

Vùng phân bố thích hợp tiềm năng của loài Hoàng đàn hữu liên
(*Cupressus tonkinensis* Silba) – loài đặc hữu và cực kỳ nguy cấp ở Việt Nam
Phạm Thành Trang, Phùng Thị Tuyền*, Tạ Thị Nữ Hoàng, Phan Văn Dũng
Trường Đại học Lâm nghiệp

Potential suitable habitat distribution of *Cupressus tonkinensis* Silba
– an endemic and critically endangered conifer species in Vietnam
Pham Thanh Trang, Phung Thi Tuyen*, Ta Thi Nu Hoang, Phan Van Dung
Vietnam National University of Forestry
*Corresponding author: tuyenpt@vnuf.edu.vn

<https://doi.org/10.55250/jo.vnuf.12.5.2023.116-125>

Thông tin chung:

Ngày nhận bài: 03/07/2023

Ngày phản biện: 16/08/2023

Ngày quyết định đăng: 08/09/2023

Từ khóa:

bảo tồn, *Cupressus tonkinensis*,
Khu Bảo tồn thiên nhiên Hữu
Liên, Maxent, mô hình phân bố.

Keywords:

conservation, *Cupressus tonkinensis*, distribution modeling, Huu Lien Nature Reserve, Maxent.

TÓM TẮT

Hoàng đàn hữu liên (*Cupressus tonkinensis* Silba) là loài đặc hữu và có nguy cơ tuyệt chủng cao ở Việt Nam. Số lượng cá thể và môi trường sống của loài này đang bị suy giảm nghiêm trọng do các tác động của con người và cháy rừng. Nghiên cứu này sử dụng 14 điểm phân bố ngoài tự nhiên, 15 nhân tố môi trường và mô hình Maxent để dự đoán vùng phân bố thích hợp tiềm năng của loài Hoàng đàn hữu liên và xác định các nhân tố môi trường ảnh hưởng đến phân bố của loài. Kết quả nghiên cứu cho thấy, giá trị trung bình của AUC là 0,997, điều này chứng minh rằng độ chính xác của mô hình dự đoán là rất cao. Trong số các nhân tố môi trường, đóng góp của các nhân tố đẳng nhiệt (bio_03), lượng mưa trung bình năm (bio_12), khoảng cách đến vùng đá vôi (karst), độ cao (elevation) và biên độ nhiệt hàng năm (bio_07) vào mô hình là cao nhất. Diện tích vùng phân bố thích hợp tiềm năng của loài khoảng 2050 km² tập trung chủ yếu ở phía Nam tỉnh Lạng Sơn, vùng giáp ranh giữa tỉnh Lạng Sơn và Trung Quốc ở phía Đông Bắc, vùng giáp ranh giữa tỉnh Lạng Sơn và tỉnh Bắc Giang ở phía Đông Nam. Kết quả nghiên cứu sẽ cung cấp những bằng chứng khoa học cho công tác quản lý và bảo tồn loài đặc hữu và có nguy cơ bị tuyệt chủng này.

ABSTRACT

Cupressus tonkinensis Silba is an endemic and critically endangered species in Vietnam. The population of species and its habitat have declined drastically in recent years due to human activities and forest fire. In this study, we used 14 occurrence records and 15 environmental variables, and Maxent modelling to predict potential distribution of the species, and determine the key drivers influencing the species' distribution. Maxent's results showed that the AUC value of the model was 0.997, suggesting that the Maxent model could provide an accurate prediction of habitat suitability for *C. tonkinensis*. Our results indicated that isothermality (bio_03), annual precipitation (bio_12), distance to karst area (karst), elevation, and annual temperature range (bio_07) has the highest contribution to the model. The current potential distribution map for *C. tonkinensis* covers an approximate area of 2050 km², mainly distributed in southern region of Lang Son province, the adjacent region of Lang Son and Bac Giang provinces, and on the China-Vietnamese state boundary between Lang Son and Guangdong provinces. These results will provide scientific evidence to the management and conservation of the endemic and critically endangered conifer species.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Trong một vài thập kỷ trở lại đây, nhiều loài sinh vật có nguy cơ bị tuyệt chủng do môi trường sống đã và đang bị suy thoái, chia cắt bởi sự tác động của con người (khai thác quá mức)

và biến đổi khí hậu [1]. Các loài thực vật thuộc ngành hạt trần được đánh giá là có nguy cơ bị tuyệt chủng cao trên toàn thế giới (trên 30% số loài hạt trần) [2]. Do vậy, xác định vùng phân bố thích hợp của các loài này có vai trò quan

trọng trong công tác bảo tồn (thành lập khu bảo tồn thiên nhiên) cũng như lựa chọn vùng trồng phù hợp nhằm phục hồi loài cũng như bảo tồn môi trường sống [3].

Hiện nay, các mô hình dự đoán vùng phân bố loài đã và đang trở thành một trong những ứng dụng quan trọng trong công tác quản lý, bảo tồn loài và đánh giá ảnh hưởng của biến đổi khí hậu [4, 5]. Trong đó, mô hình Maximum entropy (Maxent) [6] được sử dụng phổ biến cho việc dự đoán vùng phân bố tiềm năng của loài trên toàn cầu [7, 8] bởi những tính năng ưu việt. Maxent sử dụng dữ liệu xuất hiện (thậm chí là ít – đặc trưng của các loài đặc hữu hẹp, phân bố ở những khu vực nguy hiểm, vùng sâu vùng xa khó tiếp cận để thu thập thông tin) và biến môi trường như dữ liệu đầu vào, có thể sử dụng các biến môi trường ở dạng liên tục hoặc phân loại [6, 9].

