



Identificando zonas potenciales para la conservación florística en el municipio de Tlalixcoyan, Veracruz, a partir de **descriptores de paisaje y conectividad**

Identifying potential zones for floristic conservation in the municipality of Tlalixcoyan, Veracruz, based on landscape descriptors and connectivity

Mauricio A. Juárez-Fragoso¹, Yareni Perroni-Ventura², Wesley Dáttilo³, Jorge A. Gómez-Díaz⁴, Irving U. Hernández Gómez⁵ y Roger Guevara¹

¹ Instituto de Ecología, A.C. Red Biología Evolutiva. Xalapa, Veracruz, México.

³ Instituto de Ecología, A.C. Red de Ecoetología. Xalapa, Veracruz, México.

⁵ Universidad Veracruzana. Centro de Investigaciones Tropicales. Xalapa, Veracruz, México.

² Universidad Veracruzana. Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada. Xalapa, Veracruz, México.

⁴ Universidad Veracruzana. Instituto de Investigaciones Biológicas. Xalapa, Veracruz, México.

* Autor de correspondencia. roger.guevara@inecol.mx

RESUMEN

El uso de descriptores de paisaje a través de métodos de percepción remota es uno de los métodos más utilizados para el análisis de la composición, estructura y funciones en el paisaje. En este trabajo se identificaron sitios prioritarios para la conservación de la diversidad florística mediante la caracterización de la estructura espacial de las diferentes clases de cobertura vegetal y uso de suelo en el municipio de Tlalixcoyan, Veracruz. Se elaboró una clasificación supervisada de los principales tipos de cobertura vegetal y usos de suelo con base en 210 puntos georreferenciados *in situ*. Se consideraron siete tipos de cobertura vegetal y se utilizaron imágenes del satélite *Sentinel-2B* del año 2020. La fiabilidad general de la clasificación fue de 76%. Los fragmentos de pastizales con vegetación leñosa y los bosques secundarios presentaron la mayor conectividad física con índices de cohesión de 99.7 y 99.3 respectivamente. Además, estas dos clases de uso de suelo presentan la mayor cobertura arbórea. Aunado a las métricas de paisaje, el análisis de ventanas móviles permitió detectar áreas potenciales para la conservación florística con base en la proximidad de los fragmentos de bosque y sabana. Si bien la información generada en este estudio es un factor crucial para la conservación, en un futuro será necesario incluir a la sociedad y tomadores de decisiones. Una posible aproximación que puede ser viable para la conservación florística en esta localidad son los programas de áreas destinadas voluntariamente para la conservación promovida por la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp).

PALABRAS CLAVE: bosque secundario, ecología del paisaje, fragmentación, métricas de paisaje, uso de suelo, ventanas móviles generalizadas.

ABSTRACT

The analysis of landscape features through remote sensing methods is one of the most used methods for analyzing the landscape's composition, structure, and functions, including qualitative and quantitative changes. This study identified potential sites for conserving floristic diversity in the municipality of Tlalixcoyan in Veracruz. A supervised classification of the municipality was elaborated considering the different types of vegetation cover and land use in the municipality considering seven categories of land use and vegetation cover, 210 referenced points, and satellite images Sentinel-2B gathered in 2020. The overall reliability of the classification was 76%. The two classes of land use with the highest density of trees, grassland with woody vegetation and secondary forests, had the greatest physical connectivity with cohesion indices of 99.7 and 99.3, respectively. Besides the connectivity metric, we used the mobile window method to assess those areas with the highest value for conservation based on the proximity of forest and savanna patches in the landscape. We acknowledge that the identification of potential sites for protection is only the first step, and further actions must involve local landowners and organizations to promote and implement specific activities such as the self-proposed conservation areas supported by the National Commission of Natural Protected Areas (Conanp).

KEYWORDS: secondary forest, landscape ecology, fragmentation, landscape metrics, land use, generalized moving windows.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la biodiversidad y ecología de los bosques tropicales se ha centrado en estaciones biológicas con énfasis en las especies más abundantes o emblemáticas de cada región (Martínez-Morales et al., 2013; Arroyo-Rodríguez et al., 2017), sesgo propiciado por la accesibilidad de las estaciones biológicas, las facilidades para realizar la investigación y la certeza sobre el estatus de protección del hábitat. Esto conlleva a omitir el potencial de los remanentes de bosques más allá de las estaciones biológicas para el conocimiento y conservación de la diversidad (Gutiérrez 2010; Granda et al., 2015). La escasa exploración de los remanentes de vegetación fuera del ámbito de las estaciones biológicas limita el impacto de las acciones de conservación, pues en su mayoría no contempla factores adversos que en estos parajes afectan directamente los procesos biológicos (p.ej. la matriz hostil que separa los fragmentos de hábitat, la contaminación, el impacto del cambio climático, presiones de poblaciones humanas cercanas, etc.) (Toledo, 2005). No obstante, fuera de las estaciones biológicas es altamente probable que existan remanentes de bosques tropicales que albergan poblaciones de especies de gran valor para la conservación, pero que en general son ignoradas por los científicos y la sociedad en general (Berry, 2002; Castillo-Campos et al., 2008). Por la falta de conocimiento sobre los recursos naturales de estas áreas y la falta de visibilidad para la sociedad en general, estos remanentes de bosque siguen siendo transformados a otros usos de suelo aumentando la pérdida de biodiversidad y adelgazando el vínculo de los pobladores con la naturaleza.

Actualmente, muchos remanentes de bosque tropicales están representados por parches aislados con considerable alteración por procesos de extracción y caza, muchas veces con predominancia de vegetación secundaria (Dirzo y Miranda, 1991; Laurance et al., 2002). La fragmentación y la estructuración espacial de los fragmentos de hábitat en el paisaje provocan cambios bióticos y abióticos que afectan los procesos biológicos. Por ejemplo, el efecto de borde, que disminuye el área efectiva de los fragmentos en la que

las poblaciones de los especialistas del hábitat pueden desarrollarse. Por otra parte, el distanciamiento entre fragmentos reduce la conectividad, es decir, limita la movilidad de los organismos entre ellos (Fahrig, 2003; Kelt y Van, 2001). No obstante, los paisajes fragmentados podrían albergar una fracción considerable de la diversidad biológica original (Berry, 2002; Castillo-Campos et al., 2008) y, por lo tanto, es importante reconocer los remanentes de bosques tropicales aislados e implementar medidas para su protección (Janzen, 1988; Trejo y Dirzo, 2000; Zeleke y Hurni, 2001; Portillo-Quintero y Sánchez-Azofeifa, 2010).

La zona costera del Golfo de México es una de las regiones de mayor transformación histórica en México (Yáñez-Arancibia et al., 2014). La acelerada transformación de la vegetación costera en el periodo de 1976 al 2000 causó una reducción en la vegetación natural de 28.4% y aumentó casi en 40% la superficie transformada de los municipios costeros (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos [SARH], 1994; Palacio-Prieto et al., 2000; Seingier et al., 2009). A pesar de la fuerte alteración a los ecosistemas naturales en la planicie costera del Golfo de México en la región central del estado de Veracruz, aún se pueden hallar relictos de selvas tropicales húmedas, selvas secas y manglares, así como otras asociaciones vegetales con distribución restringida como los bosques tropicales subcaducifolios, palmares y sabanas dominadas por *Sabal mexicana* (Arecaceae) (Pennington y Sarukhán, 1998). Específicamente, en el municipio de Tlalixcoyan, a pesar de la fuerte actividad ganadera y agrícola, aún es posible encontrar diferentes tipos de asociaciones vegetales en los que se mezclan elementos florísticos de selvas húmedas, selvas secas y de ambientes áridos y, en consecuencia, albergan una elevada diversidad florística (López y Dirzo, 2007). Sin embargo, los estudios en la zona se han concentrado en pocos remanentes, haciendo necesaria una evaluación a escala municipal que permita identificar aquellas zonas con mayor concentración de fragmentos con cobertura vegetal arbórea y con mayor conectividad en las que potencialmente se puedan aplicar acciones de conservación (Juárez-Fragoso et al., 2017).



