

Wenseslao Plata Rocha  
Azucena Pérez Vega  
Oswaldo Cardozo  
(Coordinadores)

# Análisis espacial, desarrollo sostenible y cambio climático





## ANÁLISIS ESPACIAL, DESARROLLO SOSTENIBLE Y CAMBIO CLIMÁTICO



# ANÁLISIS ESPACIAL, DESARROLLO SOSTENIBLE Y CAMBIO CLIMÁTICO

Wenseslao Plata Rocha  
Azucena Pérez Vega  
Oswaldo Cardozo  
(coordinadores)



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SINALOA  
MÉXICO, 2026

Este libro fue evaluado por pares académicos a solicitud del Consejo Editorial de la Universidad Autónoma de Sinaloa, según se establece en el Reglamento de la Dirección de Editorial, entidad que resguarda los dictámenes correspondientes.



Primera edición: 2026

D.R. © WENSESLAO PLATA ROCHA, AZUCENA PÉREZ VEGA  
Y OSVALDO CARDOZO  
(coordinadores)

D.R. © UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SINALOA  
Bld. Miguel Tamayo Espinoza de los Monteros 2358,  
Desarrollo Urbano 3 Ríos, 80020, Culiacán de Rosales,  
Sinaloa  
[www.uas.edu.mx](http://www.uas.edu.mx)  
DIRECCIÓN DE EDITORIAL  
<http://editorial.uas.edu.mx>

Diseño de interiores: Melisa Cota  
Diseño de cubierta: Dante Aguilera  
Corrección: Ariana Millán y Nidia Castro

ISBN: 978-607-737-544-9

Prohibida la reproducción total o parcial por cualquier medio sin autorización escrita del titular de los derechos patrimoniales.

Impreso y hecho en México

# Introducción: hacia una síntesis territorial del cambio global

## EL CONTEXTO DEL ANTROPOCENO Y LA CRISIS CLIMÁTICA

En el siglo XXI, el territorio ha dejado de ser un mero escenario pasivo de las actividades humanas para convertirse en un sistema dinámico y reactivo. Nos encontramos en la era del Antropoceno, un periodo donde la huella humana ha alterado de manera irreversible los ciclos biogeoquímicos y climáticos del planeta. En este escenario, la intersección entre el análisis espacial, el desarrollo sostenible y el cambio climático no es solo un campo de estudio académico, sino una necesidad imperativa para la supervivencia de las estructuras socioeconómicas contemporáneas.

La presente obra colectiva se sitúa en la vanguardia de este debate, utilizando la *lente espacial* para diseccionar procesos complejos que ocurren a diversas escalas en América Latina. Hablemos de la crisis climática, que no se manifiesta de manera uniforme, pues su impacto está mediado por la configuración del suelo, la salud de los ecosistemas y la solidez de las instituciones. Como se explora en el undécimo capítulo, la variabilidad climática está alterando variables meteorológicas fundamentales, por ejemplo, la precipitación y la temperatura en México, exacerbando fenómenos como la pérdida de territorio costero, la aridez y las inundaciones recurrentes. Este volumen busca documentar tales alteraciones no como eventos aislados, sino más bien como síntomas de un metabolismo territorial que requiere una reingeniería urgente.

## GEOTECNOLOGÍAS COMO INSTRUMENTOS DE RESILIENCIA

Históricamente, la planificación territorial adolecía de una falta de datos precisos y en tiempo real. Sin embargo, la revolución de las geotecnologías —que abarca los sistemas de información geográfica (SIG), la teledetección y el *machine learning*— ha transformado nuestra capacidad de diagnóstico. Al respecto, esta obra demuestra que el uso de dichas herramientas es transversal a la gestión de la sostenibilidad.

Desde el uso de algoritmos de clasificación de última generación como Random Forest para monitorear la degradación de humedales en la Ciénaga Grande de Santa Marta (tercer capítulo), hasta el empleo de datos obtenidos a través del espectrorradiómetro de imágenes de resolución moderada (MODIS, por sus siglas en inglés) para la caracterización espacial de focos de calor en el departamento del Tolima, Colombia (quinto capítulo), las geotecnologías permiten observar lo que a simple vista es invisible. No se trata solo de generar mapas, sino de construir modelos predictivos y descriptivos a través de los cuales los tomadores de decisiones puedan anticiparse a las catástrofes ambientales y diseñar estrategias de mitigación basadas en evidencia dura.

## LA PARADOJA DE LA URBANIZACIÓN ACELERADA

Uno de los grandes ejes de este libro es la transición del suelo agrícola y natural hacia el suelo urbano, un fenómeno que se analiza con rigor en ciudades como Culiacán y Santa Rosa, puesto que la urbanización, aunque es un motor de desarrollo económico, se ha convertido en una de las principales amenazas para la sostenibilidad si se da de forma desordenada.

En el séptimo y duodécimo capítulo, se documenta cómo en Culiacán, Sinaloa, la ciudad ha devorado su cinturón agrícola, pasando de una ocupación urbana del 54 % en 2001 al 91.5 % en 2021, mismo que se ve afectado por procesos de inundación debido a la antropización de su territorio. Este crecimiento no es inocuo; se traduce en una pérdida de servicios ecosistémicos y en un aumento de la vulnerabilidad ante riesgos hidrometeorológicos. Tales observaciones se complementan con el análisis del cuarto y décimo capítulo, que evalúan la eficiencia de este consumo de suelo mediante el indicador ODS 11.3.1 y 11.7.1, revelando una tensión constante entre la tasa de crecimiento poblacional y la expansión física de la mancha urbana, lo cual frecuentemente deriva en la proliferación de asentamientos irregulares.

Este fenómeno no es exclusivo de ciudades medianas. La zona metropolitana del valle de México (ZMVM), analizada en el segundo capítulo, muestra una intensidad de cambio de suelo que desafía las capacidades de planificación tradicionales. El enfoque jerárquico anidado propuesto en dicha investigación revela que la expansión urbana es un proceso activo y persistente que requiere una gobernanza metropolitana más allá de los límites administrativos.

## BIODIVERSIDAD, CONSERVACIÓN Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

El cambio climático y la fragmentación del hábitat son las dos caras de la crisis de biodiversidad. Con relación al tema, esta obra dedica un espacio crítico a la identificación de refugios climáticos y áreas de conservación. Se habla del modelado de nicho ecológico y la distribución potencial de especies, como el caso de *Aspidosperma megalocarpon* en Chiapas (octavo capítulo), que ejemplifican cómo la ciencia geoespacial puede orientar la creación de corredores biológicos.

Al mismo tiempo, se analiza la salud de los bosques no solo desde una perspectiva biológica, sino también sociopolítica. En este sentido, el noveno capítulo introduce una variable fundamental: la gobernanza. A través de modelos económicos, demuestra que el impacto ambiental está relacionado de forma directa con la deforestación en México. Esta perspectiva de *ecología política espacial* es crucial, pues reconoce que los cambios en la cobertura forestal no son solo producto de procesos naturales, sino el resultado de decisiones humanas mediadas por la transparencia y el Estado de derecho.

## ESTRUCTURA Y PROPÓSITO DE LA OBRA

Finalmente, este libro se organiza de tal manera que el lector pueda transitar desde el análisis multitemporal de grandes metrópolis hasta la microgestión de especies amenazadas y la percepción ciudadana en polos turísticos como Playa del Carmen (sexto capítulo). Cada capítulo ha sido seleccionado por su rigor metodológico y su capacidad de aportar soluciones prácticas al marco de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) de la Agenda 2030 de la ONU.

El propósito final de esta compilación es doble: primero, servir como un compendio técnico para especialistas en SIG y planificación territorial; y segundo, actuar como un manifiesto académico que urge a integrar la variable espacial en todas las políticas públicas de desarrollo. El territorio es el recurso más valioso y finito que poseemos; entender su dinámica es el primer paso para garantizar su permanencia.



# Determinación de la intensidad de los cambios en la cobertura y uso de suelo en la zona metropolitana del valle de México

NOEL BONFILIO PINEDA-JAIMES Y VERÓNICA OVIEDO-MARTÍNEZ<sup>1</sup>

## INTRODUCCIÓN

El área urbana de la zona metropolitana del valle de México (ZMVM) equivale al 29 % del total de la superficie, mientras que el 71 % es suelo no urbano, con usos y coberturas como la agricultura, la ganadería, bosques, cuerpos de agua, pastizales y áreas naturales protegidas. El sector agropecuario constituye una actividad que anticipa la trayectoria de los cambios en el uso del suelo, de forestal a agrícola y de agrícola a urbano (Fernández y De la Vega, 2017). Aunado a esto, los cambios de la cobertura y usos del suelo son considerados como unas de las causas más importantes de la degradación ambiental y la pérdida de funciones y servicios ambientales (Tochihuitl, Villareal, Ramírez, Gutiérrez y Tlapa, 2016). En este sentido, la expansión urbana y los cambios en la cobertura del suelo asociados a ella provocan la pérdida de hábitats, amenazan la biodiversidad y ocasionan que el carbono terrestre almacenado en la biomasa vegetal (Seto, Güneralp y Hutyrá, 2012) se pierda constantemente.

No por nada la transformación de los ecosistemas y del paisaje geográfico se han convertido en una de las líneas de investigación más importantes en las últimas décadas en el mundo (Serra y Salvati, 2022). Estos estudios son esenciales para la ordenación territorial, la protección de los recursos naturales y la reducción de conflictos entre usos del suelo, así como para el entendimiento de factores como la pérdida de superficie forestal, el aumento de la frontera agrícola y la expansión de los centros urbanos, que, junto con el cambio climático, provocan la pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL], 2021; Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [IPCC, por sus siglas en inglés], 2021; Wang, Feng, Li, Yang

1 Facultad de Geografía. Universidad Autónoma del Estado de México.

y Pan, 2023; Chiu y Yeh, 2023; Maza-Villalobos, Sosa, Rodríguez, Infante y Castillo-Santiago, 2023).

Siguiendo esta línea, el presente estudio tiene como objetivo principal conocer los cambios en la cobertura y uso de suelo ocurridos en la ZMVM en un periodo de 12 años, mediante la metodología propuesta por Aldwaik y Pontius (2012) y el uso de sistemas de información geográfica (SIG). Para la zona de estudio, no se han realizado investigaciones utilizando este método, no obstante, se ha estudiado bajo un enfoque clásico basado en el análisis de matriz de cambio.

Cabe añadir que el uso de índices y métodos de análisis novedosos, como el de intensidad de cambio, permite caracterizar y analizar los procesos de cambio de forma más profunda en comparación con los análisis tradicionales (Pérez-Vega, Regil y Mas, 2020). De igual forma, los SIG se han convertido en una herramienta imprescindible debido a que otorgan la oportunidad de realizar distintos análisis y cuantificaciones de las coberturas y los cambios de usos del suelo (Hernández, Ellis y Gallo, 2013).

## OBJETIVO

Analizar la intensidad del cambio de la cobertura y uso de suelo de la ZMVM mediante la metodología denominada *intensity analysis*, a nivel de intervalo de tiempo, de categorías, de transiciones, y a través de los SIG, durante el periodo 2005-2017.

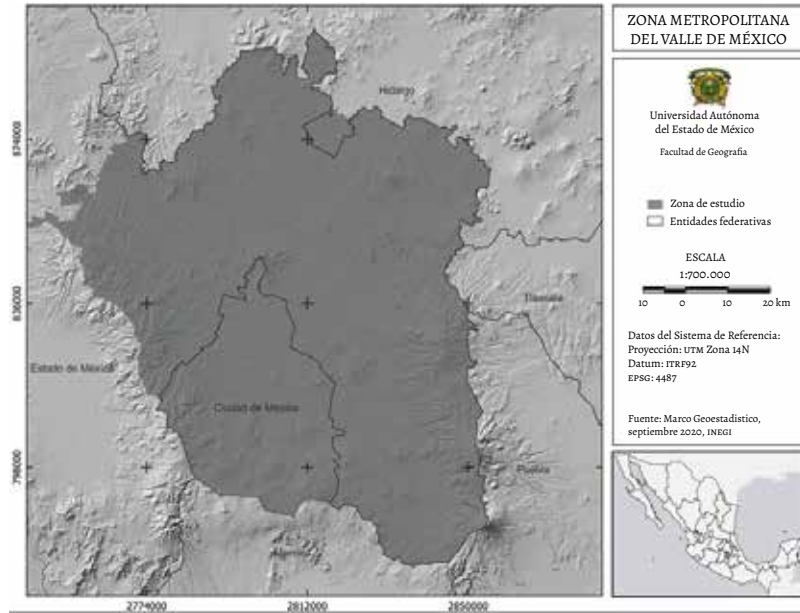
## ÁREA DE ESTUDIO

La ZMVM se localiza en la porción central de la República Mexicana, colinda con los Estados de Hidalgo, Tlaxcala, Puebla y Morelos, y está delimitada por un total de 76 municipios: 16 en la Ciudad de México, 59 en el Estado de México y uno en Hidalgo (figura 1).

Su extensión territorial es de 7866.1 km<sup>2</sup> y está situada, aproximadamente, a 2400 msnm, rodeada de sierras con cumbres que alcanzan alturas superiores a los 5000 m. Su población comprende a un total de 21.8 millones de habitantes, 55.5 % de los cuales se localiza en los municipios conurbados del Estado de México, 44 % en la Ciudad de México y 0.5 % en Hidalgo (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [INEGI], 2020).

Se localiza en la porción meridional de la altiplanicie mexicana, en la región denominada Cuenca de México. Está rodeada por sierras, además de que cons-

FIGURA 1. Área de estudio



Fuente: elaboración propia.

tituye una cuenca cerrada, con corrientes de ríos y arroyos que desaguan en una planicie lacustre, las cuales dan lugar a una serie de ciénagas. El clima de la Cuenca de México es semifrío y húmedo en las partes altas, templado húmedo en las partes intermedias y bajas, y seco estepario en la parte central del valle. Su temperatura anual promedio es de 16 °C y la precipitación anual promedio es de 948.7 mm (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático [INECC], 2007).

## DATOS

Para el presente trabajo, se tomó como referencia el conjunto de datos vectoriales de la Carta de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250 000 de las series III, V y VI del INEGI, correspondientes a los años 2005, 2013 y 2017, respectivamente. En específico, se utilizó la capa de información de la cubierta vegetal y los atributos de los archivos vectoriales fueron modificados con la creación de un campo nuevo que contiene la reclasificación y homogenización de la base de datos originales, esto para facilitar la elaboración de los análisis posteriores. Se

TABLA 1. Categorías de cobertura y uso de suelo

1. Bosque	5. Zona urbana
2. Agrícola	6. Cuerpo de agua
3. Matorral	7. Vegetación acuática
4. Pastizal	8. Sin vegetación aparente

Fuente: elaboración propia.

delimitaron los tipos de vegetación de acuerdo con la clasificación propuesta por Rzedowski (2006), así como las categorías originales de los tipos de vegetación, y los usos de suelo del INEGI fueron agrupados en un total de ocho clases, que se presentan en la tabla 1.

