

ÁP DỤNG MÔ HÌNH TỶ LỆ TẦN SUẤT VÀ PHÂN MẢNH RỪNG ĐỂ XÂY DỰNG BẢN ĐỒ DỰ BÁO MẤT RỪNG Ở HUYỆN NAM ĐÔNG, TỈNH THỪA THIÊN HUẾ

Nguyễn Văn Lợi^{1*}, Dương Văn Thành¹, Nguyễn Hoi¹, Lê Thái Hùng¹,
Hồ Đăng Nguyễn¹, Phạm Thị Phương Thảo¹, Vũ Thị Thùy²

¹Trường Đại học Nông lâm, Đại học Huế;

²Viện khoa học Lâm nghiệp Việt Nam.

*Tác giả liên hệ: nguyenvanloi@huaf.edu.vn

Nhận bài: 29/02/2023 Hoàn thành phản biện: 13/03/2023 Chấp nhận bài: 30/03/2023

TÓM TẮT

Mục tiêu của nghiên cứu là thành lập bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế. Tám nhân tố dự báo có liên quan mất rừng tự nhiên (độ cao, độ dốc, khoảng cách từ khu dân cư, khoảng cách từ sông suối, khoảng cách từ các con đường gần nhất) đã được lựa chọn và đánh giá các mức độ nguy cơ mất rừng khác nhau thông qua mô hình tỷ lệ tần suất trong GIS. Hai cảnh ảnh của vệ tinh Landsat 5 Thematic mapper (TM) năm 2005 và Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) năm 2020 cũng đã được sử dụng để đánh giá sự thay đổi và phân mảnh rừng tự nhiên. Kết quả cho thấy khoảng 4,1% diện tích rừng tự nhiên bị mất trong vòng 15 năm qua (2005-2020). Mô hình tỷ lệ tần suất đảm bảo độ tin cậy và có khả năng dự báo tốt địa điểm mất rừng (thảm định cho giá trị AUC đạt 0,805). Trong tổng số 47.805,4 ha rừng tự nhiên hiện có của năm 2020, có khoảng 8,88% được đánh giá ở mức nguy cơ mất rừng cao, 12,69% ở mức nguy cơ trung bình, 53,65% ở mức nguy cơ thấp và 24,79% ở mức nguy cơ rất thấp. Những khu vực dự báo có nguy cơ mất rừng cao cần có những hoạt động can thiệp phù hợp để giảm thiểu mất rừng tự nhiên. Ngoài ra, phương pháp tích hợp mô hình tỷ lệ tần suất, phân mảnh rừng, kỹ thuật GIS và viễn thám đã tỏ ra hữu ích trong việc phân tích các mức độ mất rừng tự nhiên khác nhau và nhận biết các nhân tố gây ra mất rừng ở vùng nghiên cứu.

Từ khóa: GIS, Landsat, Nam Đông, Mô hình tỷ lệ tần suất, Phân mảnh rừng

APPLICATION OF FREQUENCY RATIO MODEL AND FOREST FRAGMENTATION TO BUILD MAP OF DEFORESTATION PROBABILITY IN NAM DONG DISTRICT, THUA THIEN HUE PROVINCE

Nguyen Van Loi^{1*}, Duong Van Thanh¹, Ho Dang Nguyen¹, Le Thai Hung¹,
Nguyen Hoi¹, Pham Thi Phuong Thao¹, Vu Thi Thuy²

¹University of Agriculture and Forestry, Hue University;

²Vietnamese Academy of Forest Sciences.

ABSTRACT

The objective of the study is to create a forecast map of natural deforestation in Nam Dong district, Thua Thien Hue province. Eight deforestation prediction factors (elevation, slope, distance from residential areas, distance from rivers and streams, and distance from nearest road) were chosen and identified different levels of deforestation probability through a frequency ratio model in GIS. Two image scenes of the Landsat 5 Thematic mapper (TM) satellite in 2005 and the Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) in 2020 were also used to assess natural forest change and forest fragmentation. The frequency ratio model ensures reliability and has good capacity of predicting location of deforestation probability (validating AUC = 0,805). The results showed that about 4.1% of the natural forest area has been deforested over the past 15 years (2005-2020). Out of 47,805.4 hectares of existing natural forest in 2020, about 8.88% was assessed at the level of the high level of deforestation probability, 12.69% at medium level, 53.65% at low level, and 24.79% at very low level. The areas of high level of deforestation probability need appropriate intervention activities to minimize the loss of natural forests. In addition, the integrated method involving the frequency ratio model, forest fragmentation, GIS and remote sensing techniques have proved usefully in analyzing the different levels of deforestation probability and identifying causative factors in the study area.

Keywords: GIS, Landsat, Forest fragmentation, Nam Dong, Frequency ratio model

1. MỞ ĐẦU

Mất độ che phủ rừng đã trở thành một trong những mối quan tâm của toàn cầu vì những tác động tiêu cực của nó đối với đa dạng sinh học và biến đổi khí hậu. Khi rừng bị suy giảm, các dịch vụ hệ sinh thái có được từ rừng đã bị suy thoái nghiêm trọng. Rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế được ghi nhận là nơi phân bố của nhiều loài động vật và thực vật có giá trị kinh tế và bảo tồn cao ở khu vực miền Trung Trường Sơn, Việt Nam. Để quản lý bảo vệ tốt rừng tự nhiên hiện còn, huyện Nam Đông đã thực hiện chính sách giao đất, giao rừng tự nhiên cho các cộng đồng và nhóm hộ quản lý từ năm 2014. Tuy nhiên, tài nguyên rừng tự nhiên ở đây đã và đang đang tiềm ẩn nhiều nguy cơ, rủi ro mất rừng và suy thoái rừng do nhiều nguyên nhân khác nhau như xâm lấn đất rừng chuyển sang trồng keo, chuyển đổi mục đích sử dụng để phát triển cơ sở hạ tầng tầng như xây dựng đường cao tốc La Sơn - Túy Loan, hồ thủy điện ở xã Thượng Nhật, Thượng Lộ (Thị Phương Thảo và cs., 2022; Nguyễn Văn Lợi và cs., 2022).

Các nhân tố tự nhiên (độ dốc và độ cao), các nhân tố kinh tế xã hội (tiếp cận rừng tự nhiên từ mạng lưới đường, khu dân cư gần nhất), con người (chủ rừng) đã và đang mang lại những thay đổi trong sử dụng đất, thường ảnh hưởng đến hệ sinh thái rừng (Holland và Steyn, 1975). Do đó, cần phải xem xét ảnh hưởng giữa các nhân tố tự nhiên, kinh tế xã hội và con người đến sự suy giảm độ che phủ rừng (Abdullah và Nakagoshi, 2007).