Reconocer el estado de conservación de los diferentes ambientes perturbados a nivel de campo es una tarea complicada, no obstante, usando herramientas de percepción remota y los sistemas de información geográfica (SIG), es posible identificar remantes de vegetación susceptibles de acciones de conservación a gran escala (Tischendorf y Fahrig, 2001). El impacto del uso de estas herramientas se puede medir indirectamente a través del incremento en el número de propuestas para la conservación y gestión de la diversidad biológica que se han elaborado a partir de la disponibilidad global de imágenes de satélite y del desarrollo de herramientas de SIG (Willis, 2015; Rocchini et al., 2015; Arroyo-Rodríguez et al., 2017). De hecho, el desarrollo de diferentes propuestas de investigación que incorporan la teledetección y el uso de SIG, han permitido teorizar sobre las características de los paisajes que impactan la diversidad biológica. Consecuentemente, a través de estos estudios se han desarrollado diferentes descriptores de la composición (tipos de elementos que forman parte del paisaje) y configuración (disposición espacial de dichos elementos) de los paisajes, como por ejemplo, número de fragmentos de una misma clase de uso de suelo (número de parches), nivel de división de un hábitat (grado de fragmentación), distancia entre fragmentos de una misma clase (conectividad), entre otras (Botequilha-Leitão y Ahern, 2002; Turner, 2005). También el uso de descriptores de paisaje ha permitido desarrollar modelos teóricos como el modelo de “parche-corredor-matriz” (Forman y Gordon, 1991; Forman, 1995), el cual permite priorizar diferentes áreas del paisaje por su potencial contribución al mantenimiento de la diversidad biológica (Wallace et al., 2008).

Entre los descriptores de paisaje más usados destacan aquellos que miden la cobertura de los diferentes usos de suelo y vegetación, así como la forma/simetría de cada fragmento. Ambos descriptores se relacionan con el potencial de cada sitio para albergar poblaciones viables, siendo en general mejor valorados los que son más grandes y de forma regular, ya que estos maximizan el área a la vez

que minimizan los efectos de borde (Haddad, 1999; Quintero Gallego, 2014). Además, existen descriptores que evalúan el número de parches, así como la distribución espacial de los mismos de cada clase de uso del suelo (O'Neill et al., 1988), los cuales son relevantes al permitir estimaciones de la conectividad física de los remantes de vegetación dentro del paisaje. También existen otros análisis que ayudan a reconocer sitios potenciales para la conservación, por ejemplo, los modelos de ventanas móviles (*moving split window*), los cuales permiten reconocer patrones espaciotemporales, como la detección de fronteras ecológicas y ecotonos (Hagen-Zanker, 2016).

Considerando que en la zona de estudio no existen trabajos en ecología del paisaje y las pocas aproximaciones de carácter ecológico y florístico muestran una zona considerablemente diversa (López y Dirzo, 2007; Juárez-Fragoso et al., 2017), en este estudio se planteó identificar zonas potenciales para la conservación florística en el municipio de Tlalixcoyan, Veracruz, a partir de la caracterización de la estructura espacial de los diferentes usos de suelo y vegetación, así como de la evaluación de la conectividad de los remanentes de hábitat en el paisaje. Se plantea que el tamaño de los fragmentos en conjunto con la conectividad del hábitat a través del método de ventana móvil (Hagen-Zanker, 2016) brindará suficientes elementos para la identificación de las áreas potenciales para la conservación, siendo este un insumo base para las acciones de conservación con participación social.

OBJETIVOS

Para lograr identificar las áreas potenciales para la conservación dentro del municipio de Tlalixcoyan, se plantearon los siguientes objetivos, I) Generar una imagen clasificada con los principales usos de suelo y coberturas de vegetación para el municipio de Tlalixcoyan, Veracruz. II) Caracterizar mediante descriptores a nivel del paisaje la configuración espacial de las diferentes clases de uso de suelo y vegetación; III) Estimar la conectividad de los remanentes del bosque tropical subcaducifolio y la sabana en el municipio de Tlalixcoyan, Ver.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El estudio se realizó en el municipio de Tlalixcoyan, Veracruz, ubicado en la parte central de la planicie costera del Golfo de México (18°48'11.27"N 96°3'39.67"O, Fig. 1). La elevación promedio sobre el nivel del mar es de 10 m, y el clima es cálido húmedo con una temperatura media de 25.9 °C con 1400 mm de precipitación anual promedio con la mayor concentración de lluvia (85%) entre junio y octubre en tanto que la época de estiaje se extiende de noviembre a mayo (García, 1988). El municipio presenta suelos feozem y vertisoles aptos para una amplia variedad de cultivos y pastizales (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2014). El pH del suelo es ligeramente ácido (pH = 6) con baja disponibilidad de nutrientes, particularmente el fosforo (en promedio 11.6 mg/kg), siendo este elemento limitante para el desarrollo

de las plantas (Hernández, 2010). Además de diversos cultivos de la zona (piña, papaya, forrajes, entre otros.), la cobertura vegetal del municipio está dominada por pastizales para la ganadería y frecuentemente los pastizales presentan parches de bosques secundarios producto de procesos de sucesión secundaria (Juárez-Fragoso et al., 2017; Municipio de Tlalixcoyan, 2023). Dada la escasa información florística a escala municipal y la fuerte alteración de la cobertura vegetal, resulta difícil establecer cuales fragmentos de vegetación podrían representar las asociaciones de vegetación históricas (Juárez-Fragoso et al., 2017; Gómez-Pompa, 1980). No obstante, a escala municipal, se pueden localizar especies representativas de selvas medianas y selvas bajas, destacando especies del dosel como: *Ficus* spp., *Tapirira mexicana*, *Cordia alliodora*; *Sabal mexicana* y *Cedrela odorata*; mientras que en el sotobosque se presentan especies como: *Coccoloba barbadensis*, *Pithecellobium dulce*, diversas especies del género *Vachellia* y *Randia* (Juárez-Fragoso, 2017; López y Dirzo, 2007).

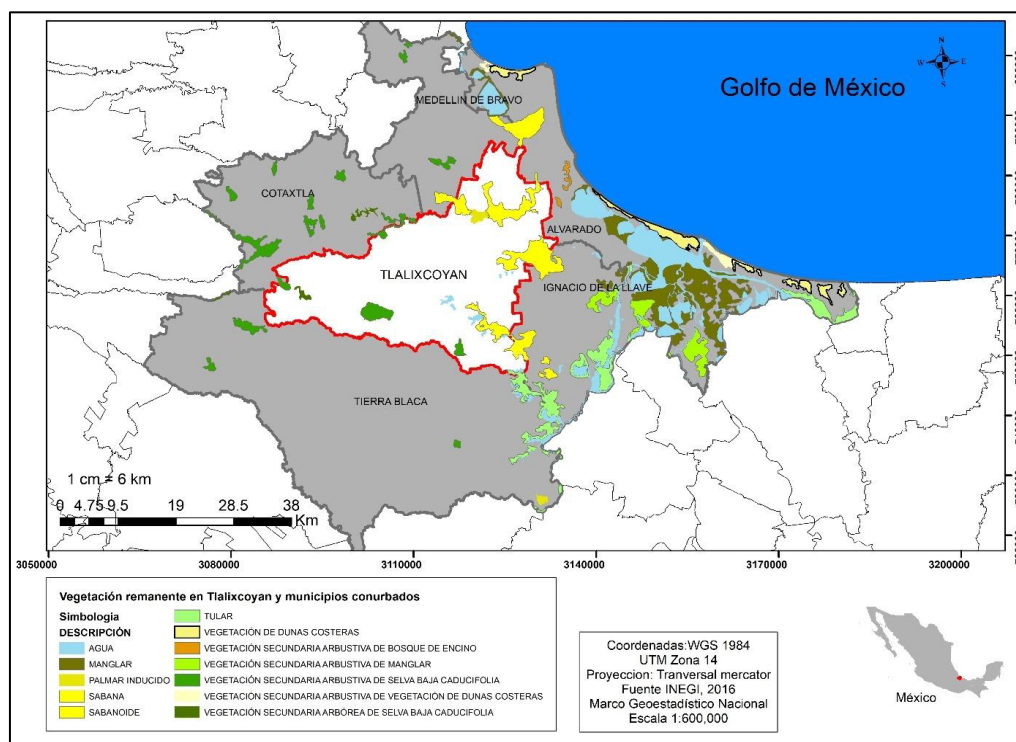


FIGURA 1. Ubicación del municipio de Tlalixcoyan, Veracruz y los principales relictos de vegetación de la región central del estado de Veracruz.

Mapa elaborado escala 1:600 000 con base en la información y clasificación de usos de suelo de Inegi (2016) serie VI.



Análisis de imágenes satelitales y clasificación supervisada

Para la caracterización del paisaje del municipio de Tlaxicoyan, Ver., se utilizaron dos imágenes satelitales *Sentinel-2B* las cuales ya contienen corrección de reflectancia. Estas imágenes fueron descargadas a través del programa de la Unión Europea de observación y monitorización de la Tierra (European Space Agency [ESA], 2020) y corresponden al año 2020 de la temporada de lluvias (12 de julio 2020). Se combinaron las bandas 2 (rojo), 3 (verde) y 4 (azul) del rango de luz visible (RGB) a una resolución de 10 m para obtener una imagen compuesta en colores naturales, i.e., la percepción humana del color (Gisgeography, 2022).

