

XÁC ĐỊNH CHỈ SỐ XÁO TRỘN TỪ CÁC NGUỒN DỮ LIỆU LỚP PHỦ, DÂN SỐ VÀ GIAO THÔNG

Nguyễn Thị Mai Anh^{1,*}, Nguyễn Gia Trọng²

Nguyễn Huyền Thanh³, Trịnh Lê Hùng⁴

Tô Thanh Vũ⁵

¹Trường Đại học Công nghiệp Quảng Ninh

²Trường Đại học Mở - Địa chất

³Công ty Cổ phần Tư vấn Trắc địa 339

⁴Học viện Kỹ thuật quân sự

⁵Công ty Cổ phần thiết kế xây dựng đo đạc thương mại dịch vụ Đức Sang

*Email: phuonganhtung@gmail.com

TÓM TẮT

Bài báo trình bày một số phương pháp xây dựng chỉ số xáo trộn cảnh quan (Disturbance Index - DI) nhằm đánh giá mức độ tác động của con người lên hệ sinh thái tại tỉnh Thanh Hóa. Nghiên cứu sử dụng phương pháp tích hợp và phân tích dữ liệu GIS, kết hợp dữ liệu lớp phủ đất (LULC), mật độ dân số (WorldPop) và mạng lưới giao thông từ OpenStreetMap để xây dựng, chuẩn hóa, gán trọng số và so sánh các phương án xác định DI. Đối với dữ liệu lớp phủ đất, các loại hình sử dụng đất được tái phân loại thành 10 nhóm và gán trọng số xáo trộn khác nhau tùy theo mức độ tác động của hoạt động nhân sinh. Bên cạnh đó, dữ liệu dân số và giao thông được chuẩn hóa và tích hợp nhằm phản ánh áp lực nhân sinh lên cảnh quan sinh thái. Kết quả nghiên cứu cho thấy chỉ số DI có sự phân bố không đồng đều theo không gian. Các khu vực đồng bằng, ven biển và đô thị thường có giá trị DI cao do tập trung dân cư, phát triển hạ tầng và hoạt động sản xuất mạnh. Trong khi đó, các khu vực miền núi phía Tây và Tây Bắc có giá trị DI thấp hơn nhờ diện tích rừng tự nhiên lớn và mức độ tác động của con người còn hạn chế. Nghiên cứu cũng cho thấy phương pháp tích hợp đồng thời dữ liệu lớp phủ đất, dân số và giao thông giúp phản ánh toàn diện hơn mức độ xáo trộn cảnh quan so với việc chỉ sử dụng một nguồn dữ liệu riêng lẻ. Kết quả nghiên cứu góp phần hỗ trợ đánh giá cấu trúc cảnh quan, giám sát tác động nhân sinh và phục vụ công tác quản lý tài nguyên, môi trường theo hướng phát triển bền vững.

Từ khóa: Sinh thái cảnh quan, GIS, LULC, Chỉ số xáo trộn cảnh quan.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Nhiều loạn hay xáo trộn (Disturbance) là một khái niệm quan trọng trong sinh thái học, dùng để mô tả các quá trình làm thay đổi cấu trúc, chức năng và trạng thái ổn định của hệ sinh thái theo không gian và thời gian. Trong sinh thái cảnh quan, xáo trộn góp phần hình thành cấu trúc không gian của thảm thực vật và ảnh hưởng đến nhiều quá trình sinh thái khác nhau. Các nghiên cứu cho thấy xáo trộn tạo ra sự không đồng nhất của cảnh quan và chi phối động lực phát triển của hệ sinh thái. Chế độ xáo trộn đang thay đổi nhanh chóng do tác động đồng thời của biến đổi khí hậu và các hoạt động của con người, gây ra những biến đổi đáng kể về cấu trúc và chức năng hệ

sinh thái. Vì vậy, nghiên cứu về xáo trộn giúp hiểu rõ động lực biến đổi của hệ sinh thái và hỗ trợ xây dựng các chiến lược quản lý tài nguyên thiên nhiên bền vững [1].

Sinh thái cảnh quan là ngành khoa học nghiên cứu cấu trúc, chức năng và sự biến đổi của cảnh quan dưới tác động của các quá trình tự nhiên và hoạt động của con người. Các yếu tố như sử dụng đất, mật độ dân số, phát triển hạ tầng giao thông, biến đổi khí hậu và các hoạt động khai thác tài nguyên ... đều có thể làm thay đổi cấu trúc cảnh quan và ảnh hưởng đến sự ổn định của hệ sinh thái [2].

Trong nghiên cứu viễn thám rừng, chỉ số xáo trộn cảnh quan (Disturbance Index - DI) được

sử dụng phổ biến để phát hiện biến động của thảm thực vật. Chỉ số này được tính từ ba thành phần của phép biến đổi Tasseled Cap trên ảnh Landsat gồm độ sáng, độ xanh và độ ẩm. Khi rừng chịu tác động như cháy rừng, khai thác gỗ hoặc sâu bệnh, giá trị độ sáng thường tăng trong khi độ xanh và độ ẩm giảm, dẫn đến giá trị DI tăng. Nhờ đó, DI có thể được sử dụng để phát hiện khu vực rừng suy thoái, lập bản đồ biến động rừng và theo dõi quá trình phục hồi thảm thực vật theo thời gian. Tuy nhiên, chỉ số này vẫn có hạn chế do chịu ảnh hưởng của điều kiện khí quyển, độ ẩm đất, yếu tố mùa vụ hoặc sự khác biệt giữa các cảm biến vệ tinh, đồng thời khó xác định nguyên nhân xáo trộn nếu chỉ dựa vào tín hiệu phổ ảnh vệ tinh [3].

Bên cạnh các chỉ số phổ, nhiều nghiên cứu đã phát triển các chỉ số tổng hợp để đánh giá xáo trộn ở cấp độ cảnh quan. Forest Landscape Disturbance Index (FLDI) là một chỉ số được xây dựng từ ba thành phần gồm tỷ lệ diện tích rừng bị phá, diện tích rừng bị suy thoái và diện tích rừng thứ sinh phục hồi; các thành phần này được gán trọng số bằng kỹ thuật Analytic Hierarchy Process (AHP) và tổng hợp thành một chỉ số duy nhất phản ánh mức độ xáo trộn của cảnh quan rừng [4]. Ngoài ra, trong các môi trường đặc thù như hệ sinh thái karst, xáo trộn có thể phát sinh từ các hoạt động khai thác đá, ô nhiễm, khai thác nước ngầm, xây dựng hoặc nông nghiệp. Do đó, một số nghiên cứu đã đề xuất các chỉ số xáo trộn cho môi trường karst nhằm đánh giá mức độ tác động của con người thông qua việc xem xét đồng thời các yếu tố sinh học, địa mạo, thủy văn, khí quyển và văn hóa - xã hội [5, 6].

Trong nghiên cứu cảnh quan, xáo trộn thường được đánh giá thông qua các chỉ số cấu trúc cảnh quan (E_i) được xây dựng từ ba thành phần gồm mức độ phân mảnh cảnh quan, mức độ tách rời giữa các mảng cảnh quan và mức độ chi phối của các mảng cảnh quan. Chỉ số này thường được sử dụng trong mô hình Landscape Ecological Risk Index (LERI) để đánh giá rủi ro sinh thái do khai thác tài nguyên hoặc thay đổi sử dụng đất [7]. Ngoài ra, các chỉ số cấu trúc cảnh quan như PLAND (Percentage of

Landscape), LPI (Largest Patch Index), NP (Number of Patches), PD (Patch Density), LSI (Landscape Shape Index), AI (Aggregation Index), COHESION (Patch Cohesion Index) và SHDI (Shannon's Diversity Index) cũng được sử dụng để mô tả cấu trúc và sự biến đổi của cảnh quan, phản ánh diện tích, hình dạng, mức độ phân mảnh, khả năng kết nối sinh thái và mức độ đa dạng cảnh quan. Tuy nhiên, việc sử dụng nhiều chỉ số khác nhau có thể gây trùng lặp thông tin và làm phức tạp quá trình tổng hợp kết quả [8].