Hầu hết các nghiên cứu trước đây đã sử dụng mô hình hồi quy logistic và mô hình đánh giá đa tiêu chí trong môi trường GIS để phân tích ảnh hưởng của các nhân tố tự nhiên, kinh tế - xã hội đến quá trình mất rừng và suy thoái rừng. Loza (2004) đã sử dụng mô hình hồi quy logistic để phân tích

mối tương quan giữa nạn phá rừng và các nhân tố có liên quan đến người dân địa phương như tiếp cận rừng tự nhiên từ các khu dân cư, khoảng cách từ bìa rừng, và khoảng cách từ mạng lưới đường giao thông ở Bolivia. Arekhi (2011) cũng đã áp dụng mô hình hồi quy logistic và kỹ thuật GIS để đánh giá tình trạng mất rừng theo không gian bằng cách sử dụng cả các chỉ số có liên quan đến các nhân tố tự nhiên và kinh tế - xã hội. Một số tác giả cũng đã chứng minh tính hữu ích của mô hình tỷ lệ tần suất và phân mảnh rừng trong đánh giá mất rừng (Sahana và cs., 2018). Bởi vậy, trong nghiên cứu này, chúng tôi đã tích hợp mô hình tỷ lệ tần suất và phân mảnh rừng trong GIS để đánh giá và dự báo mất rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế với các mục tiêu nghiên cứu cụ thể như sau: i) Xác định và đánh giá được các tác động của các yếu tố tự nhiên và kinh tế - xã hội ảnh hưởng trực tiếp đến mất rừng tự nhiên và ii) Dự báo được các địa điểm có nguy cơ mất rừng tự nhiên cao ở vùng nghiên cứu. Dữ liệu mất rừng tự nhiên từ nghiên cứu này có ý nghĩa quan trọng giúp các nhà quản lý lâm nghiệp đưa ra các giải pháp quản lý rừng tự nhiên có hiệu quả trong thời điểm hiện tại và tương lai ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế.

2. NỘI DUNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Nội dung nghiên cứu

- Đánh giá nguyên nhân mất rừng, tầm quan trọng và mức độ tác động của các nhân tố dự báo đến mất rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế.
- Xây dựng các lớp phân mảnh rừng và nhân tố dự báo mất rừng tự nhiên.
- Thẩm định mô hình tỷ lệ tần suất và xây dựng bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên ở vùng nghiên cứu

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Trình tự các bước xây dựng bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên bằng phương pháp phân tích mô hình tỷ lệ tần suất, phân mảnh rừng và GIS được thể hiện ở Hình 1.

2.2.1. Xây dựng cơ sở dữ liệu đầu vào mô hình tỷ lệ tần suất

Trong nghiên cứu này, các nhân tố tự nhiên và kinh tế - xã hội ảnh hưởng đến mất rừng tự nhiên được xác định dựa trên cơ sở khảo sát thực địa kết hợp với phỏng vấn sâu cán bộ Kiểm lâm và các chủ rừng có liên quan. Qua đó, đã xác định được 8 nhân tố dự báo, trong đó hai nhân tố tự nhiên (độ dốc, độ cao) và 6 nhân tố kinh tế - xã hội (khoảng cách đến khu dân cư, khoảng cách đến sông suối, khoảng cách đến đường giao thông gần nhất, chất lượng rừng, phân mảnh rừng tự nhiên và chủ rừng quản lý đã được lựa chọn để xây dựng các lớp dữ liệu dự báo ảnh hưởng đến mất rừng tự nhiên. Bên cạnh đó, ảnh vệ tinh Landsat 5 (TM) và Landsat 8 (OLI) của tháng 5 năm 2005 và 2020 đã được tải miễn phí từ Website <https://earthexplorer.usgs.gov>. Hai cảnh ảnh này đã được sử dụng để xây dựng lớp nhân tố chất lượng rừng và phân mảnh rừng cho từng thời điểm tương ứng dựa trên cơ

sở phân loại có sự giám sát bằng thuật toán Maximum Likelihood classification và phân tích chỉ số thực vật NDVI. Nghiên cứu đã sử dụng chỉ số thống kê Kappa và độ chính xác tổng thể để đánh giá độ chính xác của phân loại trên ảnh Landsat cho từng thời điểm theo phương pháp mô tả của Anthony và cs. (2005) trên cơ sở phân tích 550 mẫu điều tra trên thực địa. Địa điểm chuyển đổi và mất rừng được xác định dựa trên cơ sở phân tích thay đổi độ che phủ của rừng tự nhiên từ năm 2005 đến 2020. Mô hình không gian hình thái (MSPA) cũng được sử dụng để đánh giá phân mảnh rừng tự nhiên. Lớp nhân tố độ cao và độ dốc được thiết lập từ mô hình số độ cao (DEM: Digital Elevation Model) thông qua phần mềm ArcGIS. Bên cạnh đó, phần mềm ArcGIS cũng được sử dụng để nội suy và tính toán khoảng cách đến khu dân cư, khoảng cách đến sông suối, khoảng cách đến đường giao thông gần nhất tương ứng với các mức độ ảnh hưởng của nó gây ra mất rừng. Tất cả các lớp nhân tố dự báo đầu vào cho mô hình tỷ lệ tần suất được chuyển từ dữ liệu Vector sang dữ liệu Raster có độ phân giải không gian 30 m (Bảng 1).

Bảng 1. Nguồn dữ liệu và mô tả các lớp nhân tố được sử dụng để dự báo mất rừng tự nhiên

