



# Cambios en uso de suelo y vegetación en tres cuencas de México con **modelos de Markov**

## Land use and vegetation changes in three Mexican Basins with Markov Models

Juan José Von Thaden Ugalde<sup>1</sup>, Debora Lithgow<sup>2\*</sup>, Daniel A. Revollo-Fernández<sup>3</sup>,

María del Pilar Salazar Vargas<sup>4,5</sup> y Aram Rodríguez de los Santos<sup>4</sup>

<sup>1</sup> Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco. Departamento El Hombre y su Ambiente. Laboratorio de Planeación Ambiental. Xochimilco, Ciudad de México, México.

<sup>2</sup> Instituto de Ecología, A.C. Red de Ambiente y Sustentabilidad. Xalapa, Veracruz, México.

<sup>3</sup> Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología/Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco. Departamento de Economía. Área Crecimiento y Medio Ambiente.

<sup>4</sup> Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Dirección de Economía Ambiental y de Recursos Naturales. Ciudad de México, México.

<sup>5</sup> Universidad Nacional Autónoma de México. Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad. Ciudad de México, México.

\* Autora de correspondencia. debora.lithgow@inecol.mx

### RESUMEN

En las últimas décadas, la actividad antropogénica ha impulsado la deforestación o sustitución de los ecosistemas naturales, en particular los bosques, lo que a su vez ha reducido su capacidad para brindar una gama de servicios ambientales importantes para asegurar el bienestar humano. El entender cómo es la dinámica de cambio de uso de suelo e identificar sus principales impulsores es clave para la generación de estrategias específicas para cada región. El objetivo principal de este estudio fue comprender y predecir las dinámicas de cambio de uso de suelo y vegetación en tres cuencas de México (Ameca-Mascota en Jalisco, Del Carmen en Chihuahua y Jamapa en Veracruz) con diferentes niveles de deforestación, a lo largo de un período de 25 años. Esto incluyó el análisis de tendencias históricas, la identificación de factores biofísicos y socioeconómicos que contribuyen a la deforestación, y la evaluación de escenarios futuros de deforestación para los años 2026 y 2041 utilizando cadenas de Markov. Los resultados sugieren que la dinámica de cambio de uso de suelo y vegetación en los últimos 25 años tiende hacia la deforestación, y las proyecciones a futuro sugieren que esta dinámica de deforestación no va a cambiar para los años del 2026 y 2041. En las tres cuencas los dos impulsores más significativos fueron la distancia a caminos y al borde de la vegetación, lo que sugiere que la deforestación es mayor en zonas cercanas a los caminos y a los bordes de la vegetación. Esta información es clave para generar estrategias de conservación y restauración en las tres cuencas para revertir la tendencia de deforestación actual y futura.

**PALABRAS CLAVE:** análisis prospectivo, análisis retrospectivo, deforestación, impulsores, monitoreo, recuperación.

### ABSTRACT

In recent decades, anthropogenic activity has driven deforestation or the replacement of natural ecosystems, particularly forests, subsequently diminishing their capacity to provide a range of environmental services crucial for ensuring human well-being. Understanding land-use change dynamics and identifying its key drivers are essential for devising region-specific strategies. The main objective of this study was to understand and predict land-use and vegetation change dynamics in three basins in Mexico (Ameca-Mascota in Jalisco, Del Carmen in Chihuahua, and Jamapa in Veracruz), each exhibiting different levels of deforestation over a period of 25 years. This included analyzing historical trends, identifying biophysical and socioeconomic factors contributing to deforestation, and assessing future deforestation scenarios for 2026 and 2041 using Markov chains. Our findings suggest that land-use and vegetation change dynamics over the past 25 years lean toward deforestation, and future projections indicate that this deforestation trend is unlikely to change for the years 2026 and 2041. The two most significant drivers in all three basins were distance to roads and the vegetation edges, suggesting that deforestation is higher in areas close to roads and vegetation edges. This information is pivotal for developing conservation and restoration strategies in the three basins to reverse the current and future deforestation trends.

**KEYWORDS:** prospective analysis, retrospective analysis, deforestation, drivers, monitoring, recovery.

## INTRODUCCIÓN

El paisaje es una entidad dinámica que experimenta cambios en el tiempo, como resultado de las interacciones entre los componentes físicos, biológicos y sociales (Maza-Villalobos et al., 2023). A su vez, los factores naturales o antropogénicos que operan en el cambio de uso de suelo y cobertura vegetal actúan de forma diferencial dependiendo de la escala espacial o temporal, los cuales tienden a estar interconectados entre sí. Por lo tanto, para poder comprender la dinámica de cambio de uso del suelo y vegetación es recomendable realizar un análisis de cómo se comporta este fenómeno a diferentes escalas espaciales y temporales (Hernández-Pérez et al., 2022).

El cambio de uso del suelo y vegetación se define como las modificaciones o recambio en los componentes que se encuentran en un área, ya sea de manera natural o artificial (Mendoza et al., 2006). Entre los factores naturales se encuentran los procesos de sucesión, las variaciones climáticas, erupciones volcánicas, huracanes, etc.; mientras que entre los antropogénicos se encuentran los factores demográficos, sociales y económicos, entre otros (Liu et al., 2020). La interacción de estos procesos modifica la capacidad del paisaje para brindar diversas funciones y servicios ecológicos, sociales o económicos. Sin embargo, los factores demográficos y económicos, en particular la relación entre el incremento poblacional y la expansión de la frontera agropecuaria, se han considerado entre las principales fuerzas modificadoras del paisaje (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], 2016).

Identificar las variables socioeconómicas y biofísicas que son impulsores significativos en el proceso de la deforestación es importante para poder proponer acciones que disminuyan o contribuyan con soluciones viables. Es importante tener en cuenta, que estos análisis del cambio pueden realizarse incluyendo dos dimensiones (espacio y tiempo), a fin de categorizar y resumir con mayor precisión la relación que guardan los humanos con el medio (Rosete-Vergés et al., 2008). Sin embargo, para explicar el cambio de uso de suelo no es suficiente el análisis retrospectivo (trazar la historia de los paisajes), sino que también es

necesario el estudio prospectivo, es decir, la proyección de escenarios a mediano y largo plazo, mediante la aplicación de modelos de simulación (por ejemplo: regresiones logísticas, cadenas de Markov/autómatas celulares, redes neuronales, entre otros; Paegolow et al., 2003; Henríquez y Azócar, 2006). Estos resultados podrían identificar el escenario de cambio y de esta manera proponer estrategias que mitiguen el impacto ambiental previsto y apoyar la toma de decisiones sobre el futuro de la zona de interés (Mendoza et al., 2006).

En México, para el 2022 la frontera agropecuaria ocupa una superficie de 24.6 millones de hectáreas de la superficie continental, lo que es equivalente a 12.5% de la superficie (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera [SIAP], 2022). En los últimos 20 años, ciertas áreas de México han experimentado un aumento o reducción en la extensión de tierras agrícolas, atribuible a la creciente demanda de espacios para vivienda urbana (SIAP, 2022; Quintana y Solís, 2023). A su vez, se ha logrado el cultivo en zonas con escasas precipitaciones, mediante el uso de agua proveniente de acuíferos profundos, especialmente en algunas regiones del norte del país, como es el caso de Chihuahua (Quintana y Solís, 2023). Este dinamismo refleja la capacidad de adaptación y transformación del sector agropecuario frente a los desafíos contemporáneos.

Las cuencas Ameca-Mascota en Jalisco, Del Carmen en Chihuahua y Jamapa en Veracruz se destacan por enfrentar retos ambientales similares, incluyendo cambios en el uso del suelo, principalmente por expansión agrícola, la explotación excesiva de acuíferos y su vulnerabilidad a condiciones climáticas extremas como sequías y tormentas. Estas problemáticas resaltan la urgencia de estudios enfocados en estas áreas (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc]-Fondo Golfo de México [FGM], 2018; Inecc-Fondo Noreste A. C. [Fonnor], 2018; Quintana y Solís, 2023). Cada cuenca, además, presenta características únicas que aumentan su relevancia. Por ejemplo, las cuencas de Ameca-Mascota y Jamapa están influenciadas por la cercanía de grandes ciudades como Puerto Vallarta y Boca del Río, respectivamente, lo que intensifica su



dinámica de cambio de uso de suelo. Por su parte, la cuenca Del Carmen sufre una severa degradación del suelo debido a las actividades agropecuarias. Estudiar estas cuencas no solo es crucial para entender sus desafíos específicos, sino también para desarrollar estrategias integradas y sostenibles de gestión de recursos naturales y planificación urbana.

## OBJETIVOS

El objetivo general de este estudio fue evaluar el cambio de uso de suelo y vegetación mediante un análisis retrospectivo y prospectivo en las tres cuencas de México (Ameca-Mascota en Jalisco, Del Carmen en Chihuahua y Jamapa en Veracruz) con diferentes niveles de deforestación para proveer información útil en la toma de decisiones sobre el manejo y conservación de ecosistemas naturales; con tres objetivos particulares a) determinar la dinámica de cambio de uso de suelo y vegetación en los últimos 25 años, b) identificar los impulsores biofísicos y socioeconómicos que detonan la deforestación y c) entender los cambios a futuro, a partir de las tendencias previas que puedan influir en la gestión sostenible de los recursos naturales y en las políticas de conservación. Esto incluye proyectar los patrones de uso del suelo y vegetación para anticipar y mitigar posibles impactos negativos en el medio ambiente y en las comunidades locales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se realizó en las cuencas de Ameca Mascota (Jalisco-Nayarit), Del Carmen (Chihuahua) y Jamapa (Veracruz-Puebla; Fig. 1). Las tres cuencas son consideradas como prioritarias para promover el manejo integrado de cuencas costeras para preservar su biodiversidad (Inecc, 2022). Estas tres cuencas comparten varias similitudes significativas: problemas ambientales relacionados con la agricultura (tales como pérdida de biodiversidad, erosión, entre otros), sobreexplotación de acuíferos, vulnerabilidad de acuíferos, influencia urbana y degradación de suelo (Inecc-FGM, 2018; Inecc- Fonnor, 2018). Por lo tanto,

estas tres cuencas están experimentando cambios significativos en su uso del suelo, principalmente debido a la expansión agrícola y el desarrollo urbano. Por lo anterior, estas cuencas al ser prioritarias para distintas instituciones, tales como el Inecc y el Fondo Mexicano para la Conservación el comprender estos cambios es vital para una gestión de los recursos, y así permitir a los planificadores tomar decisiones informadas que equilibren las necesidades de desarrollo con la conservación ambiental con el objetivo de impulsar proyectos que fomenten actividades agropecuarias más sustentables (Inecc, 2022).

