

Land use change and fragmentation in the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas

Adriana Paredes-González¹
Luz Judith Rodríguez-Esparza^{2*}
Valentín José Reyes-Hernández¹
Patricia Hernández-de la Rosa¹
Alejandro Velázquez-Martínez¹
Luis Antonio Tarango-Arámbula³

Abstract

Landscape fragmentation and habitat loss are the primary threats to biodiversity, and the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas in Veracruz is no exception. This study has three main objectives: to identify changes in land use and vegetation, to project changes for 2050, and to analyze the transformation of landscape structure. Using satellite imagery and statistical methods, the aim is to provide data that can inform the development of region-specific conservation and management strategies. An increase in patch density was found, along with a reduction in patch complexity, indicating that patches have become simpler and more compact, suggesting a loss of structural diversity and landscape homogenization. The fragmentation of forested patches was identified. Therefore, habitat fragmentation was confirmed in the Reserve, a process that has not decreased despite the increase in forest area between 1994 and 2021. Markov chain models estimated that by 2050, the dominant land cover will be forest use.

Keywords: Fragmentation, landscape metrics, land use trend.

Transformación del uso de la tierra y fragmentación en la reserva de la biósfera Los Tuxtlas

Resumen

La fragmentación del paisaje y la pérdida de hábitats son las principales amenazas para la biodiversidad, y en el caso de la Reserva de la Biosfera de Los Tuxtlas, Veracruz, no es la excepción. Este estudio tiene tres objetivos principales: identificar los cambios en el uso del suelo y la vegetación, proyectar los cambios para 2050, y analizar la transformación de la estructura del paisaje. Utilizando imágenes satelitales y métodos estadísticos, se busca proporcionar información para generar estrategias de conservación y manejo adaptadas a la región. Se encontró un incremento en la densidad de parches y se observó una reducción de su complejidad, lo que indica que los parches se volvieron más simples y compactos, lo que sugiere una pérdida de diversidad estructural y homogenización del paisaje. Se identificó la desagregación de los parches de uso forestal. Por lo anterior, se corroboró la presencia de fragmentación del hábitat en la Reserva, un proceso que no ha disminuido a pesar del incremento de la superficie forestal entre 1994 y 2021. Se estimó, mediante cadenas de Markov, que para el año 2050 la cobertura dominante será el uso forestal.

Palabras clave: Fragmentación, métricas del paisaje, tendencia de uso de suelo.

¹Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Postgrado 12 en Ciencias Forestales. Carretera México -Texcoco, km 36.5, Montecillo, Texcoco, Estado de México. C. P. 56264.

²Universidad Autónoma de Aguascalientes, Investigadora por México Conahcyt- Depto. de Matemáticas y Física. Av. Universidad núm. 940, C.U., Aguascalientes, Ags. México. C.P. 20131.

³Colegio de Postgraduados, Campus San Luis Potosí. Ganadería. Iturbide núm. 73, Salinas de Hidalgo, San Luis Potosí. México. C. P. 78620.

*Corresponding author: judithr19@gmail.com Tel: 595104083 ORCID ID: 0000-0003-2241-1102

Introduction

The Protected Natural Area (PNA) of the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas in Veracruz protects a high diversity of plants and animals, which is threatened by factors such as population growth, livestock farming, deforestation, water pollution, and the illegal extraction of flora and fauna (SEMARNAT, 2018). This PNA is home to 2 697 plant species, 17 of which are endangered (SEMARNAT, 2018). It also serves as a habitat for 565 bird species, 139 mammal species, 166 amphibian and reptile species, 109 fish species, and 1 117 insect species (SEMARNAT, 2016).

Land use changes in this area are driven by a combination of natural and human-induced factors, including agriculture, deforestation, and urbanization. These activities have been identified as the main contributors to habitat fragmentation in the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas (Rutledge, 2003).

According to Neger & Crespo Guerrero (2021), between 2007 and 2011, the PNA of Los Tuxtlas lost 928 hectares of forest, putting forest cover at risk and exacerbating soil erosion and fertility loss. These authors emphasize that the lack of resources and the absence of authority from the responsible institutions, coupled with the promotion of extensive livestock farming, worsen the situation by creating extensive areas of grassland that contribute to soil degradation.

These landscape transformation processes are not exclusive to the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas but are part of a broader trend observed in multiple Protected Natural Areas (PNAs) in the country and in the tropical region (Reynoso Rosales, 2011).

It is important to highlight that habitat fragmentation is a process in which vegetation patches are progressively subdivided and isolated, increasing both the number and the edges of the patches while reducing their average size (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2020; Rutledge, 2003). This alteration in landscape configuration disrupts the flow of resources, such as organisms and nutrients, which affects the structure and functioning of the ecosystem (Rutledge, 2003; Rogan & Lacher, 2018). Moreover, fragmentation and habitat loss interact directly, affecting species abundance,

Introducción

El Área Natural Protegida (ANP) de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, resguarda una alta diversidad de plantas y animales, la cual se encuentra amenazada por el crecimiento poblacional, la ganadería, la deforestación, la contaminación de cuerpos de agua, y la extracción ilegal de flora y fauna (SEMARNAT, 2018). Esta ANP cuenta con el registro de 2 697 especies de flora, entre ellas 17 en peligro de extinción (SEMARNAT, 2018). Además, es el hábitat de 565 especies de aves, 139 especies de mamíferos, 166 especies de anfibios y reptiles, 109 especies de peces y 1 117 especies de insectos (SEMARNAT, 2016).

Los cambios en el uso del suelo en esta área se deben a factores tanto naturales como antrópicos, entre ellos la agricultura, la deforestación y la urbanización, que han sido identificados como los principales causantes de la fragmentación del hábitat en la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (Rutledge, 2003).

Según Neger & Crespo Guerrero (2021), mencionan que en esta ANP entre 2007 y 2011, se perdieron 928 hectáreas de bosque, lo que pone en riesgo la cobertura forestal, agrava la erosión y pérdida de fertilidad del suelo. Estos autores resaltan que, la falta de recursos y la ausencia de autoridad de las instituciones encargadas, junto con la promoción de la ganadería extensiva, empeoran la situación al generar vastas áreas de pastizales que contribuyen al deterioro del suelo.

Estos procesos de transformación del paisaje no son exclusivos de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, sino que forman parte de una tendencia observada en múltiples Áreas Naturales Protegidas (ANP) del país y de la región tropical (Reynoso Rosales, 2011).

Cabe resaltar que, la fragmentación del hábitat es un proceso en el que los parches de vegetación se subdividen y aislan progresivamente, lo que incrementa tanto el número como el borde de los parches, mientras que reduce su tamaño promedio (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2020; Rutledge, 2003). Esta modificación en la configuración del paisaje altera el flujo de recursos, como organismos y nutrientes, lo que afecta la estructura y funcionamiento del ecosistema (Rutledge, 2003; Rogan & Lacher, 2018). Además, la fragmenta-

richness, and distribution, as well as genetic diversity (Rogan & Lacher, 2018; Edge et al., 2017). It is essential to document these processes, because the impacts may appear with a time lag in the affected populations (Baranyi et al., 2011).

Given the ecological significance of this region, it is essential to understand the magnitude and trend of landscape transformation over time (Perry et al., 2008). This study is groundbreaking as it combines the analysis of land use and vegetation by assessing land cover changes, transformation trends using Markov chains, and the dynamics of landscape structure through spatial and statistical methods. To assess landscape fragmentation, several metrics are employed to characterize its composition and configuration (With, 2019). Furthermore, the use of historical satellite images from 1986, 1994, and 2021, along with specialized software and a broad analysis period, enables a more precise evaluation of changes in the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas.

These analyses provide valuable information to understand similar processes in other PNA with comparable ecological and socio-economic characteristics. In this way, conservation and management strategies adapted to different contexts can be developed (Neger & Crespo Guerrero, 2021). The results of this study will contribute to both the knowledge of the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas and the formulation of management strategies aimed at mitigating the negative impacts of human activities on ecosystems.

Thus, this research has three main objectives: to identify vegetation cover and land use changes; to determine the trend of vegetation cover and land use changes for the year 2050; and to analyze the transformation in the landscape structure of the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas, Veracruz, with statistical data from the years 1986, 1994 and 2021

It is important to note that the year 2050 was selected as the time horizon due to its significance in international conservation and sustainable development commitments, including the Sustainable Development Goals (SDGs) and global climate targets (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2022).

ción y la pérdida de hábitat interactúan directamente, afectando la abundancia, riqueza y distribución de especies, así como la diversidad genética (Rogan & Lacher, 2018; Edge et al., 2017). Documentar estos procesos es crucial, ya que sus efectos pueden manifestarse con un desfase temporal en las poblaciones afectadas (Baranyi et al., 2011).

Dada la relevancia ecológica de esta región, es fundamental entender la magnitud y tendencia de la transformación del paisaje a lo largo del tiempo (Perry et al., 2008). Este estudio es innovador porque integra el análisis del uso de suelo y la vegetación, a través de la evaluación de cambios en la cobertura, las tendencias de transformación mediante cadenas de Markov, y la dinámica de la estructura del paisaje empleando análisis espacial y métodos estadísticos. Para examinar la fragmentación del paisaje, se aplican diversas métricas que caracterizan su composición y configuración (With, 2019). Además, la utilización de imágenes satelitales históricas de 1986, 1994 y 2021, junto con un software especializado y un periodo de análisis amplio, permite una evaluación más precisa de los cambios en la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas.

Estos análisis proporcionan información valiosa para comprender procesos similares en otras ANP con características ecológicas y socioeconómicas comparables. Así, se podrán desarrollar estrategias de conservación y manejo adaptadas a diversos contextos (Neger & Crespo Guerrero, 2021). Los resultados de este estudio contribuirán tanto al conocimiento de la reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, como a la formulación de estrategias de manejo, con el fin de mitigar los impactos negativos de las actividades humanas sobre sus ecosistemas.

Así pues, esta investigación tiene tres objetivos principales: identificar los cambios en el uso del suelo y vegetación; determinar la tendencia de cambio de uso de suelo y vegetación para el año 2050; y analizar la transformación en la estructura del paisaje de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, con datos estadísticos de los años 1986, 1994 y 2021.

Cabe mencionar que el horizonte temporal del año 2050 se elige debido a su relevancia en los compromisos internacionales de conservación y desarrollo sostenible, como los Objetivos de Desarrollo Sostenible

Method

Study area

The Biosphere Reserve of Los Tuxtlas covers an area of 155 122.46 ha. This PNA is located in the south-eastern part of the state of Veracruz, Mexico, between the coordinates 18.727° and 18.22° N, and -95.318° and -94.664° W (Figure 1). It covers the territory of eight municipalities: Catemaco, Hueyapan de Ocampo, San Andrés Tuxtla, Santiago Tuxtla, Ángel R. Cabada, Acayucan, Soteapan, and Tatahuicapan de Juárez. The reserve is subdivided into the regions of Sierra de Santa Marta, Volcán de San Martín Tuxtla and Lago de Catemaco (Durand Smith, 2009). It consists of three core zones covering 29 720 ha, with a buffer zone of 125 401 ha (Quintanar Ashley, 2015).

(ODS) y las metas climáticas globales (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2022).

