

UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

T E S I S

Análisis multitemporal de las coberturas
y uso de suelo del municipio de
Emiliano Zapata, Chiapas, México

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA

AZael Ariel Rangel Méndez



Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Enero de 2025



UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS
SECRETARÍA GENERAL
DIRECCIÓN DE SERVICIOS ESCOLARES
DEPARTAMENTO DE CERTIFICACIÓN ESCOLAR
AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN

Lugar: Tuxtla Gutiérrez, Chiapas;
Fecha: 06 de enero de 2025

C. **Azael Ariel Rangel Méndez**

Pasante del Programa Educativo de: Licenciatura en Biología

Realizado el análisis y revisión correspondiente a su trabajo recepcional denominado:

Análisis multitemporal de las coberturas y uso de suelo del municipio de Emiliano Zapata,
Chiapas, México

En la modalidad de: Tesis Profesional

Nos permitimos hacer de su conocimiento que esta Comisión Revisora considera que dicho documento reúne los requisitos y méritos necesarios para que proceda a la impresión correspondiente, y de esta manera se encuentre en condiciones de proceder con el trámite que le permita sustentar su Examen Profesional.

ATENTAMENTE

Revisores

Dr. Eduardo Estanislao Espinoza Medinilla

Dr. Esteban Pineda Diez de Bonilla

Dr. José Antonio De Fuentes Vicente

Firmas:

Ccp. Expediente



Pág. 1 de 1
Revisión 4

UNIVERSIDAD DE CIENCIAS Y ARTES DE CHIAPAS

INSTITUTO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

T E S I S

Análisis multitemporal de las coberturas y
uso de suelo del municipio de Emiliano
Zapata, Chiapas, México

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE
LICENCIADO EN BIOLOGÍA

PRESENTA

AZael Ariel Rangel Méndez

Director(a)

M. en C. Aarón Gómez Cruz

Jardín Botánico “Dr. Faustino Miranda”

Asesores:

Dr. José Antonio De Fuentes Vicente

Laboratorio de Investigación y Diagnóstico Molecular-UNICACH

c.Dr. J. Manuel Aranda Coello

Instituto de Ciencias Biológicas-UNICACH

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas

Enero de 2025



AGRADECIMIENTOS

Al M. en C. Aarón Gómez Cruz por su apoyo en todo momento, aún en situaciones imprevistas, y por la enseñanza brindada.

Al Dr. José Antonio de Fuentes Vicente y al Dr. José Manuel Aranda Coello, quienes me brindaron su ayuda y consejos para realización de esta tesis.

A mi familia, que me acompañaron en todo momento, y disfrutaron al igual que yo las salidas a campo.

A mis amigos en la universidad y fuera de ella, que hacen amenos los malos momentos.

DEDICATORIA

A mis padres y mi hermana, por la confianza y apoyo que siempre ha estado presente, por la espera, paciencia y consejos.

A las personas en el camino.

A la vida.

“Recorrer una parte del camino no significa equivocarse de camino”

-Jostein Gaarder

ÍNDICE

ÍNDICE DE CUADROS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	ix
RESUMEN	x
ABSTRACT	xi
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO.....	3
2.1 COBERTURA Y USO DE SUELO	3
2.1.1 Cambio de cobertura y uso de suelo.....	4
2.2 ANÁLISIS ESPACIAL DEL CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO	4
2.3 IMÁGENES LANDSAT	6
2.4 IMPULSORES DE CAMBIO.....	7
2.5 SELVAS SECAS	9
2.5.1 Selva baja caducifolia	10
2.5.2 Selva mediana Subperennifolia.....	13
2.6 ECOLOGÍA DEL PAISAJE	13
2. 6.1 Modelo matriz-parche-corredor	13
2.6.2 Métodos cuantitativos	14
2.7 MODELOS PREDICTIVOS	17
2.7.1 Redes neuronales artificiales (RNA o ANN)	19
2.7.1 Autómatas celulares (AC)	20
2.8 MÉTODO DE ANÁLISIS DE LOS CAMBIOS COBERTURA Y USO DE SUELO (MOLUSCE).....	23
III. ANTECEDENTES	24
3.1 CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO A NIVEL NACIONAL	24
3.2 CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO EN CHIAPAS	25

3.3 MODELO DE PREDICCIÓN CON EL USO DE MODULES FOR LAND USE CHANGE SIMULATIONS (MOLUSCE)	27
IV. OBJETIVOS.....	28
General	28
Específicos.....	28
V. ZONA DE ESTUDIO	29
VI. MÉTODO	35
6.1 CLASIFICACIÓN DE IMÁGENES SATELITALES	35
6.2 COMPROBACIÓN DE PRECISIÓN DE CUS.....	37
6.3 TASA DE CAMBIO Y DEFORESTACIÓN	38
6.4 MÉTRICAS DEL PAISAJE	39
6.5 MODELADO DE PROYECCIÓN PARA EL AÑO 2044.....	41
VII. RESULTADOS.....	43
7.1 PRECISIÓN MAPAS REALIZADOS.....	43
7.2 COBERTURA Y USO DE SUELO	44
7.3 DEFORESTACIÓN	50
7.4 MÉTRICAS DEL PAISAJE	50
7.5 SIMULACIÓN DEL AÑO 2044.....	52
VIII. DISCUSIÓN	54
8.1 PRECISIÓN DE CLASIFICACIONES Y CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO	54
8.2 CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO	55
8.3 MÉTRICAS E ÍNDICES DE FRAGMENTACIÓN Y CONECTIVIDAD	57
8.4 PROYECCIÓN AL AÑO 2044	59
IX. CONCLUSIONES	61
X. RECOMENDACIONES	62
XII. REFERENCIAS DOCUMENTALES.....	63

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.- Bandas espectrales de la misión Landsat 9 (USGS, 2021).....	7
Cuadro 2.- Niveles de métricas en ecología del paisaje (Vila <i>et al.</i> , 2006).....	15
Cuadro 3.- Tipos de métricas en ecología del paisaje (Vila <i>et al.</i> , 2006)	16
Cuadro 4.- Modelos predictivos del cambio de cobertura y uso de suelo (Bounouh <i>et al.</i> , 2017)	18
Cuadro 5.- Componentes de un autómatas celular (Reyes, 2011).....	22
Cuadro 6.- Descripción de categorías usadas para la clasificación supervisada.....	36
Cuadro 7.- Métricas del paisaje utilizadas en el software Fragstats (McGarigal, 2012).....	40
Cuadro 8.- Superficie de cobertura y uso de suelo de 1985-2022.....	43
Cuadro 9.- Precisión de las clasificaciones realizadas.....	44
Cuadro 10.- Parámetros analizados para la cuantificación de la deforestación.....	50
Cuadro 11.- Métricas del paisaje.....	51
Cuadro 12.- Índices de continuidad espacial y grado de fragmentación.....	51
Cuadro 13.- Cobertura y uso de suelo para el año 2044.....	53

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.- Diferencias en la resolución de imágenes satelitales (Hernández, 2018)...	5
Figura 2.- Causas directas e indirectas del cambio de cobertura y uso de suelo (Armenteras y Vargas, 2016).....	9
Figura 3.- Distribución de las selvas secas en México (CONABIO, 2022a).....	10
Figura 4.- Distribución de la selva baja caducifolia en México (García <i>et al.</i> , 2021)..	12
Figura 5.- Elementos del paisaje en el modelo matriz-parche-corredor (Armenteras y Vargas, 2016).....	14
Figura 6.- Funcionamiento general de las redes neuronales artificiales (Principi, 2022).....	20
Figura 7.- Vecindad de un autómatas celular de acuerdo a la regla de transición local (Padilla <i>et al.</i> , 2015).....	21
Figura 8.- Ubicación del municipio de Emiliano Zapata.....	30
Figura 9.- Selva baja caducifolia del municipio.....	31
Figura 10.- Selva mediana subperennifolia del municipio.....	32
Figura 11.- Cultivos del municipio.....	33
Figura 12.- Pastizales del municipio.....	34
Figura 13.- Composición en infrarrojo del municipio.....	37
Figura 14.- Mapa de cobertura y uso de suelo de 1985.....	45
Figura 15.- Mapa de cobertura y uso de suelo del 2000.....	46
Figura 16.- Mapa de cobertura y uso de suelo del 2015.....	48
Figura 17.- Mapa de cobertura y uso de suelo del 2022.....	49
Figura 18.- Mapa de cobertura y uso de suelo del 2044.....	53

RESUMEN

El cambio de cobertura y uso de suelo (CUS) por deforestación es una de las mayores problemáticas a nivel mundial, la pérdida de vegetación conlleva a la disminución de biodiversidad, servicios ecosistémicos y contribuye al cambio climático. En este sentido, las principales causas de cambio corresponden a la actividad antropogénica, primordialmente la agricultura y ganadería. Para lograr revertir o mitigar los efectos de la acción humana, se evalúan espacialmente los procesos de cambio y su dinámica a través de imágenes satelitales. En este trabajo se analizó la pérdida de cobertura y dinámica del municipio de Emiliano Zapata, Chiapas en cuatro años diferentes. Para ello se recurrió al uso de imágenes Landsat 5 y 8. Con ellas se realizó una clasificación supervisada para obtener mapas de cobertura y uso de suelo. Además, se realizó un análisis cuantitativo de la pérdida o ganancia de vegetación y el uso de métricas del paisaje para evaluar la fragmentación o conectividad del paisaje, así como un modelo predictivo para el año 2044. Los resultados muestran una pérdida de apenas 9.81 ha de selvas secas en el lapso 1996-2022, mientras que la mayor pérdida se dio durante 2000-2015. Los cultivos y pastizales (CyP) tuvieron un aumento constante a través de los años y al analizarse junto con los suelos desnudo (SD), resulta ser motivo de preocupación por la pérdida de vegetación nativa. También es importante monitorear el crecimiento de los asentamientos humanos (AH) que aumentaron a más del doble en los años 1985-2022. Las métricas muestran un aumento en la fragmentación de las selvas secas, siendo el año 2000 el que presentó mayor densidad de parches (DP), un índice del parche más largo (IPML) mayor y más perímetro (PE). La proyección para el año 2044 muestra un aumento mayor de SD, en comparación a los años anteriores. (20.75%). Así mismo, las selvas secas (SS) vuelven a mostrar una ligera disminución en su extensión (27.73%). Es importante considerar alternativas agrarias más amigables hacia las selvas secas, dado que ponen en riesgo la biodiversidad y servicios económicos proporcionados al municipio, del mismo modo se debería aumentar las áreas protegidas para mejorar la conectividad entre los remantes de vegetación.

Palabras clave: SIG, selvas secas, métricas del paisaje.

ABSTRACT

The land cover/use change due to deforestation is one of the biggest problems worldwide, the loss of vegetation leads to diminution of biodiversity, ecosystem services, and contributes to climate change. In this sense, the main causes of change correspond to anthropogenic activity, primarily agriculture and livestock. In order to reverse or mitigate the effects of human action, the processes of change and their dynamics are spatially evaluated through satellite images. In this work, the loss of coverage and dynamics of the municipality of Emiliano Zapata, Chiapas was evaluated in four different years. For this, the use of Landsat 5 and 8 images were used. A supervised classification was carried out to obtain maps of land cover/use. In addition, a quantitative analysis of the loss or gain of vegetation and the use of landscape metrics to assess the fragmentation or connectivity of the landscape was accomplished. The results show a loss of only 9.81 ha of dry forest in the period 1996-2022, while the greatest loss occurred during 2000-2015. Crops and pastures (CyP) had a constant increase over the years and when it's analyzed with bare soils (SD), it turns out to be a cause for concern due to the loss of native vegetation. It is also important to monitor the growth of human settlements (AH) that doubled in the years 1985-2022. The metrics show an increase in the fragmentation of the dry forests, the year 2000 being the one that presented the highest density of patches (PD), longest patch index (IPML) and perimeter (PE). The projection for the year 2044 shows a greater increase in SD, compared to previous years (20.75%). Likewise, the dry forests (SS) once again show a slight decrease in their extension (27.73%). It is important to consider more friendly agrarian alternatives towards dry forests, since they put biodiversity and economic services provided to the municipality at risk, in the same way protected areas should be increased to improve connectivity between the remaining areas.

Key words: GIS, dry forest, landscape metrics.

I. INTRODUCCIÓN

El cambio en la cobertura y uso de suelo (CUS) es una de las mayores problemáticas a nivel mundial, debido a que este proceso, en la mayoría de los casos, implica la deforestación de vegetación nativa (Cao *et al.*, 2019). El principal factor de cambio corresponde a las actividades humanas, aunque también puede atribuirse a fenómenos indirectos (e.g. huracanes, deslizamientos de tierra, erupciones volcánicas, etc.) (Song *et al.*, 2018).

Los cambios de CUS por acción antropogénica responden a la interacción de características económicas, sociales, culturales y políticas (Juan, 2021). Debido a esto, se estima que a partir de 1960 se ha modificado cerca de un tercio de la superficie terrestre, siendo las zonas tropicales, uno de los sitios con mayor afectación históricamente (Hoang y Kanemoto, 2021; Winkler *et al.*, 2021). Particularmente en México se ha identificado que la principal problemática corresponde a las políticas de desarrollo rural que fomentan la sustitución de cobertura forestal por otro de mayor producción a corto plazo (Velázquez *et al.*, 2001).

De esta manera, en México se deforestaron cerca de 345 000 ha por año durante el período 1990-2000, mientras que durante el 2005-2010 esta cifra se redujo a 155 000 ha por año (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2013). Otros datos indican que México debería contar con 0.7 ha de cubierta arbolada per cápita, sin embargo, se mantiene por debajo de esa cifra con (0.5 ha per cápita), y se estima que para el año 2025 este valor será de 0.3 ha (Velázquez, *et al.*, 2001).

La reducción de la vegetación trae consigo grandes problemas ambientales, generando modificaciones en la estructura, composición y dinámica de los ecosistemas (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico, 2018). Estos cambios conllevan a la degradación de suelos, pérdida de biodiversidad, mayor vulnerabilidad a fenómenos hidrometeorológicos y una reducción de servicios ecosistémicos (e.g. almacenamiento de carbono, regulación del ciclo hídrico, estabilización de suelos) que a su vez causan problemas económicos y sociales (Foley *et al.*, 2005).

Uno de los de los sistemas vegetativos con mayor impacto antrópico por deforestación ha sido la selva baja caducifolia (SBC), la cual se caracteriza por su estacionalidad, extensión y biodiversidad (Trejo, 2010). No obstante, la superficie original se redujo drásticamente, de tal manera que a partir de 1980 se estimó una pérdida de 650 000 ha por año, transformando un 70% de su distribución original, por lo que ahora solo cuenta únicamente 66 492 km² (Galicía *et al.*, 2007; Ceballos *et al.*, 2010b; Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 2022a). Un caso similar se presenta con la selva mediana subperennifolia (SMS) que representa apenas un 0.83% de la superficie del país con 16 298 ha. (CONABIO, 2022b).

El estado de Chiapas es uno de los estados con mayor tasa de deforestación en México, tan solo en el lapso del 2002 al 2014, se perdieron 2 300.85 km² de vegetación primaria a causa de la ganadería extensiva y agricultura (Mapa para la resiliencia ante el cambio climático, 2020). Una estimación realizada para la depresión central indica que persiste menos del 2 % de la cobertura de SBC (Rocha-Loredo *et al.*, 2010). A pesar de contar con áreas naturales protegidas con este tipo de vegetación, no tienen la extensión ni el manejo adecuado para resguardar efectivamente la biodiversidad de la región (Ceballos *et al.*, 2010b).

La importancia de las selvas secas es invaluable debido a la cantidad de biodiversidad y servicios ecosistémicos que proporciona, por lo que es importante identificar las diferentes tasas de cambio (Arias *et al.*, 2002). El monitoreo permite identificar el grado de amenaza al cual están siendo sometidos y tomar medidas pertinentes para mitigar o revertir los procesos de degradación (Sotelo-Caro *et al.*, 2015). Aun cuando se conocen las tasas de cambio de muchas zonas del país, es necesario comprender la dinámica a nivel local, ya que las tasas no son constantes ni homogéneas, como consecuencia de la interacción de los diversos factores que intervienen (Galicía *et al.*, 2007; Juan, 2021).

Por lo anterior, el presente estudio pretende identificar el CUS pasado, actual y futuro para identificar la dinámica de la cobertura vegetal dentro de las SS del municipio de Emiliano zapata, Chiapas con la intención de tener una mejor planeación que permita la conservación de la biodiversidad y el manejo adecuado de los recursos.

II. MARCO TEÓRICO

2.1 COBERTURA Y USO DE SUELO

Regularmente los conceptos “cobertura” y “uso de suelo” se utilizan para investigaciones sobre los procesos de cambio, la transformación del paisaje y los impactos ocasionados (Juan, 2021). Existen diferentes conceptos a nivel internacional, no obstante, todos se refieren a la superficie terrestre donde se desarrolla la vida vegetal, animal y la sociedad humana, y suelen utilizarse de manera indistinta (*Ibidem*).

CONABIO (2020) menciona que el término “cobertura” hace referencia a la descripción del material físico en la superficie de la tierra, en tanto que “uso de suelo” corresponde a las asignaciones derivadas de la actividad humana en un territorio. Estos conceptos son similares entre otros autores, por ejemplo, Montero y Viales (2015) mencionan que la “cobertura” es lo que se encuentra en un terreno en un momento dado y el “uso de la tierra” los propósitos y manera en que se utilizan. Por otro lado, las evaluaciones realizadas por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), suelen usar el concepto “uso de suelo” para designar a la forma en que se emplea un terreno y su cubierta vegetal en general (SEMARNAT, 2018).

Es importante aclarar que un tipo de cobertura tiene diferentes funciones, por ejemplo, un bosque puede tener usos forestales, conservación e investigación, así como un uso de suelo involucra distintas categorías de coberturas (la actividad pecuaria se puede realizar en diferentes categorías de coberturas, como pastizales, matorrales, bosques, etc.) (Pastrana, 2011). La relación entre el tipo de cobertura y uso de suelo no es una relación única y puede partir de un tipo de cobertura a un uso de suelo específicamente, o bien, de un tipo de cobertura a diferentes usos y diferentes coberturas a diferentes usos (*Ibidem*). Por lo anterior, este trabajo se abordará con la definición de cobertura y uso de suelo de CONABIO (2020).

2.1.1 Cambio de cobertura y uso de suelo

El cambio de CUS es la conversión y/o modificación de los elementos biofísicos que interactúa sobre la superficie, o de las actividades que ahí se llevan a cabo (Martínez, 2009; Juan, 2021). Tanto la cobertura como su uso son dinámicos y este cambio puede ser una alteración de los elementos existentes o la intensificación, causadas en su mayoría por la interacción de las actividades humanas y el entorno (Martínez, 2009).

La manera en que se rige la dinámica de cambio depende de los tipos de coberturas y usos involucrados, mecanismos ecológicos de sucesión y regeneración, los componentes del medio ambiente, actividades socioeconómicas, el contexto cultural, fenómenos meteorológicos y otros desastres naturales (Flamenco-Sandoval *et al.*, 2007). Al final el resultado incluye procesos de pérdida y ganancia de cobertura, por lo tanto, los estudios de cambio de cobertura y uso de suelo son el referente para conocer las afectaciones y trayectorias de los distintos procesos de cambio que existen en un determinado territorio (Camacho-Sanabria *et al.*, 2017).

2.2 ANÁLISIS ESPACIAL DEL CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO

El análisis espacial del territorio se ha convertido en la principal herramienta del estudio de CUS a nivel global, nacional, regional y local, lo que requiere de distintos tipos de información (Juan, 2021). Gran parte de los estudios realizados para el CUS hacen uso de datos proporcionados por instituciones nacionales u otras instituciones internacionales especializadas, cada una desarrolla una metodología para observar los cambios y parten del uso de imágenes satelitales, principalmente Landsat y Sentinel (Valentina y Matar de Saquis, 2016).

En México, el INEGI es la institución encargada de la elaboración de la cartografía de vegetación y uso de suelo a nivel nacional, mediante información satelital proveniente del programa Landsat (SEMARNAT, 2016). Los mapas resultantes tienen una escala 1: 250 000, debido a la extensión analizada y a la resolución de 30 m de las imágenes utilizadas (*i.e.* cada uno de los píxeles tiene una extensión de 30 x 30 m) (SEMARNAT, 2018). Esta escala resulta un poco inconveniente al momento de analizar procesos de fragmentación a nivel local,

mientras que es apto para analizar los patrones de deforestación a distintos niveles (Valentina y Matar de Saquis, 2016).