La cuenca Ameca-Mascota abarca una superficie de 2745 km<sup>2</sup> del estado de Jalisco y Nayarit (representando 91% y 9% de la superficie total, respectivamente), es una cuenca exorreica que drena en el Océano Pacífico y se encuentra en la ecorregión de costa del Pacífico (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio]-Instituto Nacional de Ecología [INE], 2008), en el 2018 la cuenca contaba con 78% de su superficie con vegetación natural, siendo la cuenca con mayor cobertura de vegetación en las tres evaluadas (Inegi, 2021). La cuenca Del Carmen tiene una superficie de 16008 km<sup>2</sup> y se ubica en el estado de Chihuahua en la ecorregión de Llanuras del Norte (Inegi-Conabio-INE, 2008). En el 2018 la superficie de la cuenca con vegetación natural era de 52% (Inegi, 2021). La cuenca de Jamapa, con una extensión de 3921 km<sup>2</sup>, está situada en el estado de Veracruz. Es una cuenca exorreica que desemboca en el Golfo de México y forma parte de la ecorregión de costa del Golfo de México (Inegi-Conabio-INE, 2008). En el 2018, únicamente 12% de su superficie mantenía su cobertura vegetal natural, lo que la convierte en la cuenca con mayor deforestación entre las tres cuencas evaluadas.

De acuerdo con los Censos de Población y Vivienda del Inegi de 1995 y 2020, en los últimos 25 años, la población en las tres cuencas ha ido en constante crecimiento. Por ejemplo, en el caso de la cuenca Ameca-Mascota, pasó de 6.89 millones de personas del año 1995 a 9.58 millones de personas para el año 2020. En el caso de la cuenca Río del Carmen, la población pasó de 2.7 millones

de personas a 3.7 millones en el mismo periodo. Finalmente, la cuenca Jamapa pasó de 11.6 a 14.6 millones de personas. El crecimiento en dicho periodo fue de 6.8%, 6.0% y 5.2% para las tres cuencas, respectivamente. La tenencia de la tierra es uno de los pilares organizativos de las economías y sociedades rurales, ya que define relaciones económicas y contractuales, formas de cooperación y relaciones sociales. En la cuenca de Ameca-Mascota, 44% de las tierras son ejidales. Por otro lado, en las cuencas Del Carmen y Jamapa, las tierras ejidales representan 27% y 31%, respectivamente (Registro Agrario Nacional [RAN],

2023). Por último, de acuerdo con los Censos de Población y Vivienda del 2010 y 2020, la población económicamente activa (PEA) en las tres cuencas ha ido en constante crecimiento. Por ejemplo, en el caso de la cuenca Ameca-Mascota, pasó de 216.5 mil personas en el año 2010 a 325.1 mil personas para el año 2020; en el caso de la cuenca del Carmen, la PEA pasó de 972 mil personas a casi 1.4 millones en el mismo periodo; y finalmente, para el caso de cuenca Jamapa, pasó de 696 mil a 960 mil de personas. Es decir, el crecimiento en dicho periodo fue de 50.2%, 43.9% y 38% para las tres cuencas, respectivamente.

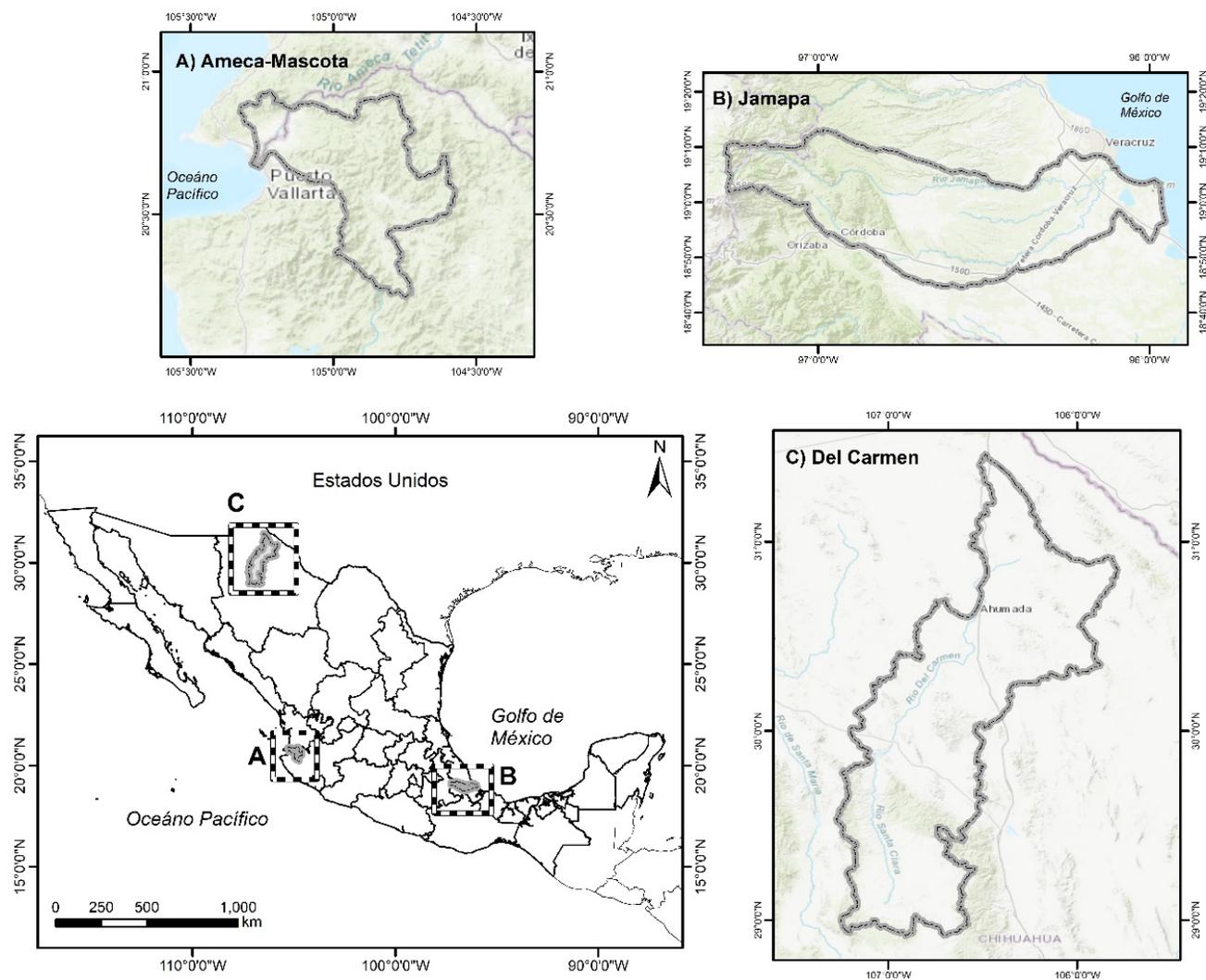


FIGURA 1. Localización de las tres cuencas de estudio: Ameca-Mascota, Del Carmen y Jamapa.



### Análisis de cambio de uso de suelo y vegetación

Se realizó la evaluación del cambio de cubierta vegetal en los últimos 4 (2014-2018), 16 (2002-2018) y 25 (1993-2018) años mediante la superposición cartográfica de las cartas de Uso del Suelo y Vegetación II (1993), III (2002), VI (2014) y VII (2018) del Inegi. Para llevar a cabo este análisis, se empleó la herramienta de intersección en QGIS 3.22.1, la cual facilita la combinación de dos archivos *shapefile*, permitiendo así obtener información detallada sobre los cambios en la cobertura vegetal a lo largo de los años evaluados. Entre las tres cuencas, las series del Inegi clasifican entre 65 y 70 categorías de uso de suelo y vegetación. La diferencia en el número de categorías se basa en la interpretación espacial y la temporalidad de las imágenes de satélite y se incluyen como parte de las labores de actualización de la información de uso del suelo y vegetación realizadas por el Inegi cada vez que saca una serie. Sin embargo, para facilitar el manejo y comunicación de la información, las categorías se reclasificaron, obteniéndose entre 24 y 26 categorías dependiendo de la serie y la cuenca analizada (Suplemento 1). Por ejemplo, se agruparon los diferentes tipos de agricultura (temporal y de riego) en una categoría de “agricultura” y los diferentes tipos de vegetación secundaria (arbórea, arbustiva y herbácea) como “vegetación secundaria”. Lo anterior permitió calcular la magnitud y tendencias del cambio de la cubierta vegetal y estimar las diferencias de la cubierta vegetal entre los períodos evaluados. En cada periodo se obtuvieron las superficies netas y las matrices de transición.