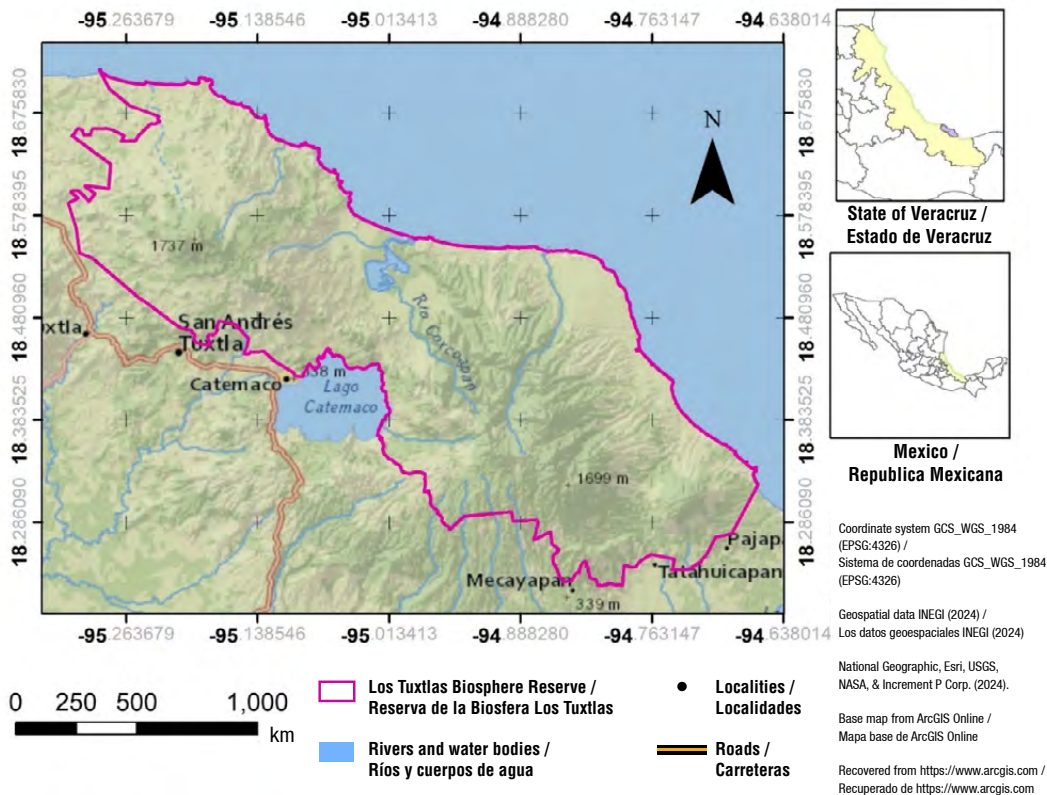
Método

Área de estudio

La Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (RBLT) tiene una extensión de 155 122.46 ha. Esta ANP se localiza al sureste del estado de Veracruz, México, entre las coordenadas 18.727° y 18.22° de latitud Norte, -95.318° y -94.664° de longitud Oeste (Figura 1). Abarca territorio de ocho municipios: Catemaco, Hueyapan de Ocampo, San Andrés Tuxtla, Santiago Tuxtla, Ángel R. Cabada, Acayucan, Soteapan y Tatahuicapan de Juárez. Esta ANP se subdivide en las regiones de la Sierra de Santa Marta, Volcán de San Martín Tuxtla y Lago de Catemaco (Durand Smith, 2009). Se divide en tres

Figure 1. Location of the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas

Figura 1. Ubicación de la reserva de la biosfera Los Tuxtlas



Fuente: Elaboración propia con datos vectoriales de INEGI, 2024

Source: Compiled by the author with vector data from INEGI, 2024

It belongs to the Gulf Coastal Plain physiographic province (INEGI, 2001).

The climate units of this PNA are classified as humid warm and semi-humid warm (INEGI, 2021). The average annual temperature ranges between 20°C and 24°C, with an evaporation rate of 1 200 mm (INEGI, 2007, 2021). The average annual precipitation varies between 2 500 mm and 4 500 mm (INEGI, 2021). Additionally, the area includes 3 300.38 ha wetlands and experiences soil moisture for 10 to 12 months of the year (INEGI, 2012). The predominant soils of this region are Acrisol, Feozem, Litosol, Luvisol, and Vertisol (INEGI, 2014). Regarding land use, it is estimated that 60 % is degraded agricultural land, 11.39 % secondary vegetation, and 27 % consists of cloud forest and rainforest (Vega-Vela et al., 2018).

Vegetation and land use change

Three satellite images from the United States Geological Survey (USGS) site (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), were considered for this analysis, corresponding to the years 1986, 1994, and 2021. The image acquisition data is shown in Table 1. Additionally, atmospheric corrections were applied using the Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) in QGIS 3.16 (QGIS Development Team, 2021), which employs the Dark Object Subtraction (DOS) algorithm for the atmospheric correction of satellite images.

The pixel size of the Sentinel 2 image was also standardized to 30 meters. Subsequently, supervised classifications were applied using the land use and vegetation map, Series I, from INEGI (INEGI, 1992) for the classifications of 1986 and 1994. For the classification of 2021, 234 land use and vegetation sam-

zonas núcleo que abarcan 29 720 ha, y su zona de amortiguamiento tiene una extensión de 125 401 ha (Quintanar Ashley, 2015). Pertenece a la provincia fisiográfica Llanura Costera del Golfo (INEGI, 2001).

Las unidades climáticas de esta ANP son cálido húmedo y semicálido húmedo (INEGI, 2021). La temperatura media anual oscila entre 20 y 24°C, con una evaporación de 1 200 mm (INEGI, 2007, 2021). La precipitación media anual varía entre 2 500 y 4 500 mm (INEGI, 2021). Además, cuenta con 3 300.38 ha de humedales y presenta humedad en el suelo durante 10 a 12 meses del año (INEGI, 2012). Los suelos característicos de esta área son Acrisol, Feozem, Litosol, Luvisol y Vertisol (INEGI, 2014). En cuanto a la composición de uso de la tierra, se estima que un 60 % es de uso agropecuario degradado, un 11.39 % acahual, y un 27 % corresponde a bosque mesófilo de montaña y selva (Vega-Vela et al., 2018).

Cambio de uso de suelo y vegetación

Se consideraron tres imágenes de satélite del sitio United States Geological Survey, USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov/>), correspondiente a los años 1986, 1994 y 2021. Los datos de toma aparecen en el Cuadro 1. Además, se realizaron correcciones atmosféricas con el módulo Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) del programa QGIS 3.16 (QGIS Development Team, 2021), que utiliza el algoritmo Dark Object Subtraction (DOS) para la corrección atmosférica de imágenes satelitales.

También se homogeneizó el tamaño de píxel de la imagen Sentinel 2 a 30 m. Posteriormente, se aplicaron clasificaciones supervisadas utilizando como referencia la carta de uso de suelo y vegetación Serie I del INE-

Table 1. Satellite image Data used
Cuadro 1. Datos de imágenes de satélite utilizadas

Date / Fecha	Satellite / Satélite	Sensor	Pixel size / Tamaño de píxel	Bands used / Bandas utilizadas
18/03/1986	LANDSAT 5	TM (Thematic Mapper)	30 m	Bands 1, 2, 3 / Bandas 1, 2, 3
24/03/1994	LANDSAT 5	TM (Thematic Mapper)	30 m	Bands 1, 2, 3 / Bandas 1, 2, 3
11/04/2021	Sentinel-2A	MSI (Multispectral Instrument)	10 m	Bands 2, 3, 4 / Bandas 2, 3, 4

pling points were employed, recorded in the field from May 14 to 28, 2021, in collaboration with technicians from the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas. These points covered a total area of 936 m², and the INEGI Series VII land use and vegetation map (INEGI, 2018) was also used.

The classification process was carried out using a supervised approach, applying the Maximum Likelihood algorithm. The Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) for QGIS was used. To ensure the representativeness of the data, the training area corresponded to 15 % of the total area of the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas.

The years 1986, 1994, and 2021 were selected because they corresponded to satellite images with less than 5% cloud cover, ensuring better visual quality and minimizing the need for atmospheric and radiometric corrections. After the supervised classifications, the area in hectares for each land use class in 1986, 1994, and 2021 was identified (land uses: forest, grassland-agriculture, and water bodies). The change rate was also calculated using the formula from Velázquez et al. (2002):

$$S_n = \left(\frac{S_2}{S_1}\right)^{1/n} - 1,$$

where S_n is the rate of land use change, S_1 is the area at the first date considered, S_2 is the surface on the second date, and n is the number of years between the dates considered.

To identify changes on a map, the IDRISI TERRSET program (Eastman, 2016) was implemented, specifically using the CROSSTAB command, which performs a cross-tabulation. This command assigns a unique value to each class combination, and at the end, it presents a map of combinations along with the proportion of each combination on a scale from 0 to 1.

Method for determining land use and vegetation change trends

Markov chains are used to model and predict how different land use categories are likely to change over time (Reynoso Santos et al., 2016). By analyzing the transitions between different types of use, transition matrices can be established, which reflect the probabilities of change from one category to another at specific time intervals (Palomeque de la Cruz, 2017).

GI (INEGI, 1992) para las clasificaciones de 1986 y 1994. Para la clasificación de 2021, se emplearon 234 puntos de muestreo de uso de suelo y vegetación, registrados en campo del 14 al 28 de mayo de 2021, con el apoyo de técnicos de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas. Estos puntos abarcaron un área total de 936 m², así que también se empleó la carta de uso de suelo y vegetación de INEGI serie VII (INEGI, 2018).

El proceso de clasificación se llevó a cabo mediante un enfoque supervisado, aplicando el algoritmo de Máxima Verosimilitud. Se utilizó el complemento Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) de QGIS. Para garantizar la representatividad de los datos, la superficie de entrenamiento correspondió al 15 % del área total de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas.

Los años 1986, 1994 y 2021 fueron seleccionados porque correspondían a imágenes satelitales disponibles con menos del 5 % de nubosidad, lo que garantiza una mejor calidad visual y minimiza la necesidad de correcciones atmosféricas y radiométricas. Después de las clasificaciones supervisadas se identificó la superficie en hectáreas por clases de uso de suelo de los años 1986, 1994 y 2021 (usos de suelo: Forestal, Pastizal-Agrícola y Cuerpos de agua). También se obtuvo la tasa de cambio con la fórmula de Velázquez et al. (2002):

$$S_n = \left(\frac{S_2}{S_1}\right)^{1/n} - 1,$$

donde S_n es la tasa de cambio de uso de suelo, S_1 es la superficie en la primera fecha considerada, S_2 es la superficie en la segunda fecha, y n es el número de años entre las fechas consideradas.

Para identificar los cambios en un mapa se implementó el programa IDRISI TERRSET (Eastman, 2016), en particular usando el comando CROSSTAB, el cual implementa una tabulación cruzada, donde asigna un valor único a cada combinación de clases, al final se presenta un mapa de combinaciones y la proporción de cada combinación en escala de 0 a 1.

Método para obtener la tendencia de cambio de uso de suelo y vegetación

Las cadenas de Markov se utilizan para modelar y predecir cómo es probable que las diferentes categorías de uso de suelo cambien con el tiempo (Reynoso Santos et al., 2016). Al analizar las transiciones

From land use and vegetation cover data from 1994 and 2021, the 2022 transition matrix was obtained (representing the probability of change from one land use class to another), with a 5 % error margin. For this purpose, the IDRISI TERREST program (Eastman, 2016) was implemented, using the MARKOV module. The Markov chain model is a stochastic land-use model based on regression analysis (Purswani et al., 2022).

A key aspect of this process is the description of land use and vegetation classes. The forestry category has the largest coverage, which makes all the classes spectrally distinct, thus reducing confusion between them. Additionally, an important requirement in the Markov chain process is that the same classes must be present in both years of analysis.

Class 1. Forest includes various types of vegetation formations such as secondary vegetation, coffee plantations, rainforests, cloud forests, oak forests, pine forests, and mangroves.

Class 2. Water body also referred to as "water" includes small water bodies and the Sontecomapan Lagoon.

Class 3. Grassland-Agriculture also referred to as "grass" consists of areas designated for agricultural production and grassland (both natural and induced).

Once the transition matrix for 2022 was obtained, transition probabilities, land use and vegetation predictions for the years 2030, 2035, 2040, 2045, and 2050 were estimated, along with the stationary distribution of land use. The aforementioned dates allow for the evaluation of landscape evolution at strategic intervals, identifying trends and projecting environmental impacts. These periods can be linked to land use planning and sustainability policies

The stationary distribution or steady-state analysis aids in predicting the future land use distribution by assuming equilibrium in the rates of change. This approach is useful for identifying dominant trends and forecasting the final state of the territory, which is crucial for resource planning and management.

To analyze the transition probabilities, the land use prediction was implemented using "The markovchain Package: A Package for Easily Handling Discrete Markov Chains in R" by Spedicato et al. (2018). These authors provide a guide on using Markov

entre distintos tipos de uso, se pueden establecer matrices de transición que reflejan las probabilidades de cambio de una categoría a otra en intervalos de tiempo específicos (Palomeque de la Cruz, 2017).