Sự phát triển của dữ liệu viễn thám đa thời gian và các phương pháp phân tích hiện đại đã mở rộng khả năng nghiên cứu xáo trộn rừng trên quy mô lớn. Các nghiên cứu sử dụng chuỗi ảnh Landsat đã xây dựng bản đồ biến động che phủ rừng toàn cầu với hai biến chính là mất che phủ rừng và tăng che phủ rừng [9]. Phân tích chuỗi thời gian bằng thuật toán LandTrendr kết hợp với công cụ TimeSync cho phép phát hiện các sự kiện xáo trộn đột ngột và các xu hướng biến đổi dài hạn của hệ sinh thái [10], [11]. Nhiều nghiên cứu còn kết hợp LandTrendr với thuật toán học máy như Random Forest để theo dõi lịch sử biến động rừng và chu trình carbon [12], hoặc xây dựng các hệ thống dữ liệu lớn như European Forest Disturbance Atlas (EFDA) nhằm lập bản đồ xáo trộn rừng hằng năm ở châu Âu [13]. Ngoài ra, dữ liệu Sentinel-2 và các chỉ số thực vật như (NDVI - Normalized Difference Vegetation Index), đặc biệt là Z-NDVI (Z-score Normalized Difference Vegetation Index), cũng được sử dụng để phát hiện sớm xáo trộn và giám sát sức khỏe rừng. Tại Việt Nam, viễn thám và các chỉ số cảnh quan đã được ứng dụng để nghiên cứu biến động sử dụng đất, phân mảnh rừng, đô thị hóa và đánh giá chất lượng môi trường sinh thái thông qua các chỉ số tổng hợp như chỉ số sinh thái viễn thám (Remote Sensing Ecological Index - RSEI) [14], [15], [16], [17], [18], [19], [20].

Xáo trộn cảnh quan không chỉ phản ánh sự thay đổi của thảm phủ bề mặt mà còn thể hiện mức độ tác động tổng hợp của các hoạt động nhân sinh lên cấu trúc và chức năng hệ sinh thái. Khái niệm Human Footprint được sử dụng

rộng rãi để đánh giá mức độ ảnh hưởng của con người thông qua việc tích hợp các yếu tố như dân cư, hạ tầng giao thông, sử dụng đất và mức độ tiếp cận không gian [21]. Nghiên cứu [22] tiếp tục mở rộng cách tiếp cận này ở quy mô vùng nhằm nâng cao khả năng phản ánh sự biến đổi cảnh quan phục vụ quy hoạch và bảo tồn sinh thái. Bên cạnh đó, sự phát triển của hệ thống giao thông và quá trình đô thị hóa được xem là những nguyên nhân quan trọng gây phân mảnh sinh cảnh, làm suy giảm tính kết nối sinh thái và ảnh hưởng đến dòng trao đổi vật chất, năng lượng trong cảnh quan [23]. Nghiên cứu về phân mảnh sinh cảnh cũng cho thấy sự suy giảm diện tích và tính liên kết của các mảng sinh thái có thể làm giảm đa dạng sinh học và tác động lâu dài đến sự ổn định của hệ sinh thái [24]. Trong sinh thái cảnh quan, nhiều chỉ số cấu trúc như mật độ mảng, mức độ phân mảnh, chỉ số đa dạng hoặc mức độ kết nối cảnh quan đã được sử dụng để mô tả đặc điểm không gian của hệ sinh thái và đánh giá mức độ xáo trộn cảnh quan [25]. Ngoài ra, nghiên cứu về biến động sử dụng đất cũng chỉ ra rằng quá trình chuyển đổi đất đai và mở rộng không gian đô thị thường diễn ra không đồng đều theo không gian, từ đó tạo nên sự khác biệt rõ rệt về mức độ tác động của con người giữa các khu vực [26]. Lớp phủ đất phản ánh trạng thái và cấu trúc không gian của cảnh quan, trong khi dữ liệu dân số và giao thông thể hiện cường độ tác động của con người lên hệ sinh thái. Do đó, việc tích hợp các nguồn dữ liệu này cho phép đánh giá đồng thời cả đặc điểm cảnh quan và áp lực nhân sinh, góp phần phản ánh đầy đủ hơn mức độ xáo trộn cảnh quan so với cách tiếp cận chỉ dựa trên một loại dữ liệu riêng lẻ.

Kết quả phân tích các công trình đã công bố trong nước cho thấy, các nghiên cứu chủ yếu tập trung vào phân tích biến động sử dụng đất, phân mảnh rừng, đô thị hóa và đánh giá chất lượng môi trường thông qua các chỉ số tổng hợp. Các nghiên cứu đó chủ yếu xem xét riêng từng nhóm yếu tố và chưa tích hợp đồng thời dữ liệu LULC với các yếu tố áp lực dân sinh để đánh giá mức độ xáo trộn cảnh quan. Đây là khoảng trống nghiên cứu mà các tác giả hướng tới với khu vực thực nghiệm cụ thể.

Mục tiêu của nghiên cứu này đánh giá khả năng phản ánh mức độ xáo trộn cảnh quan của chỉ số DI được xây dựng từ các nguồn dữ liệu như LULC và các áp lực nhân sinh như mật độ dân số, giao thông.

Nghiên cứu tập trung vào đánh giá xáo trộn cảnh quan từ góc độ lớp phủ đất và các áp lực nhân sinh, chưa đi sâu phân tích các thành phần sinh thái đặc thù như hệ sinh thái thủy vực, cảnh quan nông thôn hoặc cảnh quan đô thị.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Dữ liệu và khu vực thực nghiệm

a. Giới thiệu khu vực nghiên cứu

Thanh Hóa là một tỉnh thuộc khu vực Bắc Trung Bộ, với diện tích tự nhiên khoảng 11.129,48 km² và có vị trí quan trọng trong phát triển kinh tế - xã hội của khu vực. Thanh Hóa có phía Bắc giáp tỉnh Ninh Bình, Sơn La; phía Nam giáp tỉnh Nghệ An, phía Tây giáp nước Cộng hòa Dân chủ Nhân dân Lào, và phía Đông giáp Biển Đông với đường bờ biển dài khoảng 102 km. Địa hình của tỉnh khá đa dạng và có xu hướng thấp dần từ Tây sang Đông, bao gồm vùng núi, trung du, đồng bằng và vùng ven biển. Sự đa dạng về điều kiện tự nhiên và vị trí địa lý đã tạo cho Thanh Hóa nhiều lợi thế trong phát triển nông nghiệp, công nghiệp, dịch vụ và kinh tế biển [27].

Bên cạnh đó, Thanh Hóa có hệ thống sông ngòi phát triển với sông Mã và nhiều phụ lưu đổ ra biển thông qua các cửa sông ven biển. Các khu vực cửa sông và ven biển thường có hệ sinh thái phong phú, năng suất sinh học cao và đóng vai trò quan trọng đối với phát triển kinh tế biển, nuôi trồng thủy sản và du lịch. Tuy nhiên, quá trình phát triển kinh tế, mở rộng đô thị và gia tăng các hoạt động sản xuất - dịch vụ trong những năm gần đây đã tạo ra nhiều áp lực lên môi trường và tài nguyên thiên nhiên. Do đó, việc nghiên cứu, giám sát các biến động về môi trường và tài nguyên tại tỉnh Thanh Hóa có ý nghĩa quan trọng trong việc hỗ trợ công tác quản lý và phát triển bền vững của địa phương [27][28].

Xét dưới góc độ sinh thái cảnh quan, tỉnh Thanh Hóa có sự phân hóa rõ rệt giữa các hệ sinh thái rừng miền núi phía Tây, vùng nông

nghiệp trung du - đồng bằng và hệ sinh thái ven biển, cửa sông phía Đông, tạo nên cấu trúc cảnh quan đa dạng và phức tạp. Đồng thời, quá trình đô thị hóa, phát triển giao thông và chuyển đổi sử dụng đất diễn ra với cường độ khác nhau giữa các khu vực đã tạo nên sự khác biệt đáng kể về mức độ tác động nhân sinh lên cảnh quan. Với sự đa dạng về điều kiện tự nhiên và áp lực phát triển kinh tế - xã hội, Thanh Hóa là khu vực phù hợp để nghiên cứu sự phân hóa không gian của chỉ số xáo trộn cảnh quan.

b. Dữ liệu mật độ dân số

Dữ liệu mật độ dân số sử dụng trong nghiên cứu được thu thập từ cơ sở dữ liệu dân số có độ phân giải cao được xây dựng từ sự kết hợp giữa số liệu điều tra dân số, dữ liệu thống kê quốc gia và các biến phụ trợ như dữ liệu viễn thám, lớp phủ đất và hệ thống giao thông. Bộ dữ liệu này được cung cấp công khai tại cổng dữ liệu WorldPop (<https://www.worldpop.org>) và được sử dụng rộng rãi trong các nghiên cứu về phân bố dân cư, quy hoạch lãnh thổ và đánh giá tác động của con người đến môi trường. Trong nghiên cứu này, dữ liệu dân số năm 2020 cho Việt Nam được sử dụng để phản ánh phân bố dân cư gần nhất với thời điểm nghiên cứu [29][30].

