

**Transformación del uso de la tierra y fragmentación en la reserva de la biósfera 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

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.

⁶Colegio 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

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.

Abstract

Keywords: Fragmentation, landscape metrics, land use trend.

Fecha de recibido: 19 noviembre, 2024

Fecha de aceptado: 26 de marzo, 2025

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

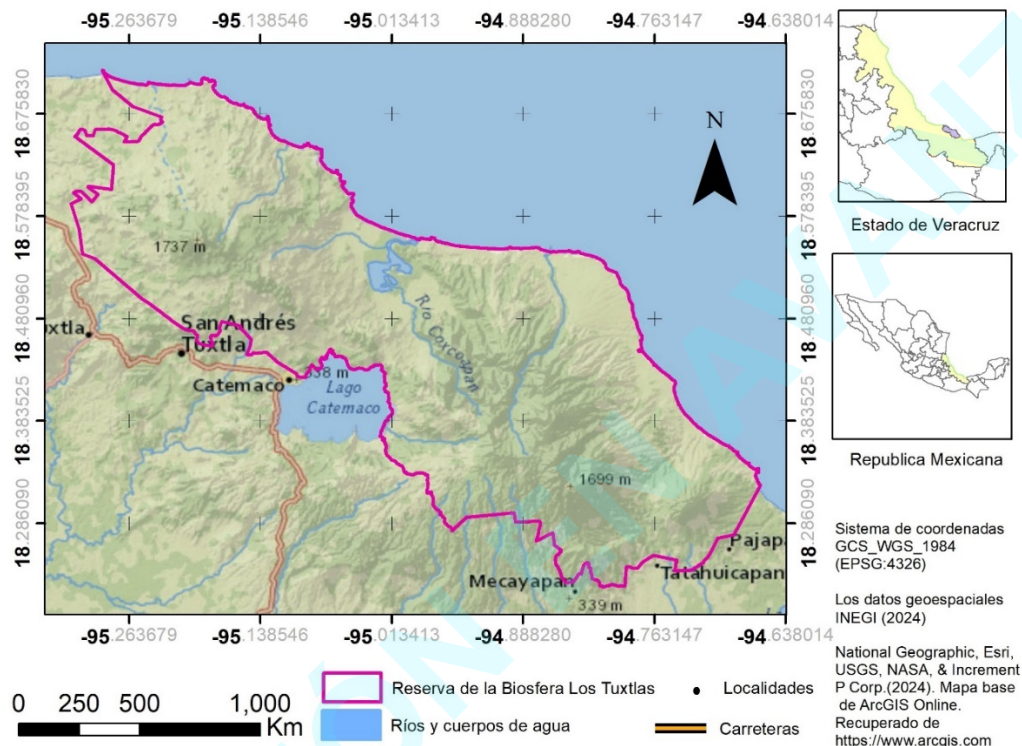
Método

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 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).

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



Fuente: Elaboración propia con datos vectoriales de INEGI, 2024

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.

Cuadro 1. Datos de imágenes de satélite utilizadas

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

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 INEGI (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 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.

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**.

Cuadro 2. Matriz de transición de uso de suelo y vegetación del año 2022

Clase de uso de suelo	1-Forestal	2-Agua	3-Pastizal
1-Forestal	0.8928	0.0046	0.1026
2-Agua	0.0551	0.9449	0
3-Pastizal	0.1237	0	0.8763