A partir de las coberturas de uso de suelo y vegetación de los años 1994 y 2021 se obtuvo la matriz de transición del año 2022 (probabilidad de cambio de una clase de uso de suelo a otra), con un error del 5 %. Para este objetivo se implementó el programa IDRISI TERREST (Eastman, 2016), que utilizó el módulo MARKOV. El modelo de cadenas de Markov es un modelo estocástico de uso de la tierra estadístico basado en la regresión (Purswani et al., 2022).

Un aspecto clave de este proceso es la descripción de las clases de uso de suelo y vegetación. La categoría de uso forestal posee la mayor cobertura, así todas las clases contrastan espectralmente, lo que reduce la confusión entre ellas. Además, un requisito importante en el proceso de cadenas de Markov es que se deben tener las mismas clases en los dos años de análisis.

Clase 1. Forestal, referida también como "bosque", incluye diversas formaciones vegetales como acahuales, cafetales, selvas, bosques mesófilos de montaña, bosques de encino, pino y manglares.

Clase 2. Cuerpos de agua, referida como "agua", contiene pequeños cuerpos de agua y la Laguna de Sontecomapan.

Clase 3. Pastizal-Agrícola también denominada "pasto", comprende áreas destinadas a la producción agrícola y pastizales (naturales e inducidos).

Una vez obtenida la matriz de transición para el año 2022, se estimaron las probabilidades de transición, la predicción de uso de suelo y vegetación para los años 2030, 2035, 2040, 2045, y 2050, además de la distribución estacionaria de uso de suelo. Las fechas antes mencionadas permiten evaluar la evolución del paisaje en intervalos estratégicos, identificando tendencias y proyectando impactos ambientales. Estos periodos pueden vincularse a planes de ordenamiento territorial y políticas de sostenibilidad.

La distribución estacionaria o el análisis del estado estacionario permite estimar la distribución futura del uso de suelo asumiendo un equilibrio en las tasas de cambio. Esto ayuda a identificar tendencias dominantes y prever el estado final del territorio, siendo clave para la planificación y gestión de recursos.

chains in the R statistical package with the markov-chain package.

Thus, two key pieces of data required to compile the code in the R package are the transition matrix for the year 2022 (Table 2) and the initial state of the Markov chain (the probability of each land use and vegetation cover in 2021), as shown in Table 3.

Method for identifying changes in landscape structure

At this stage, a systematic sampling method was applied, selecting 89 spatial sampling units (SU), as shown in Figure 2. Each unit was circular, with a radius of 2 000 meters, covering an area of 1 256.64 hectares. The sample covered 69 % of the territory of the PNA.

The Fragstats program (McGarigal et al., 2012) was used to calculate 13 landscape structure metrics: area percentage (forest and grassland), patch number (forest and grassland), patch density (forest and

Para analizar las probabilidades de transición, la predicción de uso de suelo se implementó "The markovchain Package: A Package for Easily Handling Discrete Markov Chains in R" de Spedicato et al. (2018). Estos autores proporcionan una guía sobre el uso de cadenas de Markov en el paquete estadístico R con el paquete *markovchain*.

Así, dos datos importantes para compilar el código en el paquete R son la matriz de transición del año 2022 (Cuadro 2) y el estado inicial de la cadena de Markov (probabilidad de cada cobertura de uso de suelo y vegetación del año 2021), ver Cuadro 3.

Método para identificar cambios en la estructura del paisaje

En esta etapa se aplicó un muestreo sistemático, seleccionando 89 unidades de muestreo espacial (UM), ver Figura 2, de forma circular con radio de 2 000 m cada uno con 1 256.64 ha. La muestra cubrió el 69 % del territorio del ANP.

Table 2. Transition Matrix of Land Use and Vegetation for 2022
Cuadro 2. Matriz de transición de uso de suelo y vegetación del año 2022

Land use class / Clase de uso de suelo	1-Forest / 1-Forestal	2-Water body / 2-Agua	3-Grassland / 3-Pastizal
1-Forest / 1-Forestal	0.8928	0.0046	0.1026
2-Water / 2-Agua	0.0551	0.9449	0
3-Grassland / 3-Pastizal	0.1237	0	0.8763

Source: Compiled by the author

Fuente: Elaboración propia

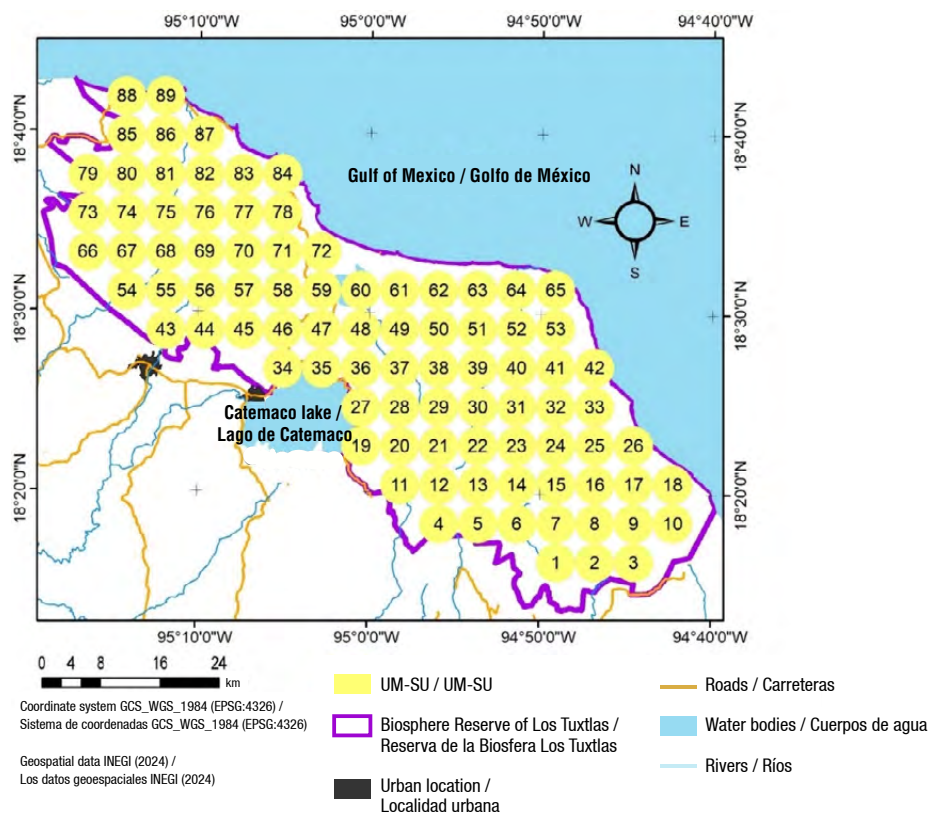
Table 3. Initial state of the Markov chain in the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas
Cuadro 3. Estado inicial de la cadena de Markov en la RBLT

Land use class / Clase de uso de suelo	Area probability / Probabilidad de superficie
1-Forest / 1-Forestal	0.52
2-Water / 2-Agua	0.07
3-Grassland / 3-Pastizal	0.41

Source: Compiled by the author

Fuente: Elaboración propia

Figure 2. Sampling units
Figura 2. Unidades de muestreo



Fuente: Elaboración propia

Source: Compiled by the author

grassland), average Euclidean distance to the nearest neighbor (forest and grassland), shape index (forest and grassland), forest contiguity index, and aggregation index (forest and grassland) (see Appendix 1).

These metrics were obtained for the 89 sampling units, considering the years 1986, 1994, and 2021. To identify significant differences between the metric data for each year, statistical tests such as the Shapiro-Wilk normality test, variance homogeneity test, and Kruskal-Wallis test were applied. The statistical analysis was performed using the RStudio and INFOSTAT programs (RStudio Team, 2021; Di Rienzo et al, 2015).

Results

Vegetation and land use change

Land use and vegetation composition in the BRLT (the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas) was as fol-

Se utilizó el programa Fragstats (McGarigal et al., 2012) para calcular 13 métricas de la estructura del paisaje: porcentaje de área (bosque y pasto), número de parches (bosque y pasto), densidad de parches (bosque y pasto), promedio de la distancia euclidiana al vecino más cercano (bosque y pasto), índice de forma (bosque y pasto), índice de contigüidad del bosque e índice de agregación (bosque y pasto) (ver Anexo 1).

Se obtuvieron dichas métricas para las 89 unidades de muestreo considerando los años 1986, 1994 y 2021. Con el fin de identificar diferencias significativas entre los datos de las métricas por cada año, se aplicaron pruebas estadísticas como la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, prueba de homogeneidad de varianzas y pruebas de Kruskal-Wallis. Para llevar a cabo este análisis estadístico se utilizaron los programas RStudio e INFOSTAT (RStudio Team, 2021; Di Rienzo et al, 2015).

lows: in 1986, 55.77 % corresponded to forest cover, 43.53 % to grassland-agricultural areas, and 0.70 % to bodies of water. By 1994, forest cover had decreased to 48.26 %, while grassland-agricultural areas increased to 51.13 %, and bodies of water dropped to 0.61 %. In 2021, forest cover partially recovered, reaching 52.05 %, grassland-agricultural areas decreased to 47.25 %, and bodies of water represented 0.69 %. Figure 3 shows the maps resulting from the supervised classifications in the BRLT for the years 1986, 1994, and 2021. From the analysis, the following trends can be identified. In 1986, the forest area was 86 512 ha, decreasing to 74 862 ha in 1994, indicating a loss of forests during that period. However, by 2021, the forest area had increased to 80 741 ha, suggesting a partial recovery. The water area remained stable between 1986 and 2021, with 1 086 ha, except in 1994 when it decreased to 946 ha. This temporary reduction could be attributed to factors such as climatic variations or changes in land use. However, no scientific references were found reporting a reduction in the surface area of Catemaco lake and the bodies of water in the biosphere reserve.

In 1986, the area designated for this category was 67 525 ha. By 1994, it had increased to 79 314 ha, which coincided with the reduction of forest cover during that period. In 2021, this area decreased to 73 295 ha, in parallel with the recovery of forest cover, which may indicate reforestation processes or agricultural land abandonment.

Land use change rates

During the period from 1986 to 2021, a reduction in forest cover was observed, with a loss of $164.87 \text{ ha}\cdot\text{yr}^{-1}$, corresponding to a change rate of $-0.19 \text{ }\%\cdot\text{yr}^{-1}$. In contrast, the grassland-agricultural area increased, showing a change rate of $0.23 \text{ }\%\cdot\text{yr}^{-1}$, equivalent to $164.87 \text{ ha}\cdot\text{yr}^{-1}$.

Table 4 shows the land use change rates (S_n). From 1986 to 1994, the forest area also decreased, with a rate of $-1.79\%\cdot\text{yr}^{-1}$, while the grassland-agricultural class increased with $S_n = 2.03\%\cdot\text{yr}^{-1}$. On the other hand, between 1994 and 2021, the change rate of forest cover was positive ($S_n = 0.28 \text{ }\%\cdot\text{yr}^{-1}$), indicating a recovery of 5 879 ha during that period. It is ob-