Dữ liệu WorldPop cung cấp thông tin số lượng dân cư trên từng ô lưới không gian với độ phân giải khoảng $100\text{ m} \times 100\text{ m}$, cho phép mô tả chi tiết sự phân bố dân số theo không gian. Mỗi ô raster biểu diễn ước tính số người sinh sống trong ô lưới tương ứng. Dữ liệu được tải về dưới dạng tệp raster định dạng GeoTIFF (.tif), có hệ tọa độ địa lý WGS84 (EPSG:4326), thuận lợi cho việc tích hợp với các dữ liệu không gian khác trong môi trường GIS [31]. Trong quá trình xử lý, lớp dữ liệu dân số được cắt theo ranh giới hành chính tỉnh Thanh Hóa để tạo lớp raster dân số cho khu vực nghiên cứu. Sau đó, các giá trị dân số được chuẩn hóa về cùng thang đo nhằm phục vụ việc tích hợp với các lớp dữ liệu khác (ví dụ như mạng lưới giao thông) trong quá trình tính toán chỉ số xáo trộn.

c. Dữ liệu mạng lưới giao thông

Dữ liệu mạng lưới giao thông sử dụng trong nghiên cứu được thu thập từ OpenStreetMap

(OSM) thông qua thư viện OSMnx trong môi trường Python. OpenStreetMap là một cơ sở dữ liệu bản đồ mở toàn cầu, được xây dựng theo mô hình cộng đồng đóng góp và được cập nhật thường xuyên, cung cấp thông tin chi tiết về hệ thống hạ tầng giao thông như đường cao tốc, quốc lộ, tỉnh lộ và các tuyến đường địa phương. Nhờ phạm vi phủ toàn cầu và khả năng truy cập mở, dữ liệu OSM đã được sử dụng rộng rãi trong nhiều nghiên cứu GIS và viễn thám nhằm phân tích cấu trúc không gian đô thị, mô hình hóa giao thông và đánh giá tác động của các hoạt động của con người lên môi trường [9, 32].

Dữ liệu tải về từ OpenStreetMap có dạng vector, thể hiện hình học của các tuyến đường giao thông cùng với các thuộc tính mô tả loại đường. Sau khi thu thập, lớp dữ liệu giao thông được chuyển sang hệ tọa độ địa lý WGS84 (EPSG:4326) và cắt theo ranh giới hành chính của tỉnh Thanh Hóa để đảm bảo phù hợp với phạm vi nghiên cứu. Để phục vụ cho quá trình tính toán chỉ số xáo trộn, dữ liệu vector của mạng lưới giao thông được chuyển đổi sang dữ liệu raster với cùng kích thước lưới và hệ quy chiếu với lớp dữ liệu dân số. Quá trình raster hóa này cho phép biểu diễn sự phân bố của hạ tầng giao thông theo không gian và tạo điều kiện thuận lợi cho việc tích hợp với các lớp dữ liệu raster khác trong mô hình tính toán chỉ số xáo trộn [32, 33].

d. Dữ liệu lớp phủ đất

Dữ liệu lớp phủ đất (Land Use/Land Cover - LULC) sử dụng trong nghiên cứu được thu thập từ bộ dữ liệu ALOS Land Cover Dataset do Cơ quan Thám hiểm Hàng không Vũ trụ Nhật Bản (JAXA) phát triển. Bộ dữ liệu này được xây dựng dựa trên chuỗi ảnh viễn thám độ phân giải cao từ vệ tinh ALOS và các nguồn dữ liệu bổ trợ khác, cho phép cung cấp thông tin lớp phủ đất trên phạm vi toàn cầu với độ chính xác cao và độ phân giải không gian khoảng 30 m . Dữ liệu LULC từ JAXA được cung cấp công khai thông qua cổng dữ liệu của JAXA Earth Observation Research Center và được sử dụng rộng rãi trong các nghiên cứu về giám sát tài nguyên đất, đánh giá biến động lớp phủ đất và phân tích cảnh quan sinh thái bằng công nghệ viễn thám và GIS

[34,35].

Từ lớp dữ liệu LULC gốc, tiến hành biên tập và tái phân loại các loại lớp phủ đất thành 10 nhóm lớp phủ chính nhằm phục vụ cho việc tính toán chỉ số xáo trộn cảnh quan. Các lớp này bao gồm: (1) khu dân cư, (2) ruộng lúa, (3) đất nông nghiệp, (4) đồng cỏ, (5) đất trống, (6) cây bụi, (7) rừng, (8) đất ngập nước, (9) mặt nước và (10) khu vực nuôi trồng thủy sản. Sau khi tái phân loại, mỗi lớp phủ đất được gán một giá trị mức độ xáo trộn khác nhau phản ánh mức độ tác động của con người đến hệ sinh thái, trong đó các khu vực xây dựng và đất trống có mức độ xáo trộn cao hơn so với các khu vực rừng hoặc mặt nước. Các giá trị này sau đó được chuẩn hóa và chuyển đổi thành 10 mức chỉ số xáo trộn, tạo thành lớp dữ liệu raster phục vụ cho việc phân tích và xây dựng bản đồ xáo trộn trong khu vực nghiên cứu.

2.2. Phương pháp xác định chỉ số xáo trộn

a. Xác định DI từ LULC

Chỉ số xáo trộn cảnh quan được xác định dựa trên giả định rằng các loại hình lớp phủ đất phản ánh mức độ tác động khác nhau của con người lên hệ sinh thái. Các khu vực có cường độ sử dụng đất cao như khu dân cư, đất nông nghiệp hoặc đất trống thường chịu tác động mạnh từ các hoạt động kinh tế - xã hội, trong khi các hệ sinh thái tự nhiên như rừng hoặc đất ngập nước có mức độ can thiệp của con người thấp hơn. Do đó, việc sử dụng dữ liệu lớp phủ đất để xây dựng chỉ số xáo trộn cho phép đánh giá định lượng mức độ tác động của hoạt động sử dụng đất đến cấu trúc và chức năng của hệ sinh thái trong không gian.

Trong nghiên cứu này, dữ liệu lớp phủ đất sau khi được biên tập thành 10 nhóm lớp phủ chính gồm: khu dân cư, ruộng lúa, đất nông nghiệp, đồng cỏ, đất trống, cây bụi, rừng, đất ngập nước, mặt nước và nuôi trồng thủy sản được sử dụng làm dữ liệu đầu vào để tính toán chỉ số xáo trộn. Mỗi loại lớp phủ đất được gán

Chỉ số xáo trộn tại mỗi ô raster được xác định theo công thức:

$$DI_i = \frac{W(L_i)}{5} \quad (1)$$

một trọng số xáo trộn nhằm phản ánh mức độ tác động của con người. Các lớp phủ đất có mức độ can thiệp mạnh như khu dân cư hoặc đất trống được gán giá trị cao hơn, trong khi các lớp như rừng hoặc đất ngập nước được gán giá trị thấp hơn do ít chịu ảnh hưởng trực tiếp của con người. Lớp mặt nước tự nhiên được gán giá trị thấp nhất vì mức độ xáo trộn gần như không đáng kể.

Giả sử L_i là loại lớp phủ đất của ô raster thứ i và $W(L_i)$ là trọng số xáo trộn tương ứng với lớp phủ đất đó. Giá trị của $W(L_i)$ được xây dựng dựa trên cường độ can thiệp của con người đối với từng loại lớp phủ đất. Các lớp phủ đất có mức độ phát triển hạ tầng hoặc sử dụng tài nguyên cao sẽ được gán trọng số lớn hơn. Ngược lại, các hệ sinh thái tự nhiên ít bị tác động sẽ có trọng số thấp. Giá trị của trọng số được trình bày trong bảng 1.