Fuente: Elaboración propia

Cuadro 3. Estado inicial de la cadena de Markov en la RBLT

Clase de uso de suelo	Probabilidad de superficie
1-Forestal	0.52

2-Agua	0.07
3-Pastizal	0.41

Fuente: Elaboración propia

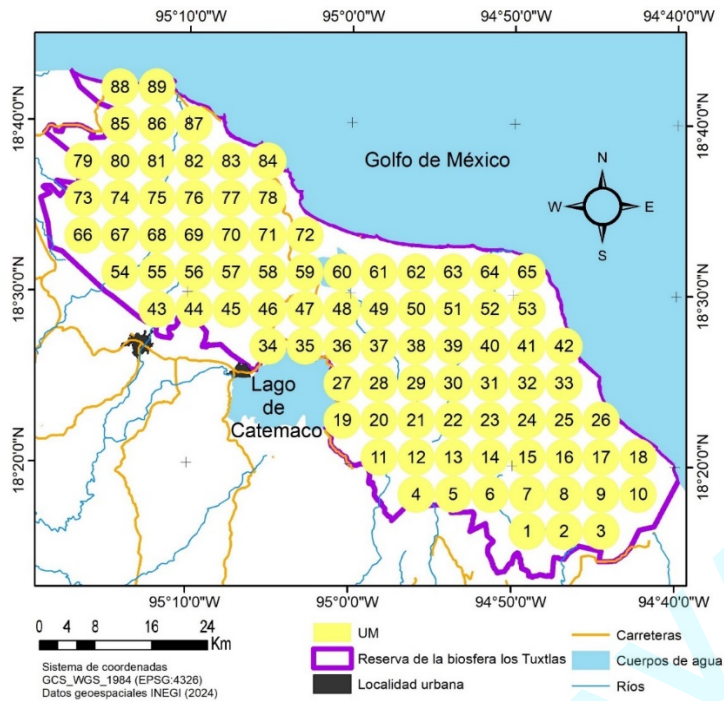
Método para identificar cambios en la estructura del paisaje

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.

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).

Figura 2. Unidades de muestreo



Fuente: Elaboración propia

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 $164.87 \text{ ha}\cdot\text{año}^{-1}$.

El Cuadro 5 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 período. Se observa que, la tasa de cambio de uso de suelo de la clase pastizal-agrícola fue decreciente en el periodo 1994 - 2021, pero creciente para el periodo 1986 - 2021.

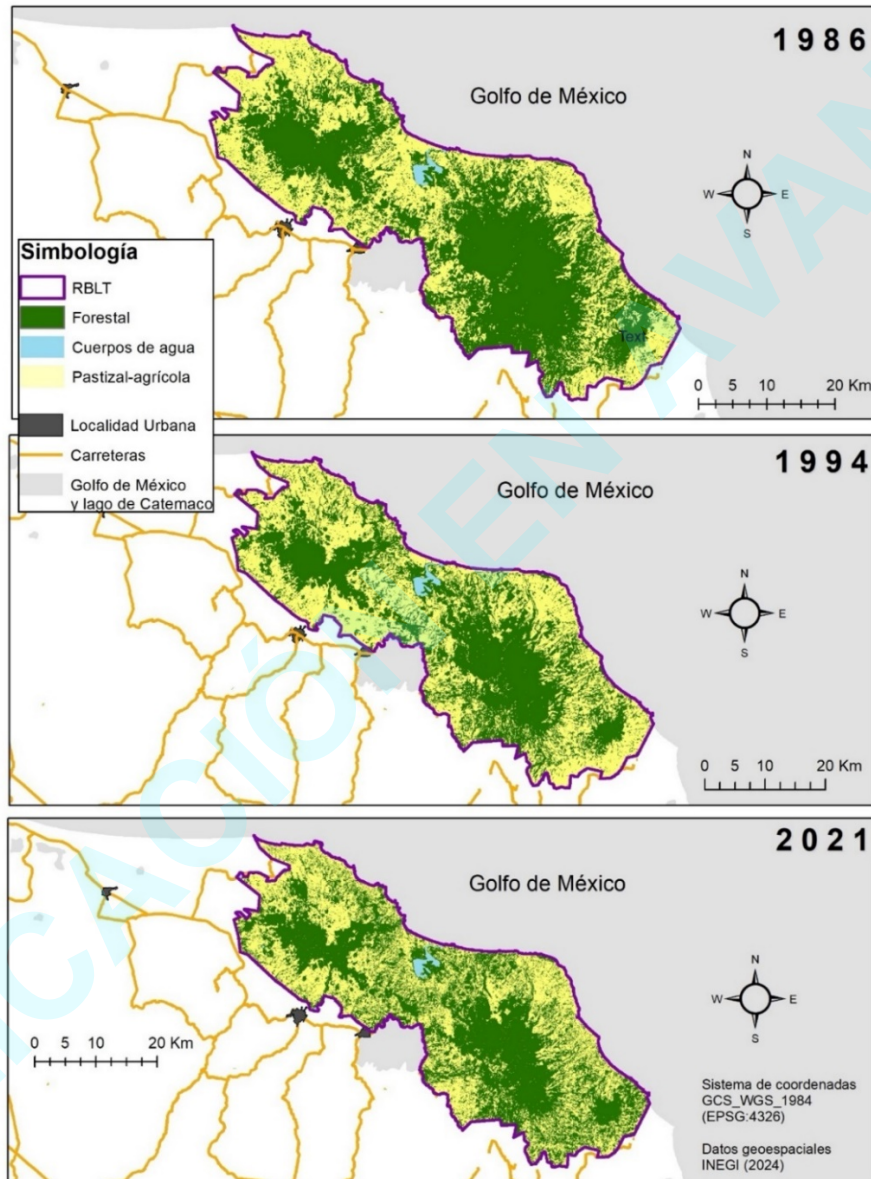
Cuadro 5. Tasas de cambio (expresado en porcentaje por año) de uso de suelo del área de estudio