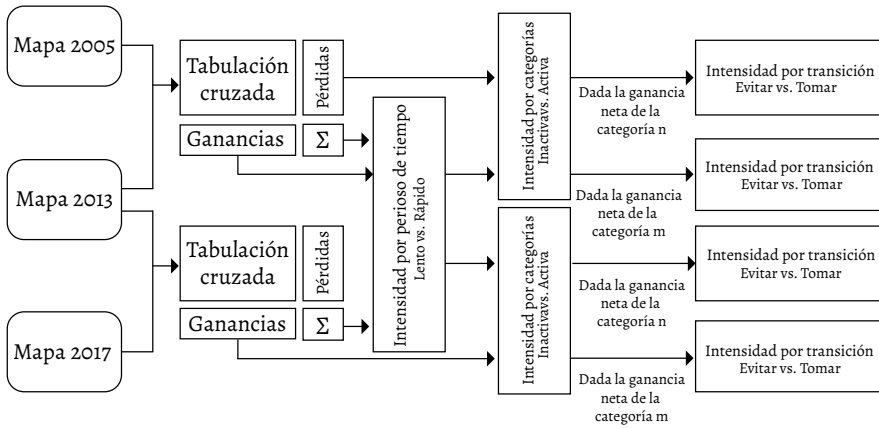
## METODOLOGÍA

Previo al análisis de intensidad, se realizó una matriz de tabulación cruzada para los dos periodos, correspondientes a 2005-2013 y 2013-2017. Esta metodología, que consiste en el cruce de mapas de dos fechas determinadas a fin de identificar los procesos sistemáticos de cambio en el uso y cobertura del suelo (Pontius, Shusas y McEachern, 2004), permitió evaluar y cuantificar los cambios ocurridos, es decir, las ganancias, pérdidas, cambio neto y cambio total que aportaban cada una de las categorías (Pineda y Santana, 2019). El análisis de intensidad de cambio se llevó a cabo basándonos en la metodología de Aldwaik y Pontius (2012). Los análisis correspondientes se realizaron bajo el esquema metodológico de la figura 2.

El análisis jerárquico de intensidad de cambio de cobertura y uso de suelo es un marco cuantitativo de análisis espacial anidado que permite estimar los cambios registrados en tres niveles de orden, intervalo de tiempo, categoría y transición, a partir de una matriz de cambio (Farfán et al., 2016). La intensidad de cambio para cada nivel es comparada con una intensidad de cambio uniforme, la cual supone que todos los cambios son estacionarios y permite determinar si tal intensidad varía en comparación con la intensidad estacionaria.

En el presente trabajo, los análisis de intensidad en los cambios de usos del suelo se realizaron entre pares temporales, esto es, entre 2005-2013 y 2013-2017. Como se observa, dichos intervalos de años no poseen la misma escala temporal, ya que el primero abarca ocho años y el segundo solo cuatro; por ello, los resul-

FIGURA 2. Esquema metodológico para el análisis de intensidad de cambio



Fuente: elaboración propia a partir de Farfán, Rodríguez-Tapia y Mas (2016).

$$S_t = \frac{\text{área de cambio durante el intervalo } [Y_t, Y_t + 1] / \text{área de estudio}}{\text{duración del intervalo } [Y_t, Y_t + 1]} \times 100 \quad (1)$$

$$U = \frac{\text{área de cambio durante todos los intervalos} / \text{área de estudio}}{\text{duración de todos los intervalos}} \times 100 \quad (2)$$

tados en cuanto a pérdidas y ganancias totales de los cambios no son comparables. Esta diferencia hace que sea importante realizar un análisis de la tasa de variación interanual, en lugar de considerar únicamente el cambio total (Gallardo, 2017).

El nivel de intervalo temporal estima la intensidad de cambio entre dos periodos, además de que determina la variación en el tamaño y la tasa de cambio anual entre los diferentes intervalos de tiempo. Está definido por las ecuaciones 1 y 2.

El nivel de categoría examina, valga la redundancia, cada categoría para medir la variación del tamaño y la intensidad de las pérdidas y ganancias brutas en el espacio. Este método permite identificar las categorías activas o inactivas, es decir, las que presentan cambios si estos fueron distribuidos entre categorías de acuerdo con la superficie de cada una de ellas. Dicho nivel está definido por las ecuaciones 3 y 4.

En el nivel de transición se examina la variación en el tamaño y la intensidad de la transición entre las categorías. Este análisis permite identificar qué otras categorías están siendo intensivamente evitadas o dirigidas, comparando la intensidad observada de cada transición con una uniforme. Las ecuaciones que lo definen son la 5, 6, 7 y 8.

Los tres niveles del método utilizan la notación presente en la tabla 2.

$$G_{ij} = \frac{\text{área de ganancia neta de la categoría } j \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área de la categoría } j \text{ al tiempo } Y_t + 1} \times 100 \quad (3)$$

$$L_{ti} = \frac{\text{área de pérdida neta de la categoría } i \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área de la categoría } i \text{ al tiempo } Y_t + 1} \times 100 \quad (4)$$

$$R_{tin} = \frac{\text{área de transición de } i \text{ hacia } n \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área de la categoría } i \text{ al tiempo } Y_t} \times 100 \quad (5)$$

$$W_{tn} = \frac{\text{área de ganancia de la categoría } n \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área que no pertenece a la categoría } n \text{ al tiempo } Y_t} \times 100 \quad (6)$$

$$Q_{tmj} = \frac{\text{área de transición de } m \text{ hacia } j \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área de la categoría } j \text{ al tiempo } Y_t + 1} \times 100 \quad (7)$$

$$V_{tm} = \frac{\text{área de pérdida neta de la categoría } m \text{ durante } [Y_t, Y_t + 1] / \text{duración de } [Y_t, Y_t + 1]}{\text{área que no pertenece a la categoría } m \text{ al tiempo } Y_t + 1} \times 100 \quad (8)$$

TABLA 2. Notación de las ecuaciones

$T$	Número de puntos en el tiempo
$Y_t$	Año al tiempo $t$
$T$	Índice para el intervalo de tiempo inicial $[Y_t, Y_{t+1}]$ , donde $t$ tiene rango de 1 hacia $T-1$
$J$	Número de categorías
$I$	Índice para la categoría del inicio del intervalo
$J$	Índice para la categoría al final del intervalo
$M$	Índice para la categoría que pierde en la transición seleccionada
$N$	Índice para la categoría que gana en la transición seleccionada
$C_{tij}$	Número de píxeles en la transición de la categoría $i$ a la categoría $j$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$
$S_t$	Cambio anual durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$
$U$	Cambio anual uniforme durante la extensión $[Y_t, Y_3]$
$G_{tj}$	Intensidad en la ganancia anual de la categoría $j$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría $j$ al tiempo $t + 1$
$L_{ti}$	Intensidad de pérdida anual de la categoría $i$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría $i$ al tiempo $t$
$R_{tin}$	Intensidad de transición anual de la categoría $i$ a la categoría $n$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría $i$ al tiempo $t$ donde $i \neq n$
$W_{tn}$	Intensidad anual uniforme de transición de todas las categorías diferentes de $n$ hacia la categoría $n$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de las categorías diferentes de $n$ al tiempo $t$
$Q_{tmj}$	Intensidad de transición anual de la categoría $i$ a la categoría $m$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de la categoría $j$ al tiempo $t + 1$ donde $j \neq m$
$V_{tm}$	Intensidad de transición anual uniforme desde todas las categorías que no son $m$ hacia la categoría $j$ durante el intervalo $[Y_t, Y_{t+1}]$ relativo al tamaño de todas las categorías que no son $m$ en el tiempo $t + 1$

Fuente: Farfán et al. (2016).

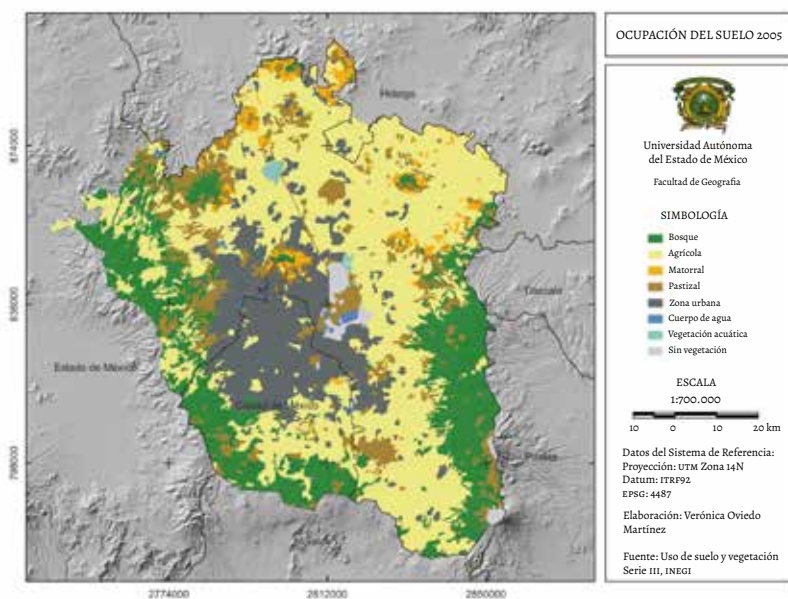
## RESULTADOS

### *Matriz de tabulación cruzada*

Como se dijo anteriormente, junto a la elaboración de la cartografía de la cobertura y uso de suelo de los años 2005, 2013 y 2017 (figuras 3, 4 y 5), se realizó una tabulación cruzada para los períodos de 2005-2013 y 2013-2017, por medio de la cual se obtuvieron las pérdidas, las ganancias, el cambio total, el intercambio y el cambio neto correspondientes a ambos lapsos. Los resultados del primer período (2005-2013) muestran que, en el año 2005, los bosques en la ZMVM ocupaban 22 % de la superficie total, las zonas agrícolas abarcaban el 46%, es decir, casi la mitad del territorio, y la zona urbana cubría solo el 17%. Para el año 2013, la superficie de los bosques disminuyó a 21 %, la zona agrícola tuvo una pérdida neta del 1% en su cobertura y la zona urbana obtuvo una ganancia de 14 583 ha, lo cual corresponde a una ganancia del 2 % de la superficie (tabla 3).

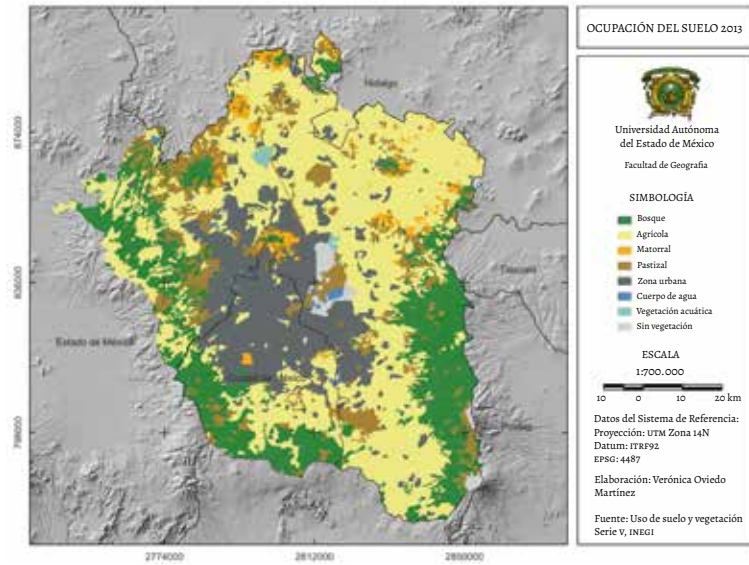
Las zonas agrícolas y los bosques perdieron el 4 y el 2 % de su superficie, respectivamente. Por otro lado, tanto las zonas urbanas como los sitios agrícolas

FIGURA 3. Cobertura y uso del suelo de la ZMVM, 2005



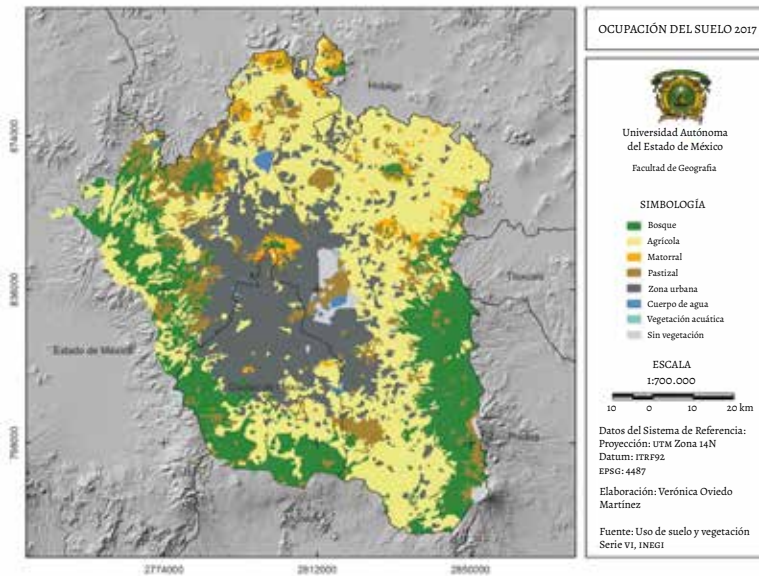
Fuente: elaboración propia.

FIGURA 4. Cobertura y uso del suelo de la ZMVM, 2013



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 5. Cobertura y uso del suelo de la ZMVM, 2017



Fuente: elaboración propia.

TABLA 3. Valores de transición entre categorías en hectáreas y porcentaje, 2005-2013

	Total 2005	%	Total 2013	%	Ganan- cias	%	Pérdi- das	%	Cambio total	%	Inter- cambio	%	Cambio neto	%
Bosque	169061.0	21.6	165302.0	21.1	9591.0	1.2	16202.0	2.1	25793.0	3.3	19182.0	2.5	6611.0	0.8
Agrícola	357217.0	45.7	346447.0	44.3	17233.0	2.2	28003.0	3.6	45236.0	5.8	34466.0	4.4	10770.0	1.4
Matorral	17847.0	2.3	16131.0	2.1	2277.0	0.3	3992.0	0.5	6269.0	0.8	4554.0	0.6	1715.0	0.2
Pastizal	92652.0	11.9	94227.0	12.1	9967.0	1.3	8392.0	1.1	18359.0	2.3	16784.0	2.1	1575.0	0.2
Zona urbana	129194.0	16.5	143777.0	18.4	18697.0	2.4	4114.0	0.5	22811.0	2.9	8228.0	1.1	14583.0	1.9
Cuerpo de agua	3238.0	0.4	3588.0	0.5	700.0	0.1	350.0	0.0	1050.0	0.1	700.0	0.1	350.0	0.0
Vegetación acuática	2850.0	0.4	2850.0	0.4	2850.0	0.4	0.0	0.0	2850.0	0.4	0.0	0.0	2850.0	0.4
Sin vegetación	9527.0	1.2	9264.0	1.2	263.0	0.0	525.0	0.1	788.0	0.1	526.0	0.1	262.0	0.0
Total	781586.0	100.0	781586.0	100.0	61578.0	7.9	61578.0	7.9	61578.0	7.9	42220.0	5.4	19358.0	2.5

Fuente: elaboración propia con datos del INEGI (2005; 2013).

ganaron 2 % de superficie. La distribución espacial de los cambios muestra una transformación significativa en los municipios al oeste de la ZMVM (Nicolás Romero, Isidro Fabela y Jilotzingo), donde se presenta un cambio de bosque a zona agrícola más evidente (figura 6).