Việt Nam được ghi nhận là quốc gia có số lượng loài nguy cấp toàn cầu đứng thứ hai khu vực Đông Nam Á (khoảng 300 loài) và có khoảng 700 loài bị đe dọa cấp quốc gia [10]. Việt Nam là một trong mười trung tâm đa dạng về ngành hạt trần của thế giới với 33 loài thuộc 19 chi [11]. Có 30 loài và phân loài được ghi nhận trong Sách đỏ Việt Nam [11, 12]. Tuy nhiên, có rất ít các nghiên cứu về xác định vùng phân bố của các loài hạt trần, đặc biệt là các loài có nguy cơ bị tuyệt chủng và phân bố hẹp ở Việt Nam.

Hoàng đàn hữu liên (*Cupressus tonkinensis* Silba) là một loài đặc hữu hẹp, phân bố ở vùng núi đá vôi Cai Kinh của Khu Bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên, tỉnh Lạng Sơn. Theo kết quả điều tra của các nghiên cứu trước đây, khoảng ít hơn 50 cá thể phân bố ngoài tự nhiên và một vài cây được trồng ở vườn hộ gia đình [11, 13, 14]. Loài đặc hữu này có giá trị cao về mặt khoa học, bảo tồn và kinh tế nhưng số lượng cá thể đã và đang bị suy giảm trong những năm gần đây do mất môi trường sống, bị khai thác và kinh doanh bất hợp pháp [11, 13, 14]. Mặc dù loài Hoàng đàn hữu liên hiện nay không có tên trong Danh lục đỏ của IUCN do có sự chưa thống nhất về phân loại [15], nhưng loài này có tên trong Sách Đỏ

Việt Nam (cấp cực kỳ nguy cấp) [12]. Các nghiên cứu trước đây chủ yếu tập trung chủ yếu về đặc điểm hình thái, sinh thái, và thử nghiệm nhân giống loài này [11, 13, 14]. Nghiên cứu về vùng phân bố thích hợp tiềm năng của loài vẫn chưa được quan tâm. Do vậy, phát triển chi tiết và chính xác hơn về vùng phân bố và các yêu cầu về môi trường sống của loài sẽ là vô cùng cần thiết cho công tác bảo tồn loài đặc hữu hẹp này.

Nghiên cứu này được thực hiện nhằm các mục tiêu cụ thể sau: 1) xác định các nhân tố môi trường ảnh hưởng đến phân bố loài Hoàng đàn hữu liên; 2) dự đoán vùng phân bố thích hợp tiềm năng của loài Hoàng đàn hữu liên; 3) cung cấp những cơ sở khoa học cho các hoạt động bảo tồn loài Hoàng đàn hữu liên. Những kết quả của nghiên cứu này sẽ nâng cao hiểu biết về các nhân tố môi trường ảnh hưởng đến phân bố của loài Hoàng đàn hữu liên và vùng phân bố thích hợp tiềm năng của loài này. Ngoài ra, những kết quả nghiên cứu có thể sẽ là tài liệu tham khảo hữu ích cho các nhà bảo tồn, nhà quản lý trong công tác bảo tồn loài đặc hữu hẹp này.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Dữ liệu về phân bố của loài

Tổng số 24 ghi nhận phân bố của loài Hoàng đàn hữu liên được thu thập từ các nghiên cứu trước đây [13, 16, 17] và trên trang Thông tin về đa dạng sinh học toàn cầu (www.gbif.org). Sau khi loại bỏ các điểm phân bố không phải ngoài tự nhiên (do người dân trồng), tổng số điểm ghi nhận phân bố của loài là 14. Đây sẽ là số liệu được sử dụng cho mô hình Maxent.

2.2. Các nhân tố môi trường

Có 27 nhân tố môi trường được thu thập và phân tích từ các nguồn khác nhau để sử dụng cho nghiên cứu (Bảng 1). Trong đó, 19 nhân tố sinh khí hậu có độ phân giải 1 km, được tải về từ trang Worldclim (www.worldclim.org) [18].

Độ cao có độ phân giải 90 m, được tải về từ trang web của Global Digital Elevation Map (GDEM) (<https://srtm.csi.cgiar.org>) [19]. Độ dốc và hướng phơi được tạo ra từ lớp độ cao bằng cách sử dụng công cụ Surface Analysis

trong ArcGIS Pro.

Hiện trạng rừng (Land cover) ở độ phân giải 10 m năm 2020 được tải về từ trang web https://env1.arcgis.com/arcgis/rest/services/Sentinel2_10m_LandCover/ImageServer [20].

Mật độ dân số (độ phân giải 1 km) được tải về trang web Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC) [21] (<https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v4-population-density-rev11>).

Khoảng cách tới đường chính được tải về từ trang web Open street map (www.openstreetmap.org) [22]. Công cụ Euclidean Distance trong ArcGIS được áp dụng để tính khoảng cách đến đường chính.

Dấu chân con người (độ phân giải 1 km) được tải từ trang web Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC) (<https://sedac.ciesin.columbia.edu>) [23].

Đối với nhân tố khoảng cách đến vùng đá vôi: nghiên cứu sử dụng dữ liệu đá vôi (dạng vector) từ World Karst Aquifer Map (<https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/Start.do>) [24], sau đó chuyển sang dạng raster bằng công cụ Euclidean Distance trong ArcGIS Pro để tính khoảng cách đến vùng đá vôi.

Do có sự khác nhau về độ phân giải của các lớp môi trường, tất cả các lớp môi trường này được chuyển về độ phân giải 90 m bằng công cụ Resample trong ArcGIS Pro. Để tránh ảnh hưởng của đa cộng tuyến giữa các nhân tố môi trường, mối tương quan giữa các nhân tố môi trường được tính toán bằng chỉ số Pearson. Các cặp nhân tố môi trường có mối tương quan lớn hơn |0,80| sẽ không tham gia vào cùng mô hình. Kết quả là, có 15 nhân tố được lựa chọn để sử dụng cho mô hình Maxent (Bảng 1).