Aunque se recomienda el uso de imágenes satelitales con un tamaño de píxel de hasta una resolución de cm, estos pueden ser de difícil acceso y tener un costo elevado, por lo que el trabajar con sensores de uso público, resulta una manera viable de analizar el CUS (Figura 1) (Galicia *et al.*, 2017).

A partir de los mapas de cobertura y uso de suelo (CUS) se pueden identificar, representar, describir, cuantificar, localizar, analizar, evaluar, explicar y modelar los procesos de cambio y la dinámica que ocurre en las diversas coberturas vegetales y usos del suelo de un espacio geográfico y en un tiempo específico (Camacho-Sanabria *et al.*, 2017). Además de proponer alternativas de manejo, que permitan la recuperación de la vegetación nativa, así como la mitigación de las causas de la deforestación (Galicia *et al.*, 2007).

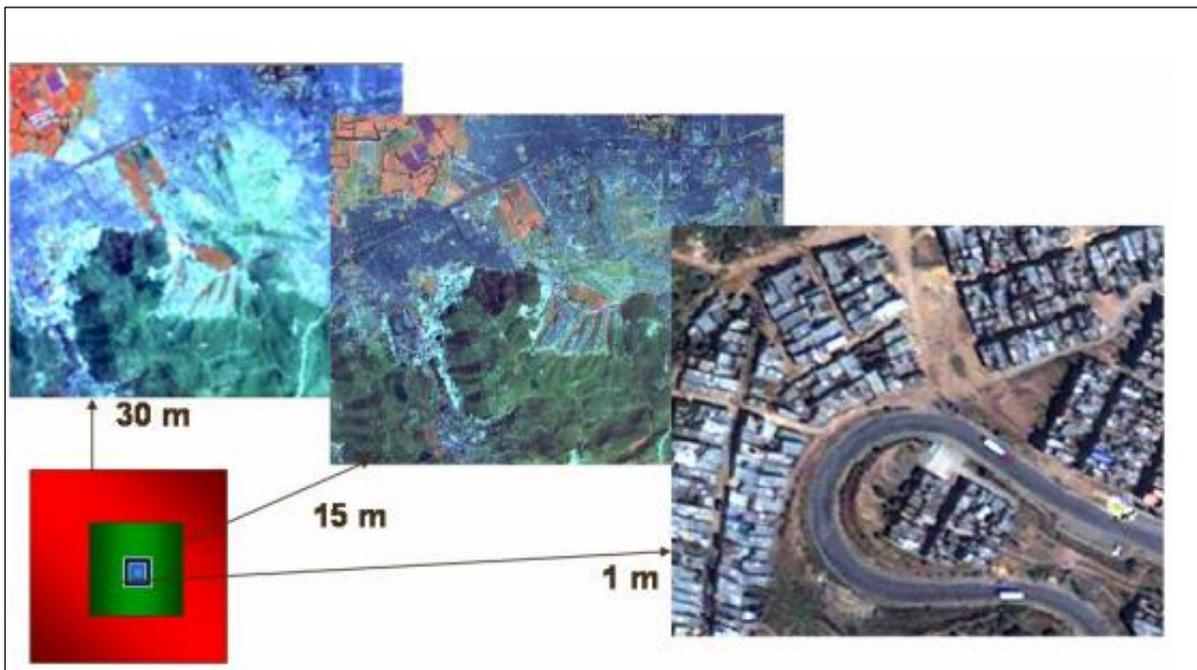


Figura 1. Diferencias en la resolución de imágenes satelitales, modificado de Hernández (2018)

2.3 IMÁGENES LANDSAT

Las misiones Landsat se componen de ocho satélites operativos de observación de la tierra, que utilizan sensores remotos para recopilar datos e imágenes de nuestro planeta como parte del Programa Nacional de Imágenes Terrestres (NLI) del Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) (United States Geological Survey, 2010). Los datos recopilados se encuentran alojados en el Centro de Observación y Ciencia de los Recursos Terrestres (EROS, USGS, 2010). Dentro de la base de datos, se tiene acceso a imágenes satelitales Landsat desde el año 1972 (año que se lanzó la misión Landsat 1), desde entonces se añaden actualizaciones y corrigen errores constantemente a los sensores, por lo que hoy en día se dispone información proveniente de la misión Landsat 9 (USGS, 2021).

Entre las principales ventajas de Landsat, está el fácil acceso a los productos, que puede realizarse desde el portal Earth Explorer de la USGS (2013). Además, la resolución de 30 m por píxel puede aumentarse hasta 15 m a través de un refinamiento pancromático (pansharpening), obteniendo así mayores detalles de la superficie y herramientas para diversos procesos espaciales (Ariza, 2013). Hasta la última actualización del programa Landsat, se incorporan nueve bandas espectrales con diferentes características y objetivos (Cuadro 1) (USGS, 2021).

Para fines de investigación del cambio de CUS se utilizan las bandas azul, verde, rojo, infrarrojo cercano (NIR) y las de infrarrojo cercano de onda corta (SWIR 1 y 2) (Congedo, 2021). Las demás bandas se omiten por la similitud con las bandas anteriormente mencionadas, al mismo tiempo que ofrecen información para otros propósitos, como la obtención de temperatura de objetos (*Ibidem*).

Cuadro 1. Bandas espectrales de la misión Landsat 9, tomado de USGS (2021)

Bandas	Longitud de onda (µm)	Resolución (m)
Banda 1 - Aerosol costero	0.43 – 0.45	30
Banda 2 - Azul	0.45 - 0.51	30
Banda 3 - Verde	0.53 - 0.59	30
Banda 4 - Rojo	0.64 - 0.67	30
Banda 5 - Infrarrojo cercano (NIR)	0.85 - 0.88	30
Banda 6 - SWIR 1	1.57 - 1.65	30
Banda 7 - SWIR 2	2.11 - 2.29	30
Banda 8 - Pancromático	0.50 - 0.68	15
Banda 9 - Cirrus	1.36 - 1.38	30
Banda 10 - Infrarrojo térmico (TIRS) 1	10.60 - 11.19	30
Banda 11 - Infrarrojo térmico (TIRS) 2	11.50 - 12.51	30

2.4 IMPULSORES DE CAMBIO

Los impulsores son múltiples elementos interactuando entre sí a distintas escalas, y hacen referencia al origen de los cambios, por lo que pueden ser clasificados de dos maneras: factores directos o próximos y factores indirectos o subyacentes (Geist y Lambin, 2002; Convención de las Naciones Unidas de Lucha Contra la Desertificación, 2017) (Figura 2). Los primeros son aquellos que se dan de manera natural (e.g. terremotos, deslizamientos de tierra, sequía, inundaciones etc.) y por acción humana (e.g. agricultura, urbanización, desarrollo de infraestructura, producción de energía, mina, canteras etc.) (UNCCD, 2017). Mientras que las causas indirectas de la

degradación de la tierra están vinculadas a estilos de vida, economías y patrones de consumo, una mezcla compleja de factores demográficos, tecnológicos, institucionales y socioculturales (*Ibidem*).

En Chiapas se ha identificado que las principales causas directas de la deforestación son la expansión de terreno agrario para áreas de pastoreo y los incendios forestales derivados de las actividades agropecuarias (Paz *et al.*, 2012). Mientras que la degradación está generalmente relacionada con la extracción no regulada de productos forestales, sobre todo madera y leña/carbón vegetal, aunque las plagas y enfermedades forestales también tienen importancia localmente, así como el pastoreo de ganado en el bosque y los incendios de baja intensidad (*Ibidem*).

Las causas subyacentes son variadas, aunque en la mayoría de los casos se debe a factores fuera del sector forestal, sobre todo por las decisiones tomadas en la política sobre créditos a expansión agrícola y ganadera, así como el acelerado incremento poblacional y la necesidad de mayor ocupación de tierras (Hernández, 2015).

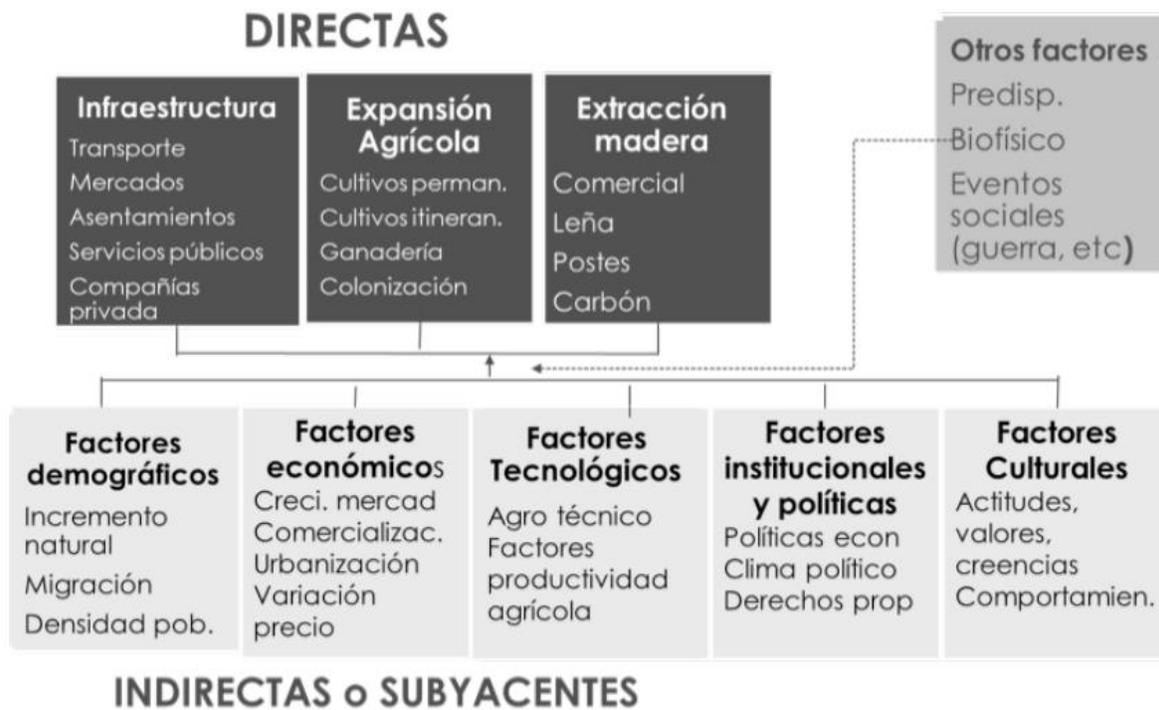


Figura 2. Causas directas e indirectas del cambio de cobertura y uso de suelo, tomado de Armenteras y Vargas (2016)

2.5 SELVAS SECAS

Las SS son tipos de vegetación conformados por selvas subperennifolias, subcaducifolias y caducifolias de altas, medianas y bajas alturas, así como matorrales espinosos con espinas laterales (consideradas resultado de la alteración de la selva) (Sousa, 2010). En México, su distribución original abarcaba 227 000 km², sin embargo, actualmente mantienen 201 109.58 km² a lo largo de la vertiente del pacífico, vertiente del golfo y la península de Yucatán (Figura 3) (Trejo, 2010; CONABIO, 2022a).

Este grupo se caracteriza por comunidades de árboles ubicados desde el nivel del mar hasta los 2000 msnm, de estatura baja de entre 15 y 30 m, una cubierta más o menos continua del dosel, lluvias anuales menores a 1 600 mm, concentradas en al menos cinco meses, así como una pérdida de hojas en la época seca (Trejo, 2010; CONABIO, 2022b).



Figura 3. Distribución de las selvas secas en México, tomado de CONABIO, (2022a)

2.5.1 Selva baja caducifolia

Se trata del sistema vegetativo tropical más extenso en México, se desarrolla en condiciones climáticas de tipo cálido subhúmedos, semisecos o subsecos, en alturas desde el nivel del mar hasta los 2 000 msnm (Beltrán, s.d.; Miranda y Hernández, 1963). Se distribuye en el sur de Baja California, y a través de la vertiente del Pacífico desde el sur de Sonora y suroeste de Chihuahua hasta Chiapas, pasando por el Istmo de Tehuantepec y gran parte de la depresión central de Chiapas (Figura 4) (Zulueta *et al.*, 2006). Su extensión actual es de 66 492 km² (un 3.38 % de la superficie del país) (CONABIO, 2022a).

En la vertiente del golfo no se ha observado sobre los 800, esto se relaciona con temperaturas más bajas, en comparación con sitios similares del pacífico mexicano, aunque por lo general la temperatura media anual oscila entre los 18 a 28

°C, mientras que la precipitación alcanza un máximo de 1200 mm (Beltrán, s.d.; Miranda y Hernández, 1963; García *et al.*, 2019).

La principal peculiaridad de este ecosistema es la marcada estacionalidad, con un período de estiaje con una duración de seis a ocho meses, donde un 75% de las especies pierden sus hojas (no necesariamente de manera simultánea, si no que puede variar a lo largo del período) (CONABIO, 2022a). A mediados o fines la época de estiaje muchas especies leñosas florecen, dado que numerosas plantas de estos sitios no poseen flores y hojas al mismo tiempo (Beltrán, s.d.). La flora dominante consiste en Leguminosae, Euphorbiaceae, Burseraceae, Cactaceae, Asteraceae, Malpighiaceae, Rubiaceae y Anacardiaceae (García, 2019)

El componente arbóreo puede ir de los cuatro a los diez metros de altura, hasta ocasionalmente los 15 m, en tanto el estrato herbáceo solo se aprecia durante la época de lluvias donde pueden retoñar o germinar, aunque esto suele variar por el nivel de perturbación o por la densidad del dosel arbóreo (Beltrán, s.d.).

La importancia de esta comunidad vegetal radica en que alberga un tercio de la riqueza y endemismos de vertebrados terrestres y plantas vasculares, además el 30% de la riqueza de anfibios y reptiles, 33% aves, 34% mamíferos se encuentra en estos sitios (Ceballos *et al.*, 2010a). La medicina tradicional destaca dentro de la SBC, ya que a nivel nacional esta vegetación provee la mayor cantidad de especies medicinales (García, 2019). Así también, la colecta de frutos silvestres es una actividad común, identificándose hasta 40 especies que forman parte de la alimentación de habitantes locales (Cruz-León, 2008). La explotación forestal es de escasa importancia, dado el tamaño y forma de los árboles, aunque las personas pueden hacer uso de las especies presentes para construcción, artesanías, muebles y utensilios diversos (Beltrán, s.d.).

Por el lado negativo, es necesario mencionar el uso de diversos árboles como combustible, específicamente en el pacífico mexicano se tiene el mayor consumo de leña (Beltrán, s.d.).

Desafortunadamente, la SBC presenta una de las tasas de deforestación más altas con 2.02%, en tanto la pérdida total de especies se estima en un 90% a 95%

(Zulueta *et al.*, 2006; CONABIO, 2022a). Esta situación se presenta por las actividades agrícolas y ganaderas, que propician la apertura de tierras mediante el sistema roza-tumba-quema (García, 2019). Todo esto pese a que la SBC presenta suelos someros y pedregosos, y no son de los mejor para la agricultura, de tal manera que los restantes de selva en buen estado se remiten a algunas laderas pronunciadas, (Beltrán, s.d.). Hoy en día los paisajes de SBC son mosaicos de tierras agrarias, vegetación secundaria y parches de vegetación primaria relativamente conservada (Rocha-Loredo *et al.*, 2010).

La depresión central de Chiapas conformada mayormente por SBC presenta una situación alarmante, ya que algunas estimaciones indican que únicamente persiste del 2% al 5% de la cobertura original (Pérez-Farrera y Espinoza, 2010; Rocha-Loredo *et al.*, 2010).

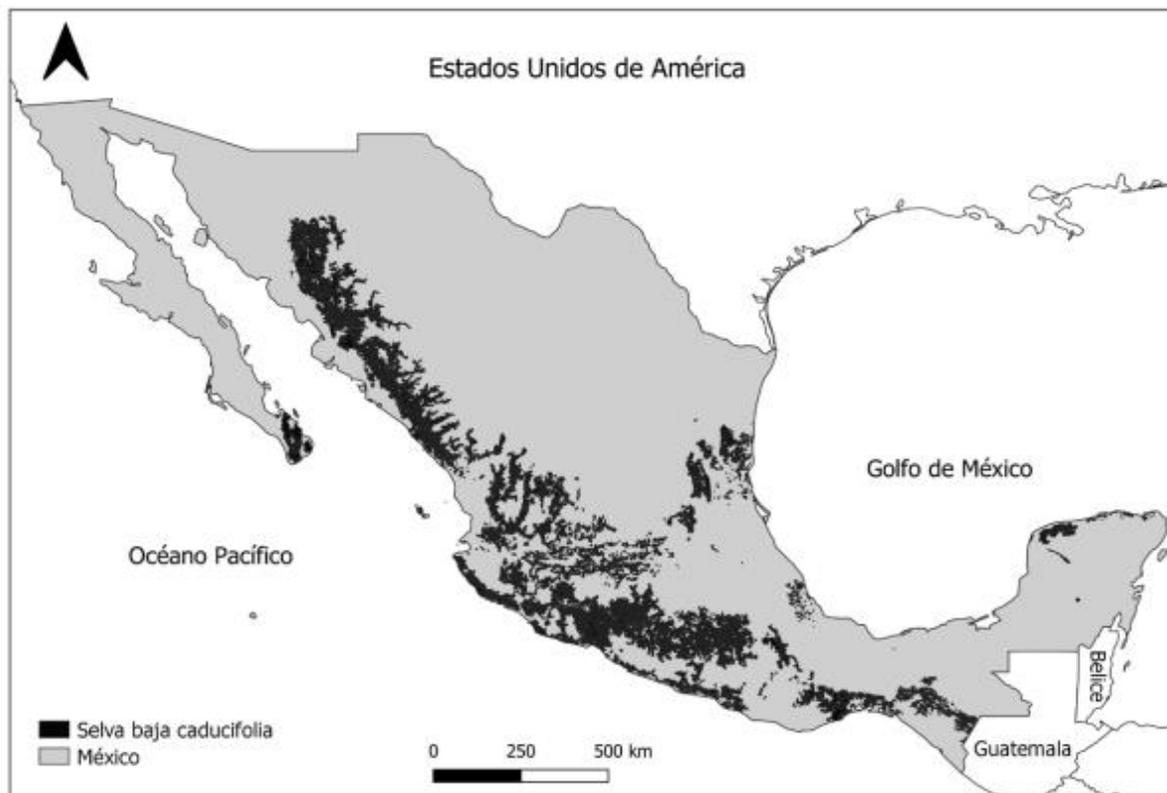


Figura 4. Distribución de la selva baja caducifolia en México, tomado de García *et al.* (2021)

2.5.2 Selva mediana Subperennifolia

Se caracteriza por una pérdida de un 25-50% de hojas en los árboles durante la temporada seca, cuenta con un clima húmedo y subhúmedo, siendo la temperatura media anual superior a los 20° C y una precipitación media anual superior a los 1 200 mm (Miranda y Hernández, 1963). Se ubica en lugares de pendiente moderada, con drenaje superficial rápido o en regiones planas ligeramente secas. Los árboles de esta comunidad tienen contrafuertes, así como muchas epífitas y lianas; en este tipo de vegetación se distinguen tres estratos arbóreos, de cuatro a doce, de doce a veintidós y de veintidós hasta treinta metros (INEGI, 2014). La SMS se distribuye a lo largo de la vertiente del golfo de México, desde el sureste de San Luis Potosí y el norte de Veracruz, hasta los estados de Campeche, Quintana Roo y Tabasco; se extiende, además, hasta porciones del norte de Oaxaca y Chiapas por la vertiente del océano Pacífico, abarcando cerca de 0.03 % del país con 608 km² (Granados-Victorino *et al.*, 2017; CONABIO, 2022b).

2.6 ECOLOGÍA DEL PAISAJE

El concepto de “paisaje” puede ser entendido como una porción de territorio heterogénea compuesto por un mosaico de distintos tipos de coberturas, de esta manera la “ecología del paisaje” estudia la variación en la heterogeneidad espacial del paisaje a través de varias escalas, buscando entender las causa y consecuencias biofísicas y sociales de dicha heterogeneidad (Arroyo-Rodríguez, *et al.*, 2017).

Dentro de la ecología del paisaje, el elemento base para la interpretación es el mosaico (Vila *et al.*, 2006). A diferencia del paisaje, es independiente de su tamaño, origen, evolución o condiciones climáticas, puede ser recurrente o no, natural o antrópico, además de poder ser una región, un lote o municipio (Matteucci, 2004). El ordenamiento de los elementos del mosaico corresponde a la configuración y estructura espacial, y pueden ser usos de la tierra en una región, individuos de una especie, un río, etc. (*Ibidem*).

