

**Đánh giá và giám sát tình trạng sức khỏe rừng tự nhiên
bằng tiếp cận phân mảnh rừng ở huyện A Lưới, tỉnh Thừa Thiên Huế**

Nguyễn Văn Lợi, Huỳnh Kim Hiếu, Dương Văn Thành
Trường Đại học Nông lâm, Đại học Huế

**Assessing and monitoring natural forest health status using a forest
fragmentation approach in A Luei district, Thua Thien Hue province**

Nguyen Van Loi, Huynh Kim Hieu, Duong Van Thanh
University of Agriculture and Forestry, Hue University

<https://doi.org/10.55250/jo.vnuf.13.4.2024.108-117>

TÓM TẮT

Ảnh hưởng của các hoạt động sử dụng đất ở những khu vực tiếp giáp với rừng tự nhiên đã và đang đe dọa đến môi trường sống của các loài động vật, thực vật. Phân mảnh rừng là một trong những nguyên nhân chính làm mất đa dạng sinh học, suy giảm chức năng các dịch vụ hệ sinh thái và mất rừng tự nhiên. Mục đích của nghiên cứu là đánh giá và giám sát tình trạng sức khỏe rừng tự nhiên ở huyện A Lưới, tỉnh Thừa Thiên Huế bằng phương pháp tiếp cận độ che phủ và phân mảnh rừng tự nhiên. Ba cảnh ảnh của vệ tinh Landsat TM và OLI của năm 2010, 2015 và 2024 đã được sử dụng đánh giá sự thay đổi che phủ rừng tự nhiên theo không gian và thời gian. Mô hình phân tích không gian hình thái cũng đã được sử dụng để phân tích tình trạng phân mảnh rừng. Kết quả cho thấy độ che phủ rừng tăng, nhưng diện tích rừng tự nhiên giảm từ tháng 01 năm 2010 đến tháng 01 năm 2024. Phân tích phân mảnh rừng đã cung cấp những minh chứng về tình trạng sức khỏe của rừng bị suy giảm, đặc biệt những khu rừng ở gần khu dân cư, các con đường và sông suối gần nhất. Hiệu ứng của bìa rừng và rừng khuyết lõi tăng cùng với diện tích rừng lõi giảm là chỉ số chính về xáo trộn và suy thoái rừng tự nhiên, tăng nguy cơ đe dọa các loài động thực vật, thay đổi cấu trúc rừng, thành phần loài cây và giảm khả năng tồn tại của quần thể cây. Các kết quả đầu ra về dữ liệu không gian là rất hữu ích cho việc kiểm soát phân mảnh môi trường sống, xây dựng kế hoạch quản lý rừng tự nhiên bền vững và giảm áp lực do người dân địa phương gây ra ở khu vực nghiên cứu.

ABSTRACT

The effect of land use activities in areas adjacent to natural forests has been threatening the habitat of animals and plants. Forest fragmentation is one of the main causes of biodiversity loss, functional decline in ecosystem services, and natural deforestation. The aim of the study is to assess and monitor the natural forest health status in A Luei district, Thua Thien Hue province using natural forest cover and fragmentation approaches. Three Landsat TM and OLI images of 2010, 2015 and 2024 were used to assess spatio-temporal variation in natural forest cover. The morphological spatial pattern analysis (MSPA) model has also been used to analyze forest fragmentation. The results show that forest cover increased, but natural forest area decreased from January 2010 to January 2024. Forest fragmentation analysis provided evidence of deteriorating forest health, especially natural forests near residential areas, roads and rivers and streams. The effect of increasing forest edge and perforated forest along with decreasing core forest area are the main indicators of natural forest disturbance and degradation, increasing the threats to fauna and flora, changing forest structure and tree species composition, and reducing the viability of tree populations. The spatial data outputs are very useful for controlling habitat fragmentation, developing sustainable natural forest management plans and reducing pressure caused by local people in the study area.

Thông tin chung:

Ngày nhận bài: 20/03/2024
Ngày phản biện: 22/04/2024
Ngày quyết định đăng: 22/05/2024

Từ khóa:

A Lưới, Landsat,
phân mảnh rừng, rừng tự nhiên.

Keywords:

A Luei, forest fragmentation,
Landsat, natural forest.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Việt Nam ghi nhận là một trong những nước có đa dạng sinh học cao của thế giới với nhiều kiểu hệ sinh thái tự nhiên, các loài sinh vật, nguồn gen phong phú và đặc hữu [1]. A Lưới là một huyện miền núi của tỉnh Thừa Thiên Huế với khoảng trên 65% tổng diện tích tự nhiên là rừng tự nhiên, phần lớn diện tích rừng tự nhiên, đặc biệt là Khu bảo tồn Sao La ở phía Đông Nam của vùng nghiên cứu được ghi nhận là khu vực đa dạng sinh học trọng yếu ở phạm vi toàn cầu. Đồng thời, cũng 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, vì huyện A Lưới là nơi gặp nhau, hội tụ của hai miền khí hậu nhiệt đới và á nhiệt đới [2, 3]. Để quản lý bảo vệ tốt rừng tự nhiên hiện còn, bên cạnh những diện tích rừng được quản lý bởi các ban quản lý rừng phòng hộ và rừng đặc dụng, tỉnh Thừa Thiên Huế đã thực hiện chính sách giao đất, giao rừng tự nhiên cho các cộng đồng và nhóm hộ quản lý từ năm 2012. Tuy nhiên, tài nguyên rừng tự nhiên ở đây đã và đang tiềm ẩn nhiều nguy cơ rủi ro suy thoái và mất rừng tự nhiên, làm tăng phân mảnh rừng dẫn đến các loài động thực vật đã mất đi môi trường sống của chúng và một số loài trở nên quý hiếm. Phân mảnh rừng được định nghĩa là một quá trình, trong đó rừng liên tục được chia thành các khu rừng nhỏ xen lẫn với đất không có rừng [4]. Quá trình phân mảnh rừng xảy ra khi rừng tự nhiên với môi trường sống giàu sinh thái bị chia thành nhiều phần nhỏ hơn và bị chia cắt bởi các loại thảm che phủ khác nhau [5]. Ảnh hưởng của phân mảnh là các vùng đất không có rừng tự nhiên với các hoạt động sử dụng đất bị bao quanh đe dọa nghiêm trọng đến sức khỏe cũng như giá trị khác của những khu rừng đó đối với cả môi trường sống của động vật, thực vật và mục đích sử dụng của con người [6]. Khi rừng bị phân mảnh sẽ làm thay đổi hệ sinh thái và đẩy nhanh quá trình mất đi các loài bản địa và làm giảm tỷ lệ sinh sản của các loài [7]. Thuật ngữ “sức khỏe rừng” dùng để mô tả tình trạng của