Lớp nhân tố dự báo	Mô tả	Nguồn dữ liệu
Độ cao	Độ cao được phân loại thành các phân cấp ảnh hưởng : i) 0-300 m, (ii) 300-500m, (iii) 500-700 m và ≥ 700 m.	Bản đồ địa hình từ Chi cục Kiểm lâm tỉnh TT-Huế và mô hình độ cao số (DEM).
Độ dốc	Độ dốc được phân loại thành các phân cấp sau: (i) 0-15 ⁰ , (ii) 15-25 ⁰ , (iii) 25-35 ⁰ và $\geq 35^0$.	
Khoảng cách đến đường giao thông	Các vùng ảnh hưởng khác nhau theo khoảng cách tác động từ các con đường giao thông gần nhất : (i) 0 -1000 m, (ii) 1000-2000 m, (iii) 2000-3000 m và ≥ 3000 m.	Bản đồ mạng lưới đường từ Chi cục Kiểm lâm tỉnh Thừa Thiên Huế và bản đồ ảnh Google Earth.
Khoảng cách đến sông, suối	Các vùng ảnh hưởng khác nhau theo khoảng cách tác động từ các con sông suối gần nhất : i) 0-500 m, (ii) 500-1.000 m, (iii) 1.000-1.500 m và ≥ 1.500 m.	Bản đồ thủy văn từ Chi cục Kiểm lâm tỉnh Thừa Thiên Huế và bản đồ ảnh Google Earth.
Khoảng cách đến khu dân cư	Các vùng ảnh hưởng khác nhau theo khoảng cách tác động từ các con sông suối gần nhất : i) 0-2.000 m, (ii) 2.000-4.000 m, (iii) 4.000-6.000 m và ≥ 6.000 m.	Bản đồ phân bố khu dân cư từ Chi cục Kiểm lâm tỉnh TT-Huế và bản đồ ảnh Google Earth.
Hiện trạng/chất lượng rừng tự nhiên năm 2005 và 2020	Được phân ra thành các loại sau theo Thông tư 33/2018/TT-BNNPTNT: (i) rừng lá rộng thường xanh giàu (TXG) có trữ lượng > 200 m ³ /ha, (ii) rừng lá rộng thường xanh trung bình (TXB): 101-200 m ³ /ha, (iii) rừng lá rộng thường xanh nghèo (TXN): 8-100 m ³ /ha, (iv) rừng lá rộng thường xanh phục hồi (TXP): < 100 m ³ /ha, (v) rừng hỗn giao gỗ tre nứa, (vi) rừng tre nứa.	-Trích xuất từ Landsat 5 năm 2005 và Landsat 8 năm 2020, dữ liệu kiểm kê rừng năm 2016 từ Chi cục Kiểm lâm tỉnh Thừa Thiên Huế. - Số liệu điều tra trên các ô mẫu ở các tuyến điều tra tại các xã Hương Phú, Hương Lộc, Thượng Lộ, Thượng Nhật và Thượng Quảng.
Chủ rừng	Ranh giới các chủ rừng quản lý, bao gồm Vườn quốc gia Bạch Mã, Khu bảo tồn Sao La, Ban quản lý rừng phòng hộ Nam Đông, rừng giao cho cộng đồng và nhóm hộ quản lý.	Chi cục Kiểm lâm tỉnh Thừa Thiên Huế và các chủ rừng có liên quan.
Phân mảnh rừng năm 2005 và 2020	Phân mảnh rừng được phân ra thành các dạng phân mảnh rừng khác nhau (Vogt và Riitters, 2018), gồm (i) rừng lõi lớn, (ii) rừng lõi trung bình, (iii) rừng lõi nhỏ, (iv) bìa rừng, (iv) rừng khuyết lõi và (vi) rừng bị cách ly.	Trích xuất từ Landsat 5 năm 2005, Landsat 8 năm 2020 và mô hình không gian hình thái (MSPA)

2.2.2. Phân mảnh rừng tự nhiên

Sử dụng mô hình phân tích không gian (MSPA) được Vogt và Riitters phát triển năm 2018 để phân tích phân mảnh rừng năm 2005 và 2020 ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế. Mô hình MSPA sử dụng nguồn dữ liệu hiện trạng rừng tự nhiên (có rừng và không có rừng). Do đó, lớp chất lượng rừng của từng thời điểm được giải đoán và phân tích từ ảnh Landsat được phân loại lại thành các lớp không có rừng và có rừng, rồi sau đó chuyển từ dữ liệu Vector sang Raster. Kết quả phân

tích MSPA đã phân thảm thực vật rừng tự nhiên thành các loại phân mảnh rừng khác nhau, bao gồm rừng lõi lớn (> 200 ha), rừng lõi trung bình (100-200 ha), rừng lõi nhỏ (< 100 ha), bìa rừng (trong phạm vi 100 m), rừng khuyết lõi và rừng bị cách ly.

2.2.3. Mô hình tỷ lệ tàn suất

Tỷ lệ tàn suất là một phương pháp tiếp cận thống kê hai biến và được sử dụng cho xác suất tính nhạy cảm nguy cơ mất rừng với mối quan hệ của các nhân tố ảnh hưởng/dự báo đến mất rừng tự nhiên như phân mảnh rừng, chất lượng rừng, chủ quản

lý, độ cao, độ dốc, khoảng cách đường, khoảng cách khu dân cư và khoảng cách sông suối gần nhất. Mô hình tỷ số tần suất dựa trên cơ sở phân bố mất rừng tự nhiên và các nhân tố ảnh hưởng để lập mối tương quan giữa chúng. Tỷ lệ tần suất cho từng nhân tố ảnh hưởng đến mất rừng được tính theo phương trình sau:

$$FR_i = \left(\frac{M_i / M}{N_i / N} \right) \quad (1)$$

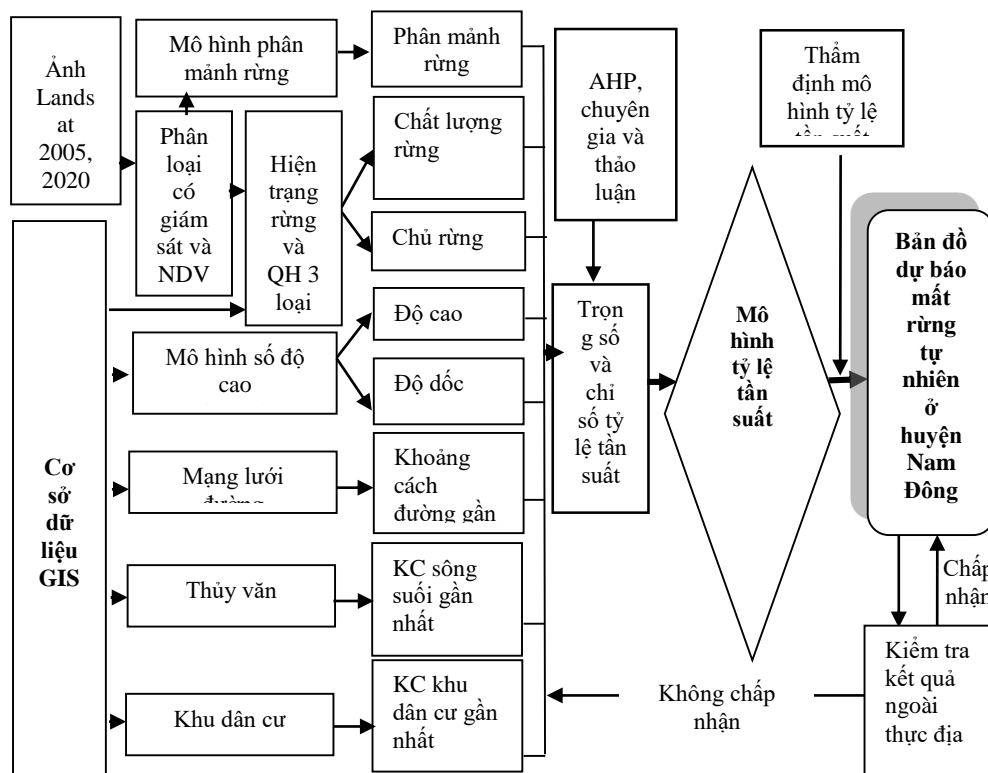
Trong đó FR_i = Chỉ số tỷ lệ tần suất mất rừng tự nhiên của mỗi nhân tố; M_i = Số pixel mất rừng cho mỗi một phân cấp/chỉ tiêu của mỗi nhân tố; M = Tổng số pixel mất rừng trong khu vực nghiên cứu; N_i = Số pixel của mỗi nhân tố; N = Tổng số pixel của mỗi nhân tố.