Resultados

Cambio de uso de suelo y vegetación

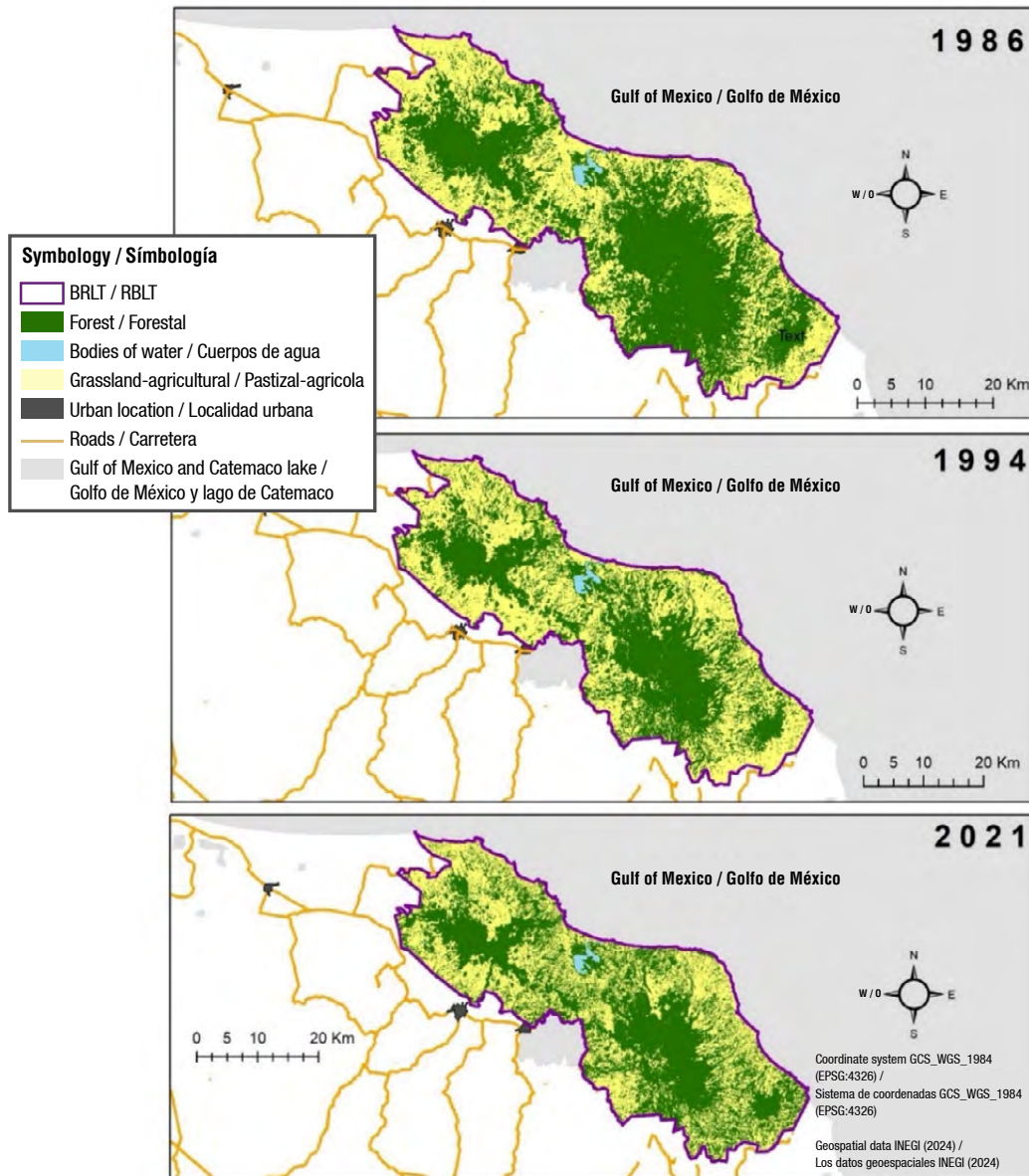
La composición del uso de suelo y vegetación en la RBLT fue la siguiente: en 1986, el 55.77 % correspondía a cobertura forestal, el 43.53 % a pastizal-agrícola y el 0.70 % a cuerpos de agua. Para 1994, la cobertura forestal se redujo al 48.26 %, mientras que el pastizal-agrícola aumentó al 51.13 %, y los cuerpos de agua disminuyeron al 0.61 %. En 2021, la superficie forestal se recuperó parcialmente, alcanzando el 52.05 %, el pastizal-agrícola se redujo al 47.25 %, y los cuerpos de agua representaron el 0.69 %. La Figura 3 presenta los mapas resultantes de las clasificaciones supervisadas en la RBLT durante los años 1986, 1994, y 2021, a partir de su análisis se pueden identificar las siguientes tendencias. En 1986, la superficie forestal era de 86 512 ha, disminuyendo a 74 862 ha en 1994, lo que indica una pérdida de bosques en ese periodo. Sin embargo, para 2021, la superficie forestal aumentó a 80 741 ha, lo que sugiere una recuperación parcial. La superficie de agua se mantuvo estable entre 1986 y 2021, con 1 086 ha, excepto en 1994, cuando se redujo a 946 ha. Esta reducción temporal podría deberse a factores como variaciones climáticas o modificaciones en el uso del suelo. Sin embargo, no se identificaron referencias científicas que reporten una reducción en la superficie del Lago de Catemaco y cuerpos de agua de la Reserva de la biosfera.

En 1986, la superficie destinada a esta categoría era de 67 525 ha. Para 1994, aumentó a 79 314 ha, lo que coincide con la reducción de la cobertura forestal en ese periodo. En 2021, esta superficie se redujo a 73 295 ha, en paralelo con la recuperación de la cobertura forestal, lo que podría indicar procesos de reforestación o abandono de tierras agrícolas.

Tasas de cambio de uso de suelo

Durante el periodo de 1986 a 2021, se observó una reducción en la cobertura forestal, con una pérdida de $164.87 \text{ ha}\cdot\text{año}^{-1}$, lo que equivale a una tasa de cambio de $-0.19 \text{ }\%\cdot\text{año}^{-1}$. Paralelamente, la superficie de pastizal-agrícola presentó un incremento con una tasa de cambio de $0.23 \text{ }\%\cdot\text{año}^{-1}$, equivalente a $164.87 \text{ ha}\cdot\text{año}^{-1}$.

Figure 3. Land use and vegetation in the biosphere reserve
Figura 3. Uso de suelo y vegetación en la reserva de la biosfera



Source: Compiled by the author
 Fuente: Elaboración propia

served that the land use change rate of the grassland-agricultural class decreased during the period from 1994 to 2021 but increased from 1986 to 2021.

Land use change maps

Figure 4 shows changes in land use and vegetation cover. Areas that underwent a conversion from forest to grassland-agricultural use are shown in red, while those that changed from grassland-agricultural use

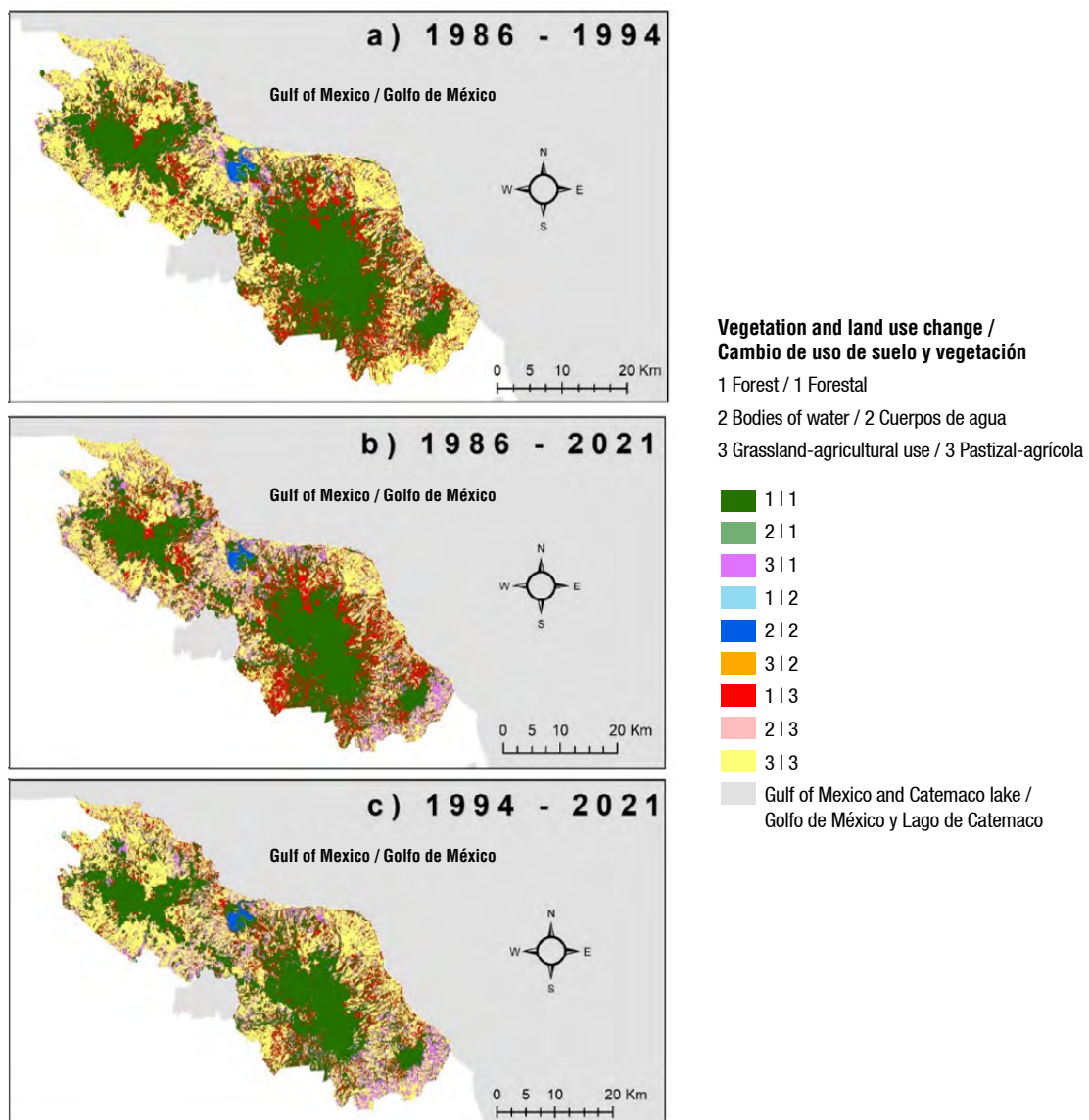
El Cuadro 4 muestra las tasas de cambio de uso de suelo (S_n). En el periodo de 1986 a 1994, la superficie forestal también disminuyó, con una tasa de $-1.79 \text{ \%}\cdot\text{año}^{-1}$, mientras que la clase pastizal-agrícola presentó un incremento con $S_n = 2.03 \text{ \%}\cdot\text{año}^{-1}$. Por otro lado, entre 1994 y 2021, la tasa de cambio de la cobertura forestal fue positiva ($S_n = 0.28 \text{ \%}\cdot\text{año}^{-1}$), lo que indica una recuperación de 5 879 ha en dicho periodo. Se observa que, la tasa de cambio de uso de

Table 4. Land use change rates (expressed as percentage per year) for the study area.**Cuadro 4. Tasas de cambio (expresado en porcentaje por año) de uso de suelo del área de estudio**

Class / Clase	1986-1994	1994-2021	1986-2021
1 - Forest / 1 - Forestal	-1.79	0.28	-0.19
2 - Water / 2 - Agua	-1.71	0.51	0.00
3 - Grassland / 3 - Pastizal	2.03	-0.29	0.23

Source: Compiled by the author

Fuente: Elaboración propia

Figura 4. Mapas de cambio de uso de suelo**Figure 4. Land use change maps**

Fuente: Elaboración propia

Source: Compiled by the author

to forest are indicated in purple. Areas that remained with grassland-agricultural use are represented in yellow, those that maintained their forest cover are in green, and bodies of water are shown in dark blue.

Between 1986 and 2021, the forested area decreased by 5 771 ha, as seen in red on the land use change map for the period 1986 - 2021 (Figure 4, b). The purple areas indicate an increase of 5 771 ha in grassland-agricultural use. For the period 1994 - 2021, the forest area increased by 5 879 ha, while the grassland-agricultural area decreased by 6 019 ha (Figure 4, c). From 1986 to 1994, 11 650 ha of forested land were lost, most of which were converted to grassland-agricultural use (which increased by 11 789 ha). This period marked the greatest loss of forested areas (Figure 4, a).

Land use change trend in the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas

The transition diagrams represent the evolution of land use in the BRLT for the years 2030, 2035, 2040, 2045, and 2050 (Figure 5), regarding forest cover, grassland-agricultural use (grass), and bodies of water (water). Throughout the analyzed period, it is observed that forest cover shows a tendency to remain relatively stable, with a probability of persistence ranging from 0.53 to 0.59. However, there is a significant probability of conversion to grassland-agricultural use, varying between 0.47 and 0.53, indicating that deforestation remains an active process in the region.

The grassland-agricultural use experiences a notable expansion between 2030 and 2035 (with a probability ranging from 0.47 to 0.52), reflecting a conversion of forested areas. However, after 2040, the probability of these areas returning to forest condition increases, suggesting that ecological restoration or agricultural land abandonment could be favoring the regeneration of vegetation. By 2050, a trend toward stabilization is observed, with a possible balance between conversion and the recovery of forested areas.