El cálculo de las tasas anuales de pérdida y vegetación ( $r$ ) se realizó para los periodos de 1993-2002, 2002-2014, 2014-2018 y 1993-2018, esta última para obtener la transición con mayor resolución temporal. La tasa anual de pérdida ( $r$ ) se evaluó con la fórmula de tasa de cambio de cobertura forestal (Puyravaud, 2003):

$$r = \frac{1}{t_2 - t_1} \ln \frac{A_2}{A_1}$$

donde:

$r$  = tasa anual de pérdida

$A_1$  = área de bosque en  $t_1$  (área inicial)

$A_2$  = área de bosque en  $t_2$  (área final)

$t_1$  = periodo inicial

$t_2$  = periodo final

### Variables explicativas de la deforestación

Entender qué variables socioeconómicas y biofísicas son los principales impulsores del proceso de deforestación es importante para poder proponer acciones enfocadas en la disminución de este proceso. En este sentido, las posibles causas que provocaron la pérdida de los bosques fueron analizadas a través de la formulación de modelos de regresión logística *stepwise* que consideraron un total de 15 variables: seis variables socioeconómicas y nueve biofísicas (Tabla 1). El uso de la regresión logística es pertinente en este contexto porque permite analizar la relación entre un resultado binario, en este caso, la presencia o ausencia de deforestación, y múltiples variables predictoras, ya sean socioeconómicas o biofísicas (López-Barrera et al., 2014). No obstante, una de las principales limitaciones de este análisis radica en la necesidad de contar con información espacialmente explícita. Por lo tanto, si no se dispone de datos explícitamente georreferenciados, como en el caso de ciertas políticas públicas de conservación y/o aprovechamiento (haciendo referencia a los polígonos apoyados), no sería posible incorporar esta variable en el análisis, dado que no se puede vincular si la recuperación o deforestación de un predio se debe a la influencia directa de esa política pública.

La fase inicial de este análisis implica la comprensión de las áreas que han experimentado deforestación y aquellas donde la vegetación ha perdurado. Este entendimiento se logra mediante el análisis de cambio en el uso del suelo y vegetación, el cual abarca el periodo de 1993-2018. En la construcción del modelo, la pérdida de bosque (deforestación) fue considerada como la variable dependiente, asignándole el valor de 1 a las áreas afectadas y 0 a aquellas donde la vegetación se mantuvo sin cambios a lo largo del tiempo (Von Thaden et al., 2019).

TABLA 1. Lista de variables explicativas biofísicas y socioeconómicas utilizadas en modelos logísticos por pasos para explicar los patrones de pérdida de cobertura forestal en el periodo 2002-2018.

<i>Variables</i>	<i>Descripción</i>	<i>Fuente de información</i>	<i>Método de interpolación</i>
<b>Variabes socioeconómicas</b>			
1) Tenencia de la tierra (ejido-privada)	Diversos autores consideran que los diferentes regímenes de propiedad tienen efecto sobre el uso de los recursos naturales y la conversión de la tierra (Bonilla-Moheno et al., 2013)	Registro Agrario Nacional (RAN; 2021)	<i>Inverse distance weighting (IDW)</i>
2) Densidad de población (número de habitantes/km <sup>2</sup> )	Variables consideradas por la FAO (2018) como causantes de la deforestación y degradación forestal.	Censos del Inegi del 2000, 2005 y 2010	IDW
3) Índice de marginación		Conapo1990, 2000 y 2010. Nivel de marginación a nivel localidad	IDW
4) Distancias a localidades (m)		Censos del Inegi del 2000, 2005 y 2010	Distancia Euclidiana
5) Distancia a áreas naturales protegidas (m)		Conanp, 2021	Distancia Euclidiana
6) Crecimiento de la población (número/año)		Censo del Inegi, 2000-2010	IDW
<b>Variabes biofísicas</b>			
7) Modelo de elevación digital (DEM, por sus siglas en inglés, con una resolución de 15 m)		Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM; Inegi, 2012)	No aplica (NA)
8) Pendiente (grados)		Generado a partir del DEM del Inegi	NA
9) Aspecto (grados)	Variables consideradas por la FAO (2018) como causantes de la deforestación y degradación forestal.	Generado a partir del DEM del Inegi	NA
10) Distancia a caminos (m; pavimentados y no pavimentados)		Red Nacional de Caminos, Inegi (RNC, 2020)	Distancia Euclidiana
11) Distancia a pastizales inducidos		Mapa serie III del Inegi	Distancia Euclidiana
12) Distancia a cultivos		Mapa serie III del Inegi	Distancia Euclidiana
13) Distancia desde el borde del bosque (m)		Mapa serie III del Inegi	Distancia Euclidiana
14) Precipitación media anual (mm)	En zonas con alta precipitación la vegetación es más abundante; es decir, la precipitación puede contribuir al crecimiento rápido de los bosques	Capa de precipitación periodo 1910-2009 (Cuervo-Robayo et al., 2013)	IDW
15) Distancia a ríos permanentes (m)	La deforestación se ha asociado a la disminución de cauces de ríos.	Inegi	Distancia Euclidiana



Las variables socioeconómicas y biofísicas provienen de diversas fuentes institucionales y se han considerado como variables independientes (Tabla 1). Dado que muchas de estas variables son de naturaleza continua, como la distancia a caminos y el nivel de marginación, se optó por representarlas de manera más efectiva en formato ráster, espacializándolas todas a una resolución de 30 metros. Esto se debe a que el principal insumo, los mapas de usos de suelo y vegetación del Inegi, se derivaron de imágenes Landsat (Inegi, 2014).

Se seleccionaron un total de 200 puntos de manera aleatoria, con una separación mínima de 500 metros entre ellos para evitar autocorrelación espacial, en cada cuenca. De estos puntos, 100 hacen referencia a zonas deforestadas y 100 a áreas donde la cobertura vegetal se mantuvo constante. A partir de estos puntos, se extrajeron los valores correspondientes a las diversas capas socioeconómicas y biofísicas, lo que permitió analizar la relación entre estas variables y el proceso de deforestación.

Posteriormente, se implementó la regresión logística *stepwise* utilizando el software R Studio (v2023.06.1+3524). Este enfoque implica la eliminación progresiva de las variables menos significativas hasta que solo permanecen aquellas que tienen una relevancia estadística en el modelo. Para validar la capacidad explicativa de los modelos resultantes, se empleó el parámetro estadístico de área bajo la curva (AUC, por sus siglas en inglés), como se ha propuesto en estudios anteriores (Müller et al., 2012; López-Barrera et al., 2014). un valor de AUC cercano a 1 indica una capacidad predictiva robusta del modelo, mientras que un valor cercano a 0.5 sugiere una capacidad de predicción similar a la casualidad. Este enfoque proporciona una valiosa herramienta para evaluar la fiabilidad y validez de los modelos desarrollados en este análisis.

### Tendencias hacia el futuro (2026 y 2041)

Se modelaron las tendencias futuras para los años 2026 y 2041, una elección que responde a la necesidad de evaluar las dinámicas en diferentes horizontes temporales. Esta decisión resulta fundamental para proporcionar infor-

mación crucial que respalde la planificación estratégica y la toma de decisiones en diversas escalas temporales. Desde una perspectiva institucional, el año 2026 adquiere particular relevancia para entidades como el Inecc, ya que marca el cierre de proyectos significativos, entre ellos Ríos, el primer proyecto presentado por México ante el Fondo Verde para el Clima, y Conectando la salud de las cuencas con la producción ganadera y agroforestal sostenible (Inecc, 2021; 2022). Los resultados obtenidos pueden servir como punto de partida para evaluar la efectividad de los programas implementados por estas instituciones en las tres cuencas, ofreciendo así una base sólida para la revisión y ajuste de futuras estrategias y proyectos.

La elección de los años previos es fundamental al modelar las tendencias futuras, ya que el periodo seleccionado está influenciado por distintos patrones socioeconómicos. Investigaciones han documentado cambios notables en las tendencias de deforestación en las últimas dos décadas, como el aumento de actividades agrícolas en Chihuahua (SIAP, 2022; Quintana y Solís, 2023). Eso puede deberse principalmente a las modificaciones en las políticas públicas que pueden provocar cambios significativos a corto, mediano y largo plazo. Por ende, al realizar proyecciones a muchos años en el futuro, surge una mayor incertidumbre debido a la imprevisibilidad de futuras políticas públicas. Esta variable es difícil de incorporar en los modelos, ya que no se pueden prever con certeza las políticas que se implementarán en los años venideros, siendo esto también una limitante de este tipo de métodos. Por lo tanto, la dinámica de cambio puede ser diferente dependiendo de la escala temporal que se utilice (Von Thaden et al., 2019).

Los análisis de este estudio indican que, durante el periodo 2002-2018, los cambios en términos de aumento y pérdida de superficie destinada a actividades agrícolas (pastizales y agricultura) y la pérdida de cobertura vegetal fueron más uniformes en comparación con otros periodos. Por ejemplo, en Jamapa, la pérdida de cobertura vegetal disminuyó de 582.2 km<sup>2</sup> en 2002 a 500.4 km<sup>2</sup> en 2018, en comparación con los 892.8 km<sup>2</sup> en 1993. Esto sugiere que entre 1993 y 2002 hubo un marcado proceso de defo-

restación, el cual se ha ralentizado desde 2002 hasta el presente. por esta razón se decidió utilizar los mapas de uso de suelo y vegetación del Inegi (escala 1:250,000) de los años 2002 y 2018 (series III y VII, respectivamente).