Để xây dựng bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên, cần phải lựa chọn mô hình phù hợp để tích hợp các nhân tố ảnh hưởng đến mất rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế. Trong nghiên cứu này, chúng tôi sử dụng mô hình tỷ lệ tần suất thông qua phương trình 2.

$$DRI = W_1 * FR_1 + W_2 * FR_2 + \dots + W_n * FR_n \quad (2)$$

Trong đó, DRI = Chỉ số mất rừng tự nhiên, W_1, W_2, \dots, W_n , và FR_1, FR_2, \dots, FR_n là trọng số và chỉ số tỷ lệ tần suất mất rừng tự nhiên tương ứng của các nhân tố 1 ; 2 ; ...n.

Phương pháp phân tích thứ bậc (AHP: Analytic Hierarchy Process), là một trong những phương pháp được sử dụng rộng rãi nhất để hỗ trợ đưa ra quyết định. Do đó, phương pháp AHP đã được sử dụng để xác định trọng số của các nhân tố dự báo mất rừng dựa trên cơ sở phân tích ma trận so sánh cặp đôi các nhân tố. Để đảm bảo tính nhất quán của ma trận so sánh theo cặp, tính nhất quán phải được kiểm tra giá trị thích hợp của 8 nhân tố dự báo thông qua tỉ số nhất quán (Consistency ratio: CR). Nếu giá trị tỷ số nhất quán $CR < 0,1$; có nghĩa là ma trận so sánh theo cặp có tính nhất quán chấp nhận được. Ngược lại, nếu $CR \geq 0,1$; chứng tỏ tính nhất quán theo cặp không đầy đủ, chưa thích hợp, đòi hỏi phải thực hiện lại ma trận so sánh cặp đôi (Saaty, 2000).



Hình 1. Quy trình đánh giá và xây dựng bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên

2.3. Thẩm định mô hình tỷ lệ tàn suất

Đánh giá độ chính xác tổng thể (OA) của mô hình là một bước quan trọng trong mô hình hóa thay đổi sử dụng đất vì nó liên quan đến việc cung cấp thông tin xác thực cho các bên liên quan về sự thay đổi sử dụng đất tiềm năng trong tương lai (Grinand và cs., 2013). Trên cơ sở này, chúng tôi kiểm chứng dự báo mất rừng bằng phương pháp so sánh 3 bản đồ (Eraso và cs., 2013), bản đồ hiện trạng rừng tham khảo năm 2005, bản đồ hiện trạng rừng tham chiếu

năm 2020 và bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên năm 2020. Ngoài ra, giá trị diện tích dưới đường cong AUC (Area under the Curve) là thước đo phổ biến nhất trong đánh giá khả năng dự báo của các mô hình thay đổi sử dụng và che phủ đất (Vieilledent và cs., 2013). Bởi vậy, để thẩm định mô hình tỷ lệ tàn suất dự báo mất rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế, chúng tôi đã sử dụng chỉ số thống kê AUC và độ chính xác tổng thể (OA). Các giá trị thống kê này được tính toán thông qua ma trận mất rừng tự nhiên (Bảng 1).

Bảng 1. Ma trận thay đổi được sử dụng để thẩm định mô hình tỷ lệ tàn suất

		Tham khảo	
		Không mất rừng (0)	Mất rừng tự nhiên (1)
Dự báo	Không mất rừng (0)	A	D
	Mất rừng tự nhiên (1)	C	B

$OA = (A+B)/(A+B+C+D)$, $AUC = \{B/(B+C)\} * \{A/(A+C)\}$, trong đó A biểu thị một dự báo chính xác về không mất rừng; B là mất rừng được dự báo chính xác; C là số pixel không mất rừng được dự báo là mất rừng; và D là mất rừng quan sát được dự báo là không mất rừng.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Nguyên nhân mất rừng và sự thay đổi rừng tự nhiên

Kết quả phân loại trên tư liệu ảnh Landsat cho thấy độ chính xác tổng thể là 89% cho năm 2005 và 91% cho năm 2020, chỉ số Kappa lần lượt là 0,87 và 0,89 cho năm 2005 và 2020. Điều này vượt quá các ngưỡng được thiết lập trước đây là có thể chấp nhận được vì ngưỡng đề xuất chấp nhận được tối thiểu phải đạt độ chính xác ≥ 85% (Voight và cs., 2019). Do đó, với chỉ số thống kê Kappa và độ chính xác tổng thể đạt được có thể khẳng định rằng kết quả phân tích và giải đoán ảnh vệ tinh Landsat 5 và Landsat 8 đảm bảo độ tin tưởng để xây dựng hai bản đồ hiện trạng rừng năm 2005 và năm 2020. Qua đó, xác định được diện tích rừng tự nhiên (TXG, TXB, TXN, TXP, rừng hỗn giao gỗ tre nứa, rừng tre nứa) năm 2005 và năm 2020 tương ứng lần lượt là 49.730,9 và 47.805,4 (Nguyễn Văn Lợi và cs., 2022) và đánh giá được sự thay đổi rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa

Thiên Huế. Hai bản đồ này sau đó được chồng lên nhau để ước tính diện tích mất rừng trong vòng 15 năm (từ năm 2005 - 2020) và đánh giá phân mảnh rừng cho từng thời kỳ. Kết quả cũng cho thấy từ năm 2005 đến năm 2020, có khoảng 2.030,1 ha rừng tự nhiên đã bị chuyển đổi thành các dạng sử dụng khác. Nguyên nhân chính gây mất rừng là do người dân địa phương xâm lấn rừng để trồng keo (Bảng 2). Trong tổng số diện tích chuyển đổi, có khoảng 1.569,4 ha chuyển sang trồng rừng keo; 338,5 ha chuyển thành đất trồng và do cháy rừng; 54,4 ha chuyển đổi thành hồ thủy điện và 67,8 ha chuyển đổi thành mạng lưới đường. Một số nghiên cứu trước đó (Phạm Thị Phương Thảo và cs., 2022) về sự thay đổi hiện trạng rừng tự nhiên ở khu vực nghiên cứu đã báo cáo xu hướng mất rừng tự nhiên tương tự. Với kết quả này, có ý nghĩa rất quan trọng trong việc đề xuất các biện pháp can thiệp hợp lý để nâng cao hiệu quả quản lý bảo vệ rừng trong tương lai. Ngoài ra, các lớp bản đồ hiện trạng rừng/chất lượng rừng,

phân mảnh rừng và các địa điểm ghi nhận mất rừng từ năm 2005 đến 2020 trên tư liệu ảnh Landsat là nguồn dữ liệu rất quan trọng

để đánh giá độ chính xác cũng như cung cấp dữ liệu đầu vào mô hình dự báo mất rừng tự nhiên ở vùng nghiên cứu.