2. 6.1 Modelo matriz-parche-corredor

Para el análisis de la estructura del paisaje se adopta el modelo matriz-parche-corredor, la agrupación de estos elementos determina la dominancia y heterogeneidad

de cada paisaje con las propiedades características pertenecientes a cada uno de estos (Matteucci, 2004). En este sentido, se considera a la matriz como el elemento dominante formado por fragmentos y corredores, los fragmentos son las diferentes unidades morfológicas diferenciales en el territorio y los corredores son las conexiones existentes entre unos fragmentos y otros (Figura 5) (Vila *et al.*, 2006)

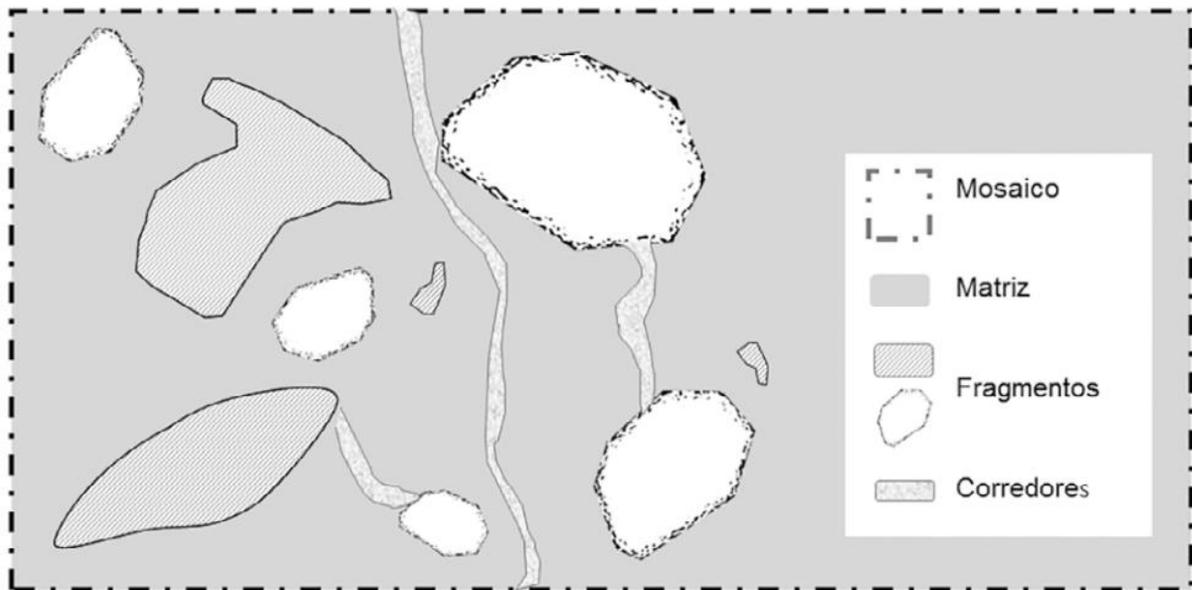


Figura 5. Elementos del paisaje en el modelo matriz-parche-corredor, tomado de Armenteras y Vargas (2016)

2.6.2 Métodos cuantitativos

La configuración y estructura de un mosaico puede ser analizado cuantitativamente bajo métricas del paisaje, los cuales permiten obtener información útil sobre la proximidad, agregación o aislamiento de fragmentos de alguna cobertura (Correa *et al.*, 2014). Asimismo, es posible realizar comparaciones entre distintos mosaicos, diferentes años e incluso escenarios a futuro (Vila *et al.*, 2006). Por sí sola esta información no tiene un valor determinante, sin embargo, al realizar comparaciones arroja información valiosa acerca de la evolución y cambios de un paisaje (Aguilera, 2010).

Dependiendo del objetivo y la escala de estudio, las métricas pueden ser analizadas a tres niveles (Cuadro 2), al igual que se agrupan en cinco tipos para su fácil organización (Cuadro 3) (Vila *et al.*, 2006).

Cuadro 2. Niveles de métricas en ecología del paisaje, tomado de Vila *et al.* (2006)

Nivel	Descripción
Fragmento o parche	Los índices se aplican de manera individual a cada fragmento, por ejemplo, al determinar el fragmento de mayor tamaño.
Clase	Se aplican a un conjunto de fragmentos correspondientes a una misma cobertura o uso.
Paisaje	Se analizan todos los fragmentos y clases a la vez, de tal manera que puede determinarse el grado de heterogeneidad o de homogeneidad.

Cuadro 3. Tipos de métricas en ecología del paisaje, tomado de Vila *et al.* (2006)

Tipo de métrica	Descripción
Índices de área, superficie, densidad y variabilidad	Se enfocan en las características de dimensión y número de fragmentos en el área de estudio; es una primera aproximación a las características morfológicas de un paisaje
Índices de forma	Están fundamentadas en las características de forma de los fragmentos de un paisaje, basándose en la relación área-perímetro y facilitando la comprensión a morfológica y funcional.
Índices de ecotono y hábitat interior.	Permiten calcular la amplitud del ecotono, hábitat de borde o la relación con el hábitat interior.
Índices de distancia, vecindad y conectividad	Calculan la distancia desde el hábitat de borde y ecotono de un fragmento hasta el fragmento más próximo, siendo útiles para valorar el grado de aislamiento o conectividad existente entre diferentes fragmentos.
Índices de diversidad del paisaje	Estas métricas aportan información para la comparación de distintos paisajes o evolución a través del tiempo.

2.7 MODELOS PREDICTIVOS

Existe una gran variedad de metodologías para simular y modelar el cambio de cobertura y uso de suelo, con características propias y gran complementariedad entre ellas (Bounouh *et al.*, 2017). Podemos encontrar modelos basados en sistemas de información geográficas, machine learning y modelos híbridos (Cuadro 4) (*Ibidem*). Dentro de los más utilizados se encuentran las cadenas de Márkov, que parten de un modelo matemático, y en conjunto con modelos de aprendizaje supervisado han mostrado dar más fiabilidad a un proyecto, por ejemplo, autómatas celulares o redes neuronales artificiales (Garrocho *et al.*, 2022).

Los dos últimos mencionados han ganado terreno debido a la facilidad de uso, dado que se han incorporado a software especializado, con entradas de datos sencillas que no requiere de conocimientos en programación, además de un flujo de trabajo intuitivo, algunos de los más usados son Modules for Land Use Change (MOLUSCE) y Dinámica EGO (Espinosa-Mendoza, 2016; Principi, 2022).

La selección del modelo dependerá de la cantidad de datos que se tengan disponibles, la complejidad y dinámica de la zona de estudio, además de comprender adecuadamente la manera en que cada uno funciona, así como la calibración necesaria y validación para la proyección resultante (Leta *et al.*, 2021).

Cuadro 4. Modelos predictivos del cambio de cobertura y uso de suelo, tomado de Bounouh *et al.* (2017)

Tipo	Descripción	Ejemplos (siglas en inglés)
Basados en SIG	Se propone para sitios de estudio específicos con la utilización de bases de datos (e.g. forestales) y modelos simples.	CLUE (Conversion of Land Use and its Effects), SLEUTH (slope, land use, excluded, urban, transportation and hillshade), LTM (land transformation model), STSM (state-and-transition simulation model), SELES (spatially explicit landscape event simulator), LANDIS (No especificado).
Basados en machine learning	Ideal para utilizar todas las fuentes de datos disponibles no solo las de teledetección. Se dividen en dos familias: La primera contiene modelos de alto rendimiento como SVM (Support Vector Machine, RF (Random forest) (RF) y AC (celular automats), ANN (artificial neural networks), y sus derivados. Los segundos consisten en modelos interpretables simples, como RT (regression tree).	CA (celular automats), MC (markov chain), MLP (multilayer perceptron) -MC, CA-MC, RT-CA, ANN-CA, CLUE-MC, SVM, RF.
Modelos híbridos	Debido a los inconvenientes observados en los modelos anteriores, se ha propuesto combinarlos para aumentar la confiabilidad de los trabajos.	MLP-MC, LR-MC, ANN-CA, CLUE-MC, CA-MC, RT-CA.

2.7.1 Redes neuronales artificiales (RNA)

Las redes neuronales artificiales (RNA o ANN en inglés) son modelos que están inspirados en las redes neuronales biológicas del cerebro humano, constituidas por elementos que se comportan de forma similar a la neurona biológica en sus funciones más comunes, de esta manera aprenden, generalizan ejemplos previos para generar nuevos y abstraen las características principales (Basogain, 2008). Son usadas principalmente de cuatro maneras: para modelos de sistemas nerviosos biológicos, inteligencia artificial, modelos predictivos, adaptador en tiempo real de procesos simples o como implemento de control para aplicaciones en robótica, análisis de datos y reconocimiento de patrones (Maneta y Schabel, 2003).

En el análisis de CUS, el uso de RNA ha sido probado efectivamente en el crecimiento urbano y las aptitudes de uso de suelo, sin embargo, han demostrado ser más eficientes como una herramienta predictiva para la localización de CUS (Díaz-Pacheco y Hewitt, 2014). Esto debido a la capacidad de detectar los patrones de comportamiento extraídos y comparados de dos momentos diferentes (*Ibidem*).

Una de las ventajas que presenta, es que con ellas es posible establecer relaciones entre variables dependientes e independientes, aun cuando las relaciones son altamente no lineales debido a la variabilidad de la influencia de los factores y a su sensibilidad ante la influencia de otros factores no contemplados en los modelos (Maneta y Schabel, 2003).

Su arquitectura consiste en capa de entrada, capas ocultas y capa de salida, en las cuales se encuentran módulos de procesamiento (neuronas) interconectados entre sí, que darán como resultado una predicción (Figura 6) (Padilla-Arballo *et al.*, 2022).

Su funcionamiento inicia con interconexiones entre neuronas que funcionan como un canal de comunicación por el cual circulan señales de una neurona a otra, mientras son evaluadas por una estructura de pesos sinápticos (parámetros libres) asociados a cada una de las conexiones (Jaramillo y Antunes, 2018). La evolución se ve modificada durante la fase de aprendizaje hasta que la red asimila la información recibida durante el entrenamiento y adquiera la capacidad de generalización (*Ibidem*).

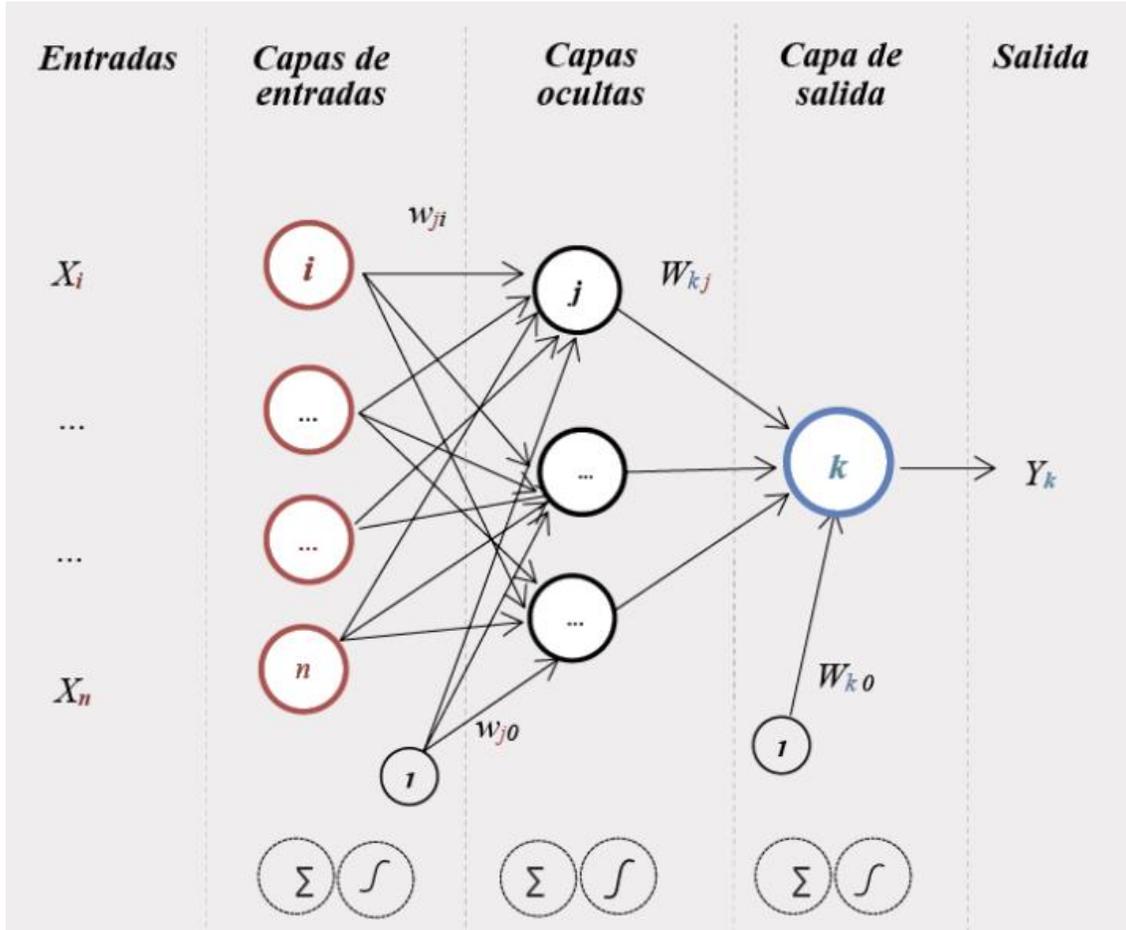


Figura 6. Funcionamiento general de las redes neuronales artificiales, tomado de Principi (2022)

2.7.1 Autómatas celulares (AC)

Un AC es un modelo matemático de un sistema dinámico formado por un conjunto de células o celdas que adquieren diferentes estados o valores, estos estados cambian de un instante a otro en unidades discretas de tiempo, es decir, pueden cuantificarse periódicamente con valores enteros (Reyes, 2011). De esta forma, el grupo de células evoluciona según una determinada expresión matemática, esta evolución repercute en los estados de las celdas adyacentes, lo que se conoce como regla de transición local (Figura 7) (*Ibidem*). Inicialmente se interpretó como un conjunto de células que crecían, se reproducían y morían, por lo que reciben el nombre por el parecido en la manera

en que se comportan las celdas (Valero, 2015). De acuerdo con Reyes, (2015) los AU presentan 3 componentes principales: el arreglo regular, conjunto de estados, configuración inicial, vecindades y función local (Cuadro 5).

A finales de los años 90 el uso de los AC abarca numerosas disciplinas, siendo de gran utilidad en el estudio de sistemas biológicos: reproducción, auto-organización, evolución, etc (Reyes, 2011). En el caso del modelamiento espacial, se ha logrado llevar a cabo en simulaciones para combatir los incendios forestales, así como en el crecimiento urbano y simulaciones a futuro en combinación con RNA (Padilla *et al.*, 2015; Principi, 2022). Un requerimiento para el desarrollo del modelamiento espacial es obtener información cartográfica temática previa de por lo menos dos épocas anteriores diferentes de la que se desea modelar (Padilla *et al.*, 2015).

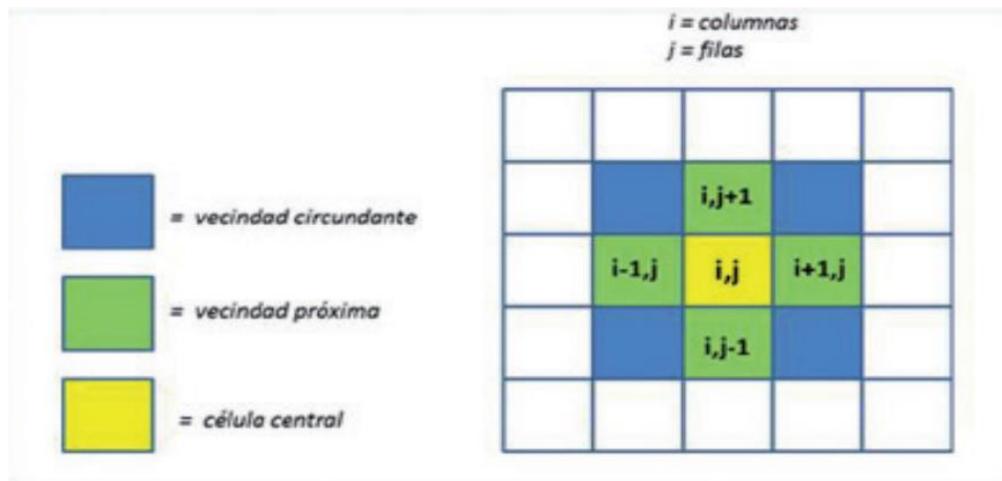


Figura 7. vecindad de un AC de acuerdo con la regla de transición local, tomado de Padilla *et al.* (2015)

Cuadro 5. Componentes de un autómata celular, tomado de Reyes (2011)

Componente	Descripción
Arreglo regular	Es el espacio de desarrollo, donde cada división es llamada célula. Puede ser un plano de dos dimensiones o un espacio n-dimensional.
Conjunto de estados	Valor que se le asigna a cada elemento o célula.
Configuración inicial	Asignación de un estado a cada célula del espacio de evolución del sistema
Vecindades	Define el contiguo de células y posición relativa respecto a cada una de ellas. A cada vecindad corresponde un elemento del conjunto de estados
Función local	Es la regla de evolución que determina el comportamiento del AC. Se conforma de una célula central y sus vecindades. Define como debe cambiar de estado cada célula dependiendo de los estados anteriores de sus vecindades. Puede ser una expresión algebraica o un grupo de ecuaciones

2.8 MÉTODO DE ANÁLISIS DE LOS CAMBIOS COBERTURA Y USO DE SUELO (MOLUSCE)

El método MOLUSCE (Modules for Land Use Change Evaluation) es un software complementario para QGIS, el cuál presenta herramientas para el análisis de los cambios de cobertura y uso de suelo a diferentes períodos de tiempo, para modelar el potencial de transición y simular las posibles modificaciones a futuros (Asia Air Survey, 2014).

El complemento incorpora algoritmos mencionados anteriormente para modelos de la simulación a futuro como: redes neuronales artificiales (ANN), evaluación multicriterio (MCE), peso de evidencia (WoE) y regresión logística (LR) (Asia Air Survey, 2014). Además, es posible añadir variables que influyen sobre el CUS (*Ibidem*). La transición potencial se lleva a cabo mediante una simulación con AC basado en el algoritmo de Monte Carlo (*Ibidem*).

III. ANTECEDENTES

Hoy en día la tecnología permite trabajar con imágenes satelitales de alta resolución y sistemas de información geográfica que facilitan el análisis de la cobertura y uso de suelo (CUS) (Juan, 2021). Por lo que, en México, los estudios que evidencian la pérdida de cobertura vegetal se han diversificado, mostrando el aumento de zonas agrícolas y ganaderas, así como el crecimiento poblacional. (Escandón *et al.*, 2008; Morales-Hernández *et al.*, 2016; Leija *et al.*, 2020; Reyes y Ladrón de Guevara, 2020).

En adición a las técnicas convencionales para la clasificación de CUS, es posible hacer uso de métricas e índices de ecología del paisaje para comprender de mejor manera la dinámica entre ciertas categorías del espacio (Ueemaa *et al.*, 2009). Al mismo tiempo, el rápido crecimiento de asentamientos urbanos y el impacto de zonas con actividad antrópica sobre sitios con cobertura vegetal original derivan en la necesidad de emplear herramientas que permitan identificar los sitios con mayor susceptibilidad al cambio en un futuro próximo, llevando a desarrollar distintas metodologías para este fin (Bounouh *et al.*, 2017).

3.1 CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO A NIVEL NACIONAL

Galicia *et al.* (2008) analizaron la CUS y patrones de fragmentación en el río Papagayo, Guerrero, mediante uso de imágenes Landsat del año 2000. Los resultados muestran que la SBC mantuvo un área de 14 575.06 ha (11.52%) y la Selva mediana subcaducifolia (SMSC) 1 968.12 ha (1.52%). Las métricas e índices del paisaje consideradas (número de parches, tamaño medio, tamaño mínimo y máximo, densidad de borde, borde total y conectividad) indican una baja conectividad y un alto aislamiento de la SBC. De manera concluyente los autores destacan que la vegetación secundaria derivada del abandono de actividades antrópicas mejora la conexión entre los diferentes parches de vegetación primaria.