La definición de los tipos de cobertura vegetal y de uso de suelo se basó en la clasificación de vegetación para México propuesta por Rzedowski (2006) y la guía para la interpretación de cartografía: uso de suelo y vegetación (Inegi, 2016). Tomando en cuenta las vías de acceso y con el conocimiento de la zona de estudio (Juárez-Fragoso, 2014; Juárez-Fragoso et al., 2017; Aguirre et al., 2010), se realizaron recorridos en campo entre los meses de febrero y junio del 2020 para la identificación y geoposicionamiento de parches de los diferentes tipos de coberturas de vegetación y usos de suelo. Los puntos georreferenciados estuvieron distribuidos a lo largo y ancho del municipio, con la intención de representar la variación entre y dentro de los tipos de uso de suelo en el paisaje de Tlaxicoyan. Se reconocieron en total siete clases de uso de suelo: bosque tropical secundario, cuerpos de agua, pastizales con vegetación leñosa, pastizales, sabana, cultivos y zonas urbanas. Dado que, en la zona es difícil reconocer palmares naturales y palmares inducidos, se decidió incluir ambos tipos dentro de la clase de bosques tropicales secundarios.

Usando un GPS Garmin Etrex 10, se georreferenciaron en total 210 puntos correspondientes a los siete tipos de cobertura vegetal y uso de suelo, bosque tropical secundario (n=60), pastizal con vegetación leñosa (n=41), sabanas (n=7), pastizales (n=30), cultivos (n=41), cuerpos de agua (n=19) y centros urbanos (n=12). De acuerdo con Congalton y Green (2008), 30 puntos por cada clase de suelo son suficientes para hacer una correcta clasificación

supervisada; sin embargo, esto dependerá de la representatividad de cada uso de suelo y la técnica utilizada para clasificar. Se utilizaron 95 puntos para generar la clasificación supervisada de los tipos de cobertura vegetal y usos de suelo en el municipio, bosque tropical secundario (n=35), pastizal con vegetación leñosa (n=16), sabanas (n=3), pastizales (n=11), cultivos (n=12), cuerpos de agua (n=11) y centros urbanos (n=7). La clasificación supervisada de las imágenes satelitales se realizó mediante el algoritmo “*clasificación de máxima verosimilitud*” en el software Arcgis 10.5. Se utilizó esta herramienta dado que ha mostrado mejores resultados de clasificación al utilizar la información de cada pixel de la imagen, en comparación de otras herramientas que utilizan información de un conjunto de píxeles (p.ej. Random Forest); Sin embargo, esto dependerá de la calidad de la imagen satelital (Valero-Medina y Alzate et al., 2019; Vargas-Sanabria y Campos-Vargas, 2018). Para la clasificación solo se tuvieron en cuenta polígonos con un área igual o mayor a 0.2 ha. Posteriormente a la clasificación, con los 115 puntos restantes se llevó a cabo la validación para cada clase elaborando la matriz de confusión (Olofsson et al., 2013) en la que se contrasta la clase observada en campo de los 115 puntos con la clasificación obtenida por el método de máxima verosimilitud. La matriz de confusión se realizó utilizando el complemento “*AccurAssess*” en el software Qgis 2.0. Este tipo de análisis compensa el sesgo causado por diferencias de representación en el muestreo y da una proporción general de fiabilidad de la imagen clasificada.

Análisis de la composición y configuración de las clases de uso de suelo y vegetación

Considerando la literatura de ecología de paisaje y trabajos como los de Fahrig et al., (2011); Martensen et al., (2012) y Uuemaa et al., (2013), para evaluar la estructura y configuración del paisaje, se seleccionaron descriptores a escala de paisaje y clase. A escala de paisaje se determinó la *totalidad del paisaje* (TA), el *número de parches* (NP) y el *índice de diversidad de Shannon* (SHDI). A escala de clase se evaluó el *área total de clase* (CA), *índice de cohesión*, *número de parches por clase* (NP), *índice de forma medio* (SHAPE_MN) e *índice medio del vecino más*

cercano (ENN_MN). Estas métricas fueron obtenidas utilizando la información en formato *raster* y a través de la paquetería “*LandscapeMetrics*” (Hesselbarth et al., 2019). Para evaluar la correlación entre los descriptores a escala de clase, se utilizó el procedimiento de Pearson. Ambos análisis se llevaron a cabo en el software R-Project (R Core Team, 2021).

Conectividad de los remates del bosque tropical

Utilizando el *raster* de la imagen clasificada a escala municipal, se realizaron dos modelos de ventanas móviles. En el primer análisis, se realizaron ventanas móviles con tamaños de 1 km² en 10 000 puntos al azar. El segundo análisis se realizó con ventanas móviles de 250 m por lado (62 500 m², i.e., 1/16 km²) en 80 000 puntos al azar. Considerando que el área municipal es de poco más de 918 km², se estimó que cada pixel del ráster estaría incluido en promedio entre 11 y 5 ventanas de 1 km² y 1/16 km², respectivamente. Para cada ventana, se calculó el porcentaje de la superficie cubierta por bosque tropical o sabana (usos de suelo a conservar) y se asignó este valor a cada pixel dentro de la ventana. Para cada pixel representado en más de una ventana, se sumaron las estimaciones porcentuales de cobertura de los usos de suelo a conservar y, al final del proceso, se obtuvieron los valores promedio por pixel, dividiendo el valor agregado del pixel por el número de ventanas en que apareció cada pixel. Los *raster* resultantes de cada análisis (ventanas de 1 km² y 1/16 km²) se promediaron, y los pixeles agregados con mayor valor representan las áreas de mayor conectividad de bosques secundarios y sabanas. Seguido de este análisis, se seleccionaron todas las zonas con conectividad de bosque y sabana entre 0.4 y 1, mismas que representaron 30% de la superficie municipal. Se decidió considerar esta superficie dado que es una de las metas propuestas por la Organización de Naciones Unidas en la reunión del COP-2015, cuya meta para el 2030 es la de conservar, proteger o transformar al menos esta superficie a escala mundial (Deutz et al., 2020).

RESULTADOS

Usos de suelo y vegetación

A través de la clasificación de la imagen de satélite, se detectó que el bosque secundario cubrió más de 26% la superficie del municipio de Tlalixcoyan (24 284.99 ha), mientras que la vegetación de sabana cubrió 3.2% (2958 ha). Sin embargo, más de 65% del municipio ha sido transformado en áreas de cultivo (24.7%), pastizales (15.3%) y pastizales con remanentes leñosos (25.7%). Las zonas inundables y cuerpos de agua representaron 3.8% (3522.72 ha), mientras que las áreas urbanas representan la clase con menor cobertura, 0.8% (805.2 ha) (Fig. 2; Tabla 1).

Fiabilidad de la clasificación

La matriz de confusión que se generó entre los puntos georreferenciados y las áreas clasificadas mostró una fiabilidad de clasificación global de 76%. De acuerdo con los resultados de la matriz de confusión, los usos de suelo y vegetación con mayor fiabilidad de clasificación fueron los pastizales (89%), zonas urbanas (80%) y los cultivo (79%). Aunque todas las clases fueron correctamente clasificadas, la clase de pastizales con vegetación leñosa fue la que tuvo menor porcentaje de fiabilidad (60%) (Anexo 1).

Descriptores a escala de paisaje y clase

A partir de la prueba de correlación de Pearson se observó que existen descriptores a escala de clase muy correlacionados, algunos de forma positiva como el índice CA y el índice de cohesión ($r=0.97$), y otros con relación negativa como ENN_MN y CA ($r=-0.72$).

Considerando todas las clases de uso de suelo y vegetación para el municipio, el SHDI resultó 1.6, que equivale a una equitatividad de 82%. La métrica de TA indicó que el área de observación fue de 91 892.79 ha. El NP de 0.2 ha o mayores a escala de paisaje resultó en 21 767 parches, esto implica que el área promedio de los fragmentos es de 4.22 ha para el 2020. Si se considera el NP por cada clase, los cultivos son los que tienen un mayor número de parches con 5530, seguido de pastizales con vegetación



leñosa con 4546 y en tercer lugar los pastizales con 4440 parches. Para el caso del bosque secundario se detectaron 3636 parches (Tabla 2).

El índice de forma medio indicó que el pastizal con vegetación leñosa y los bosques secundarios son las clases con parches más complejos (ambas con 1.76), es decir, fueron los que presentaron mayores diferencias entre la longitud real del borde y la longitud mínima hipotética. Por el contrario, para las clases de zonas urbanas y sabana están representados por parches de formas más simples o cua-

drangulares con valores en el índice de 1.46 y 1.54 respectivamente (Tabla 2).