Bảng 2. Chuyển đổi rừng tự nhiên sang các loại che phủ đất khác nhau từ năm 2005 đến năm 2020

Rừng tự nhiên chuyển đổi thành các dạng che phủ khác	Diện tích (ha)	Nguyên nhân mất rừng tự nhiên
Rừng trồng	1.569,4	Rừng tự nhiên chuyển đổi thành rừng keo
Đất trống	338,5	Rừng tự nhiên chuyển đổi thành đất trống do xử lý thực bì vùng giáp ranh làm cháy xém, cháy rừng và sạt lở đất
Đất ngập nước	54,4	Rừng tự nhiên chuyển đổi thành hồ thủy điện Thượng Nhật, Thượng Lộ
Đất khác	67,8	Rừng tự nhiên chuyển đổi thành cơ sở hạ tầng (cao tốc La Sơn-Tú Loan, tuyến đường 74 từ Nam Đông đi A Lưới)
Tổng	2.030,1	

3.2. Đánh giá phân mảnh rừng tự nhiên

Phân mảnh rừng tự nhiên là một trong những nguyên nhân chính ảnh hưởng đến mất rừng tự nhiên và đa dạng sinh học (Nguyễn Văn Lợi và cs., 2022). Để đánh giá phân mảnh rừng, bản đồ hiện trạng rừng

năm 2005 và 2020 đã được phân loại lại thành bản đồ có rừng rừng và không có rừng tự nhiên. Hiện trạng phân mảnh rừng năm 2005 và 2020 được xác định thông qua Mô hình không gian hình thái (MSPA). Kết quả thống kê diện tích phân mảnh rừng tự nhiên cho từng thời kỳ được tổng hợp ở Bảng 3.

Bảng 3. Hiện trạng phân mảnh rừng năm 2005 và 2020

Hiện trạng phân mảnh rừng tự nhiên	2005		2020		Chênh lệch	
	Diện tích (ha)	Tỷ lệ (%)	Diện tích (ha)	Tỷ lệ (%)	Diện tích (ha)	Tỷ lệ (%)
Rừng lõi nhỏ	245,6	0,49	189,6	0,40	-56,0	-0,09
Rừng lõi trung bình	0,0	0,00	0,0	0,00	0,0	0,00
Rừng lõi lớn	44.170,6	88,82	42.688,1	89,30	-1.482,5	0,48
Bìa rừng	3.057,5	6,15	2.955,7	6,18	-101,8	0,03
Rừng khuyết lõi	984,5	1,98	738,9	1,55	-245,6	-0,43
Rừng bị cách ly	1.272,7	2,56	1.233,1	2,58	-39,6	0,02
Tổng	49.730,9	100,00	47.805,4	100,00		

Bảng 3 cho thấy rừng lõi lớn có diện tích lớn nhất, chiếm 89,30% tổng diện tích rừng tự nhiên, tiếp theo bìa rừng (6,18%), rừng bị cách ly (2,58%), rừng khuyết lõi (1,55%), trong khi đó rừng lõi nhỏ và rừng lõi trung bình chỉ chiếm diện tích tương ứng lần lượt là 0,40% và 0.0%.

Từ 2005 - 2020, diện tích rừng lõi (lõi lớn, lõi nhỏ), bìa rừng, rừng cách ly, và rừng khuyết lõi giảm với diện tích 1925,5 ha (rừng lõi lớn: -1482,5 ha; rừng khuyết lõi: -245,6 ha, bìa rừng: -101,8 ha, rừng lõi nhỏ:

-56,0 ha và rừng bị cách ly: -39,6 ha), điều này cho thấy chuyển đổi rừng tự nhiên thành rừng trồng, xây dựng cơ sở hạ tầng (làm hồ thủy điện và mở rộng mạng lưới đường đã làm gia tăng tình trạng phân mảnh rừng tự nhiên (Nguyễn Văn Lợi và cs., 2022). Do đó, dữ liệu phân mảnh rừng đã được sử dụng làm nhân tố dự báo đầu vào cho mô hình dự báo mất rừng ở vùng nghiên cứu.

3.3. Đánh giá tầm quan trọng của các nhân tố dự báo đến mất rừng tự nhiên

3.3.1. Trọng số của các nhân tố dự báo đến mất rừng tự nhiên

Các nghiên cứu trước đây đã chỉ ra rằng mỗi nhân tố dự báo có những đóng góp khác nhau đến mất rừng (Echeverria và cs., 2008; Arekhi, 2011). Như đã được đề cập ở trên, nghiên cứu đã xác định được 8 nhân tố

lựa chọn có liên quan mật thiết đến thay đổi rừng tự nhiên từ năm 2005 đến năm 2020, đồng thời ảnh hưởng đến kết quả dự báo mất rừng ở vùng nghiên cứu. Nhân tố nào có giá trị trọng số lớn hơn thì nhân tố đó có tính chất quyết định hơn đến mất rừng tự nhiên. Kết quả tính toán trọng số/tầm quan trọng của 8 nhân tố dự báo theo phương pháp AHP ở huyện Nam Đông được tổng hợp Bảng 4.

Bảng 4. Trọng số của các nhân tố dự báo mất rừng tự nhiên

Nhân tố dự báo	A	B	C	D	E	F	G	H	Trọng số (W _j)
Khoảng cách đường gần nhất (A)	1,00	1,20	1,25	1,33	1,50	1,50	3,00	4,00	0,192
Khoảng cách khu dân cư gần nhất (B)	0,83	1,00	1,25	1,33	1,50	1,50	3,00	4,00	0,187
Phân mảnh rừng tự nhiên (C)	0,80	0,80	1,00	1,25	1,33	1,33	2,00	3,00	0,150
Chủ rừng (D)	0,75	0,75	0,80	1,00	1,25	1,25	2,00	3,00	0,140
Chất lượng rừng (E)	0,67	0,67	0,75	0,80	1,00	1,00	1,33	2,00	0,107
Khoảng cách sông suối gần nhất (F)	0,67	0,67	0,75	0,80	1,00	1,00	1,25	1,33	0,097
Độ cao (G)	0,33	0,33	0,50	0,50	0,75	0,80	1,00	1,33	0,072
Độ dốc (H)	0,25	0,25	0,33	0,33	0,50	0,75	0,75	1,00	0,054

Giá trị tỷ số nhất quán (CR) = 0,002

Bảng 4 cho thấy giá trị CR cho ma trận so sánh cặp đôi là 0,002; với giá trị này chúng ta trọng số của từng nhân tố dự báo gây ra mất rừng tự nhiên đạt yêu cầu vì giá trị CR < 0,1 (Saaty, 2000), nên được chấp nhận đưa vào tích hợp thông qua mô hình tỷ lệ tần suất trong GIS để xác định các chỉ số mất rừng cho từng địa điểm ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế. Bên cạnh đó, kết quả cũng cho thấy có sự khác nhau về các trọng số của các nhân tố dự báo. Hai nhân tố được xác định có trọng số lớn nhất, đó là khoảng cách đường gần nhất (0,192) và khu dân cư gần nhất (0,187). Điều này, chứng tỏ hai nhân tố này có tính chất quyết định và ảnh hưởng lớn đến mất rừng tự nhiên và thấp nhất là hai nhân tố độ cao và độ dốc với trọng số tương ứng lần lượt là 0,072 và 0,054.