Ibarra-Montoya *et al.* (2011) elaboraron un modelo predictivo para los años 1976-2000 con la finalidad de evidenciar la pérdida de la cobertura vegetal, mediante el uso de mapas vectoriales según la metodología de sensibilidad propuesta por Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez (2010). Reportan que los pastizales inducidos, matorrales

subtropicales y asentamientos humanos presentaron un aumento en su área. Lo que como consecuencia provocó que las SBC fuese uno de los sistemas vegetales más afectados con una pérdida de 15 481.9 ha (-7.86%), del mismo modo el modelo a futuro muestra una tasa de deforestación anual para la SBC de 0.48%.

Flores-Casas y Ortega-Huerta (2019) estudiaron el Cambio en la cobertura y uso de suelo (CUS) durante tres períodos de tiempo en la reserva Chamela-Cuixmala, Jalisco, con imágenes Landsat y Spot. Durante 1970-1993/94 los principales sistemas vegetativos como SBC y SMSC disminuyeron su cobertura en un 22% y 45% respectivamente, sin embargo, a lo largo del período 1993/94–2011/2012 se observó una ganancia de 2 260 ha para SBC y 1 145 para SMSC. Caso contrario a lo reportado para las proyecciones a futuro (2030, 2040 y 2050) mediante cadenas de Márkov, que muestra una ausencia drástica de la SBC y un aumento de pastizales introducidos. Por lo que se resalta la importancia de estos sitios como reservorios de la biodiversidad asociadas a las selvas secas.

Por otra parte, Hernández-Pérez *et al.* (2022) evaluaron el CUS y fragmentación en Veracruz, con el uso de imágenes Landsat y métricas de ecología del paisaje, durante el período 1989–2015. Observaron que la SBC pasó de contar con 20 260 ha a 5 516 ha (-72.77%), en tanto la SMSC se redujo de 8660 ha a 869 ha (-89.96%). Para ello emplearon el uso de métricas e índices del paisaje como: tamaño medio del fragmento, número y densidad de fragmentos, longitud total de borde, área interior total, índice de proximidad medio, índice de agregación e índice de contraste. Los valores arrojados muestran una tendencia a la homogeneización del paisaje, con fragmentos de uso agrario y vegetación secundaria cada vez más extensa.

3.2 CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO EN CHIAPAS

Rueda (2011) estudió un sistema silvopastoril en Ocozocuahtla, Chiapas, mediante imágenes Landsat. Encontró que la SBC y la SMSC en conjunto disminuyeron 98.35 ha (-14.5%) en el período de 1986 - 2009, esto como resultado de la expansión de los sitios destinados a la actividad pecuaria y agronómica.

Kolb y Galicia (2012) analizaron la cuenca Grijalva-Usumacinta con el uso de Imágenes Landsat y Spot durante 1993 - 2007. Obtuvieron que para el caso de las selvas secas (SBC y SMSC) se presentó una disminución de 4 263 ha, a la vez que la vegetación secundaria de selvas secas perdió 127 520 ha. Se destaca que las selvas secas son de los sitios mayormente amenazados por la alta tasa de deforestación y sustitución por áreas urbanas, agrícolas y sitios de pastizales.

Gordillo-Ruíz y Castillo-Santiago (2017) emplearon imágenes satelitales Landsat y Spot en la cuenca del río Sabinal del año 1992 – 2009. Su trabajo muestra un descenso de la categoría bosque (conformado por SBC, SMSC, bosque encino y bosque de galería) de 633 ha (-8.3%). Además, se registró un aumento de la población urbana y potreros, en tanto las áreas agrícolas se trasladaron a sitios de mayor pendiente por la extensión de la población.

López, *et al.* (2018) analizaron la deforestación de la SBC y selva mediana caducifolia (SMC) en la microcuenca La Unión, del municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas, en un período comprendido de 2005-2025 con imágenes Sentinel 2. El estudio muestra que la SBC se redujo con 2 168.2 ha (-26.6%) y la SMSC con 70.5 ha (-2.8%), mientras que los asentamientos urbanos y tierras agrícolas mostraron un incremento. De manera impactante se espera que para el año 2025 la SBC y SMSC se reduzcan 2 624 ha (-31.04%) en conjunto. Los autores identificaron las variables, densidad de población, distancia a la red de caminos y carreteras, distancia a los asentamientos humanos, pendiente y altitud como posibles promotoras del cambio de cobertura vegetal.

Zenteno *et al.* (2022) realizaron un estudio CUS dentro de la reserva “El zapotal” en Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, con el uso de Imágenes Landsat en los años 1980-2020. En 1980 la SMSP presentó la mayor cobertura al interior de la reserva (55.06 ha), seguido de acahual (166.18 ha) en las inmediaciones. Para el año 2020 la SBC obtuvo la mayor extensión dentro y fuera de la reserva (73.64 ha y 133.08 ha respectivamente). En las inmediaciones de la reserva se observó un aumento de suelo urbano, los autores indican que esto es una señal de alarma debido al posible aislamiento de la reserva.

3.3 MODELO DE PREDICCIÓN CON EL USO DE MODULES FOR LAND USE CHANGE SIMULATIONS (MOLUSCE)

Palacios *et al.* (2019) evaluaron la pérdida de cobertura vegetal por aumento de suelo urbano en Iquitos, Perú, con imágenes Landsat y redes neuronales artificiales y autómatas celulares mediante MOLUSCE generando un escenario para el 2029. Sus resultados muestran una disminución en la cobertura vegetal de 375 ha (-9.28 %) y un aumento en suelo urbano de 318 ha (15.32 %).

Muhhamad *et al.* (2022) realizaron un análisis multitemporal y a futuro del CUS en Linyi, China con el uso de Imágenes Landsat y MOLUSCE. Identificaron las variables, modelo de elevación digital (DEM), pendiente, y distancia de las carreteras, como impulsores de cambio. Como resultado, los bosques experimentaron un aumento en la extensión de 35 571 ha (23.73%) comprendido en el período 2020-2050.

Principi (2022) modeló el cambio de suelo urbano a través de redes neuronales artificiales y autómatas celulares en MOLUSCE. Obtuvo que para el año 2030 el suelo urbano se expande 672 (20%). Las principales variables utilizadas para el modelo fueron: distancia a las áreas complementarias, distancias a las principales vías de comunicación, pendiente del terreno, distribución de las áreas protegidas y de recreación y distribución del uso urbano disperso.

IV. OBJETIVOS

General

Realizar un análisis predictivo y multitemporal del cambio de cobertura y uso de suelo en el municipio de Emiliano Zapata, Chiapas, México

Específicos

- a) Cuantificar la pérdida de cobertura vegetal en un periodo de 37 años
- b) Describir el cambio de coberturas y uso de suelo a través de los años
- c) Analizar la fragmentación y conectividad de la vegetación mediante métricas del paisaje
- d) Estimar una proyección de cambio de coberturas para el año 2044

V. ZONA DE ESTUDIO

El municipio de Emiliano Zapata se encuentra en la depresión Central de Chiapas, México, en las coordenadas 16° 30' 57.42" N, 92° 54' 53.35" W, colindando al norte y oeste con Chiapa de Corzo, al este con Acala y al sur con Venustiano Carranza (INEGI, 2019). Cuenta con una superficie de 218.2 Km² teniendo como cabecera municipal a la localidad 20 de noviembre (Figura 8) (INEGI, 2019; INEGI, 2020).

El clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano (Aw), presentando temperaturas mayores a 34.5 °C en los meses de mayo-octubre, además de una precipitación anual que oscila entre los 600-800 mm, con un período de estiaje de octubre a mayo. (García, 1998; Cuervo-Robayo *et al.*, 2019;). La vegetación está compuesta por selva baja caducifolia (Figura 9), selva mediana subperennifolia (Figura 10) y pastizales inducidos como consecuencia de actividades agrícolas, las cuales son unas de las principales actividades económicas en la región (Figura 11; Figura 12) (SEMAHN, 1995; INEGI, 2021).

Dentro del municipio se encuentra la reserva ecológica “El canelar”, que cuenta con tres polígonos, “El canelar”, “El aguaje”, y “La montaña”, con un total de 89 ha (SEMAHN, 1995).

Flora de El canelar

En los distintos polígonos se ha identificado: *Calycophyllum candidissimum*, *Bursera simaruba*, *Swietenia humilis*, *Cedrela odorata*, *Alvaradoa amorphioides*, *Haematoxylum brasiletto*, *Ceiba aesculifolia*, *Spondias mombin*, *Platymiscium dimorphandrum*, *Heliocarpus terebinthinaceus*. (SEMAHN, 1995).

Fauna de El canelar

De acuerdo con la SEMANH (1995), los mamíferos observados son: *Odocoileus virginianus*, *Leopardus wiedii*, *Tamandua mexicana*, *Didelphis marsupialis*, *Sciurus aureogaster*, *Procyon lotor*, *Desmodus rotundus*, *Artibeus lituratus*, *Carollia sowelli*, *Chiroderma villosum*, *Pteronotus parnellii* y *Rhogeessa tumida*.

Para el caso de aves: *Ciccaba virgata*, *Cyanocorax yncas*, *Icterus pustulatus* y *Turdus grayi* (SEMAHN,1995).

La herpetofauna identificada: *Anolis sagrei*, *Anolis sericeus*, *Coleonyx elegans*, *Epictia goudotii*, *Heloderma alvarezii*, *Rhinella horribilis*, *Smilisca baudinii* y *Eleutherodactylus pipilans* (SEMAHN, 1995).

En los peces se ha encontrado: *Astyanax aeneus*, *Brycon guatemalensis*, *Chichlasoma grammodes*, *Oreochromis niloticus*, *Petenia splendida*, *Vieja hartwegi*, *Rhamdia laticauda*, *Rhamdia guatemalensis*, *Poecilia sphenops*, *Poeciliopsis fasciata*, *Poeciliopsis hnlickai*, *Poeciliopsis pleurospilus* y *Profundulus punctatus* (Velázquez-Velázquez et al., 2010).

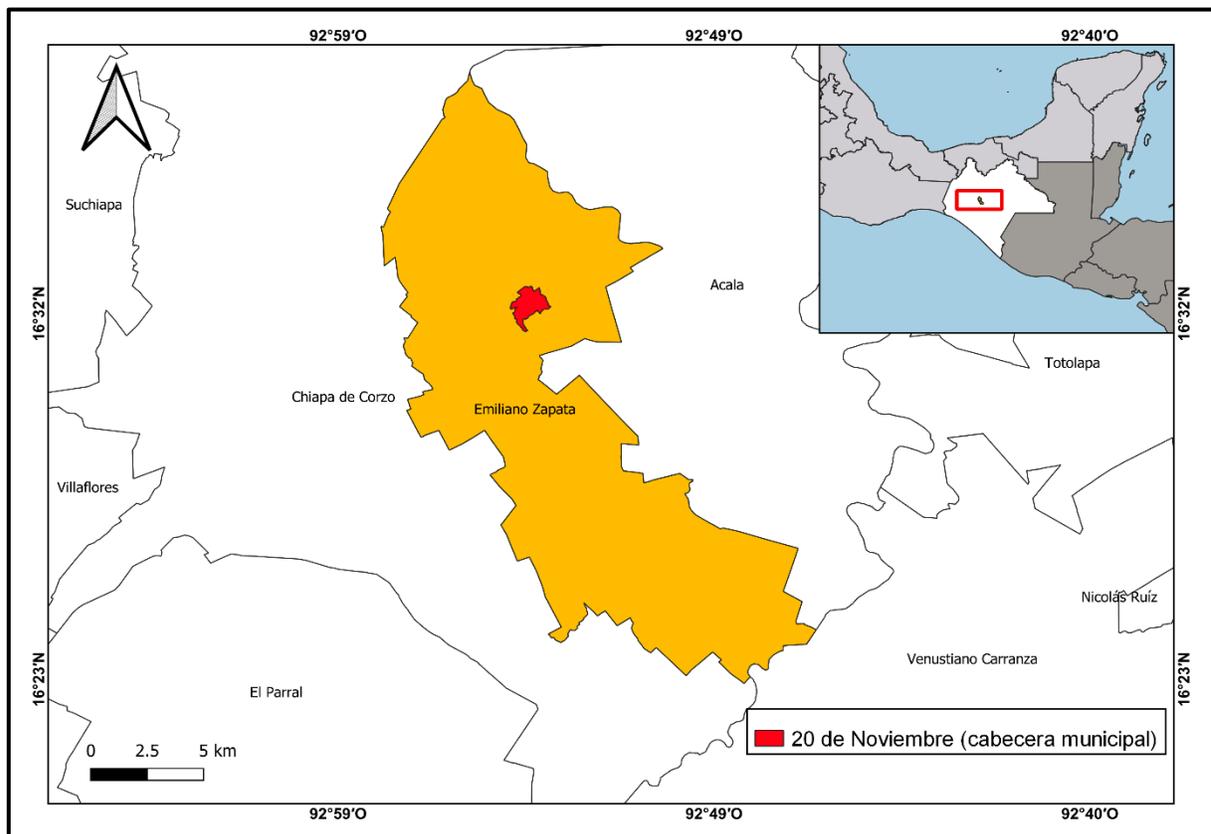


Figura 8. Ubicación del municipio de Emiliano Zapata

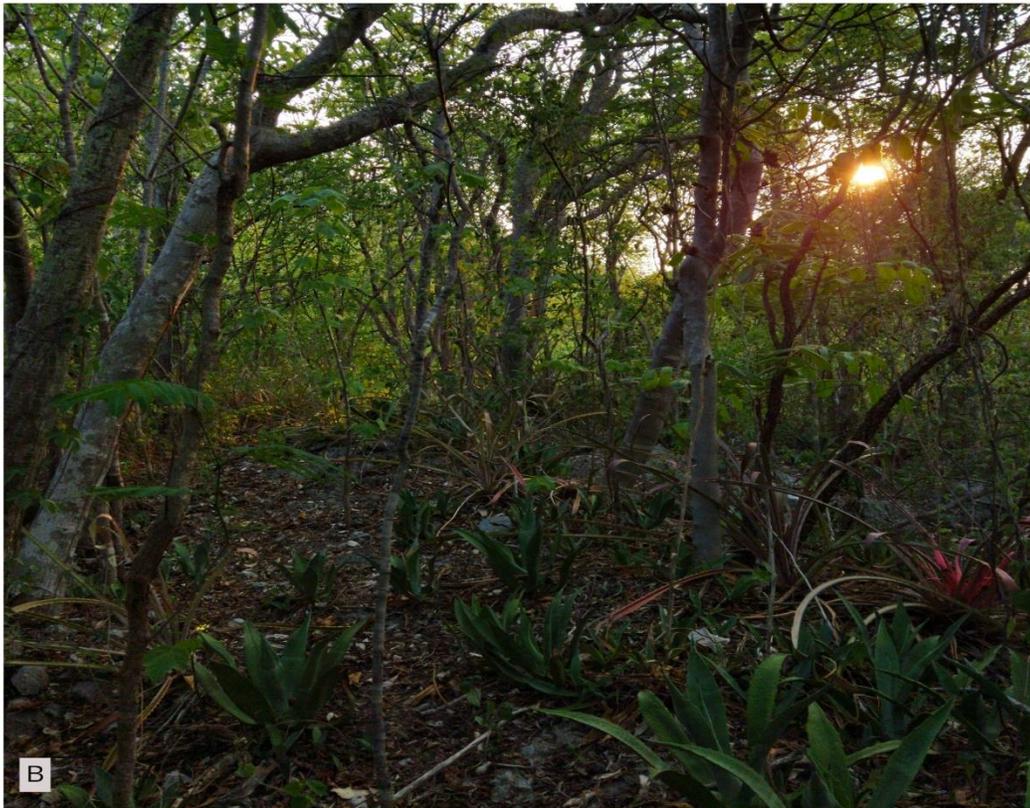


Figura 9. Selva baja caducifolia . A. Selva baja caducifolia en temporada de seca. B. Selva baja caducifolia en temporada de lluvia

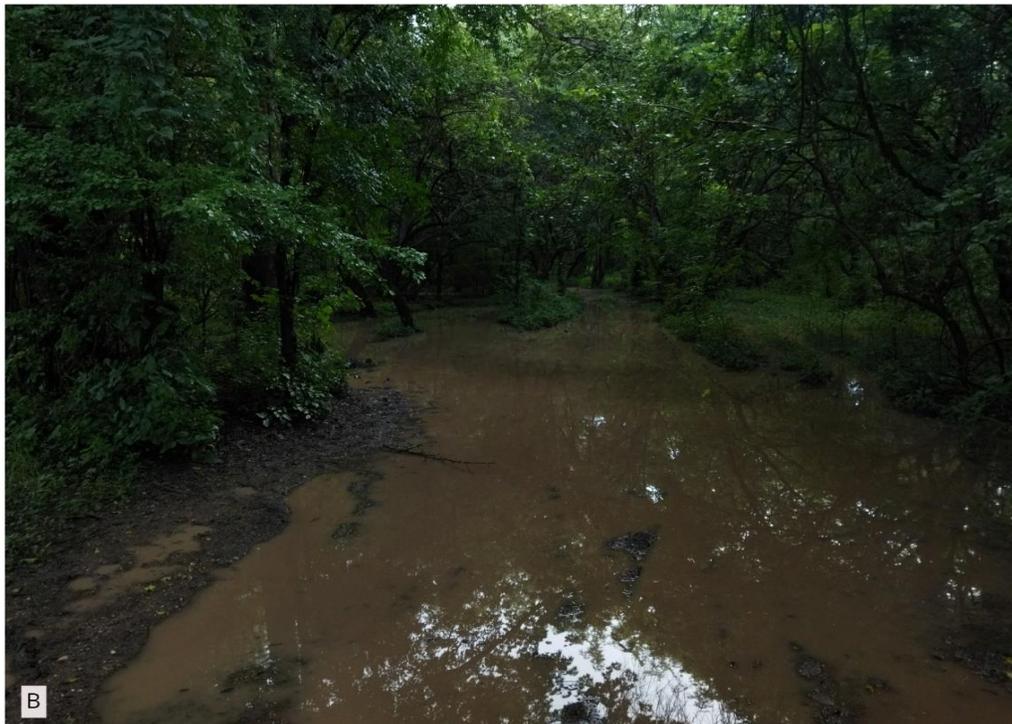


Figura 10. Selva mediana subperennifolia. A. Selva mediana subperennifolia cercana a cuerpos de agua permanentes. B. Selva mediana subperennifolia en temporada de lluvias



Figura 11. Cultivos del municipio. A. Sorgo B. Maíz



Figura 12. Pastizales del municipio

VI. MÉTODO

6.1 CLASIFICACIÓN DE IMÁGENES SATELITALES

Para realizar los mapas de Cobertura y uso de suelo (CUS) se recurrió al uso de imágenes satelitales tipo Landsat provenientes del portal United States Geological Survey (USGS). Las imágenes para los años 1985 y 2000 corresponden a Landsat 5 MT, mientras que para los años 2015 y 2022 a Landsat 8 OLI/TIRS todas con 30 m de resolución. Las fechas de las imágenes utilizadas debían de comprender los meses de seca (enero-mayo) con la finalidad de evitar la presencia de nubes que dificultaran los análisis posteriores. El preprocesamiento de las imágenes satelitales se realizó dentro del software QGIS v3.22.11, con ayuda del complemento de Congedo (2021), Semi-Automatic Classification (SCP) v7.10.8.

El plugin SCP está diseñado para el análisis del cambio de cobertura y uso de suelo, mediante herramientas para el procesamiento, procesamiento y post procesamiento de imágenes satelitales (Congedo, 2021).

Dentro de SCP se realizó una corrección atmosférica, que elimina los efectos producidos por aerosoles y radiación intrínseca y mejora la calidad de la imagen, para después recortar las imágenes satelitales acorde al área de estudio (Aguilar *et al.*, 2014). Posteriormente se llevó a cabo una clasificación supervisada para los distintos tipos de vegetación en SCP con cinco categorías de CUS (Cuadro 6), realizando una fotointerpretación de acuerdo con Escobar y Patricia (2021) para cada uno de los períodos. Para ello fue necesario hacer combinaciones de banda en infrarrojo (bandas 5,4,3 para Landsat 8 y 4,3,2 para Landsat 5 (Figura 13).

En cada categoría se seleccionó como mínimo 25 puntos con el algoritmo de región incremental automática, que toma un conjunto de píxeles con características similares, aunque Leurox *et al.* (2018) recomiendan al menos 10 puntos de entrenamiento por cada clase; la única excepción corresponde a los cuerpos de agua, que al tener una extensión pequeña se utilizaron 15 puntos. Para finalizar la clasificación se utilizó el método de máxima verosimilitud, el cual asume que los datos siguen una función de distribución normal para asignar la probabilidad de que un píxel

cualquiera pertenezca a cada una de las clases (Universidad de Murcia, 2014). De este modo el píxel se asigna a la clase que es más probable que pertenezca (UM, 2014).