Los cambios de zona agrícola a urbana más notorios se encuentran en la parte norte y centro del Estado de México. Mientras tanto, las transiciones de sitio agrícola a bosque indican que, probablemente, existan sitios que se encuentran en reforestación.

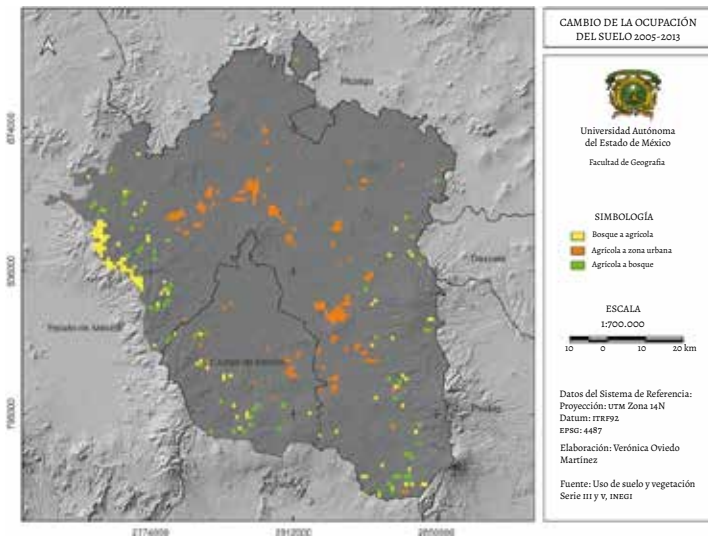
En la matriz de cambio (2012-2017) se obtuvieron también las pérdidas, las ganancias, el cambio total, el intercambio y el cambio neto (tabla 4).

Los valores de transición entre categorías obtenidos en este periodo muestran que los sitios agrícolas en el año 2013 ocupaban 44 % de la superficie total de la zona de estudio, mientras que, para el año 2017, disminuyó a 41 %.

La zona urbana abarcaba 18 % de la superficie en 2013, para 2017 aumentó a 22 % con una ganancia neta de 4 %. Por su parte, la zona agrícola presentó una pérdida en su superficie de 4 %.

Las pérdidas netas de bosque se dan en los matorrales, en tanto que las ganancias netas de bosque resultan principalmente de sitios de pastizal y matorral, lo que indica la existencia de espacios que se encuentran en proceso de refores-

FIGURA 6. Principales cambios de ocupación del suelo durante 2005-2013



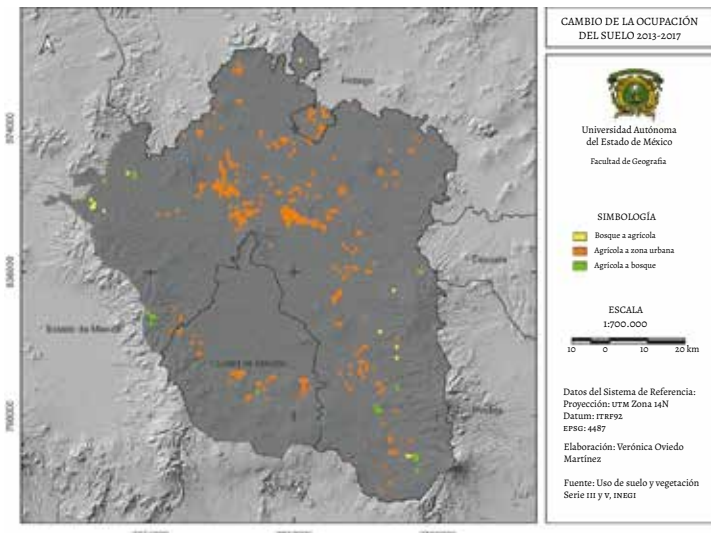
Fuente: elaboración propia.

TABLA 4. Valores de transición entre categorías en hectáreas y porcentaje, 2012-2017

	<b>Total 2012</b>	<b>%</b>	<b>Total 2017</b>	<b>%</b>	<b>Ganancias</b>	<b>%</b>	<b>Pérdidas</b>	<b>%</b>	<b>Cambio total</b>	<b>%</b>	<b>Inter- cambio</b>	<b>%</b>	<b>Cambio neto</b>	<b>%</b>
Bosque	165 302.0	21.1	165 073.0	21.1	3863.0	0.5	4091.0	0.5	7954.0	1.0	7726.0	1.0	228.0	0.0
Agrícola	346 447.0	44.3	323 367.0	41.4	5678.0	0.7	28758.0	3.7	34 436.0	4.4	11 356.0	1.5	23 080.0	3.0
Matorral	16 131.0	2.1	18 481.0	2.4	3675.0	0.5	1325.0	0.2	5000.0	0.6	2650.0	0.3	2350.0	0.3
Pastizal	94 227.0	12.1	86 186.0	11.0	2013.0	0.3	10053.0	1.3	12 066.0	1.5	4026.0	0.5	8040.0	1.0
Zona urbana	143 777.0	18.4	172 163.0	22.0	29 086.0	3.7	700.0	0.1	29 786.0	3.8	1400.0	0.2	28 386.0	3.6
Cuerpo de agua	3588.0	0.5	6000.0	0.8	2413.0	0.3	0.0	0.0	2413.0	0.3	0.0	0.0	2413.0	0.3
Vegetación acuática	2850.0	0.4	352.0	0.0	0.0	0.0	2500.0	0.3	2500.0	0.3	0.0	0.0	2500.0	0.3
Sin vegetación	9264.0	1.2	9964.0	1.3	700.0	0.1	0.0	0.0	700.0	0.1	0.0	0.0	700.0	0.1
<b>Total</b>	<b>781 586.0</b>	<b>100.0</b>	<b>781 586.0</b>	<b>100.0</b>	<b>47 428.0</b>	<b>6.1</b>	<b>47 427.0</b>	<b>6.1</b>	<b>47 427.5</b>	<b>6.1</b>	<b>13 579.0</b>	<b>1.7</b>	<b>33 848.5</b>	<b>4.3</b>

Fuente: elaboración propia con datos del INEGI (2013; 2017).

FIGURA 7. Principales cambios de ocupación del suelo durante 2013-2017



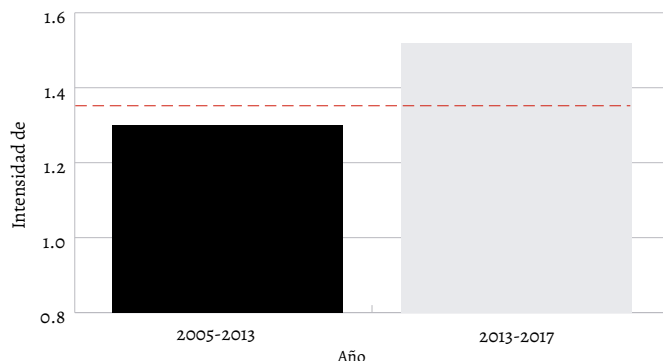
Fuente: elaboración propia.

tación. La zona urbana ha crecido a costa de los sitios agrícolas. En este sentido, la distribución espacial del segundo periodo muestra cambios notorios de zona agrícola a urbana, principalmente en la parte norte del área metropolitana, siendo los municipios de Cuautitlán Izcalli, Cuautitlán, Tultitlán y Ecatepec los que muestran mayor superficie de cambio. Las transformaciones de bosque a sitio de agricultura ocurrieron en los municipios de Villa del Carbón, Hueypoxtla, Texcoco, Ixtapaluca, Chalco y Atlautla. Por otro lado, se observan en menor medida los sitios que se encuentran en posible reforestación presentando una transformación de zona agrícola a bosque (figura 7).

### *Intensidad de cambio a nivel de intervalo de tiempo*

La intensidad a nivel de intervalo de tiempo muestra una dinámica distinta entre los periodos de años estimados. El primero de ellos (2005-2013) presentó un cambio anual de 0.94 %, por debajo de la tasa de cambio uniforme, lo que indica una intensidad de cambio lenta. El periodo correspondiente a 2013-2017 mostró una intensidad de cambio rápida, con un cambio anual de 1.52 %, valores por arriba de la tasa de cambio uniforme (figura 8). La línea punteada muestra la tasa

FIGURA 8. Intensidad de cambio a nivel de intervalo de tiempo



Fuente: elaboración propia con datos del INEGI (2005; 2013; 2017).

de cambio uniforme (1.13 %) observada si esta fuera constante a lo largo del periodo 2005-2017. Estos resultados indican una aceleración en el proceso de cambio en la cobertura y uso del suelo de la ZMVM.

#### *Intensidad de cambio a nivel de categorías*

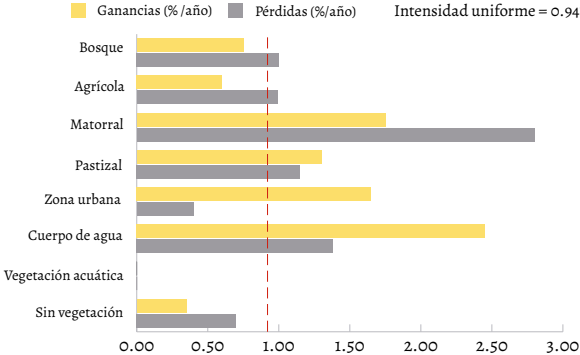
Durante el primer periodo (2005-2013), las categorías de matorral, pastizal, zona urbana y cuerpo de agua mostraron ganancias en su superficie con una intensidad de cambio activa, que tenía valores superiores al 0.94 %. El cuerpo de agua presenta una mayor intensidad anual en ese periodo de tiempo, a pesar de ocupar menos de 1 % de la superficie total en la zona de estudio. La intensidad de las ganancias en las categorías de bosque, agrícola, vegetación acuática y sin vegetación aparente indican una práctica inactividad en las tasas de cambio, al exhibir valores por debajo del 0.94 %.

Aunado a esto, las categorías de bosque, agrícola, matorral, pastizal y cuerpo de agua experimentaron pérdidas de manera activa. Por un lado, la categoría de matorral presentó una intensidad activa mayor, con un 2.8 % por año. En tanto que la intensidad de las pérdidas en zonas urbanas, vegetación acuática y sin vegetación aparente se muestra inactiva (figura 9).

En el segundo periodo (2013-2017) se dieron ganancias activas en las categorías de matorral, zona urbana, cuerpo de agua y sin vegetación aparente. Al igual que en el primer periodo, la categoría de cuerpo de agua mostró una mayor intensidad de cambio anual con un 10.05 %, seguido por el matorral y zona urbana

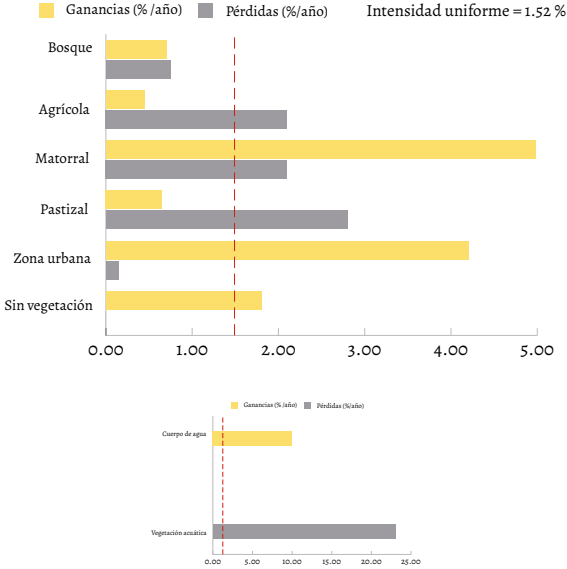
con un 4.97 y 4.22 %, respectivamente. Los bosques, zonas agrícolas, pastizales y vegetación acuática mostraron inactividad en ganancias, con valores por debajo al uniforme (1.52 %) (figuras 10 y 11).

FIGURA 9. Intensidad de cambio a nivel de categorías durante 2005-2013



Fuente: elaboración propia con datos del INEGI (2005; 2013; 2017).

FIGURAS 10 Y 11. Intensidad de cambio a nivel de categorías durante 2013-2017



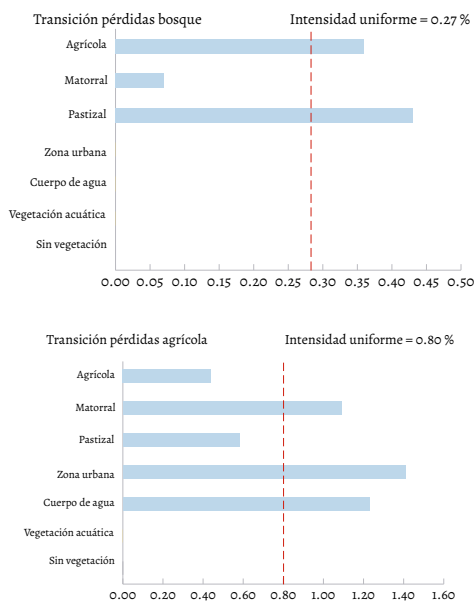
Fuente: elaboración propia con datos del INEGI (2005; 2013; 2017).

### Intensidad del cambio por transición

De acuerdo con la metodología descrita en el nivel de análisis de transición, si la barra de intensidad del gráfico termina del lado izquierdo de la línea uniforme, la transición evita sistemáticamente esa categoría, mientras que, si la barra de intensidad se extiende a la derecha de la línea uniforme, entonces, la transición se dirige sistemáticamente a esa categoría.

Los resultados del primer periodo (2005-2013) muestran que las pérdidas de bosque implican cambios a zonas agrícolas y pastizales, y presentan valores mayores a la intensidad uniforme, siendo estos del 0.36 y 0.43 %, respectivamente, lo que exhibe una transición de forma preferencial. Por otro lado, las categorías restantes evitan sistemáticamente la transición (figura 12). En cuanto a la pérdida de superficie agrícola, esta experimentó una transición preferencial cambiando a matorral y a zona urbana, con un 1.09 y 1.42 %, manifestando valores por arriba del uniforme. El resto de las categorías evitaron la transición de cambio (figura 13).

FIGURAS 12 Y 13. Intensidad de transición de las categorías bosque y agrícola durante 2005-2013



Fuente: elaboración propia con datos del INEGI (2005; 2013).