3.3.2. Phân tích tỷ lệ tần suất của các nhân tố dự báo đến mất rừng tự nhiên

Bảng 5 cho thấy mất rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế trong vòng 15 năm qua (2005 - 2020) có xu hướng thường xảy ra ở những khu rừng bị phân mảnh, có chất lượng kém, phân bố ở độ cao thấp, độ dốc thuận lợi, dễ tiếp cận từ các khu dân cư, các sông suối và các con đường gần nhất. Tuy nhiên, trong nghiên cứu của chúng tôi chưa thấy có sự khác nhau giữa tiếp cận các con đường lớn và đường mòn, giữa các con sông và suối đến mất rừng tự nhiên. Đây là cơ sở quan trọng để phân chia ra các phân cấp ảnh hưởng đến mất rừng tự nhiên ở vùng nghiên cứu. Giá trị của mỗi phân cấp/chỉ tiêu cho từng nhân tố ảnh hưởng đến mất rừng tự nhiên được phân tích bằng chỉ số tỷ lệ tần suất để trực quan hóa và định lượng mối quan hệ giữa

khu vực mất rừng quan sát được và các phân cấp của các nhân tố dự báo lựa chọn. Trước tiên, chúng tôi quan sát ảnh hưởng của nhân tố địa hình (độ cao và độ dốc), kết quả cho thấy các địa điểm dưới 300 m được đánh giá ở mức độ nguy cơ mất rừng cao (giá trị tỷ lệ $FR = 0,120$) và giá trị tỷ lệ này giảm dần khi độ cao tăng lên, nghĩa là khả năng mất rừng tăng tỷ lệ thuận với sự giảm độ cao. Độ dốc địa hình cũng ảnh hưởng đến nạn phá rừng, thường xảy ra ở những khu vực có dốc thấp $< 15^{\circ}$, nhưng trong nghiên cứu của chúng tôi thấy tỷ lệ tần suất mất rừng lớn nhất ở cấp độ dốc lớn hơn từ 25 đến 35° ($Fr = 7,101$), điều này phù hợp với thực tiễn vùng nghiên cứu vì phần lớn diện tích rừng tự nhiên phân bố ở độ dốc lớn hơn 25° . Vị trí gần các con đường, sông và suối gần nhất cho thấy xu hướng phá rừng ngày càng gia tăng, với mức độ mất rừng tự nhiên cao được ghi nhận trong phạm vi 3.000 m xung quanh các con đường gần nhất và 1.000 m xung quanh các con sông và suối gần nhất. Vị trí gần khu dân cư cũng được đánh giá có ảnh hưởng rõ rệt đến khả năng mất rừng, với giá trị tỷ lệ tần suất mất rừng cao lên đến 4.000 m ($Fr = 0,387$). Phân tích phân mảnh rừng cho lõi lớn có chỉ số tỷ lệ tần suất cao nhất ($FR = 63,902$), tiếp đến là rừng bị cách ly ($FR = 16,358$), bì rừng trong phạm vi 100 m ($FR = 4,903$), trong khi rừng lõi nhỏ có chỉ số tỷ lệ tần suất thấp nhất ($FR = 0,027$) và

chưa thấy xảy ra tình trạng mất rừng ở rừng lõi trung bình ($FR = 0,0$). Điều này có nghĩa là khả năng mất rừng tăng theo ở những địa điểm dễ tiếp cận và rừng tự nhiên manh mún. Phân tích nhân tố chất lượng rừng được ghi nhận tình trạng mất rừng tự nhiên tập trung ở những khu rừng có chất lượng thấp hơn như rừng tre nứa ($FR = 84,648$), hỗn giao gỗ và tre nứa, và rừng tự nhiên có trữ lượng thấp (TXN và TXP), qua đó có thể khẳng định rằng rừng có trữ lượng gỗ càng cao (TXG) thì tình trạng mất rừng có xu hướng giảm dần. Về diện tích rừng tự nhiên bị mất theo các chủ rừng quản lý cho thấy rừng tự nhiên do Ủy ban nhân dân xã quản lý có chỉ số tỷ lệ tần suất cao nhất ($FR = 12,393$), và thấp nhất là rừng tự nhiên được quản lý bởi Ban quản lý đặc dụng ($FR = 0,005$), chứng tỏ rừng tự nhiên giao cho Ủy ban nhân dân xã quản lý dễ bị mất rừng hơn. Kết quả này phù hợp với kết quả điều tra trên 45 mẫu mất rừng ở xã Thượng Lộ, Thượng Quảng, Thượng Nhật, Hương Lộc và Hương Phú, trong đó chiếm tỷ lệ cao nhất cao nhất ghi nhận ở rừng do Ủy ban nhân dân xã quản lý (18 mẫu), tiếp đến rừng do cộng đồng và nhóm hộ quản lý (14 mẫu), rừng do Ban QLRPH và Ban QLRĐD quản lý với số mẫu tương ứng lần lượt là 2 và 1. Ngoài ra, phát hiện này là hợp lý bởi vì Ủy ban nhân dân xã không có năng lực chuyên môn trong công tác quản lý bảo vệ rừng.

Bảng 5. Chỉ số tỷ lệ tần suất của các nhân tố dự báo đến mất rừng tự nhiên từ năm 2005 đến năm 2020

Nhân tố dự báo	Phân cấp/chi tiêu	Tỷ lệ mất rừng (%)	Tỷ lệ theo từng phân cấp (%)	Chỉ số tỷ lệ tần suất (Ri)
Độ cao (m)	<300	5,588	46,449	0,120
	300-500	2,074	23,976	0,086
	500-700	0,268	14,320	0,019
	≥ 700	0,015	15,255	0,001
Độ dốc (°)	< 15	3,992	66,038	0,060
	15-25	1,433	33,462	0,043
	25-35	3,550	0,500	7,101
	≥ 35	0,000	0,001	0,000
Khoảng cách đường gần nhất (m)	< 1000	6,133	21,085	0,291
	1,000-2,000	8,412	14,225	0,591
	2,000-3,000	3,763	12,133	0,310
Khoảng cách sông suối gần nhất (m)	≥ 3,000	0,356	52,556	0,007
	< 500	6,209	34,481	0,180
	500-1,000	4,123	24,075	0,171
Khoảng cách khu dân cư gần nhất (m)	1,000-1,500	0,000	16,643	0,000
	≥ 1,500	0,000	24,801	0,000
	< 2,000	6,418	23,108	0,278
Rừng lõi nhỏ	2,000-4,000	7,441	19,219	0,387
	4,000-6,000	0,951	17,593	0,054
	≥ 6,000	0,133	40,080	0,003
Phân mảnh rừng tự nhiên	Rừng lõi nhỏ	1,811	68,183	0,027
	Rừng lõi trung bình	0,000	0,000	0,000
	Rừng lõi lớn	24,226	0,379	63,902
Chất lượng rừng	Bìa rừng	23,140	4,720	4,903
	Rừng khuyết lõi	5,495	1,520	3,616
	Rừng bị cách ly	32,136	1,965	16,358
	TXG	0,018	8,540	0,002
	TXB	0,000	20,140	0,000
	TXP	4,991	6,111	0,817
	TXP	5,554	35,610	0,156
	Rừng hỗn giao gỗ tre nứa	13,324	6,200	2,149
	Rừng tre nứa	14,047	0,166	84,648
	Ban quản lý rừng đặc dụng	0,222	45,545	0,005
Chủ rừng	Ban quản lý rừng phòng hộ	0,884	16,561	0,053
	Ủy ban nhân dân xã	44,722	3,609	12,393
	Cộng đồng và nhóm hộ	11,512	11,051	1,042

