Ứng dụng MaxEnt và SoilGrids trong định hướng bảo tồn tại chỗ loài Thất diệp nhất chi hoa ở tỉnh Điện Biên, Việt Nam

Ngô Thị Linh[1], Lê Anh Thanh[2], Nguyễn Thị Hương Ly[2], Nguyễn Hồng Hải[1*]
[1]Trường Đại học Lâm nghiệp
[2]Trung tâm Khoa học Lâm nghiệp Tây Bắc, Viện Khoa học Lâm nghiệp Việt Nam

Applying MaxEnt and SoilGrids to guide the in-situ conservation of *Paris sp.* in Dien Bien province, Vietnam

Ngo Thi Linh[1], Le Anh Thanh[2], Nguyen Thi Huong Ly[2], Nguyen Hong Hai[1*]
[1]Vietnam National University of Forestry
[2]Northwest Forestry Science Center, Vietnam Academy of Forestry Sciences
**Corresponding author: hainh@vnuf.edu.vn*

https://doi.org/10.55250/jo.vnuf.15.8.2026.043-052

Thông tin chung:
Ngày nhận bài: 24/07/2026
Ngày phản biện: 22/08/2026
Ngày quyết định đăng: 25/09/2026

Từ khóa:
Bảo tồn thực vật, cây thuốc, mô hình phân bố loài, ổ sinh thái, Thất diệp nhất chi hoa, vùng núi cao.

TÓM TẮT

Thất diệp nhất chi hoa hay Bảy lá một hoa (Paris polyphylla hoặc Paris xichouensis hoặc Paris vietnamensis) là loài thực vật có giá trị dược liệu quý đang nguy cấp do khai thác quá mức và suy thoái sinh cảnh. Nghiên cứu nhằm lượng hóa yêu cầu sinh thái thổ nhưỡng và lập bản đồ sinh cảnh tiềm năng của loài tại tỉnh Điện Biên, Việt Nam. Mô hình MaxEnt được tích hợp với dữ liệu thổ nhưỡng SoilGrids (độ phân giải 250 m). Dựa trên 40 điểm ghi nhận loài và 8 biến đặc điểm lý hóa lớp đất mặt (0–15 cm), mô hình dự báo với độ tin cậy rất cao (AUC huấn luyện = 0,937; kiểm tra = 0,915). Kết quả cho thấy phân bố của loài chịu chi phối mạnh bởi hàm lượng Nitơ tổng số (25,1%), tỷ lệ hạt sét (16,1%), dung trọng đất (12,9%) và pH (11,0%). Điều này phản ánh đặc tính sinh thái đặc thù của loài là sinh trưởng tốt trên đất giàu dinh dưỡng, tơi xốp, thoát nước tốt và tính axit nhẹ. Về không gian, sinh cảnh phù hợp chỉ chiếm khoảng 10% diện tích toàn tỉnh (962 km²), phân mảnh hẹp, biệt lập trên địa hình núi dốc thuộc các xã Mường Tùng, Na Sang, Sín Thầu, Nậm Nèn và Mường Pồn. Nhìn chung, việc tích hợp MaxEnt và SoilGrids thể hiện hiệu quả cao trong đánh giá sinh cảnh tiềm năng của loài, cung cấp cơ sở dữ liệu thiết yếu để hoạch định bảo tồn tại chỗ và phát triển canh tác dưới tán rừng.

Keywords:
Ecological niche, high mountainous regions, medicinal plants, Paris polyphylla, plant conservation, species distribution modeling.

ABSTRACT

Paris polyphylla is a highly valued medicinal plant currently endangered due to overexploitation and habitat degradation. This study quantifies the edaphic ecological requirements and maps the potential habitat of the species in Dien Bien Province, Vietnam. The MaxEnt model was integrated with the SoilGrids database (250-m resolution). Based on 40 occurrence records and eight physicochemical variables of the topsoil layer (0–15 cm), the predictive model achieved exceptional reliability (training AUC = 0.937; testing AUC = 0.915). The results indicate that the species' distribution is strongly driven by total nitrogen content (25.1%), clay fraction (16.1%), soil bulk density (12.9%), and pH level (11.0%). This combination reflects the specific ecological traits of the species: optimal growth on nutrient-rich, friable, well-drained, and slightly acidic soils. Spatially, suitable habitats account for only about 10% of the total provincial area (962 km²), highly fragmented into narrow, isolated across steep mountainous terrains in Muong Tung, Na Sang, Sin Thau, Nam Nen, and Muong Pon communes. Overall, integrating MaxEnt with SoilGrids demonstrates high efficacy in assessing potential habitats, providing essential datasets for planning in situ conservation and developing understory cultivation strategies.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Trong sinh thái thực vật, ranh giới sinh tồn của một loài không chỉ phụ thuộc vào khí hậu vĩ mô, mà còn bị chi phối mạnh mẽ bởi các yếu tố môi trường cục bộ [1]. Đặc biệt, đối với nhóm thực vật thân thảo sống dưới tán rừng ở vùng núi cao nhiệt đới, các đặc tính thổ nhưỡng như độ tơi xốp, khả năng giữ nước và nguồn dinh

dưỡng chính là yếu tố giới hạn, định hình nên những ổ sinh thái hẹp của chúng [2].

Sự phụ thuộc khắt khe vào ổ sinh thái hẹp được thể hiện rất rõ ở Thất diệp nhất chi hoa (*Paris polyphylla*, *Paris xichouensis, Paris vietnamensis*), còn được biết đến với tên gọi Bảy lá một hoa, thuộc nhóm IIA trong sách Đỏ Việt Nam. Đây là loài cây dược liệu quý thuộc họ Hắc dược hoa (Melanthiaceae), đòi hỏi những điều kiện sống đặc thù: tán rừng che phủ trên 70%, đất giàu mùn, độ ẩm cao và thoát nước tốt [3]. Sự thích nghi cao vào một số điều kiện môi trường lại trở thành những rào cản sinh lý cốt lõi, loài này có tỷ lệ nảy mầm thấp, hạt ngủ nghỉ kéo dài và hệ rễ phát triển chậm [4]. Ngoài ra, do thân rễ chứa hàm lượng saponin có giá trị kinh tế rất cao, tình trạng khai thác tận diệt cùng sự suy thoái rừng tự nhiên tại vùng Tây Bắc đã đẩy quần thể loài đến bờ vực tuyệt chủng [5]. Do vậy, việc khoanh vùng bảo tồn tại chỗ và phát triển mô hình trồng dưới tán rừng là nhiệm vụ cấp bách nhằm bảo vệ và phục hồi nguồn gen cây thuốc quý hiếm này [6].