Bảng 1. Giá trị trọng số của các lớp phủ đất

TT	Loại lớp phủ đất	Mức độ tác động	Trọng số
1	Khu dân cư	Rất cao	5
2	Ruộng lúa	Cao	4 (3)
3	Đất nông nghiệp	Cao	4
4	Đồng cỏ	Trung bình	3 (2)
5	Đất trống	Cao	4
6	Cây bụi	Thấp	2
7	Rừng	Rất thấp	1
8	Đất ngập nước	Rất thấp	1
9	Mặt nước	Gần như không	0
10	Nuôi trồng thủy sản	Cao	4 (3)

Để thuận tiện cho việc phân tích không gian và trực quan hóa bản đồ, chỉ số xáo trộn được phân loại thành 10 mức xáo trộn với công thức tính:

$$DI_i(10) = DI_i \times 10 \quad (2)$$

Trong bảng 1, giá trị trong ngoặc đơn chính là trọng số của lớp phủ đất tại phương án phân loại thành 10 mức xáo trộn.

Việc phân loại mức độ tác động và gán trọng số trong Bảng 1 được xây dựng dựa trên mức độ can thiệp của con người đối với từng loại lớp phủ đất theo quan điểm sinh thái cảnh quan và các nghiên cứu về tác động nhân sinh lên hệ sinh thái [2][21]. Nguyên tắc chung là các loại hình sử dụng đất có cường độ khai thác tài nguyên, xây dựng cơ sở hạ tầng hoặc chuyển đổi bề mặt tự nhiên càng lớn thì mức độ xáo trộn sinh thái càng cao và được gán trọng số lớn hơn. Các trọng số được xây dựng theo thang thứ bậc từ 0 đến 5 nhằm phản ánh tương đối sự khác biệt về mức độ tác động của con người giữa các loại lớp phủ đất, đồng thời bảo đảm thuận lợi cho việc chuẩn hóa và tính toán chỉ số xáo trộn cảnh quan.

b. Xác định DI từ dữ liệu dân số và giao thông

Bên cạnh phương pháp xác định chỉ số xáo trộn từ dữ liệu lớp phủ đất, nghiên cứu cũng xây dựng chỉ số xáo trộn dựa trên các yếu tố áp lực của con người, bao gồm mật độ dân số và mạng lưới giao thông. Hai yếu tố này được xem là các chỉ báo quan trọng phản ánh mức độ tác động của con người đến môi trường và cấu trúc cảnh quan, bởi các khu vực có mật độ dân cư cao và hệ thống giao thông phát triển thường gắn liền với quá trình đô thị hóa, phát triển hạ tầng và chuyển đổi sử dụng đất [1, 2]. Do đó, việc tích hợp dữ liệu dân số và giao thông cho phép đánh giá mức độ xáo trộn của cảnh quan dưới góc độ tác động của con người trong không gian địa lý.

Để đảm bảo khả năng so sánh giữa các biến đầu vào, các giá trị của lớp dân số và lớp giao thông được chuẩn hóa về khoảng [0,1] theo phương pháp chuẩn hóa min-max [36][37]:

$$X' = \frac{X - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}} \quad (3)$$

Trong đó X là giá trị ban đầu của biến, $X_{\min}$ và $X_{\max}$ lần lượt là giá trị nhỏ nhất và lớn nhất trong tập dữ liệu, và X' là giá trị sau khi chuẩn hóa.

Sau khi chuẩn hóa, hai lớp dữ liệu được tích hợp để xác định chỉ số xáo trộn nhân sinh theo công thức [21]:

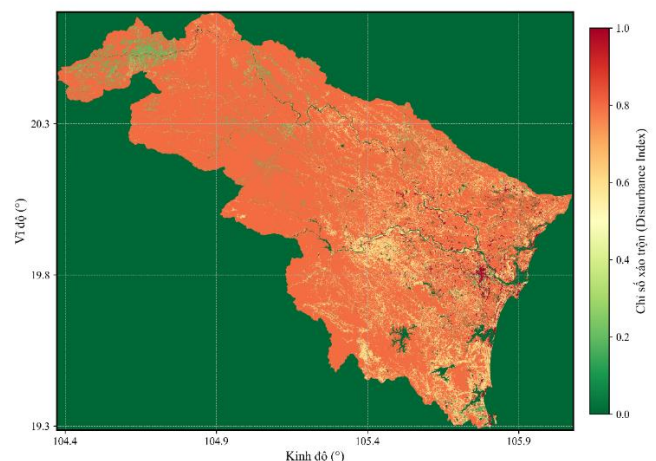
$$DI_i = \frac{P'_i + R'_i}{2} \quad (4)$$

Trong đó DI_i là giá trị xáo trộn tại ô raster thứ i , P'_i là mật độ dân số chuẩn hóa và R'_i là mật độ giao thông chuẩn hóa. Công thức (4) phản ánh giả định rằng mật độ dân cư và mức độ phát triển hạ tầng giao thông có đóng góp tương đương trong việc tạo ra áp lực nhân sinh lên hệ sinh thái.

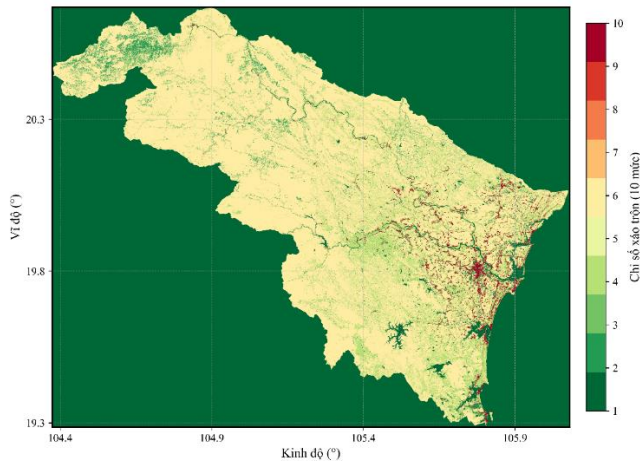
3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Kết quả xác định chỉ số DI từ dữ liệu LULC

Dựa trên phương pháp và thuật toán xác định chỉ số xáo trộn từ dữ liệu lớp phủ đất đã trình bày ở mục 2.2, chỉ số DI được tính toán cho toàn bộ khu vực nghiên cứu trên cơ sở lớp dữ liệu LULC đã được tái phân loại và gán trọng số tương ứng. Kết quả tính toán cho phép xây dựng bản đồ phân bố không gian của chỉ số xáo trộn cảnh quan trong tỉnh Thanh Hóa. Kết quả của hai phương án biểu diễn chỉ số DI, bao gồm dạng giá trị liên tục (Hình 1) và dạng phân loại thành 10 mức xáo trộn (Hình 2).



Hình 1. Kết quả xác định DI từ LULC dạng giá trị liên tục

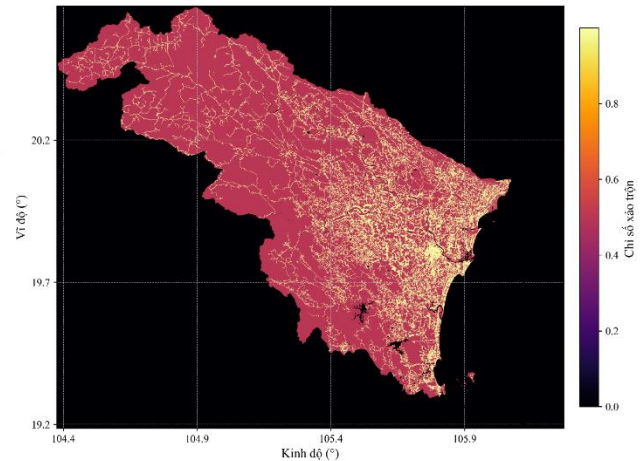


Hình 2. Kết quả xác định DI từ LULC với 10 mức xáo trộn

Từ kết quả xác định được trong hai phương án có thể thấy, ở phương án biểu diễn dạng giá trị liên tục (Hình 1), chỉ số DI chủ yếu trong khoảng 0,6 - 0,8, phản ánh mức độ xáo trộn tương đối cao trên phần lớn diện tích khu vực nghiên cứu. Các khu vực có giá trị DI cao tập trung chủ yếu tại vùng đồng bằng và ven biển, nơi có mật độ dân cư lớn và hoạt động sản xuất nông nghiệp, đô thị và nuôi trồng thủy sản phát triển mạnh. Ngược lại, các khu vực có giá trị DI thấp thường phân bố ở vùng núi phía Tây và Tây Bắc của tỉnh, nơi diện tích rừng và thảm thực vật tự nhiên còn chiếm ưu thế.