3.4. Thẩm định mô hình tỷ lệ tần suất và thiết lập bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên

Kết quả thẩm định mô hình tỷ lệ tần suất mất rừng từ năm 2005 đến 2020 cho thấy độ chính xác tổng thể đạt 91,4%, đảm bảo độ tin cậy cho việc thành lập bản đồ mất rừng. Bên cạnh đó, mô hình tỷ lệ tần suất cũng đạt được giá trị AUC (khoảng 0,805), với giá trị này được xem là phù hợp, bởi vì

giá trị AUC =1 biểu thị khả năng dự báo mất rừng chính xác tối ưu, trái lại giá trị AUC dưới 0,5 biểu thị dự báo mất rừng không chính xác (Vieilledent và cs., 2013). Do đó, mô hình tỷ lệ tần suất được lựa chọn để xây dựng bản đồ dự báo mất rừng trong tương lai ở vùng nghiên cứu.

Kết quả phân tích, đánh giá và tích hợp các nhân tố dự báo đến mất rừng tự nhiên là bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên ở

vùng nghiên cứu với các giá trị phân hạng nguy cơ mất rừng khác nhau cho mỗi một địa điểm. Do đó, tám nhân tố dự báo đến mất rừng tự nhiên sau khi đã được phân hạng, xác định trọng số và chỉ số tỷ lệ tần suất tương ứng với các mức độ mất rừng, rồi sau đó được tích hợp từng lớp trong GIS thông qua mô hình tỷ lệ tần suất như sau:

$$\text{DRI} = 0,192 * [\text{KDuong}] + 0,187 * [\text{KDC}] + 0,152 * [\text{PMR}] + 0,140 * [\text{CR}] + 0,107 * [\text{CLR}] + 0,097 * [\text{KSS}] + 0,072 * [\text{ĐC}] + 0,054 * [\text{ĐD}]$$

Trong đó, DRI : Chỉ số mất rừng tự nhiên. KDuong, KDC, PMR, CR, CLR, KSS, ĐC, ĐD là chỉ số tần suất tương ứng

Bảng 6. Tổng hợp diện tích theo các mức độ mất rừng tự nhiên khác nhau ở huyện Nam Đông

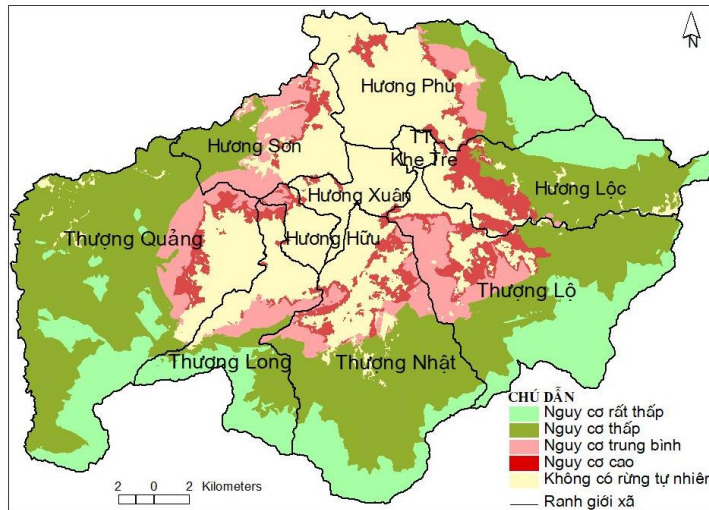
Phân hạng mất rừng tự nhiên	Chỉ số mất rừng tự nhiên (DRI)	Diện tích (ha)	Tỷ lệ (%)
Nguy cơ cao	15,486-20,646	4.245,2	8,88
Nguy cơ trung bình	10,326-15,486	6.065,3	12,69
Nguy cơ thấp	5,167-10,326	25.646,3	53,65
Nguy cơ rất thấp	0,007-5,167	11.848,7	24,79
Tổng	-	47.805,4	100,00

Bảng 6 cho thấy trên toàn bộ diện tích rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, được xác định có nguy cơ thấp và rất thấp mất rừng tự nhiên với diện tích tương ứng lần lượt là 25.646,3 ha (chiếm 53,65% tổng diện tích rừng tự nhiên hiện có ở vùng nghiên cứu) và 11.848,7 ha (chiếm 24,79%). Trong khi, diện tích được xác định nguy cơ cao chỉ chiếm 8,88%, và nguy cơ trung bình (12,69%). Những địa điểm có

lần lượt của khoảng cách khu dân cư gần nhất, phân mảnh rừng tự nhiên, chủ rừng, chất lượng rừng, khoảng cách cách khu dân cư gần nhất, độ cao và độ dốc.

Để thiết lập bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên, chúng tôi đã tiến hành phân loại lại chỉ số mất rừng tự nhiên (DRI) thành 4 mức độ mất rừng cho từng địa điểm: nguy cơ cao, nguy cơ trung bình, nguy cơ thấp và nguy cơ rất thấp tương ứng với ngưỡng giá trị 15,486-20,646; 10,326-15,486; 5,167-10,326 và 0,007-5,167. Diện tích và vị trí các mức độ mất rừng trên toàn bộ huyện Nam Đông thể hiện ở Bảng 6 và Hình 2.

nguy cơ cao đã được kiểm tra trên thực địa ở các xã Thượng Lộ, Thượng Nhật, Thượng Quảng, Hương Phú, và xã Hương Phú. Kết quả cũng cho thấy những địa điểm này ở những năm trước đây thuộc các khu vực nóng thường xảy ra lấn chiếm đất rừng. Điều này khẳng định mức độ chính xác của bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế thông qua mô hình tỷ lệ tần suất trong GIS.



Hình 2. Bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế.