Aunque el índice de cohesión tiene poca variación para todas las clases de uso de suelo y vegetación, indicó que los parches de pastizales con vegetación y los bosques secundarios son los que se encuentran más conectados entre ellos con índices de 99.4 y 99.3 respectivamente. Contrario a esto la clase de zonas urbanas tuvo un índice de 96.9, siendo la que menos conectividad mostró (Tabla 2).

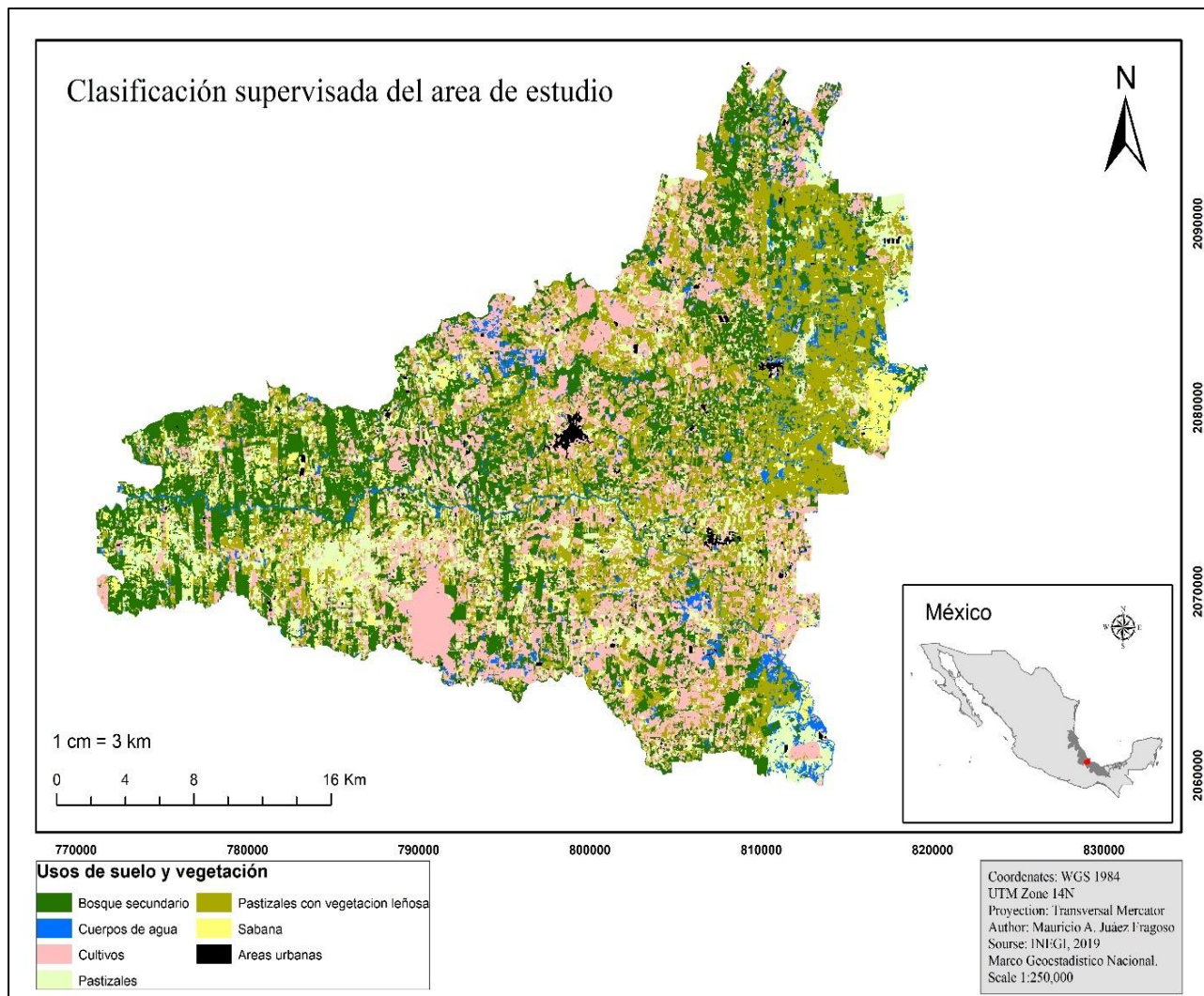


FIGURA 2. Mapa de la clasificación supervisada de uso de suelo y vegetación para el municipio de Tlaxicoyan Veracruz en el año 2020, escala 1:250 000.

TABLA 1. Cobertura de uso de suelo y vegetación para el municipio de Tlalixcoyan, Veracruz año 2020.

<i>Clase de uso de suelo y vegetación 2020</i>	<i>Superficie</i>	
	(ha)	(%)
Bosque secundario	24 284.99	26.427
Agua	3522.72	3.833
Cultivos	22 710.47	24.714
Pastizales	14 013.94	15.250
Pastizales con vegetación	23 595.69	25.677
Sabana	2958.68	3.219
Áreas urbanas	805.18	0.876
Total	91 891.66	100

Se presenta la superficie (ha) y su respectivo porcentaje respecto al área total del municipio.

TABLA 2. Métricas de ecología de paisaje para las diferentes clases de cobertura y uso de suelo del municipio de Tlalixcoyan, Ver. para el año 2020.

<i>Clase</i>	<i>CA</i>	<i>Cohesión</i>	<i>ENN_MN</i>	<i>NP</i>	<i>SHAPE_MN</i>
Bosque secundario	24 278.15	99.33	68.98	3 636	1.76
Agua	3526.4	97.04	139.94	1 976	1.66
Cultivos	22 709.26	98.89	64.25	5 530	1.74
Pastizal	14 018.56	98.22	79.28	4 440	1.68
Pastizal con vegetación	23 593.43	99.47	63.79	4 546	1.76
Sabana	2961.48	97.57	189.56	1 332	1.54
Urbano	805.51	96.93	495.21	307	1.46

CA: Área por tipo de cobertura, Cohesión: índice de cohesión, ENN_MN: índice del vecino más cercano, NP: número de parches, SHAPE_MN: índice de forma medio.

Considerando el ENN_MN a escala de clase, se encontró que las clases más inconexas y que tienen un vecino más lejano son las zonas urbanas con un promedio de 495.2 m, seguido por la sabana con 189.5 m. Por el contrario, las clases con vecinos más cercanos son los pastizales con vegetación leñosa, los cultivos y en tercer lugar los bosques secundarios (Tabla 2).

Zonas potenciales de conservación

El análisis de ventanas móviles mostró que la zona norte y noroeste del municipio alberga los fragmentos de bosque secundario con mayor conectividad (Fig. 3). Para delimitar las áreas potenciales de conservación se filtraron todos los píxeles con un valor de conectividad igual o mayor a 0.4 lo que permite considerar para la protección de bosques y sabanas 30% de la superficie del municipio (Fig. 4). Las



áreas mejor conectadas coinciden en su mayoría con los seis polígonos de mayor tamaño de bosque secundario, equivalente a 8344.72 ha (34% del bosque secundario para el municipio). También una de las zonas hacia el noreste (con valores altos de conectividad) coincide con el polígono más grande de sabana con 683.39 ha (Tabla 3; Fig. 4).

DISCUSIÓN

Aun cuando en el municipio de Tlaxicoyan siguen aumentando las actividades agropecuarias (Juárez-Fragoso, 2017) se reconocieron fragmentos de bosques secundarios y sabana con relativamente alto grado de conectividad a lo largo y ancho del municipio. Es de resaltar que estos fragmentos no aparecen mencionados en la sección de medio ambiente del Cuadernillo Municipal 2020 (Sistema de Información Estadística y Geográfica del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave [Siegver], 2000). La

clasificación supervisada del uso de suelo y vegetación es robusta, con una fiabilidad global de 76%, lo que se interpreta como óptima de acuerdo con Olofsson et al. (2013). Dado que casi todas las clases de uso de suelo y vegetación tienen una fiabilidad mayor del 70%, se cuenta con elementos para proponer esta imagen clasificada como la primera aproximación de los diferentes usos de suelo y vegetación del municipio de Tlaxicoyan, Ver. La cobertura de pastizales con vegetación leñosa es la que presentó menor fiabilidad, siendo que en algunos puntos fueron clasificados como bosques secundarios. La confusión entre vegetaciones leñosas puede ocurrir por la alta densidad de árboles o arbustos presentes en los pastizales. Un ejemplo de este tipo de confusión es la de Muñoz-Villers y López-Blanco (2008) y Evangelista-Oliva et al., (2010), donde algunos cultivos de café con sombra fueron confundidos con bosques mesófilos de montaña.