Bảng 1. Các nhân tố môi trường và nguồn tham khảo

Nhân tố môi trường	Đơn vị tính	Ký hiệu	Nguồn tài liệu
Nhiệt độ trung bình hàng năm	°C	bio_01	Worldclim [18] http://www.worldclim.org
Phạm vi trung bình nhiệt độ ngày trong tháng của năm (Trung bình tháng = nhiệt độ cao nhất – nhiệt độ thấp nhất)	°C	bio_02	
Đẳng nhiệt (BIO2/BIO7) (*100)	Phần trăm	bio_03	
Nhiệt độ theo mùa (độ lệch chuẩn *100)	C of V	bio_04	
Nhiệt độ nhỏ nhất của tháng nóng nhất	°C	bio_05	
Nhiệt độ nhỏ nhất của tháng lạnh nhất	°C	bio_06	
Biên độ nhiệt hàng năm (BIO5-BIO6)	°C	bio_07	
Nhiệt độ bình quân tháng ẩm nhất	°C	bio_08	
Nhiệt độ bình quân tháng khô nhất	°C	bio_09	
Nhiệt độ bình quân tháng nóng nhất	°C	bio_10	
Nhiệt độ bình quân tháng lạnh nhất	°C	bio_11	
Lượng mưa hàng năm	mm	bio_12	
Lượng mưa tháng ẩm nhất	mm	bio_13	
Lượng mưa tháng khô nhất	mm	bio_14	
Lượng mưa theo mùa (Hệ số biến thiên)	mm	bio_15	
Lượng mưa quý ẩm nhất	mm	bio_16	
Lượng mưa quý khô nhất	mm	bio_17	
Lượng mưa quý nóng nhất	mm	bio_18	
Lượng mưa quý lạnh nhất	mm	bio_19	

Nhân tố môi trường	Đơn vị tính	Ký hiệu	Nguồn tài liệu
Hiện trạng rừng	Kiểu	lulc	Hiện trạng rừng toàn cầu [20] https://env1.arcgis.com/arcgis/rest/services/Sentinel2_10m_LandCover/ImageServer
Khoảng cách đến đường chính	m	road	Open street map [22] https://www.openstreetmap.org/
Dấu chân con người	Phần trăm	footprint	Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC) [23] https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/wildareas-v3-2009-human-footprint
Mật độ dân số	Người/km ²	pop	Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC) [21] (https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v4-population-density-rev11)
Khoảng cách đến vùng đá vôi	m	karst	World Karst Aquifer Map [24] https://produktcenter.bgr.de/terraCatalog/Start.do
Độ cao	m	elevation	The Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) [25] (https://search.earthdata.nasa.gov/search?q=SRTM)
Độ dốc	Độ	slope	Được tính toán từ lớp độ cao
Hướng phơi	Độ	aspect	Được tính toán từ lớp độ cao

Ghi chú: Các nhân tố môi trường in đậm được sử dụng trong mô hình.

2.3. Mô hình Maxent

Để dự đoán môi trường sống thích hợp tiềm năng của loài Hoàng đàn hữu liên, nghiên cứu đã sử dụng phần mềm Maximum entropy model (Maxent) (version 3.4.4, [26]) (được tải từ trang web:

http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/).

Dữ liệu phân bố của loài này được mô tả cụ thể ở mục 2.1 và được để ở dạng csv (*.csv). Số điểm nền tối đa là 5000. Số lần lặp lại là 15 lần. Các giá trị khác trong mô hình được cài đặt ở chế độ mặc định.

Vùng bên dưới đường cong (area under the curve – AUC) được sử dụng để đánh giá độ chính xác của mô hình (từ 0 đến 1). Giá trị của AUC càng lớn thì tính chính xác của mô hình càng cao [27]. Đường cong phản ứng được tạo

ra từ mô hình để chỉ mối quan hệ giữa nhân tố môi trường và vùng phân bố thích hợp tiềm năng của loài.

Kết quả của mô hình Maxent là 1 lớp bản đồ có dạng ASCII (*.ascii) thể hiện mức độ phù hợp của loài với môi trường sống có giá trị từ 0 (không phù hợp) đến 1 (rất phù hợp). ArcGIS Pro được sử dụng để chuyển lớp bản đồ này sang dạng raster (*.tif). Nghiên cứu đã sử dụng “10th percentile training presence logistic threshold” như là ngưỡng để xác định môi trường sống phù hợp và không phù hợp của loài Hoàng đàn hữu liên. Bốn cấp độ được phân loại bao gồm: không phù hợp (các vùng mà mỗi pixel có giá trị < 0,57), môi trường sống phù hợp thấp (0,57-0,71), môi trường sống phù hợp trung bình (0,71-0,85), môi trường sống phù hợp cao (> 0,85).

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Độ chính xác của mô hình dự đoán

Vùng bên dưới đường cong (area under the curve – AUC) là một phân tích được sử dụng rộng rãi để đánh giá độ chính xác của mô hình phân bố loài [27]. Theo Swets [28], độ chính xác của mô hình là yếu kém nếu AUC từ 0,5–0,6, tạm chấp nhận với AUC từ 0,6–0,7, trung bình với AUC từ 0,7–0,8, tốt với AUC từ 0,8–0,9, và rất tốt với AUC > 0,9. Kết quả của mô hình Maxent trong nghiên cứu này, AUC = 0,997 đã chỉ ra rằng khả năng dự đoán của mô hình có độ tin cậy cao so với mô hình ngẫu nhiên (với giá

trị AUC là 0,5). Kết quả này phù hợp với nghiên cứu trước đó về sử dụng AUC để chứng minh tính chính xác của mô hình dự đoán khi chỉ sử dụng dữ liệu ghi nhận loài ngoài tự nhiên [9]. Điều đó có nghĩa rằng, các nhân tố môi trường được lựa chọn là phù hợp cho mô hình dự đoán loài Hoàng đàn hữu liên.