Tabla 6. Descripción de categorías utilizadas

Categoría	Descripción
Selvas secas	Selva baja caducifolia, Selva mediana subperennifolia, vegetación secundaria, vegetación ribereña
Cultivos y pastizales	Cultivos de temporal, cultivo de riego, pastizal inducido
Suelo desnudo	Suelo quemado o desprovisto de vegetación
Cuerpos de agua	Ríos, arroyos y cuerpos de agua artificiales
Asentamientos humanos	Sitios con edificaciones de origen antrópico

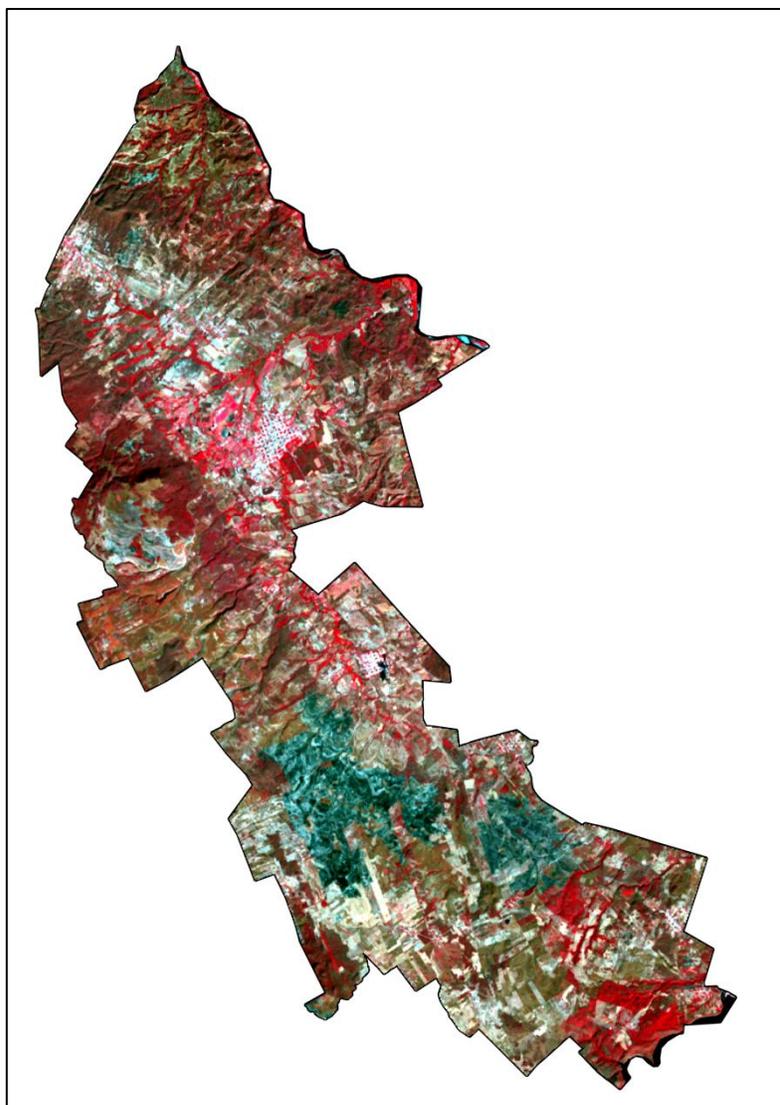


Figura 13. Composición en infrarrojo del municipio de Emiliano Zapata

6.2 COMPROBACIÓN DE PRECISIÓN DE CUS

Para corroborar la precisión de la clasificación elaborada para cada uno de los años se realizó una matriz de error en el plugin Accuracy Assessment of Thematic Maps (AcATaMa) de Llano (2022), utilizando como referencia la composición en infrarrojo. En AcATaMa se hizo un muestreo simple estratificado con 50 puntos por categoría de acuerdo con las sugerencias de Congalton y Green (2009). El tamaño de muestra apropiado debería ser calculado específicamente para cada proyecto, utilizando la

distribución multinomial, sin embargo, Cogalton y Green (2019) demuestran mediante simulaciones que un mínimo de 50 muestras por clase tiene un buen ajuste en sitios con menos de un millón de acres y menos de doce clases. Una vez elaborada la matriz de error, se procedió a calcular la confiabilidad del mapa y el índice de Kappa con las siguientes fórmulas (Morales *et al.*, 2016):

$$F_m = \frac{N \sum X_i * 100}{\sum \sum X_{ij}}$$

Donde:

F_m = Porcentaje de exactitud global (confiabilidad del mapa)

$\sum X_i$ = Sumatoria de aciertos o acuerdos observados

$\sum \sum X_{ij}$ = Total de puntos muestreados

$$k = \frac{N \sum X_{ii} - \sum (X_i * X_{+1})}{N^2 - \sum (X_i * X_{+1})}$$

k = Índice de Kappa

N = Total de datos muestreados

X_{ii} = indica el acuerdo observado

$X_i * X_{+1}$ = concordancia esperada (producto de marginales)

6.3 TASA DE CAMBIO Y DEFORESTACIÓN

Para ello se elaboró una tabla con la diferencia en porcentaje (%) y extensión (ha) de cada una de las categorías utilizadas en los siguientes intervalos de tiempo: 1985 - 2000, 2000-2015, y 2015–2022.

Para el cálculo de la tasa de cambio y deforestación anual se utilizaron las siguientes formulas (Puyravaud, 2002; Quezada y Sevilla, 2021):

$$r = \frac{1}{T2 - T1} \ln \frac{A2}{A1} * 100$$

Donde:

A1: Cobertura vegetal o uso de suelo en tiempo inicial

A2: Cobertura vegetal o uso de suelo en el tiempo final

T1: Periodo inicial

T2: Periodo final

Para el cálculo de la deforestación anual promedio:

$$R = \frac{A1 - A2}{T2 - T1}$$

Siendo:

A1: áreas de bosque en periodo inicial

A2: áreas de bosque en período final

T1: periodo inicial

T2: Periodo final

6.4 MÉTRICAS DEL PAISAJE

Para tener una mejor comprensión de la dinámica de la CUS en el municipio, se realizó un análisis de fragmentación con Fragstats 4.2.1 (McGarigal, 2012). Donde se utilizaron diferentes métricas e índices Dentro del software se utilizaron las siguientes métricas e índices: Número y densidad de parches, índice del parche más largo,

perímetro total y promedio del área (Chavarría y Lanuza, 2021; Hernández-Pérez *et al.*, 2022).

Tabla 7. Métricas del paisaje utilizadas en el software Fragstats, tomado de McGarigal (2012)

Métrica	Descripción
Número de parches (NP)	Es una medida simple de la extensión de subdivisión o fragmentación del tipo de parche. Tiene un valor interpretativo limitado por sí mismo, sin embargo, es útil como base para calcular otras métricas.
Densidad de parches (DP)	Indica la cantidad de parches por unidad de área (ha) lo que facilita las comparaciones entre paisajes de distintos tamaños. Esta métrica no transmite información sobre los tamaños y la distribución de los parches.
índice del parche más largo (IPML)	Cuantifica el porcentaje del área total del paisaje compuesto por el parche más grande. Como tal, es una simple medida de dominancia. LPI corresponde a 0 cuando el parche más grande de una clase es nulo y 100, cuando todo el paisaje consta de un solo parche de una clase. Es decir, cuando el parche más grande comprende el 100 % del paisaje.
Perímetro total (PE)	Es una medida de la longitud total del borde de una clase particular.
Promedio de área (PA)	Indica el promedio de área de todos los parches en una misma clase.

Para la evaluación de la continuidad espacial se recurrió al índice de continuidad de Vogelmann (FCI) con la siguiente fórmula (Botache *et al.*, 2011):

$$FCI = \left(\ln \frac{CA}{TE} \right)$$

Donde:

CA= Área de clase (m²)

TE= Total de borde (m)

El grado de fragmentación se calculó con la siguiente fórmula (Alarcón, 2017):

$$F = \frac{\text{Área total de bosque (ha)}}{\text{Área total (ha)}}$$

6.5 MODELADO DE PROYECCIÓN PARA EL AÑO 2044

La predicción para el año 2044 se llevó a cabo mediante redes neuronales artificiales y autómatas celulares de la herramienta MOLUSCE v3.0.13, dentro de QGIS v2.18.3.

Los datos de entrada fueron los mapas de CUS del año 2000 y 2022, la diferencia en ambos años corresponde a la cantidad de años proyectados a futuro, en este caso se modeló para el 2044. También se hizo uso de las variables, distancia a las carreteras, modelo digital de elevación (DEM), pendiente y localidades de acuerdo con Muhhamad *et al.*, (2022) y López, *et al.*, (2018). Las variables fueron descargadas del Comité Estatal de Información Estadística y Geográfica (CEIEG). En algunos casos fue necesario convertir a ráster y aplicar distancia euclidiana, mientras que todas ellas se adecuaron al mismo tamaño de píxel, sistema de coordenadas y dimensiones de los mapas de CUS utilizados.

Para el entrenamiento de la proyección se ajustaron los parámetros a los siguientes valores: 1000 iteraciones, valores de neighborhood de 3 x 3 píxeles,

learning rate de 0.001, 12 hidden layers y 0.05 de momentum (Kamaraj y Rangarajan, 2021; Muhhamad *et al.*, 2022).

VII. RESULTADOS

7.1 PRECISIÓN MAPAS REALIZADOS

Se obtuvieron un total de cuatro mapas, de los cuales cada uno comprende una superficie de 21 805.02 ha, correspondiente a los años 1985, 2000, 2015 y 2022, y un total de cinco clases: Selvas secas (SS), cultivos y pastizales (CyP), suelo desnudo (SD), cuerpos de agua (CA) y asentamientos humanos (AH) (Cuadro 8). Con base en los valores obtenidos en el índice de kappa (superiores a 0.75) y el índice de exactitud global (por encima del 80%), se determinó que la precisión es apta para el análisis del cambio de cobertura y uso de suelo (Cuadro 9).

Cuadro 8. Superficie de cobertura y uso de suelo de 1985-2022

Clase	1985		2000		2015		2022	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
SS	6 428.88	29.48	7 552.26	34.64	5 571.90	25.55	6 419.07	29.44
CyP	12 664.44	58.08	10 416.78	47.77	12 491.28	57.29	10 210.32	46.82
SD	1 744.38	8.00	2 698.56	12.37	2 257.20	10.35	3 154.95	14.47
CA	118.71	0.54	137.34	0.24	102.60	0.47	141.49	0.65
AH	848.61	3.89	1 000.08	4.59	1 382.04	6.34	1 861.92	8.54
Total	21 805.02							

Cuadro 9. Precisión de las clasificaciones realizadas

Año	Exactitud global (%)	Índice de Kappa
1985	87	0.84
2000	80	0.75
2015	86	0.83
2022	81	0.76

7.2 COBERTURA Y USO DE SUELO

La cobertura y uso de suelo para 1985 muestra la mayor extensión de los CyP (58.08%) en el norte y centro del municipio, en tanto la zona sur conserva remanentes de vegetación de SS con mayor extensión, aunque también se observa fragmentada; en total las SS suman un 29.48% del total en superficie (Figura 14). En menor medida los SD se presentan en la parte suroeste (8%) teniendo a su alrededor vegetación de SS y áreas de CyP. Las áreas de AH (3.89%) pertenecen principalmente al norte del municipio, en la cabecera municipal y alrededor de la misma, además de pequeñas porciones al centro y sur. Por otra parte, los CA son evidentes al noroeste y suroeste ocupando únicamente el 0.54% de la superficie, mismos que comprenden los cuerpos de agua que alimentan al río Grijalva.

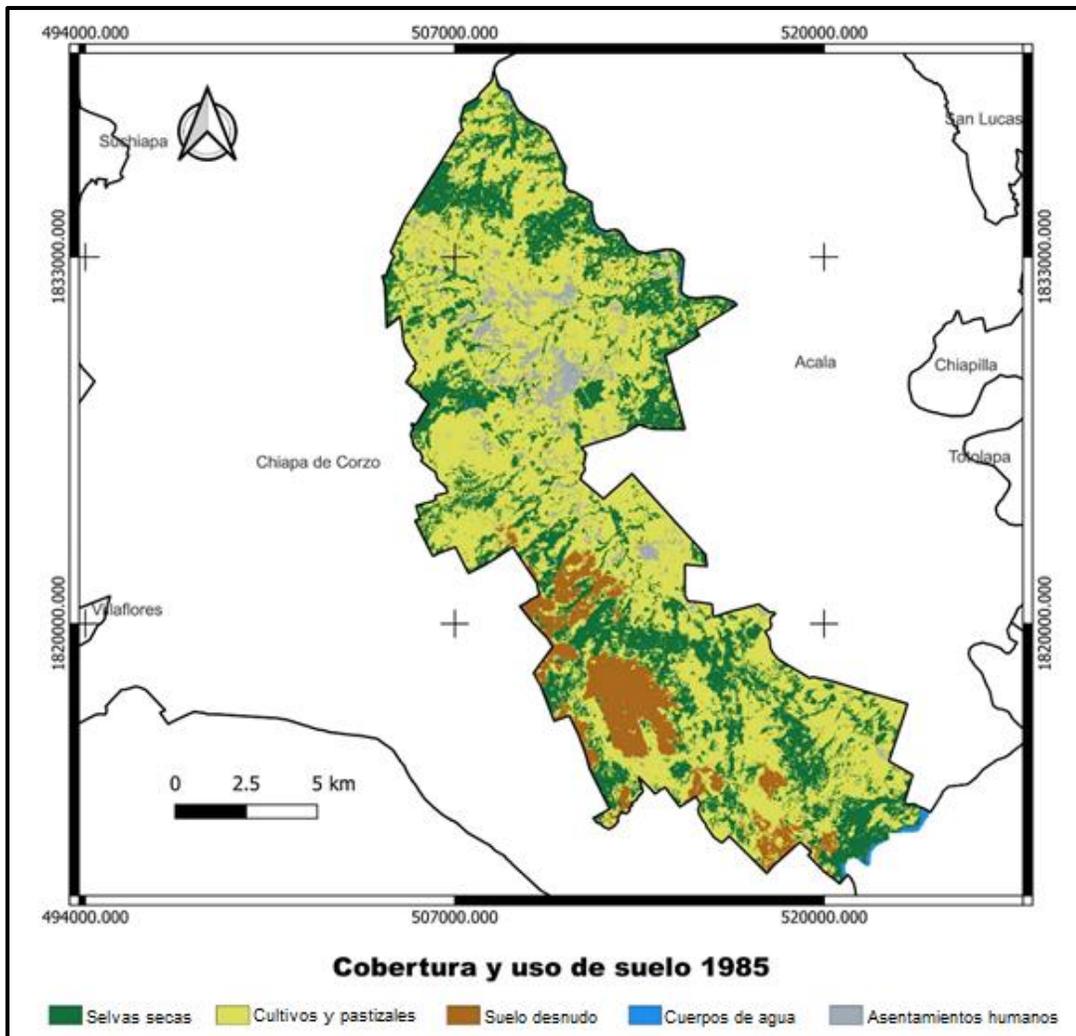


Figura 14. Mapa de cobertura y uso de suelo de 1985

Para el año 2000 se observa una disminución en la cobertura de CyP (pasa a 47.77%), aunque aún predomina en la superficie municipal (Figura 15). En este caso la zona norte y centro ya no es la principal región donde se distribuyen, y se han extendido al sur del municipio. La SS aumentaron su porcentaje (34.64%), concentrándose ahora al norte del municipio, al sur disminuyeron por acción de los CyP, así como de los SD que también alcanzan a observarse al centro y noroeste (12.37%). Los SD no se aprecian en grandes agregados como el año anterior, sino que se distribuyen en pequeños parches, algunos incluso dentro de la vegetación en aumento al norte.

Los AH aumentaron su superficie (4.59%), sin embargo, aún presentan similitudes al periodo de 1985 (al norte, centro y pequeños parches al sur). Por otro

lado, los CA muestran un ligero incremento (0.63%) en las zonas norte y sur del municipio.

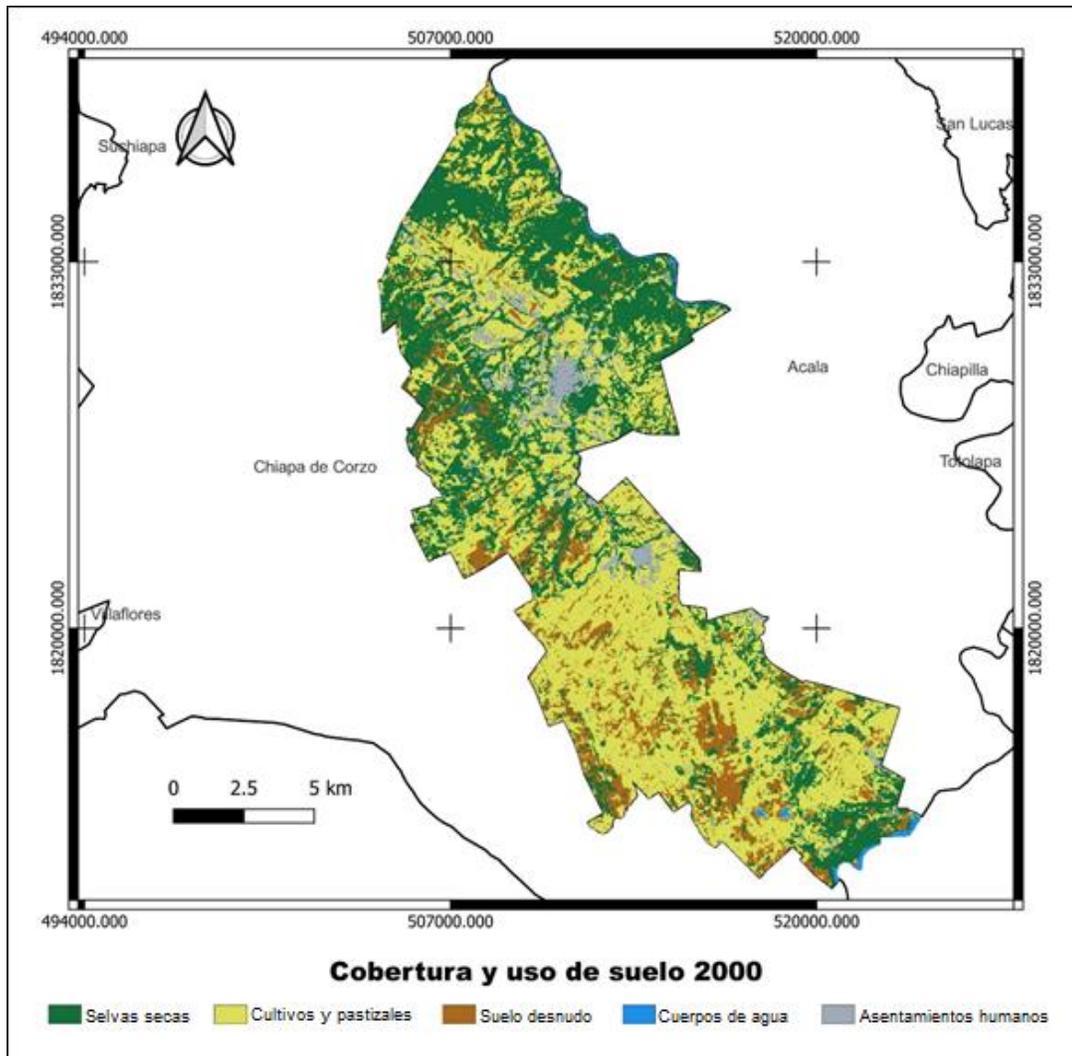


Figura 15. Mapa de cobertura y uso de suelo de 2000

La configuración del 2015 resulta diferente en comparación a los años anteriores (Figura 16), tanto que los CyP crecieron en superficie (57.29%), acercándose a cifras parecidas a las de 1985, apreciándose su abundancia al centro, sur y en menor medida al norte. Las SS muestran un descenso importante, con la

menor extensión de todos los años analizados (25.55%). En el año 2000 las SS se encontraban representadas principalmente al norte del municipio, sin embargo, durante el 2015 se observa una disminución de estas en dicha región, mientras que al sur pueden identificarse zonas fragmentadas rodeadas completamente por CyP. Los SD disminuyeron su superficie (10.35%) sin embargo ahora se perciben desde el sur hasta el noroeste del área de estudio, en los límites del Grijalva. Esta distribución de los SD se da en pequeños fragmentos entre las SS, CyP e incluso de las zonas de AH.