Clase	1986-1994	1994-2021	1986-2021
-------	-----------	-----------	-----------

1 - Forestal	-1.79	0.28	-0.19
2 - Agua	-1.71	0.51	0.00
3 - Pastizal	2.03	-0.29	0.23

Fuente: Elaboración propia

Figura 3. Uso de suelo y vegetación en la reserva de la biosfera



Fuente: Elaboración propia

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

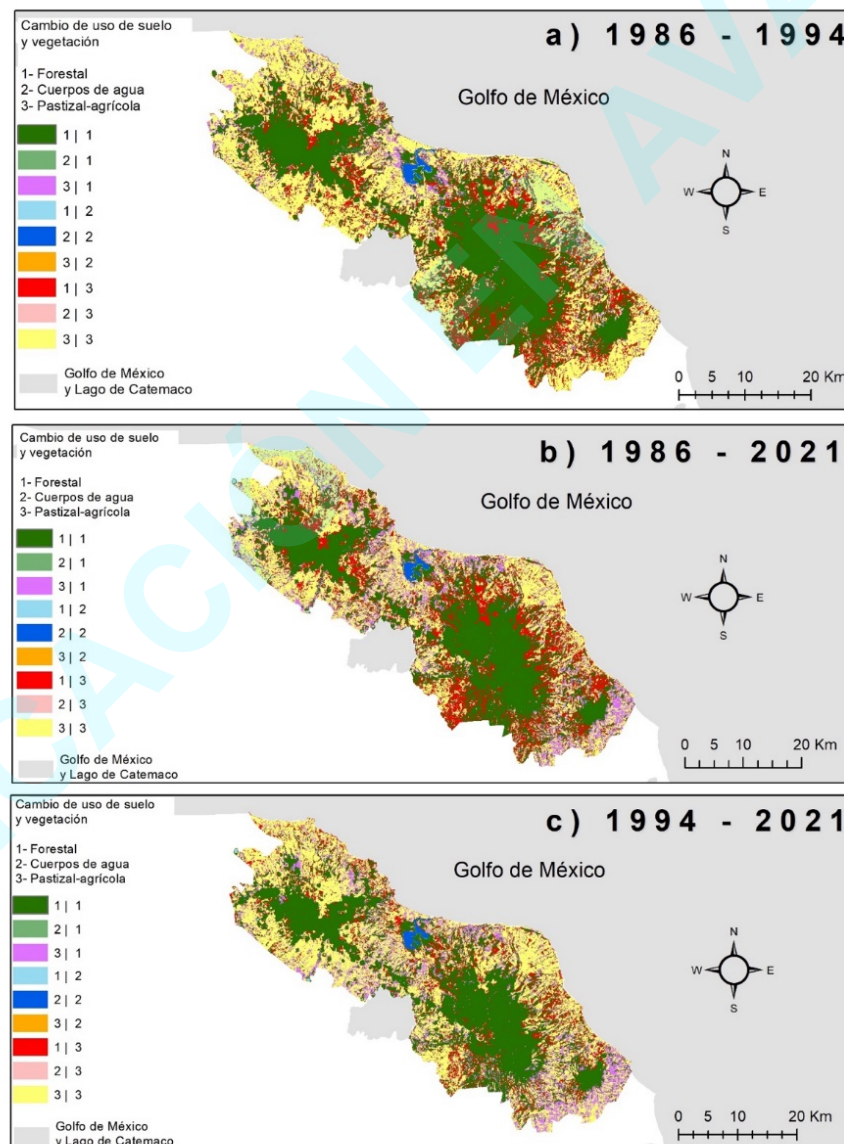
Los diagramas de transición representan la evolución del uso de suelo en la RBLT para los años 2030, 2035, 2040, 2045 y 2050 (**Figura 5**), considerando las clases de cobertura forestal, pastizal-agrícola (pasto), y cuerpos de agua (agua). A lo largo del periodo analizado, se observa que la cobertura 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 ente 0.47 y 0.52), reflejando una conversión de áreas forestales. No obstante, a partir de 2040, incrementa la probabilidad de que estas superficies 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.