3.2. Vai trò của các nhân tố môi trường đối với phân bố của loài Hoàng đàn hữu liên

Một trong những kết quả đầu ra của mô hình Maxent là xác định vai trò của các nhân tố môi trường ảnh hưởng đến phân bố của loài Hoàng đàn hữu liên. Kết quả được thể hiện ở Bảng 2.

Bảng 2. Phần trăm đóng góp của các nhân tố môi trường trong mô hình Maxent

Nhân tố môi trường	Ký hiệu	Đóng góp (%)
Đẳng nhiệt	bio_03	20,2
Lượng mưa trung bình năm	bio_12	16,8
Khoảng cách đến vùng đá vôi	karst	14,7
Độ cao	elevation	12,3
Biên độ nhiệt hàng năm	bio_07	11,2
Hiện trạng rừng	lulc	6,0
Khoảng cách đến đường chính	road	5,9
Lượng mưa quý nóng nhất	bio_18	3,6
Lượng mưa quý khô nhất	bio_17	3,6
Hướng phơi	aspect	2,7
Lượng mưa theo mùa	bio_15	1,3
Nhiệt độ bình quân tháng lạnh nhất	bio_11	1,1
Dấu chân con người	footprint	0,5
Độ dốc	slope	0,1
Mật độ dân số	pop	0

Kết quả ở Bảng 2 chỉ ra rằng, đóng góp của đẳng nhiệt (bio_03), lượng mưa trung bình năm (bio_12), khoảng cách đến vùng đá vôi (karst), độ cao (elevation) và (bio_7) vào mô hình là cao nhất, tương ứng 20,2%, 16,8%, 14,07%, 12,3%, và 11,2%. Do vậy, đây là các nhân tố môi trường có có ảnh hưởng lớn nhất đến phân bố của loài Hoàng đàn hữu liên. Các nhân tố môi trường còn lại có ít ảnh hưởng đến phân bố của loài này.

Nhiệt độ và lượng mưa là nhân tố quan trọng ảnh hưởng đến sự phát triển và tồn tại của thực vật [8]. Theo kết quả thể hiện ở Hình 1 thấy rằng, loài Hoàng đàn hữu liên có xu hướng thích hợp với những nơi có lượng mưa trung bình năm từ 1300 đến 1500 mm, tính đẳng nhiệt dao

động từ 30 đến 35%, và biên độ nhiệt hàng năm từ 19 đến 21°C. Kết quả này cũng phù hợp với kết quả nghiên cứu của Phạm Văn Thế và cộng sự (2013) [13], các nhà nghiên cứu này đã chỉ ra rằng loài Hoàng đàn hữu liên phân bố ở khu vực có lượng mưa trung bình năm từ 1400–1500 mm. Sự ảnh hưởng của nhiệt độ và lượng mưa đến phân bố của loài Hoàng đàn hữu liên ở nghiên cứu này phù hợp với các nghiên cứu khác trước đây [29]. Qin và cộng sự (2017) đã chỉ ra rằng, nhiệt độ và lượng mưa có ảnh hưởng lớn đến phân bố của một loài hạt trần khác (*Thuja sutchuenensis* Franch.) ở phía Tây Nam Trung Quốc [4]. Từ kết quả của nghiên cứu này có thể thấy rằng, loài Hoàng đàn hữu liên có thể nhạy

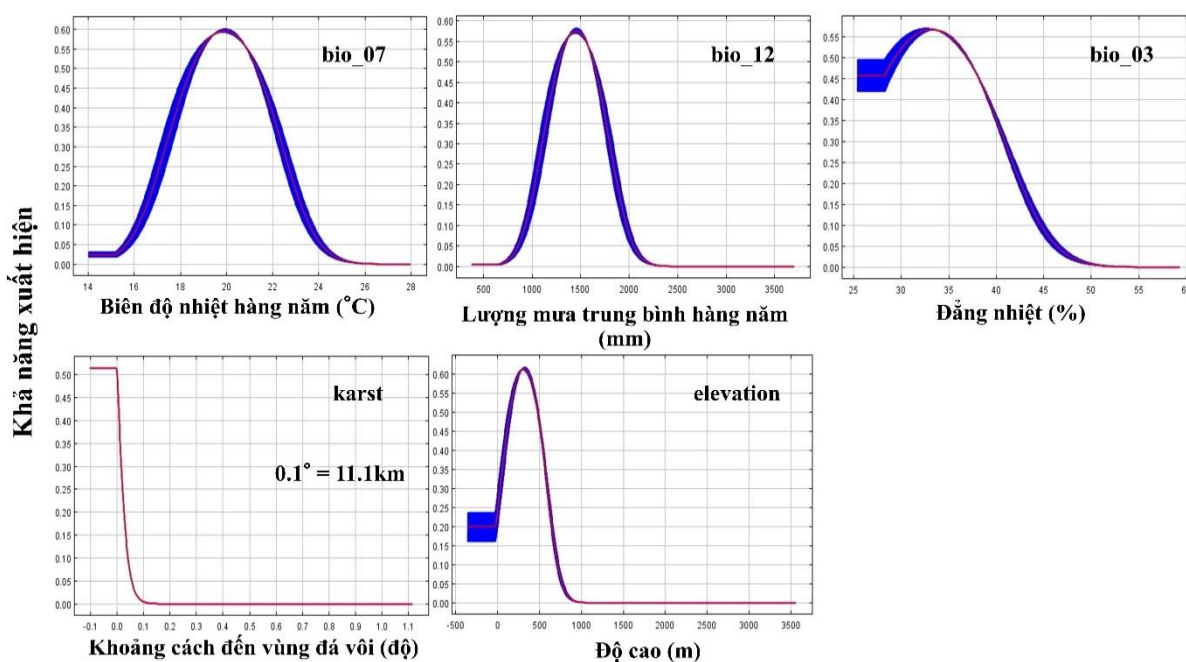
cảm với sự thay đổi của khí hậu. Đây có thể sẽ là một hướng nghiên cứu trong tương lai về sự tác động của biến đổi khí hậu đến loài này.