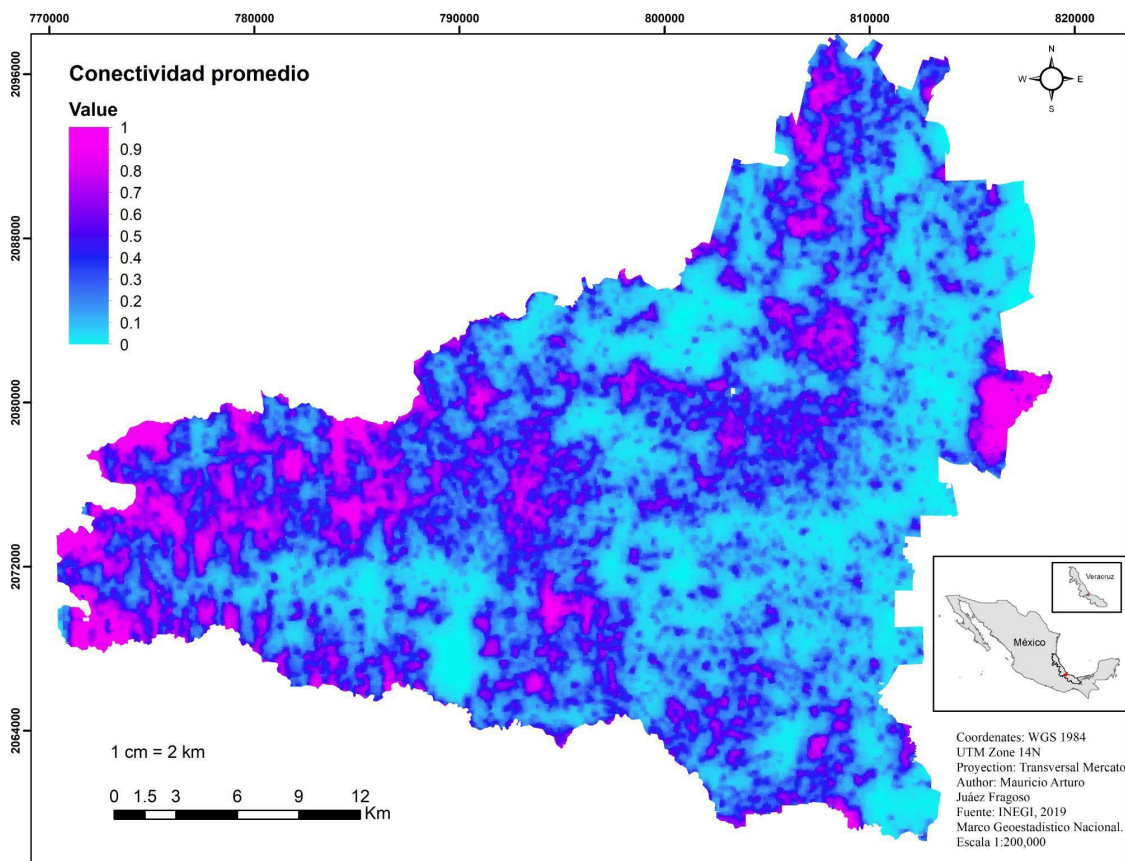


FIGURA 3. Mapa de áreas potenciales para la conservación florística con base en análisis de ventanas móviles para el municipio de Tlaxicoyan, Veracruz en el año 2020, escala 1:200 000.

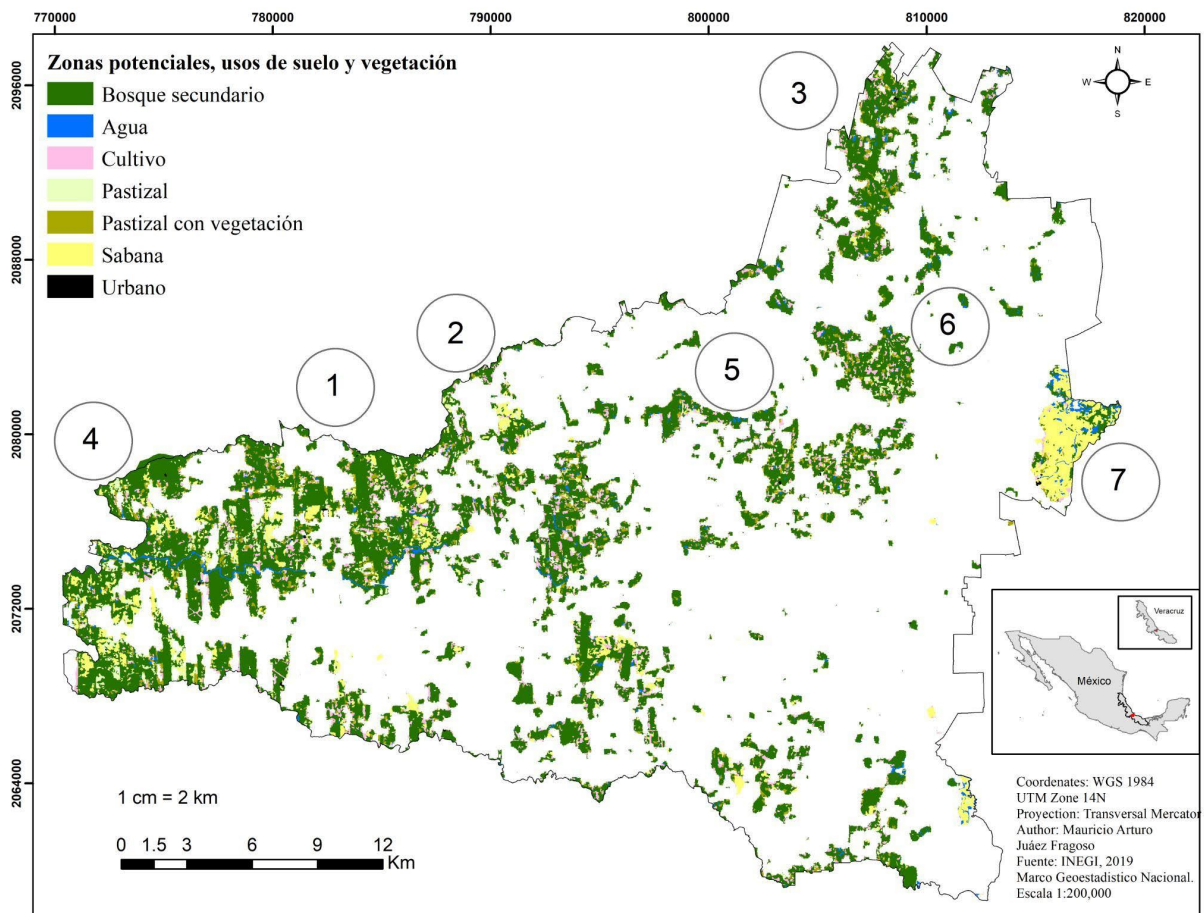


FIGURA 4. Zonas potenciales para la conservación florística de Tlaxicoyan, Veracruz, seleccionados a partir de las áreas mejor conectadas y 30% de la cobertura municipal.

Se resaltan seis polígonos potenciales de conservación con bosque secundario (pol-BS) y uno polígono de Sabana (pol-S).

TABLA 3. Zonas potenciales de conservación por orden de importancia, tipo de vegetación y área del polígono.

<i>Polígonos por orden de importancia</i>	<i>Tipo de vegetación</i>	<i>Área del polígono (ha)</i>
1.-Pol-BS	Bosque secundario	2813.13
2.-Pol-BS	Bosque secundario	1600.58
3.-Pol-BS	Bosque secundario	1485.44
4.-Pol-BS	Bosque secundario	852.28
5.-Pol-BS	Bosque secundario	843.8
6.-Pol-BS	Bosque secundario	749.49
7.-Pol-S	Sabana	683.39

Nota: área remanente con información vectorial (polígonos)



La valoración de la diversidad vegetal contenida en remanentes de vegetación fuertemente antropizados es, quizá, uno de los retos contemporáneos más importantes para la conservación biológica (Hobbs et al., 2009). Estos remanentes de vegetación antropizada presentan altas tasas de cambio de uso de suelo y existe poca voluntad política por conservarlos (Juárez-Fragoso et al., 2017). El paisaje del municipio de Tlalixcoyan, actualmente, está caracterizado por un mosaico de usos de suelo y cobertura vegetal donde destacan los fragmentos de bosques secundarios y pastizales con vegetación leñosa. En conjunto, estas clases cubrieron más de 50% del área municipal. La matriz antropogénica de mayor transformación está conformada por los pastizales y cultivos, que en suma cubren 40% del área municipal. La configuración actual de este mosaico es resultado de las continuas actividades agropecuarias de la zona, mismas que, de continuar, podrían tener implicaciones ecológicas negativas si los parches de bosque secundarios y pastizales con vegetación leñosa son transformados a otros usos de suelos. Por ejemplo, Whittaker (1998) encontró que la extinción de flora y fauna nativa puede estar asociada al aumento de pastos y cultivos cuando sobrepasan 30% del área total del paisaje. Otro ejemplo es el descrito por Buisson et al., (2019), quienes encontraron que en las áreas de sobrepastoreo la probabilidad de extinción local de la vegetación nativa aumenta significativamente.