Khi chỉ số xáo trộn được phân loại thành 10 mức (Hình 2), sự phân bố không gian của các vùng có mức độ xáo trộn khác nhau được thể hiện rõ ràng hơn. Các mức xáo trộn cao (từ mức 8 - 10) tập trung chủ yếu tại khu vực đô thị, các vùng phát triển kinh tế ven biển và các khu vực đồng bằng ven sông Mã. Trong khi đó, các mức xáo trộn thấp (mức 1 - 3) chủ yếu xuất hiện ở các khu vực rừng và vùng núi phía Tây, nơi hoạt động của con người còn hạn chế. So sánh hai phương án biểu diễn cho thấy bản đồ DI dạng liên tục phản ánh tốt xu thế biến đổi cường độ xáo trộn trong không gian, trong khi phương án phân loại 10 mức giúp nhận diện rõ hơn các khu vực có mức độ xáo trộn khác nhau, từ đó hỗ trợ hiệu quả cho việc phân tích và đánh giá cấu trúc cảnh quan trong khu vực nghiên cứu.

3.2. Kết quả xác định chỉ số DI từ dữ liệu dân số và giao thông



Hình 3. Kết quả xác định DI từ dữ liệu dân số và giao thông

Kết quả trong hình 3 cho thấy chỉ số DI có sự phân bố không đồng đều theo không gian, phản ánh rõ mức độ tác động của con người. Các khu vực có giá trị DI cao tập trung chủ yếu tại vùng đồng bằng và ven biển, nơi mật độ dân cư lớn và hệ thống giao thông phát triển dày đặc.

Ngược lại, các khu vực có giá trị DI thấp chủ yếu phân bố tại vùng núi phía Tây và Tây Bắc của tỉnh, nơi mật độ dân cư thấp và mạng lưới giao thông thưa thớt. Điều này cho thấy mức độ tác động của con người tại các khu vực này còn hạn chế so với khu vực đồng bằng. Ngoài ra, trên bản đồ cũng có thể nhận thấy các dải giá trị DI tương đối cao phân bố dọc theo các tuyến đường giao thông chính, phản ánh ảnh hưởng của hạ tầng giao thông đến mức độ xáo trộn của cảnh quan.

3.3 Kết quả xác định DI kết hợp dữ liệu LULC, dữ liệu dân số và giao thông

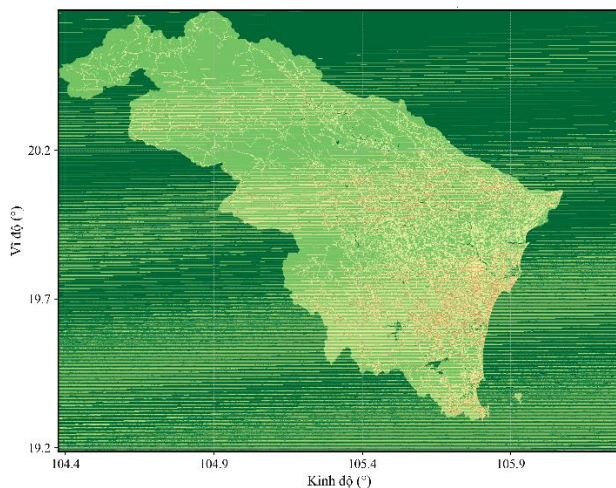
Hình 4 thể hiện kết quả xác định chỉ số xáo trộn cảnh quan khi tích hợp đồng thời ba nguồn dữ liệu gồm LULC, mật độ dân số và mạng lưới giao thông. Việc kết hợp các yếu tố này cho phép đánh giá mức độ tác động của con người lên hệ sinh thái một cách toàn diện hơn so với các phương án sử dụng từng nguồn dữ liệu riêng lẻ.

Từ hình 4 có thể thấy, chỉ số xáo trộn có sự phân bố không đồng đều theo không gian và thể hiện rõ sự khác biệt giữa các khu vực khác nhau. Các khu vực có giá trị DI cao tập trung chủ yếu tại vùng đồng bằng trung tâm và khu

vực ven biển phía Đông. Đây là những khu vực có mật độ dân cư lớn, hoạt động kinh tế - xã hội phát triển mạnh, đồng thời hệ thống giao thông và cơ sở hạ tầng tương đối dày đặc.

Ngược lại, các khu vực có chỉ số xáo trộn thấp chủ yếu phân bố ở vùng núi phía Tây và Tây Bắc. Đây là khu vực có mật độ dân cư thấp, mạng lưới giao thông thưa thớt và diện tích rừng tự nhiên còn tương đối lớn. Điều này cho thấy các hệ sinh thái tại khu vực miền núi vẫn duy trì được mức độ ổn định cao hơn so với vùng đồng bằng và ven biển, nơi chịu tác động mạnh của các hoạt động nhân sinh.

So sánh với kết quả xác định DI chỉ sử dụng dữ liệu LULC (Hình 1 và Hình 2) có thể thấy, kết quả xác định được phản ánh rõ ràng của mức độ xáo trộn cảnh quan.



Hình 4. Kết quả xác định DI từ dữ liệu LULC, dân số và giao thông

Phương án sử dụng dữ liệu dân số và giao thông (Hình 3) thể hiện rõ ảnh hưởng của các yếu tố nhân sinh, với các vùng DI cao tập trung tại các đô thị, khu dân cư đông đúc và dọc theo các trục giao thông chính. Tuy nhiên, phương pháp này chưa xem xét đến đặc điểm sinh thái và cấu trúc lớp phủ đất của cảnh quan, do đó chưa phản ánh đầy đủ mức độ biến đổi của hệ sinh thái tự nhiên. Phương án tích hợp này giúp khắc phục được hạn chế của từng phương án riêng lẻ, đồng thời cung cấp cái nhìn toàn diện hơn về mức độ xáo trộn của cảnh quan. Kết quả cho thấy sự phân bố DI không chỉ phụ thuộc vào loại hình sử dụng đất mà còn chịu ảnh hưởng rõ

rệt của mật độ dân cư và sự phát triển của hệ thống giao thông.

3.4 Thảo luận

Kết quả nghiên cứu cho thấy chỉ số xáo trộn có khả năng phản ánh rõ sự khác biệt về mức độ tác động của con người lên cảnh quan sinh thái theo không gian. Sự phân bố DI cao tại các khu vực đồng bằng và ven biển của tỉnh Thanh Hóa phù hợp với nhận định trong các nghiên cứu sinh thái cảnh quan trước đó thể hiện sự gia tăng của giá trị DI gắn liền với cường độ sử dụng đất, đô thị hóa và phát triển hạ tầng giao thông [1]. Việc sử dụng dữ liệu lớp phủ đất kết hợp với các yếu tố nhân sinh như mật độ dân số và mạng lưới giao thông giúp phản ánh đồng thời cả cấu trúc cảnh quan và áp lực xã hội lên hệ sinh thái. Cách tiếp cận này tương đồng với các nghiên cứu đã có khi xây dựng DI tổng hợp nhằm đánh giá tác động của con người lên cảnh quan rừng hoặc hệ sinh thái ở quy mô vùng [4]. Ngoài ra, sự khác biệt rõ rệt giữa vùng núi phía Tây và vùng đồng bằng - ven biển trong kết quả nghiên cứu cũng phù hợp với các nghiên cứu về cấu trúc cảnh quan cho thấy các khu vực có cường độ hoạt động của con người thấp thường duy trì được mức độ ổn định sinh thái cao hơn so với các khu vực phát triển kinh tế - xã hội mạnh [8].

Bên cạnh đó, việc tích hợp nhiều nguồn dữ liệu để xác định chỉ số DI cũng góp phần khắc phục hạn chế của các phương pháp chỉ dựa trên một loại dữ liệu. Các nghiên cứu sử dụng dữ liệu viễn thám đơn lẻ, chẳng hạn như chỉ số DI từ biến đổi phổ hoặc phát hiện biến động che phủ rừng, thường phản ánh tốt sự thay đổi của thảm thực vật nhưng khó xác định đầy đủ nguyên nhân xáo trộn nếu không kết hợp thêm thông tin về hoạt động của con người [3][9]. Do đó, việc kết hợp dữ liệu lớp phủ đất với các yếu tố kinh tế - xã hội như dân số và giao thông trong nghiên cứu này cho phép đánh giá xáo trộn theo cách tiếp cận đa nguồn dữ liệu, tương tự như các nghiên cứu tích hợp dữ liệu viễn thám và GIS trong phân tích rủi ro sinh thái cảnh quan [7]. Tuy nhiên, kết quả vẫn phụ thuộc vào độ chính xác của dữ liệu đầu vào, đặc biệt là bản đồ lớp phủ đất và dữ liệu nhân sinh, cũng như

phương pháp chuẩn hóa và gán trọng số trong quá trình xây dựng chỉ số. Vì vậy, trong các nghiên cứu tiếp theo cần xem xét bổ sung các dữ liệu đa thời gian từ viễn thám hoặc các chỉ số cảnh quan khác nhằm nâng cao khả năng phản ánh động lực biến đổi của hệ sinh thái và cải thiện độ tin cậy của kết quả đánh giá xáo trộn ở quy mô không gian lớn.