Para facilitar la comprensión de las transiciones futuras y mejorar la precisión de los análisis, se optó por simplificar los modelos (Gandu et al., 2004). Esto se debe a que un mayor número de tipos de uso del suelo y vegetación puede complicar la interpretación de los modelos, y el objetivo es lograr modelos simples que nos permitan entender fenómenos más complejos. En este sentido, los mapas de uso del suelo y vegetación fueron reclasificados en dos categorías principales: cobertura vegetal natural y “otro” tipo de cobertura (como pastizales inducidos, cultivos, asentamientos, etc.). Donde se consideró como cobertura vegetal a toda vegetación natural, comprendiendo una amplia gama de biomas con diferentes características fisonómicas y ambientales que incluye desde pastizales naturales hasta las áreas cubiertas por bosques naturales. En contraste, se consideró como “otro” tipo de cobertura a toda aquella superficie que ya no cuenta con una capa de vegetación natural, tales como pastizales inducidos, cultivos, asentamientos humanos y área sin vegetación aparente. La predicción de uso de suelo y vegetación para los años 2026 y 2041 se realizó a través de cadenas de Markov y autómatas celulares con el software Terrset (v19.0.8; Clark Labs, 2021).

Las cadenas de Markov son un método estadístico que permite determinar las probabilidades de cambio a futuro a partir de estados previos (Paegelow et al., 2003; Mirkatouli et al., 2015); es decir que, si se conoce la magnitud de cambio de uso de suelo entre dos periodos, puede estimarse la probabilidad de cambio de la cobertura futura (Henríquez y Azócar, 2006). Sin embargo, la modelización se basa exclusivamente en el análisis de la dinámica interna del sistema sin considerar a las variables explicativas y descriptivas. Esto deriva en que la probabilidad de que ocurra un suceso o cambio dependa de lo sucedido en los estados anteriores. En este caso, se calcularon las matrices de probabilidades de transición entre 2002 y 2018. Estas matrices expresan la probabilidad de que un píxel de una

categoría de uso de suelo determinada a, se mantenga o cambie a la categoría b, en un periodo de tiempo  $x_i + 1$  (Henríquez y Azócar, 2006).

## RESULTADOS

### Análisis de cambio de uso de suelo y vegetación

En total, durante el periodo de 25 años analizados (Tabla 2), Ameca-Mascota perdió 15.1 km<sup>2</sup> (0.69%) de cobertura vegetal natural, con una tasa anual de deforestación de 0.03%. En contraste, para ese mismo periodo, la tasa anual de deforestación de la cuenca Del Carmen fue de 0.16% y de Jamapa de 0.15%. En donde resaltó que la mayor pérdida de cobertura vegetal natural en Carmen sucedió en el periodo 2002-2018 con casi 43 km<sup>2</sup> (1.9%) transformados y que Jamapa perdió 56% de la vegetación en los últimos 25 años, con mayores pérdidas en la parte central y baja de la cuenca (Fig. 2), aunque el periodo con menor pérdida de cobertura vegetal fue 2014-2018.

Durante el periodo comprendido entre 1993 y 2018, las principales pérdidas de uso de suelo y vegetación en Ameca-Mascota (Tabla 3) sucedieron en selva baja (73.8%), bosque encino-pino (56.7%), agricultura (23.1%) y bosque de pino-encino (20.6%). En contraste, las coberturas con mayor incremento fueron la zona urbana (92.4%), la vegetación bosque secundario de encino-pino (75.6%), y bosque de pino-encino (67.2%). En la cuenca Del Carmen, la mayor pérdida se presentó en la vegetación del bosque secundario de pino-encino (89.9%) y la vegetación halófila (11.4%); por su parte, la vegetación del bosque secundario de encino-pino (95.4%), zona urbana (67%) y el bosque de galería (41.9%) fueron las clases con mayor incremento. En la cuenca Jamapa, por otro lado, sufrió pérdidas considerables en la vegetación secundaria de selva baja (76.4%), bosque mesófilo de montaña (55.2%), bosque secundario de pino-encino (54.2%), manglar (44.5%) y la vegetación en zonas arenosas (39.2%). En contraste, las coberturas que incrementaron fueron matorral (94.9%), zona urbana (59.6%), vegetación secundaria de selva alta (21.5%) y agricultura (17.9%).



TABLA 2. Tasas de pérdida de cobertura vegetal anual y área cubierta por bosque (ha) de 1993 a 2018 por cuenca y total.

Cuenca	Periodo	Cobertura vegetal inicial (km <sup>2</sup> ; A1)	Cobertura vegetal final (km <sup>2</sup> ; A2)	Cambio de cobertura vegetal (km <sup>2</sup> )	Número de años	% de pérdida de cobertura vegetal	Tasa anual de deforestación (%)
	<b>1993-2018</b>	<b>2208</b>	<b>2192.9</b>	<b>-15.1</b>	<b>25</b>	<b>-0.7</b>	<b>-0.03</b>
Ameca-Mascota	2002-2018	2236	2192.9	-42.6	16	-1.9	-0.11
	2014-2018	2196	2192.9	-2.8	4	-0.1	-0.03
	<b>1993-2018</b>	<b>14 120</b>	<b>13 565</b>	<b>-555.0</b>	<b>25</b>	<b>-3.9</b>	<b>-0.16</b>
Del Carmen	2002-2018	13 960	13 565	-394.1	16	-2.9	-0.15
	2014-2018	13 662	13 565	-96.8	4	-0.7	-0.13
	<b>1993-2018</b>	<b>892.8</b>	<b>500.4</b>	<b>-392.5</b>	<b>25</b>	<b>-56.0</b>	<b>-2.32</b>
Jamapa	2002-2018	582.2	500.4	81.8	16	-16.4	-1.04
	2014-2018	514.1	500.4	-13.7	4	-2.7	-0.68

1. Valores positivos indican recuperación y negativos pérdida de superficie.

2. Se muestra el área de cubierta forestal para el año inicial (A1) y final (A2) durante cada período de transición.

En la tabla 4 se muestra que las coberturas con mayores pérdidas en la cuenca Ameca-Mascota durante los últimos 16 años analizados (2002-2018) fueron la vegetación secundaria de selva mediana (22%), agricultura (16.8%), vegetación secundaria de bosque de encino-pino (8.7%) y bosque de pino-encino (6.4%). En cambio, incrementaron las categorías de zona urbana (92.4%), vegetación secundaria de bosques (pino-encino y mesófilo de montaña con 18.9% y 13.7%, respectivamente) y pastizal inducido (12.6%). Por su parte, en la cuenca Del Carmen, las mayores pérdidas fueron en la vegetación en zonas arenosas (6.2% y 8.2% primaria y secundaria, respectivamente), vegetación halófila (5.2%), pastizal natural (4%) y matorral (3.8%). Los mayores incrementos fueron en zona urbana (64.7%), pastizal inducido (19.6%), vegetación secundaria de bosques de encino-pino y agricultura (14.6%). Finalmente, en dicho periodo Jamapa perdió vegetación secundaria de encino-pino (61.1%) y selva baja (67.6%), bosque mesófilo de montaña (54.3%), pastizal inducido (37.3%) y vegetación en zonas arenosas (18%), incrementando las clases: zona urbana (58.2%), matorral (94.8%), vegetación secundaria de bosque mesófilo de montaña (24%) y selva alta (21.5%) y manglar (17.5%).

En la tabla 5 se presentan los resultados del análisis de cambio de uso de suelo y vegetación entre los años 2014 y 2018. Resalta que la cuenca Ameca-Mascota perdió 27.6% de la superficie agrícola, 5.9% de la cobertura de pastizal natural y 0.3% de pastizal inducido en cuatro años. En contraste, la zona urbana incrementó 83.9% en el mismo periodo. También, con excepción de la zona urbana y la vegetación secundaria de encino-pino, el resto de las clases analizadas permaneció constante o tuvo variaciones mínimas. Por su parte, en la cuenca Del Carmen las clases con mayores pérdidas fueron la vegetación primaria (2.6%) y secundaria (2.1%), de zonas arenosas, bosque de galería y matorral (1.2% en ambos casos) y la superficie de suelo sin vegetación aparente (1.2%). Sobresalió que, en esta cuenca árida, incrementó la superficie de pastizal inducido (14.1%), de agricultura (2.6%) y de zona urbana (2%). Al mismo tiempo, aunque en menor medida, las clases vegetación halófila, bosque de pino-encino y superficie catalogada como agua incrementaron en el periodo analizado. Por su parte, en Jamapa, las clases con mayores pérdidas registradas fueron: pastizal inducido (33.8%), vegetación secundaria de zonas arenosas (14.4%) y selva baja (12.7%).