Theo kết quả ở Bảng 2 và Hình 1 cho thấy rằng loài này phụ thuộc rất cao vào môi trường sống đá vôi. Vùng môi trường sống phù hợp của loài xuất hiện chủ yếu ở vùng đá vôi (Hình 2). Môi trường đá vôi là nơi phân bố có nhiều loài đặc hữu, quý hiếm và có nguy cơ bị tuyệt chủng [30]. Nhiều loài thực vật sống ở vùng đá vôi thường yêu cầu các điều kiện về môi trường sống rất đặc biệt (như khô hạn, nhiệt độ cao, ánh sáng mạnh, hàm lượng canxi trong đất cao), chính điều này đã làm cho chúng trở thành những loài đặc hữu hẹp và ít gặp ở các vùng khác [31]. Kết quả từ nghiên cứu này cũng phù hợp với những nghiên cứu trước đây [13, 16, 17]. Các tác giả này đã chỉ ra rằng, loài Hoàng đàn hữu liên phân bố chủ yếu ở vùng núi đá vôi ở Khu Bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên, tỉnh Lạng Sơn.

Bên cạnh đó, độ cao cũng là yếu tố có đóng góp quan trọng vào mô hình (12,3%). Kết quả nghiên cứu về mối quan hệ của loài Hoàng đàn hữu liên với độ cao cho thấy rằng khả năng xuất hiện loài này đạt mức trên 60% ở độ cao 300–

400 m, sau đó xu hướng này giảm dần ở độ cao hơn (Hình 1). Kết quả này cũng phù hợp với các kết quả của các nghiên cứu trước đây khi phát hiện độ cao phân bố chủ yếu của loài này từ 300 – 500 m so với mặt nước biển [13, 16, 17]. Độ cao là nhân tố môi trường có ảnh hưởng rõ rệt đến phân bố loài thực vật thông qua việc ảnh hưởng đến điều kiện đất đai và khí hậu [32]. Kết quả từ nghiên cứu này cũng đồng ý với các nghiên cứu trước đây khi cho rằng độ cao có vai trò quan trọng trong việc hình thành và phân bố của các loài thực vật [33].

Theo kết quả của mô hình, sự đóng góp của nhân tố liên quan đến con người (bao gồm khoảng cách đến đường chính, mật độ dân số và dấu chân người) vào mô hình là không cao (Bảng 2). Kết quả này có thể do bị ảnh hưởng bởi độ phân giải thô của các nhân tố này. Tuy nhiên, kết quả của các nghiên cứu trước đây đã xác định rằng các tác động của con người là một trong những yếu tố quan trọng ảnh hưởng đến sự suy giảm số lượng và vùng phân bố của loài Hoàng đàn hữu liên [13, 14, 17]. Do đó, các nhân tố liên quan đến con người cần được quan tâm trong công tác bảo tồn loài Hoàng đàn hữu liên.