rừng và khả năng đáp ứng các mục tiêu quản lý của rừng, nên sức khỏe rừng có mối liên hệ mật thiết với sức sống, sự xáo trộn, khả năng phục hồi, suy thoái và tỷ lệ tử vong của một hệ sinh thái rừng. Bên cạnh đó, sức khỏe rừng đã và đang được các nhà quản lý quan tâm để đưa ra quyết định quản lý rừng bền vững ở cấp quốc gia và quốc tế [9]. Do đó, những tác động của phân mảnh môi trường sống đối với đa dạng sinh học và các loài do phân mảnh rừng gây ra được xem là mối đe dọa lớn đối với sức khỏe rừng [10]. Đến nay, đã có một số nghiên cứu hiện trạng sức khỏe rừng bằng cách phân tích biến động che phủ rừng [11] và sử dụng phương pháp phân mảnh [12]. Bởi vậy, trong nghiên cứu này, nhóm tác giả đã sử dụng phương pháp tiếp cận phân mảnh rừng dựa trên cơ sở phân tích tư liệu ảnh viễn thám đa thời gian và GIS để đánh giá và giám sát sự thay đổi của sức khỏe rừng tự nhiên ở huyện A Lưới, tỉnh Thừa Thiên Huế với các mục tiêu nghiên cứu cụ thể như sau: i) Đánh giá và giám sát được sự thay đổi độ che phủ và phân mảnh rừng dẫn đến suy thoái rừng và mất rừng tự nhiên, ii) Đánh giá được những tác động của một số yếu tố tự nhiên và xã hội đối với sức khỏe rừng tự nhiên ở vùng nghiên cứu.

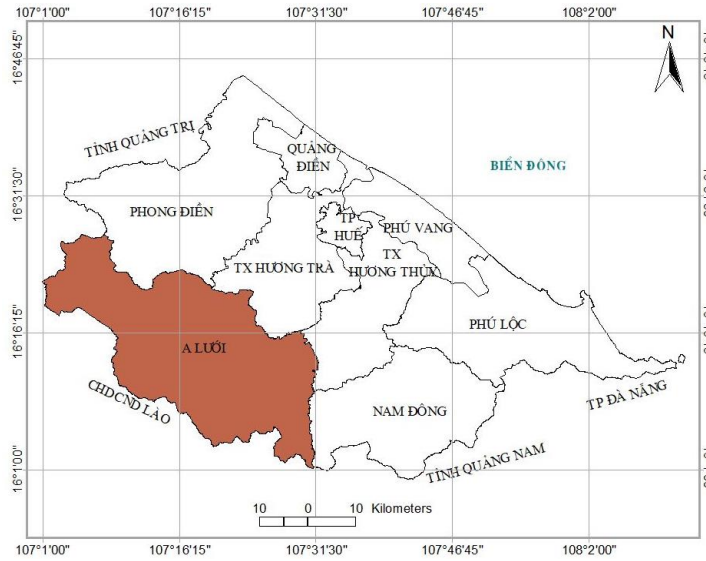
2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Địa điểm nghiên cứu

A Lưới là huyện vùng cao nằm ở phía Tây của tỉnh Thừa Thiên Huế, có vĩ độ Bắc từ $16^{\circ}00'57''$ đến $16^{\circ}27'30''$ và kinh độ Đông từ $107^{\circ}00'03''$ đến $107^{\circ}30'30''$ (Hình 1). Nhiệt độ trung bình khoảng $23,5^{\circ}\text{C}$ với nhiệt độ cao nhất khoảng 36°C vào tháng 6, trong khi nhiệt độ thấp nhất có thể giảm xuống $12,0^{\circ}\text{C}$ vào tháng 1. Mùa mưa bắt đầu tháng 6 và kéo dài đến tháng 12, lượng mưa tương đối lớn, bình quân 3.800 mm/năm . Mưa chủ yếu tập trung vào tháng 9-12 và chiếm khoảng 85% lượng mưa của cả năm. Địa hình tương đối dốc từ Đông sang Tây, độ dốc trung bình khoảng $20-25^{\circ}$, có độ cao so với mực nước biển giao động từ $500-1.615\text{ m}$. Các loại rừng chính ở khu vực này là rừng tự nhiên lá rộng thường xanh và rừng trồng. Toàn huyện có 17 xã và 01 thị trấn

với 5 dân tộc sinh sống (Pa Kô, Tà Ôi, Cơ Tu, Pa Hy, Kinh). Nguồn thu nhập chính của người dân địa phương từ sản xuất nông nghiệp,

trồng keo, chăn nuôi và khai thác lâm sản ngoài gỗ ở trong rừng tự nhiên.



Hình 1. Vị trí khu vực nghiên cứu

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Ba cảnh ảnh Landsat 5 TM và Landsat 8 OLI tháng 1 năm 2010, 2015 và 2024 được tải miễn phí từ website: <https://earthexplorer.usgs.gov>, đường (Path:125) và hàng chụp (Row: 049), có độ che phủ mây dưới 5% đã được chọn để phân tích và tách các lớp hiện trạng rừng tự nhiên. Ranh giới giữa các loại rừng được xác định dựa trên các tiêu chí phân loại rừng theo Thông tư 16/2023/TT-BNNPTNT: sửa đổi bổ sung một số điều của Thông tư 33/2018/TT-BNNPTNT quy định về điều tra, kiểm kê và theo dõi diễn biến rừng [13] và hiện trạng rừng thực tế ở huyện A Lưới. Trước khi tiến hành phân loại ảnh Landsat, chúng tôi đã chọn chọn vùng nghiên cứu, các kênh phù hợp và tăng cường chất lượng ảnh. Phân tích chỉ số NDVI trên ảnh Landsat dựa trên kênh đỏ (kênh 3 ảnh Landsat 5 TM và 4 ảnh Landsat 8 OLI) và kênh cận tia hồng ngoại (kênh 4 ảnh Landsat 5 và kênh 5 ảnh Landsat 8) theo công thức sau:

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$$

Trong đó:

NIR, RED là phổ phản xạ của kênh cận hồng ngoại và kênh đỏ.