Kết quả nghiên cứu cho thấy việc tích hợp đồng thời dữ liệu LULC với các yếu tố áp lực nhân sinh cho phép phản ánh đầy đủ hơn mức độ xáo trộn cảnh quan so với việc xem xét từng yếu tố.

Kết quả nghiên cứu còn có điểm hạn chế đó là chưa thực hiện phân tích định lượng mối quan hệ giữa chỉ số DI với các đặc trưng của dân cư, giao thông và các yếu tố kinh tế - xã hội khác. Do đó, kết quả chủ yếu đánh giá khả năng phản ánh của chỉ số DI đối với mức độ xáo trộn cảnh quan, thay vì giải thích quy luật phân bố của các yếu tố nhân sinh.

4. KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

Nghiên cứu này đã xây dựng và đánh giá một số phương pháp xác định chỉ số xáo trộn cảnh quan cho tỉnh Thanh Hóa dựa trên dữ liệu lớp phủ đất, mật độ dân số và mạng lưới giao thông. Kết quả cho thấy chỉ số DI có khả năng phản ánh khá rõ sự khác biệt về mức độ tác động của con người lên cảnh quan sinh thái theo không gian. Các khu vực đồng bằng, ven biển và đô thị thường có giá trị DI cao do tập trung dân cư, phát triển giao thông và hoạt động sản xuất mạnh, trong khi các khu vực miền núi phía Tây và Tây Bắc có giá trị DI thấp hơn nhờ diện tích rừng tự nhiên lớn và mức độ can thiệp của con người còn hạn chế. Việc sử dụng dữ liệu lớp phủ đất cho phép đánh giá trực tiếp đặc

điểm cấu trúc cảnh quan, còn dữ liệu dân số và giao thông phản ánh rõ hơn áp lực nhân sinh đối với hệ sinh thái.

Kết quả đạt được cho thấy dữ liệu lớp phủ đất, dân số và giao thông phản ánh các khía cạnh khác nhau của quá trình xáo trộn cảnh quan. Trong đó, dữ liệu lớp phủ đất thể hiện đặc điểm cấu trúc và trạng thái sử dụng đất của cảnh quan, còn dữ liệu dân số và giao thông phản ánh mức độ tác động của các hoạt động nhân sinh lên hệ sinh thái. Việc tích hợp các nguồn dữ liệu này cho phép xem xét đồng thời các yếu tố cảnh quan và áp lực nhân sinh trong quá trình xây dựng chỉ số xáo trộn cảnh quan.

Tuy nhiên, mức độ hiệu quả của phương pháp tích hợp so với các phương pháp sử dụng từng nguồn dữ liệu riêng lẻ cần tiếp tục được đánh giá bằng các chỉ tiêu định lượng, các phương pháp xác định trọng số hoặc các kiểm định thống kê trong các nghiên cứu tiếp theo.

Trong các nghiên cứu tiếp theo, cần tiếp tục hoàn thiện phương pháp bằng cách tối ưu việc xác định trọng số, tích hợp dữ liệu viễn thám đa thời gian và các yếu tố kinh tế - xã hội, đồng thời kiểm định định lượng nhằm nâng cao độ tin cậy và khả năng ứng dụng của chỉ số xáo trộn cảnh quan.

5. LỜI CẢM ƠN

Tập thể tác giả xin chân thành cảm ơn đề tài cấp Bộ Nông nghiệp - Môi trường mã số TNMT.ĐL.2025.06.03 đã cung cấp dữ liệu và kinh phí để thực hiện bài báo này.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Turner, M.G.(2010). *Disturbance and landscape dynamics in a changing world*. Ecology . **91**(10): p. 2833-2849. <https://doi.org/10.1890/10-0097.1>
- [2]. Monica G. Turner. 2005. Landscape Ecology: What Is the State of the Science?. *Annual Review Ecology, Evolution, and Systematics*. 36:319-344. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614>
- [3]. Rogan, J., et al. (2006). *Integrating GIS and remotely sensed data for mapping forest disturbance and change*. Understanding forest disturbance spatial pattern: Remote sensing GIS

- approaches, p. 133-172.
- [4]. Rodrigues, É.T., A.M.V. Monteiro, and M.I.S. Escada.(2025). *Assessing forest landscape disturbance and structural integrity through synthetic indices in the Brazilian Amazon*. *Environmental Sustainability Indicators*, **28**: p. 101009. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.101009>
- [5]. Van Beynen, P. and K. Townsend. (2005). *A disturbance index for karst environments*. *Environmental Management*. **36**(1): p. 101-116. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0265-9>
- [6]. Van Beynen, P.E. and K.M. van Beynen. (2011). *Human disturbance of karst environments*, in *Karst management*. Springer. p. 379-397. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1207-2_17
- [7]. Xu, W., et al. (2025). *Assessing Landscape Ecological Risk from Mining in the River Source Region of the Yellow River Basin*. *Land*. **14**(11): p. 2152. <https://doi.org/10.3390/land14112152>
- [8]. Ren, S., et al. (2023). *Influence of natural and social economic factors on landscape pattern indices-the case of the Yellow River basin in Henan Province*. *Water*. **15**(23): p. 4174. <https://doi.org/10.3390/w15234174>
- [9]. Hansen, M.C., et al. (2013). *High-resolution global maps of 21st-century forest cover change*. *Science*, 2013. **342**(6160): p. 850-853. DOI: [10.1126/science.1244693](https://doi.org/10.1126/science.1244693)
- [10]. Kennedy, R.E., Z. Yang, and W.B. Cohen. (2010). *Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr-Temporal segmentation algorithms*. *Remote Sensing of Environment*. **114**(12): p. 2897-2910. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.008>
- [11]. Cohen, W.B., Z. Yang, and R. Kennedy. (2010). *Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. TimeSync-Tools for calibration and validation*. *Remote Sensing of Environment*. **114**(12): p. 2911-2924. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.010>
- [12]. Nguyen, H.T., et al. (2017). *Mapping forest disturbance and recovery for forest dynamics over large areas using Landsat time-series remote sensing*. in *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XIX*. SPIE. <https://doi.org/10.1117/12.2276913>
- [13]. Viana-Soto, A. and C. Senf. (2025). *The European Forest Disturbance Atlas: a forest disturbance monitoring system using the Landsat archive*. *Earth System Science Data*. **17**(6): p. 2373-2404. <https://doi.org/10.5194/essd-17-2373-2025>
- [14]. Tyukavina, A., et al. (2017). *Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 2000-2013*. *Science advances*. **3**(4): p. e1601047. DOI: [10.1126/sciadv.1601047](https://doi.org/10.1126/sciadv.1601047)
- [15]. Molnár, T. and G. Király. (2024) *Forest disturbance monitoring using cloud-based Sentinel-2 satellite imagery and machine learning*. *Journal of imaging*. **10**(1): p. 14. <https://doi.org/10.3390/jimaging10010014>
- [16]. Hải, P.M. and Đ.T. Hoài. (2019). *Nghiên cứu cơ sở khoa học trong lựa chọn chỉ số cảnh quan phù hợp phục vụ công tác giám sát biến đổi cấu trúc rừng ngập mặn. Thực nghiệm tại rừng ngập mặn mũi Cà Mau*. *Tạp chí Khoa học Đo đạc và Bản đồ*. (42): p. 20-25.
- [17]. Tâm, P.M., P.H. Hải, and P.V. Mạnh. (2020). *Ứng dụng viễn thám và độ đo cảnh quan trong phân tích xu thế biến động sử dụng đất khu vực huyện Văn Chấn, tỉnh Yên Bái giai đoạn 2008-2017*. *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Sư phạm Thành phố Hồ Chí Minh*. **17**(6): p. 1063-1063. DOI: [10.54607/hcmue.js.17.6.2753\(2020\)](https://doi.org/10.54607/hcmue.js.17.6.2753(2020))
- [18]. Cường, H.T. (2025). *Phân tích Gradient đánh giá xu hướng mở rộng đô thị hóa tại khu vực phía Bắc và Tây Bắc của thành phố Hồ Chí Minh*, in *Hội thảo khoa học quản lý đất đai toàn quốc lần thứ 3, Quản lý đất đai bền vững (SLM2025)*.

