and Management, 173, 235 - 250.

[13]. Ewel, J., Berish, C., Brown, B., Price, N. & Raich, J., (1981). *Slash and burn impacts on a Costa Rican wet forest site*. Ecology, 62, 816 - 829.

[14]. Gill, R. & Morgan, G., (2010). *The effects of varying deer density on natural regeneration in woodlands in lowland Britain*. Forestry, 83, 53 - 63.

[15]. Graham, L. L., Giesen, W. & Page, S. E., (2017). *A common-sense approach to tropical peat swamp forest restoration in Southeast Asia*. Restoration Ecology, 25, 312 - 321.

[16]. Guevara, S. & Laborde, J., (1993). *Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability*. In Fleming

T.H., Estrada A., (eds) *Frugivory and seed dispersal: Ecological and evolutionary aspects*. Advances in vegetation science, vol 15. Dordrecht: Springer.

[17]. Guevara, S., Purata, S. E., & Van der Maarel, E., (1986). *The role of remnant forest trees in tropical secondary succession*. Vegetatio, 66, 77 - 84.

[18]. Hardwick, K., Healey, J., Elliott, S., Garwood, N., & Anusarnsunthorn, V., (1997). *Understanding and assisting natural regeneration processes in degraded seasonal evergreen forests in northern Thailand*. Forest Ecology and Management, 99, 203 - 214.

[19]. Hau, C. H., (1997). *Tree seed predation on degraded hillsides in Hong Kong*. Forest Ecology and Management, 99, 215 - 221.

[20]. Holl, K. D. & Lulow, M. E., (1997). *Effects of species, habitat and distance from edge on post-dispersal seed predation in a tropical rainforest*. Biotropica, 29, 459 - 468.

[21]. Holl, K. D., (1998). *Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture?* Restoration Ecology, 6, 253 - 261.

[22]. Holl, K. D., (1999). *Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: Seed rain, seed germination, microclimate and soil*. Biotropica, 31, 229 - 242.

[23]. Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. & Samuels, I. A., (2000). *Tropical montane forest restoration in Costa Rica: Overcoming barriers to dispersal and establishment*. Restoration Ecology, 8, 339 - 349.

[24]. Hooper, E., Legendre, P. & Condit, R., (2005). *Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama*. Journal of Applied Ecology, 42, 1165 - 1174.

[25]. Howe, H. F. & Smallwood, J., (1982). *Ecology of seed dispersal*. Annual review of Ecology and Systematics, 13, 201 - 228.

[26]. Howe, H. F. & Vande Kerckhove, G. A., (1981). *Removal of wild nutmeg (Virola*