4. KẾT LUẬN

Nghiên cứu cho thấy rằng các lớp nhân tố dự báo (chất lượng rừng, phân mảnh rừng) và địa điểm mất rừng trong vòng 15 năm (2005 - 2020) từ phân tích và giải đoán ảnh vệ tinh Landsat đảm bảo độ chính xác mong muốn. Đây là nguồn dữ liệu rất quan trọng để thẩm định và cung cấp các lớp dữ liệu đầu vào mô hình dự báo mất rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông. Kết quả đánh giá mức độ đóng góp và chỉ số tỷ lệ tần suất ảnh hưởng đến mất rừng của từng nhân tố dự báo trong việc xác định địa điểm có thể xảy ra mất rừng tự nhiên là hướng tiếp cận mới. Bản đồ dự báo mất rừng tự nhiên được xây dựng thông qua mô hình tỷ lệ tần suất trong GIS đảm bảo độ tin cậy. Địa điểm xảy ra mất rừng tự nhiên có quan hệ mật thiết với khoảng cách mạng lưới đường, khu dân cư, sông suối gần nhất, phân mảnh rừng, chất lượng rừng tự nhiên, chủ quản lý rừng, độ cao và độ dốc. Diện tích rừng tự nhiên được đánh giá có nguy cơ mất rừng cao, trung bình, thấp và rất thấp tương ứng với diện tích lần lượt là 4.245,2 ha (8,88%), 6.065,3 ha (12,69%), 25.646,3 ha (53,65%) và 11.848,7 ha (24,79%). Địa điểm có nguy cơ mất rừng cao tập trung chủ yếu ở rừng sản xuất do Ủy ban nhân dân xã

quản lý, do đó cần có các biện pháp quản lý bảo vệ hiệu quả trong những năm sắp tới. Mô hình dự báo mất rừng tự nhiên trong nghiên cứu của chúng tôi tuân theo giả định 8 nhân tố dự báo đầu vào mô hình sẽ không thay đổi trong tương lai. Tuy nhiên, khi một số nhân tố có thể thay đổi trong thời gian sắp tới như phân mảnh rừng, chủ rừng, chất lượng rừng, v.v... Vì vậy, cũng cần phải phân tích lại ảnh hưởng của các nhân tố dự báo này. Hơn nữa, để nâng cao độ chính xác của nhân tố chất lượng rừng, phân mảnh rừng và ước tính diện tích mất rừng tự nhiên, cần sử dụng các ảnh viễn thám có độ phân giải không gian cao hơn ảnh Landsat như ảnh Sentinel và Planet.

LỜI CẢM ƠN

Nhóm tác giả xin chân thành cảm ơn các cán bộ của Hạt Kiểm lâm huyện, đặc biệt các chủ rừng có liên quan (Ban quản lý rừng cộng đồng ở xã Thương Lộ và Thương Nhật, Ban quản lý rừng phòng hộ Nam Đông) đã nhiệt tình giúp đỡ chúng tôi trong quá trình điều tra trên thực địa và cung cấp các thông tin theo yêu cầu. Bên cạnh đó, nghiên cứu này sẽ không thể thực hiện được nếu không có sự hỗ trợ kinh phí từ trường Đại học Nông Lâm Huế và Đại học Huế.

TÀI LIỆU THAM KHẢO**1. Tài liệu tiếng Việt**

Bộ Nông nghiệp và Phát triển nông thôn, (2018).

Thông tư 33/2018/TT-BNNPTNT quy định về điều tra, kiểm kê và theo dõi diễn biến rừng. Khai thác từ <https://thuvienphapluat.vn>.

Nguyễn Văn Lợi, Dương Văn Thành, Hồ Đăng Nguyên, Nguyễn Hợi và Nguyễn Hữu Tâm, (2022). Phân tích dữ liệu không gian để xác định các nhân tố ảnh hưởng đến biến động và phân mảnh rừng tự nhiên ở huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ nông nghiệp*, 6(3), 3239-3252.

Phạm Thị Phương Thảo, Trần Nam Thắng, Nguyễn Thị Hồng Mai, Nguyễn Văn Lợi, Vũ Thị Thùy Trang và Trần Thị Thúy Hằng. (2022). Xác định các nhân tố ảnh hưởng đến chuyển đổi sử dụng đất lâm nghiệp tại huyện Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế. *Tạp chí Khoa học Đại học Huế: Nông nghiệp và Phát triển nông thôn*, 131(3B), 83-99.

2. Tài liệu tiếng nước ngoài

Anthony, J. V., & Joanne, M.G., (2005). Understanding Interobserver Agreement: The Kappa Statistic". *Family Medicine*, 35, 360-363.

Abdullah, S.A., & Nakagoshi, N., (2007). Forest fragmentation and its correlation to human land use change in the state of Selangor, peninsular Malaysia. *For Ecological Management*, 241(1-3), 39-48.

Arekhi, S. (2011). Modeling spatial pattern of deforestation using GIS and logistic regression: a case study of northern Ilam forest, Ilam province, Iran. *African Journal of Biotechnology*, 10 (72), 16236-16249.

Loza, A.V. (2004). Spatial logistic model for tropical forest conversion: A Case study of carrasco province (1986-2002). *International Institute for Geoinformation Science and Earth Observation, Enschede, the Netherlands*.

Echeverria, C., Coomes, D.A., Ha, M., Newton, A.C. (2008). Spatially explicit models to analyze forest loss and fragmentation between 1976 and 2020 in southern Chile. *Ecological Modelling*, 212(3,4), 439-449. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.10.045>.

Eraso, N.R., Armenteras-Pascual, D., & Alumbrreros, J.R., (2013). Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenarios. *Journal of Land Use Science*, 8 (2), 154-174, <http://dx.doi.org/10.1080/1747423X.2011.650228>.

Grinand, C., Rakotomalala, F., Gond, V., Vaudry, R., Bernoux, M., & Vieilledent, G., (2013). Estimating deforestation in tropical humid and dry forests in Madagascar from 2000 to 2010 using multi-date Landsat satellite images and the random forests classifier. *Remote Sensing of Environment*, 139, 68-80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2013.07.008>

Holland, P.G., Steyn, D.G., (1975). Vegetational responses to latitudinal variations in slope angle and aspect. *Journal of Biogeography*, 2, 179-183.

Saaty, T.L. (2000). Fundamentals of decision making and priority theory with the Analytic Hierarchy Process, RWS publications, Pittsburgh, 6, 21-28.

Sahana, M., Hong, H., Sajjad, H., Liu, J., & Zhu, A.X. (2018). Assessing deforestation susceptibility to forest ecosystem in Rudraprayag district, India using fragmentation approach and frequency ratio model. *Science of the Total Environment* 627(1-3), 1264-1275.

Vieilledent, G., Grinand, C., & Vaudry, R. (2013). Forecasting deforestation and carbon emissions in tropical developing countries facing demographic expansion: a case study in Madagascar. *Ecology and Evolution*, 3(6), 10702-1716. <http://doi.org/10.1002/ece3.550>.

Vogt, P., & Riitters, K. (2018). GuidosToolbox: universal digital image object analysis. *European Journal of Remote Sensing*, 50(1), 352-361, DOI: 10.1080/22797254.2017.1330650.

Voight, C., Hernandez-Aguilar, K., Garcia, C., and Gutierrez S., (2019). Predictive modeling of future forest cover change patterns in Southern Belize. *Remote Sensing*, 11(7), 823, DOI:10.3390/rs11070823.