On the other hand, bodies of water show a low probability of change, with values below 0.04, indicating that their extent remains relatively stable. However, their probability of remaining as water ranges from 0.23 to 0.64, suggesting some vulnerability to transformations, possibly due to hydrologi-

suelo de la clase pastizal-agrícola fue decreciente en el periodo 1994 - 2021, pero creciente para el periodo 1986 - 2021.

Mapas de cambio de uso de suelo

La Figura 4 representa los cambios en el uso de suelo y la cobertura vegetal. Las áreas que experimentaron una conversión de forestal a pastizal-agrícola se muestran en rojo, mientras que aquellas que cambiaron de pastizal-agrícola a forestal se indican en morado. Las superficies que permanecieron como pastizal-agrícola se representan en amarillo, las que conservaron su cobertura forestal en verde, y los cuerpos de agua en azul fuerte.

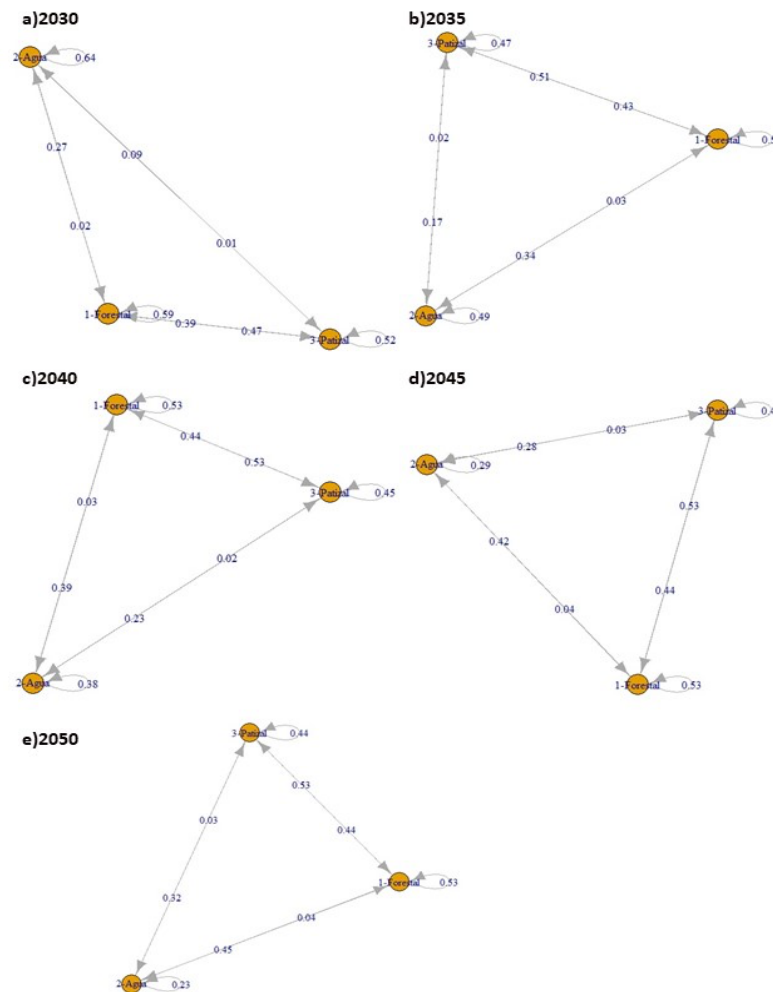
En el periodo 1986 - 2021 la superficie forestal disminuyó 5 771 ha, como se aprecia en color rojo en el mapa de cambio de uso de suelo periodo 1986 - 2021 (Figura 4, b). También se observa en color morado un incremento de la superficie pastizal-agrícola en 5 771 ha. Para el periodo 1994 - 2021, el área forestal incrementó 5 879 ha, mientras que el pastizal-agrícola disminuyó 6 019 ha (Figura 4, c). En el periodo 1986 - 1994 se perdieron 11 650 ha de uso forestal, en su mayoría cambiaron al uso de pastizal-agrícola (que tuvo 11 789 ha). Este fue el periodo en el que se detectó la mayor pérdida de superficie forestal (Figura 4, a).

Tendencia de cambio de uso de suelo de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas

Los diagramas de transición representan la evolución del uso de suelo en la RBLT para los años 2030, 2035, 2040, 2045 y 2050 (Figura 5), considerando las clases de cobertura forestal, pastizal-agrícola (pasto), y cuerpos de agua (agua). A lo largo del periodo analizado, se observa que la cobertura forestal muestra una tendencia a mantenerse relativamente estable, con una probabilidad de permanencia que oscila entre 0.53 y 0.59. Sin embargo, existe una probabilidad significativa de conversión a pastizal-agrícola, que varía entre 0.47 y 0.53, lo que indica que la deforestación sigue siendo un proceso activo en la región.

El uso pastizal-agrícola experimenta una expansión notable entre 2030 y 2035, (con una probabilidad que oscila entre 0.47 y 0.52), reflejando una conversión de áreas forestales. No obstante, a partir de 2040, incrementa la probabilidad de que estas su-

Figure 5. Transition probabilities
Figura 5. Probabilidades de transición



Source: Compiled by the author
 Fuente: Elaboración propia

cal processes, sedimentation, or changes in the surrounding land use.

Land use estimates and steady-state in Markov chain

The rate of forest area recovery is low ($S_n = 0.28$ for 1994–2021). Therefore, by 2050, it is estimated that only 52 % of PNA will remain forested. However, forest cover has been the dominant land use since 1986, and it is projected to remain dominant between 2030 and 2050. Table 5 presents the land use predictions for PNA.

perfiles regresen a su condición forestal, lo que sugiere que la restauración ecológica o el abandono de tierras agrícolas podrían estar favoreciendo la regeneración de la vegetación. Para 2050, se observa una tendencia hacia la estabilización, con un posible equilibrio entre la conversión y la recuperación de áreas forestales.

Por otro lado, los cuerpos de agua presentan baja probabilidad de cambio, con valores menores a 0.04, lo que indica que su extensión es relativamente estable. Sin embargo, su probabilidad de permanecer como agua oscila entre 0.23 y 0.64, lo que sugiere

Table 5. Predicting the probability of land use in the Biosphere Reserve of Los Tuxtlas
Cuadro 5. Predicción de la probabilidad de uso de suelo de la reserva de la biosfera Los Tuxtlas

Year / Año	1-Forest / 1-Forestal	2-Water / 2-Agua	3-Grassland / 3-Pastizal
2030	0.5171	0.0602	0.4225
2035	0.5181	0.0560	0.4258
2040	0.5191	0.0528	0.4279
2045	0.5200	0.0505	0.4293
2050	0.5207	0.0487	0.4304

Source: Compiled by the author

Fuente: Elaboración propia

On the other hand, the stationary distribution of a Markov chain is a state of the statistical model in which, after multiple iterations, the Markov chain stops changing. Using the data obtained from the BRLT, it was found that the stationary state consists of 52.27 % forest use, 4.35 % water bodies, and 43.35 % grassland-agriculture. Note that this stationary state does not recover the 55.77 % forest use that was present in 1986. Therefore, to counteract habitat loss and fragmentation, it is necessary to restore forested areas and improve habitat connectivity.

Changes in landscape structure in 1986, 1994, and 2021

The landscape structure metrics were statistically analyzed by sampling units. The data obtained from the metrics was not normally distributed. Therefore, Kruskal-Wallis tests were applied to identify significant differences.

The results for each of the metrics considered are presented below.

Metric 1: Forest area percentage (PLAND.Forest)

No significant differences were found in this metric. The sampling units from the three years of analysis had minimum forest area values ranging from 4 to 14 % and maximum values ranging from 97 to 99 %. The average values were between 48 and 52 %, and the coefficients of variation for the data ranged from 40.66 to 47.84, which are considered intermediate according to the quartile scale.

cierta vulnerabilidad a transformaciones, posiblemente derivadas de procesos hidrológicos, sedimentación o cambios en el uso de suelo circundante.

Predicciones de uso de suelo y estado estacionario de la cadena de Markov

La tasa de recuperación de la superficie forestal es baja ($S_n=0.28$ para 1994 - 2021), por lo que para el año 2050 se estima que solo el 52 % del ANP será forestal, sin embargo, es la cobertura que se ha mantenido dominante desde 1986, se estima que se mantendrá en el periodo 2030 - 2050. El Cuadro 5 presenta la predicción de uso de suelo del ANP.

Por otro lado, la distribución estacionaria de una cadena de Markov es un estado del modelo estadístico en el cual después de múltiples iteraciones la cadena de Markov deja de tener cambios. Con los datos obtenidos de la RBLT se encontró que, el estado estacionario es: 52.27 % de uso forestal, 4.35 % de cuerpos de agua, y 43.35 % de Pastizal-agrícola. Note, que este estado estacionario no alcanza a recuperar el 55.77 % de uso forestal que se tenía en 1986, por lo que, para contrarrestar la pérdida de hábitat y fragmentación, se requiere recuperar la superficie forestal y mejorar la conectividad del hábitat.

Cambios en la estructura del paisaje en los años 1986, 1994 y 2021

Se analizaron estadísticamente las métricas de la estructura del paisaje por unidades de muestreo. Los datos obtenidos de las métricas no presentaron

Metric 2: Grass area percentage (PLAND.Grass)

No significant differences were found in the grass area percentage. The average value ranged from 46 to 51 % of the SU area, with minimum values ranging from 0.89 to 2.57 % and maximum values from 85 to 94 %. The standard deviation ranged from 21 to 24 %, and the coefficient of variation was intermediate (ranging from 45 to 52). It was observed that as the forest area percentage increased, the grass area percentage decreased, and vice versa.

Metrics 3 and 4: Number of patches (NP):

Forest and grass

Significant differences were found in the number of patches for the three years, with an increase in the number of patches for both grass and forest. The average number of forest patches was 78 in 1986, 98 in 1994, and 859 in 2021. The average number of grass patches per sampling unit was 51 in 1986, 64 in 1994, and 706 in 2021.

Metrics 5 and 6: Density of patches (PD):

Forest and grass

Significant differences were found in these two metrics. For forest patch density, there was an increase over the three years of analysis (PD.Forest 1986 = 5.81 patches per 100 ha, PD.Forest 1994 = 8.59 patches $\times 10^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, and PD.Forest 2021 = 68.35 patches $\times 10^2 \cdot \text{ha}^{-1}$).

The average patch density for grass was 4.22 and 5.27 for the years 1986 and 1994, respectively; while in 2021, it was 58.09 patches per 100 ha, which is significantly different from the years 1986 and 1994.

Metric 7: Average Euclidean distance to the nearest forest neighbor (ENN_MN.Forest)

Significant differences were found in the data for the average Euclidean distance to the nearest forest neighbor. Two distinct groups were identified: the first group, corresponding to 2021, showed a median distance of 23 meters, while the second group, corresponding to 1994 and 1986, had a higher median distance from 40 to 42 meters. Therefore, in 2021, there was a reduction in structural isolation.

distribución normal. Por lo que se aplicaron pruebas de Kruskal Wallis para identificar diferencias significativas.

A continuación, se presentan los resultados de cada una de las métricas consideradas.

Métrica 1: Porcentaje de área del bosque (PLAND.Bosque)

No se encontraron diferencias significativas en esta métrica. Las unidades de muestreo de los tres años de análisis obtuvieron valores mínimos de 4 a 14 % de área de bosque y valores máximos de 97 a 99 %. Los valores promedio se localizaron entre 48 a 52 %, y se obtuvieron coeficientes de variación de los datos de 40.66 a 47.84, que se consideran intermedios de acuerdo con la escala de cuartil.

Métrica 2: Porcentaje de área del pasto (PLAND.Pasto)

No se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de área del pasto. Su valor promedio osciló de 46 a 51 % del área de las UM, con mínimos que van de 0.89 a 2.57 % y máximos de 85 a 94 %, una desviación estándar de 21 a 24 % y coeficiente de variación intermedio (de 45 a 52). Se observó que cuando se incrementa el porcentaje de área del bosque, se reduce el porcentaje de área del pasto y viceversa.

Métricas 3 y 4: Número de parches (NP):

Bosque y Pasto

Se encontraron diferencias significativas en el número de parches para los tres años, observándose un incremento en el número de parches del pasto y del bosque. El número promedio de parches del bosque es de 78 para 1986, 98 para 1994, y 859 parches en 2021. El número promedio de parches por UM del pasto fueron 51 en 1986, 64 en 1994, y 706 en 2021.