Các nỗ lực khoanh vùng bảo tồn hiện đang gặp phải một rào cản lớn là thiếu các nghiên cứu định lượng về sinh cảnh tiềm năng của loài. Những cuộc khảo sát thực địa truyền thống thường tốn kém, trong phạm vi hẹp và không thể nội suy rộng ra toàn bộ địa hình đồi núi chia cắt phức tạp. Để giải bài toán không gian này, mô hình phân bố loài (SDM) là một công cụ đắc lực [7]. Mặc dù phần lớn các mô hình SDM trước đây lại chỉ tập trung vào các biến số khí hậu toàn cầu [8], do đó đã bỏ qua một quy luật sinh thái cơ bản: với những loài có biên độ sinh thái hẹp, đặc tính lý hóa của đất mới là "áp lực chọn lọc" trực tiếp quyết định loài có tồn tại hay không [9]. Để khắc phục sự thiếu hụt về dữ liệu đất và dữ liệu phân bố do số lượng quần thể tự nhiên còn lại quá ít, thuật toán Maximum Entropy (MaxEnt) được chọn như là một giải pháp tối ưu [10]. Công cụ này xử lý hiệu quả các bộ dữ liệu chỉ có điểm hiện diện đặc trưng ở các loài nguy cấp [11]. Ưu điểm là khi tích hợp MaxEnt với cơ sở dữ liệu thổ nhưỡng độ phân giải cao, các giới hạn sinh thái về đất có thể được lượng hóa chi tiết [12], giúp hiểu rõ hơn về ranh giới phân bố của loài ở cấp độ vi mô và cho độ chính xác cao hơn so với việc chỉ dựa vào dữ liệu khí hậu [13].

Áp dụng cách tiếp cận nêu trên và nhu cầu bảo tồn loài thực tiễn tại tỉnh Điện Biên, nghiên cứu này được thực hiện nhằm lượng hóa ranh giới sinh thái đất và lập bản đồ sinh cảnh tiềm năng cho loài Thất diệp nhất chi hoa. Hai giả thuyết trọng tâm được đặt ra để kiểm chứng: (i) các đặc điểm lý hóa của thổ nhưỡng chính là "áp lực chọn lọc" định hình nên vùng phân bố của loài; (ii) sự phức tạp của địa hình đồi núi kết hợp với tính không đồng nhất của thổ nhưỡng sẽ chia cắt không gian sống, tạo thành các "ốc đảo sinh thái" biệt lập.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Khu vực nghiên cứu

Nghiên cứu này được thực hiện tại tỉnh Điện Biên (20°54'-22°33' vĩ độ Bắc; 102°10'-103°36' kinh độ Đông), thuộc vùng đồi núi Tây Bắc, Việt Nam, với tổng diện tích tự nhiên là 9.539,93 km². Đặc trưng địa hình là sự đan xen phức tạp giữa các dãy núi cao, dốc đứng dọc theo tuyến biên giới và khu vực lòng chảo thấp trũng ở trung tâm [14]. Sự chia cắt địa hình kết hợp cùng đặc trưng khí hậu nhiệt đới gió mùa vùng cao, đã kiến tạo nên những tiểu vùng sinh thái vô cùng đa dạng. Chính sự giao thoa của điều kiện môi trường ở các tiểu vùng sinh thái này đã tạo thành những rào cản tự nhiên, định hình sự phân bố cũng như gây ra hiện tượng chia cắt môi trường sống ở các loài thực vật nguy cấp như Thất diệp nhất chi hoa.

2.2. Dữ liệu phân bố không gian

Dữ liệu phân bố của loài Thất diệp nhất chi hoa được tổng hợp từ ba nguồn: (1) kế thừa các công bố khoa học và cơ sở dữ liệu GBIF; (2) phỏng vấn người dân địa phương và cán bộ kiểm lâm; (3) khảo sát thực địa được tiến hành từ tháng 3 đến tháng 8 năm 2025.

Phương pháp khảo sát được thực hiện theo tuyến trên các sinh cảnh rừng tự nhiên tiềm năng, với 3 tuyến chính, chiều dài 3-5 km/tuyến, tọa độ điểm đầu/cuối mỗi tuyến được ghi nhận bằng máy GPS (Garmin GPSMAP 64sx, độ chính xác <5 m). Khi phát hiện cá thể loài, tọa độ được đánh dấu và xác nhận hiện trường (ground-truthing). Việc định danh loài dựa trên khóa phân loại thực vật của chi *Paris*, sử dụng các đặc điểm hình thái đặc trưng của Thất diệp nhất chi

hoa và đối chiếu với mẫu vật lưu trữ.

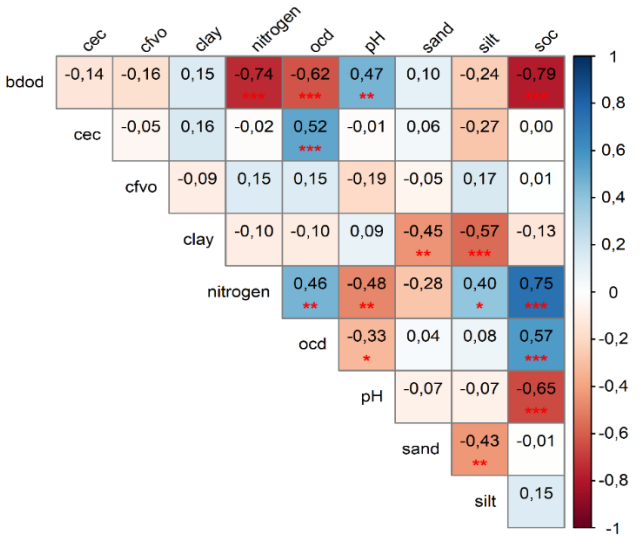
Sau khi tổng hợp, đối chiếu và kiểm chứng thực địa, ghi nhận 69 tọa độ phân bố của loài. Để tránh sai số lấy mẫu và trùng lặp không gian, tập dữ liệu được làm thưa (rarefied) với hai tiêu chí: khoảng cách tối thiểu giữa hai điểm ≥500 m và mỗi ô lưới (pixel 250 m) chứa tối đa một điểm [15]. Quá trình này chọn lọc còn lại 40 điểm phân bố độc lập làm đầu vào cho mô hình MaxEnt.