- [19]. Đặng Đỗ Lâm, P., et al. (2025). *Đánh giá tác động của phát triển du lịch đến mẫu dạng cảnh quan quần đảo Côn Đảo bằng phương pháp tích hợp GeoAI và độ đo không gian*. Tạp chí Khoa học và Công nghệ lâm nghiệp. **14**(7): p. 112-123.
- [20]. Kim, T.H., et al. (2025). *Đánh giá chất lượng môi trường sinh thái vùng Đồng bằng sông Cửu Long ứng dụng công nghệ viễn thám và GIS*. Tạp chí Khoa học Đại học Cần Thơ. **61**: p. 10-23. DOI: [10.22144/ctujos.2025.053](https://doi.org/10.22144/ctujos.2025.053)
- [21]. Eric W. Sanderson, M.J., Marc A. Levy, Kent H. Reford, Antoinette V. Wannebo, Gillan Woolmer. (2002). *The Human Footprint and the Last of the Wild: The human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not*. BioScience. **52**(10): p. 891 - 904. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THFATL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2)
- [22]. Woolmer, G., et al. (2008). *Rescaling the human footprint: a tool for conservation planning at an ecoregional scale*. Landscape and Urban Planning. **87**(1): p. 42-53. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.04.005>
- [23]. Forman, R.T. and L.E. Alexander. (1998). *Roads and their major ecological effects*. Annual Review of Ecology and Systematics. **29**(1): p. 207-231. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>
- [24]. Haddad, N.M., et al. (2015). *Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems*. Science advances. **1**(2): p. e1500052. DOI: [10.1126/sciadv.1500052](https://doi.org/10.1126/sciadv.1500052)
- [25]. McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C., Ene, E. (2002). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts.
- [26]. Li, X. and A.G.-O. Yeh. (2004). *Analyzing spatial restructuring of land use patterns in a fast growing region using remote sensing and GIS*. Landscape Urban planning. **69**(4): p. 335-354. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.033>
- [27]. Do, T.P.T., et al. (2024). *Establishing a plastic waste map using remote sensing data in the coastal area of Thanh Hoa province (Vietnam)*. Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu. **5**(5): p. 116 - 122. <https://doi.org/10.33271/nvngu/2024-5/116>
- [28]. Thi Phuong, T. (2024). et al. *Assessment of land cover changes using sentinel-2 satellite image data: A case study of Thanh Hoa coastal area, Viet Nam*. in IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. IOP Publishing. DOI 10.1088/1755-1315/1345/1/012026
- [29]. Tatem, A.J. (2017). *WorldPop, open data for spatial demography*. Scientific data. **4**(1): p. 170004. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.4>
- [30]. Lloyd, C.T., A. Sorichetta, and A.J. Tatem. (2017). *High resolution global gridded data for use in population studies*. Scientific data. **4**(1): p. 170001. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.1>
- [31]. Bersabe, J.T. and B.-W. Jun. (2025). *Exploring the Impact of Multi-Source Gridded Population Datasets on Flood-Exposed Population Estimates in Gangnam, Seoul*. ISPRS International Journal of Geo-Information. **14**(7): p. 262. <https://doi.org/10.3390/ijgi14070262>
- [32]. Boeing, G. (2017). *OSMnx: New methods for acquiring, constructing, analyzing, and visualizing complex street networks*. Computers, environment urban systems. **65**: p. 126-139. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2017.05.004>
- [33]. Barrington-Leigh, C. and A. Millard-Ball. (2017). *The world's user-generated road map is more than 80% complete*. PloS one. **12**(8): p. e0180698. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180698>
- [34]. Tadono, T., et al. (2014). *Precise global DEM generation by ALOS PRISM*. ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing Spatial Information Sciences. **2**: p. 71-76.

<https://doi.org/10.5194/isprsannals-II-4-71-2014>

- [35]. Shimada, M., et al. (2014). *New global forest/non-forest maps from ALOS PALSAR data (2007-2010)*. Remote Sensing of environment. **155**: p. 13-31. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.04.014>
- [36]. Han, J., Pei, J., & Tong, H. (2022). *Data mining: concepts and techniques*. Morgan kaufmann.
- [37]. Trong, N. G., Quang, P. N., Cuong, N. V., Le, H. A., Nguyen, H. L., & Tien Bui, D. (2023). Spatial Prediction of Fluvial Flood in High-Frequency Tropical Cyclone Area Using TensorFlow 1D-Convolution Neural Networks and Geospatial Data. *Remote Sensing*, 15(22), 5429. <https://doi.org/10.3390/rs15225429>

Thông tin của tác giả:

ThS. Nguyễn Thị Mai Anh Trường Đại học Công nghiệp Quảng Ninh

Điện thoại: +(84).0936.898.115- Email: phuonganhtung@gmail.com

PGS. TS. Nguyễn Gia Trọng Trường Đại học Mỏ - Địa chất.

Điện thoại: +(84) 0963124980 - Email: nguyengiatrong@humg.edu.vn

ThS. Nguyễn Huyền Thanh Công ty Cổ phần Tư vấn Trắc địa 339

Điện thoại: +(84) 0901351222 - Email: thanhvsmt@gmail.com

PGS.TS Trịnh Lê Hùng Học viện Kỹ thuật quân sự

Điện thoại: +(84) 0986652185 - Email: tringlehung@lqdtu.edu.vn

ThS. Tô Thanh Vũ Công ty Cổ phần thiết kế xây dựng đo đạc thương mại dịch vụ Đức Sang Điện

thoại: +(84) 0962131751 - Email: thanhvupdkpg@gmail.com

SOME METHODS FOR CONSTRUCTING DISTURBANCE INDICES IN ASSESSING ECOLOGICAL LANDSCAPE CHANGES

Information about authors:

Nguyen Thi Mai Anh, Quang Ninh University of Industry, Email: phuonganhtung@gmail.com

Nguyen Gia Trong, Assoc. Prof. Ph.D., Geodesy and Environment research group, Hanoi University of Mining and Geology, Email: nguyengiatrong@humg.edu.vn

Nguyen Huyen Thanh, M.Sc., 339 Surveying Consultant Joint Stock Company
Email: thanhvsmt@gmail.com

Trinh Le Hung, Assoc. Prof. Ph.D., Le Quy Don Technical University
Email: tringlehung@lqdtu.edu.vn

To Thanh Vu, M.Sc., Duc Sang Trading Service Measurement Construction Design Joint Stock Company, Email: thanhvupdkpg@gmail.com

ABSTRACT:

The paper presents several methods for constructing the Disturbance Index (DI) to assess the level of human impact on ecosystems in Thanh Hoa province. The study uses an integrated GIS data analysis method, combining land cover data (LULC), population density (WorldPop), and transportation network data from OpenStreetMap to construct, standardize, weight, and compare different DI determination methods. For land cover data, land use types were reclassified into 10 groups and assigned different disturbance weights depending on the level of impact caused by human activities. In addition, population and transportation data were standardized and integrated to reflect anthropogenic pressure on the ecological landscape. The research results show that the DI is unevenly distributed spatially. The plains, coastal, and urban areas of Thanh Hoa province generally have high DI values due to concentrated population, infrastructure development, and intensive production activities, while the western and northwestern mountainous areas have lower DI values

thanks to large areas of natural forest and the still limited level of human impact. The study also indicates that the method integrating land cover, population, and transportation data simultaneously provides a more comprehensive representation of landscape disturbance levels compared to using only a single data source. The research results contribute to supporting landscape structure assessment, monitoring anthropogenic impacts, and serving natural resource and environmental management toward sustainable development.