Las áreas de AH aumentaron su superficie (6.34%), con sitios de ubicación mucho más visibles en la zona sur, aunque se encuentran cercanas a zonas de SS, la mayoría surge en sitios de CyP y SD. Al norte es posible observar cómo se encuentra rodeado por CyP, así como de SD, mientras que las SS se despliegan hacia los costados. Esto se observa también en 1985, pero a diferencia de ese año, en el 2015 las AH son mayores. Por último, los CA disminuyeron su porcentaje ligeramente (0.47%), sin distinguirse algún otro cuerpo, a diferencia del Grijalva.

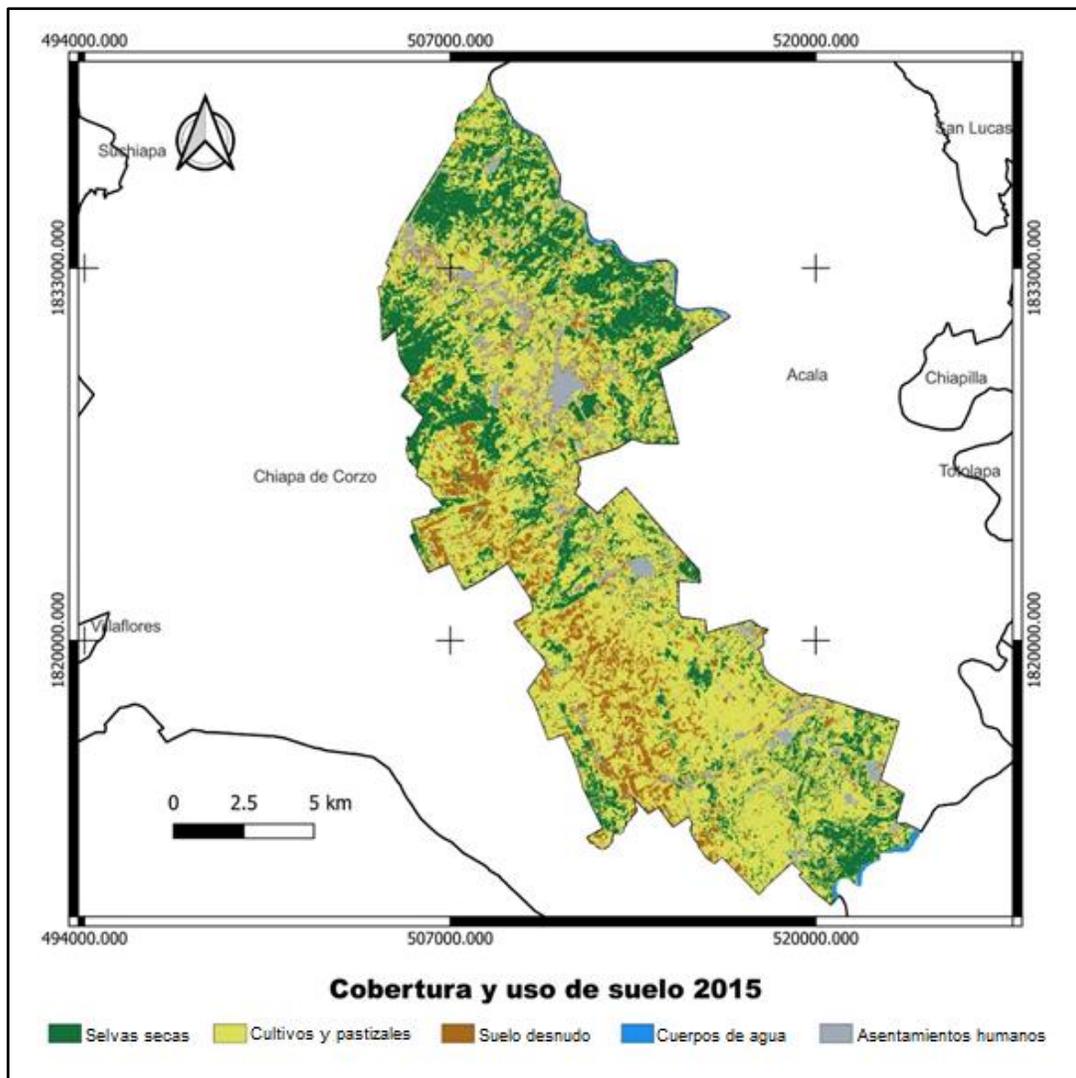


Figura 16. Mapa de cobertura y uso de suelo de 2015

Hasta el 2022, los CyP disminuyen su superficie (46.82%), pero siguen presentes en la porción suroeste, este y norte principalmente (Figura 17). Las SS acrecentaron su extensión (29.44%), sobre todo en los márgenes del municipio en la zona sur, así como algunos parches del suroeste y sureste se aprecian con mayor tamaño. El porcentaje para este año es muy parecido al de 1985, pero con una configuración muy diferente. Por su parte, los SD tienen la mayor extensión (14.47%), concentrado al suroeste, con algunos fragmentos al oeste que se esparcen hacia el norte.

En tanto los AH aumentan aún más su superficie (8.54%), a casi el doble que inicialmente se tenía. La expansión se hace más evidente alrededor de la cabecera municipal, y el suroeste donde antes no se observaban con facilidad, así como en las cercanías del río Grijalva. Los CA tiene su mayor extensión (0.65%) en este año y es posible distinguir pequeños cuerpos al norte cercanos a la cabecera municipal.

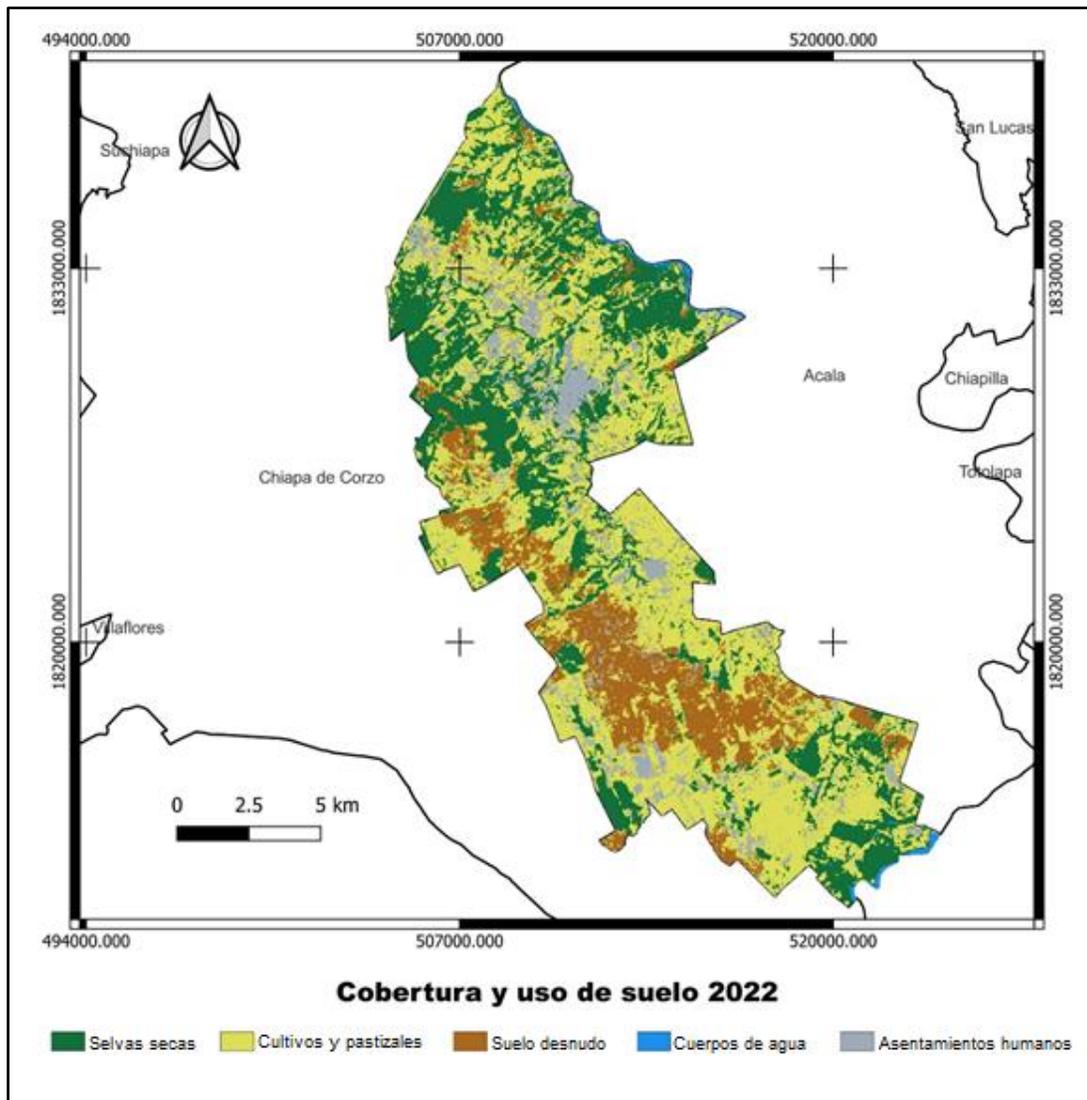


Figura 17. Mapa de cobertura y uso de suelo de 2015

7.3 DEFORESTACIÓN

Dentro del período 1985-2000, las SS incrementaron 1 123.38 ha, un avance importante teniendo en cuenta el constante avance de CyP y de SD dentro del municipio. Sin embargo, en el siguiente período 2000-2015, se experimentó la mayor cantidad de pérdida de SS, en total se transformaron 1 980 ha (-9.09%) lo que representa un retroceso (Cuadro 10). Asimismo, la deforestación anual promedio (DAP) muestra que en estos años se perdió vegetación a un ritmo de 132.02 ha por año, por lo que también la tasa anual de deforestación (TAD) fue de -2.03 (Cuadro 10). Pese a la pérdida en el período anterior (2000-2015), se presentó una reversión de la deforestación durante 2015-2022, ya que la cantidad de SS aumentaron 847.17 ha, correspondiente a una ganancia del 3.89% de superficie. Al observar los parámetros desde el período 1985-2022, se nota apenas una disminución de 9.81 ha (-0.04%), un DAP de 0.26 ha y un TAD de -0.01%, esto resalta la importancia del análisis entre intervalos más cortos.

Cuadro 10. Parámetros analizados para la cuantificación de la deforestación

Período	Diferencia (ha)	DAP (ha/año)	TAD (%)
1985-2000	1 123.38	-74.89	1.07
2000-2015	-1 980.36	132.02	-2.03
2015-2022	847.17	-121.02	2.02
1985-2022	-9.81	0.26	-0.01

Los valores negativos de DAP indican ganancia, mientras que los valores negativos de TAD indican pérdida

7.4 MÉTRICAS DEL PAISAJE

Las métricas del paisaje analizadas también muestran variabilidad en sus números (Cuadro 11). El menor número de parches (NP) corresponde al año 2022, mientras que la mayor cantidad de parches se presenta en el año 2000. La densidad de parches (DP) dada por cada 100 ha, también presenta un mayor número en el año 2000, en tanto que los valores mínimos de este parámetro se asocian al año 2022. Para el caso

del índice del parche más largo (IPML) se obtuvo que el parche de mayor tamaño de SS corresponde al año 2000, mientras que el más pequeño al año 1985.

El perímetro total (PE) de SS se fue incrementando hasta al año 2000, donde alcanzó su máximo, en los años posteriores esta cifra disminuyó hasta alcanzar su mínimo en el año 2022. El promedio de área (PA) de los parches muestra el valor más pequeño durante el año 2015, mismo que incrementa en el año 2022.

Cuadro 11. Métricas del paisaje

Año	NP	DP (/100 ha)	IPML (%)	PE (Km)	PA (ha)
1985	1 836	3.31	1.896	18.82	3.50
2000	2 482	4.475	4.890	22.22	3.04
2015	2 205	3.975	1.399	19.13	2.53
2022	1 357	2.446	1.996	14.26	4.73

Por otro lado, el índice de continuidad espacial de Vogelmann (IV) muestra que las SS del municipio presentan discontinuidad en su distribución en todos los años (Cuadro 12), dado que los valores menores a cero indican continuidad, mientras que valores superiores a 0 son indicadores de fragmentación. Complementariamente al IV, el cálculo del grado de fragmentación (GF) arroja que las SS en los diferentes períodos de tiempo se encuentran en un estado de insularización. En este último, un valor igual a uno es equivalente a un sitio sin fragmentación, mientras que valores menores a 0.5 corresponden a paisajes insularizados.

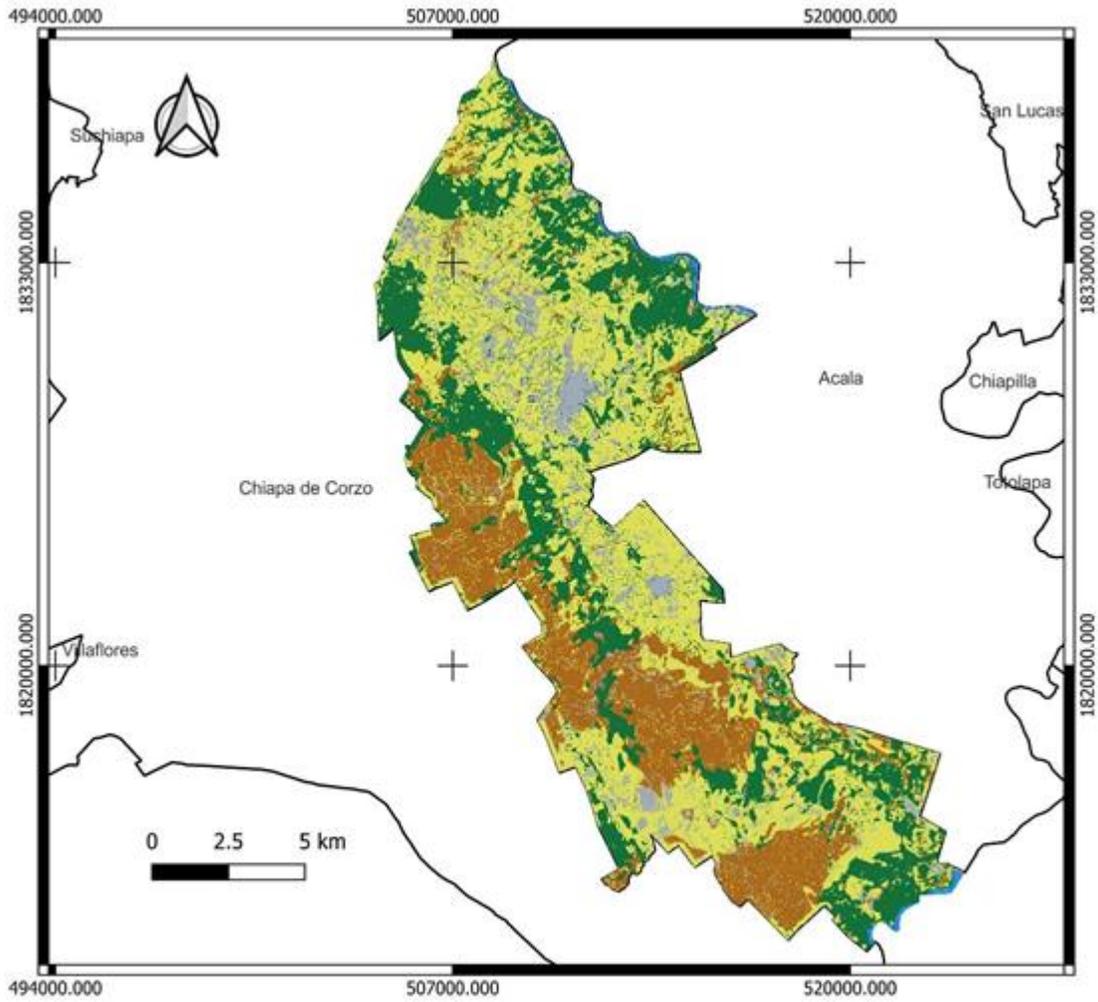
Cuadro 12. Índices de continuidad espacial y grado de fragmentación

Año	IV	GF
1985	3.531	0.295
2000	3.526	0.346
2015	3.371	0.255
2022	3.807	0.294

7.5 SIMULACIÓN DEL AÑO 2044

De acuerdo con la simulación realizada para el año 2044, se mantiene la expansión constante de la frontera agrícola y ganadera, con el dominio de los CyP (43.05%) (Figura 18). Contrariamente, las SS disminuyen su superficie (27.73%), a pesar de la recuperación presentada a partir del 2015. Principalmente la distribución de SS se concentra en el norte, noroeste y sureste del municipio. Los SD alcanzan los mayores valores de superficie (20.75%), en comparación de los años 1985-2000, extendiéndose hacia el noroeste (Cuadro 13). Además, los parches tienen un tamaño superior a los que se logran distinguir en años anteriores y su ubicación al centro del municipio pone en riesgo las SS que se han venido regenerando desde el año 2000.

Por su parte, las zonas de AH no muestran un crecimiento importante e incluso se mantienen en valores similares a las del año 2022 (7.81%). Esto a pesar de haber mostrado un crecimiento constante en los demás años analizados. En la parte norte, los CyP y SD rodean casi por completo las AH, restringiendo las SS a los márgenes del área de estudio. Los CA permanecen con valores parecidos al 2022 (0.66%) mostrando el cauce del río Grijalva en el noreste y sureste del municipio.



Cobertura y uso de suelo 2044

Figura 18. Mapa de cobertura y uso de suelo para el año 2044

Cuadro 13. Extensión de la cobertura y uso de suelo en la simulación del 2044

Clase	2044	
	ha	%
SS	6047.01	27.73
CyP	9386.19	43.05
SD	4524.39	20.75
CA	144.36	0.66
AH	1702.80	7.81

VIII. DISCUSIÓN

8.1 PRECISIÓN DE CLASIFICACIONES Y CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO

Al analizar la precisión de las clasificaciones realizadas se obtuvo que el índice de exactitud global superó el 80% en todos los años (Cuadro 9). Sobre este índice de precisión se han intentado establecer algunos estándares, por ejemplo, Anderson Anderson *et al.* (1976) sugieren que una clasificación adecuada debería presentar una exactitud global igual o superior a 85%. Contrariamente, Cogalton y Green (2019), consideran que este único índice no es suficiente para analizar toda la información contenida en un mapa y que la exactitud global por encima del 85% podría ser más que suficiente para algunos trabajos, mientras que para otros insuficiente y un objetivo difícil de alcanzar. En este sentido, Morales-Hernández *et al.*, (2016) reportan clasificaciones con valores de hasta 60%, mientras que Hernández-Pérez *et al.*, (2022) obtuvieron valores arriba de 70%, aunque por lo regular los valores de otros trabajos oscilan entre 80% y 95% (Osuna-Osuna *et al.*, 2015; Escandón *et al.*, 2018). Siguiendo los resultados de otros autores y lo sugerido por Cogalton y Green, 2019, se infiere que el índice global es adecuado para la distinción del cambio de CUS.

Referente al índice de Kappa, los datos obtenidos se encuentran igual o superior a 0.75 (Cuadro 8), mientras que en otros estudios en el país es posible encontrar cifras que van desde los 0.66, y otros con mayor precisión superior a los 0.89 (Osuna-Osuna *et al.*, 2015; Flores-Casas y Ortega-Huerta, 2019). De acuerdo con Landis y Kock (1977) los valores del índice de Kappa entre 0.60 y 0.80 corresponden a la categoría “buena concordancia” y entre 0.8 y 1.0 como “muy buena concordancia”. Con esta escala podemos verificar que se ha llevado una clasificación de CUS adecuada y no es producto completamente del azar.

La variación de los índices de precisión presenta diversos motivos, entre ellos, el tipo de satélite, sensor, método de clasificación, cantidad y tipo de clases y coberturas, el tipo y zona de estudio (Patil *et al.*, 2012; Topaloglu *et al.*, 2016; Ibarrola-Ulzurrun *et al.*, 2017). Por lo que, en conjunto, la exactitud global y el índice de kappa,

funcionan en el presente trabajo para inferir sobre la precisión y confiabilidad de las clasificaciones realizadas.