2.3. Biến số thổ nhưỡng và kiểm soát đa cộng tuyến

Mô hình dự báo không gian sinh thái được xây dựng hoàn toàn dựa trên các đặc tính thổ nhưỡng, loại trừ các biến sinh khí hậu (bioclimatic) và địa hình, xuất phát từ hai cơ sở về không gian và sinh thái học. Thứ nhất, tồn tại sự bất tương thích về ranh giới độ phân giải không gian giữa các nguồn dữ liệu. Các bộ dữ liệu khí hậu toàn cầu hiện hành (như WorldClim) đạt độ phân giải tối đa khoảng 1 km² (~30 giây cung), không đồng bộ với lưới dữ liệu thổ nhưỡng SoilGrids ở mức 250 m [12]. Do đặc thù địa hình chia cắt phức tạp của tỉnh Điện Biên, việc sử dụng dữ liệu khí hậu 1 km² sẽ làm giảm độ nhạy không gian đối với các tiểu vùng sinh thái hẹp [14]. Hơn nữa, quá trình nội suy dữ liệu khí hậu để khớp với lưới 250 m có thể tạo ra sai số hệ thống, làm suy giảm độ tin cậy của kết quả dự báo. Thứ hai, đối với các loài thực vật thân thảo đặc hữu sinh trưởng dưới tán rừng có độ tàn che cao như Thất diệp nhất chi hoa, dữ liệu khí hậu vĩ mô thường không phản ánh chính xác môi trường nơi hệ rễ tiếp xúc trực tiếp [16]. Thực tế, các đặc tính lý hóa của đất hoạt động như một bộ lọc sinh thái, phản ánh hệ quả tích lũy dài hạn của cả địa hình và vi khí hậu cục bộ [1]. Do đó, việc sử dụng cơ sở dữ liệu SoilGrids cho phép định lượng trực tiếp các yếu tố giới hạn phân bố của loài một cách chính xác hơn so với các biến số khí hậu bề mặt [8, 13].

Do đó, 10 biến số thổ nhưỡng đã được trích xuất từ nền tảng SoilGrids (ISRIC) [12]. Dữ liệu được thu thập giới hạn ở lớp đất mặt (độ sâu 0-15 cm), phù hợp với phạm vi phân bố và hoạt động của hệ thân rễ Thất diệp nhất chi hoa [17]. Tập dữ liệu ban đầu bao gồm: dung trọng đất (bdod), tỷ lệ mảnh vụn thô (cfvo), tỷ lệ sét (clay), tỷ lệ bùn (silt), tỷ lệ cát (sand), độ pH (pH), khả năng trao đổi cation (cec), hàm lượng Nitơ tổng số (nitrogen), carbon hữu cơ (soc) và mật độ carbon hữu cơ (ocd). Toàn bộ các lớp bản đồ (raster) được đồng bộ hóa về hệ quy chiếu WGS84.

Trong mô hình hóa phân bố loài, sự xuất hiện của hiện tượng đa cộng tuyến giữa các biến dự báo có thể gây nhiễu và làm sai lệch thuật toán [18]. Để đảm bảo tính ổn định của mô hình, phân tích tương quan Pearson (r) kết hợp với Hệ số phóng đại phương sai (Variance Inflation Factor - VIF) đã được sử dụng để sàng lọc dữ liệu [10].



Hình 1. Tương quan giữa các đặc tính lý hóa của đất

*(Các giá trị trong ô thể hiện hệ số tương quan Pearson (r); màu sắc minh họa mức độ và chiều hướng tương quan. Mức ý nghĩa thống kê được biểu thị bằng dấu sao: *p < 0,05; **p < 0,01; ***p < 0,001.*

Kết quả phân tích ma trận (Hình 1) cho thấy biến carbon hữu cơ (soc) có tương quan nghịch chặt với dung trọng đất (bdod, r = -0,79) và tương quan thuận chặt với hàm lượng Nitơ tổng số (nitrogen, r = 0,74). Thêm vào đó, biến tỷ lệ bùn (silt) thể hiện sự phụ thuộc cấu trúc tuyến tính, do tổng ba thành phần cơ giới (đất cát, sét, thịt) luôn bằng 100%. Nhằm đáp ứng tiêu chuẩn độc lập thống kê (VIF < 5), hai biến soc và silt đã được loại bỏ. Sau quá trình sàng lọc, 8 biến thổ nhưỡng độc lập được giữ lại làm dữ liệu đầu vào để huấn luyện mô hình, bao gồm: bdod, cec, cfvo, clay, nitrogen, ocd, pH và sand.

2.4. Mô hình hóa sinh cảnh tiềm năng của loài và phân cấp mức độ thích hợp

Quá trình lượng hóa ổ sinh thái được thực thi bằng thuật toán MaxEnt thông qua gói phần mềm 'sdm' trên ngôn ngữ lập trình R (phiên bản 4.6.1) [19]. Quá trình này bắt đầu bằng việc tạo ra 10.000 điểm giả vắng mặt (pseudo-absence) rải ngẫu nhiên trên toàn bộ khu vực nghiên cứu để làm dữ liệu nền. Việc đối chiếu 40 điểm xuất hiện thực tế với 10.000 điểm nền này là tiêu chuẩn tối ưu của MaxEnt [20], MaxEnt không bị lỗi mất cân bằng dữ liệu khi có sự chênh lệch này. Lý do là vì 10.000 điểm nền này không phải là các điểm vắng mặt (absences) thực sự, mà chúng đóng vai trò là tập mẫu đại diện cho không gian môi trường sẵn có của toàn tỉnh [10]. Từ đó, thuật toán sẽ phân tích và đối chiếu để tìm ra quy luật lựa chọn sinh cảnh của loài. Dựa trên dữ liệu nền, tập dữ liệu gốc được chia ngẫu nhiên để tiến hành kiểm chứng chéo (cross-validation): 75% (30 điểm) dùng để dạy cho mô hình "học" (training) và 25% (10 điểm) được dùng để kiểm tra lại tính độc lập của kết quả dự báo.

Sau quá trình "dạy và học", mức độ tin cậy của thuật toán được chấm điểm định lượng thông qua chỉ số Diện tích dưới đường cong (AUC) của phân tích ROC. Kết quả được xếp hạng theo thang đo tiêu chuẩn: 0,5–0,7 (kém), 0,7–0,9 (khá), và 0,9–1,0 (xuất sắc) [10]. Bên cạnh đó, thuật toán hoán vị (permutation importance) và phép thử Jackknife được sử dụng để đo lường khách quan xem mỗi biến số thổ nhưỡng đóng góp bao nhiêu phần trăm vào kết quả cuối cùng của mô hình [19]. Kết quả dự báo được trực quan hóa dưới dạng bản đồ với dải xác suất xuất hiện liên tục từ 0 đến 1, sau đó, dải xác suất này được chuyển đổi thành 4 cấp độ sinh cảnh: không thích hợp, ít thích hợp, thích hợp và rất thích hợp. Quá trình phân cấp này được thực hiện qua hai bước thống kê kết hợp.