Las ganancias de superficie agrícola se dieron a partir de los bosques de forma preferencial (0.74%), mientras que las demás categorías eludieron esa transición. La zona urbana presentó una transición mayor a la uniforme a partir de sitios agrícola (0.57%) y los bosques experimentaron ganancias preferenciales en función de la zona agrícola, matorrales y pastizales, exhibiendo valores de 0.20%, 1.35% y 0.24%, respectivamente.

La intensidad de las transiciones en el segundo periodo (2013-2017) muestra ganancias preferenciales en la zona urbana a partir de sitios agrícolas (1.85%) y vegetación acuática (4.61%), con valores por arriba del uniforme. La categoría agrícola obtuvo ganancias preferenciales de la categoría matorral (1.10%) y pastizal (0.88%), mientras que el bosque presentó ganancias preferenciales a partir de los pastizales con un valor de 0.56% y las demás categorías evitaron la transición.

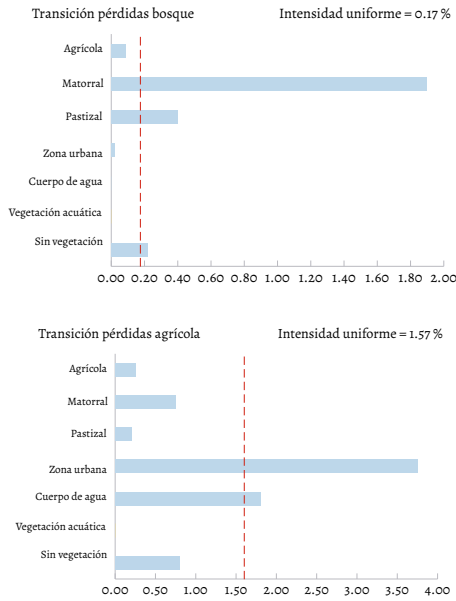
Por su parte, la transición de pérdidas para la categoría bosque se dirige sistemáticamente a las categorías de matorral, pastizal y sin vegetación aparente, cada una con los siguientes valores: 1.89, 0.41 y 0.22%. La pérdida de zonas agrícolas mostró valores por arriba del uniforme con un 3.72% para la zona urbana. La transición de zona agrícola a cuerpo de agua se debe probablemente a un error en la cartografía (figuras 14 y 15).

Los resultados de intensidad obtenidos a nivel de transición reflejan, valga la redundancia, las transiciones preferenciales entre las coberturas. La transformación de ganancias de zona urbana para ambos periodos muestran que dichas transformaciones se dan a costa de los sitios agrícolas. Por otro lado, la pérdida de bosque en el primer periodo se transforma a zona agrícola y pastizal, y, para el segundo periodo, el bosque cambia principalmente a matorral.

Los cambios ocurridos en los dos intervalos de tiempo estudiados no fueron uniformes por periodo, entre categorías ni transiciones. El análisis de intensidad de cambio permitió identificar un crecimiento acelerado en los últimos 12 años de estudio en la zona urbana de la ZMVM, con una intensidad de cambio activa (figura 16).

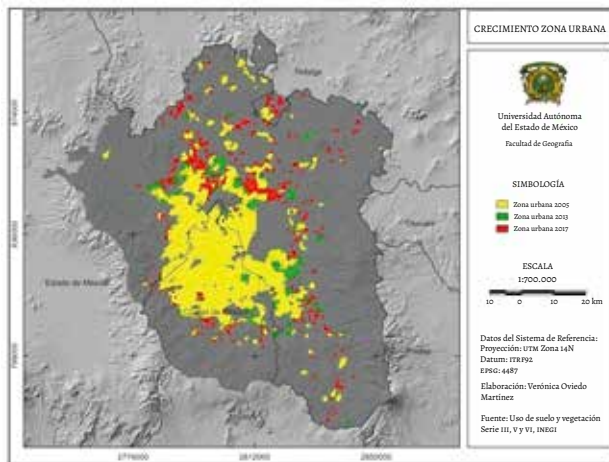
A pesar de que no existen muchas investigaciones que apliquen esta metodología, los resultados obtenidos en este trabajo coinciden con lo reportado a nivel regional por Farfán et al. (2016) y a nivel nacional por López y Monterroso (2024), donde las áreas urbanizadas ganaron superficie a costa de otras coberturas, en especial zonas agrícolas y bosques. Sin embargo, es preciso aclarar que las tasas de ganancia urbana de la ZMVM son más altas a las reportadas a escala regional y muy semejantes a las reportadas a escala nacional. Por otro lado, las principales pérdidas de bosque implicaron su transformación en matorral y pastizal principalmente. No obstante, se debe abordar con cuidado tales comparaciones,

FIGURAS 14 Y 15. Intensidad de transición categorías bosque y agrícola durante 2013-2017



Fuente: elaboración propia con datos del INEGI (2013; 2017).

FIGURA 16. Crecimiento de la zona urbana de la ZMVM



Fuente: elaboración propia.

ya que, si bien estos estudios utilizan la misma metodología, están elaborados a diferentes escalas y tienen diferentes fuentes de datos.

En conclusión, la metodología aplicada y los datos empleados en este trabajo permitieron identificar la intensidad anual de cambio y determinar que la zona urbana se encuentra en constante crecimiento. Sumado a esto, la mancha urbana de la ZMVM exhibe un ritmo acelerado de urbanización, siendo el Estado de México donde se presentan mayores transformaciones hacia suelo urbano (López y Plata, 2009). El análisis de intensidad de cambio muestra gráficamente el tamaño y la intensidad de los cambios en tres niveles jerárquicos cada vez más detallados, de manera que facilita la interpretación del estudio (Huang, Huang, Pontius y Tu, 2018). Ahora bien, la importancia de analizar el cambio en la cobertura y uso de suelo más allá del empleo de la matriz de cambio tradicional es que permite comprender mejor y más profundamente los mecanismos de cambio (Akinyemi y Mashame, 2018), como son el crecimiento de la mancha urbana, la expansión agrícola y la deforestación de las zonas altas del área.

## CONCLUSIONES

En resumen, el presente trabajo permitió identificar la intensidad de cambio en la cobertura y uso de suelo de la ZMVM bajo un enfoque jerárquico anidado en dos periodos. En el primer nivel de análisis, correspondiente al del periodo, se observó que los cambios ocurridos poseen variaciones en las tasas de cambio de un lapso a otro, lo cual indica que aquellos no fueron estacionarios en el tiempo. A nivel de categoría, se identificaron las categorías que cambian con mayor intensidad a la esperada bajo el supuesto uniforme. Se determinó que la intensidad anual de la zona urbana es activa y experimenta, por tanto, ganancias activas en los dos periodos estudiados. En el nivel de transiciones, se observó una transición importante de zonas agrícolas a urbanas para ambos periodos.

La metodología permitió extraer tres tipos de información a través de gráficos, iniciando por un nivel general y siguiendo hasta niveles con mayor grado de detalle. Este análisis funciona para cualquier número de intervalos de tiempo y de categorías que se posean, gracias a lo cual es posible desarrollar estudios con periodos extensos y una clasificación de la cobertura y uso de suelo amplia y detallada. No obstante, se recomienda que las categorías y la extensión espacial de los distintos puntos temporales a estudiar sean idénticos.

Aunado a esto, es necesario reclasificar y homogenizar las bases de datos de las series de uso de suelo y vegetación provenientes del INEGI. Una desegregación mayor de los niveles de formación de cada categoría permite identificar

transiciones con un grado de detalle más elevado, lo cual no es posible con un nivel más general de clasificación. La depuración y corrección de las bases de datos es un paso fundamental para obtener los resultados óptimos deseados.

Finalmente, es preciso mencionar que, aunque utilizar imágenes de satélite y periodos homogéneos hubiera ayudado a mejorar los resultados, se decidió por servirse de las series del INEGI por su disponibilidad y por la comprobada calidad y precisión de la información.

## REFERENCIAS

- Akinyemi, F. O. y Mashame, G. (2018). Analysis of Land Change in the Dryland Agricultural Landscapes of Eastern Botswana. *Land Use Policy*, 76, 798-811.
- Aldwaik, S. Z. y Pontius Jr., R. G. (2012). Intensity Analysis to Unify Measurements of Size and Stationarity of Land Changes by Interval, Category, and Transition. *Landscape and Urban Planning*, 106(1), 103-114.
- CEPAL. (2021). *Temas Estadísticos de la CEPAL No 2. La pérdida de los bosques de América Latina y el Caribe 1990-2020: evidencia estadística*. <https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/550dd2bf-8340-4bab-a313-742800b802fe/content>
- Chiu, H. W. y Yeh, P. (2023). Quantifying the Impact of Green Infrastructure Change on Landscape Patterns Using Intensity Analysis and Landscape Metrics in the Taipei Metropolitan Area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(7). <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11384-6>
- Farfán Gutiérrez, M., Rodríguez-Tapia, G. y Mas, J.-F. (2016). Análisis jerárquico de la intensidad de cambio de cobertura/uso de suelo y deforestación (2002-2008) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán. *Investigaciones Geográficas*, (90), 89-104. <https://doi.org/10.14350/rig.48600>
- Fernández, P. y de la Vega, S. (2017). ¿Lo rural en lo urbano? Localidades periurbanas en la zona metropolitana del valle de México. *EURE*, 43(130), 185-206.
- Gallardo, M. (2017). Intensidad en los cambios de usos del suelo registrados en la comunidad de Madrid durante los años 1982 y 2006. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*(75), 407-422. doi:10.21138/bage.2506.
- Hernández Gómez, I. U., Ellis, E. A. y Gallo Gómez, C. A. (2013). Aplicación de teledetección y sistemas de información geográfica para el análisis de deforestación y deterioro de selvas tropicales en la región Uxpanapa, Veracruz. *GeoFocus*, (13), 1- 24.
- Huang, B., Huang, J., Pontius Jr., R. G. y Tu, Z. (2018). Comparison of Intensity Analysis and the Land use Dynamic degrees to Measure Land Changes Outsi-

- de versus Inside the Coastal Zone of Longhai, China. *Ecological Indicators*, 89, 336-347.
- IPCC. (2021). Climate Change 2021 The Physical Science Basis. En V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu y B. Zhou (Eds.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. WMO, UNEP.
- Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC). (2007). Situación ambiental de la Zona Metropolitana del Valle de México. Obtenido en octubre de 2021, de <https://bit.ly/2Y5P38g>
- INEGI. (2001). *Conjunto de datos vectoriales de la Carta de Uso del Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. Serie II. Continuo Nacional*. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- \_\_\_\_\_ (2005). *Conjunto de datos vectoriales de la Carta de Uso del Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. Serie III. Continuo Nacional*. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- \_\_\_\_\_ (2017). *Conjunto de datos vectoriales de la Carta de Uso del Suelo y Vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI. Conjunto Nacional*. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- \_\_\_\_\_ (2020). *Conjunto de datos vectoriales de la Carta de Uso del Suelo y Vegetación*.
- López Teloxa, L. C. y Monterroso Rivas, A. I. (2024). *Intensidad en los cambios de uso del suelo en México. Investigaciones Geográficas, Instituto de Geografía*. UNAM. <https://doi.org/10.14350/rig.60878>
- López Vázquez, V. H. y Plata Rocha, W. (2009). Análisis de los cambios de cobertura de suelo derivados de la expansión urbana de la zona metropolitana de la Ciudad de México, 1990-2000. *Investigaciones Geográficas*, (68), 85-101.
- Maza-Villalobos, S., Sosa, E. A., Rodríguez, A. D. A., Infante, F. y Castillo-Santiago, M. Á. (2023). Land Use Soil and Vegetation Dynamic in Landscapes Highly Modified by Agricultural Activities in Southern Mexico. *Botanical Sciences*, 101(2), 374-386. <https://doi.org/10.17129/botsci.3148>
- Pérez-Vega, A., Regil García, H. H. y Mas, J. F. (2020). Degradación ambiental por procesos de cambios de uso y cubierta del suelo desde una perspectiva espacial en el estado de Guanajuato, México. *Investigaciones Geográficas*, (103). <https://doi.org/10.14350/rig.60150>
- Pineda Jaimes, N. B. y Santana Castañeda, G. (2019). Cambios en la cobertura y uso del suelo en el Estado de México, en el periodo 2002-2014. *Geografía y Sistemas de Información Geográfica*, (15), 72-90.

- Pontius Jr., R. G., Shusas, E. y McEachern, M. (2004). Detecting Important Categorical Land Changes While Accounting for Persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101, 251-268.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. C. N. Biodiversidad, Edición digital.
- Seto, K. C., Güneralp, B. y Hutyra, L. R. (2012). Global Forecasts of Urban Expansion to 2030 and Direct Impacts on Biodiversity and Carbon Pools. *PNAS*, 109(40), 16083- 16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Serra, P. y Salvati, L. (2022). Land Change Science and the STEPL and Framework: An Assessment of Its Progress. *Land*, 11(7). <https://doi.org/10.3390/land11071065>
- Tochihuitl Tepox, A., Villareal Manzo, L. A., Ramírez Valverde, B., Gutiérrez Domínguez, E. A. y Tlapa Almonte, M. (2016). Análisis de los cambios y la persistencia en los usos del suelo de 1958 a 2010 en el municipio de Cuautlancingo, Puebla, México. *Ambiente y Desarrollo*, 20(39), 35-54. <https://doi:10.11144/Javeriana.ayd20-39.acpu>
- Wang, H., Feng, R., Li, X., Yang, Y. y Pan, Y. (2023). Land Use Change and Its Impact on Ecological Risk in the Huaihe River Eco-Economic Belt. *Land*, 12(6), 1247. <https://doi.org/10.3390/land12061247>

# Cambios de la cobertura de suelo en el complejo lagunar de la ciénaga grande de Santa Marta, Colombia, 2014-2023

JORGE LUIS VALDÉS-ATENCIO,<sup>1</sup> GERARDO GUERRERO-OLIVARES,<sup>2</sup>  
RAQUEL HINOJOSA-REYES,<sup>2</sup> EDWIN ÁLVARO MENDOZA-PÉREZ<sup>2</sup>  
Y DIANA XIOMARA HERNÁNDEZ-MEDINA<sup>2</sup>

## INTRODUCCIÓN

Las ciénagas son ecosistemas costeros dominantes en la mayor parte de las regiones tropicales y subtropicales. Se componen desde una laguna hasta un sistema complejo lagunar saturado de ríos superficiales y subterráneos suficientemente grandes para permitir el crecimiento de todo tipo de vegetación. Su importancia es vital, debido a que ayudan a disminuir los efectos negativos de desastres naturales como las inundaciones o los huracanes (Velasco-Orozco, 2008).

Una de las coberturas más comunes de las ciénagas son los bosques de manglar, los cuales están formados por árboles resistentes a la salinidad. Su importancia radica en la presencia de ecosistemas acuáticos y terrestres, ya que pueden actuar como barrera natural entre la tierra y el mar, reduciendo la erosión costera y reteniendo nutrientes y sedimentos (Zuluaga, 2007). Además, son espacios que acogen una gran diversidad de especies, lo que implica el uso de instrumentos en la identificación y monitoreo de estos ecosistemas para la conservación de su biodiversidad (Aponte-Saravia y Ospina-Noreña, 2019).