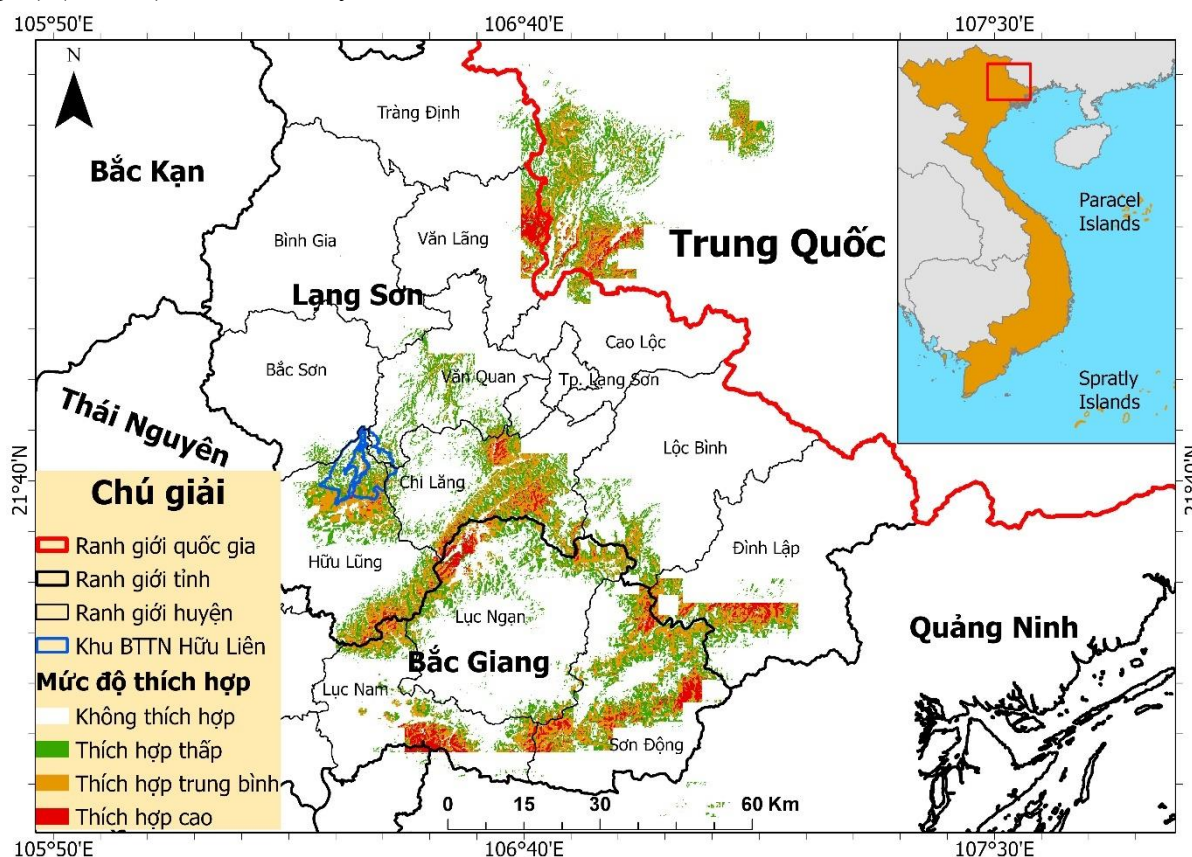


Hình 1. Đường cong phản ứng của loài Hoàng đàn hữu liên và năm nhân tố môi trường có đóng góp nhiều nhất vào mô hình dự đoán vùng phân bố

3.3. Dự đoán môi trường sống của loài Hoàng đàn hữu liên

Theo kết quả của mô hình Maxent, vùng phân bố phù hợp với loài Hoàng đàn hữu liên được dự đoán với tổng diện tích khoảng 2050 km² (trong đó khoảng 205 km² vùng phân bố phù hợp cao, 845 km² vùng phân bố phù hợp trung bình và 1000 km² vùng phân bố phù hợp thấp), chủ yếu tập trung ở khu vực phía Nam của tỉnh Lạng Sơn (huyện Hữu Lũng, Chi Lăng, Lộc Bình và Đình Lập), vùng giáp ranh với Trung Quốc ở phía Đông Bắc của tỉnh Lạng Sơn (huyện Văn Lãng), và phía Đông của tỉnh Bắc Giang (huyện Lục Nam, Sơn Động và Lục Ngạn) (Hình 2). Diện tích này lớn hơn nhiều so

với các công bố trước đây, các nhà nghiên cứu cho rằng diện tích vùng phân bố của loài này khoảng 204 km² [13]. Theo kết quả nghiên cứu này, diện tích vùng phân bố thích hợp của loài Hoàng đàn hữu liên nằm trong khu bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên rất nhỏ khoảng 48 km², trong đó 29 km² vùng phân bố thích hợp thấp, 18 km² vùng phân bố thích hợp trung bình và 1 km² vùng phân bố thích hợp cao, chiếm 2,4% tổng diện tích vùng phân bố thích hợp tiềm năng của loài. Kết quả nghiên cứu này sẽ là một tham khảo hữu ích cho các nhà khoa học, nhà bảo tồn, nhà quản lý trong quản lý và bảo tồn loài thực vật đặc hữu này.



Hình 2. Vùng phân bố thích hợp tiềm năng của loài Hoàng đàn hữu liên. Ranh giới Khu Bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên được tham khảo từ Ban quản lý Khu Bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên

Đối với các hoạt động bảo tồn nội vi: các nhà khoa học, nhà quản lý và nhà bảo tồn cần thực hiện thêm các cuộc điều tra bổ sung, đặc biệt ưu tiên ở các vùng phân bố thích hợp cao để có thể phát hiện thêm các cá thể loài Hoàng đàn hữu liên. Ngoài ra, cần ưu tiên bảo tồn các sinh cảnh hiện có ở khu vực phân bố thích hợp tiềm năng

của loài, đặc biệt là vùng phân bố thích hợp cao nhằm duy trì môi trường sống thích hợp của loài này. Điều này sẽ giúp cho loài này có điều kiện sống tốt nhất để ra nón và tạo quả nón, là nguồn cung cấp giống cho các hoạt động nhân giống và gây trồng. Bên cạnh đó, phần lớn diện tích vùng phân bố tiềm năng nằm ngoài Khu Bảo tồn

thiên nhiên Hữu Liên. Do đó, cần điều tra chi tiết thêm về phân bố của loài Hoàng đàn này làm cơ sở mở rộng ranh giới Khu Bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên nhằm bảo vệ sinh cảnh và môi trường sống của loài Hoàng đàn hữu liên cũng như bảo vệ sinh cảnh của các loài sinh vật khác.

Đối với hoạt động bảo tồn ngoại vi: cần có những nghiên cứu về nhân giống và trồng thử nghiệm loài Hoàng đàn hữu liên ở các khu vực có môi trường sống thích hợp cao nhằm tăng số lượng cá thể loài này. Từ đó góp phần bảo tồn bền vững loài đặc hữu và quý hiếm này ở Việt Nam. Theo kết quả nghiên cứu của Phạm Văn Thế và cộng sự (2013) [13] cho thấy rằng, khả năng tái sinh ngoài tự nhiên của loài này rất kém do loài này phân bố ở những khu vực dốc và ở các hẻm đá nên khả năng tái sinh của hạt sau khi rời khỏi quả nón gặp rất nhiều khó khăn. Bên cạnh đó, nhiều cây trưởng thành nhưng chưa ra nón và quả nón vì vậy nguồn hạt giống của loài cho nhân giống là rất ít. Vì vậy, nhân giống bằng hom đã được các nhà khoa học quan tâm và thực hiện. Trên thực tế, các nhà khoa học cùng với người dân địa phương đã tiến hành nhân giống loài Hoàng đàn hữu liên từ hom và cho kết quả tốt tại Khu Bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên, Lạng Sơn [13]. Đây sẽ là những tín hiệu tốt trong việc nhân giống để trồng bảo tồn loài đặc hữu này đặc biệt có thể trồng ở các vùng thích hợp cao, nhằm ngăn chặn nguy cơ tuyệt chủng của loài này.