Métricas 5 y 6: Densidad de parches (PD):

Bosque y Pasto

Se encontraron diferencias significativas en estas dos métricas. En la densidad de parches del bosque se observa un crecimiento a través de los 3 años de análisis (PD.Bosque 1986 = 5.81 parches por cada

Metric 8: Average Euclidean distance to the nearest grass Neighbor (ENN_MN.Grass)

Significant differences were found in the medians for this metric. The year 2021 had a lower distance, with a median distance of 24 meters between grass patches, while the years 1994 and 1986 had medians around 41 meters.

Metrics 9 and 10: Shape index (SHAPE):**Forest and grass**

The shape index for both grass and forest has decreased according to the Kruskal-Wallis test (SHAPE. Forest 1986 = 1.43, SHAPE.Forest 2021 = 1.11, SHAPE.Grass 1986 = 1.46, SHAPE.Grass 2021 = 1.10). In both cases, a reduction in complexity and edge was observed.

Metric 11: Forest contiguity index (CONTIG_MN.Bosque)

Significant differences were found in the forest contiguity indices. The highest contiguity occurred in 1986, with a median of 0.70, followed by 0.58 in 1994, and the lowest contiguity was observed in 2021, with a median of 0.15. This indicates that the highest spatial connection was observed in 1986, with connectivity ranging from intermediate to high; in 1994, it decreased to intermediate connectivity, and by 2021, it was very low according to the quartile scale.

Metrics 12 and 13: Aggregation index (AI):**Forest and grass**

The average values of the aggregation index for the land use classes of forest and grass are high according to the quartile scale (AI.Forest and AI.Grass range from 89 to 96 %). However, according to the Kruskal-Wallis test, in 2021, the values were significantly lower, with an average aggregation index of 89%. Since the maximum aggregation index represents a compact form in a single patch, these data indicate the disaggregation of both forest and grass patches.

Discussion**Land use change in BRLT**

In this section, it was possible to verify that the data obtained was consistent with the information reported in the literature. Von Thaden et al. (2018) reported

100 ha, PD.Bosque 1994 = $8.59 \text{ parches} \times 10^2 \cdot \text{ha}^{-1}$, y PD.Bosque 2021 = $68.35 \text{ parches} \times 10^2 \cdot \text{ha}^{-1}$).

El promedio de la densidad de parches del pasto fue de 4.22 y 5.27, para los años 1986 y 1994, respectivamente; mientras que el año 2021 obtuvo un promedio de 58.09 parches por cada 100 ha, y es significativamente diferente a los años 1986 y 1994.

Métrica 7: Promedio de la distancia euclidiana media al vecino más cercano del bosque (ENN_MN.Bosque)

Se encontraron diferencias significativas en los datos del promedio de la distancia euclidiana al vecino más cercano del bosque, se encontraron dos grupos diferentes, en el primer grupo —año 2021— se obtuvo una mediana de 23 metros de distancia, mientras que para el segundo grupo —años 1994 y 1986— una mayor mediana de 40 a 42 m. Así, en el año 2021 se obtuvo un menor aislamiento estructural.

Métrica 8: Promedio de la distancia euclidiana media al vecino más cercano de pasto (ENN_MN.Pasto)

Se encontraron diferencias significativas en las medianas de esta métrica. El año 2021 obtuvo menor distancia, con una mediana de la distancia de 24 m entre parches de pasto; mientras, que los años 1994 y 1986 sus medianas se encuentran alrededor de 41 m.

Métricas 9 y 10: Índice de forma (SHAPE):**Bosque y Pasto**

El índice de forma del pasto y del bosque se ha reducido de acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis (SHAPE.Bosque 1986 = 1.43, SHAPE.Bosque 2021 = 1.11, SHAPE.Pasto 1986 = 1.46, SHAPE.Pasto 2021 = 1.10). En ambos casos se observa una reducción de la complejidad y del borde.

Métrica 11: Índice Contigüidad del Bosque (CONTIG_MN.Bosque)

Se encontraron diferencias significativas en los índices de contigüidad del bosque, la mayor contigüidad fue en el año 1986 con mediana de 0.70, seguida por 0.58 en 1994, y la menor contigüidad se obtuvo en 2021 con 0.15. Esto indica que la mayor conexión espacial se observó en el año de 1986, una conectividad de intermedia a alta; para 1994 se redujo a una conectividad a intermedia, y para 2021 es muy baja de acuerdo a la escala de cuartil.

that the forest cover in this PNA was 85 830 ha (55 %) in 1986. This figure is similar to the 55.77 % forest cover found in this study for the same year. The same authors reported that in 1998, forest cover had decreased to 41 %, which implies a land use change of $-1\,809\text{ ha}\cdot\text{yr}^{-1}$ for 1986-1998. This figure is higher than the $-1\,454\text{ ha}\cdot\text{year}^{-1}$ found in this study for 1986-1994, with the difference likely due to the variation in the analysis periods.

Guevara et al. (2004) mentioned that in 1972, forest cover in Los Tuxtlas was 56 %, while in 1986, according to this study, it was reported as 55.77 %. This difference of only 0.23% indicates a low variation in the data according to the quartile scale.

Von Thaden et al. (2020), reported that the forest cover in this PNA was 65 495 ha (42 %) in 2016, a figure that contrasts with the 52 % found in this study for 2021. However, this recovery in forest cover may be explained by the abandonment of management practices and the proliferation of secondary vegetation in evergreen rainforests (Galicia, 2016; Guevara et al., 2004).

Land use dynamics observed during 1986-2021 are consistent with the issues identified by Aguilar-Vásquez et al. (2014), who noted that BRLT is experiencing habitat fragmentation due to urban growth, the expansion of livestock farming, and deforestation. Another cause of deforestation in the Tuxtlas during the analysis period has been fires, according to Neger et al. (2021).

Palomeque de la Cruz et al. (2017) examined the uncontrolled periurbanization of Villahermosa, Tabasco, and their findings reveal similar trends to those observed in this study regarding land use dynamics in the region. Both studies highlight the loss of forest cover, which has been replaced by grasslands and agriculture. These similarities support the reliability of the models used and underscore the importance of implementing conservation and sustainable management strategies in the area.

According to Guevara et al. (2004), the majority of the population in the municipalities of San Andrés Tuxtla, Santiago Tuxtla, and Catemaco is mestizo. In contrast, the municipalities of Hueyapan de Ocampo, Mecayapan, Tatahuicapan, Pajapan, and Sotepapan have a predominantly indigenous population belonging to the Nahua and Zoque-Popoluca eth-

Métricas 12 y 13: Índice de Agregación (AI):

Bosque y Pasto

Los valores promedio del índice de agregación de las clases de uso de suelo bosque y pasto son altos de acuerdo a la escala de cuartil (AI.Bosque y AI.Pasto que va de 89 a 96 %). Sin embargo, de acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis en el año 2021 es significativamente menor, con un promedio del índice de agregación de 89 %. Considerando que el máximo índice de agregación es una forma compacta en un solo parche, estos datos indican la desagregación de los parches del bosque y del pasto.

Discusión

Cambio de uso de suelo de la RBLT

En este apartado fue posible verificar que los datos obtenidos fueran congruentes con la información reportada en la literatura. Von Thaden et al. (2018), reportaron que la cobertura forestal de esta ANP fue de 85 830 ha (55 %) en 1986. Este dato es similar al 55.77 % de cobertura forestal que se obtuvo en este trabajo, para el mismo año. Los mismos autores reportan que la cobertura forestal en 1998 ocupaba 41 %, lo que implica un cambio de uso de suelo de $-1\,809\text{ ha}\cdot\text{año}^{-1}$ para el periodo 1986 - 1998, cifra que es superior a la que encontró en este trabajo ($-1454\text{ ha}\cdot\text{año}^{-1}$ para el periodo 1986 -1994), esta diferencia puede ser causada por la diferencia en el periodo de análisis.

Guevara et al. (2004) mencionan que en 1972 la cobertura forestal en Los Tuxtlas era del 56 %, mientras que, en 1986, según el presente trabajo, se reporta un 55.77 %. Esta diferencia de solo 0.23 % indica una baja variación de los datos según la escala de cuartil.

Von Thaden et al. (2020), reportaron que la cobertura forestal de dicha ANP fue de 65 495 ha (42 %) en 2016, cifra que contrasta con el 52 % que se obtuvo en este trabajo para el 2021; sin embargo, esta recuperación de la cobertura forestal puede tener explicación en el abandono de prácticas de manejo y a la proliferación de vegetación secundaria en selvas perennifolias (Galicia, 2016; Guevara et al., 2004).

La dinámica de uso de suelo observada en el periodo 1986 - 2021, es coherente con la problemática detectada por Aguilar-Vásquez et al. (2014), quienes

nic groups. Mestizos in these areas typically have a tradition of private property and livestock farming, while the indigenous population has been characterized by communal land ownership, with an economy primarily focused on subsistence agriculture and livestock.

Regarding land use trends based on Markov chains, it is observed that by 2035, forest cover will experience a loss in favor of grassland-agriculture. This information agrees with the forest loss prediction for 2025 made by Von Thaden et al. (2018). However, these authors identified forest loss during 2003-2011, which contrasts with the forest cover recovery observed in this study for 1994-2021.

Regarding changes in landscape structure, considering the PLAND metric (percentage of area), Vega-Vela et al. (2018) reported 44 % forest use and 54 % agricultural use for 1995. In contrast, this study found 48 % forest use and 51 % grassland (agricultural use) for 1994. Although these data are similar, this study found 52 % forest use and 46 % grassland for 2021, which contrasts with the 33 % forest use and 60 % agricultural use reported by Vega-Vela et al. (2018) for 2016. This discrepancy can be attributed to the higher resolution of the Sentinel2 satellite imagery used in the 2021 analysis, as well as the fact that FRAGSTATS, the software used in both studies to obtain landscape metrics, is sensitive to the scale of analysis (Li et al., 2001).

A reduction in the structural distance between both forest and grass patches was detected; however, White (2019) notes that the mean patch isolation is a measure of distribution, dispersion, or aggregation, rather than a measure of fragmentation.

There is a reduction in the complexity of patch shapes as well as the edge (with an average shape index of 1.10). A shape index of one corresponds to a square shape, and circular or square shapes are indicative of human land use activities, because naturally, simple shapes are rarely present (White, 2019).

The fact that no significant differences were detected in the forest area percentage metric suggests that forest cover has occupied between 48 and 52 % of the area during the years analyzed. According to the PLAND.Forest and AI.Forest metrics, in 1986, forests covered 52.26 % of the PNA, with an aggregation index of 96 %. In contrast, for 2021, the forest

indican que la RBLT experimenta fragmentación del hábitat por efecto del crecimiento urbano, la expansión de la ganadería, y la deforestación. Cabe mencionar que otra causa de la deforestación en los Tuxtlas en el periodo de análisis han sido los incendios de acuerdo con Neger et al. (2021).

Cabe mencionar que Palomeque de la Cruz et al. (2017) analizaron la periurbanización descontrolada de Villahermosa, Tabasco, su estudio muestra tendencias similares a las de este trabajo en cuanto a la dinámica del uso del suelo en la región. Ambos coinciden en señalar un proceso de pérdida de cobertura forestal en favor del pastizal y de la agricultura. Estas coincidencias refuerzan la validez de los modelos utilizados y resaltan la importancia de implementar estrategias de conservación y manejo sustentable en la zona.

De acuerdo con Guevara et al. (2004), mencionan que la mayoría de la población en los municipios de San Andrés Tuxtla, Santiago Tuxtla y Catemaco es mestiza. En contraste, los municipios de Hueyapan de Ocampo, Mecayapan, Tatahuicapan, Pajapan, y Soteapan, tienen una población mayoritariamente indígena pertenecientes a las etnias nahua y zoquepopoluc, donde los mestizos suelen tener una tradición de propiedad privada y actividad ganadera, mientras que la población indígena se ha caracterizado por la propiedad comunal, con una economía centrada inicialmente en la agricultura y ganadería de subsistencia.

En cuanto a la tendencia del uso de suelo mediante cadenas de Markov, se observa que antes de 2035 la cobertura forestal tendrá una pérdida en favor del pastizal-agrícola. Esta información es coherente con la predicción de pérdida de superficie forestal para el año 2025 realizada por Von Thaden et al. (2018). Sin embargo, estos autores detectaron una pérdida de superficie forestal en el periodo 2003-2011, lo que contrasta con la recuperación de superficie forestal observada en el presente trabajo para el periodo 1994 - 2021.