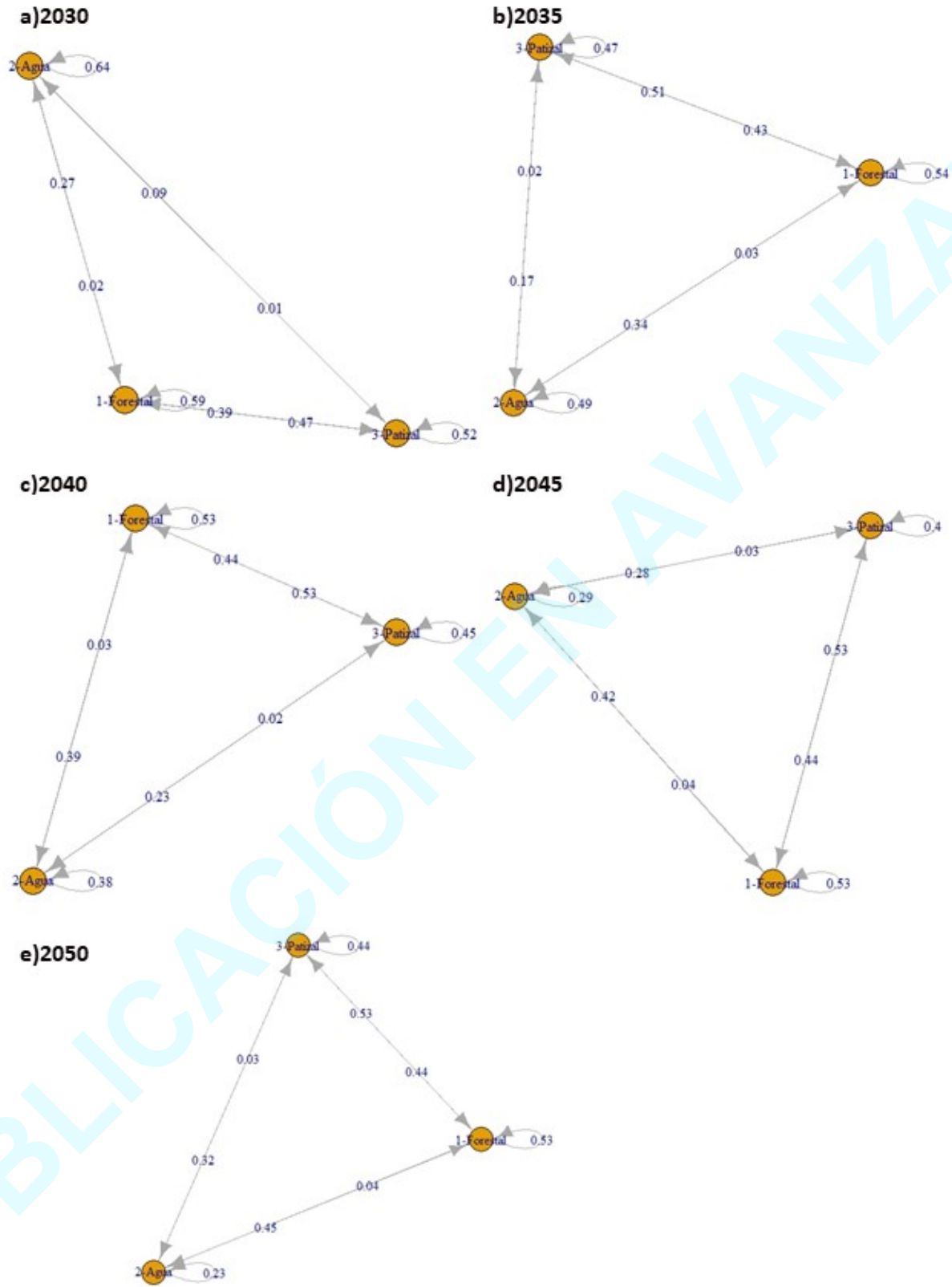
Por otro lado, los cuerpos de agua presentan baja probabilidad de cambio, con valores menores a 0.04, lo que indica que su extensión es relativamente estable. Sin embargo, su probabilidad de permanecer como agua oscila entre 0.23 y 0.64, lo que sugiere cierta vulnerabilidad a transformaciones, posiblemente derivadas de procesos hidrológicos, sedimentación o cambios en el uso de suelo circundante.