El paisaje a escala municipal resguarda una importante diversidad vegetal (aproximadamente 138 especies), aun con la constante presión antrópica y las nulas actividades de conservación (Juárez-Fragoso et al., 2017). Incluso los fragmentos de bosque más conservados pueden ser referidos como vegetación secundaria ya que históricamente ha existido un aprovechamiento constante de los recursos naturales como la extracción de madera y uso de palmas para la construcción de viviendas (Juárez-Fragoso, 2014; González-Marín et al., 2012). En consecuencia, no existe dentro del municipio un referente de lo que fue la vegetación primaria del municipio. No obstante, a través de los registros florísticos publicados de la zona y los recorridos que se realizaron para la clasificación de los usos

de suelo, hay indicios para pensar que la vegetación actual de municipio de Tlalixcoyan es producto de las perturbaciones ocurridas en las selvas tropicales húmedas con árboles de media altura (20m - 30 m) y bosques estacionalmente secos que caracterizaban la zona centro del estado de Veracruz.

A escala del paisaje, se encontró que el SHDI fue de 1.6, lo que significa el reconocimiento de cinco clases de uso de suelo bien definidos y representados a lo largo y ancho del municipio ($e^{1.6} = 4.95$). Este valor es la primera estimación a escala municipal de la heterogeneidad del paisaje y punto de partida para comparar clasificaciones similares a la presentadas en este estudio con base en imágenes satelitales de años pasados y futuros. El SHDI que se obtuvo fue relativamente alto comparado con otras zonas geográficas y tipos de vegetación (Tabla 4). El valor que se observó para el SHDI, junto con la predominancia de fragmentos de bosques secundarios son indicativos de una heterogeneidad a escala de paisaje capaz de albergar una alta diversidad vegetal, la cual debe ser conservada.

A pesar de la fuerte antropización en el municipio, se considera que la buena representación y la alta conectividad que presentan algunos fragmentos de los bosques secundarios dan posibilidad a plantear algunas estrategias para la conservación biológica del sitio. Una primera propuesta para conservar la diversidad florística del municipio es reconocer las áreas con mayor conectividad. Con el propósito de acercar al municipio de Tlalixcoyan a cumplir la meta planetaria de proteger 30% de los territorios para el año 2030 (Deutz et al., 2020), se identificó la superficie de 30% del municipio de Tlalixcoyan que presenta los mayores valores de conectividad de bosques y sabanas. Las áreas de mayor conectividad coinciden en su mayoría con los siete polígonos de mayor tamaño que, en sí mismos, deben ser de interés para la conservación de la diversidad del municipio, añadiendo las áreas a sus alrededores que presenta fragmentos de bosques y sabana con alta conectividad. Seis de estos polígonos pertenecen a la clase de bosques secundarios y son los que se mantienen mejor conectados, por lo que su protección debe ser prioritaria. Adicionalmente, se detectó una zona extensa de

TABLA 4. Cuadro comparativo de estudios que evalúan la diversidad del paisaje mediante la métrica de Shannon (SHDI).

<i>Autor (es)</i>	<i>Número de clases</i>	<i>SHDI</i>	<i>e^{SHDI}</i>	<i>Superficie de estudio (km²)</i>	<i>Vegetación</i>	<i>País o región</i>
Este estudio	7	1.6	4.95	918.91	Zonas perturbadas con polígonos de bosque secundario	México
de León et al. (2014)	6	0.8	2.23	11 588 km ²	Matorral xerófilo y pastizales naturales	México
Cabezas (2020)	21	1.7	5.47	1248 km ²	Gradiente altitudinal con varios tipos de vegetación naturales y antropizados	Colombia y Venezuela
Tiscornia et al. (2014)	6	1.02	2.77	8336.89 km ²	Bosque nativo y praderas	Uruguay
Subirós et al. (2009)	10	0.52	1.68	326.86 km ²	Encinar	España

sabana, la cual, de acuerdo con Ramírez y Ramírez (2009), es una vegetación de tipo primario que no se encuentra representada en ningún área natural protegida del estado de Veracruz. Por lo tanto, al considerar la singularidad de este tipo de vegetación, su falta de representación dentro de zonas protegidas del estado y la alta transformación del paisaje del municipio de Tlalixcoyan es prioritario analizar la pertinencia socioambiental para protegerlo.

Este estudio generó los insumos básicos para la planeación de estrategias de conservación con la participación ciudadana. Se mostraron las zonas con mayor potencial para la conservación basados en el tamaño de los fragmentos de bosques y sabanas y su conectividad. Dado que la participación ciudadana es fundamental para el éxito de las estrategias de conservación serán necesarias intensas campañas de socialización de estos resultados a la vez que se promueven programas que han mostrado gran valor para la conservación con participación ciudadana directa como lo es el Programa de Áreas Destinadas Voluntariamente a la Conservación (ADVC) promovido por Conanp y la

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). Las ADVC son áreas administradas por sus legítimos propietarios y buscan mitigar en parte los efectos del cambio climático (Silva-Aparicio et al., 2018). Dicha estrategia, donde participan activamente los propietarios de la tierra, maximiza el éxito de la conservación de mediano a largo plazo (Wallace et al., 2008), además de que es una alternativa de decisión ciudadana para la cual no es indispensable un fundamento científico para destinar las áreas a la protección (Gordon, 2019). Estrategias como estas son urgentes, no solamente en paisajes como el de este estudio, si no en regiones como la planicie costera de Veracruz, la cual ha sido fuertemente transformada y donde hasta la fecha solo se registras cuatro ADVC (Conanp, 2019).

Otras áreas importantes para la conservación residen en los pastizales con vegetación leñosa donde es factible implementar zonas de exclusión de ganado que permitan la regeneración natural y facilitaría la conectividad de la cobertura vegetal. Dentro del municipio se ha demostrado que los pequeños parches de vegetación que se encuentran



rodeados por pastizales aumentan rápidamente en diversidad y abundancia de especies leñosas a partir del abandono de las actividades antrópicas (Juárez-Fragoso et al., 2017, Hernández, 2010). Un caso similar de este proceso se documentó en naranjales en la región del Uxpanapa, Veracruz (López-Acosta et al., 2018), donde se vio incrementada la riqueza y abundancia de especies de selvas tropicales posterior al abandono de las actividades agrícolas que se llevaban a cabo en las parcelas de cítricos.

De manera particular, se sabe que 3636 parches corresponden a fragmentos de bosque secundario y que juntos representan 26% de la superficie del municipio. Dado que la mayor parte de la diversidad arbórea está representada en los bosques secundarios, se propone que los fragmentos más grandes de bosques y las áreas aledañas con alta conectividad sean protegidas para minimizar el riesgo de transformación en el futuro (López y Dirzo, 2007; Juárez-Fragoso, 2014).

Actualmente, cualquier planteamiento para la conservación de los fragmentos de vegetación en zonas antropizadas debería priorizar la conectividad del paisaje, pues cada vez existen más hallazgos que demuestran que la conectividad entre las comunidades silvestre y antrópica ayudan al mantenimiento de la diversidad y a las funciones de los organismos (Fahrig et al., 2011; Correa et al., 2014; Roossinck y García-Arenal, 2015).

El análisis de ventanas móviles permitió por primera ocasión delimitar vegetación con alta conectividad estructural en el municipio. La propuesta de áreas prioritarias para la conservación basadas en la conectividad es similar a lo propuesto por Acuña (2010), quien consideró en orden de mayor importancia las áreas de bosque mejor conectadas en un corredor biológico de Cundinamarca, Colombia.

La identificación de 30% de la superficie del municipio que incluye los remanentes de bosques y sabanas, coloca a Tlaxicoyan a la vanguardia nacional hacia el objetivo pactado por la gran mayoría de las naciones del mundo (Deutz et al., 2020), incluyendo México para proteger 30% de los territorios para el año 2030.