Sử dụng kết quả phân tích chỉ số khác biệt

thực vật NDVI, phân loại không có sự giám sát ISODATA cùng với dữ liệu thứ cấp, bản đồ ảnh Google Earth và số liệu điều tra trên các tuyến tại các xã A Roàng, Hồng Kim, Hương Nguyên, Trung Sơn, Hồng Thái và Hồng Hạ để chọn mẫu phân loại. Phương pháp phân loại có kiểm định bằng thuật toán Maximum Likelihood classification đã được áp dụng để phân tích hiện trạng rừng tự nhiên và sử dụng đất năm 2010, 2015 và 2024 của vùng nghiên cứu. Đánh giá độ chính xác của phân loại trên ảnh Landsat được thực hiện theo phương pháp mô tả của Anthony và cộng sự (2005) dựa trên cơ sở mẫu đánh giá với tổng số lượng mẫu ở mỗi thời điểm là 650 mẫu. Tuyến điều tra chọn mẫu đánh giá tương tự như chọn mẫu phân loại dưới sự hỗ trợ của thiết bị GPS, công cụ Locus Map kết hợp với các ô mẫu thứ cấp sẵn trước đây và bản đồ ảnh Google Earth tương ứng cho từng thời điểm. Số lượng mẫu đánh giá cho mỗi loại hiện trạng rừng tự nhiên phụ thuộc vào tỷ lệ phân bố của từng loại, bao gồm 159 mẫu ở rừng thường xanh giàu (TXG) và rừng thường xanh trung bình (TXB), 203 mẫu ở rừng thường xanh nghèo (TXN), 90 mẫu ở rừng thường xanh phục hồi (TXP), 4 mẫu ở rừng tre nứa, 11 mẫu ở rừng hỗn giao tre nứa, 83 mẫu ở rừng trồng, 50

mẫu mỗi loại ở đất trống và đất khác. Độ chính xác của kết quả giải đoán ảnh được đánh giá thông qua hệ số Kappa theo công thức sau:

$$K = \frac{n \sum_{i=1}^m n_{ii} - \sum_{i=1}^m (n_{i+} - n_{+i})}{n^2 - \sum_{i=1}^m (n_{i+} - n_{+i})}$$

Trong đó:

K là hệ số Kappa;

m là số lượng lớp phân loại trong ma trận sai số;

n là tổng số pixel hay tổng số mẫu điều tra;

n_{ii} là tổng số số pixel hay số mẫu phân loại chính xác của lớp thứ i;

n_{i+} là tổng số số pixel hay số mẫu phân loại của lớp thứ i;

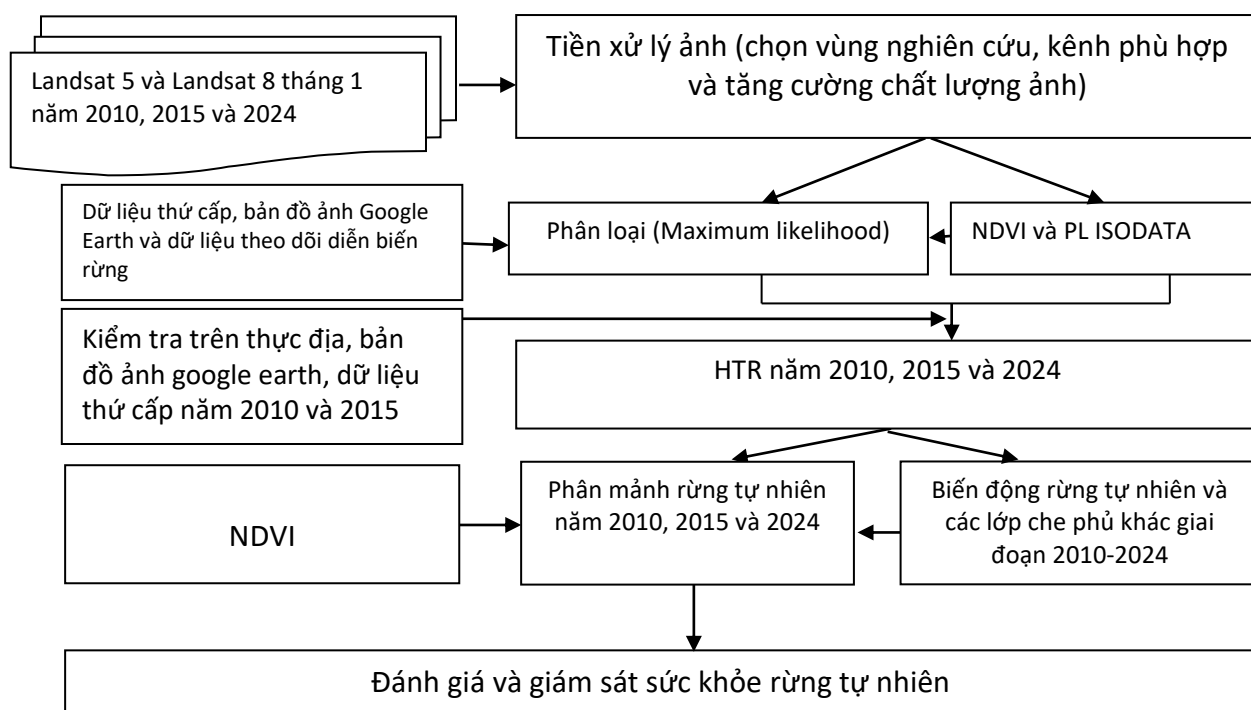
n_{+i} là tổng số số pixel hay số mẫu điều tra của lớp thứ i.

Kappa có giá trị từ 0-1 và được phân ra làm 4 mức độ (i) chấp thuận rất thấp hay độ chính xác rất thấp ($k < 0,2$); (ii) chấp thuận thấp hay độ chính xác dưới mức trung bình ($0,2 \leq k < 0,4$); chấp thuận vừa phải hay độ chính xác trung bình ($0,4 \leq k < 0,6$); chấp thuận cao hay độ chính xác cao ($0,6 \leq k < 0,8$) và chấp thuận rất cao hay độ chính xác rất cao ($0,8 \leq k < 1$) [14].

Sau khi hoàn thành phân loại, kết quả phân loại được xuất sang phần mềm chuyên dụng GIS để xác định diện tích thay đổi rừng tự nhiên giai đoạn 2010- 2015 và 2015-2024. Thủ tục phân loại ảnh Landsat được phân tích và xử lý thông qua phần mềm ENVI.