Keywords: Landscape ecology, GIS, LULC, Disturbance Index of landscape ecology

REFERENCES

- [1]. Turner, M.G.(2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* . 91(10): p. 2833-2849. <https://doi.org/10.1890/10-0097.1>
- [2]. Monica G. Turner. 2005. Landscape Ecology: What Is the State of the Science?. *Annual Review Ecology, Evolution, and Systematics*. 36:319-344. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614>
- [3]. Rogan, J., et al. (2006). Integrating GIS and remotely sensed data for mapping forest disturbance and change. *Understanding forest disturbance spatial pattern: Remote sensing GIS approaches*, p. 133-172.
- [4]. Rodrigues, É.T., A.M.V. Monteiro, and M.I.S. Escada.(2025). Assessing forest landscape disturbance and structural integrity through synthetic indices in the Brazilian Amazon. *Environmental Sustainability Indicators*, 28: p. 101009. <https://doi.org/10.1016/j.indic.2025.101009>
- [5]. Van Beynen, P. and K. Townsend. (2005). A disturbance index for karst environments. *Environmental Management*. 36(1): p. 101-116. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0265-9>
- [6]. Van Beynen, P.E. and K.M. van Beynen. (2011). Human disturbance of karst environments, in *Karst management*. Springer. p. 379-397. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1207-2_17
- [7]. Xu, W., et al. (2025). Assessing Landscape Ecological Risk from Mining in the River Source Region of the Yellow River Basin. *Land*. 14(11): p. 2152. <https://doi.org/10.3390/land14112152>
- [8]. Ren, S., et al. (2023). Influence of natural and social economic factors on landscape pattern indices-the case of the Yellow River basin in Henan Province. *Water*. 15(23): p. 4174. <https://doi.org/10.3390/w15234174>
- [9]. Hansen, M.C., et al. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 2013. 342(6160): p. 850-853. DOI: 10.1126/science.1244693
- [10]. Kennedy, R.E., Z. Yang, and W.B. Cohen. (2010). Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr-Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*. 114(12): p. 2897-2910. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.008>
- [11]. Cohen, W.B., Z. Yang, and R. Kennedy. (2010). Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 2. TimeSync-Tools for calibration and validation. *Remote Sensing of Environment*. 114(12): p. 2911-2924. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.010>
- [12]. Nguyen, H.T., et al. (2017). Mapping forest disturbance and recovery for forest dynamics over large areas using Landsat time-series remote sensing. in *Remote Sensing for Agriculture, Ecosystems, and Hydrology XIX*. SPIE. <https://doi.org/10.1117/12.2276913>
- [13]. Viana-Soto, A. and C. Senf. (2025). The European Forest Disturbance Atlas: a forest disturbance monitoring system using the Landsat archive. *Earth System Science Data*. 17(6): p.

- 2373-2404. <https://doi.org/10.5194/essd-17-2373-2025>
- [14]. Tyukavina, A., et al. (2017). Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 2000-2013. *Science advances*. 3(4): p. e1601047. DOI: 10.1126/sciadv.1601047
- [15]. Molnár, T. and G. Király. (2024) Forest disturbance monitoring using cloud-based Sentinel-2 satellite imagery and machine learning. *Journal of imaging*. 10(1): p. 14. <https://doi.org/10.3390/jimaging10010014>
- [16]. Hải, P.M. and Đ.T. Hoài. (2019). Nghiên cứu cơ sở khoa học trong lựa chọn chỉ số cảnh quan phù hợp phục vụ công tác giám sát biến đổi cấu trúc rừng ngập mặn. Thực nghiệm tại rừng ngập mặn mũi Cà Mau. *Tạp chí Khoa học Đo đạc và Bản đồ*. (42): p. 20-25.
- [17]. Tâm, P.M., P.H. Hải, and P.V. Mạnh. (2020). Ứng dụng viễn thám và độ đo cảnh quan trong phân tích xu thế biến động sử dụng đất khu vực huyện Văn Chấn, tỉnh Yên Bái giai đoạn 2008-2017. *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Sư phạm Thành phố Hồ Chí Minh*. 17(6): p. 1063-1063. DOI: 10.54607/hcmue.js.17.6.2753(2020)
- [18]. Cường, H.T. (2025). Phân tích Gradient đánh giá xu hướng mở rộng đô thị hóa tại khu vực phía Bắc và Tây Bắc của thành phố Hồ Chí Minh, in *Hội thảo khoa học quản lý đất đai toàn quốc lần thứ 3, Quản lý đất đai bền vững (SLM2025)*.
- [19]. Đặng Đỗ Lâm, P., et al. (2025). Đánh giá tác động của phát triển du lịch đến mẫu dạng cảnh quan quần đảo Côn Đảo bằng phương pháp tích hợp GeoAI và độ đo không gian. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ lâm nghiệp*. 14(7): p. 112-123.
- [20]. Kim, T.H., et al. (2025). Đánh giá chất lượng môi trường sinh thái vùng Đồng bằng sông Cửu Long ứng dụng công nghệ viễn thám và GIS. *Tạp chí Khoa học Đại học Cần Thơ*. 61: p. 10-23. DOI: 10.22144/ctujos.2025.053
- [21]. Eric W. Sanderson, M.J., Marc A. Levy, Kent H. Reford, Antoinette V. Wannebo, Gillan Woolmer. (2002). The Human Footprint and the Last of the Wild: The human footprint is a global map of human influence on the land surface, which suggests that human beings are stewards of nature, whether we like it or not. *BioScience*. 52(10): p. 891 - 904. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0891:THFATL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0891:THFATL]2.0.CO;2)
- [22]. Woolmer, G., et al. (2008). Rescaling the human footprint: a tool for conservation planning at an ecoregional scale. *Landscape and Urban Planning*. 87(1): p. 42-53. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.04.005>
- [23]. Forman, R.T. and L.E. Alexander. (1998). Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 29(1): p. 207-231. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.29.1.207>
- [24]. Haddad, N.M., et al. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*. 1(2): p. e1500052. DOI: 10.1126/sciadv.1500052
- [25]. McGarigal, K., Cushman, S. A., Neel, M. C., Ene, E. (2002). FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts.
- [26]. Li, X. and A.G.-O. Yeh. (2004). Analyzing spatial restructuring of land use patterns in a fast growing region using remote sensing and GIS. *Landscape Urban planning*. 69(4): p. 335-354. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.033>
- [27]. Do, T.P.T., et al. (2024). Establishing a plastic waste map using remote sensing data in the coastal area of Thanh Hoa province (Vietnam). *Naukovyi Visnyk Natsionalnoho Hirnychoho Universytetu*. 5(5): p. 116 - 122. <https://doi.org/10.33271/nvngu/2024-5/116>
- [28]. Thi Phuong, T. (2024). et al. Assessment of land cover changes using sentinel-2 satellite image

- data: A case study of Thanh Hoa coastal area, Viet Nam. in IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. IOP Publishing. DOI 10.1088/1755-1315/1345/1/012026
- [29]. Tatem, A.J. (2017). WorldPop, open data for spatial demography. Scientific data. 4(1): p. 170004. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.4>
- [30]. Lloyd, C.T., A. Sorichetta, and A.J. Tatem. (2017). High resolution global gridded data for use in population studies. Scientific data. 4(1): p. 170001. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.1>
- [31]. Bersabe, J.T. and B.-W. Jun. (2025). Exploring the Impact of Multi-Source Gridded Population Datasets on Flood-Exposed Population Estimates in Gangnam, Seoul. ISPRS International Journal of Geo-Information. 14(7): p. 262. <https://doi.org/10.3390/ijgi14070262>
- [32]. Boeing, G. (2017). OSMnx: New methods for acquiring, constructing, analyzing, and visualizing complex street networks. Computers, environment urban systems. 65: p. 126-139. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2017.05.004>
- [33]. Barrington-Leigh, C. and A. Millard-Ball. (2017). The world's user-generated road map is more than 80% complete. PloS one. 12(8): p. e0180698. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0180698>
- [34]. Tadono, T., et al. (2014). Precise global DEM generation by ALOS PRISM. ISPRS Annals of the Photogrammetry, Remote Sensing Spatial Information Sciences. 2: p. 71-76. <https://doi.org/10.5194/isprsannals-II-4-71-2014>
- [35]. Shimada, M., et al. (2014). New global forest/non-forest maps from ALOS PALSAR data (2007-2010). Remote Sensing of environment. 155: p. 13-31. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.04.014>
- [36]. Han, J., Pei, J., & Tong, H. (2022). *Data mining: concepts and techniques*. Morgan kaufmann.
- [37]. Trong, N. G., Quang, P. N., Cuong, N. V., Le, H. A., Nguyen, H. L., & Tien Bui, D. (2023). Spatial Prediction of Fluvial Flood in High-Frequency Tropical Cyclone Area Using TensorFlow 1D-Convolution Neural Networks and Geospatial Data. *Remote Sensing*, 15(22), 5429. <https://doi.org/10.3390/rs15225429>

Ngày nhận bài: 01/06/2026;

Ngày nhận bài sửa: 10/07/2026;

Ngày chấp nhận đăng: 13/07/2026.