En Colombia, 82% de los humedales se encuentran en el Caribe, siendo el complejo lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM) el de mayor importancia ecosistémica y productiva del país (Aguilera, 2011), al disponer de una superficie terrestre más amplia.

En torno al tipo de instrumentos para el monitoreo de estos ecosistemas, sobresale la teledetección, que ha tenido un amplio uso en estudios ambientales

<sup>1</sup> Instituto Politécnico Nacional. SEPI-ESIME-Zacatenco. Gustavo A. Madero, Ciudad de México.

<sup>2</sup> Universidad Autónoma del Estado de México – UAEMex. Facultad de Geografía. Toluca, Estado de México.

durante las últimas décadas y consiste en un conjunto de técnicas y métodos para obtener imágenes de la superficie terrestre por medio de satélites; esto con la finalidad de identificar las propiedades de los objetos que abarcan dicha superficie (Cohen y Goward, 2004; López, 2015). Entre otros componentes, los satélites disponen de diversos sensores, los cuales recolectan información multispectral de las superficies terrestres y obtienen como resultado imágenes satelitales en diferentes bandas del espectro electromagnético (Ferrer-Sánchez, Plasencia-Vazquez, Abasolo-Pacheco, Denis-Ávila y Ruiz-Companioni, 2017).

El análisis de la cobertura terrestre a través de imágenes satélites proporciona una metodología que ha hecho posible elaborar estudios sobre la dinámica de los cambios de coberturas de suelos en sistemas lagunares y, de esta manera, identificar las problemáticas a las que se enfrentan esos importantes ecosistemas.

Este tipo de análisis se da a través de la implementación de índices espectrales, como el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) o el índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI, por sus siglas en inglés), los cuales han tomado fuerza en la planificación ambiental de un territorio, por permitir la generación de insumos que ayudan a la toma de decisiones para un desarrollo sostenible.

## ANTECEDENTES

Actualmente, numerosos estudios analizan la cobertura y uso del suelo en ecosistemas cenagosos mediante índices espectrales en imágenes satelitales. Estas metodologías, que con el tiempo han llegado a ser más prácticas, generan resultados fiables que apoyan la gestión ambiental y la conservación de la biodiversidad. A continuación, se mencionan algunas referencias nacionales e internacionales que sirvieron para el presente estudio.

En el ámbito internacional se destacan varios trabajos, como el de Aponte-Saravia y Ospina-Noreña (2019), quienes elaboraron estudios relacionados con humedales altoandinos en Perú, evaluando el desempeño de seis índices espectrales para monitorear la cobertura de suelo (índice de humedad a nivel de superficie [LSWI], índice de diferencia normalizada de agua [NDWI], índice de vegetación de diferencia normalizada [NDVI], índice de vegetación mejorada [EVI], índice de vegetación ajustada a la superficie [SAVI] y el índice de vegetación Tasseled CAP [TCG]), mediante imágenes del satélite Landsat 8 OLI del 2 de julio del 2016. A través de una evaluación multicriterio, se identificó que el índice TCG presentó resultados de mayor fiabilidad en el análisis de las épocas de poca precipitación; mientras que el de menor desempeño fue el NDVI.

Por su parte, Ferrer-Sánchez et al. (2017) llevaron a cabo un estudio de corte ecológico, donde analizaron el Gran Humedal del Norte de Ciego de Ávila en Cuba, para caracterizar la composición y estructura de la comunidad donde habitan las aves de esa región. Utilizaron una imagen multiespectral del satélite Landsat 7 del año 2010 y se valieron del índice de humedad, el índice de densidad de arbustos vivos (SHRUB, por sus siglas en inglés), el NDVI y el NDWI. De esta forma, midieron el tamaño de la cobertura que tiene el manglar, el bosque, herbazal con palmas, herbazal ciénaga, laguna, pastizal, sabana y vegetación costera, e identificaron que las diferentes composiciones de cobertura del suelo impactaban en el número y tipo de especies de aves que habitaban ahí.

En Colombia, se realizaron estudios de humedales de cobertura nacional utilizando el cálculo del NDVI generado a partir del proceso de imágenes satelitales, con lo cual se identificó si los humedales eran permanentes o temporales. Como resultado, se obtuvo que los humedales permanentes cubrían 42.7% de la superficie, siendo los cuerpos de agua abiertos los que contaban con mayor cobertura (de 55.5%), seguido de los bosques intermareales con 32.3%. Mientras tanto, los humedales temporales cubrían un total de 57.3% y se distribuyeron en 15 tipos de coberturas, entre las cuales destacaron la vegetación herbácea y/o arbustiva (30.9%) y las zonas pantanosas (17.5%) (Millán, Rodríguez-Rodríguez y Sierra-Correa, 2021).

Estupiñán-Suárez y Flórez (2014) también identificaron patrones de cambio en perfiles del NDVI de 2007-2012 en el territorio colombiano y, a su vez, efectuaron un mosaico único para todo el país con la banda 12 del sensor MODIS. Una vez obtenidos los datos en formato binario, tanto para el NDVI como para la confiabilidad de la imagen y los principales regímenes climáticos, ejecutaron procesos en TIMESAT 3.1. El resultado fue una alta identificación de humedales en zonas con nubosidad, como el Pacífico y los páramos. En cuanto a la depresión Momposina y la Orinoquia, se generó información de la temporalidad y permanencia de los cuerpos de agua.

Por otro lado, a nivel más local, Parra y Hernández (2010) analizaron la caracterización de los humedales lénticos del departamento del Valle de Cauca (Colombia), a través del procesamiento de imágenes multiespectrales, empleando el índice espectral de NDVI. En general, se observó que la precisión de la clasificación en ambas imágenes fue satisfactoria, con un 75% para la imagen de Yumbo y un 72% para el mosaico Vijes-Guacarí. También se cuenta el trabajo de González, Toro-Casas, Dorado-Castillo y Ramírez-Castañeda (2021), quienes realizaron su estudio en el municipio tropical de Chaguaní (Colombia), analizando los cambios en la cobertura vegetal a través de la implementación del NDVI, para lo cual utilizaron imágenes del Landsat OLI de los años 2013, 2014, 2015, 2017

y 2018. Tras comparar las diferencias del tamaño de la cobertura vegetal presentes en las distintas imágenes, encontraron que el municipio se ha enfrentado a cambios negativos en la cobertura vegetal durante el periodo 2013-2014, aunque ha experimentado una importante recuperación en los tres últimos años, pero en vegetación poco vigorosa.

Se destacan otros aportes como el de Gómez-Cardona, Moreno, Contreras, Sánchez-Núñez, Arciniegas-Moreno, Guerrero y López-Navarro (2023), quienes realizaron un análisis enfocado en los ecosistemas marinos y costeros. Para ello, emplearon los tres tipos de unidades espaciales para la contabilidad de ecosistemas propuestas en el Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica (SCAE). Posteriormente, con el fin de clasificarlos, los autores consideraron la lista de referencia de servicios ecosistémicos propuesta por el marco SCAE, para obtener los activos ecosistémicos (EA) con mayores pérdidas en el periodo contable de 2012-2018, y encontraron a los pastizales, los humedales continentales y los manglares. En cuanto a las ganancias, se registraron en mayor cantidad de cultivos permanentes, áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva y áreas abiertas con poca o ninguna vegetación. En el segundo modelo se obtuvo que los bosques de manglar, las zonas húmedas continentales y los pastizales se convirtieron principalmente en cultivos permanentes, áreas agrícolas heterogéneas, áreas con vegetación herbácea y/o arbustiva y áreas abiertas con poca o ninguna vegetación.

Bolaños-Cubillos (2019) analizó las principales características y patrones espectrales de las áreas con cobertura de manglar de la CGSM, clasificadas según el nivel de desarrollo, la composición de especies y el grado de perturbación. La metodología se basó en la recolección de información, procesamiento de imágenes satelitales, extracción de firmas espectrales y análisis de los resultados. Se seleccionaron imágenes hiperespectrales del EO1-Hyperion e imágenes del Landsat 8, Rapideye y Sentinel-2 del año 2015, que ayudaron a identificar patrones espectrales de diferenciación máxima entre unidades de manglar y otras cubiertas vegetales adyacentes.

Por último, Gónima, Mancera-Pineda y Botero (1998) desarrollaron un estudio para la CGSM, a través de la comprobación en campo y del uso de dos imágenes de satélite SPOT-modos XS, con nivel de pretratamiento 1B, de los años 1993 y 1995. Se aplicaron índices de radiación espectral, con el fin de calcular la cobertura de agua y de manglar a través de su reflectancia. Por otra parte, el suelo descubierto fue analizado por medio de índices sobre la banda 2 (canal rojo) de SPOT. Los resultados muestran que la ciénaga se encuentra en un posible proceso de desertificación, debido a la disminución de la cobertura del bosque de manglar, principalmente en el exterior oriental del río Magdalena.

## OBJETIVO

El objetivo de este estudio es analizar los patrones de cambios de la cobertura de suelo del sistema lagunar de la CGSM, en Colombia, durante el periodo 2014-2023, a través de la implementación de índices espectrales derivados de imágenes de satélite.

## ÁREA DE ESTUDIO

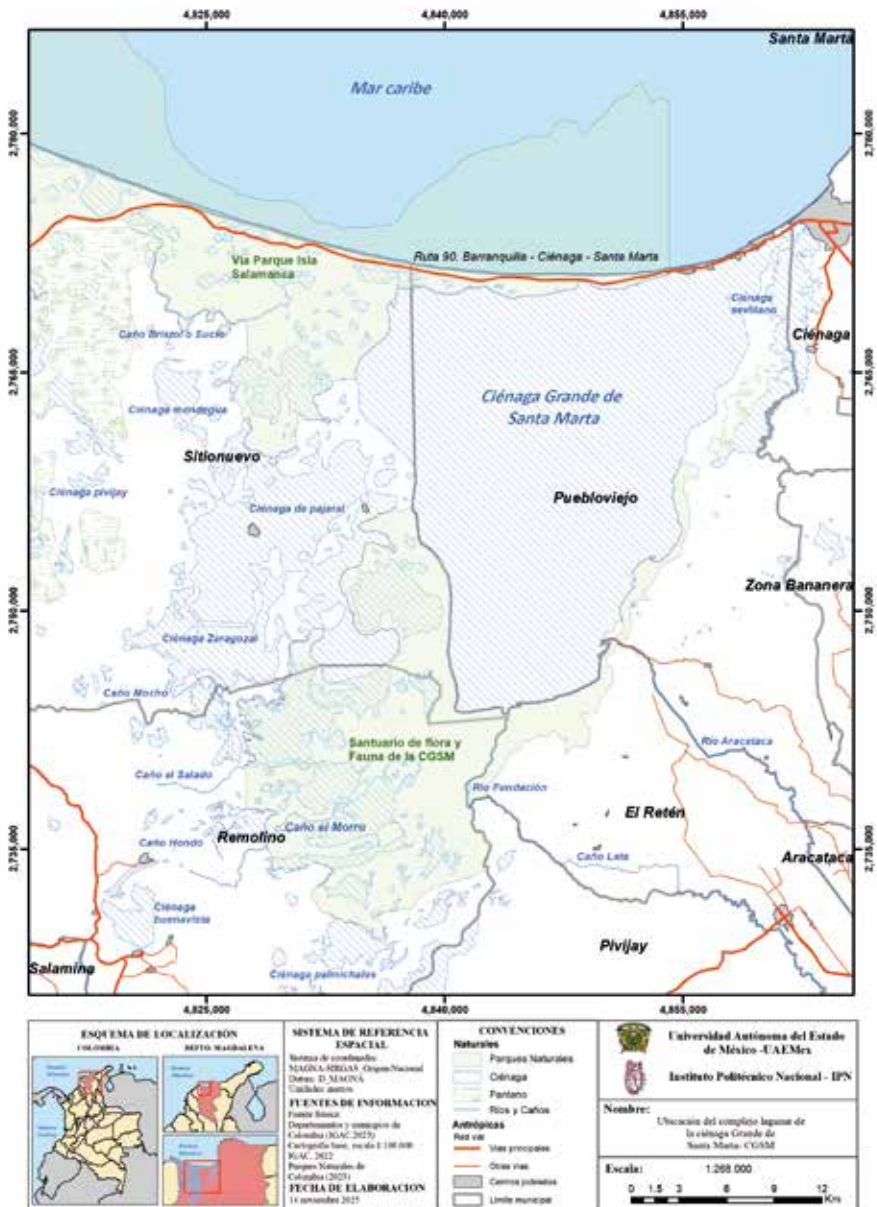
El área de estudio se encuentra en los alrededores del sistema lagunar de la CGSM, la cual cuenta con un área aproximada de 2053 km<sup>2</sup> y está localizada entre los 10.545053° y los 11.132780° latitud norte, y los 74.87842° y los 74.21323° longitud oeste, al noroeste de Colombia (INVEMAR, 2021). Dispone de una gran extensión de cuerpos de agua (757 km<sup>2</sup>) y una gran cantidad de ciénagas interconectadas por ríos subterráneos, alimentados por las aguas del río Magdalena y el mar Caribe (figura 1), siendo uno de los complejos más grandes de Colombia (Aguilera, 2011).

De acuerdo con el Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas (DANE), la división política y administrativa del complejo CGSM cubre la parte noroeste del departamento de Magdalena. Se ubica entre los municipios de Sitio Nuevo, Pueblo Viejo y parte de los municipios de Ciénaga, Remolino y El Retén, los cuales tenían una población aproximada de 226 530 habitantes en el año 2023, que se distribuían, principalmente, en el municipio de Ciénaga, seguido por Pueblo Viejo y Sitio Nuevo con el 14.8 y el 13.3 % de los habitantes, respectivamente (Departamento Nacional de Planeación, 2023).

De acuerdo con Zuluaga (2007) y Aguilera (2011), la CGSM tiene una gran importancia ambiental si se toman en cuenta las funciones que cumplen los humedales en el ecosistema: el control de inundaciones, regulación de los ríos, retención de sedimentos, purificación del agua de los asentamientos y cuencas, etcétera. A estos se suma la gran variedad de flora y fauna existente, la cual le otorga un gran valor productivo y económico para las poblaciones que allí residen y dependen directamente de las actividades que realizan, destacando, en primer lugar, la pesca artesanal.

Dentro de la población residente en el área de influencia de la CGSM, sobresalen los pueblos palafitos conformados por Buena Vista, Bella Vista y Trojas de Cataca, asentamientos que albergan alrededor de 2500 personas, quienes viven sobre los cuerpos de agua de la ciénaga (Martínez, 2014).

FIGURA 1. Mapa de ubicación de complejo CGSM, 2023



Fuente: elaboración propia.