Figura 4. Mapas de cambio de uso de suelo



Fuente: Elaboración propia

Figura 5. Probabilidades de transición



Fuente: Elaboración propia

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 6 presenta la predicción de uso de suelo del ANP.

Cuadro 6. Predicción de la probabilidad de uso de suelo de la reserva de la biosfera Los Tuxtlas

Año	1-Forestal	2-Agua	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

Fuente: Elaboración propia

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

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 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 zoque-popoluca, 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 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 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.

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.

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. 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>

- 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](https://doi.org/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-biosfera-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., & Córdón 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.

Anexo 1. Métricas seleccionadas

Métricas implementadas	Descripción	Fórmula
PLAND.Bosque - Porcentaje de área del bosque	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>P_i = porcentaje del paisaje ocupada por el tipo de parche de clase i.</p> <p>A_{ij} = superficie expresada en m² del parche ij.</p> <p>A = superficie total del paisaje en m².</p> <p>$NP = ni$</p>
PLAND.Pasto - Porcentaje de área del pasto		
NP.Bosque - Número de parches del bosque	El número de parches es una medida de fragmentación, $NP \geq 1$, (Mcgarigal 2015).	es el número de parches en el paisaje del tipo de parche (clase) i .
NP.Pasto - Número de parches de pasto		
PD.Bosque - Densidad de parches del bosque	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).	$PD = \frac{n_i}{A} \times 10000 \times 100$ <p>n = número de parches en la clase i del paisaje.</p> <p>A = superficie total del paisaje (m²).</p>
PD.Pasto - Densidad de parches de pasto		
ENN_MN.Bosque - promedio de la distancia euclidiana media al vecino más cercano de bosque	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.
ENN_MN.Pasto - promedio de la distancia euclidiana		

Métricas implementadas	Descripción	Fórmula
media al vecino más cercano de pasto		
SHAPE_MN.Bosque - promedio índice de forma de la cobertura forestal	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>P_{ij} = perímetro (m) del parche ij.</p> <p>a_{ij} = área (m²) del parche ij.</p>
SHAPE_MN.Pasto - promedio del índice de forma del pasto		
CONTIG_MN.Bosque - promedio del índice de contigüidad del bosque	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).	$CONTIG = \frac{\left[\frac{\sum_{r=1}^z C_{ijr}}{a_{ij}^*} \right] - 1}{v - 1}$ <p>C_{ijr} = valor de contigüidad para el píxel r en el parche ij.</p> <p>v = suma de los valores en una plantilla de celdas de 3 por 3.</p> <p>a_{ij}^* = área del parche ij en términos de número de celdas.</p>

Métricas implementadas	Descripción	Fórmula
AI_Bosque Índice de agregación del bosque	Proporción de los bordes compartidos reales en relación con los bordes compartidos máximos posibles; $AI = 0$ cuando la cobertura está completamente desagregada (porque no hay adyacencias similares), y $AI = 100$ cuando el tipo de cobertura se agrega en un solo parche grande (Mcgarigal 2015, White 2019). Está expresado en porcentaje	$AI = \left[\frac{gii}{max - gii} \right] \times 100$ <p>gii = número de adyacencias (uniones) similares entre píxeles del tipo de parche (clase) i basado en el método de recuento único.</p> <p>$Max - gii$ = número máximo de adyacencias (uniones) similares entre píxeles del tipo de parche (clase) i, basado en el método de recuento único.</p>

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