CONCLUSIONES

La utilización conjunta de una clasificación supervisada, el uso de descriptores de paisaje y ventanas móviles, permitieron por primera ocasión evaluar detalladamente la configuración y estructura del paisaje que compone el municipio de Tlaxicoyan, Veracruz. A través del uso de descriptores de paisaje y la generación de un mapa clasificado, se generó información importante sobre las potenciales áreas de conservación dentro del municipio de Tlaxicoyan. Esta información puede servir para la toma de decisiones concernientes al manejo integral de paisajes antropizados de esta región que derive en acciones de conservación con énfasis en las zonas detectadas con mayor conectividad ente los remanentes de bosque.

RECONOCIMIENTOS

El primer autor agradece al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (Conahcyt), por otorgar la beca doctoral que permitió desarrollar esta investigación. También se agradece al Instituto de Ecología A.C. por facilitar los recursos para desarrollar este trabajo. También se agradece el apoyo logístico que nos han brindado la presidencia municipal a cargo de los titulares M.V.Z Agustín Lagunes Álvarez y Lic. Elvia Illescas Loyo durante el desarrollo de esta investigación.

REFERENCIAS

- Aguirre, A., Guevara, R., García, M., & López, J. C. (2010). Fate of epiphytes on phorophytes with different architectural characteristics along the perturbation gradient of *Sabal mexicana* forests in Veracruz, México. *Journal of Vegetation Science*, 21(1), 6-15. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01131.x>
- Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C. E., & Galán-Acedo, C. (2017). La ecología del paisaje en México: logros, desafíos y oportunidades en las ciencias biológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 42-51. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.10.004>
- Berry, P. E. (2002). Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. En M. Guariguata, & H. Kattan. (Eds.), *Ecología y conservación de bosques neotropicales* (pp. 83-96). Libro Universitario Regional.
- Botequilha-Leitão, A., & Ahern, J. (2002). Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape*

- and *Urban Planning*, 59(2), 65-93. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00005-1)
- Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F. A., Durigan, G., Overbeck, G. E., Fidelis, A., Fernandez, G. W., Bond, W. J., Hermann, J. M., Mahy, G., Alvarado, S. T., Zaloumis, N. P., & Veldman, J. W. (2019). Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews*, 94(2), 590-609.
- Cabezas, M. Y. (2020). *Análisis de fragmentación y conectividad estructural del paisaje en la cuenca hidrográfica del Río Calenturitas, Departamento del Cesar-Colombia* [Tesis de especialidad, Universidad Santo Tomás].
- Castillo-Campos, G., Halffter, G., & Moreno, C. E. (2008). Primary and secondary vegetation patches as contributors to floristic diversity in a tropical deciduous forest landscape. *Biodiversity and Conservation*, 17(7), 1701-1714. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9375-7>
- Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas [Conanp] (2019). *Áreas destinadas voluntariamente a la conservación*. Conanp. <https://advc.conanp.gob.mx/sample-page/>
- Congalton, R. G., & Green, K. (2008). *Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices* (2a ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420055139>
- European Space Agency [ESA]. (2020). *Copernicus services data hub 2020*. <https://scihub.copernicus.eu/userguide/>
- Correa Ayram, C. A., Mendoza, M. E., & López Granados, E. (2014). Análisis del cambio en la conectividad estructural del paisaje (1975-2008) de la cuenca del lago Cuitzeo, Michoacán, México. *Revista de Geografía Norte Grande*, 59, 7-23. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022014000300002>
- Deutz, A., Heal, G. M., Niu, R., Swanson, E., Townshend, T., Zhu, L., Delmar, A., Meghji, A., Sethi, S. A., & Tobinde la Puente, J. (2020). *Financing nature: Closing the global biodiversity financing gap*. Paulson Institute - The Nature Conservancy - Cornell Atkinson Center for Sustainability.
- Dirzo, R., & Miranda, A. (1991). El límite boreal de la selva tropical húmeda en el continente americano: contracción de la vegetación y solución de una controversia. *Interciencia*, 16(5), 240-247.
- Evangelista-Oliva, V., López Blanco, J., Caballero Nieto, J., & Martínez Alfaro, M. Á. (2010). Patrones espaciales de cambio de cobertura y uso del suelo en el área cafetalera de la sierra norte de Puebla. *Investigaciones Geográficas*, (72), 23-38. <https://doi.org/10.14350/rig.19273>
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J.-L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101-112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO] (2014). *World reference base for soil resources 2014: International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. FAO.
- Forman, R. F. F., & M. Gordon. (1991). *Landscape ecology*. Wiley.
- Forman, R. T. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3), 133-142. <https://doi.org/10.1007/BF00133027>
- Quintero Gallego, M. E. (2014). Proceso de fragmentación de las coberturas vegetales en la reserva natural la Montaña del Ocaso y las zonas aldeañas, entre los años 1954 a 2009. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 1(26), 120-132.
- García, E. (1988). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana)*. Instituto de Geografía - UNAM.
- Gisgeography (2022). *Sentinel 2 Bands and combinations*. Gisgeography. <https://gisgeography.com/sentinel-2-bands-combinations/>
- Gordon, J. E. (2019). Geoconservation principles and protected area management. *International Journal of Geoheritage and Parks*, 7(4), 199-210. <https://doi.org/10.1016/j.ijgeop.2019.12.005>
- González-Marín, R. M., Moreno-Casasola, P., Orellana, R., & Castillo, A. (2012). Palm use and social values in rural communities on the coastal plains of Veracruz, México. *Environment, Development and Sustainability*, 14(4), 541-555. <https://doi.org/10.1007/s10668-012-9343-y>
- Gómez-Pompa, A. (1980). *Ecología de la vegetación del Estado de Veracruz*. Compañía Editorial Continental.
- Gutiérrez, P. P. S. (2010). *Caracterización de remanentes de bosque, con potencial para el mantenimiento de la calidad ambiental, en la parte Este del Lago Cocibolca, Nicaragua, 2010* [Tesis de doctorado, Universidad Nacional de Ingeniería].
- Granda, M. V., Finegan, B., Ramos B. Z. S., Detlefsen, R. G., & Molina, A. (2015). *Potencial de manejo de bosques restaurados por sucesión natural secundaria en Guanacaste, Costa Rica: Composición, diversidad y especies maderables*. Boletín Técnico 78. Serie Técnica CATIE.
- Haddad, N. M. (1999). Corridor and distance effects on interpatch movements: A landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications*, 9(2), 612-622. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0612:CADEOI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0612:CADEOI]2.0.CO;2)