Otras actividades que se ejecutan en la región de la CGSM son la acuicultura, agricultura, ganadería, comercio, artesanías y ecoturismo. Este último es tenido muy en cuenta, debido a que toda esta zona se relaciona con la vida y obra del premio nobel de literatura Gabriel García Márquez (Macondo).

Cabe destacar que dichas actividades han ejercido mucha presión sobre el ecosistema de los humedales, lo que, sumada a las consecuencias de la baja educación y la extrema pobreza de la zona, genera una sobreexplotación y, en algunos casos, la explotación deficiente de los recursos naturales, degradando, de esta forma, el ecosistema y disminuyendo drásticamente la biodiversidad (Fondo Nacional de Turismo [FONTUR], 2017).

Cabe resaltar que uno de los mayores impactos generados en el área de estudio fue la construcción de la carretera Barranquilla-Ciénaga (1956-1980), una vía de orden nacional (Ruta 90) que obstruyó el paso natural de los flujos de agua entre la

FIGURA 2. Registros fotográficos de la zona de estudio, 2023



(a) Pueblo palafito de Buena Vista



(b) Pueblo palafito de Nueva Venecia



(c) Caño Clarín (Sitio Nuevo)



(d) Balneario de El Retén

Fuente: FONTUR (2017).

ciénaga y el mar Caribe y, por tanto, produjo graves consecuencias en la biodiversidad de la CGSM, que resultó en la resequedad de los suelos, mortandad de peces, pérdida de bosques manglares y el estancamiento de aguas (Aguilera, 2011).

Todos estos impactos llevaron a que se tomaran medidas de orden nacional para la recuperación y preservación de este relevante ecosistema, tras lo cual se establecieron dos grandes zonas de protección ambiental: el Vía Parque Isla Salamanca (1964) y el Santuario de Flora y Fauna de la CGSM (1977). Adicional a esto, la CGSM fue incluida en la convención internacional de humedales Ramsar en 1995, como uno de los humedales de importancia internacional y declarada reserva de la biosfera.

Sin embargo, todas las presiones sobre el humedal mencionadas anteriormente siguen existiendo, de tal forma que fue incluida en el registro Montreux como uno de los humedales a nivel mundial que están en peligro de desaparecer, con el fin de contar con un apoyo internacional —científico y financiero— para poder preservarlo (Puentes, 2017). En este sentido, la carencia de información espacial sobre el estado de la cobertura vegetal del complejo CGSM ha sido una de las barreras que ha impedido ejecutar una correcta toma de decisiones, por lo que se ha convertido en una necesidad contar con información actualizada del estado del complejo lagunar para impulsar la conservación de estos ecosistemas.

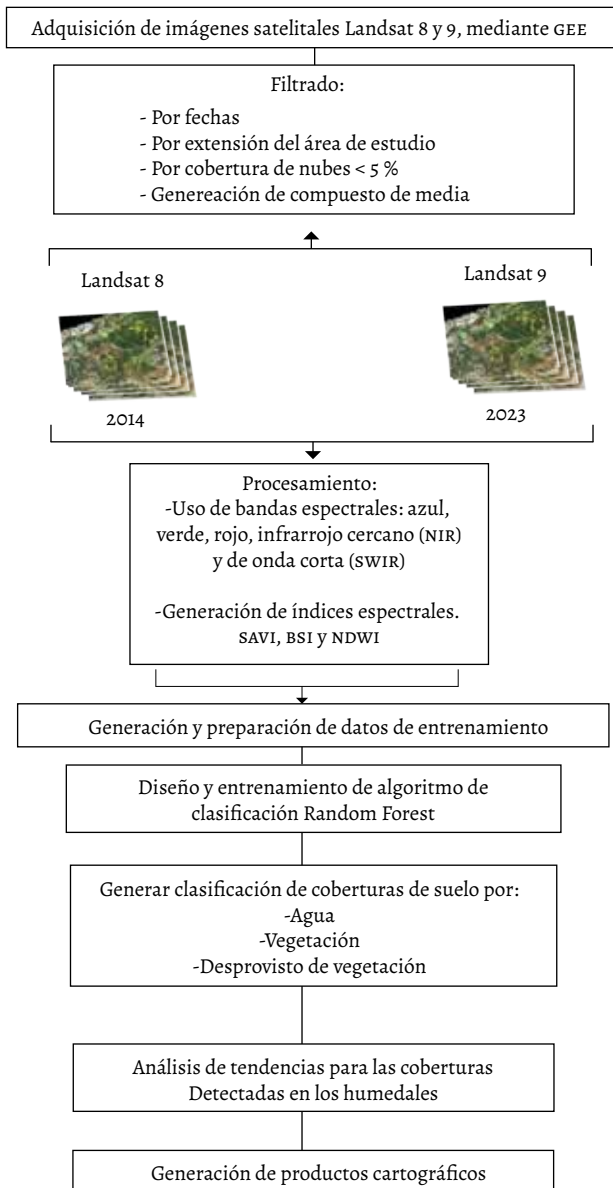
Considerando la relevancia ecosistémica y productiva que tiene el complejo CGSM, se vuelve indispensable realizar un seguimiento constante del mismo, de modo que permita estudiar la dinámica de las diferentes especies de flora y fauna que habitan en ella, para así planificar y promover un uso sostenible de los recursos allí presentes. Cabe destacar que la preservación de este tipo de ecosistemas también permitirá generar impactos positivos a nivel global, teniendo en cuenta la gran diversidad de bosques de manglar que poseen, de tal forma que pueda ayudar a mitigar los efectos del cambio climático.

## METODOLOGÍA

La metodología implementada, que se expone en la figura 3, describe paso a paso cómo se desarrollaron las diferentes tareas para cumplir con el objetivo de este estudio.

En la presente investigación se utilizaron datos provenientes de los sensores Landsat 8 y Landsat 9, los cuales, de acuerdo con Gungor, Salih, Balik y Murat (2022), tienen una resolución temporal de seis días. Las imágenes, que están calibradas a nivel 1 con relación a la reflectancia de la parte superior de la atmósfera (TOA, por sus siglas en inglés), tienen una resolución espacial de 30 metros

FIGURA 3. Esquema metodológico del estudio



Fuente: elaboración propia.

y bandas pancromáticas con resoluciones de 15 metros. Los productos derivados de ambos satélites cuentan con una corrección geométrica en las regiones espectrales visibles e infrarrojas.

Para la consulta de las imágenes, se empleó la plataforma de cómputo disponible en la nube Google Earth Engine (GEE), debido a que cuenta con un catálogo de datos de imágenes satelitales con distintos petabits de información y una interfaz de programación de aplicaciones (API, por sus siglas en inglés), en un entorno de desarrollo interactivo (IDE, por sus siglas en inglés), que permiten la creación de códigos para el análisis y visualización de resultados (Zhou, Kan, Silbernagel y Jin, 2020).

Las imágenes consultadas comprendieron dos periodos: con relación al primero, fueron adquiridas del uno de enero al 25 de mayo del 2014, teniendo como fuente los datos del satélite Landsat 8; mientras que, en lo concerniente al segundo periodo, para la adquisición de los datos del Landsat 9 se aplicó un filtro de fechas que abarcó del uno de enero al 25 de mayo del 2023, correspondientes a temporadas con bajas precipitaciones y poca nubosidad en la zona de estudio, con el fin de asegurar una mejor calidad de las imágenes y, por ende, de los resultados obtenidos.

A la hora de consultar ambos productos, se utilizaron funciones para representar la mediana de los píxeles de las imágenes en cada rango de fecha, así como filtros de consulta para cada escena, buscando que tuvieran un 5% de presencia de nubes como máximo, ya que el área de la CGSM se localiza en una zona de alta nubosidad. De esta manera y, de acuerdo con Amani et al. (2019), al aplicar dichos filtros, se aseguró que se contara con dos imágenes multiespectrales libres de nubosidad.

Posteriormente, se construyeron índices espectrales (tabla 1) con las bandas de los canales visibles, por sus capacidades de detección de coberturas en humedales: bandas del canal infrarrojo cercano (NIR, por sus siglas en inglés), que

TABLA 1. Características de las imágenes satelitales

Plataforma	Resolución espectral	Resolución espacial	Resolución temporal	Resolución radiométrica	Capacidades
Landsat 8 y Landsat 9	433-12 500	100-30 metros	16 días	8-14 bits	Generar índices espectrales y mayor diferenciación de tonalidades

Fuente: elaboración propia con base en Earth Engine Data Catalog (2022).

TABLA 2. Índices espectrales utilizados para la clasificación de imágenes

Fuente	Variable	Descripción	Ecuaciones
Landsat	NDWI	Índice de vegetación de diferencia normalizada	$(\text{Rojo} - \text{NIR}) / (\text{Rojo} + \text{NIR})$
	SAVI	Índice de vegetación ajustado al suelo	$([\text{NIR} - \text{Rojo}] / [\text{NIR} + \text{Rojo} + 0.5]) * (1 + 0.5)$
	BSI	Índice de suelo desnudo	$([\text{Rojo} + \text{SWIR}] - [\text{NIR} + \text{Azul}]) / ([\text{Rojo} + \text{SWIR}] + [\text{NIR} + \text{Azul}])$

Fuente: elaboración propia con base en Earth Engine Data Catalog (2022).

permiten una mejor detección de vegetación y agua (características importantes de los humedales); y bandas del infrarrojo de onda corta (SWIR, por sus siglas en inglés), las cuales son útiles para detectar el contenido de humedad en la vegetación y en el suelo (Amani et al., 2019).

Dentro de los índices espectrales construidos, se destacó el NDWI, que permite distinguir las superficies de agua de otras coberturas de suelo presentes en la imagen (Gungor, et al., 2022); el SAVI, que es una modificación al NDVI, pues añade el factor L (línea del suelo) en la ecuación original, con el fin de mejorar la detección de vegetación en desarrollo y reducir la influencia de la reflectancia del suelo (Balbarani, Comes y Lange, 2017); y el índice de suelo desnudo (BSI), que separa la vegetación de otras coberturas de suelo captadas en la imagen (Azizi, Najafi y Sohrabi, 2014).

Cada uno de los índices descritos en la Tabla 2, fueron elaborados para cada imagen (periodo 2014 y 2023), con el fin de visualizar de mejor manera la vegetación, las áreas desprovistas de vegetación y los cuerpos de agua y/o áreas inundadas de la CGSM. Se generó una composición de color (Red-Green-Blue [RGB]) asignando el índice BSI al canal rojo, el índice SAVI al canal verde y el índice NDWI al canal azul, permitiendo resaltar los contrastes en los valores de reflectancia de las distintas coberturas de suelo. Este compuesto sirvió, posteriormente, para generar puntos de referencia sobre estas coberturas, para poder clasificar las imágenes, con el propósito de tener un insumo cartográfico que permita estimar la cobertura de suelo en los diferentes periodos analizados, por medio de un modelo de clasificación de aprendizaje automático, llamado: Random Forest (RF).

El algoritmo RF está basado en la aleatoriedad que tienen los árboles de decisiones que lo integran, a través de los cuales pasan los valores de píxeles de cada imagen. Para que el RF pueda generar una clasificación de una imagen, a todo árbol se le asigna una etiqueta principal (correspondiente a cada cobertura de

suelo presente en la imagen) y una final (cobertura de suelo predicha), es determinada por un voto mayoritario que arrojan los árboles de decisión (Amani et al., 2019). Este modelo fue ejecutado en la plataforma GEE, donde se aplicó una serie de instrucciones para clasificar las dos imágenes satelitales.

Para llevar a cabo tal clasificación, se utilizaron como variables de entrada los índices SAVI, BSI y NDWI, así como un conjunto de datos de entrenamiento, conformado por puntos de referencia del suelo. En la vegetación se incluyeron árboles, manglares y vegetación acuática o emergente. En el suelo desprovisto de vegetación se agruparon áreas con asentamientos humanos, zonas de cultivo y superficies de roca y arena. Por último, en el agua se incluyeron las zonas anegadas o inundadas y las áreas de aguas abiertas.

Ahora bien, para generar los puntos de referencia de estas coberturas, se utilizaron imágenes Maxar de un metro de resolución, que muestran de manera detallada las coberturas de suelo presentes en la zona de estudio, así como el compuesto R: BSI, G: SAVI, B: NDWI. En total se generó un conjunto de 17 puntos de referencia: siete para agua, cinco para desprovisto de vegetación y cinco para vegetación.

Una vez determinadas las clases de coberturas de suelo visibles en las imágenes satelitales, se ajustaron los parámetros de mayor importancia como: la cantidad de árboles de decisión, el número de variables y el porcentaje de datos de entrenamiento y testeo (Amani et al., 2019). Los parámetros finales para la clasificación de las dos imágenes satelitales se muestran en la tabla 3.

Como resultado, el RF arroja una capa clasificada de las coberturas de suelo establecidas en los puntos de entrenamiento, del antes (2014) y después (2023), con las que se obtuvieron estimaciones de pérdidas y ganancias o transiciones de la vegetación, del agua y de las áreas sin vegetación del complejo CGSM.

En cuanto a la evaluación de precisión de la clasificación, se utilizó el coeficiente Kappa para cuantificar la concordancia entre la clasificación obtenida

TABLA 3. Parámetros de clasificación de Random Forest

Parámetro	Valor
Número de árboles de decisión	100
Muestras de clases de suelo	17
Porcentaje de muestras de entrenamiento	100
Calidad de la división	Gini

Fuente: elaboración propia.

del último año analizado (2023) y los puntos de referencia seleccionados. Estos puntos corresponden a las coberturas de suelo del Mapa Nacional de Humedales (MADS, 2021), el cual fue elegido para la validación de la clasificación supervisada, debido a que sus categorías de cobertura de suelo se alinean estrechamente con las clases identificadas en las imágenes. En total, se emplearon 327 puntos de referencia en el análisis de validación.

Finalmente, para detectar los cambios en las coberturas de suelo mencionadas anteriormente, se calculó la diferencia de las coberturas clasificadas, utilizando la calculadora ráster en el programa de sistemas de información geográfica, QGIS versión 3.30. Tras obtenerse el resultado de esa diferenciación, se reclasificó la capa derivada, con el fin de estimar las hectáreas de los cambios de ocupación del suelo que se han presentado de 2014 a 2023 en el área de estudio.

## RESULTADOS

Las composiciones con los índices BSI, SAVI y NDWI mostraron claramente las coberturas con baja y alta respuesta espectral en la vegetación, así como los límites que tiene este tipo de cobertura en otras áreas como el suelo desprovisto de vegetación y los cuerpos de agua (figura 4). Por lo tanto, estas composiciones otorgaron buenos resultados con respecto a la visualización de coberturas de suelo para los años 2014 y 2023.