Các lớp chỉ số thực vật NDVI của năm 2010, 2015 và 2024 và hiện trạng rừng tự nhiên tương ứng ở từng thời điểm cũng đã được sử dụng để làm dữ liệu đầu vào cho mô hình phân mảnh rừng tự nhiên. Sử dụng mô hình phân tích không gian hình thái (MSPA) trong hộp công cụ GUIDOS, được Vogt và cộng sự phát triển năm 2018 để phân tích phân mảnh rừng trên dữ liệu đất có rừng tự nhiên và không có rừng tự nhiên cho từng thời điểm khác nhau với thông số chiều rộng của bìa rừng là 100 m và độ phân giải không gian 30 m của ảnh Landsat. Phân mảnh rừng được phân ra thành các dạng phân mảnh rừng khác nhau, bao gồm, rừng lõi, bìa rừng, rừng khuyết lõi, rừng phân mảnh và đất khác/đất không có rừng tự nhiên [15].

Trình tự các bước ứng dụng phương pháp phân mảnh rừng để đánh giá và giám sát sức khỏe rừng tự nhiên ở huyện A Lưới, tỉnh Thừa Thiên Huế được thể hiện ở Hình 2.



Hình 2. Quy trình phân tích phân mảnh rừng để đánh giá và giám sát sức khỏe rừng tự nhiên

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Phân tích sự thay đổi rừng tự nhiên ở huyện A Lưới, tỉnh Thừa Thiên Huế

Hiện trạng loại đất, loại rừng cho từng thời điểm ở vùng nghiên cứu được phân loại trên cơ sở giải đoán và phân tích ảnh Landsat 5 TM năm 2010, Landsat 8 OLI năm 2015 và 2024. Kết quả đánh giá độ chính xác của phân loại trên tư liệu ảnh Landsat cho thấy độ chính xác tổng thể các năm 2010; 2015 và 2020 đều đạt

trên 89% với hệ số Kappa tương ứng lần lượt là 0,88; 0,89 và 0,90 (Bảng 1). Với kết quả này có thể khẳng định phân loại tư liệu ảnh Landsat gần sát với hiện trạng rừng cho từng thời điểm, đảm bảo độ tin cậy hay độ chính xác cao để cập nhật, xây dựng lớp dữ liệu che phủ đất phục vụ phân tích biến động và phân mảnh rừng tự nhiên, cung cấp dữ liệu đầu vào cho đánh giá, giám sát sức khỏe rừng tự nhiên ở huyện A Lưới.

Bảng 1. Đánh giá độ chính xác của phân loại ảnh Landsat

Chỉ tiêu đánh giá	Năm 2010	Năm 2015	Năm 2024
Độ chính xác tổng thể	90,0	91,1	92,3
Hệ số Kappa	0,88	0,89	0,90

Kết quả phân loại đã phân ra thành 9 loại, gồm rừng thường xanh giàu và trung bình (TXG&TXB), rừng thường xanh nghèo (TXN), rừng thường xanh giàu phục hồi (TXP), rừng tre nứa, rừng hỗn giao tre nứa, rừng trồng, đất trống và đất khác (giao thông, đất nông nghiệp, đất thổ cư, đất mặt nước). Phân tích

biến động các loại rừng tự nhiên và các lớp che phủ khác dựa trên quá trình chu chuyển qua lại lẫn nhau giữa các loại đất, loại rừng. Sử dụng chức năng phân tích thống kê của phần mềm chuyên dụng GIS để xác định biến động rừng tự nhiên từ tháng 1 năm 2010 đến tháng 1 năm 2024 (Bảng 2).

Bảng 2. Ma trận biến động các loại rừng tự nhiên và các lớp che phủ khác ở huyện A Lưới giai đoạn 2010-2024

Đơn vị tính: ha

2010/ 2024	TXG & TXB	TXN	TXP	Rừng tre nứa	Rừng hỗn giao gỗ tre nứa	Rừng trồng	Đất trống	Đất khác	Tổng 2010
	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	
1	27.554,9	156,1	0,0	0,0	0,0	32,1	1,1	0,0	27.744,2
2	346,7	34.430,1	0,0	0,0	0,0	383,4	190,3	24,5	35.375,0
3	8,3	0,0	15.192,4	0,0	0,0	438,2	0,0	45,7	15.684,5
4	0,0	0,0	0,0	684,5	0,0	1,0	14,2	0,0	699,7
5	0,0	0,0	0,0	0,0	1.829,0	6,8	0,0	0,0	1.835,9
6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	14.425,0	0,0	0,0	14.425,0
7	0,0	0,0	33,5	0,0	0,0	1.740,7	12.433,3	0,0	14.207,4
8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	466,6	0,0	12.024,7	12.491,2
Tổng 2024	27.909,9	34.586,2	15.225,8	684,5	1.829,0	17.493,7	12.638,9	12.094,8	122.463,0

Ghi chú: Màu xám đen là diện tích không thay đổi

Bảng 2 cho thấy trong vòng 14 năm (2010-2024) tỷ lệ che phủ rừng tăng từ 78,2% lên 79,8%, nhưng tỷ lệ rừng tự nhiên (TXG & TXB,

TXN, TXP, rừng tre nứa, rừng hỗn giao tre nứa) giảm khoảng 0,9% (từ 81.339,4 ha vào tháng 1 năm 2010 giảm xuống 80.235,6 ha vào tháng 1

năm 2024). Mặc dù, có chuyển đổi diện tích TXG & TXB sang loại rừng có chất lượng/sức khỏe kém hơn (TXN:156,1 ha) do việc khai thác gỗ trái phép và rừng trồng (32,1 ha), nhưng diện tích hai loại rừng này vẫn tăng do TXN và TXP có chất lượng kém hơn chuyển lên với diện tích tương ứng lần lượt là 346,7 ha và 8,3 ha. Có 33,5 ha được chuyển lên TXP từ đất trống có cây gỗ tái sinh, nhưng loại rừng này cùng với TXN có xu hướng giảm dần do xâm lấn đất rừng, phát triển cơ sở hạ tầng (làm hồ thủy điện, đường) và sạt lở đất. Diện tích rừng tự nhiên bị mất trong giai đoạn nghiên cứu được xác định là 1.137,3 ha, trong đó diện tích TXN, TXP, TXG & TXB, rừng tre nứa và rừng

hỗn giao tre nứa bị mất với diện tích tương ứng lần lượt là 598,2 ha; 483,9 ha; 33,2 ha; 15,2 và 6,8 ha. Suy thoái và mất rừng tự nhiên là minh chứng cho tình trạng sức khỏe của rừng bị suy giảm [9]. Đồng thời, chứng tỏ diện tích TXN, TXP có nguy cơ cao bị mất cao hơn các loại rừng khác. Mặt khác, qua phân tích biến động rừng tự nhiên dựa trên cơ sở phân tích dữ liệu không gian thông qua tư liệu ảnh Landsat của nhóm tác giả đã cung cấp thêm bằng chứng về các nguyên nhân suy giảm và phục hồi rừng cũng như tình trạng sức khỏe rừng tự nhiên ở huyện A Lưới, tỉnh Thừa Thiên Huế (Bảng 3).