Đầu tiên, để thiết lập ngưỡng phân bố tối thiểu, ngưỡng ngắt MaxSSS (tối đa hóa tổng độ nhạy và độ đặc hiệu đối với tập dữ liệu huấn luyện) đã được áp dụng. Ngưỡng này tìm ra điểm cân bằng tối ưu giữa việc không bỏ sót nơi cây mọc và việc nhận diện chính xác những nơi cây không thể tồn tại. Toàn bộ các giá trị nằm dưới ngưỡng MaxSSS được phân loại vào nhóm không thích hợp. Việc dùng MaxSSS làm bộ lọc nền tảng giúp ngăn chặn tình trạng mô hình dự báo quá mức (overestimation) không gian phân bố [21].

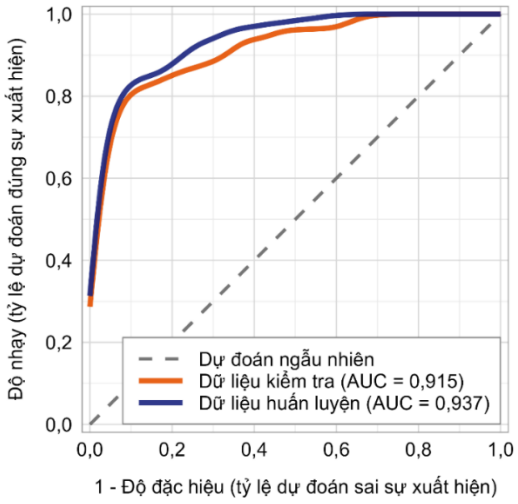
Tiếp theo, đối với những vùng đất có xác suất vượt qua ngưỡng MaxSSS, thuật toán natural breaks (Jenks) trên phần mềm GIS được áp dụng để tiếp tục phân tách thành 3 cấp độ: ít thích hợp, thích hợp và rất thích hợp. Thuật toán này tự động tối ưu hóa các điểm ngắt bằng cách gom những vùng có độ thích hợp tương đồng vào chung một nhóm và kéo giãn tối đa sự khác biệt giữa các nhóm với nhau. Sự kết hợp giữa MaxSSS và Jenks đảm bảo bản đồ đầu ra đạt độ tin cậy cao nhất, cung cấp cơ sở khoa học vững chắc để các nhà quản lý khoanh vùng bảo tồn tại chỗ [19].

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Độ chính xác của mô hình dự báo và giá trị của bộ dữ liệu đất

Chỉ số AUC được sử dụng để đánh giá mức độ chính xác của mô hình dự báo. Kết quả cho thấy thuật toán MaxEnt đạt hiệu năng rất cao: giá trị AUC của tập dữ liệu huấn luyện đạt 0,937

và tập kiểm tra đạt 0,915 (Hình 2). Cho thấy (1) thuật toán không bị hiện tượng rập khuôn dữ liệu (overfitting); (2) các đặc tính lý hóa của đất chính là yếu tố giới hạn then chốt, trực tiếp chi phối và định hình vùng phân bố của Thất diệp nhất chi hoa.



Hình 2. Đánh giá hiệu năng dự báo của thuật toán MaxEnt thông qua phân tích đường cong ROC

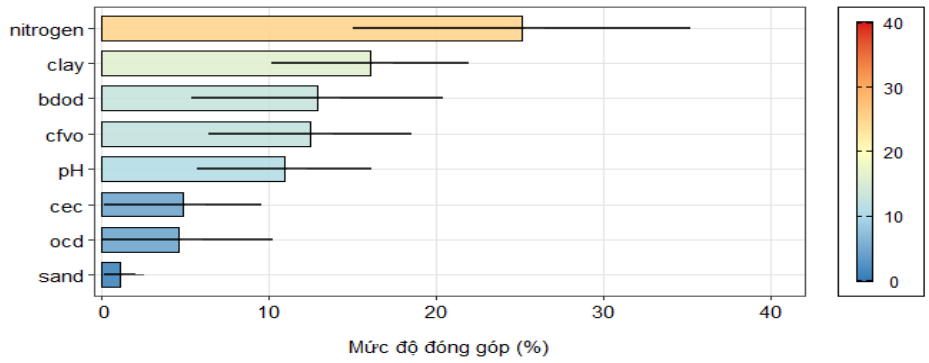
Ngoài ra, độ chính xác của mô hình trong nghiên cứu này vượt trội hơn hẳn so với các nghiên cứu trước đây vốn chỉ sử dụng dữ liệu khí hậu ở quy mô rộng (các mô hình này thường có chỉ số AUC dao động từ 0,75 - 0,85) [22]. Kết quả này củng cố luận điểm cốt lõi đã đặt ra: đối với nhóm thực vật thân thảo mọc dưới tán rừng ở những vùng đồi núi phức tạp, nền tảng dữ liệu đất SoilGrids mang lại giá trị vượt trội [13], đủ độ nhạy để nắm bắt được những thay đổi của môi trường ở quy mô cực nhỏ. Đây là điều mà các bản đồ khí hậu bao quát toàn cầu thường bỏ sót hoặc không thể nhìn thấy được [16].

3.2. Sự chi phối của các yếu tố thổ nhưỡng

Kết quả phân tích đã lượng hóa rõ rệt các yếu tố định hình nên sinh cảnh thích hợp của Thất diệp nhất chi hoa. Sự tồn tại của loài cây này bị chi phối khắt khe bởi ba đặc tính thổ nhưỡng then chốt: nguồn dinh dưỡng, cấu trúc vật lý và độ pH của đất. Những đòi hỏi này không chỉ phản ánh đặc tính sinh lý của một loài thực vật thân rễ, mà còn cho thấy chúng rất mẫn cảm và dễ bị tổn thương trước các biến động của môi trường.

Trong ba đặc tính thổ nhưỡng nêu trên, nguồn dinh dưỡng đóng vai trò quyết định nhất. Cụ thể, hàm lượng Nitơ tổng số có mức độ đóng góp cao nhất vào kết quả dự báo (25,1%) (Hình 3). Phân tích không gian chỉ ra rằng, những sinh cảnh rất thích hợp đòi hỏi lượng Nitơ cực kỳ dồi dào, dao động từ 4.275,1 đến 10.831,5 g N/kg đất (trung bình 7.553,3 g/kg), cao gấp ba lần so với những vùng không thích hợp (Hình 4). Về mặt sinh lý thực vật, lượng dưỡng chất dồi dào này là điều kiện bắt buộc để cây phát triển hệ thân rễ và tổng hợp các dược chất quý giá (steroidal saponin) [23]. Để duy trì nguồn cung này, cây phụ thuộc hoàn toàn vào quá trình phân hủy mùn từ lớp thảm mục dày trên mặt đất dưới tán rừng tự nhiên. Do đó, mọi tác động làm suy giảm độ tàn che của rừng hoặc gây xói mòn lớp đất mặt đều sẽ trực tiếp cắt đứt nguồn sống cốt lõi, đẩy quần thể loài đến bờ vực suy thoái [3].