4. KẾT LUẬN

Môi trường sống phù hợp của loài Hoàng đàn hữu liên được dự đoán với độ chính xác cao khi sử dụng mô hình phân bố loài. Kết quả nghiên cứu đã xác định được vùng phân bố phù hợp với loài và đánh giá được các nhân tố môi trường ảnh hưởng đến phân bố của loài này. Khả năng phân bố của loài Hoàng đàn hữu liên chịu ảnh hưởng chủ yếu của nhân tố đẳng nhiệt (bio_03), lượng mưa trung bình hàng năm (bio_12), khoảng cách đến vùng đá vôi (karst), độ cao (elevation) và biên độ nhiệt hàng năm (bio_07). Điều này có thể thấy rằng loài này nhạy cảm với

điều kiện khí hậu. Do đó, loài này có thể bị đe dọa cao hơn (ví dụ như tuyệt chủng) bởi tác động của biến đổi khí hậu. Vùng phân bố thích hợp tiềm năng của loài này có diện tích khoảng 2050 km², ngoài khu vực được phát hiện tại Khu Bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên thì vùng phân bố thích hợp tiềm năng của loài này bao gồm một số vùng khác lân cận như khu vực tiếp giáp với Trung Quốc ở phía Đông Bắc tỉnh Lạng Sơn và khu vực tiếp giáp với tỉnh Bắc Giang ở phía Nam. Các nhà quản lý, cán bộ kiểm lâm cần ưu tiên và thường xuyên tuần tra rừng để duy trì và bảo vệ các cá thể hiện tại và vùng sinh thái của loài tại Khu Bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên. Bên cạnh đó, các hoạt động điều tra bổ sung ở các khu vực phân bố thích hợp tiềm năng khác cần được triển khai nhằm phát hiện thêm các cá thể/quần thể loài. Mở rộng ranh giới Khu Bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên cũng cần được ưu tiên nhằm bảo tồn các sinh cảnh và môi trường sống của loài Hoàng đàn hữu liên. Mặc dù các nhân tố con người (khoảng cách đến đường, dấu chân con người và mật độ dân số) không có nhiều đóng góp trong mô hình dự đoán phân bố của loài, nhưng theo kết quả điều tra của các nghiên cứu trước đây, một trong những nguyên nhân gây suy giảm mật độ loài cây này ngoài tự nhiên là do tác động của con người như làm giảm môi trường sống của loài này, khai thác quá mức cho mục đích thương mại [11, 13, 16]. Vì vậy, các nhà quản lý cần có những giải pháp cả về mặt luật, kinh tế, và xã hội cũng như giải pháp về giáo dục tuyên truyền để nâng cao nhận thức về bảo vệ tài nguyên rừng nói chung cho người dân sống ở gần khu vực có loài cây này phân bố. Kết quả nghiên cứu này có thể là tài liệu tham khảo cần thiết cho các hoạt động bảo tồn loài đặc hữu và có nguy cơ tuyệt chủng này.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Barnosky A.D., Matzke N., Tomiya S., Wogan G.O.U., Swartz B., Quental T.B., Marshall C., McGuire J.L., Lindsey E.L. & Maguire K.C. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*. 471(7336): 51-57. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature09678>.