Respecto a los cambios en la estructura del paisaje, considerando la métrica PLAND (porcentaje del área), Vega-Vela et al. (2018) reportó 44 % de uso forestal y 54 % de uso agropecuario para el año 1995. Mientras que en este trabajo se obtuvo 48 % de uso forestal y 51 % pasto (agropecuario), para el año 1994. Datos similares, sin embargo, en este trabajo

area percentage is 52.95 %, with an aggregation index of 89 %. This shows that between 1986 and 2021, there has been a disaggregation of forest patches. Additionally, the lowest spatial connection was detected, as indicated by the contiguity index, with an average value of 0.15, showing the dominance of single-pixel patches

From 1994 to 2021, there were increases in both forest cover and patch density. These new, small patches are vulnerable due to their low diversity and experience changes in their environmental conditions, according to the island biogeography theory. This theory also suggests that larger fragments have higher diversity, greater stability, and more resource richness (Liu et al., 2018).

An increase in the number and density of patches was found. According to White (2019), a consequence of fragmentation is the creation of many small patches, with increased complexity and amount of edge. It is important to mention that patch density in this study differs from the density reported by Vega-Vela et al. (2018), due to the difference in the years analyzed.

Recommendations for the conservation and restoration of the BRLT

It is essential to develop and implement ecological restoration plans that address both habitat loss and fragmentation, ensuring the recovery of ecosystems and landscape connectivity.

Sustainable land use policies should be strengthened and enforced to prevent the uncontrolled expansion of agricultural activities. Promoting production models compatible with ecosystem conservation, such as agroforestry systems, silvopastoral management, and regenerative agriculture practices, will help support biodiversity, soil health, and landscape resilience.

The creation and maintenance of biological corridors will facilitate species movement, helping to mitigate biodiversity loss and ensuring the provision of essential ecosystem services.

Although projections may indicate long-term stability in the BRLT, the absence of effective conservation strategies could lead to a gradual decline in ecological diversity.

se obtuvo 52 % de uso forestal y 46 % pasto para el año 2021, que contrasta con el 33 % de uso forestal y 60 % de uso agropecuario del año 2016 reportado por Vega-Vela et al. (2018). Este contraste en los datos se puede atribuir a la alta resolución de la imagen de satélite tipo Sentinel2 implementada en el análisis del año 2021. Y a que FRAGSTATS, el programa que ambos estudios utilizaron para obtener las métricas del paisaje es sensible a la escala de análisis (Li et al., 2001).

Se detectó reducción de la distancia estructural tanto para parches de bosque como de pasto; sin embargo, White (2019) menciona, que el aislamiento medio del parche es una medida de distribución, dispersión, o agregación, y no una medida de la fragmentación.

Existe una reducción de la complejidad de la forma de los parches, así como del borde (promedio de índice de forma de 1.10). El índice de forma de uno corresponde a la forma cuadrada, y las formas circulares o cuadradas son un signo de las actividades humanas en el uso de la tierra, esto porque de forma natural, rara vez se presentan formas simples (White, 2019).

El hecho de que no se hayan detectado diferencias significativas en la métrica de porcentaje de área de bosque, indica que la superficie forestal ha ocupado del 48 al 52 % de la superficie, en los años de análisis. De acuerdo con las métricas, PLAND.Bosque y AI.Bosque, en 1986 el bosque ocupaba el 52.26 % del ANP, con un índice de agregación de 96 %, en contraste para el año 2021 se observa que el porcentaje del área forestal es de 52.95 % con índice de agregación de 89 %. Así, se observa que en el periodo 1986 - 2021 ha habido una desagregación de los parches del bosque, además se detectó la más baja conexión espacial, de acuerdo con el índice de contigüidad, con un valor promedio de 0.15 que muestra la dominancia de parches de un solo píxel.

De 1994 a 2021 hubo incrementos tanto en la cobertura forestal como en la densidad de parches. Estos nuevos y pequeños parches son vulnerables por su baja diversidad y experimentan cambios en sus condiciones ambientales, de acuerdo con la teoría de biogeografía de islas, que también menciona

Conclusions

The Biosphere Reserve of Los Tuxtlas has undergone significant land use changes over the past decades. In 1986, forest cover predominated, but by 1994, it had decreased considerably, alongside the expansion of areas dedicated to agriculture and livestock grazing. However, by 2021, a partial recovery of forest vegetation is observed, suggesting processes of reforestation or the abandonment of agricultural lands.

Despite this recovery, deforestation remains a constant threat, with a historical trend of forest loss in favor of grassland-agriculture.

The landscape structure analysis reveals an increase in forest fragmentation, with a higher number of patches and reduced connectivity between them. This indicates that, although forest cover has expanded in terms of area, its distribution is more fragmented and less continuous, which could negatively impact biodiversity and ecosystem services.

Future developments suggest a stabilization of land use dynamics, with forest cover remaining at levels close to 52 % by 2050.

Although vegetation shows signs of regeneration, it is crucial to implement conservation and sustainable management strategies that promote ecological connectivity and prevent further forest loss.

End of English version

References / Referencias

- Aguilar-Vásquez, Y., Aliphat-Fernández, M. M., Caso-Barrera, L., Del Amo-Rodríguez, S., Sánchez-Gómez, M. L., & Martínez-Carrera, D. (2014). Impacto de las unidades de selva manejada tradicionalmente en la conectividad del paisaje de la Sierra de Los Tuxtlas, México. *Revista de Biología Tropical* 62(3), 1099-1109. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442014000300022&lng=en&tlng=es
- Baranyi G., Saura S., Podani, J., & Jordán, F. (2011). Contribution of habitat patches to network connectivity: Redundancy and uniqueness of topological indices. *Ecological Indicators* 11(5), 1301-1310. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.003>
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2020). Fragmentación. Recuperado de <https://www.biodiversidad.gob.mx/region/fragmentacion>
- Di Rienzo, J. A., Casanoves, F., Balzarini, M. G., Gonzalez, L., Tablada, M., & Robledo, C. W. (2015). InfoStat versión 2015.

que los fragmentos más grandes tienen mayor diversidad, mayor estabilidad y riqueza de recursos (Liu et al., 2018).

Se encontró un incremento en el número y densidad de parches. De acuerdo con White (2019) un efecto de la fragmentación es la producción de muchos parches pequeños, con mayor complejidad y cantidad de borde. Cabe mencionar que la densidad de parches es diferente a la densidad reportada por Vega-Vela et al. (2018). Esto se debe a la diferencia de los años analizados.

Recomendaciones para la conservación y restauración de la RBLT

Es fundamental desarrollar e implementar planes de restauración ecológica que aborden tanto la pérdida de hábitat como la fragmentación, garantizando la recuperación de los ecosistemas y la conectividad del paisaje.

Se deben fortalecer y aplicar políticas de uso sostenible del suelo que prevengan la expansión descontrolada de actividades agropecuarias, promoviendo modelos de producción compatibles con la conservación de los ecosistemas, como sistemas agroforestales, manejo silvopastoril y prácticas de agricultura regenerativa que favorezcan la biodiversidad, la salud del suelo y la resiliencia del paisaje.

La creación y mantenimiento de corredores biológicos facilitarán el movimiento de especies, ayudando a mitigar la pérdida de biodiversidad y asegurando la provisión de servicios ecosistémicos esenciales.

Aunque las proyecciones pueden indicar estabilidad en el largo plazo en la RBLT, la ausencia de estrategias de conservación efectivas podría derivar en una disminución progresiva de la diversidad ecológica.

Conclusiones

La Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas ha experimentado importantes cambios en el uso del suelo a lo largo de las últimas décadas. En 1986, predominaba la cobertura forestal, pero para 1994 sufrió una reducción significativa, en paralelo con la expansión de áreas dedicadas a la agricultura y el pastoreo. Sin embargo, a partir de 2021, se observa una recuperación parcial de la vegetación forestal, lo que sugiere procesos de reforestación o el abandono de tierras agrícolas.

- Computer software program produced by Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Available at: <http://www.infostat.com.ar>
- Durand Smith, M. L., & Ruiz Cedillo, J. (2009). Estaciones biológicas y participación social: la experiencia de la Universidad Nacional Autónoma de México en Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Ambiente y Sociedad*, 12(2), 325–340. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2009000200008>
- Eastman, J. R. (2016). IDRISI version 18.31. Computer software program produced by Clark University. Worcester, MA, USA.
- Edge, C. B., Fortin, M. J., Jackson, D. A., Lawrie, D., Stanfield, L., & Shrestha, N. (2017). Habitat alteration and habitat fragmentation differentially affect beta diversity of stream fish communities. *Landscape Ecology*, 32(3), 647–662.
- Galicia, L. (2016). Dinámica de cambio del uso de suelo y vegetación en México: patrones de cambio, causas directas e indirectas y prioridades futuras. En: Geografía de México. *Una reflexión espacial contemporánea*. Instituto de Geografía-UNAM y Programa Editorial del Gobierno de la República-SEP, México, pp 235-249.
- Guevara, S. J., Laborde, J., & Sánchez-Ríos, G. (2004). Los Tuxtlas: El paisaje de la sierra. Instituto de Ecología, A.C. y Unión Europea.
- INEGI. (1992). *Conjunto de datos vectoriales de la carta de Uso del suelo y vegetación*. Escala 1:250 000. Serie I. Continuo Nacional
- INEGI. (2001). *Conjunto de datos vectoriales Fisiográficos*. Continuo Nacional serie I. Provincias fisiográficas escala 1:1000000.
- INEGI. (2007). *Conjunto de datos vectoriales escala 1:1000000*. Temperatura media anual.
- INEGI. (2012). *Conjunto de datos vectoriales de la carta de Humedales potenciales*. Escala 1:250 000
- INEGI. (2014). *Conjunto de Datos de Erosión del Suelo*. Escala 1: 250 000 Serie I Continuo Nacional.
- INEGI. (2018). *Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación*. Escala 1:250 000. Serie VII. Conjunto Nacional [Archivo electrónico]. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463842781>
- INEGI. (2021). *Mapa Digital de México* (versión 6.1). Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado el 14 de marzo de 2025, de <https://gaia.inegi.org.mx/mdm6/>
- INEGI. (2024). *Conjunto Nacional de Información Topográfica a escala 1:50 000*. INEGI. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=794551131961>
- Li, X., Lu, L., Cheng, G., & Xiao, H. (2001). Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China using FRAGSTATS. *Journal of Arid Environments* 48(4), 521–535. <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0715>
- A pesar de esta recuperación, la deforestación sigue siendo una amenaza constante, con una tendencia histórica de pérdida de bosque a favor del pastizal-agrícola.
- El análisis de la estructura del paisaje revela un aumento en la fragmentación del bosque, con una mayor cantidad de parches y menor conectividad entre ellos. Esto indica que, aunque la cobertura forestal ha crecido en términos de superficie, su distribución es más dispersa y menos continua, lo que puede afectar la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.
- Las proyecciones a futuro sugieren una estabilización de la dinámica del uso de suelo, con la cobertura forestal manteniéndose en niveles cercanos al 52 % hacia 2050.
- Si bien la vegetación muestra signos de regeneración, es fundamental implementar estrategias de conservación y manejo sustentable que fomenten la conectividad ecológica y eviten nuevas pérdidas de bosque.