Bảng 3. Diễn biến suy thoái và mất rừng tự nhiên qua các năm 2010, 2015 và 2024

2010	2015	2024	Tỷ lệ (%)	Ghi chú
Không có rừng tự nhiên (KRtn)	Không có rừng tự nhiên (KRtn)	Không có rừng tự nhiên (KRtn)	33,55	Đất sản xuất Nông nghiệp, đất trống, đất mặt nước và đất khác
Không có rừng tự nhiên (KRtn)	Rừng tự nhiên (Rtn)	Rừng tự nhiên (Rtn)	0,01	Rừng phục hồi trên đất trống có cây gỗ tái sinh
Không có rừng tự nhiên (KRtn)	Không có rừng tự nhiên (KRtn)	Rừng tự nhiên (Rtn)	0,02	Rừng phục hồi trên đất trống có cây gỗ tái sinh
Rừng tự nhiên (Rtn)	Không có rừng tự nhiên (KRtn)	Không có rừng tự nhiên (KRtn)	0,03	Mất rừng tự nhiên do sạt lở đất và phát triển cơ sở hạ tầng
Rừng tự nhiên (Rtn)	Không có rừng tự nhiên (KRtn)	Không có rừng tự nhiên (KRtn)	0,15	Xâm lấn đất rừng
Rừng tự nhiên (Rtn)	Rừng tự nhiên (Rtn)	Không có rừng tự nhiên (KRtn)	0,08	Mất rừng tự nhiên do sạt lở đất và phát triển cơ sở hạ tầng
Rừng tự nhiên (Rtn)	Rừng tự nhiên (Rtn)	Không có rừng tự nhiên (KRtn)	0,67	Xâm lấn đất rừng
Rừng tự nhiên (Rtn)	Rừng tự nhiên (Rtn)	Rừng tự nhiên (Rtn)	65,49	Rừng tự nhiên không thay đổi

Qua Bảng 3, ta có thể thấy diện tích rừng tự nhiên và không có rừng tự nhiên ổn định tương ứng lần lượt với tỷ lệ 65,49% tổng diện tích tự nhiên vùng nghiên cứu (80.202,1 ha) và 33,55% (41.090,2 ha). Tỷ lệ rừng tự nhiên phục hồi từ đất trống có cây gỗ tái sinh trong giai đoạn 2010-2015 là 0,01% (10,3 ha) và giai đoạn 2015-2024 là 0,02% (23,2 ha), trong khi đó tỷ lệ mất rừng tự nhiên tương ứng lần lượt

là 0,18% (224,7 ha) và 0,75% (912,5 ha). Nếu so sánh tình trạng mất rừng và phục hồi rừng từ tái sinh tự nhiên, có thể thấy rằng rừng tự nhiên bị mất, đặc biệt từ năm 2015 đến năm 2024 nhiều hơn rừng tự nhiên tăng thêm. Thậm chí, diện tích rừng tự nhiên phục hồi từ đất trống có cây gỗ tái sinh chỉ chiếm trên 2,94% rừng tự nhiên bị mất trong vòng 14 năm qua (từ tháng 1 năm 2010 đến tháng 1

năm 2024). Điều này cho thấy tình trạng suy thoái và mất rừng tự nhiên nhanh hơn tốc độ tái sinh tự nhiên, chứng tỏ sức khỏe rừng tự nhiên có xu hướng suy giảm (Hình 3). Những thay đổi diện tích rừng tự nhiên có thể thấy rõ ở các khu vực tiếp giáp với đất sản xuất của người dân địa phương. Rừng tự nhiên ổn định phần lớn được tìm thấy ở những địa điểm do Khu bảo tồn (KBT) Sao La ở xã Hương Nguyên và các cộng đồng được hỗ trợ từ chính sách chi trả dịch vụ môi trường rừng. Ngược lại, những diện tích rừng tự nhiên thay đổi được ghi nhận tập trung trên những diện tích do UBND xã quản lý như ở xã A Roàng... Những phát hiện này cũng được báo cáo tương tự trong các nghiên cứu trước đây [16]. Điều này có thể được giải thích bởi hai lý do chính: thứ nhất ở những khu vực dễ tiếp cận, gần khu

dân cư, các con đường và sông suối dễ xảy ra tình trạng xâm lấn đất rừng để trồng Keo, khai thác gỗ và lâm sản ngoài gỗ trái phép. Thứ 2 những diện tích giao cho KBT Sao La và cộng đồng quản lý được tuân tra bảo vệ thường xuyên, ít nhất 4 lần/tháng, nên đã giảm thiểu tình trạng suy thoái và mất rừng tự nhiên.

3.2. Phân tích phân mảnh rừng và nguyên nhân ảnh hưởng đến sức khỏe rừng tự nhiên

Qua điều tra trên thực địa, kết quả cho thấy những diện tích bìa rừng trong phạm vi 100 m nguy cơ cao đến mất rừng và suy thoái rừng. Do đó, khoảng cách này đã được sử dụng làm dữ liệu đầu vào cho mô hình phân mảnh rừng tự nhiên. Kết quả của phân tích phân mảnh rừng tự nhiên qua từng thời điểm ở huyện A Lưới được thể hiện ở Bảng 4.