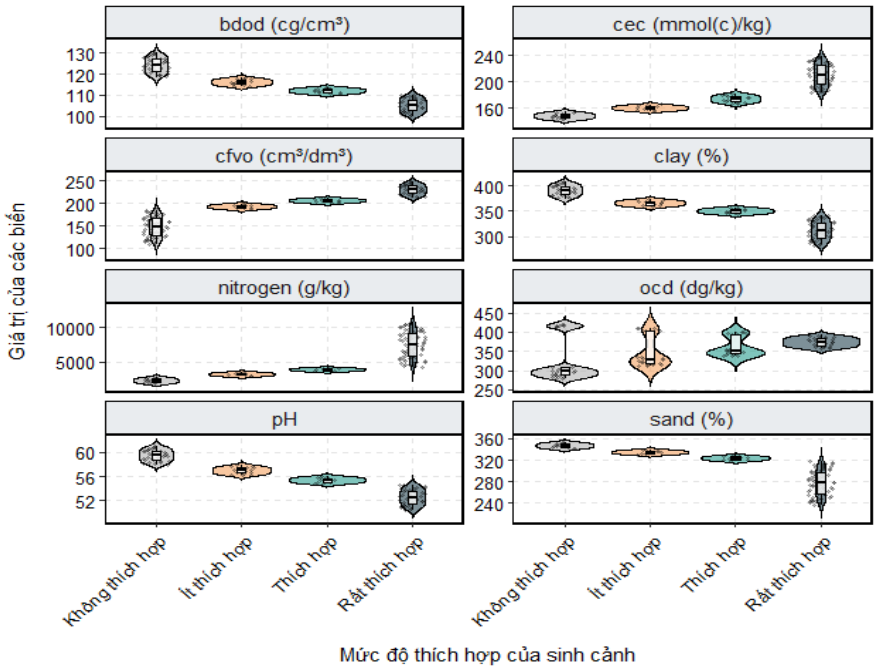
Thuật toán MaxEnt đã xác định rõ ranh giới sinh thái này thông qua ba thông số vật lý: tỷ lệ sét (đóng góp 16,1%), độ chặt của đất (bdod, 12,9%) và tỷ lệ mảnh vụn thô (cfvo, 12,5%) (Hình 3). Cụ thể, khu vực phân bố lý tưởng phải có nền đất cực kỳ tơi xốp, thể hiện qua độ chặt rất thấp (100,0 - 110,0 cg/cm^3), nhiều mảnh vụn thô (212,8 - 247,5 cm^3/dm^3) và tỷ lệ sét vừa phải (Hình 4). Như vậy, nguồn dinh dưỡng dồi dào sẽ không thể được hấp thu nếu hệ rễ bị ngạt khí. Sự sinh tồn của các loài cây thân rễ luôn đi kèm với một điểm yếu sinh lý: chúng tích trữ nước tốt nhưng lại cực kỳ nhạy cảm với môi trường thiếu oxy [24]. Cấu trúc vật lý này tạo ra nhiều khe hở giúp đất thoát nước tốt và hệ rễ trao đổi oxy dễ dàng. Ngược lại, các hoạt động nhân sinh dưới tán rừng (như giẫm đạp, chăn thả gia súc, mở đường) làm đất bị nén chặt, mất đi độ tơi xốp tự nhiên sẽ khiến hệ rễ bị ngạt và dễ dàng thối rữa [25].



Hình 3. Mức độ đóng góp của các đặc tính lý hóa đất vào mô hình dự báo MaxEnt

(Độ dài của các cột thể hiện giá trị đóng góp trung bình của từng biến; màu sắc cột minh họa trực quan mức độ quan trọng từ cao xuống thấp. Các thanh sai số màu đen thể hiện khoảng biến thiên của dữ liệu qua các lần hoán vị)

Trong điều kiện nền đất rừng tơi xốp và có độ ẩm cao, hệ rễ của thực vật rất dễ đối mặt với nguy cơ nhiễm bệnh. Để tồn tại, nhiều loài thân thảo dưới tán rừng đã tiến hóa để thích nghi với môi trường đất chua, nơi độ pH thấp hoạt động như một lớp khiên bảo vệ tự nhiên [26]. Kết quả mô hình cho thấy Thất diệp nhất chi hoa cũng tuân thủ nghiêm ngặt cơ chế thích nghi này: không gian sống của loài bị giới hạn trong dải pH hẹp từ 5,05 – 5,46 (Hình 4), đóng góp 11,0% vào dự báo (Hình 3). Ở ngưỡng axit này, các vi sinh vật gây bệnh thối nhũn bị ức chế, đồng thời tạo điều kiện thuận lợi cho nấm rễ cộng sinh hỗ trợ cây hút khoáng chất [27]. Chính vì vậy, các hoạt động canh tác nông nghiệp lấn sâu vào vùng đệm sinh thái (thường đi kèm với việc bón vôi và phân hóa học làm mất đi tính axit của đất rừng) sẽ trực tiếp phá vỡ hàng rào bảo vệ tự nhiên này của loài [28].



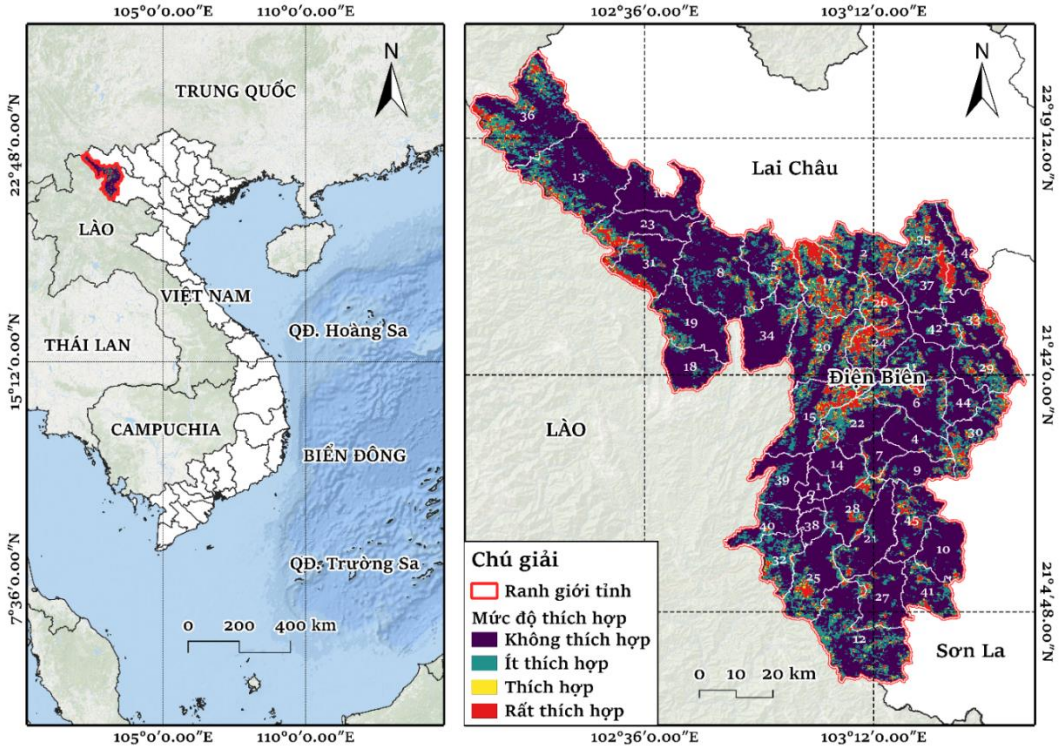
Hình 4. Phân bố mật độ của các biến thổ nhưỡng theo các mức độ thích hợp của sinh cảnh