Fin de la versión en español

- Liu, J., Wilson, M., Hu, G., Liu, J., Wu, J., & Yu, M. (2018). How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship? *Landscape Ecology* 33, 341-352. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0620-5>
- McGarigal, K. (2015). *FRAGSTATS help*. University of Massachusetts: Amherst, MA, USA, 182. [en línea]. <https://ibis.geog.ubc.ca/courses/geob479/labs/fragstats.help.4.pdf>
- McGarigal, K., Cushman, S., & Ene, E. (2012). *fragstats v4.2: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps*. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts.
- Neger, C., & Crespo Guerrero, J. M. (2021). Problemática de la gestión de las Áreas Naturales Protegidas de México: Un análisis en las Reservas de la Biosfera de los Tuxtlas y los Petenes. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, 41(2), 463-481. <https://doi.org/10.5209/aguc.79345>
- Neger, C., & Manzo-Delgado, L. (2021). La evaluación de la gestión del riesgo de los incendios forestales en áreas naturales protegidas tropicales: el caso de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (México). *Cuadernos Geográficos*, 60(3), 95-128. <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v60i3.16236>

- Palomeque de la Cruz, M. A., Galindo Alcántara, A., Pérez Sánchez, E., Sánchez, A. de J., & Escalona Maurice, M. J. (2017). Modelos geomáticos con base en transición para el análisis espacial en Villahermosa, Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 8(2), 253–267. <https://doi.org/10.29312/remexca.v8i2.48>
- Perry, D. A., Oren, R., & Hart, S. C. (2008). *Forest ecosystems*. 2da ed. JHU press. USA
- Purswani, E., Verma, S., Jayakumar, S., Khan, M. L., & Pathak, B. (2022). Examining and predicting land use change dynamics in Gandhinagar district, Gujarat, India. *Journal of Urban Management* 11(1), 82-96. <https://doi.org/10.1016/j.jum.2021.09.003>
- QGIS Development Team (2021). QGIS Geographic Information System version 3.16 Hannover. Computer software program produced by Open Source Geospatial Foundation Project. Available at: <http://qgis.osgeo.org>
- Quintanar Ashley J. H. (2015). Ganaderos y sector ambientalista en la reserva de la biosfera Los Tuxtlas: ¿Intereses contrapuestos inconciliables? (Tesis de maestría). Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa
- Reynoso Rosales, V. H. (2011). Provoca fragmentación de Los Tuxtlas desaparición de anfibios y reptiles. Boletín de la Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de https://www.dgcs.unam.mx/boletin/bdboletin/2011_233.html
- Reynoso Santos, R., Valdez Lazalde, J. R., Escalona Maurice, M. J., de los Santos Posadas, H. M., & Pérez Hernández, M. J. (2016). Cadenas de Markov y autómatas celulares para la modelación de cambio de uso de suelo. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 37(1), 72–81. Recuperado de <https://riha.cujae.edu.cu/index.php/riha/article/view/319>
- Rogan, J. E., & Lacher, T. E. (2018). Impacts of Habitat Loss and Fragmentation on Terrestrial Biodiversity. *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. DOI: 10.1016/B978-0-12-409548-9.10913-3
- RStudio Team (2021). RStudio: Integrated Development for R version 1.4.1103. Computer software program produced by RStudio, PBC, Boston, MA. Available at: <http://www.rstudio.com>
- Rutledge, D. T. (2003). Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?. *Published by the Department of Conservation*. Wellington, Nueva Zelanda. 27 p.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. (2022). Marco Mundial Kunming-Montreal de la Diversidad Biológica. Recuperado de <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-es.pdf>
- SEMARNAT (2016). Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. [en línea] <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/reserva-de-la-biofera-los-tuxtlas?idiom=es> 14/0/2022
- SEMARNAT (2018). Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. [en línea]. <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/reserva-de-la-biosfera-los-tuxtlas-158993> 14/08/2022
- Spedicato, G. A., Kang, T. S., Yalamanchi, S. B., Yadav, D., & Cordón I. (2018). The markovchain Package: A Package for Easily Handling Discrete Markov Chains in R. [online]. http://rstudio-pubs-static.s3.amazonaws.com/409332_c1c431cbf42a403a9f5d2f5e48bcfec1.html
- U.S. Geological Survey. (2021). Earth Explorer. U.S. Department of the Interior. Retrieved September 21, 2021, from <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Vega-Vela, V., Muñoz-Robles, C. A., Rodríguez-Luna, E., López-Acosta, J. C., & Serna-Lagunes, R. (2018). Análisis de la fragmentación del paisaje de la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas, Veracruz, México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios* 5(14), 227-238. <https://doi.org/10.19136/era.a5n14.1442>
- Velázquez, A., Mas, J. F., Gallegos, J. D., Saucedo, R. M., Alcántara, P. C., Castro, R., Fernández, T., Bocco, G., Ezcurra, E., & Palacio, J. L. (2002). Patrones y tasas de cambio de uso del suelo en México. *Gaceta ecológica* (62), 21-37. <https://www.redalyc.org/pdf/539/53906202.pdf>
- Von Thaden, J. J., Laborde, J., Guevara, S., & Mokondoko-Delgadillo, P. (2020). Dinámica de los cambios en el uso del suelo y cobertura vegetal en la Reserva de la Biosfera Los Tuxtlas (2006-2016). *Revista mexicana de biodiversidad*, 91. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.22201/ib.20078706e.2020.91.3190>
- Von Thaden, J. J., Laborde, J., Guevara, S., & Venegas-Barrera, C. S. (2018). Forest cover change in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve and its future: The contribution of the 1998 protected natural area decree. *Land Use Policy* 72, 443–450. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.040>
- With K. A. (2019). *Essentials of Landscape Ecology*. Oxford University Press. Gran Bretaña, 641p.

Annex 1. Selected metrics
Anexo 1. Métricas seleccionadas

Metrics implemented / Métricas implementadas	Description / Descripción	Formule / Fórmula
PLAND.Forest Percentage of forest area PLAND.Grass – Percentage of grass area / PLAND.Bosque Porcentaje de área del bosque PLAND.Pasto - Porcentaje de área del pasto	Landscape Percentage, identifies the proportional abundance of each patch type in the landscape. This metric ranges from 0 to 100, values of 0 identify rare landscapes, and 100 exposes a single landscape type (Mcgarigal 2015). / Porcentaje de paisaje, identifica la abundancia proporcional de cada tipo de parche en el paisaje. Esta métrica varía de 0 a 100, los valores de 0 identifican paisajes raros, y 100 expone un solo tipo de paisaje (Mcgarigal 2015).	$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} \times (100)$ P_i = percentage of the landscape occupied by the type of class patch . A_{ij} = area expressed in m ² of patch ij . A = total area of the landscape in m ² . $NP = ni /$ P_i = porcentaje del paisaje ocupada por el tipo de parche de clase . A_{ij} = superficie expresada en m ² del parche ij . A = superficie total del paisaje en m ² . $NP = ni$
NP.Forest - Number of forest patches NP.Grass - Number of grass patches / NP.Bosque - Número de parches del bosque NP.Pasto - Número de parches de pasto	The number of patches is a measure of fragmentation, $NP \geq 1$ (Mcgarigal 2015). / El número de parches es una medida de fragmentación, $NP \geq 1$ (Mcgarigal 2015).	is the number of patches in the landscape of patch type (class). / es el número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase).
PD.Forest – Forest patch density PD.Grass – Grass patch density / PD.Bosque – Densidad de parches del bosque	Number of patches divided by total landscape area (m ²), multiplied by 10000 and 100 (to convert to 100 hectares). Expressed in units per 100 hectares (Mcgarigal 2015). / Número de parches dividido por el área total del paisaje (m ²), multiplicado por 10000 y 100 (para convertirlo en 100 hectáreas). Expresado en unidades por cada 100 hectáreas (Mcgarigal 2015).	$PD = \frac{n_i}{A} \times 10000 \times 100$ n = number of patches in landscape class. A = total landscape area (m ²). / n = número de parches en la clase del paisaje. A = superficie total del paisaje (m ²).
ENN_MN.Forest - average of the mean Euclidean distance to the nearest forest neighbor ENN_MN.Grass - average of the mean Euclidean distance to the nearest grass neighbor / ENN_MN.Bosque -promedio de la distancia euclidiana media al vecino más cercano de bosque ENN_MN.Pasto -promedio de la distancia euclidiana media al vecino más cercano de pasto	Where ENN is the distance expressed in meters, to the nearest patch of the same type, starting from the center of the cell. Values are greater than zero; when it approaches zero there is less distance between neighboring patches of the same type (Mcgarigal 2015). It is a simple measure of structural isolation (White 2019). / Donde ENN es la distancia expresada en metros, al parche más cercano del mismo tipo, partiendo del centro de la celda. Sus valores son mayores a cero; cuando se acerca a cero hay menor distancia entre parches vecinos del mismo tipo (Mcgarigal 2015). Es una medida simple para medir el aislamiento estructural (White 2019).	h_{ij} = distancia del parche ij al parche vecino más cercano del mismo tipo o clase. / h_{ij} = distancia del parche ij al parche vecino más cercano del mismo tipo o clase.

Metrics implemented / Métricas implementadas	Description / Descripción	Formule / Fórmula
SHAPE_MN.Forest- average forest cover shape index SHAPE_MN.Grass - average grass cover shape index / SHAPE_MN.Bosque- promedio índice de forma de la cobertura forestal SHAPE_MN.Pasto - promedio del índice de forma del pasto	Where the shape index (SHAPE) is equal to the perimeter of the patch in meters divided by the square root of the patch area which is in m ² , adjusted by a constant (Mcgarigal 2015): Patches with simple square shapes have a value of 1, and more complex shapes with more edge have values greater than 1 (White 2019). / Donde el índice de forma (SHAPE) es igual al perímetro del parche en metros dividido por la raíz cuadrada del área del parche que está en m ² , ajustado por una constante (Mcgarigal 2015): Los parches con formas cuadradas simples tienen valor de 1, y formas más complejas con más borde tienen valores mayores a 1 (White 2019).	$SHAPE = \frac{0.25P_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$ P_{ij} = perimeter (m) of patch ij . a_{ij} = area (m ²) of patch ij . / P_{ij} = perímetro (m) del parche ij . a_{ij} = área (m ²) del parche ij .
CONTIG_MN.Forest - average forest contiguity index / CONTIG_MN.Bosque - promedio del índice de contigüidad del bosque	The CONTIG contiguity index ranges from 0 to 1, where one indicates greater connection between patches. It is the average contiguity value for cells in a patch (Mcgarigal 2015). CONTIG is an indicator of the distribution within the patch, of the adjacency of the cells in a patch, this index can identify small gaps in the patch that increase its contiguity value, while a patch with no gaps has the value 0 (White 2019). / El índice de contigüidad CONTIG varía de 0 a 1, donde uno indica mayor conexión entre parches. Es el valor de contigüidad promedio para las celdas en un parche (Mcgarigal 2015). CONTIG es un indicador de la distribución dentro del parche, de la adyacencia de las celdas de un parche, este índice puede identificar huecos pequeños en el parche que incrementan su valor de contigüidad, mientras que un parche sin huecos tiene el valor de 0 (White 2019).	$CONTIG = \frac{\left[\frac{\sum_{r=1}^z C_{ijr}}{a_{ij}^*} \right] - 1}{v - 1}$ C_{ijr} = contiguity value for pixel in patch ij . v = sum of the values in a 3 by 3 cell template. a_{ij}^* = area of patch ij . in terms of number of cells. / C_{ijr} = valor de contigüidad para el píxel en el parche ij . v = suma de los valores en una plantilla de celdas de 3 por 3. a_{ij}^* = área del parche ij en términos de número de celdas.
AI_Forest Forest aggregation index AI_Grass Grass aggregation index / AI_Bosque Índice de agregación del bosque AI_Pasto Índice de agregación del pasto	Ratio of actual shared edges to maximum possible shared edges; when the coverage is completely disaggregated (because there are no similar adjacencies), and when the coverage type is aggregated into a single large patch (Mcgarigal 2015, White 2019). It is expressed as a percentage / Proporción de los bordes compartidos reales en relación con los bordes compartidos máximos posibles; cuando la cobertura está completamente desagregada (porque no hay adyacencias similares), y cuando el tipo de cobertura se agrega en un solo parche grande (Mcgarigal 2015, White 2019). Está expresado en porcentaje	$AI = \left[\frac{gii}{max - gii} \right] \times 100$ gii = number of similar adjacencies (joins) between pixels of patch type (class), based on the single count method. $Max - gii$ = maximum number of similar adjacencies (joins) between pixels of patch type (class), based on the single-counting method. / gii = número de adyacencias (uniones) similares entre píxeles del tipo de parche (clase) basado en el método de recuento único. $Max - gii$ = número máximo de adyacencias (uniones) similares entre píxeles del tipo de parche (clase), basado en el método de recuento único.

Source: Compiled by the author with data from Mcgarigal, 2015, McGarigal et al. (2012) and White 2019

Fuente: Elaboración propia con datos de Mcgarigal, 2015, McGarigal et al. (2012) y White 2019