- surinamensis*) crops by birds. *Ecology*, 62, 1093 - 1106.
- [27]. Huang, J. Y., Ding, T. S., (2017). *Remnant trees and surrounding vegetation determine avian frugivore visitation of restored forest sites in Taiwan*. *Forest Ecology and Management*, 394, 20 - 26.
- [28]. Janos, D. P., (1980). *Vesicular-arbuscular mycorrhizae affect lowland tropical rain forest plant growth*. *Ecology*, 61, 151 - 162.
- [29]. Janzen, D. H., (1988). *Management of habitat fragments in a tropical dry forest: growth*. *Annals of the Missouri botanical garden*, 105 - 116.
- [30]. Jones, F. A., Peterson, C. J. & Haines, B. L., (2003). *Seed predation in neotropical pre-montane pastures: Site, distance and species effects I*. *Biotropica*, 35, 219 - 225.
- [31]. Keenan, R. J., Reams, G. A., Achard, F., de Freitas, J. V., Grainger, A., & Lindquist, E., (2015). *Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015*. *Forest Ecology and Management*, 352, 9 - 20.
- [32]. Keenan, R., Lamb, D., Woldring, O., Irvine, T. & Jensen, R., (1997). *Restoration of plant biodiversity beneath tropical tree plantations in Northern Australia*. *Forest Ecology and Management*, 99, 117 - 131.
- [33]. Kennard, D., Gould, K., Putz, F., Fredericksen, T. & Morales, F., (2002). *Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest*. *Forest Ecology and Management*, 162, 197 - 208.
- [34]. Kitamura, S., Yumoto, T., Poonswad, P., Chuailua, P., Plongmai, K., Maruhashi, T. & Noma, N., (2002). *Interactions between fleshy fruits and frugivores in a tropical seasonal forest in Thailand*. *Oecologia*, 133, 559 - 572.
- [35]. Kobayashi, S., (2001). *Rehabilitation of degraded tropical forest ecosystems*. Workshop Proceedings, 2-4 November 1999, Bogor, Indonesia, Cifor.
- [36]. Kouba, Y., Martínez-García, F., De Frutos, Á. & Alados, C. L., (2015). *Effects of previous land-use on plant species composition and diversity in Mediterranean forests*. *PloS one*, 10(9), e0139031.
- [37]. Lamb, D. & Gilmour, D., (2003). *Rehabilitation and restoration of degraded forests*. In Lamb, D. & Gilmour, D. (eds.) *Rehabilitation and restoration of degraded forests*. Gland: IUCN-The World Conservation Union.
- [38]. Lamb, D., Erskine, P. D. & Parrotta, J. A., (2005). *Restoration of degraded tropical forest landscapes*. *Science*, 310, 1628 - 1632.
- [39]. Lampainen, J., Kuuluvainen, T., Wallenius, T. H., Karjalainen, L., Vanha-Majamaa, I. & White, P., (2004). *Long-term forest structure and regeneration after wildfire in Russian Karelia*. *Journal of Vegetation Science*, 15, 245 - 256.
- [40]. Martínez, D. & García, D., (2017). *Role of avian seed dispersers in tree recruitment in woodland pastures*. *Ecosystems*, 20, 616 - 629.
- [41]. McClahahan TR, Wolfe RW, (1993). *Accelerating forest succession in a fragmented landscape: The role of birds and perches*. *Conserv Biol* 7:279 - 288.
- [42]. McLaren, K. & McDonald, M., (2003). *The effects of moisture and shade on seed germination and seedling survival in a tropical dry forest in Jamaica*. *Forest Ecology and Management*, 183, 61 - 75.
- [43]. Montagnini, F. & Jordan, C. F., (2005). *Tropical forest ecology: The basis for conservation and management*. Springer Science & Business Media.
- [44]. Nepstad, D. C., Uhl, C., Pereira, C. A. & Da Silva, J. M. C., (1996). *A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature forest of eastern Amazonia*. *Oikos*, 25 - 39.
- [45]. Nepstad, D., Uhl, C. & Serrao, E. A., (1990). *Surmounting barriers to forest regeneration in abandoned, highly degraded pastures: A case study from Paragominas*,