(Biểu đồ hiển thị phạm vi biến động dữ liệu qua 3 lớp. (1) Các chấm tròn nhỏ đại diện cho từng điểm dữ liệu, thể hiện phạm vi biến động tuyệt đối từ giá trị nhỏ nhất đến lớn nhất. (2) Hình dáng violin minh họa mật độ phân bố; phần phình to chỉ định khu vực tập trung nhiều dữ liệu nhất. (3) Hộp chữ nhật (boxplot) thể hiện khoảng phân bố của 50% dữ liệu cốt lõi, với đường gạch ngang đậm là giá trị trung vị (median). Hai thanh râu (whiskers) kéo dài từ hộp đại diện cho giới hạn dữ liệu chuẩn)

3.3. Phân bố sinh cảnh tiềm năng và chiến lược bảo tồn

Phân tích bản đồ dự báo cho thấy sinh cảnh tiềm năng của Thất diệp nhất chi hoa tại tỉnh Điện Biên đang bị phân mảnh mạnh (Hình 5). Những khu vực có điều kiện sinh thái lý tưởng không trải dài liền mạch, mà bị chia nhỏ và cô lập thành các "ốc đảo sinh thái" biệt lập trên những địa hình đồi núi cao, có độ dốc lớn. Về mặt không gian, các khu vực này phân bố rải rác, tập trung chủ yếu ở hai cụm chính. Cụm thứ nhất nằm dọc hành lang biên giới Tây Bắc, thuộc các xã Sín Thầu, Mường Nhé, Nậm Kè và Quảng Lâm. Cụm thứ hai nằm ở dải địa hình chia cắt mạnh phía Trung tâm- Đông của tỉnh, thuộc các xã Mường Tùng, Nậm Nèn, Pa Ham, Mường Pồn và phường Mường Lay. Sự phân bố này phản ánh rõ nét sự phụ thuộc của loài vào các điều kiện thổ nhưỡng đặc thù chỉ còn tồn tại ở một số ít các xã vùng cao còn giữ được rừng nguyên sinh.

Sự phân bố rời rạc này phản ánh những đòi hỏi khắt khe về điều kiện thổ nhưỡng đã phân tích ở trên. Cụ thể, toàn bộ khu vực lòng chảo trung tâm và các thung lũng ven sông đều bị xếp vào nhóm sinh cảnh không thích hợp. Nguyên nhân cốt lõi là do địa hình trũng thấp khiến đất dễ ngập úng, bị nén chặt, đồng thời độ pH đã bị biến đổi do tác động của thâm canh nông nghiệp. Trái lại, những "ốc đảo" sinh thái trên núi cao vẫn duy trì được thảm phủ nguyên sinh, độ dốc địa hình giúp thoát nước tối ưu, đất giàu mùn và bảo toàn được tính axit tự nhiên – tạo nên một sinh cảnh thích hợp cho loài [29].



Hình 5. Bản đồ sinh cảnh tiềm năng của loài Thất diệp nhất chi hoa

(Bản đồ bên trái thể hiện vị trí tỉnh Điện Biên so với toàn lãnh thổ Việt Nam. Bản đồ bên phải thể hiện không gian phân bố sinh cảnh tiềm năng của loài, được phân loại thành 4 cấp độ thích hợp. Nhằm thuận tiện cho việc tra cứu, 45 đơn vị hành chính cấp xã/phường của tỉnh được đánh số thứ tự màu trắng từ 1-45 (danh sách mã số tương ứng được cung cấp trong Phụ lục))

Số liệu thống kê không gian trên tổng diện tích 9.539,93 km² của tỉnh Điện Biên đã minh chứng cho biên độ sinh thái rất hẹp của loài (Phụ lục). Cụ thể, tổng diện tích sinh cảnh tối ưu (bao gồm vùng thích hợp và rất thích hợp) chỉ chiếm khoảng 10% quỹ đất tự nhiên, tương đương 962,32 km². Trong đó, diện tích thuộc cấp độ rất thích hợp (chất lượng sinh cảnh cao

nhất) tập trung hẹp tại một số xã trọng điểm: Mường Tùng (74,10 km²), Na Sang (51,16 km²), Nậm Nèn (44,52 km²), Sín Thầu (42,44 km²) và Mường Pồn (33,12 km²). Ngược lại, gần 90% diện tích còn lại của tỉnh được dự báo là không thích hợp, bao gồm phần lớn các xã vùng thấp như Mường Chà, Mường Nhà và phường Mường Lay – nơi đất đai đã bị biến đổi mạnh do canh tác và đô thị hóa.

Các khu vực thích hợp và rất thích hợp đều nằm trong dải địa hình núi cao với độ dốc lớn, tương ứng với độ cao tuyệt đối >600 m. Kết quả này phù hợp với các ghi nhận khoa học trước đây về đặc điểm phân bố tự nhiên của loài Thất diệp nhất chi hoa, vốn thường được tìm thấy ở các quần xã rừng trên núi có độ cao từ 500 - 1.500 m [30]. Sự phù hợp giữa kết quả dự báo và tri thức sinh thái đã củng cố độ tin cậy của mô hình và cung cấp thêm một minh chứng cho luận điểm về ổ sinh thái hẹp của loài là phân bố của Thất diệp nhất chi hoa bị giới hạn đồng thời bởi các yếu tố thổ nhưỡng đặc thù và điều kiện địa hình - vi khí hậu vùng núi cao.