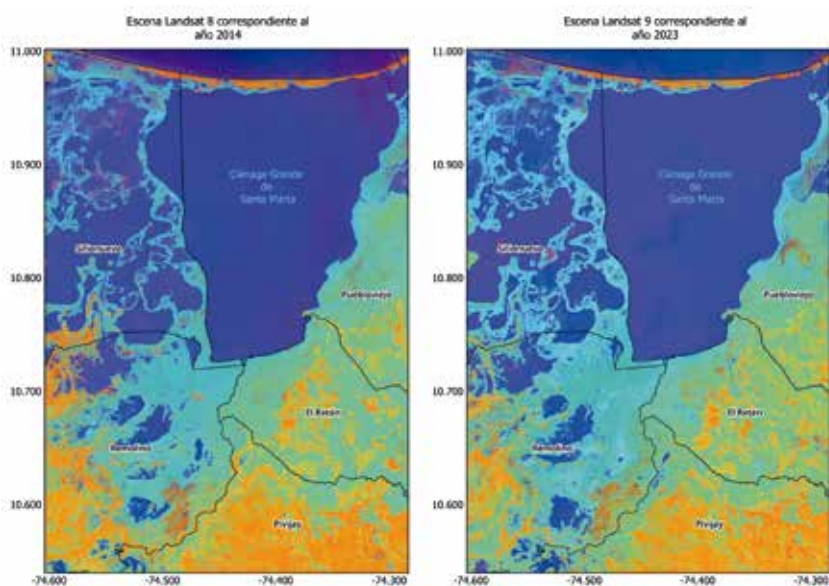
Por otro lado, la evaluación de precisión de la clasificación de 2023 arrojó un valor de coeficiente Kappa de 0.73, lo cual, según Landis y Koch (1977), indica que la clasificación puede considerarse como buena.

Al analizar los porcentajes de concordancia entre clases-matriz de confusión (figura 5), se observa que las coberturas de agua y desprovisto de vegetación fueron más fáciles de clasificar, ya que sus porcentajes de precisión eran altos en comparación con la cobertura de vegetación.

No obstante, las tres coberturas clasificadas presentaron algunas asignaciones erróneas entre clases, lo cual podría estar relacionado con las similitudes espectrales de estas coberturas en los índices NDWI y BSI, detalle que puede deducirse por el valor de importancia obtenido en el análisis (figura 6).

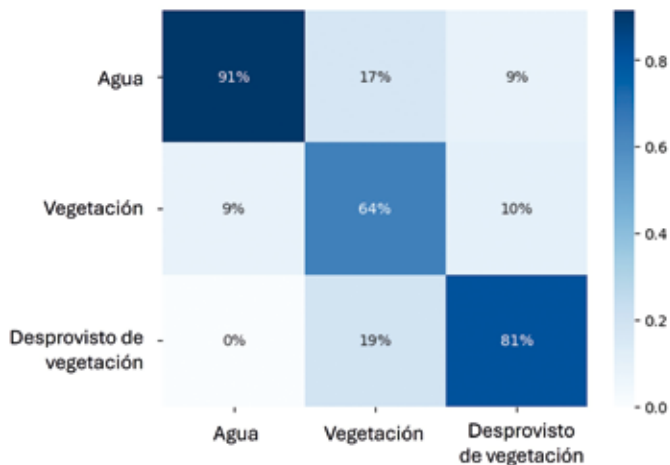
A pesar de las confusiones, las clasificaciones resultantes del uso del método RF dieron forma a capas clasificadas de las coberturas de suelo establecidas en la fase de entrenamiento del modelo (vegetación, desprovisto de vegetación y cuerpos de agua). Se puede ver en la figura 7 que, para 2014, las zonas de agua son las que predominan en el complejo lagunar; mientras que, en las porciones sur y oeste de la ciénaga, fueron detectadas áreas de cultivos y desprovistas de

FIGURA 4. Mapa de composiciones de las imágenes Landsat 8 y 9 en la Ciénega Grande de Santa Marta, 2014-2023



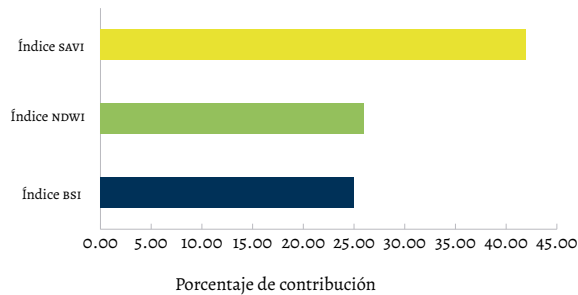
Fuente: elaboración propia.

FIGURA 5. Matriz de confusión



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 6. Porcentaje de contribución al modelo RF



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 7. Mapa de coberturas de suelo detectadas en el año 2014



Fuente: elaboración propia.

vegetación, principalmente en los municipios de Sitio Nuevo, Remolino y Pivijay. Cabe resaltar que las áreas de vegetación detectadas se concentraron en los alrededores de los cuerpos de agua de la Ciénaga Grande de Santa Marta.

Para 2023 se consiguió un resultado en la clasificación similar al obtenido en la imagen del 2014, sin embargo, las áreas de cultivos y desprovistas de vegeta-

ción experimentaron una expansión en los municipios El Retén y Pueblo Viejo. De la misma manera, la clasificación de 2023 mostró un aumento de vegetación en los municipios Remolino y Sitio Viejo (figura 8).

En relación con las cifras de pérdida y recuperación de las zonas de vegetación y los cuerpos de agua, se obtuvo que la cobertura vegetal tuvo un incremento de ocupación de superficie de 8522 hectáreas, correspondiente a un 2.67%; por su parte, las coberturas desprovistas de vegetación sufrieron una pérdida de 7254 hectáreas, que equivale a un decremento de 2.28%. De igual manera, la ocupación de las zonas de cuerpos de agua tuvo una disminución de 0.40%, lo cual refleja la pérdida de 1268 hectáreas (figura 9).

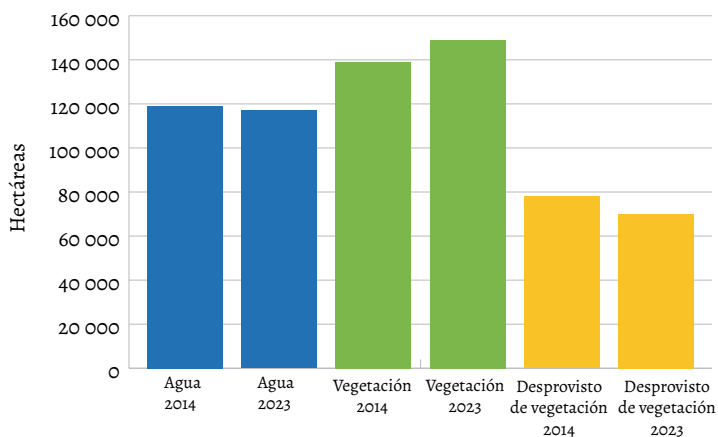
A partir de la detección de cambios y de la diferenciación de las clasificaciones de 2014 y 2023, se obtuvo el mapa de pérdidas y ganancias, donde se observa que las principales ganancias de vegetación y cuerpos de agua se concentraron en la parte este y sureste del complejo CGSM, en zonas correspondientes a los municipios Remolino y Sitio Nuevo. En cuanto a las pérdidas, estas fueron detectadas en la parte suroeste del complejo lagunar, en los municipios de El Retén y Pueblo Viejo, al igual que en los alrededores de los cuerpos de agua de Sitio Nuevo (figura 10).

FIGURA 8. Mapa de coberturas de suelo detectadas en el año 2023



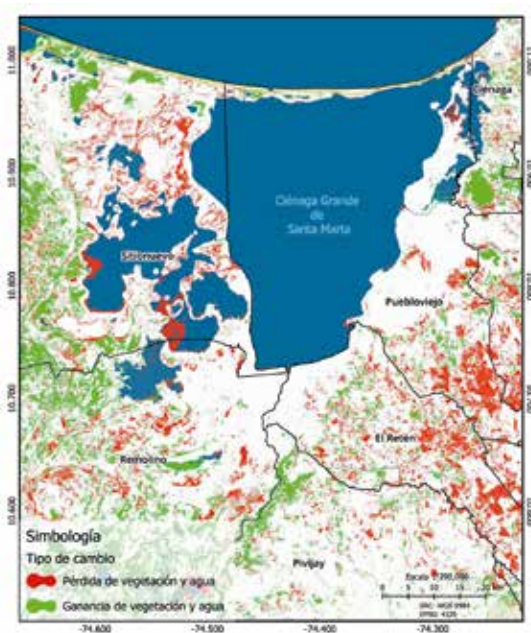
Fuente: elaboración propia.

FIGURA 9. Superficie de coberturas de suelo detectadas en clasificación de imágenes satelitales de 2014 y 2023



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 10. Mapa de cambios de cobertura de suelo detectados de 2014-2023



Fuente: elaboración propia.

En total, para el periodo 2014-2023, la CGSM mostró una recuperación de vegetación y agua de 9.53 %, equivalente a 30 375.49 hectáreas. Sobre las pérdidas, el estimado fue del 8.05 %, lo que refleja una disminución de 25 682.37 hectáreas de vegetación y agua. Sin embargo, es importante señalar que estos resultados podrían llevar a interpretaciones erróneas, debido a la limitación en la cantidad de coberturas de suelo utilizadas en el estudio. Puesto que solo se emplearon algunas clases de coberturas, pueden no haberse capturado completamente las dinámicas del ecosistema. Además, las variaciones en el humedal, influenciadas por eventos fenológicos naturales propios de estos ecosistemas, como los periodos prolongados de inundación o el ciclo de crecimiento de la vegetación, así como el fenómeno de El Niño, que ha afectado directamente al complejo CGSM con el desabastecimiento de agua (Gobernación del Magdalena, 2016), podrían estar desempeñando un papel importante en el surgimiento de las variaciones observadas, impactando tanto en lo concerniente a la recuperación como a las pérdidas estimadas en este estudio.

## CONCLUSIONES

Con el uso de los índices espectrales SAVI, BSI y NDWI, derivados del procesamiento de los valores medios de las imágenes obtenidas a través del Landsat 8 y 9, se pudieron generar insumos cartográficos enfocados en la pérdida y recuperación de la vegetación y de las zonas acuáticas de la CGSM. Por tanto, su empleo resulta prometedor en la actualización del estado de las coberturas de suelo dentro de esta área.

Como se mencionó, el análisis también se valió de métodos de clasificación de aprendizaje automático como el de RF para la detección de coberturas de suelo. Gracias a las predicciones arrojadas por este algoritmo, se obtuvo que la mayor pérdida de vegetación y agua se concentra en la parte suroeste y este del complejo lagunar, principalmente en los municipios El Retén, Pueblo Viejo y Sitio Nuevo, por lo que las acciones de conservación y recuperación de la ciénaga pueden priorizarse en estas áreas que abarcan una gran cantidad de superficie (25 682.37 hectáreas).

Los resultados del estudio mostraron que el algoritmo RF es altamente eficaz en la clasificación de coberturas de suelo a partir de imágenes satelitales, al grado de alcanzar un coeficiente Kappa de 0.73. Esto demostró que la combinación de índices espectrales permite efectuar una detección rápida y precisa de las coberturas.

Aunado a lo anterior, las clasificaciones obtenidas con dicho algoritmo pueden beneficiarse con las actividades de rectificación (ya sea en campo o con otras fuentes de información espacial), por la asignación de un número mayor de coberturas de suelo durante el entrenamiento de la clasificación y por el uso de índices espectrales combinados con las bandas de cada sensor, ya que los índices SAVI, BSI y NDWI pueden verse limitados en la detección de más coberturas de suelo.

Por último, resalta la importancia del uso de herramientas geoinformáticas en el presente estudio, como Google Earth Engine (GEE) y los índices espectrales, puesto que facilitan el análisis de la dinámica ambiental de un territorio para la comunidad científica en general y los tomadores de decisiones. No obstante, también se deben implementar estrategias más equilibradas de corte social y económico por parte de los tomadores de decisiones, debido al gran impacto histórico ambiental que ha experimentado este importante ecosistema, donde hay presencia de actividades antrópicas, lo cual plantea un esfuerzo adicional por parte del gobierno para educar a la población residente en el uso sostenible de los recursos naturales presentes, así como en el cuidado de la biodiversidad, con el fin de crear más controles que aseguren la conservación del mismo.

## REFERENCIAS

- Aguilera, D. (2011). Habitantes del agua: el complejo lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta. En *La economía de las ciénagas del caribe colombiano* (pp. 12-53). Banco de la República.
- Amani, M., Brisco, B., Afshar, M., Mirmazloumi, S., Mahdavi, S., Javad, S., Huang, W. y Granger, J. (2019). A Generalized Supervised Classification Scheme to Produce Provincial Wetland Inventory Maps: An Application of Google Earth Engine for Big Geo Data Processing. *Big Earth Data*, 3(4), 378-394. <https://doi.org/10.1080/20964471.2019.1690404>
- Aponte-Saravia, J. y Ospina-Noreña, J. E. (2019). Evaluando el desempeño de índices espectrales para identificar humedales alto andinos. *Revista de Teledetección*, 53, 59-72. <https://doi.org/10.4995/raet.2019.10580>
- Azizi, Z., Najafi, A. y Sohrabi, H. (2014). Forest Canopy Density Estimating Using Satellite Images. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XXXVII, 1127-1130.
- Balbarani, S., Comes, D. y Lange, K. (2017). Estudio comparativo de índices de vegetación derivados de imágenes satelitales de mediana resolución y sen-

- sores terrestres. Su aplicación en viticultura de precisión. *Boletín de Estudios Geográficos*, (108), 9-32. [https://bdigital.uncu.edu.ar/objetos\\_digitales/10249/boletn-108-pdf-estudios-geo-9-32.pdf](https://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/10249/boletn-108-pdf-estudios-geo-9-32.pdf)
- Bolaños-Cubillos, J. A. (2019). *Identificación de patrones espectrales de los manglares de Colombia con imágenes hiperespectrales y multiespectrales: caso de estudio Ciénaga Grande de Santa Marta* [Tesis de maestría]. Universidad Católica de Manizales. <https://repositorio.ucm.edu.co/server/api/core/bitstreams/4e283823-6915-4396-9eb1-f930e5f4ebe7/content>
- Cohen, W. y Goward, S. (2004). Landsat's Role in Ecological Applications of Remote Sensing. *Bioscience*, 54(6), 535-545. <https://academic.oup.com/bioscience/article-abstract/54/6/535/294251>
- Departamento Administrativo Nacional de Estadísticas (DANE). (2023) *Proyecciones del Censo Nacional de Población y Vivienda 2018*. DANE. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion>
- Departamento Nacional de Planeación (DNP). (2023). *Plataforma de información estadística TerriData*. <https://terridata.dnp.gov.co/>
- Earth Engine Data Catalog. (27 de octubre de 2022). *ASTER LiT Radiance*. Earth Engine Data Catalog. [https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/ASTER\\_AST\\_LiT\\_003#citations](https://developers.google.com/earth-engine/datasets/catalog/ASTER_AST_LiT_003#citations)
- Estupiñán-Suárez, L. y Flórez, C. (2014). Avances en la detección de humedales en Colombia usando imágenes multitemporales MODIS del índice normalizado y diferenciado de vegetación. En *XVI Simposio Internacional SELPER 2014* (pp. 1-30). Sociedad Latinoamericana en Percepción Remota y Sistemas de Información Espacial, Capítulo Colombia. <https://selper.org.co/papers-XVI-Simposio/Sensores-y-plataforma-de-PR/SP5-Avances-en-la-deteccion-de-humedales-en-Colombia.pdf>
- Ferrer-Sánchez, Y., Plasencia-Vazquez, A. H., Abasolo-Pacheco, F., Denis-Ávila, D. y Ruiz-Companioni, I. (2017). Pertinencia del uso de las características espectrales del hábitat como predictor de la estructura en comunidades de aves de un humedal de Cuba. *Huitzil*, 18(1), 141-156. [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1870-74592017000100141](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-74592017000100141)
- Fondo Nacional de Turismo (FONTUR). (2017). *Proyecto de ruta turística de Macondo. Informe Técnico*. Magdalena. Colombia. <https://fontur.com.co/es>
- Gobernación del Magdalena. (2016). *Plan de Desarrollo 2016-2019, Departamento del Magdalena*. Oficina Asesora de Planeación, Gobernación del Magdalena.
- Gómez-Cardona, C. J., Moreno, J. Y., Contreras, A., Sánchez-Núñez, D. A., Arciniegas-Moreno, N., Guerrero, D. y López-Navarro, J. (2023). Accounting