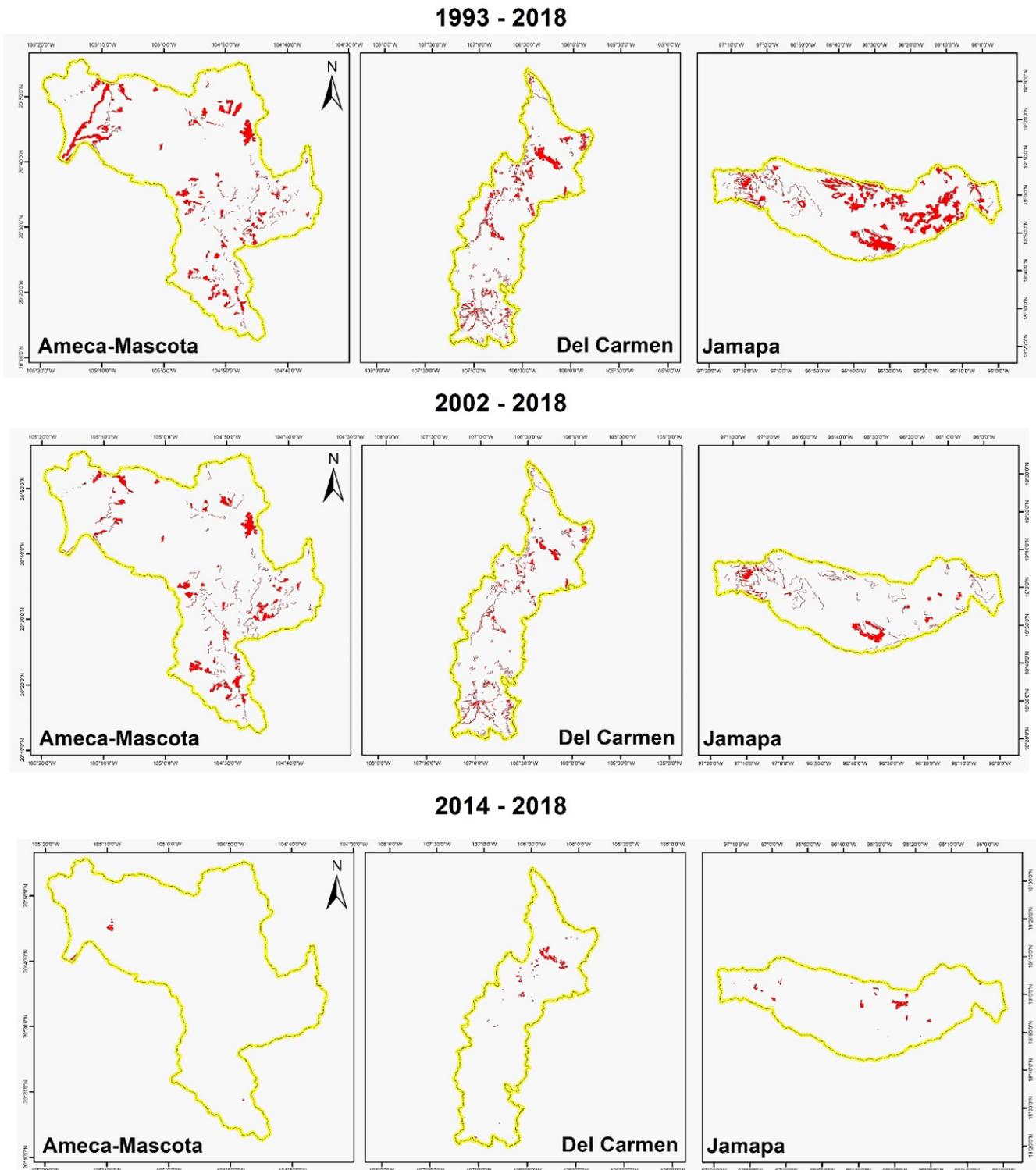


FIGURA 2. Zonas deforestadas (polígonos en color rojo) en las tres cuencas en los periodos de 2002-2018, 2014-2018 y 1993-2018.



TABLA 3. Superficie de los usos de suelo y vegetación en las tres cuencas para 25 años (1995–2018).

Tipo de uso de suelo y vegetación	Ameca-Mascota			Del Carmen			Jamapa		
	1993 (km <sup>2</sup> )	2018 (km <sup>2</sup> )	(% de cambio)	1993 (km <sup>2</sup> )	2018 (km <sup>2</sup> )	(% de cambio)	1993 (km <sup>2</sup> )	2018 (km <sup>2</sup> )	(% de cambio)
Agricultura	411.9	334.5	-23.1	1510.0	1916.1	21.2	2082.7	2536.4	17.9
Agua	2.6	2.7	3.0	3.3	3.3	0.3	19.7	19.8	0.7
Bosque de encino-pino	595.5	380.0	-56.7	1230.3	1326.2	7.2	18.6	16.2	-14.4
Vegetación secundaria de encino-pino	80.7	330.3	75.6	12.1	263.1	95.4			
Bosque de galería	25.5			20.1	34.7	41.9			
Vegetación secundaria de bosque de galería								0.7	100.0
Bosque de pino-encino	810.9	672.6	-20.6	389.2	426.2	8.7	159.7	153.9	-3.7
Vegetación secundaria de pino-encino	53.2	162.0	67.2	379.8	200.0	-89.9	29.2	18.9	-54.2
Bosque mesófilo de montaña	33.9	16.9	-100.3				48.7	21.8	-55.2
Vegetación secundaria de mesófilo de montaña		10.0	100.0				88.2	91.7	3.8
Selva baja	17.4	10.0	-73.8						
Vegetación secundaria de selva baja	75.3	75.8	0.6				508.3	120.0	-76.4
Selva mediana	312.4	285.9	-9.3						
Vegetación secundaria de selva mediana	202.0	195.7	-3.2						
Vegetación secundaria de selva alta							18.3	23.3	21.5
Sin vegetación aparente				116.0	120.3	3.5	7.9	7.8	-1.3
Manglar	1.2	1.4	9.6				12.2	8.4	-44.5
Vegetación secundaria de manglar								0.8	100.0
Matorral	0.1			4026.6	3821.9	-5.4	0.2	3.4	94.9
Vegetación secundaria de matorral				15.1		-100.0			
Pastizal natural	25.7	52.4	50.9	5558.3	5202.6	-6.8	39.2	33.0	-18.8
Pastizal inducido	88.1	101.3	13.1	233.0	326.8	28.7	839.3	763.1	-10.0
Vegetación en zonas arenosas				928.8	854.8	-8.7	8.4	6.0	-39.2
Vegetación secundaria en zonas arenosas				956.4	892.5	-7.2		2.1	100.0
Vegetación halófila				577.1	518.1	-11.4	1.3		-100
Veg. secundaria halófila				26.5	25.4	-4.6			
Zona urbana	8.6	113.5	92.4	25.1	75.9	67.0	36.8	91.1	59.6

TABLA 4. Superficie de los usos de suelo y vegetación en las tres cuencas para 2002 y 2018.

Tipo de uso de suelo y vegetación	Ameca-Mascota			Del Carmen			Jamapa		
	2002 (km <sup>2</sup> )	2018 (km <sup>2</sup> )	(% de cambio)	2002 (km <sup>2</sup> )	2018 (km <sup>2</sup> )	(% de cambio)	2002 (km <sup>2</sup> )	2018 (km <sup>2</sup> )	(% de cambio)
Agricultura	390.6	334.5	-16.8	1635.6	1916.1	14.6	2223	2536.4	12.4
Agua	2.6	2.7	2.8	3.3	3.3	0.4	19.7	23	14.6
Bosque de encino-pino	390.4	380.0	-2.7	1272.7	1326.2	4.0	18.6	16.2	-14.4
Vegetación secundaria de encino-pino	359.1	330.3	-8.7	223.8	263.1	14.9			
Bosque de galería*				18.3	34.7	47.2			
Vegetación secundaria de bosque de galería								0.7	100
Bosque de pino-encino	715.6	672.6	-6.4	420.5	426.2	1.3	155.7	153.9	-1.1
Vegetación secundaria de pino-encino	131.4	162	18.9	201	200	-0.5	31.7	18.9	-67.6
Bosque mesófilo de montaña	15.8	16.9	6.7				47.2	21.8	-116.3
Vegetación secundaria de mesófilo de montaña	8.6	10	13.7				69.7	91.7	24
Selva baja	10	10	0.3						
Vegetación secundaria de selva baja	69.9	75.8	7.8				193.3	120	-61.1
Selva mediana	286.4	285.9	-0.2						
Vegetación secundaria de selva mediana	238.6	195.7	-22						
Vegetación secundaria de selva alta							18.3	23.3	21.5
Sin vegetación aparente				119.8	120.3	0.4	7.9	7.9	-0.4
Manglar	1.4	1.4	0				6.9	8.4	17.5
Vegetación secundaria de manglar								0.8	100
Matorral				3968.4	3821.9	-3.8	0.2	3.4	94.8
Veg. secundaria de matorral									
Pastizal natural	27.4	52.4	47.6	5410.3	5202.6	-4	30.9	33	6.4
Pastizal inducido	88.6	101.3	12.6	262.9	326.8	19.6	1047.6	763.1	-37.3
Vegetación en zonas arenosas				907.6	854.8	-6.2	7.2	6.1	-18.0
Vegetación secundaria en zonas arenosas				965.7	892.5	-8.2		2.1	100
Vegetación halófila				545.0	518.1	-5.2	2.5		-100
Vegetación secundaria halófila				26.2	25.4	-3.4			
Zona urbana	8.6	113.6	92.4	26.6	75.9	64.9	38.1	91.1	58.2

\*El incremento se debe a que las series del Inegi más recientes incluyen esta clase y en las anteriores se consideraba como otro tipo de vegetación.



TABLA 5. Superficie de los usos de suelo y vegetación en las tres cuencas para los años de 2014 y 2018.