- [2]. Forest F., Moat J., Baloch E., Brummitt N.A., Bachman S.P., Ickert-Bond S., Hollingsworth P.M., Liston A., Little D.P. & Mathews S. (2018). Gymnosperms on the EDGE. Scientific reports. 8(1): 1-11. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-24365-4>.
- [3]. Polak T. & Saltz D. (2011). Reintroduction as an ecosystem restoration. Conservation Biology. 25(3): 424-427. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2011.01669.x.
- [4]. Qin A., Liu B., Guo Q., Bussmann R.W., Ma F., Jian Z., Xu G. & Pei S. (2017). Maxent modeling for predicting impacts of climate change on the potential distribution of *Thuja sutchuenensis* Franch., an extremely endangered conifer from southwestern China. Global Ecology and Conservation. 10: 139-146. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.02.004>.
- [5]. Guisan A., Tingley R., Baumgartner J.B., Naujokaitis-Lewis I., Sutcliffe P.R., Tulloch A. I.T., Regan T.J., Brotons L., McDonald-Madden E. & Mantyka-Pringle C. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. Ecology letters. 16(12): 1424-1435. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12189>.
- [6]. Phillips S.J., Anderson R.P. & Schapire R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological modelling. 190(3-4): 231-259. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>.
- [7]. Nguyen Thanh Tuan, Gliottone I., Pham Mai Phuong & Vu Dinh Duy (2021). Current and future predicting habitat suitability map of *Cunninghamia konishii* Hayata using MaxEnt model under climate change in Northern Vietnam. European Journal of Ecology. 7(2): 1-17.
- [8]. Xie C., Huang B., Jim C.Y., Liu D., Liu C. & Zhu Z. (2022). Predicting suitable habitat for the endangered plant *Cephalotaxus oliveri* Mast. in China. Environmental Conservation. 1-8. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0376892922000376>.
- [9]. Wisz M.S., Hijmans R.J., Li J., Peterson A.T., Graham C.H. & Guisan A. (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. Diversity and distributions. 14(5): 763-773. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x>.
- [10]. Rhind S.G. (2012). Vietnam's vanishing wildlife: the new threat of climate change. In: Wildlife and Climate Change: towards robust conservation strategies for Australian fauna. Lunney D. & Hutchings P. (eds.). Royal Zoological Society of New South Wales. 137. Retrieved from <https://meridian.allenpress.com/rzsns-0ther-books/book/622/Wildlife-and-Climate-ChangeTowards-robust> on June 26, 2023.
- [11]. Phan Ke Loc, Pham Van The, Phan Ke Long, Regalado J. & Averyanov L.V. (2017). Native conifers of Vietnam - a review. Pakistan Journal of Botany. 49(5): 2037-2068.
- [12]. Bộ Khoa học và Công nghệ (2007). Sách Đỏ Việt Nam. Phần 2 - Thực vật. Nhà xuất bản Khoa học tự nhiên và Công nghệ, Hà Nội, Việt Nam.
- [13]. Pham Van The, Phan Ke Loc & Nguyen Tien Hiep (2013). The status of wild and cultivated populations of *Cupressus tonkinensis* Silba in Vietnam. Bulletin CCP. 2(1): 11.
- [14]. Nguyễn Tiến Hiệp, Nguyễn Quang Hiếu, Phan Kế Lộc, Trần Huy Thái, Phạm Văn Thế, Nguyễn Sinh Khang, Nguyễn Tiến Vinh & Nguyễn Minh Tâm (2011). Bổ sung một số dẫn liệu về quần thể, hàm lượng tinh dầu và đa dạng di truyền loài Hoàng đàn hữu liên (*Cupressus tonkiensis* Silba) tại Khu bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên, tỉnh Lạng Sơn phục vụ cho đánh giá tình trạng bảo tồn của chúng tại Việt Nam. Hội nghị khoa học toàn quốc lần thứ 4 về Sinh thái và tài nguyên sinh vật. Ngày 21 tháng 10 năm 2011. Hà Nội, Việt Nam.
- [15]. Silba J. (1994). The trans-pacific relationship of *Cupressus* in India and North America. Journal of the International Conifer Preservation Society. 1(23).
- [16]. Little D.P., Thomas P.I., Nguyễn Tiến Hiệp & Phan Kế Lộc (2011). Before it had a name: Diagnostic characteristics, geographic distribution, and the conservation of *Cupressus tonkinensis* (Cupressaceae). Brittonia. 63(2): 171-196. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12228-010-9146-0>.
- [17]. Phạm Văn Thế, Trần Huy Thái & Nguyễn Tiến Hiệp (2009). Bổ sung một số dẫn liệu về sinh thái và bảo tồn loài Hoàng đàn hữu liên (*Cupressus tonkinensis* Silba) tại Khu bảo tồn thiên nhiên Hữu Liên, tỉnh Lạng Sơn. Hội nghị Khoa học toàn quốc lần thứ 3 về Sinh thái và tài nguyên sinh vật. Hà Nội, Việt Nam.
- [18]. Fick S.E. & Hijmans R.J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. International journal of climatology. 37(12): 4302-4315. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- [19]. Jarvis A., Reuter H.I., Nelson A. & Guevara E. (2008). Hole-filled seamless SRTM data V4, International Centre for Tropical Agriculture (CIAT). Retrieved from <https://srtm.csi.cgiar.org> on January 8, 2022.
- [20]. Karra K. (2023). Global land use/land cover with Sentinel-2 and deep learning. IGARSS 2021-2021 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. IEEE, 2021. Retrieved from https://env1.arcgis.com/arcgis/rest/services/Sentinel2_10_m_LandCover/ImageServer on January 29, 2023.
- [21]. Columbia University Center for International Earth Science Information Network (2018). Documentation for the gridded population of the world, version 4 (GPWv4), revision 11 data sets. Palisades NY: NASA Socioeconomic Data and Applications Center

- (SEDAC). Retrieved from <https://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/gpw-v4-population-density-rev11> on February 26, 2023.
- [22]. OpenStreetMapFoundation (2022). Open street map. Retrieved from <https://www.openstreetmap.org/> on May 22, 2023.
- [23]. Venter O., Sanderson E.W., Magrach A., Allan J.R., Beher J., Jones K.R., Possingham H.P., Laurance W.F., Wood P. & Fekete B.M. (2016). Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009. *Scientific data*. 3(1): 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1038/sdata.2016.67>.
- [24]. Chen Z., Goldscheider N., Auler A.S., Bakalowicz M., Broda S., Drew D., Hartmann J., Jiang G., Moosdorf N., Richts A., Stevanovic Z., Veni G., Dumont A., Aureli A., Clos P. & Krombholz M. (2017). World Karst Aquifer Map (WHYMAP WOKAM). BGR, IAH, KIT, UNESCO. DOI: https://doi.org/10.25928/b2.21_sfkq-r406.
- [25]. NASA JPL (2013). NASA Shuttle Radar Topography Mission Global 1 arc second [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. DOI: <https://doi.org/10.5067/MEaSUREs/SRTM/SRTMGL1.003>.
- [26]. Phillips S.J., Dudík M. & Schapire R.E. (2023). Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.4). Retrieved from http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/ on June 10, 2023.
- [27]. Fielding A.H. & Bell J.F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental conservation*. 24(1): 38-49. DOI: www.jstor.org/stable/44519240.
- [28]. Swets J.A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*. 240(4857): 1285-1293. DOI: 10.1126/science.3287615.
- [29]. Zhou Y., Zhang Z., Zhu B., Cheng X., Yang L., Gao M. & Kong R. (2021). MaxEnt modeling based on CMIP6 models to project potential suitable zones for *Cunninghamia lanceolata* in China. *Forests*. 12(6): 752. DOI: <https://doi.org/10.3390/f12060752>.
- [30]. Clements R., Sodhi N.S., Schilthuizen M. & Peter K.L.Ng. (2006). Limestone karsts of Southeast Asia: imperiled arks of biodiversity. *Bioscience*. 56(9): 733-742. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[733:LKOSAI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[733:LKOSAI]2.0.CO;2).
- [31]. Liu C., Huang Y., Wu F., Liu W., Ning Y., Huang Z., Tang S. & Liang Y. (2021). Plant adaptability in karst regions. *Journal of plant research*. 134: 889-906. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10265-021-01330-3>.
- [32]. Barry R.G. (2008). *Mountain weather and climate* Cambridge University Press. New York.
- [33]. Lan G., Hu Y., Cao M. & Zhu H. (2011). Topography related spatial distribution of dominant tree species in a tropical seasonal rain forest in China. *Forest Ecology and Management*. 262(8): 1507-1513. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.06.052>.