- Pará, Brazil. In Anderson, A. B. (ed.) Alternatives to deforestation: steps towards sustainable use of the Amazon rain forest. New York: Columbia University Press, p. 215 - 229.
- [46]. Osunkoya, O. O., (1994). *Postdispersal survivorship of North Queensland rainforest seeds and fruits: Effects of forest, habitat and species*. Austral Ecology, 19, 52 - 64.
- [47]. Otero-Arnaiz, A., Castillo, S., Weave, J. & Ibarra-Manríquez, G., (1999). *Isolated pasture trees and the vegetation under their canopies in the chiapas coastal plain, Mexico*. Biotropica, 31, 243 - 254.
- [48]. Parrotta, J. A., Turnbull, J. W., & Jones, N., (1997). *Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands*. Forest Ecology and Management, 99(1 - 2), 1 - 7.
- [49]. Pedraza, R. & Williams-Linera, G., (2003). *Evaluation of native tree species for the rehabilitation of deforested areas in a Mexican cloud forest*. New Forests, 26, 83 - 99.
- [50]. Phan, S., (2008). *Carbon sequestration and soil fertility of tropical tree plantations and secondary forests in Vietnam*. PhD Thesis, The University of Queensland.
- [51]. Ramírez-Bamonde, E., Sánchez-Velásquez, L. & Andrade-Torres, A., (2005). *Seedling survival and growth of three species of mountain cloud forest in Mexico, under different canopy treatments*. New Forests, 30, 95 - 101.
- [52]. Rhoades, C. C., Eckert, G. E. & Coleman, D. C., (1998). *Effect of pasture trees on soil nitrogen and organic matter: Implications for tropical montane forest restoration*. Restoration Ecology, 6, 262 - 270.
- [53]. Rocha, G. P., Vieira, D. L., Simon, M. F., (2016). *Fast natural regeneration in abandoned pastures in southern Amazonia*. Forest Ecology and Management, 370, 93 - 101.
- [54]. Rocha-Ortega, M., Bartimachi, A., Neves, J., Bruna, E. M. & Vasconcelos, H. L., (2017). *Seed removal patterns of pioneer trees in an agricultural landscape*. Plant Ecology, 218, 737 - 748.
- [55]. Siqueira, J. O., Carneiro, M. a. C., Curi, N., Da Silva Rosado, S. C. & Davide, A. C., (1998). *Mycorrhizal colonization and mycotrophic growth of native woody species as related to successional groups in Southeastern Brazil*. Forest Ecology and Management, 107, 241 - 252.
- [56]. Toh, I., Gillespie, M. & Lamb, D., (1999). *The role of isolated trees in facilitating tree seedling recruitment at a degraded sub-tropical rainforest site*. Restoration Ecology, 7, 288-297.
- [57]. Uhl, C., (1987). *Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia*. The Journal of Ecology, 377 - 407.
- [58]. VanAndel, J. & Aronson, J., (2012). *Restoration ecology: The new frontier*. John Wiley & Sons.
- [59]. Vander Wall, S. B., Longland, W. S., (2004). *Diplochory: Are two seed dispersers better than one?* Trends in Ecology & Evolution, 19, 155 - 161.
- [60]. Wandrag, E. M., Dunham, A. E., Duncan, R. P. & Rogers, H. S. (2017). *Seed dispersal increases local species richness and reduces spatial turnover of tropical tree seedlings*. In Proceedings of the National Academy of Sciences, 114(40), 10689 - 10694.
- [61]. Weber, M., Mcalpine, R., Wotton, B., Donnelly, J. & Hobbs, M., (1995). *Prescribed burning and disk trenching effects on early plantation performance in eastern Ontario, Canada*. Forest Ecology and Management, 78, 159 - 171.
- [62]. Wright, S. J., Stoner, K. E., Beckman, N., Corlett, R. T., Dirzo, R., Muller-Landau, H. C., Nuñez-Iturri, G., Peres, C. A. & Wang, B. C. J., (2007). *The plight of large animals in tropical forests and the consequences for plant regeneration*. Biotropica, 39, 289 - 291.

[63]. Wunderle Jr, J. M., (1997). *The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands*. Forest Ecology and Management, 99, 223 - 235.

[64]. Wang, Z., Jiang, L., Gao, J., Qing, S., Pan, C., Wu, Y., & Wang, D., (2022). *The influence of microhabitat factors on the regeneration and species composition of understory woody plants in Pinus tabuliformis*

plantations on the Loess Plateau. Forest Ecology and Management, 509, 120080.

[65]. Zimmerman, J. K., Pascarella, J. B. & Aide, T. M., (2000). *Barriers to forest regeneration in an abandoned pasture in Puerto Rico*. Restoration Ecology, 8, 350-360.

BBT nhận bài: 19/10/2023; Phản biện xong: 03/11/2023; Chấp nhận đăng: 15/12/2023