Tipo de uso de suelo y vegetación	Ameca-Mascota			Del Carmen			Jamapa		
	2014 (km <sup>2</sup> )	2018 (km <sup>2</sup> )	(% de cambio)	2014 (km <sup>2</sup> )	2018 (km <sup>2</sup> )	(% de cambio)	2014 (km <sup>2</sup> )	2018 (km <sup>2</sup> )	(% de cambio)
Agricultura	426.7	334.5	-27.6	1865.5	1916.1	2.6	2286.9	2536.4	9.8
Agua	2.7	2.7	0	3.3	3.3	0.4	22.9	23	0.6
Bosque de encino-pino	380.0	380.0	0	1318.6	1326.2	0.6	16.2	16.2	0
Vegetación secundaria de encino-pino	330.0	330.3	0.1	263.1	263.1	0			
Bosque de galería				35.1	34.7	-1.2			
Vegetación secundaria de bosque de galería								0.7	100
Bosque de pino-encino	672.6	672.6	0	426.4	426.2	0	154.8	153.9	-0.5
Vegetación secundaria de pino-encino	162	162	0	200.0	200.0	0	20.3	18.9	-7.5
Bosque mesófilo de montaña	16.9	16.9	0				22.7	21.8	-4.2
Vegetación secundaria de mesófilo de montaña	10	10	0				92.7	91.7	-1.1
Selva baja	10	10	0						
Vegetación secundaria de selva baja	75.8	75.8	0				135.3	120	-12.7
Selva mediana	285.9	285.9	0						
Vegetación secundaria de selva mediana	195.7	195.7	0						
Vegetación secundaria de selva alta							18.3	23.3	21.5
Sin vegetación aparente				121.7	120.3	-1.2	7.9	7.9	0
Manglar	1.4	1.4	0				8.4	8.4	0
Vegetación secundaria de manglar								0.8	100
Matorral				3869.1	3821.9	-1.2	2	3.4	40.2
Pastizal natural	55.5	52.4	-5.9	5218.9	5202.6	-0.3	34.6	33	-4.9
Pastizal inducido	101.6	101.3	-0.3	280.7	326.8	14.1	1020.6	763.1	-33.8
Vegetación en zonas arenosas				877.3	854.8	-2.6	7	6.1	-14.4
Vegetación secundaria en zonas arenosas				911.1	892.5	-2.1	1.7	2.1	17.8
Vegetación halófila				517.6	518.1	0.1			
Vegetación secundaria halófila				25.1	25.4	1			
Zona urbana	18.3	113.6	83.9	74.4	75.9	2	69.5	91.1	23.7

En menor medida, pero en proporción mayor al resto de las cuencas estudiadas, en Jamapa se perdió vegetación de pino-encino (7.4%) y de bosque mesófilo de montaña (4.2%). También, en esta cuenca costera resalta el incremento del matorral (40.2%), la zona urbana (23.7%), la vegetación secundaria de selva alta (21.5%), de zonas arenosas (17.8%) y la agricultura (9.8%). Cabe mencionar que el incremento de 100% en vegetación secundaria de bosque de galería y de vegetación secundaria de manglar se debe a que dichas categorías no existían en 2014 (serie VI).

### Variables explicativas de la deforestación

Los impulsores de cambio o drivers que se consideraron tuvieron un efecto estadísticamente significativo en la deforestación de las cuencas analizadas se presentan en la tabla 6 y en todos los casos las variables presentadas se

asocian a más de 80% de la deforestación. Destaca la influencia de la distancia a caminos y al borde de la vegetación que fueron drivers comunes en las tres cuencas; es decir que, en la mayoría de las ocasiones, la deforestación está asociada con la cercanía a estos elementos del paisaje. Adicionalmente, en la cuenca Ameca-Mascota la deforestación estuvo asociada a menor pendiente y precipitación, pero mayor cercanía a ríos. En contraste, la deforestación fue menor cerca del área natural protegida “La Sierra de Vallejo”. En la cuenca Del Carmen, la deforestación se relacionó con la cercanía a localidades, zonas agrícolas y pastizales; baja altitud del terreno (a partir del modelo digital de elevación, DEM por sus siglas en inglés) y mayor crecimiento poblacional. Finalmente, en Jamapa, la cercanía a pastizales, menor pendiente y precipitación fueron factores asociadas para la deforestación.

TABLA 2. Variables que explican los patrones de pérdida de cobertura vegetal, niveles de significación general y su poder explicativo (AUC).

Cuenca	Drivers	Estimación de parámetros	Promedio de la variable	p value model	AUC
Ameca-Mascota	Intercepto ***	0.12			
	Distancia a ANP **	0.55	12072		
	Pendiente **	-0.05	14		
	<b>Distancia a caminos ***</b>	-0.08	709	0.051	0.82
	<b>Distancia al borde de la vegetación***</b>	-0.14	472		
	Precipitación ***	-0.07	99		
	Distancia a Ríos***	-0.01	639		
Del Carmen	Intercepto***	0.51			
	Distancia a localidades***	-0.24	4388		
	Crecimiento poblacional**	0.14	0.4		
	MDE***	-0.19	1421	0.006	0.85
	<b>Distancia a caminos*</b>	-0.02	1521		
	Distancia a agricultura**	-0.22	623		
	Distancia a pastizales inducidos**	-0.21	512		
<b>Distancia al borde de la vegetación***</b>	-0.16	541			
Jamapa	Intercepto***	0.3			
	Pendiente***	-0.08	7		
	<b>Distancia a caminos**</b>	-0.19	490	0.002	0.83
	Distancia a pastizales inducidos ***	-0.02	730		
	<b>Distancia al borde de la vegetación**</b>	0.16	399		
Precipitación*	-0.01	107			

\* p < 0.05; \*\*p < 0.01; \*\*\*p < 0.001

En letras negritas están las variables que se repiten en las tres cuencas.



### Tendencias hacia el futuro (2026 y 2041)

Considerando que en la cuenca de Ameca-Mascota se transformaron más de 42 km<sup>2</sup> de vegetación entre 2002 y 2018 (Tabla 7), se proyecta el cambio de alrededor de 18 km<sup>2</sup> de cobertura vegetal hacia 2026 y de poco más de 14 km<sup>2</sup> en 2041. Resalta que la probabilidad de que la cobertura vegetal se transforme en cobertura no vegetal en 2026 es de 0.17, probabilidad que incrementa a 0.19 para el año 2041 (Fig. 3). En contraste, la probabilidad de que la cobertura no vegetal se transforme en vegetal es de 0.12 para 2026 y de 0.1 en el año 2041 (Fig. 3).

En el periodo 2002-2018 se perdieron alrededor de 260 km<sup>2</sup> de cobertura vegetal en la cuenca Del Carmen (Tabla 7). Considerando esta dinámica, se proyecta la pérdida de poco más de 10 km<sup>2</sup> de cobertura vegetal en 2026 y poco menos de 4 km<sup>2</sup> en 2041. En este sentido, la probabilidad de que la cobertura vegetal presente en esta cuenca en 2018

se transforme en cobertura no vegetal para 2026 es de 0.17, incrementando a 0.21 para el 2041 (Fig. 3). En cambio, la probabilidad de que la cobertura no vegetal cambie a vegetal es de 0.15 en 2026 y, a diferencia de Ameca-Mascota, esta recuperación incrementa hacia 2041 (probabilidad de 0.17).

Finalmente, dado que en la cuenca de Jamapa cambiaron casi 82 km<sup>2</sup> de cobertura vegetal en el periodo 2002-2018 (Tabla 7), se espera la transformación de alrededor de 12 km<sup>2</sup> de cobertura vegetal en 2026 y de 34 km<sup>2</sup> para 2041. En este caso, la probabilidad de que la cobertura vegetal que había en 2018 se transforme en cobertura no vegetal en 2026 es de 0.25, incrementando a 0.4 en 2041. Además, se proyecta que la probabilidad de que la cobertura no vegetal se transforme en vegetal es de 0.15 en 2026 y de 0.17 en el año 2041 (Fig. 3).

TABLA 3. Superficie de cobertura vegetal para los años 2002-2018 y las proyecciones de cambio de cobertura vegetal para el 2026 y 2041.

<i>Cuenca</i>	<i>Año</i>	<i>Cobertura vegetal (km<sup>2</sup>)</i>	<i>Cambio de cobertura vegetal (km<sup>2</sup>) con relación al año anterior evaluado</i>
Ameca-Mascota	2002	2235.5	
	2018	2192.9	-42.5
	2026	2175.1	-17.8
	2041	2160.7	-14.4
Del Carmen	2002	8577.8	
	2018	8320.2	-257.6
	2026	8310.1	-10.2
	2041	8306.1	-3.9
Jamapa	2002	582.2	
	2018	500.3	-81.9
	2026	488.3	-11.9
	2041	454.3	-34

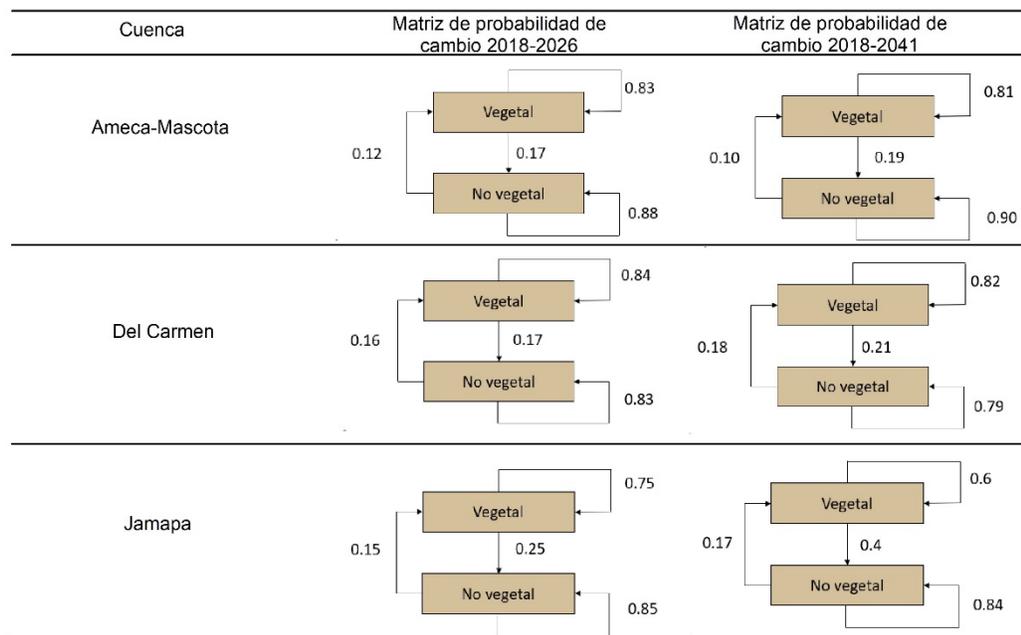


FIGURA 3. Matriz de probabilidad de cambio de uso suelo entre la cobertura vegetal y no vegetal en las tres cuencas Ameca-Mascota, Del Carmen y Jamapa para el 2026 y 2041.