8.2 CAMBIO DE COBERTURA Y USO DE SUELO

El CUS dentro del rango 1985-2022 muestra una muy baja disminución de la cobertura de SS, sin embargo, es apreciable el cambio en la configuración (Figuras 14 a 17). Es notable el avance de los CyP y de los SD hacia otras áreas donde anteriormente existía una buena cobertura de SS. Al examinarse por períodos más cortos, la manera en que disminuye y aumentan las distintas clases se aprecia de manera distinta (Tabla 2).

El año 1985 no muestra la menor superficie de selvas secas, pero si la mayor de CyP, esta disposición puede estar causada por los movimientos económicos regionales y nacionales. A partir de 1960 muchas zonas en Chiapas fueron transformadas a pastizales por la ocupación de poblaciones indígenas y mestizas, además en 1980 los estímulos para el campo se hicieron más notorios con la finalidad de incrementar la producción agrícola y ganadera (Bray y Kepleis, 2005; Kolb y Galicia, 2012).

Durante el período 1985-2000 la tasa anual de deforestación (TAD) indica una ganancia de vegetación (-1.07%), en tanto que otros sitios del país presentan por lo general pérdidas en años similares. Ibarra-Montoya *et al.*, (2011) reporta un TAD de 0.34% entre 1976 y 2000, mientras que Ochoa-Gaona y González-Espinosa (2000) reportan un TAD de 2.13% entre 1984 y 2000, sugiriendo así una variación importe a nivel nacional e incluso dentro de las regiones económicas del estado de Chiapas.

La ganancia de vegetación también ha sido reportada pese a que la pérdida de cobertura vegetal es el patrón más común dentro de CUS (Galicia *et al.*, 2008; Kolb y Galicia, 2012; Hernández-Pérez *et al.*, 2022). Las causas son variadas y es necesario un análisis más específico con modelos que incluyan aspectos políticos y socioeconómicos (López *et al.*, 2015). Sin embargo, lo más probable es que la ganancia de vegetación esté ligada al abandono de tierras, dada la falta de oportunidades en el campo y que las políticas gubernamentales en materia agropecuaria pueden no favorecer a pequeños y medianos productores (Rosete-

Vergés *et al.*, 2014). Estas situaciones provocan que las personas tengan que migrar hacia las ciudades en busca de mejores oportunidades laborales.

La poca fertilidad de los suelos derivado de la explotación intensiva de los terrenos de cultivo lleva a los agricultores a no hacer uso de los suelos durante tiempos prolongados (Covaleda-Ocón *et al.*, 2019). En este período se regenera la cobertura vegetal con la aparición de acahuals (ya sea herbáceo, arbustivo o arbóreo), y en ausencia de disturbios pueden llegar a convertirse en bosques maduros. Aunque por lo regular entran en estados transitorios de la agricultura, como el método roza-tumba-quema (*Ibidem*). En algunos casos la sobreexplotación de los terrenos resulta en sequía, erosión y problemas fitosanitarios (Gordillo-Ruíz *et al.*, 2017).

Por otro lado, el seguimiento de apoyos como el Programa Producción pecuaria sustentable y ordenamiento ganadero y apícola (PROGAN) y el Programa de Apoyos Directos al Campo (PROCAMPO) es necesario para tener un contexto amplio de las causas de la pérdida de vegetación, ya que el cambio de vegetación por pastizales ha sido identificado como la principal actividad que causa la deforestación (Kolb y Galicia, 2012). En la península de Yucatán se ha estimado que PROCAMPO ha sido el responsable de hasta 38% de la deforestación (Kepleis y Vance, 2003). Por su puesto, debería darse el monitoreo adecuado para cerciorarse del alcance de estos programas en el municipio.

El aumento de las SS en los años 1985-2000 fue breve, pues la disminución para el período 2000-2015 es muy evidente, con el porcentaje de cobertura más bajo en todos los años y el aumento constante de los CyP y SD. El TAD para este período fue de 2.03%, muy superior a lo que otros estudios obtienen, Kolb y Galicia (2012) reporta dos TAD para vegetación primaria y secundaria, 1.41% y 1.55% respectivamente en los años 2002-2007.

Por último, hasta el período 2015-2022, las SS vuelven a tener un aumento en superficie, similar al que se tenía durante 1985 y se observa una disminución de los CyP. El TAD para estos años es de -2.02%, un buen aumento en contraste con las reportadas en otras zonas, de hasta 16.6 % (período 2011-2016) (López *et al.*, 2019).

Es importante mencionar que los SD en el año 2022 tienen la superficie más extensa de todos los años en la parte suroeste del municipio. Este fenómeno es mucho más apreciable por la fecha de obtención de imágenes satélites que pertenecen al período de estiaje, donde suele realizarse quemas en terrenos de cultivo y pastizales a fin de enriquecer el suelo para siembra y facilitar el surgimiento de brotes para el consumo del ganado. Sin embargo, con frecuencia se salen de control y arrasan con sitios de vegetación nativa, dejando al suelo desprovisto de cobertura vegetal (Covaleda-Ocón *et al.*, 2019).

El aumento de zonas de AH a más del doble (de 3.89% a 8.84%) es motivo de seguimiento, sin embargo, aún no supone un problema para las SS. Pese a su drástico incremento se conoce que en zonas rurales el crecimiento de asentamientos humanos no está directamente asociado a la pérdida de cobertura vegetal (Ibarra-Montoya *et al.*, 2011; López *et al.*, 2019; Hernández-Pérez *et al.*, 2022). En grandes ciudades sí supone un problema derivado de la gran demanda de espacio y la necesidad de abastecer a la población en constante crecimiento, incluso ha mermado la extensión de zonas de cultivo, así como zonas protegidas (Silva *et al.*, 2015; Zenteno *et al.*, 2022). En todo caso, la mayor extensión de AH pertenece a la cabecera municipal y es pertinente poner atención con el paso del tiempo.

Para el caso de los cuerpos de agua y su escasa representación se debe a que en la temporada de estiaje disminuye en gran parte o completamente el cauce de los arroyos presentes, o bien se encuentran cubiertas por vegetación abundante y no pueden ser capturados por las imágenes satelitales. Los sitios que se encuentran bien diferenciados corresponden al río Grijalva en la zona sureste y noreste del municipio, y la variación presentada también está en función de la temporalidad o la vegetación alrededor. Algún cuerpo de agua pequeño como los denominados “Jagüeyes” puede haberse mostrado en las clasificaciones.

8.3 MÉTRICAS E ÍNDICES DE FRAGMENTACIÓN Y CONECTIVIDAD

Las métricas presentan variaciones de acuerdo con el período analizado y para arrojar resultados sobre la dinámica de las SS en el municipio pueden ser analizadas en conjunto (Tabla 11).

Respecto al número de parches (NP), Hernández-Pérez *et al.*, 2022 asegura que este índice no es suficiente para determinar la fragmentación de un sitio, y se tiene que hacer de la mano con otros índices, entre ellos el promedio de área de parches (PA) (Chavarría y Lanuza, 2021). Por ende, se asume que cuando disminuye el número de parches y aumenta el promedio de área de parches, se está presentando una regeneración de la vegetación. Así que en el año 2022 se muestra el NP más bajo (1 357) y PA más alto (4.73), indicando una recuperación de vegetación en comparación con otros años. Caso contrario el NP más alto se da en el 2000 (2 482), con un PA elevado (3.04), por lo que se habla de un paisaje con fragmentación, pese a que el año 2000 tiene la mayor extensión de SS.

El número de densidad de parches (DP) puede dar indicios de las primeras etapas de deforestación, cuando se tienen cifras elevadas (Hernández-Pérez *et al.*, 2022). En este caso se da en el año 2000 (4.46), aunque el patrón anteriormente mencionado no se puede discernir con seguridad debido a que, en ese año, gran parte de las métricas presentan valores elevados, siendo probablemente ese año el más fragmentado en el municipio. El análisis en intervalos más cortos podría revelar el año donde se inician los procesos de deforestación.

El índice del parche más largo (IPML) representa los parches más homogéneos, el hecho de que un parche sea grande no implica que no haya intervención humana, por asentamientos o actividades agrícolas y ganaderas (Vélez, 2013; Navarro *et al.*, 2018). Aun así, el IMPL más alto se da en el año 2000 (4.90), presentando además una gran extensión de SS. En este caso puede usarse para mostrar la dominancia de las SS en una zona específica.

El aumento del perímetro (PE), ha sido vinculado con los procesos de extracción de madera para combustible y la conversión de pequeñas áreas para la agricultura, así como el aumento del número de parches (Chavarría y Lanuza, 2021). La importancia de considerar este índice reside en que valores altos pueden ser más susceptibles a los cambios por presión antrópica, y el efecto de borde (Chavarría y Lanuza, 2021). En este efecto se presentan cambios físicos en condiciones del ambiente, que puede llevar a la proliferación de vegetación secundaria, invasión de

especies pioneras y animales generalistas, ocasionando cambios en la vegetación interior. Peña-Becerril *et al.*, (2005) consideran que este efecto puede tener efectos positivos en la restauración de los bosques tropicales. En este estudio, el PE se muestra más alto durante el año 2000 (22.22 km), acorde al valor más alto de NP, presentando gran fragmentación, pero con potencial en extensión para restaurar las SS.

Para verificar la conectividad de las SS, se recurrió al índice de Vogelmann (IV) el cual muestra discontinuidad a lo largo de los años (Tabla 5). Chavarría y Lanuza (2021), así como Lozano *et al.*, (2011) muestran resultados similares (discontinuidad), en sitios con disminución constante de vegetación por acción de terrenos agrícolas. En adición, el grado de fragmentación (GF) dio como resultado un paisaje insularizado en todos los años (Tabla 5). Lozano *et al.*, (2011) indican que, en este tipo de paisajes, los relictos están en riesgo de sufrir todavía mayores efectos negativos al uso de suelo adyacente. En este caso se sugiere aumentar la cobertura boscosa entre los parches remanentes, creación de zonas buffer (alrededor de los parches) y la creación de hábitats adicionales para incrementar el tamaño efecto de los parches (Chavarría y Luzana, 2021).

8.4 PROYECCIÓN AL AÑO 2044

Las coberturas/ usos de suelo, se presentan con la disminución en un 2% de las SS, los CyP también presentan este patrón con un 3% menos, esto por el crecimiento al oeste y suroeste del municipio de los SD (Figura 5). De acuerdo con el modelo, para el año 2044, los SD se distribuirán en una quinta parte del municipio (20.75%), propio de la temporada seca, donde son utilizados para el establecimiento de nuevos pastizales o cultivos. Es importante mencionar que, para este año los SD representaran una extensión superior a la de los años anteriores.

El patrón más identificado en los modelos corresponde a procesos de expansión de áreas agrícolas y ganaderas sobre las SS. Además de lo anterior se puede observar un aumento de los asentamientos humanos, aunque en este caso las zonas de AH disminuyeron. López-Alegría *et al.*, (2019) considera que algunos modelos sobreestiman la cantidad de cambio y no son capaces de prever con certeza la

localización. En este sentido, las zonas de SD cubrieron algunas partes de asentamientos humanos, lo que originó la disminución de su superficie, aun cuando en la mayoría de los modelos, estos sitios tienden a aumentar (Palacios *et al.*, 2019; Muhammad *et al.*, 2022).

En este trabajo se consideraron algunas variables físicas principalmente que dieron buenos resultados, sin embargo, se recomienda tener información relacionada a la tenencia de tierra y la distribución espacial de aspectos como el número de habitantes dedicados al sector primario y las políticas públicas (López *et al.*, 2019). Es importante considerar el rápido crecimiento de actividades agrarias dado que el crecimiento de los pastizales tiene como consecuencia una deforestación más agresiva, esto se muestra en modelos que añaden variables de cambio climático asumiendo una disminución de temperatura y humedad (Ibarra-Montoya *et al.*, 2011).

IX. CONCLUSIONES

- Las selvas secas del municipio de Emiliano Zapata actualmente se encuentran en un estado de fragmentación e insularización, debido a las actividades ganaderas y de agricultura.
- La pérdida de vegetación de selvas secas durante 1985-2022 ha sido de apenas 9.81 ha, sin embargo, las zonas de actividades agropecuarias han mostrado diferente configuración y se mueven hacia zonas de vegetación.
- Dentro de las actividades derivadas de la agricultura, es necesario prestar atención al método roza-tumba-quema, dado que pone en riesgo la biodiversidad y fertilidad de los suelos del municipio.
- Se debería tener en cuenta la opción de un corredor biológico, entre sitios que conservan buena vegetación, como reservas comunales y zonas sujetas a protección ecológica.
- Los asentamientos humanos aún no suponen un problema directo, sin embargo, es importante monitorear el crecimiento, esto ya que desde 1985 ha aumentado más del doble su tamaño.
- El modelo a futuro muestra que las selvas secas aún están propensas a disminuir y que las zonas de suelo desnudo aumentarán en el suroeste del municipio.
- Para aumentar la precisión de las clasificaciones de cobertura y uso de suelo es necesario incluir variables políticas y socioeconómicas para conocer las causas de la deforestación dentro del municipio.
- Es importante tener en cuenta las limitaciones de los sensores remotos y capacidades al discernir entre la sucesión de la vegetación y los errores de clasificación.
- Es necesario implementar políticas para evitar el avance constante de las actividades agropecuarias y preservar las zonas de vegetación existentes.

X. RECOMENDACIONES

- Con base en los resultados obtenidos, es recomendable hacer uso de imágenes satelitales con mayor resolución, así como una amplia serie de verificaciones en campo para mayor precisión de las clasificaciones.
- Es importante recurrir a sistemas sustentables como el agrosilvopastoril para evitar al mínimo la pérdida de biodiversidad sin disminuir la producción ganadera y de la agricultura.
- También es necesario concientizar a las personas sobre los efectos del método roza-tumba-quema y sobre los efectos positivos que podrían tener alternativas como roza-tumba y pica sobre los cultivos.

XII. REFERENCIAS DOCUMENTALES

- Adedeji, O., Tope-Ajayi, O. y Abegunde, O. 2015. Assessing and predicting changes in the status of Gambari forest reserve, Nigeria using remote sensing and GIS techniques. *Journal of Geographic Information System*. 7: 301-318.
- Aguilar, H., Mora, R. y Vargas, C. 2014. Metodología para la corrección atmosférica de imágenes aster, rapideye, spot 2 y landsat 8 con el módulo flash del software envi. *Revista Geográfica de América Central*. 53: 39-59.
- Aguilera, F. 2010. Aplicación de métricas de ecología del paisaje para el análisis de patrones de ocupación urbana en el Área Metropolitana de Granada. *Anales de Geografía*. 30(29): 9-29)
- Anderson, J.R., Hardy, E.E., Roach, J.T. y Witmer, R.R. 1976. A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data. Geological Survey Professional. Washington DC, Estados Unidos.
- Arias, D., Dorado, O. y Maldonado, B. 2022. Biodiversidad e importancia de la selva baja caducifolia: La reserva de la biosfera sierra de Huautla. *Biodiversitas*. 45: 7-12.
- Ariza, A. 2013. Descripción y Corrección de Productos Landsat 8 Instituto. Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá, Colombia.
- Armenteras, D. y Vargas, O. 2016. Patrones del paisaje y escenarios de restauración: acercando escalas. *Acta Biológica Colombiana*. 21(1): 229-239.
- Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C. E. y 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. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*. 48: 151-166.
- Asia Air Survey. 2014. Molusce. https://www.ajiko.co.jp/download/pdf_tf2014/p62-63.pdf. Consultado el 10 de Octubre de 2022.

- Basogain, X. 2008. Redes neuronales y sus aplicaciones. Escuela Superior de Ingeniería de Bilbao. Vizcaya, España.
- Beltrán, E. (s.d.). Selva baja caducifolia. <https://www.iztacala.unam.mx/biologiamuseo/Textos%20pdf%20Portal/SELVA%20BAJA%20CADUCIFOLIA.pdf>. Consultado el 20 de Mayo de 2023
- Bounouh, O., Essid, H. y Riadh, I. 2017. Prediction of land use/land cover change methods; A study. International Conference on Advance Technologies for signal and image processing. Fez, Morocco.
- BRAY, D. B., Kepleis, P. 2005. Deforestation, forest transitions, and institutions for sustainability in southeastern Mexico, 1900-2000. *Environment and History* 11: 195- 223.
- Briassoulis, H. 2020. Analysis of land use change: Theoretical and modeling approaches (2da edición). West Virginia University. Estados Unidos.
- Camacho-Sanabria, R., Camacho-Sanabria, J. M., Balderas-Plata, M. A. y Sánchez-López, M. 2017. Cambios de cobertura y uso de suelo: estudio de caso en Progreso Hidalgo, Estado de México. *Madera y Bosques*. 23 (3): 39-60.
- Cano, A. y Rojas, A. 2016. Autómatas celulares y aplicaciones. *Revista Iberoamericana de Educación Matemática*. 46: 33-48.
- Cao, M., Zhu, Y., Quan, J., Zhou, S., Lü, G., Chen, M., y Huang, M. 2019. Spatial sequential modeling and predication of global land use and land cover changes by integrating a global change assessment model and cellular automata. *Earth's Future*. 7: 1102– 1116.
- Ceballos G., Cantú, C., Bezaur, J. y Creel, B. 2010b. Áreas de conservación de las regiones prioritarias de las selvas secas del pacífico mexicano. En: En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinosa, E., Bezaury, J. y Dirzo, R. . Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del pacífico de México. FCE-CONABIO. Ciudad de México, México.

- Ceballos, G., García, A., Salazar, I. y Espinoza, E. 2010a. Conservación de los vertebrados: patrones de distribución endemismo y vulnerabilidad. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinosa, E., Bezaury, J. y Dirzo, R. Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del pacífico de México. FCE-CONABIO. Ciudad de México, México.
- Comité Estatal de Información Estadística y Geográfica. 2020. Geoweb Chiapas. <https://map.ceieg.chiapas.gob.mx/geoweb/>. Consultado el 16 de octubre de 2022.
- Chavarría, E.J. y Lanuza, D.J. 2021. Evaluación multitemporal del cambio de uso del suelo y cobertura vegetal mediante teledetección espacial en la Reserva Ecológica El Bajo, en el período 1986-2020. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua. León, Nicaragua.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2020. Monitoreo de la cobertura de suelo. <https://www.biodiversidad.gob.mx/monitoreo/cobertura-suelo>. Consultado el 2 de noviembre de 2022.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2018. Uso de suelo y vegetación. <http://map.ceieg.chiapas.gob.mx/geoweb/>- Consultado el 19 de octubre de 2022.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2022a. Selvas secas. <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/selvaSeca>. Consultado el 24 de octubre de 2022.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 2022b. Selvas húmedas. <https://www.biodiversidad.gob.mx/ecosistemas/selvaHumeda>. Consultado el 25 de octubre de 2022.
- Congalton, R. G. y Green, K. 2009. Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices (segunda edición). CRC press. Florida, Estados Unidos.

- Congedo, L. 2021. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Consultado el 20 de Mayo de 2023. <https://semiautomaticclassificationmanual.readthedocs.io/fr/latest/index.html>
- Congedo, L. 2021. Semi-Automatic Classification Plugin: A python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *The journal of Open Source Software*.
- Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD). 2017. Perspectiva global de la tierra. UNCCD. Bonn, Alemania.
- Correa, C. A., Mendoza, M. E. y López, 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.
- Covaleda-Ocón, S., F. Paz-Pellat y B. de Jong. 2019. Modelos de estados y transiciones para los almacenes de carbono de las principales regiones de Chiapas, México. *Elementos para Políticas Públicas*. 3: 183-226.
- Cuervo-Robayo A.P., C. Ureta, Gómez-Albores, M.A., Meneses-Mosquera, A.K., Téllez-Valdés, O. y Martínez-Meyer, E. 2019. Bioclimas, Período 2000. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>. Consultado el 25 de Junio del 2023
- Díaz-Pachecho, J. y Hewitt, R. 2014. Modelado de cambios de uso de suelo urbano a través de redes neuronales artificiales, comparando dos aplicaciones de software. *Geofocus*. 14: 1-22.
- Escandón, J., Ordóñez, J. A., Nieto de pascual, M. C. y Ordoñez, M. 2008. Cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo del 2000 al 2009 en Morelos, México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 9(46): 28-53.
- Escobar, R. E. y Patricia, S. 2021. Manuel de interpretación de imágenes Sentinel-2. El colegio de la frontera Sur. Chiapas, México.