Bảng 4. Hiện trạng phân mảnh rừng tự nhiên năm 2010, 2015 và 2024

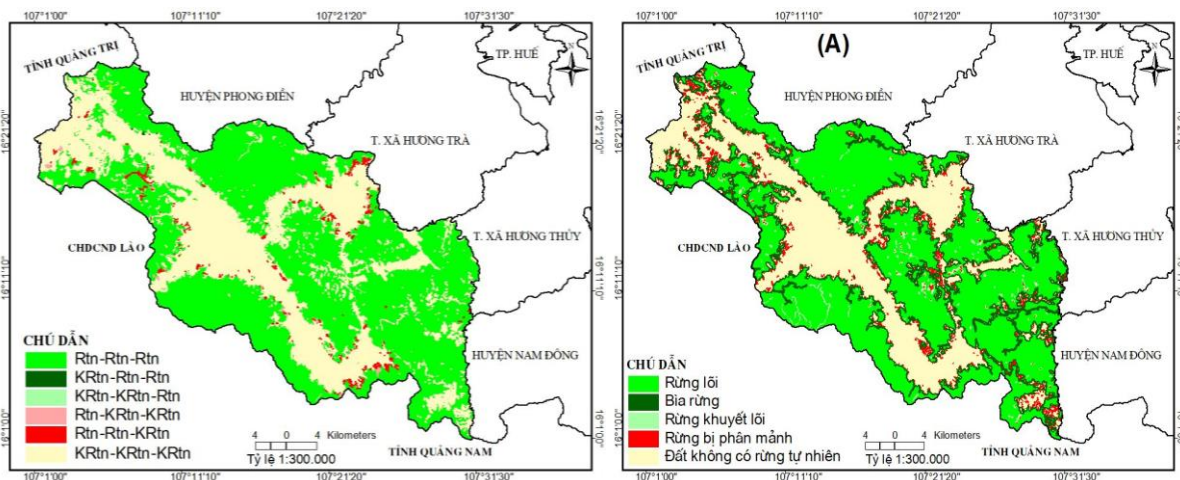
Các loại rừng và phân mảnh rừng	2010		2015		2024	
	ha	%	ha	%	ha	%
Rừng lõi	62.911,2	51,37	62.112,8	50,72	59.763,7	48,80
Rừng biên/bìa rừng	12.269,6	10,02	12.317,7	10,06	13.593,4	11,10
Rừng khuyết lõi	2.615,4	2,14	3.339,2	2,73	3.539,4	2,89
Rừng phân mảnh	3.543,2	2,89	3.425,1	2,80	3.539,1	2,73
Không có rừng tự nhiên	41.123,6	33,58	41.268,2	33,70	42.227,4	34,48
Tổng	122.463,0	100,00	122.463,0	100,00	122.463,0	100,00

Phân tích phân mảnh rừng tự nhiên cho thấy có sự thay đổi giữa các loại rừng và phân mảnh rừng. Rừng lõi, bìa rừng, rừng khuyết lõi và rừng phân chiếm tương ứng với tỷ lệ 51,37%; 10,02%; 2,14% và 2,89% tổng diện tích tự nhiên hay tương ứng với tỷ lệ 77,34%; 15,08%; 3,22% và 4,36% tổng diện tích rừng tự nhiên vùng nghiên cứu vào tháng 1 năm 2010, chuyển thành 50,72% (76,50%); 10,06% (15,17%); 2,73% (4,11%) và 2,80% (4,22%) vào tháng 1 năm 2015. Các loại phân mảnh này thay đổi theo cùng một hướng và đạt 48,80% (74,49%); 11,10% (16,94%); 2,89% (4,41%) và 2,73% (4,16%) vào tháng 1 năm 2024. Trong vòng 14 năm qua, rừng lõi và rừng phân mảnh có xu hướng giảm dần, bìa rừng và rừng khuyết lõi có xu hướng gia tăng. Các khu vực rừng lõi bị giảm bớt đã được chuyển thành rừng phân mảnh và bìa rừng. Các địa điểm

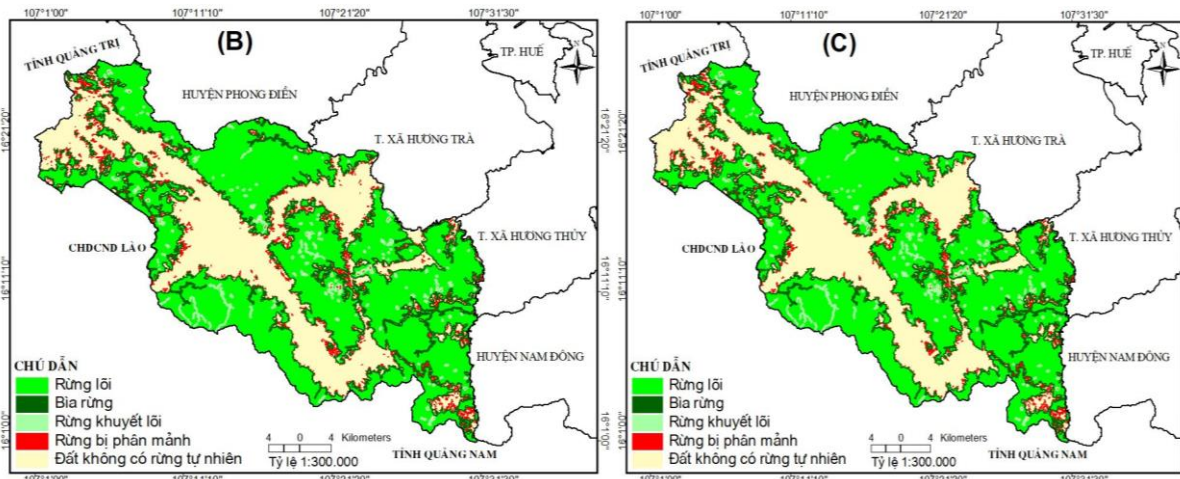
rừng phân mảnh được chuyển thành đất không có rừng tự nhiên và do đó sự phát triển lan rộng của những địa điểm không có rừng tự nhiên cho thấy hiệu ứng của bìa rừng ngày càng tăng, dẫn đến tiếp tục có sự chuyển đổi một số diện tích rừng lõi thành các khu rừng bị phân mảnh mới (Hình 4 A, B, C). Theo Pfeifer và cộng sự (2017), bìa rừng và rừng phân mảnh mới gia tăng, đây là một vấn đề đáng lo ngại vì chúng có tác động xấu đến môi trường sống của các loài động thực vật và đa dạng sinh học [17]. Hơn nữa, tăng phân mảnh rừng mới có thể ảnh hưởng đến sức khỏe của rừng tự nhiên như ảnh hưởng xấu đến quần thể cây theo nhiều cách và thông qua các quá trình khác nhau như mất đa dạng loài, thay đổi thành phần loài cây, giảm khả năng tồn tại của quần thể cây, đặc biệt là các loài cây có giá trị kinh tế và bảo tồn cao (Lim xanh, Gỗ...).

Những phát hiện này cũng được đề cập tương tự trong các nghiên cứu trước đây của một số tác giả ở huyện giáp ranh với huyện A Lưới [18]. Bởi vậy, cần phải có các biện pháp quản

lý bảo vệ rừng tự nhiên hiệu quả hơn nhằm giảm thiểu nguy cơ tăng phân mảnh rừng trong tương lai ở vùng nghiên cứu.