## DISCUSIÓN

Entender la dinámica de cambio de uso de suelo y vegetación, así como las simulaciones de magnitud y localización de la expansión o decremento de la cobertura vegetal son insumos básicos para la planeación en las tres cuencas evaluadas. Este tipo de información permite estimar tendencias y patrones de cambio de uso de suelo y vegetación, lo cual podrá permitir a los tomadores de decisión planear focalizar mejor los esfuerzos de conservación necesarios para frenar la deforestación y sus efectos en el bienestar humano y la preservación de la biodiversidad. El análisis temporal ayudó a conocer y comprender las principales tendencias de cambio de uso de suelo en el último cuarto de siglo en las tres cuencas, donde la pérdida de la vegetación natural es y seguirá siendo la tendencia principal, lo cual también ocurre en otras regiones de México (López-Barrera et al., 2014; Gallardo-Cruz et al., 2021). Además, la identificación de los principales impulsores de la deforestación permite entender en qué factores se debe poner atención para reducir el riesgo de deforestación en estas zonas. El análisis

prospectivo indica que es necesario actuar lo antes posible porque la dinámica hacia el futuro sigue siendo la deforestación en cuencas que ya cuentan con reducida cobertura vegetal y que son de alta importancia para la conservación.

### Análisis retrospectivo y prospectivo de cambio de uso de suelo y vegetación

Las tendencias del cambio de uso de suelo suelen variar temporal y espacialmente (Hernández-Pérez et al., 2022) pero los contextos socioeconómicos y biofísicos de cada cuenca pueden generar patrones de deforestación más intensivos. Los resultados de este estudio sugieren que Jamapa perdió casi dos terceras partes de su vegetación en los últimos 25 años; mientras que, en Ameca-Mascota y Del Carmen se perdió una proporción más de 10 veces menor. Esto se ha reportado que se debe a las características de cada cuenca como la existencia de zonas planas que facilitan las actividades agropecuarias (Quintana y Solís, 2023). Estas zonas de menor pendiente tuvieron influencia en la amplia dispersión de zonas agrícolas en la cuenca de Jamapa y la focalización de estas actividades en la parte baja de Ameca-



Mascota (Ramírez-López et al., 2013). También, factores como las condiciones climáticas influyeron en la distribución, tipo y extensión de las actividades, por ejemplo, las condiciones climáticas (desérticas) y mayores zonas arenosas que dificultan algunas actividades en la cuenca Del Carmen (SIAP, 2022).

En las tres cuencas, la deforestación disminuyó entre 2014-2018; sin embargo, esta tendencia puede deberse a múltiples factores como la menor superficie disponible y aptitud para ser aprovechada (Cáceres et al., 2010), la tendencia de abandono de los cultivos (Martínez et al., 2015), falta de apoyos gubernamentales (Reyes-Hernández et al., 2003), maquinaria especializada (Ramírez-López et al., 2013), cuestiones socioeconómicas (López-Barrera et al., 2014), entre otros. A pesar de que se encontró una disminución de la deforestación se requiere la generación de acciones basadas en la naturaleza; por ejemplo, recuperación de vegetación ribereña, establecimiento de cercos multiestratos, plantación de árboles aislados entre las parcelas, entre otras (Cole et al., 2020; Zanzi et al., 2021). Esto permitirá fomentar la recuperación de servicios ecosistémicos clave, como la provisión de agua, almacenamiento de carbono, retención de sedimentos, regulación de la temperatura ambiental, que son claves para el bienestar de los habitantes de las cuencas, garantizar la producción de alimentos y la conservación de la biodiversidad.

Por su parte, las proyecciones a futuro permiten proponer estrategias enfocadas en la mitigación de impactos que disminuyan la provisión de servicios ecosistémicos y son herramientas que apoyan la toma de decisiones sobre el futuro de la biodiversidad presente en las zonas de interés (Mendoza et al., 2006). Dado que en las tres cuencas se encontró mayor probabilidad de deforestación que de recuperación de la vegetación, es urgente contar con estudios sobre los efectos del crecimiento urbano, situación socioeconómica, fertilidad del suelo, análisis de riesgo de deforestación espacializados, entre otros análisis que permitan entender hacia donde puede expandirse la deforestación y generar estrategias específicas para cada cuenca (Saha et al., 2020).

## Variables explicativas de la deforestación

Entender las variables socioeconómicas y biofísicas que explican los patrones de deforestación en una región de interés permite generar estrategias de intervención y de política pública con la escala adecuada para atender los factores más significativos (Osorio-Olvera et al., 2020). En las tres cuencas analizadas en el presente estudio se encontró que los factores que tienen un mayor poder de predicción de la deforestación son la distancia al borde del bosque y la distancia a caminos. Ambos factores han sido previamente señalados por su influencia en la deforestación (Skole y Tucker, 1993; Ranta et al., 1998; Cochrane, 2001) y considerados como indicadores indirectos de la accesibilidad al bosque (Apan y Peterson, 1998; Agarwal et al., 2005; Gorenflo et al., 2011). De manera similar, en este estudio resaltaron la distancia a asentamientos humanos y la pendiente como factores negativos asociados por la pérdida de bosques, tendencias que han sido analizadas ampliamente (Challenger et al., 2009; Rodríguez et al., 2012; López-Barrera et al., 2014).

Los factores de deforestación identificados en el presente estudio permiten resaltar que las estrategias de conservación deben estar enfocadas en proteger los bordes de los remanentes de vegetación forestal. Para reducir los impactos del avance de la frontera agrícola es importante implementar prácticas alternativas que sean económicamente factibles para los productores y que incorporen especies nativas (por ejemplo, como parte de cinturones ribereños, cercas vivas y árboles de sombra aislados en potreros), paralelamente, se incrementa la conectividad del paisaje y la resiliencia de las cuencas y sus habitantes (Cole et al., 2020; Zanzi et al., 2021).

## CONCLUSIONES

Este estudio abordó diversas técnicas, incluyendo el análisis de cambio de uso de suelo, la identificación de atractores de deforestación y la proyección de escenarios futuros, brindando así una visión integral de la situación actual en términos de vegetación. A pesar de los logros alcanzados, es crucial tener en cuenta ciertas limitaciones. La escala

temporal desempeña un papel fundamental, ya que diferentes periodos de tiempo reflejan diversas circunstancias socioeconómicas que influyen directamente en las tendencias observadas.

En función de la región que se evalúe, los factores impulsores de la deforestación varían, resaltando la necesidad de comprender estos elementos para diseñar políticas públicas más efectivas adaptadas a cada contexto. La principal limitación de estas técnicas radica en la disponibilidad de información explícitamente espacial, ya que elementos clave como los programas gubernamentales, si no se cuenta con la información no podrán ser evaluados con su relación con los procesos de deforestación.

Por lo tanto, el uso de sistemas de información geográfica, métodos de percepción remota y la cuidadosa elección de resoluciones, tanto espaciales como temporales, son herramientas importantes para comprender y enfrentar los desafíos asociados a los cambios de uso de suelo y vegetación. La información generada resulta valiosa para los residentes de las cuencas y las instituciones encargadas de tomar decisiones relacionadas con la conservación de la biodiversidad y la garantía de servicios ecosistémicos fundamentales para el bienestar de la población de las cuencas estudiadas. No obstante, se debe abordar con cautela debido a limitaciones como la disponibilidad de información explícita espacial, la elección de periodos temporales a evaluar, las técnicas utilizadas para proyecciones futuras y las políticas públicas en juego.

## RECONOCIMIENTOS

Los resultados aquí presentados son parte de la donación "Economic Valuation of Ecosystem Services to Strengthen Integrated Landscape Management in Selected Watersheds in Mexico" financiada por el Global Program for Sustainability Trust Fund del Banco Mundial y bajo el proyecto "Connecting Watershed Health with Sustainable Livestock and Agroforestry Production-CONNECTA". Se agradece a Citlalli A. González Hernández por su apoyo en la edición del manuscrito.

## REFERENCIAS

- Agarwal, D. K., Silander Jr, J. A., Gelfand, A. E., Dewar, R. E., & Mickelson Jr, J. G. (2005). Tropical deforestation in Madagascar: analysis using hierarchical, spatially explicit, Bayesian regression models. *Ecological Modelling*, 185(1), 105–131. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.11.023>
- Apan, A. A., & Peterson, J. A. (1998). Probing tropical deforestation: the use of GIS and statistical analysis of georeferenced data. *Applied Geography*, 18(2), 137–152. [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(98\)00004-6](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(98)00004-6)
- Cáceres, D. M., Soto, G., Ferrer, G., Silvetti, F., & Bisio, C. (2010). La expansión de la agricultura industrial en Argentina Central. Su impacto en las estrategias campesinas. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 7(64), 91–119.
- Challenger, A., Dirzo, R., López, J. C., Mendoza, E., Lira-Noriega, A., & Cruz, I. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En J. Sarukhán (Ed.), *Capital natural de México. Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio* (pp. 37–73). México D.F.: Conabio.
- Cochrane, M. A. (2001). Synergistic interactions between habitat fragmentation and fire in evergreen tropical forests. *Conservation Biology*, 15(6), 1515–1521. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.01091.x>
- Cole, L. J., Stockan, J., & Helliwell, R. (2020). Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 296, 106891. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106891>
- Gallardo-Cruz, J. A., Peralta-Carreta, C., Solórzano, J. V., Fernández-Montes de Oca, A. I., Nava, L. F., Kauffer, E., & Carabias, J. (2021). Deforestation and trends of change in protected areas of the Usumacinta River basin (2000–2018), Mexico and Guatemala. *Regional Environmental Change*, 21, 1–15. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01833-8>
- Gandu, A. W., Cohen, J. C. P., & De Souza, J. R. S. (2004). Simulation of deforestation in eastern Amazonia using a high-resolution model. *Theoretical and Applied Climatology*, 78, 123–135. <https://doi.org/10.1007/s00704-004-0048-5>
- Gorenflo, L. J., Corson, C., Chomitz, K. M., Harper, G., Honzák, M., & Özler, B. (2011). Exploring the Association Between People and Deforestation in Madagascar. En R. P. Cincotta & L. J. Gorenflo (Eds.), *Human Population: Its Influences on Biological Diversity* (Vol. 214, pp. 197–221). Springer Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-16707-2\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-642-16707-2_11)