- Flamenco-Sandoval, A., Martínez, M. y Masera, O. 2007. Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biological Conservation*. 138: 131-145.
- Flores-Casas, R. y Ortega-Huerta, M.A. 2019. Modelling land cover change in the tropical dry forest surrounding the Chamela-Cuixmala biosphere reserve, México. *International Journal of remote sensing*. 40 (18): 1-17.
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., y Snyder, P. K. 2005. Global consequences of land use. *Science*. 309: 570–574.
- Galicia, L., García, A., Gómez-Mendoza, L., Ramírez, M. I. 2007. La degradación de los recursos forestales en México. <https://www.amc.edu.mx/revistaciencia/index.php/82-vol-58-num-4-octubre-diciembre-2007/comunicaciones-libres/135-cambio-de-uso-del-suelo-y-degradacion-ambiental>. Consultado el 24 de octubre de 2022.
- Galicia, L., Zarco-Arista, A.E., Mendoza-Robles, K. I., Palacio-Prieto, J. L. y García-Romero, A. 2008. Land use/cover, landforms and fragmentation patterns in a tropical dry forest in the southern Pacific region of México. *Singapore Journal of Tropical Geography*. 29: 137-154.
- García, A., Valle, R. y Monroy, R. 2021. El patrimonio biocultural de la selva baja caducifolia, Sierra de Huautla, Morelos. *Inventio*. 17(41): 1-13.
- García, E. 1998. Climas. http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/clima/climas/clima1mgw. Consultado el 25 de Junio del 2023.
- Garrocho, C., Chávez, T., Vilchis, I. y Jiménez, E. 2022. Un modelo de expansión urbana no estacionario en el espacio: Autómatas Celulares y Regresión Geográficamente ponderada. *La situación Demográfica de México*. X:XX.

- Geist, H. J. y Lambin, E. F. 2002. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioOne*. 52 (2): 143-150.
- Gismondi, M. 2013. MOLUSCE – An open source land use change analyst. <http://2013.foss4g.org/conf/programme/presentations/107/>. Consultado el 16 de octubre de 2022.
- Gordillo-Ruiz, M. C. y Castillo-Santiago, M.A. 2017. Cambio de uso del suelo en la cuenca del río Sabinal, Chiapas, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*. 4(10): 39-49.
- Granados-Victorino, R. L., Sánchez-González, A., Martínez-Cabrera, D. y Octavio-Aguilar, P. 2017. Estructura y composición arbórea de tres estadios sucesionales de selva mediana subperennifolia del municipio de Huautla, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 88: 122-135.
- Hernández, O. 2008. Cartografía geológica y modelamiento estructural de las cuencas de urabá y sinú-san jacinto a partir de la interpretación de imágenes de sensores remotos y monitoreo sísmico. Agencia Nacional de Hidrocarburos-Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Hernández. B. 2015. Factores que causan la deforestación en Chiapas. Tesis de Licenciatura. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Tonalá, Chiapas, México.
- Hernández-Pérez, E., García-Franco, J. G., Vázquez, G. y Cantellano, E. 2022. Cambio de uso de suelo y fragmentación del paisaje en el centro de Veracruz, México (1989-2015). *Madera y Bosques*. 28(1): 1-21.
- Hoang, N. T. y Kanemoto, K. 2021. Mapping the deforestation footprint of nations reveals growing threat to tropical forests. *Nat Ecol Evol*. 5:845–853.
- Ibarra-Montoya, J. L., Román, R., Gutiérrez, K., Gaxiola, J., Arias, V. y Bautista, M. Cambio en la cobertura y uso de suelo en el norte de jalisco, México; Un análisis del futuro, en un contexto de cambio climático. *Ambiente & Agua*. 6(2): 111-128.

- Ibarrola-Ulzurrun, E., Gonzalo-Martin, C., Marcello-Ruiz, J., Garcia-Pedrero, A. y Rodriguez-Esparragon, D. 2017. Fusion of High Resolution Multispectral Imagery in Vulnerable Coastal and Land Ecosystems. *Sensors*. 17(2): 1-23.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2019. Marco Geoestadístico Nacional 2019. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463776079> Consultado el 19 de octubre de 2022.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2020. Banco de indicadores. <https://www.inegi.org.mx/app/indicadores/?ag=07123#divFV1001000001>. Consultado el 19 de octubre de 2022 .
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía. 2014. Guía para la interpretación de cartografía. https://www.inegi.org.mx/contenidos/temas/mapas/usosuelo/metadatos/guia_interusosuelov.pdf. Consultado el 20 de Mayo del 2023
- Instituto Nacional de estadística y Geografía. 2021. Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VII. http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/usv/inegi/usv250s7gw. Consultado el 25 de Junio del 2023
- Jaramillo L. V. y Antunes, A. F. 2018. Detección de cambios en la cobertura vegetal mediante interpretación de imágenes Landsat por redes neuronales artificiales (RNA). Caso de estudio: Región Amazónica Ecuatoriana. *Revista de Teledetección*. 51: 33-46.
- Jiujun, L. 2015. Prediction of land use and land cover change in Panjin City base don Clue-s model. *International Forum on Energy, Environment Science and Materials*. 9: 1171-1176.
- Jokar, J., Helbich, M., Kainz, W. y Darvishi, A. 2013. Integration of logistic regression, Markov chain and cellular automata models to simulate urban expansion. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 21: 265-275.

- Juan, J. I. 2021. Estudio de los procesos de cambio de uso del suelo en México: Fundamentos teóricos y metodológicos. CONACYT. Ciudad de México, México.
- Kamaraj, M y Rangarajan, S. 2021. Predicting the future land use and land cover changes for Bhavani Basin, Tamil Nadu, India using QGIS MOLUSCE plugin. *Environmental Science and Pollution Research*. 15: 1-14
- Kepleis, P. y Vance, C. 2003. Neoliberal Policy and Deforestation in Southeastern Mexico: An Assessment of the procampo Program. *Economic Geography*. 79: 221-240.
- Kolb, M. y Galicia, L. 2012. Challenging the linear forestation narrative in the Neotropic: regional patterns and processes of deforestation and regeneration in southern México. *The Geographical Journal*. 178(2): 147-161.
- Landis, J. y Koch, G. 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*. 33: 159-74.
- Leija, E. G., Valenzuela-Ceballos, S. I., Valencia-Castro, M., Jiménez-González, G., Castañeda-Gaytán, G., Reyes-Hernández, H. y Mendoza, M. E. 2020. Análisis de cambio en la cobertura vegetal y uso del suelo en la región centro-norte de México. El caso de la cuenca baja el río Nazas. *Ecosistemas*. 29(1): 1-11.
- Leroux, L., Congedo, L., Bellón, B., Gaetano, R., y Bégué, A. 2018. Land Cover Mapping Using Sentinel-2 Images and the Semi-Automatic Classification Plugin: A Northern Burkina Faso Case Study. *QGIS and Applications in Agriculture and Forest*. 4: 119–151.
- Leta, M.K., Demissie, T.A. y Tranckner, J. 2021. Modeling and prediction of land use land cover change dynamics base don land change modeler (LCM) in Nashe Watershed, Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. *Sustainability*. 13: 1-23.
- Llano, X. C. 2022. AcATaMa - QGIS plugin for Accuracy Assessment of Thematic Maps. <https://plugins.qgis.org/plugins/AcATaMa/>. Consultado el 15 de octubre de 2022.

- Llano, X. C. 2022. AcATaMa - QGIS plugin for Accuracy Assessment of Thematic Maps. <https://plugins.qgis.org/plugins/AcATaMa/>. Consultado el 15 de octubre de 2022.
- López, A. M. 2011. Introducción a la vida artificial y autómatas celulares. Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, México.
- López, A., José, M., Flamenco, A. y Farfán, M. 2018. Análisis y modelación espacial de los patrones de deforestación (2005-2025) en la microcuenca La Unión del municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas. *Sociedad y Ambiente*. 18: 117-143.
- López-Alegría, A., José, M., Flamenco, A. y Farfán, M. 2018. Análisis y modelación espacial de los patrones de deforestación (2005-2025) en la microcuenca La Unión del municipio de Chiapa de Corzo, Chiapas. *Sociedad y Ambiente*. 18: 117-143.
- Lozano, L.A., Gómez, F.A y Valderrama, C. S. 2011. Estado de fragmentación de los bosques naturales en el norte del departamento del Tolima-Colombia. *Revista Tumbaga*. 6: 125-140.
- Maneta, M. y Schnable, S. 2003. Aplicación de redes neuronales artificiales para determinar la distribución espacial de la humedad del suelo en una pequeña cuenca de drenaje, estudios preliminares. *Estudios de la zona No Saturada del Suelo*. 6: 295-304.
- Mapa de Resiliencia Ante el Cambio Climático. 2020. Antecedentes. <https://maracc.chiapas.gob.mx/antecedentes.php>. Consultado el 28 de octubre de 2022.
- Martínez, G. C. 2009. Análisis del cambio de uso de suelo en zonas cafetaleras de Jitotol y Cacahoatán, Chiapas. Tesis de licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad de México, México.
- Matteucci, S. D. 2004. Los índices de configuración del mosaico como herramienta para el estudio de las relaciones patrón-proceso. Memorias del primer seminario argentino de geografía cuantitativa. Buenos Aires, Argentina. Pp. 1-28.

- McGarigal, K. 2015. Fragstats Help. University of Massachussetts Amherst. Massachussetts, Estados Unidos.
- Milad, M., Sanusi, M. y Qader, N. 2019. Spatio-temporal simulation and prediction of land-use change using conventional and machine learning models: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*. 191: 205.
- Miranda, F. y Hernández, E. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad de México*. 28: 29-179.
- Montero, A. y Viales, R. 2015. La teoría del cambio en el paisaje a partir del cambio del uso de la tierra y la cobertura del suelo (enfoque LUCC). Su utilidad para la historia ambiental. *Reflexiones*. 94 (2): 25-33.
- Morales-Hernández, J. C., Carrillo-González, F. M., Farfán-Molina, L. M. y Cornejo-López, V. M. 2016. Cambio de cobertura vegetal en la región de Bahía de Banderas, México. *Caldasia*. 38(1): 17-29.
- Morales-Hernández, J. C., Carrillo-González, F. M., Farfán-Molina, L. M. y Cornejo-López, V. M. 2016. Cambio de cobertura vegetal en la región de Bahía de Banderas, México. *Caldasia*. 38(1): 17-29.
- Muhammad, R., Zhang, W., Abbas, Z., Guo, Feng. Y Gwiazdzinski, L. 2022. Spatiotemporal change analysis and prediction of future land use and land cover changes using qgis MOLUSCE plugin and remote sensing big data: A case study of Lynyi, China. *Land*. 11(3): 1-24.
- Navarro, R.M., Esteves, D.J., Ochoa-Gaona, S., De Jong, B.H y Delgado, M. 2018. Land cover changes and fragmentation in mountain neotropical ecosystem of Oaxaca, México under community forest management. *J. For. Res.* 30: 143–155
- Ochoa-Gaona, S. y González-Espinosa, M. 2000. Land use and deforestation in the highlands of Chiapas, México. *Applied Geography*. 20: 17-42.
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos . 2018. Monitoring land cover change. OECD. París, Francia.

- Osuna-Osuna, A.K., Díaz-Torres, J.J., Anda-Sánchez, J.A., Villegas-García, E., Gallardo-Valdez, J. y Davila-Vazquez, G. 2015. Evaluación de cambio de cobertura vegetal y uso de suelo en la cuenca del río Tecolutla, Veracruz, México; período 1994-2010. *Ambiente & Agua*. 10(2): 350-362.
- Padilla, O., Pérez, P., Cruz, M., Huilcamaigua, S. y Astudillo, S. 2015. Utilización de autómatas celulares como técnica de modelamiento espacial para determinación el cambio de uso de suelo y cobertura vegetal. *Revista Ciencias Espaciales*. 8(1): 310-326.
- Padilla-Arballo, J.J., Martínez-Díaz, S., Castro-Liera, M. A. y Luna-Taylor, J. E. 2022. Detección de cambio en superficie costera mediante la segmentación de imágenes aéreas utilizando redes neuronales convolucionales. *Publicación Semestral Pädi*. 10 (4): 136-144.
- Palacios, J. J., Zarate-Gómez, R. Z., Minaya, R. J., Martín, M. y Benavides, J. E. 2019. Predicción de la pérdida de la cobertura vegetal por aumento de áreas urbanas en Iquitos, Perú. *Ciencia amazónica*. 7(1): 37-50).
- Patil, M.B., Desai, C.G. y Umrikar, B.N. 2012. Image classification tool for land use / land cover análisis: a comparative study of maximum likelihood and minimum distance method. *International Journal of Geology, Earth and Environmental Sciences*. 2(3): 189-196.
- Paz, F., Covalada, S., Ranero A., Ugarte, X., Esquivel, E., Marín, M.I., Cuevas, R., de Jong, B. y Etchevers J.D. 2012. Estudio de Factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. Conservation International México. Tuxtla Gutiérrez, Chiapas.
- Peña-Becerril, J.C., Monroy-Ata, A., Álvarez-Sánchez, F.J. y Orozco-Almanza, M. 2005. Uso del efecto de borde de la vegetación para la restauración ecológica del bosque tropical. *Revista especializada en Ciencias Químico-Biológicas*. 8(2): 91-98.
- Pérez-Farrera, M. A. y Espinoza, E. 2010. Depresión central-Comalapa, Chiapas. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinosa, E., Bezaury, J. y Dirzo, R.

- Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del pacífico de México. FCE-CONABIO. Ciudad de México, México.
- Principi, N. 2022. Modelado de expansión urbana mediante autómatas celulares y redes neuronales artificiales. *Revista Universitaria de Geografía*. 31(1): 95-113.
- Puyravaud, J. P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*. 177: 593-596.
- Quezada, A. S. y Sevilla, J. D. 2021. Estimación de la tasa de deforestación a través del análisis multitemporal de imágenes satelitales en las provincias de Pastaza y Orellana en el período 2000 al 2020. Tesis de ingeniería. Universidad Politécnica Salesiana. Cuenca, Ecuador.
- Reyes, D.A. 2011. Descripción y Aplicaciones de los autómatas celulares. Universidad Autónoma de Puebla. Puebla, México.
- Reyes, S. M., Ladrón de Guevara, M. y Belmonte, S. I. 2020. Análisis de los cambios de cobertura vegetal en la microcuenca del río Jalapilla, Oaxaca. *Contribución al conocimiento Científico y Tecnológico en Oaxaca*. 4(4): 28-38.
- Rocha-Loredo, A. G., Ramírez-Marcial, N. y González-Espinosa, M. 2010. Riqueza y diversidad de árboles del bosque tropical caducifolio en la Depresión Central de Chiapas. *Bol.Soc.Bot.Méx.* 87: 89-103.
- Rosete-Vergés, F.A., Pérez-Damián, J.L., Villalobos-Delgado, M., Navarro-Salas, E.N., Salinas-Chávez, E. y Remond-Noa, R. 2014. El avance de la deforestación en México 1976-2007. *Madera y Bosques*. 20(1): 21-35.
- Rueda, M. 2011. Dinámica de un sistema silvopastoril en la Depresión Central de Chiapas. Tesis de maestría. El Colegio de la Frontera Sur. México.
- Secretaría de Medio Ambiente e Historia Natural. 1995. Decreto "El canelar". <https://www.semahn.chiapas.gob.mx/portal/descargas/danvs/canelar/decreto.pdf>. Consultado el 25 de Junio del 2023

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2018. Informe de la situación del medio ambiente en México. <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/index.html>. Consultado el 2 de Junio del 2023.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2013. Ecosistemas terrestres. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_resumen14/02_ecosistemas/2_2.html. Consultado el 24 de octubre de 2022.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 2018. Informe de la situación del medio ambiente en México. SEMARNAT. México.

Silva, M., García, A. y Hernando, A. 2015. Crecimiento de la mancha urbana en la Zona Metropolitana de Tuxtla Gutiérrez (Chiapas, México). *Quehacer Científico en Chiapas*. 10 (2): 35-41.

Song, X.P., Hansen, M.C., Stehman, S. V., Potavop, P. V., Tyukavina, A., Vermote, E. F. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature*. 560: 639-643.

Sotelo-Caro, O., Chichia-González, J., Sorani, V. y Flores-Palacios, A. 2015. Cambios en la dinámica de deforestación de la subcuenca de un río en México: la imposibilidad de recuperación de hábitats originales después del cese de la deforestación. *Revista de Geografía Norte Grande*. 61: 221-227.

Sousa, M. 2010. Centros de endemismo: las leguminosas. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinosa, E., Bezaury, J. y Dirzo, R. Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del pacífico de México. FCE-CONABIO. Ciudad de México, México.

Topaloglu, R.H., Sertel, E. y Musaoglu, N. 2016. Assesment of classification accuracies of sentinel-2 and lansat-8 data for land cover/use mapping. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*. 8: 1055-1059.

Trejo, I. 2005. Análisis de la diversidad de la selva baja caducifolia en México. En H. Gonzalo, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic, A. (eds.). Sobre diversidad biológica:

el significado de las diversidades Alfa, Beta y Gamma. CONABIO, SEA, CONACYT. Ciudad de México, México. Pp. 1-12

Trejo, I. 2010. Las selvas secas del pacífico mexicano. En: Ceballos, G., Martínez, L., García, A., Espinosa, E., Bezaury, J. y Dirzo, R. 2. Diversidad, amenazas y áreas prioritarias para la conservación de las selvas secas del pacífico de México. FCE-CONABIO. Ciudad de México, México.

United States Geological Survey. 2010. Landsat Missions. <https://www.usgs.gov/landsat-missions>. Consultado el 20 de Mayo de 2023.

United States Geological Survey. 2013. Landsat 8. <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-8> Consultado el 20 de Mayo de 2023.

United States Geological Survey. 2021. Landsat 9. <https://www.usgs.gov/landsat-missions/landsat-9>. Consultado el 20 de Mayo de 2023.

Universidad de Murcia. 2014. Clasificación de imágenes. Técnicas clásicas. <https://www.um.es/geograf/sigmur/teledet/clasific1.html#:~:text=El%20clasificador%20de%20m%C3%A1xima%20probabilidad,es%20m%C3%A1s%20probable%20que%20pertenezca>. Consultado el 20 de Mayo del 2023.

USGS. 2022. EarthExplorer. <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Consultado el 15 de octubre de 2022.

Uuemaa, E., Antrop, M., Roosaare, J., Marja, R. y Mander, U. 2009. Landscape metrics and índices: an overview if their use in landscape research. *Living Reviews in Lanscape research*. 3: 5-28.

Valentina, M. y Matar de Saquis, M.A. 2016. Nociones sobre teledetección. Universidad de San Juan. San Juan Argentina.

Valero, J.L. 2015. Estudio multitemporal y análisis prospectivo del cambio de uso de suelo y cobertura vegetal en la microcuenca del río cristal mediante el uso de autómatas celulares. Tesis de ingeniería. Universidad de las fuerzas armadas. Sangolquí, Ecuador.

- Velázquez, A., Francois, J., Mayorga, R., Palacio, J. L., Bocco, G., Gómez, G., Luna, L., Trejo, I., López, J., Palma, M., Peralta, A., Prado, J. y González, F. 2001. El inventario forestal nacional 2000: Potencial de uso y alcances. *Ciencias*. 64: 13-19.
- Velázquez-Velázquez, E., López, J. M., Ruíz, J. C. 2010. Peces de la Reserva Ecológica “El canelar”, Chiapas, México. UNICACH. Chiapas, México.
- Velázquez-Velázquez, E., López-Vila, J.M. y Ruíz, J.C. 2010. Peces de la reserva ecológica El Canelar, Chiapas, México. Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas. Chiapas, México.
- Vélez, C. 2013. Cartografía de las coberturas y los usos de la tierra para una evaluación de la fragmentación en el municipio de San Antonio de Oriente, Francisco Morazán. Tesis de Ingeniería. Escuela Agrícola Panamericana Zamorano. Honduras.
- Vita, J., Varga, D., Llausàs, A., Ribas, A. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía.
- Willemen, L., Verbug, P., Castella, J. y Nguyen, V. 2002. Modelling of land cover changes with CLUE-S in Bac Kan province, Vietnam. *SAM paper series*. 17: 2-10.
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M. y Herold, M. 2021. Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nature communications*. 12 (1): 1-10.
- Zenteno, J. Y., Rioja, T. M., Carillo, A., Orantes, S. J. y Paz, J. A. 2022. Cambio de vegetación y uso de suelo dentro y fuera del área natural protegida “El zapotal”, Chiapas, México. *Papeles de Geografía*. 68: xx-xx.
- Zulueta, R., Trejo, D., Lara, L., López, H. y Moreira, C. 2006. ¿Es útil la flora de la selva baja caducifolia de México?
<https://www.uv.mx/cienciahombre/revistae/vol19num1/articulos/flora/index.ht>