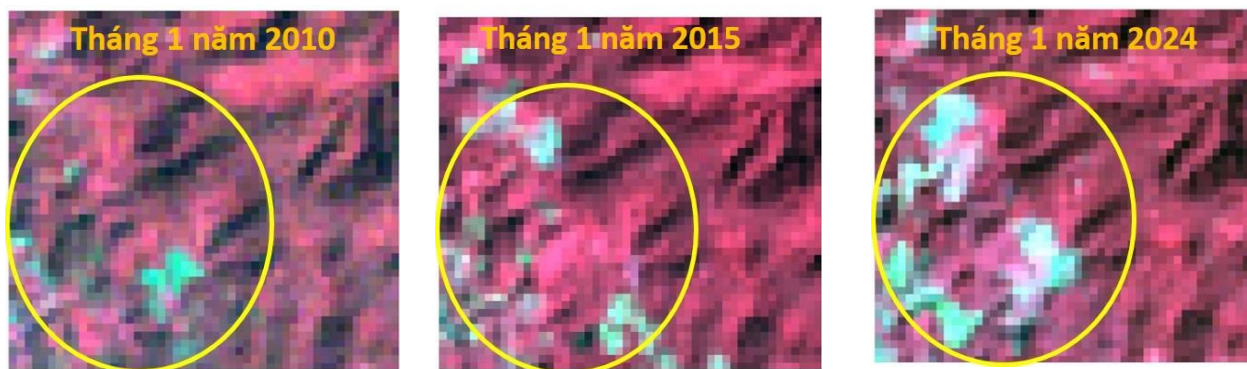
Hình 3. Sự thay đổi che phủ rừng tự nhiên ở huyện A Lưới (2010-2015-2024)



Hình 4. Phân mảnh rừng tự nhiên từ giải đoán ảnh Landsat 2005 (A), 2015 (B) và 2024 (C)

Bên cạnh đó, kết quả nghiên cứu từ tháng 01 năm 2010 đến tháng 01 năm 2024 ở huyện A Lưới cũng cho thấy một trong những nguyên nhân chính gây ra phân mảnh rừng là do

người dân địa phương xâm lấn rừng tự nhiên. Sự gia tăng phân mảnh rừng mới có thể dễ dàng quan sát thấy trên ảnh Landsat tổ hợp màu giả (FCC) ở năm 2010, 2015 và 2024 (Hình 5).



Hình 5. Tổ hợp màu giả (FCC) trên tư liệu ảnh Landsat TM và OLI

Địa điểm xảy ra làm tăng phân mảnh rừng được tìm thấy ở những nơi dễ tiếp cận và có sự khác nhau về khoảng cách từ các khu dân cư, các sông suối và các con đường gần nhất. Tuy nhiên, trong nghiên cứu của nhóm tác giả không có sự khác nhau về khoảng cách tiếp giữa tiếp cận các con đường lớn và đường mòn, giữa các con sông và suối. Hơn nữa, qua điều tra trên thực địa cho thấy các địa điểm

rừng tự nhiên gần khu dân cư (2.000 m), xung quanh các con đường gần nhất (1.000 m) và xung quanh các con sông và suối gần nhất (500 m) được ghi nhận là những địa điểm có ảnh hưởng rõ rệt đến phân mảnh rừng tự nhiên (Bảng 5). Đây là cơ sở quan trọng để đánh giá những tác động của người dân địa phương đến tình trạng phân mảnh rừng tự nhiên ở vùng nghiên cứu.

Bảng 5. Ảnh hưởng phân loại phân mảnh rừng từ tiếp cận khu dân cư, các con đường và sông suối

Các loại phân mảnh rừng	Tiếp cận khu dân cư 2.000 m		Tiếp cận các con đường 1.000 m		Tiếp cận sông suối 500 m	
	ha	%	ha	%	ha	%
Rừng lõi	5.946,2	16,77	9.191,9	20,91	38.138,7	44,23
Rừng biên/bìa rừng	2.782,8	7,85	4.218,3	9,60	8.959,7	10,39
Rừng khuyết lõi	124,0	0,35	227,8	0,52	1.834,5	2,13
Rừng phân mảnh	925,7	2,61	1.492,9	3,40	2.466,0	2,86
Không có rừng tự nhiên	25.670,3	72,41	28.819,0	65,57	34.830,0	40,39

Bảng 5 cho thấy có khoảng 27,58% (9.778,7 ha) có rừng tự nhiên ở gần khu dân cư trong khoảng 2.000 m, 34,43% (15.309,9 ha) ở xung quanh các con đường 59,61% (51.398,9 ha) ở gần các con sông suối là những diện tích có nguy cơ cao bị ảnh hưởng mất rừng. Trong số diện tích gần khu dân cư, có khoảng 7,85% (2.782,8 ha) được chuyển thành bìa rừng; 2,61% (925,7 ha) chuyển thành rừng phân mảnh và 0,35% (124,0 ha) chuyển thành rừng khuyết lõi. Khoảng 9,60% (4.218,3 ha) xung quanh các con đường được chuyển thành bìa rừng; 3,40 % (1.492,9 ha) chuyển thành rừng phân mảnh và 0,52% (227,8 ha) chuyển thành rừng khuyết lõi. Các khu rừng tự nhiên được quan sát xung quanh các con sông suối được chuyển thành bìa rừng với 10,39 % (8.959,7 ha); 2,86 % (2.466,0) ha chuyển thành rừng phân mảnh và 2,13% (1.834,5 ha) chuyển thành rừng khuyết lõi. Tác động của bìa rừng và rừng phân mảnh luôn luôn ảnh hưởng xấu đến đa dạng sinh học và tăng dần theo thời gian [19]. Bởi vậy, sự hiện diện tăng diện tích của bìa rừng, rừng khuyết lõi và xuất hiện rừng phân mảnh mới ở những khu vực gần khu dân cư, các con đường và sông suối đã chứng minh những tác động tiêu cực của người dân địa phương đối với sức khỏe rừng

tự nhiên, cần phải có các biện pháp can thiệp kịp thời để giảm thiểu rủi ro làm tăng phân mảnh rừng trong những tương lai.