- Henríquez, C., & Azócar, G. (2006). Cambio de uso del suelo y escorrentía superficial: aplicación de un modelo de simulación espacial en Los Ángeles, VIII Región del Biobío, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, (36), 61–74. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022006000200004>
- Hernández-Pérez, E., García-Franco, J. G., Vázquez, G., & Cantellano de Rosas, E. (2022). Cambio de uso de suelo y fragmentación del paisaje en el centro de Veracruz, México (1989-2015). *Madera y Bosques*, 28(1), e2812294. <https://doi.org/10.21829/myb.2022.2812294>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2014). *Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación: escala 1:250,000: serie V*. Inegi. [https://www.inegi.org.mx/contenidos/temas/mapas/usuarios/usuarios/metadatos/guia\\_interusosuelov.pdf](https://www.inegi.org.mx/contenidos/temas/mapas/usuarios/usuarios/metadatos/guia_interusosuelov.pdf)
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi] (2021). *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000, Serie VII*. Inegi. <https://www.inegi.org.mx/temas/usuarios/>
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [Inegi]-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [Conabio]-Instituto Nacional de Ecología [INE] (2008). 'Ecorregiones Terrestres de México'. Escala 1:1000000. México. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc] (2022). Convocatoria proyecto CONECTA. <https://www.gob.mx/inecc/es/articulos/convocatoria-conecta?idiom=es>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc] – Fondo Noreste A. C. [Fonnor] (2018). *Plan de Acción para el Manejo Integral de Cuencas Hídricas Región Vallarta. Proyecto: Conservación de Cuencas Costeras en el Contexto del Cambio Climático*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Fondo Noroeste A. C.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc]-Fondo Golfo de México [FGM] (2018). Plan de Acción para el Manejo Integral de Cuencas Hídricas: Cuenca del río Jamapa. Proyecto: Conservación de Cuencas Costeras en el Contexto del Cambio Climático. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y Fondo Golfo de México.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc] (2021). Oficial de Mitigación para proyecto “Conectando la salud de las cuencas con la producción ganadera y agroforestal sostenible (CONECTA)”. <https://www.gob.mx/inecc/articulos/el-instituto-nacional-de-ecologia-y-cambio-climatico-y-el-fondo-mexicano-para-la-conservacion-de-la-naturaleza-publican-la-convocatoria-para-289027?idiom=es>
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [Inecc] (2022). *El Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático y el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza publican la convocatoria para “Oficial de mitigación”* <https://www.gob.mx/inecc/articulos/el-instituto-nacional-de-ecologia-y-cambio-climatico-y-el-fondo-mexicano-para-la-conservacion-de-la-naturaleza-publican-la-convocatoria-para-309955?idiom=es>
- Liu, C., Li, W., Zhu, G., Zhou, H., Yan, H., & Xue, P. (2020). Land use/land cover changes and their driving factors in the Northeastern Tibetan Plateau based on Geographical Detectors and Google Earth Engine: A case study in Gannan Prefecture. *Remote Sensing*, 12(19), 3139. <https://doi.org/10.3390/rs12193139>
- López-Barrera, F., Manson, R. H., & Landgrave, R. (2014). Identifying deforestation attractors and patterns of fragmentation for seasonally dry tropical forest in central Veracruz, Mexico. *Land Use Policy*, 41, 274–283. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.06.004>
- Martínez, S. L. G., Meléndez, L. A. Á., Wells, G. B., & García, J. T. S. (2015). Comunidades indígenas: entre la adaptación a alteraciones climáticas locales y el abandono de la agricultura. *AIBR. Revista de Antropología Iberoamericana*, 10(1), 27–48. <https://doi.org/10.11156/aibr.100103>
- Maza-Villalobos, S., Alvarado Sosa, E., Arriaza Rodríguez, A. D., Infante, F., & Castillo-Santiago, M. Á. (2023). Dinámica del uso de suelo y vegetación en paisajes altamente modificados por actividades agropecuarias en el sur de México. *Botanical Sciences*, 101(2), 374–386. <https://doi.org/10.17129/botsci.3148>
- Mendoza, G.L., Vega-Pena, E., Ramírez, M. I., Palacio-Prieto, J. L., & Galicia, L. (2006). Projecting land-use change processes in the Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Applied Geography*, 26(3-4), 276–290. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2006.09.003>
- Mirkatouli, J., Hosseini, A., & Neshat, A. (2015). Analysis of land use and land cover spatial pattern based on Markov chains modelling. *City, Territory and Architecture*, 2(1), 1–9.
- Müller, R., Müller, D., Schierhorn, F., & Gerold, P. P. (2012) Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: an analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change*, 12(3), 445–459. <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0259-0>
- Osorio-Olvera, L. P., García-Romero, A., Couturier, S. A., & Guerra-Martínez, F. (2020). Regional analysis of the change factors in the oak (*Quercus* sp.) forest cover in the Tehuacán-Cuicatlán region, Mexico. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 26(2), 189–205. <http://dx.doi.org/10.5154/r.rchscfa.2019.04.027>
- Paegelow, M., Camacho, M. T., & Menor, J. (2003). Cadenas de Markov, evaluación multicriterio y evaluación multiobjetivo para la

modelización prospectiva del paisaje. *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology*, (3), 22–44. <https://geofocus.org/index.php/geofocus/article/view/21>

Quintana, V. M. & Solís, M. (2023). Análisis de diferentes tipos de agricultura para la conceptualización de una nueva ruralidad en el norte de México: el caso de Chihuahua. Documentos de Proyectos (LC/TS.2023/68-LC/MEX/TS.2023/12). Comisión Económica para América Latina y el Caribe (Cepal). <https://repositorio.cepal.org/items/ec45580c-b459-4836-8940-0aeadaec3c4b>

Ramírez-López, A., Désirée Beuchelt, T., & Velasco-Misael, M. (2013). Factores de adopción y abandono del sistema de agricultura de conservación en los valles altos de México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 10(2), 195–214. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1870-54722013000200004&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-54722013000200004&lng=es&tlng=es).

Ranta, P., Blom, T. O. M., Niemela, J. A. R. I., Joensuu, E., & Siitonen, M. (1998). The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 7, 385–403. <https://doi.org/10.1023/A:1008885813543>

Reyes-Hernández, H., Cortina-Villar, S., Perales-Rivera, H., Kauffer-Michel, E., & Pat-Fernández, J. M. (2003). Efecto de los subsidios agropecuarios y apoyos gubernamentales sobre la deforestación durante el período 1990-2000 en la región de Calakmul, Campeche, México. *Investigaciones Geográficas*, (51), 81–106. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-46112003000200007&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112003000200007&lng=es&tlng=es)

Rodríguez, N., Armenteras, D., Molowny-Horas, R., & Retana, J. (2012). Patterns and trends of forest loss in the Colombian Guyana. *Biotropica*, 44(1), 123-132. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2011.00770.x>

Rosete-Vergés, F. A., Pérez Damián, J. L., & Bocco, G. (2008). Cambio de uso del suelo y vegetación en la Península de Baja California, México. *Investigaciones Geográficas*, (67), 39–58. [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-46112008000300004&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112008000300004&lng=es&tlng=es)

Saha, S., Saha, M., Mukherjee, K., Arabameri, A., Ngo, P. T. T., & Paul, G. C. (2020). Predicting the deforestation probability using the binary logistic regression, random forest, ensemble rotational forest, REPTree: A case study at the Gumani River Basin, India. *Science of the Total Environment*, 730, 139197. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139197>

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat] (2016). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México 2015. [https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15\\_completo.pdf](https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf)

Registro Agrario Nacional [RAN] (2023). *Sistema de Información Geoespacial del Catastro Rural*. <https://sig.ran.gob.mx/sigIntroduccion.php>

Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera [SIAP] (2022). ¿Sabes qué es la frontera agrícola? Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural Blog <https://www.gob.mx/agricultura/articulos/sabes-que-es-la-frontera-agricola>

Skole, D., & Tucker, C. (1993). Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. *Science*, 260(5116), 1905–1910. <https://doi.org/10.1126/science.260.5116.1905>

Von Thaden, J., Manson, R. H., Congalton, R. G., López-Barrera, F., & Salcone, J. (2019). A regional evaluation of the effectiveness of Mexico's payments for hydrological services. *Regional Environmental Change*, 19, 1751–1764. <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01518-3>

Zanzi, A., Andreotti, F., Vaglia, V., Alali, S., Orlando, F., & Bocchi, S. (2021). Forecasting agroforestry ecosystem services provision in urban regeneration projects: Experiences and perspectives from Milan. *Sustainability*, 13(5), 2434. <https://doi.org/10.3390/su13052434>

Manuscrito recibido el 19 de septiembre de 2023

Aceptado el 15 de diciembre de 2023

Publicado el 22 de diciembre de 2023

Este documento se debe citar como:

Von Thaden Ugalde, J. J., Lithgow, D., Revollo-Fernández, D. A., Salazar Vargas, M. P., & Rodríguez de los Santos, A. (2023). Cambios en uso de suelo y vegetación en tres cuencas de México con modelos de Markov. *Madera y Bosques*, 29(3), e2932638. <https://doi.org/10.21829/myb.2023.2932638>



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