- Hagen-Zanker, A. (2016). A computational framework for generalized moving windows and its application to landscape pattern analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 44, 205-216. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2015.09.010>
- Hernández, H. D. (2010). *Caracterización del potencial de regeneración de la vegetación del palmar de Sabal mexicana y su correlación con algunos factores edáficos* [Tesis de maestría, Instituto de Ecología, A.C.].
- Hesselbarth, M. H., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K., & Nowosad, J. (2019). Landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10), 1648-1657. <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
- Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. A. (2009). Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(11), 599-605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2016). *Uso del suelo y vegetación, escala 1: 250,000, serie VI*. Inegi
- Janzen, D. H. (1988). Tropical dry forests. *Biodiversity*, 15, 130-7.
- Juárez-Fragoso, M. A. (2014). *Dinámica sucesional en un palmar antropizado del Sur de Veracruz* [Tesis de maestría, Universidad Veracruzana].
- Juárez-Fragoso, M. A., López-Acosta, J. C., & Velázquez-Rosas, N. (2017). Contribución al conocimiento ecológico y florístico de un palmar dominado por *Sabal mexicana* Mart. al sur del estado de Veracruz, México. *Polibotánica*, (44), 51-66. <https://doi.org/10.18387/polibotanica.44.4>
- Kelt, D. A., & Van Vuren, D. H. (2001). The Ecology and Macroecology of Mammalian Home Range Area. *The American Naturalist*, 157(6), 637-645. <https://doi.org/10.1086/320621>
- Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G., & Sampaio, E. (2002). Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605-618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- de León Mata, G. D., Pinedo Álvarez, A., & Martínez Guerrero, J. H. (2014). Aplicación de sensores remotos en el análisis de la fragmentación del paisaje en Cuchillas de la Zarca, México. *Investigaciones Geográficas*, (84), 42-53. <https://doi.org/10.14350/ig.36568>
- López, J. C., & Dirzo, R. (2007). Floristic diversity of sabal palmetto woodland: an endemic and endangered vegetation type from Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 16(3), 807-826. <https://doi.org/10.1007/s10531-005-6228-5>
- López-Acosta, J. C., Zamora-Pedraza, G., Mendoza-Ramírez, E., & MacSwiney, M. C. (2018). Recuperación de la diversidad florística en plantaciones de cítricos abandonadas en el sur de Veracruz, México: implicaciones para la conservación. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(4), 1212-1233. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2018.4.2565>
- Martensen, A. C., Ribeiro, M. C., Banks-Leite, C., Prado, P. I., & Metzger, J. P. (2012). Associations of Forest Cover, Fragment Area, and Connectivity with Neotropical Understory Bird Species Richness and Abundance. *Conservation Biology*, 26(6), 1100-1111. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01940.x>
- Martínez-Morales, M. A., Mendiola Islas, V., Zuria, I., Chávez Peón Hoffmann-Pinther, M. C., & Campuzano Velasco, R. G. (2013). La conservación de las aves más allá de las áreas naturales protegidas: el caso de la avifauna del Rancho Santa Elena, Hidalgo. *Huitzil Revista Mexicana de Ornitología*, 14(2), 87-100.
- Miranda, F. E. & Hernández, X. (1963). Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Botanical Sciences*, (28), 29-179. <https://doi.org/10.17129/botsci.1084>
- Municipio de Tlalixcoyan. (2023). *Plan Municipal de Desarrollo 2022-2025*. www.tlalixcoyan.gob.mx/pagina.php?id=9
- Muñoz-Villers, L. E., & López-Blanco, J. (2008). Land use/cover changes using Landsat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 29(1), 71-93. <https://doi.org/10.1080/01431160701280967>
- Olofsson, P., Foody, G. M., Stehman, S. V., & Woodcock, C. E. (2013). Making better use of accuracy data in land change studies: Estimating accuracy and area and quantifying uncertainty using stratified estimation. *Remote Sensing of Environment*, 129, 122-131. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.10.031>
- O'Neill, R. V., Krummel, J. R., Gardner, R. E. A., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D. L., Milne, B.T., Turner, M. G., Zygmunt, B., Christensen, S. W., Dale, V. H., & Graham, R. L. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1, 153-162. <https://doi.org/10.1007/BF00162741>
- Palacio-Prieto, J. L., Bocco, G., Velázquez, A., Mas, J. F., Takaki-Takaki, F., Victoria, A., Luna-González, L., Gómez-Rodríguez, G., López-García, J., Palma, M., Trejo-Vázquez, I., Peralta, A., Prado-Molina, J., Rodríguez, A., Mayorga-Saucedo, R., & González, F. (2000). La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Nacional Forestal 2000. *Investigaciones Geográficas*, (43), 183-203
- Pennington, T. D., & Sarukhán, J. (1998). *Árboles tropicales de México*. Universidad Nacional Autónoma de México.

- Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143(1), 144-155. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>
- R Core Team, R. (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ramírez, W. M., & Ramírez, J. M. (2009). Municipios con mayor biodiversidad en Veracruz. *Foresta Veracruzana*, 11(2), 43-50.
- Rocchini, D., Hernández-Stefanoni, J. L., & He, K. S. (2015). Advancing species diversity estimate by remotely sensed proxies: A conceptual review. *Ecological Informatics*, 25, 22-28. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2014.10.006>
- Roossinck, M. J., & García-Arenal, F. (2015). Ecosystem simplification, biodiversity loss and plant virus emergence. *Current Opinion in Virology*, 10, 56-62. <https://doi.org/10.1016/j.coviro.2015.01.005>
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México* (1a ed.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
- Seingier, G., Espejel, I., & Almada, J. L. F. (2009). Cobertura vegetal y marginación en la costa mexicana. *Investigación Ambiental*, 1(1), 54-69.
- Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos [SARH] (1994). *Inventario Nacional Forestal Periódico 1992-1994*. SARH - Subsecretaría Forestal y de Fauna Silvestre,
- Silva-Aparicio, M., Castro Ramírez, A. E., & Perales Rivera, H. R. (2018). Áreas voluntarias de conservación y la extracción de leña en núcleos agrarios de Oaxaca. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 5(15), 435-449. <https://doi.org/10.19136/era.a5n15.1743>
- Sistema de información Estadística y Geográfica del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave [Siegver] (2020). *Cuadernillos Municipales 2020 Tlalixcoyan*. Gobierno del Estado Veracruz
- Subirós, J. V., Palom, A. R., Linde, D. V., & Pascual, A. L. (2009). Medio siglo de cambios paisajísticos en la montaña mediterránea. Percepción y valoración social del paisaje en la alta Garrotxa (Girona). *Pirineos*, 164, 69-92. <https://doi.org/10.3989/pirineos.2009.v164.30>
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2001). On the use of connectivity measures in spatial ecology. A reply. *Oikos*, 95(1), 152-155. <https://www.jstor.org/stable/3547358>
- Tiscornia, G., Achkar, M., & Drazeiro, A. (2014). Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecología Austral*, 24(2), 212-219. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.2.0.24>
- Toledo, V. M. (2005). Repensar la conservación: ¿áreas naturales protegidas o estrategia bioregional? *Gaceta Ecológica*, (77), 67-83.
- Trejo, I., & Dirzo, R. (2000). Deforestation of seasonally dry tropical forest. *Biological Conservation*, 94(2), 133-142. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00188-3)
- Turner, M. G. (2005). Landscape Ecology: What is the state of the science? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36(1), 319-344. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102003.152614>
- Uuemaa, E., Mander, Ü., & Marja, R. (2013). Trends in the use of landscape spatial metrics as landscape indicators: A review. *Ecological Indicators*, 28, 100-106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.018>
- Valero-Medina, J. A., & Alzate Atehortúa, B. E. (2019). Comparison of maximum likelihood, support vector machines, and random forest techniques in satellite images classification. *Tecnura*, 23(59), 3-10.
- Vargas-Sanabria, D., & Campos-Vargas, C. (2018). Sistema multi-algoritmo para la clasificación de coberturas de la tierra en el bosque seco tropical del área de conservación Guanacaste, Costa Rica. *Revista Tecnología en Marcha*, 31(1), 58-69. <http://dx.doi.org/10.18845/tm.v31i1.3497>
- Wallace, G. N., Theobald, D. M., Ernst, T., & King, K. (2008). Assessing the ecological and social benefits of private land conservation in Colorado. *Conservation Biology*, 22(2), 284-296. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00895.x>
- Willis, K. S. (2015). Remote sensing change detection for ecological monitoring in United States protected areas. *Biological Conservation*, 182, 233-242. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.12.006>
- Whittaker, R. J. (1998). *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press.
- Yáñez-Arancibia, A., Day, J. W., Twilley, R. R., & Day, R. H. (2014). Manglares: ecosistema centinela frente al cambio climático, Golfo de México. *Madera y Bosques*, 20(3), 39-75. <https://doi.org/10.21829/myb.2014.200147>
- Zeleke, G., & Hurni, H. (2001). Implications of land use and land cover dynamics for mountain resource degradation in the Northwestern Ethiopian highlands. *Mountain Research and Development*, 21(2), 184-191. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2001\)021\[0184:IOLUAL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2001)021[0184:IOLUAL]2.0.CO;2)



ANEXO 1. Resultados de matriz de confusión entre los puntos georreferenciados en campo y los generados por la clasificación supervisada del municipio de Tlalixcoyan, Veracruz.

Matriz de confusión	Puntos de verificación en campo							
	BS	Agua	Cultivos	Pastizal	Pastizal con vegetación	Sabana	Urbano	Total
BS.	19	0	1	0	3	0	2	25
Cuerpos de Agua	0	6	2	0	0	0	0	8
Cultivos	0	0	23	1	2	3	0	29
Pastizal	0	0	2	17	0	0	0	19
Pastizal con vegetación	0	0	3	5	15	2	0	25
Sabana	0	1	0	0	0	3	0	4
Urbano	0	0	1	0	0	0	4	5
Total	19	7	32	23	20	8	6	115
% de Fiabilidad del productor	76%	75%	79%	89%	60%	75%	80%	
Fiabilidad general	(87/115) *100=75.65%							

Bosque Secundario (BS).

Manuscrito recibido el 30 de junio de 2022

Aceptado el 26 de abril de 2023

Publicado el 18 de diciembre de 2023

Este documento se debe citar como:

Juárez-Fragoso, M. A., Perroni-Ventura, Y., Dáttilo, W., Gómez-Díaz, J. A., Hernández Gómez, I. U., & Guevara, R. (2023). Identificando zonas potenciales para la conservación florística en el municipio de Tlalixcoyan, Veracruz, a partir de descriptores de paisaje y conectividad. *Madera y Bosques*, 29(2), e2922507. <https://doi.org/10.21829/myb.2023.2922507>



Madera y Bosques por Instituto de Ecología, A.C. se distribuye bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercialCompartirIgual 4.0 Internacional.