Sự phân mảnh sinh cảnh thành các dải hẹp, biệt lập khiến các quần thể Thất diệp nhất chi hoa cực kỳ nhạy cảm với hiệu ứng cận biên (edge effects) và đối diện nguy cơ suy giảm đa dạng di truyền do sự cách ly giao phấn tự nhiên [31]. Đứng trước rủi ro suy kiệt nguồn gen nghiêm trọng này, chiến lược bảo tồn không thể chỉ phụ thuộc vào việc đưa cây ra khỏi rừng (bảo tồn ngoại vi) hay thuần hóa canh tác đại trà ngoài đất nông nghiệp. Giải pháp cấp bách và khả thi nhất là khoanh vùng bảo tồn tại chỗ với hai trụ cột chính: (i) thiết lập các khu vực phân bố tối ưu tại các xã Mường Tùng, Na Sang, Nậm Nèn, Sín Thầu thành các "vùng lõi bảo tồn sinh cảnh", ưu tiên bảo vệ nghiêm ngặt để duy trì nguyên trạng cấu trúc đất rừng; (ii) xây dựng các hành lang xanh kết nối sinh cảnh, đồng thời chuyển giao kỹ thuật canh tác dược liệu dưới tán rừng cho cộng đồng bản địa. Hướng tiếp cận này không chỉ tháo gỡ áp lực khai thác tự nhiên mà còn tạo sinh kế bền vững, biến người dân địa phương thành lực lượng trực tiếp bảo vệ nguồn gen quý hiếm.

3.4. Hạn chế của nghiên cứu và định hướng phát triển

Mặc dù mô hình dự báo dựa trên dữ liệu đất đạt độ tin cậy rất cao, nghiên cứu này vẫn tồn tại một số giới hạn nhất định. Thứ nhất, mô hình hiện tại mới chỉ phản ánh trạng thái phân bố tĩnh ở thời điểm nghiên cứu. Kết quả này chưa tính đến xu hướng chuyển dịch ranh giới sinh thái của loài dưới tác động của biến đổi khí hậu trong tương lai – yếu tố chắc chắn sẽ làm biến đổi cấu trúc nhiệt độ và độ ẩm dưới tán rừng [16]. Thứ hai, trong thực tế sinh thái, sự tồn tại của Thất diệp nhất chi hoa không chỉ phụ thuộc vào điều kiện đất (các yếu tố phi sinh học), mà còn bị chi phối bởi các tương tác sinh thái (cạnh tranh không gian, độ tàn che của thảm thực vật) và đặc biệt là áp lực nhân sinh (hiện trạng khai thác tận diệt) [32].

Từ những hạn chế nêu trên, các nghiên cứu tiếp theo cần hướng tới ba mục tiêu trọng tâm:

(1) Tích hợp dữ liệu thổ nhưỡng ở độ phân giải cao với các kịch bản dự báo biến đổi khí hậu để mô phỏng sự biến động của vùng phân bố theo thời gian; (2) Ứng dụng dữ liệu viễn thám để định lượng độ tàn che của thảm thực vật, qua đó khoanh vùng sinh cảnh vi mô một cách chính xác và sát với thực tiễn hơn; (3) Kết hợp phân tích đặc điểm di truyền học của các quần thể tự nhiên tại những vùng lõi sinh cảnh vừa được định vị (như Mường Tùng, Na Sang...) nhằm xây dựng chiến lược bảo tồn sự đa dạng nguồn gen cho loài cây dược liệu quý hiếm này.

4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu này đã lượng hóa các yêu cầu về điều kiện thổ nhưỡng và thiết lập bản đồ sinh cảnh tiềm năng cho loài cây dược liệu nguy cấp Thất diệp nhất chi hoa tại tỉnh Điện Biên, thông qua việc tích hợp thuật toán MaxEnt và cơ sở dữ liệu của bản đồ đất SoilGrids. Khác biệt với các mô hình chỉ dựa trên khí hậu vĩ mô truyền thống, kết quả nghiên cứu nhấn mạnh vai trò quan trọng của các đặc tính lý hóa đất trong việc định hình phân bố của loài. Cụ thể, hàm lượng Nitơ tổng số, độ chặt và pH của đất là những biến số có đóng góp lớn nhất trong mô hình dự báo, cho thấy tiềm năng lớn của chúng trong việc giải thích ranh giới sinh thái của loài cây có biên độ hẹp này.

Về mặt không gian, nghiên cứu chỉ ra rằng sinh cảnh tối ưu của loài không phân bố liên tục

mà đang chịu sự phân mảnh mạnh thành các sinh cảnh nhỏ hẹp trên địa hình đồi núi dốc, chiếm một tỷ lệ diện tích tự nhiên rất nhỏ. Việc định lượng và khoanh vùng không gian có độ chính xác cao này đã lấp đầy khoảng trống dữ liệu trước đây, đồng thời tạo ra cơ sở khoa học vững chắc giúp các nhà hoạch định chính sách chuyển dịch từ chiến lược bảo tồn vĩ mô sang việc thiết lập các phân khu bảo vệ nghiêm ngặt tại chỗ. Bên cạnh đó, bản đồ sinh cảnh tiềm năng cũng là công cụ đắc lực phục vụ quy hoạch các dự án nông - lâm kết hợp, phát triển dược liệu dưới tán rừng nhằm tạo sinh kế bền vững cho cộng đồng bản địa.

Mặc dù cần tiếp tục tích hợp các kịch bản dự báo biến đổi khí hậu và động thái của thảm thực vật để hoàn thiện toàn diện mô hình dự báo trong tương lai, phương pháp tiếp cận hiện tại đã chứng minh được độ tin cậy và tính ứng dụng cao. Khung phương pháp luận của nghiên cứu này hoàn toàn có thể được áp dụng để đánh giá không gian sinh thái và xây dựng chiến lược bảo tồn cho các loài thực vật nguy cấp khác tại những vùng núi nhiệt đới có địa hình chia cắt phức tạp.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

[1]. Kraft N. J., Adler P. B., Godoy O., James E. C., Fuller S. & Levine J. M. (2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. Functional ecology. 29(5): 592-599.

[2]. John R., Dalling J. W., Harms K. E., Yavitt J. B., Stallard R. F., Mirabello M., Hubbell S. P., Valencia R., Navarrete H. & Vallejo M. (2007). Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. Proceedings of the National Academy of Sciences. 104(3): 864-869.

[3]. Cunningham A., Brinckmann J., Bi Y. F., Pei S. J., Schippmann U. & Luo P. (2018). Paris in the spring: a review of the trade, conservation and opportunities in the shift from wild harvest to cultivation of Paris polyphylla (Trilliaceae). Journal of Ethnopharmacology. 222: 208-216.