4. KẾT LUẬN

Phân mảnh rừng được xem là một trong những chỉ số đánh giá sức khỏe của rừng tự nhiên. Tăng phân mảnh rừng là một trong những nguyên nhân chính làm mất đa dạng sinh học và giảm các dịch vụ hệ sinh thái rừng tự nhiên ở huyện A Lưới, tỉnh Thừa Thiên Huế. Phát hiện của nghiên cứu cho thấy tỷ lệ che phủ rừng tăng (1,6%), nhưng tỷ lệ che phủ rừng tự nhiên giảm (0,9%). Phân tích phân mảnh rừng cho thấy có nhiều sự thay đổi ở huyện A Lưới và tình trạng sức khỏe của rừng tự nhiên có xu hướng xấu đi. Diện tích bìa rừng, rừng khuyết lõi tăng, một số địa điểm rừng phân mảnh được chuyển thành đất không có rừng, diện tích rừng lõi giảm, dẫn đến sự gia tăng tình trạng chia cắt rừng từ tháng 1 năm 2010 đến tháng 1 năm 2024. Các hoạt động phát triển, đặc biệt là các khu rừng tự nhiên dễ tiếp cận gần khu dân cư, các đường và sông suối gần nhất đã có ảnh hưởng đáng kể đến suy thoái và mất rừng tự nhiên dẫn đến tăng tình trạng phân mảnh rừng tự nhiên. Nếu tình trạng diện tích và số lượng rừng khuyết lõi tăng lên, rừng lõi giảm sẽ làm

tăng diện tích bìa rừng và chia cắt rừng, có thể ảnh hưởng xấu đến sức khỏe rừng tự nhiên. Bên cạnh đó, phương pháp tiếp cận phân mảnh rừng là một trong những công cụ hữu ích để xác định các địa điểm cần được chú trọng quan tâm và đưa ra các giải pháp can thiệp kịp thời. Thiệt hại và ảnh hưởng đến sức khỏe rừng tự nhiên do phân mảnh rừng gây ra có thể được giảm thiểu, nếu quy hoạch và quản lý bảo vệ rừng hợp lý, khôi phục lại những khu đất trống trong rừng tự nhiên bằng cách trồng lại rừng và khoanh nuôi xúc tiến tái sinh có trồng bổ sung, kết hợp với hạn chế các hoạt động ảnh hưởng của người dân địa phương đến rừng tự nhiên ở huyện A Lưới, tỉnh Thừa Thiên Huế.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Thủ tướng chính phủ (2013). Quyết định số 1250/QĐ-TTg của Thủ tướng chính phủ ngày 31 tháng 7 năm 2013: Phê duyệt chiến lược quốc gia về bảo tồn đa dạng sinh học đến năm 2020 và tầm nhìn đến năm 2030.
- [2]. BirdLife International (2022). The World Database of Key Biodiversity Areas. Developed by the Key Biodiversity Areas Partnership. www.keybiodiversityareas.org.
- [3]. USAID: U.S. Agency for International Development (2018a). Assessment of the Biodiversity of Hue Saola Nature Reserve, Thua Thien Hue, Vietnam. Downloaded from https://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PA00TSDQ.pdf.
- [4]. Young A. Boyle T. Young A. Boshier D. & Boyle T. (2000). Forest fragmentation. In: Forest conservation genetics: principles and practice. CSIRO-Publishing.123-134.
- [5]. Saunders D. A. Hobbs R. J. & Margules, C.R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. Conservation Biology. 5: 18-32.
- [6]. Snyder M. C. (2015). Vermont Forest Fragmentation Report. Available from: https://fpr.vermont.gov/sites/fpr/files/About_the_Department/News/Library/FOREST%20FRAGMENTATION_FINAL_rev06-03-15.pdf.
- [7]. Ghazoul J. & Sheil D. (2010). Tropical rain forest ecology, diversity, and conservation. Oxford University Press, New York. 496.
- [8]. Fahrig L. (2002). Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: a synthesis. Ecol Appl 12: 346–353.
- [9]. Pause M. Schweitzer C. Rosenthal M. Keuck V. JBumberger J. Dietrich P. Heurich M. Jung A & Lausch A. (2016). In Situ/Remote Sensing Integration to Assess Forest Health-A Review. Remote Sensing. 8(471). DOI:10.3390/rs8060471.
- [10]. Sahana M. Sajjad H. & Ahmed R. (2015) Assessing spatiotemporal health of forest cover using forest canopy density model and forest fragmentation approach in Sundarban reserve forest, India. Modeling Earth Syst Environ. 1:1–10.
- [11]. Redowan M. Akter S. & Islam N. (2014). Analysis of forest cover change at Khadimnagar National Park, Sylhet, Bangladesh, using Landsat TM and GIS data. J For Res. 25:393–400.
- [12]. Nazimur R. T. Raihan A. P. C. & Nazrina A. B. (2019). Assessment of forest health status using a forest fragmentation approach: a study in Patharia Hills Reserve Forest, northeast India. Modeling Earth Systems and Environment. <https://doi.org/10.1007/s40808-019-00652-5>.
- [13]. Bộ Nông nghiệp và Phát triển nông thôn (2023). Thông tư 16/2023/TT-BNNPTNT sửa đổi bổ sung một số điều của Thông tư 33/2018/TT-BNNPTNT quy định về điều tra, kiểm kê và theo dõi diễn biến rừng.
- [14]. Anthony J. Viera & Joanne M. G. (2005). Understanding Interobserver Agreement: The Kappa Statistic", Family Medicine 2005. 35: 360-363.
- [15]. Vogt P.& Riitters K. (2018). Guidos Toolbox: universal digital image object analysis. European Journal of Remote Sensing. 50(1): 352-361 DOI: 10.1080/22797254.2017.1330650.
- [16]. Trương Quang Hoàng, Nguyễn Đình Phước, Nguyễn Văn Lợi, Phan Văn Hùng & Trần Hữu Tâm (2023). Ngăn chặn mất rừng và suy thoái rừng từ hiệu quả một số mô hình quản lý rừng cộng đồng ở huyện A Lưới và Nam Đông, tỉnh Thừa Thiên Huế. Tạp chí Rừng và Môi trường. 43-51.
- [17]. Pfeifer M. Lefebvre V. Peres C. A. Banks-Leite C. & Wearn O. R. (2017). Creation of forest edges has a global impact on forest vertebrates. Nature. 551:187.
- [18]. Ha Van Tiep (2015). Forest fragmentation in Vietnam: Effects on tree diversity, populations and genetics. Wöhrmann Print Service B.V, the Netherlands. 114.
- [19]. 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. Cook W. M. Damschen E.I. Ewers R. M. Foster B.L. Jenkins C. N. King A. J. Laurance W. F. Levey D. J. Margules C. R. Melbourne B. A. Nicholls A. O. Orrock J. L. Song D. X. & Townshend J. R. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. Science Advances 1. e1500052. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.