[4]. Wang M., Wang Q., Wang X., Wang D., Yin X., Qiao Y., Ma M., Du Y. & Wang B. (2024). Exploring the potential of Paris polyphylla var. yunnanensis pollen manipulation in modifying seed dormancy. Frontiers in Plant Science. 15: 1389357.

[5]. Đào Văn Hay, Nguyễn Thị Huê, Hoàng Văn Tùng & Trần Danh Việt (2024). Nghiên cứu nhân giống hữu tính cây Bảy lá một hoa (Paris polyphylla var. chinensis) lấy nguyên liệu làm thuốc tại huyện Bắc Hà và Si Ma Cai tỉnh Lào Cai. Tạp chí Khoa học và Công nghệ Trường Đại học Hùng Vương. 36(3): 68-76.

[6]. Bộ Khoa học và Công nghệ (2007). Sách Đỏ Việt Nam - Phần II: Thực vật. ed. Nhà xuất bản Khoa học và Kỹ thuật. Hà Nội.

[7]. Elith J. & Leathwick J. R. (2009). Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. Annual review of ecology, evolution, and systematics. 40(1): 677-697.

[8]. Beauregard F. & de Blois S. (2014). Beyond a climate-centric view of plant distribution: edaphic variables add value to distribution models. PloS one. 9(3): e92642.

[9]. Velazco S. J. E., Galvao F., Villalobos F. & De Marco Junior P. (2017). Using worldwide edaphic data to model plant species niches: An assessment at a continental extent. PLoS One. 12(10): e0186025.

[10]. Phillips S. J., Anderson R. P. & Schapire R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological modelling. 190(3-4): 231-259.

[11]. Pearson R. G., Raxworthy C. J., Nakamura M. & Townsend Peterson A. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. Journal of Biogeography. 34(1): 102-117.

[12]. Hengl T., Mendes de Jesus J., Heuvelink G. B., Ruiperez Gonzalez M., Kilibarda M., Blagotić A., Shangguan W., Wright M. N., Geng X. & Bauer-Marschallinger B. (2017). SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. PLoS one. 12(2): e0169748.

[13]. Mod H. K., Scherrer D., Luoto M. & Guisan A. (2016). What we use is not what we know: environmental predictors in plant distribution models. Journal of Vegetation Science. 27(6): 1308-1322.

[14]. Nguyễn Xuân Linh, Phùng Văn Khoa & Lê Thái Sơn (2022). Sử dụng công nghệ viễn thám để xây dựng bản đồ cháy rừng tại huyện Mường Nhé, tỉnh Điện Biên. Tạp chí Khoa học và Công nghệ Lâm nghiệp. 3: 94-101. DOI: 10.55250/jo.vnuf.2022.3.094-101

[15]. Kramer-Schadt S., Niedballa J., Pilgrim J. D., Schröder B., Lindenborn J., Reinfelder V., Stillfried M., Heckmann I., Scharf A. K. & Augeri D. M. (2013). The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. Diversity and distributions. 19(11): 1366-1379.

[16]. Zellweger F., De Frenne P., Lenoir J., Vangansbeke P., Verheyen K., Bernhardt-Römermann M., Baeten L., Hédl R., Berki I. & Brunet J. (2020). Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. Science. 368(6492): 772-775.

[17]. Schenk H. J. & Jackson R. B. (2002). The global biogeography of roots. Ecological monographs. 72(3): 311-328.

[18]. Dormann C. F., Elith J., Bacher S., Buchmann C., Carl G., Carré G., Marquéz J. R. G., Gruber B., Lafourcade B. & Leitão P. J. (2013). Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. Ecography. 36(1): 27-46.

[19]. Naimi B. & Araújo M. B. (2016). sdm: a

reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. Ecography. 39(4): 368-375.

[20]. Barbet-Massin M., Jiguet F., Albert C. H. & Thuiller W. (2012). Selecting pseudo-absences for species distribution models: How, where and how many? Methods in ecology and evolution. 3(2): 327-338.

[21]. Liu C., White M. & Newell G. (2013). Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. Journal of biogeography. 40(4): 778-789.

[22]. Randin C. F., Engler R., Normand S., Zappa M., Zimmermann N. E., Pearman P. B., Vittoz P., Thuiller W. & Guisan A. (2009). Climate change and plant distribution: local models predict high-elevation persistence. Global change biology. 15(6): 1557-1569.

[23]. Zhang Y., Xu R., Wang Z., Zhang J., Tang X., Chen Y., Yan X.-L. & Qu L.-P. (2025). Photosynthetic characteristics of Paris polyphylla var. chinensis in response to different light intensities and soil water contents. Frontiers in Plant Science. 15: 1521714.

[24]. Drew M. C. (1997). Oxygen deficiency and root metabolism: injury and acclimation under hypoxia and anoxia. Annual review of plant biology. 48(1): 223-250.

[25]. Batey T. (2009). Soil compaction and soil management–a review. Soil use and management. 25(4): 335-345.

[26]. Rousk J., Bååth E., Brookes P. C., Lauber C. L., Lozupone C., Caporaso J. G., Knight R. & Fierer N. (2010). Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. The ISME journal. 4(10): 1340-1351.

[27]. Finlay R. D. (2008). Ecological aspects of mycorrhizal symbiosis: with special emphasis on the functional diversity of interactions involving the extraradical mycelium. Journal of experimental botany. 59(5): 1115-1126.

[28]. Geisseler D. & Scow K. M. (2014). Long-term effects of mineral fertilizers on soil microorganisms–A review. Soil Biology and Biochemistry. 75: 54-63.

[29]. Dobrowski S. Z. (2011). A climatic basis for microrefugia: the influence of terrain on climate. Global change biology. 17(2): 1022-1035.

[30]. Đinh Văn Hải, Lê Đình Phương, Phùng Văn Phê & Hoàng Văn Sâm (2020). Đặc điểm phân bố của loài bảy lá một hoa (Paris polyphylla Smith) tại Khu bảo tồn thiên nhiên Pù Luông, tỉnh Thanh Hóa. Tạp chí Khoa học và Công nghệ Lâm nghiệp. 3: 74-80.

[31]. Haddad N. M., Brudvig L. A., Clobert J., Davies K. F., Gonzalez A., Holt R. D., Lovejoy T. E., Sexton J. O., Austin M. P. & Collins C. D. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Science advances. 1(2): e1500052.

[32]. Stanton J. C., Shoemaker K. T., Pearson R. G. & Akçakaya H. R. (2015). Warning times for species extinctions due to climate change. Global change biology. 21(3): 1066-1077.

PHỤ LỤC

Toàn bộ dữ liệu thống kê chi tiết về diện tích sinh cảnh tiềm năng của Thất diệp nhất chi hoa theo đơn vị hành chính cấp xã được lưu trữ công khai tại: https://doi.org/10.5281/zenodo.21443165.