- of Marine and Coastal Ecosystems at the Ramsar Site, Estuarine Delta System of the Magdalena River, Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *One Ecosystem*, 8, 1-31.
- Gónima, L., Mancera-Pineda, J. E. y Botero, L. (1998). *Aplicación de imágenes de satélite al diagnóstico ambiental de un complejo lagunar estuarino tropical: Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano* (Vol. 4). Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andreis (INVEMAR).
- González, G. P., Toro-Casas, V., Dorado-Castillo, E. O. y Ramírez-Castañeda, L. N. (2021). Evaluación de patrones temporales en la dinámica para el cambio de cobertura vegetal en zonas rurales tropicales durante el periodo 2013-2018. Caso de estudio Chaguaní-Colombia. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 18, 1-12. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.cdr18.eptd>
- Gungor, R., Salih Yılmaz, O., Balik Sanli, F. y Murat Ates, A. (2022). Investigation of Spatial Change in Lake Surface with Google Earth Engine: Example of Marmara Lake. *Advanced Remote Sensing Journal*, 2(1), 08-15. <http://publish.mersin.edu.tr/index.php/arsej>
- INVEMAR. (2021). *Monitoreo de las condiciones ambientales y los cambios estructurales y funcionales de las comunidades vegetales y de los recursos pesqueros durante la rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta* (Vol. 20). INVEMAR. [https://portal.inveamar.org.co/documents/10182/0/CGSM-ITF+2021\\_VFINAL/44950469-c46e-4202-b5aa-d1dac3af025d](https://portal.inveamar.org.co/documents/10182/0/CGSM-ITF+2021_VFINAL/44950469-c46e-4202-b5aa-d1dac3af025d)
- Landis, J. R. y Koch, G. G. (1977). The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33 (1), pp. 159-174.
- López, L. (Ed.). (2015). *Diccionario de geografía aplicada y profesional: terminología de análisis, planificación y gestión del territorio*. Universidad de León.
- Martínez, G. (2014). *La Ciénaga Grande de Santa Marta*. AIDA. <https://aida-americas.org/es/blog/la-ci%C3%A9naga-grande-de-santa-marta>
- Millán, S., Rodríguez-Rodríguez, J. A. y Sierra-Correa, P. (2021). Delimitación y tipificación de humedales costeros: implicaciones para la gestión ambiental del Caribe continental colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(1), 121-140.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS). (2021). *Humedal Versión 3. Sistema de Información Ambiental Colombia-SIAC*. <https://siac-datosa-biertos-mads.hub.arcgis.com/datasets/559d5f64ef59479982debf7afd2b398c/about>
- Parra, M. y Hernández, T. (2010). Identificación y delimitación de humedales lénticos en el Valle de Alto Río Cauca mediante el procedimiento digital de imágenes de satélite. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, (9), 77-88.

- Puentes, A (2017). *Esperanza para la Ciénaga Grande, semilla de la magia de Macondo*. AIDA. <https://aida-americas.org/es/blog/esperanza-para-la-ci%C3%A9naga-grande-semilla-de-la-magia-de-macondo>
- Velasco-Orozco, J. J. (2008). La Ciénaga de Chiconahuapan, Estado de México: un humedal en deterioro constante. *Contribuciones desde Coatepec*, (15), 101-125. <https://www.redalyc.org/pdf/281/28101505.pdf>
- Zhou, S., Kan, P., Silbernagel, J. y Jin, J. (2020). Application of Image Segmentation in Surface Water Extraction of Freshwater Lakes Using Radar Data. *International Journal of Geo-Information*, 9(7), 424. <https://doi.org/10.3390/ijgi9070424>
- Zuluaga, C. (2007). *Dinámica del NDVI de los bosques de manglar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), Colombia*. Universidad de Buenos Aires.

# Análisis de la eficiencia de suelo urbano y su impacto en la formación de asentamientos irregulares en Culiacán, Sinaloa

ANA GUADALUPE ZAZUETA-TERRAZAS<sup>1</sup> Y VIANCA MADAI RIVAS-BÁEZ<sup>2</sup>

## INTRODUCCIÓN

El espacio urbano se desarrolla como una necesidad social del ser humano sedentario, al mismo tiempo que representa una oportunidad para establecerse, convivir, forjar una identidad y adoptar un estilo de vida (Vieyra, Méndez-Lemus y Hernández-Guerrero, 2016). A lo largo de su evolución, este tipo de espacios han estado influenciados por la presión de los modelos económicos y sus requerimientos de reproducción.

Por un lado, el actual modelo de desarrollo urbano muestra la presión resultante de procesos de fragmentación y polarización, organizados en clústeres con diversos usos del suelo, formas y flujos (como vivienda, industria, comercio, servicios, equipamiento e infraestructura), que impactan en la configuración del espacio urbano. Por otro, los asentamientos poblacionales reflejan la segmentación socioespacial mediante la consolidación de comunidades humanas que son socioeconómicamente diversas y presentan diferentes tipos de vivienda. Estos asentamientos no solo contribuyen a la morfología urbana, sino también a la calidad de vida y a la funcionalidad de las ciudades, además de plantear desafíos para la planificación y ordenación del territorio. Así, las ciudades se han convertido en un reflejo de las sociedades, resultado de las necesidades y oportunidades ambientales, políticas, económicas y sociales, convirtiéndose en espacios altamente atractivos para la población a nivel mundial (Vieyra et al., 2016).

<sup>1</sup> Estudiante del doctorado en Ciencias de la Información por la Universidad Autónoma de Sinaloa (UAS), Facultad de Ciencias de la Tierra y el Espacio, Culiacán, Sinaloa.

<sup>2</sup> Estudiante del doctorado en Arquitectura y Urbanismo, por la UAS, Facultad de Arquitectura, Culiacán, Sinaloa.

En este sentido, las ciudades son fenómenos urbanos que desempeñan un papel crucial en la transformación de las sociedades en todo el mundo. Por tanto, su estudio no puede abordarse desde una única teoría general, sino que requiere un enfoque interdisciplinario para un análisis completo (Casado, 2010).

García (2013) destaca que, en las últimas décadas del siglo xx y las dos primeras del siglo XXI, las ciudades de América Latina han experimentado cambios significativos como resultado de diversos procesos, incluida la globalización y la aparición de nuevos paradigmas de sostenibilidad. Al respecto, Dávila, Pinedo, Pinedo y Prieto (2017) argumentan que la forma en que las ciudades se presentan hoy debe ser analizada desde una perspectiva integral y holística, que permita comprender el comportamiento de cada uno de sus componentes.

En términos generales, la urbanización está asociada con mayores niveles de desarrollo en ingresos, salud, acceso a servicios, bienes de consumo y participación en el mercado laboral. Sin embargo, en América Latina, la pobreza urbana no presenta diferencias significativas en cuanto a la pobreza rural. Algunas áreas urbanas exhiben deficiencias en aspectos como infraestructura, equipamiento, conectividad y gestión gubernamental, lo que se debe a la falta de planificación provocada por el notable crecimiento demográfico y las crisis económicas (Organización de las Naciones Unidas [ONU], 2016).

En México, la estabilización del proceso de urbanización en la década de 1980 trajo consigo cambios importantes en la configuración espacial de las ciudades. Una de las características más destacadas de esta nueva realidad urbana fue la evidente ausencia de iniciativas por parte del Estado para ofrecer viviendas adecuadas que atendieran las necesidades de la población, debido a restricciones en las políticas económicas y sociales. Como resultado, la urbanización popular se convirtió en la solución masiva de alojamiento para los grupos de trabajadores, lo que llevó a una expansión desorganizada y no planificada de las ciudades (Cortés, 2018).

El crecimiento de Culiacán ha estado caracterizado por el desarrollo de vacíos urbanos en zonas ya consolidadas, por la ocupación desorganizada de áreas periféricas y la transformación de comunidades ejidales en espacios urbanos. Es en estos lugares donde han surgido asentamientos populares que carecen de servicios e infraestructuras básicas. Estos asentamientos deben enfrentarse al gobierno local, primero para obtener reconocimiento en esos territorios y luego para acceder a los servicios e infraestructuras necesarias (Pérez-Tamayo, Gil y Bayona, 2017).

La conversión de suelo rural en terreno urbano se considera un fenómeno asociado a la era de la globalización, donde el impacto de la hipermodernidad

provoca cambios rápidos y efímeros, dando lugar a procesos de urbanización que a menudo pasan desapercibidos (Sobrino, 2011).

Desde 2007, aproximadamente la mitad de la población mundial vive en áreas urbanas, y se estima que para 2050, 7 de cada 10 personas residirán en entornos urbanos (ONU-Hábitat, 2022). Este cambio demográfico ha planteado enormes desafíos, especialmente en los países en desarrollo, como la necesidad de proporcionar viviendas dignas, situación que se ve agravada por mercados específicos de suelo que fomentan la creación de asentamientos informales, una realidad que se manifiesta en las ciudades y conlleva carencias en la calidad de la vivienda y la infraestructura asociada (Ruiz Hernández, 2015).

Se estima que alrededor de mil millones de personas viven en condiciones deplorables en todo el mundo, habitando viviendas sin infraestructura urbana adecuada y sin acceso a servicios básicos o con servicios muy precarios. Según la ONU-Hábitat (2022), alrededor de uno de cada cuatro habitantes de áreas urbanas reside en asentamientos improvisados o barrios marginales desde 2020, los cuales contienen viviendas en condiciones inaceptables, y se prevé que la expansión de este tipo de asentamientos continuará a menos que los gobiernos implementen medidas para mejorar las circunstancias de vida de la población urbana.

Por su parte, los asentamientos irregulares han sido una constante en la ciudad de Culiacán. A diferencia de otras ciudades del país, en esta localidad siguen teniendo una presencia significativa, con la posibilidad de expandirse debido al desplazamiento de familias provenientes del interior del estado, especialmente de las zonas serranas. Esta problemática se relaciona con la ocupación de áreas de alto riesgo, carentes de servicios y sin seguridad jurídica, ubicadas en la periferia de la ciudad.

En cuanto a la inversión privada, esta resulta insuficiente para cubrir la demanda de vivienda de los sectores más vulnerables en Culiacán, donde los asentamientos irregulares persisten, generalmente en zonas inadecuadas o peligrosas para el desarrollo urbano, lo que genera altos costos tanto para las familias afectadas como para la sociedad en su conjunto. La situación se agrava por la limitada capacidad de estos grupos para acceder a una vivienda formal, especialmente entre las familias recién desplazadas.

## ANTECEDENTES

El paradigma de la sostenibilidad surge como respuesta a la necesidad de orientar el crecimiento económico y las actividades productivas hacia la conservación y recuperación de los ecosistemas. Este enfoque busca, desde una perspectiva

antropocéntrica, gestionar la expansión urbana, el uso de recursos y el bienestar de la población (Sobrino et al., 2015).

El concepto de *desarrollo sostenible* apareció en 1987 en el Informe Brundtland de la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo, establecida por la Asamblea General de las Naciones Unidas con el objetivo de proponer estrategias medioambientales a largo plazo para un desarrollo sustentable hacia el año 2000. La comisión partía de la idea de que un futuro próspero para la humanidad era posible si el crecimiento económico se sostenía en políticas que apoyaran la conservación de los recursos naturales y buscaran reducir la pobreza mundial (ONU, 1987).

La falta de capacidad de las autoridades urbanas para proporcionar suelo urbanizado, servicios básicos sostenibles e infraestructura adecuada para el bienestar urbano ha favorecido la expansión de asentamientos ilegales, caracterizados por la presencia de servicios informales, falta de saneamiento, infraestructura deficiente y espacios públicos inseguros, lo cual ha desencadenado una crisis urbana (Castells, 2013; ONU, 1987).

La globalización y la apertura de fronteras, bajo el objetivo de satisfacer las necesidades actuales mediante el desarrollo sostenible, acentuaron la desigualdad social y afectaron las oportunidades para futuras generaciones. Por tanto, para abordar problemas globales relacionados con el crecimiento urbano, se han sugerido objetivos y enfoques normativos destinados a reducir la pobreza urbana (Riechmann, 1995).

En la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, conocida como Cumbre para la Tierra, se lanzó el Programa 21, diseñado para establecer estrategias de desarrollo sostenible en el siglo XXI, orientadas hacia la planificación de vivienda, el uso sostenible del suelo y la provisión de infraestructura (ONU, 1992).

En la Cumbre del Milenio, se buscó consolidar el compromiso global hacia el desarrollo humano adoptando la Declaración del Milenio, la cual planteaba los Objetivos de Desarrollo del Milenio, entre ellos el mejoramiento de barrios marginales, caracterizados por la falta de servicios básicos como agua potable, saneamiento y áreas educativas y recreativas, que exponen a sus habitantes a condiciones inseguras, riesgos ambientales y delincuencia. En este contexto, surgió la iniciativa Ciudades sin Barrios Marginales, con el apoyo de Nelson Mandela, el Banco Mundial y la ONU, cuyo objetivo era mejorar las condiciones de vida de 100 millones de personas en asentamientos informales para 2020 (ONU, 2000).

En 2015, la ONU adoptó la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, que establece 17 objetivos y 169 metas, orientadas, entre otras cosas, a la erradicación de la pobreza. México participó activamente en la formulación de esta agenda,

promoviendo principios de igualdad e inclusión social, y presentó avances sobre los objetivos en el Foro Político de Alto Nivel en 2018. Cabe señalar que, desde 1947, México colabora con la ONU en temas de desarrollo sostenible y, en 2020, suscribió el Marco de Cooperación para el Desarrollo Sostenible de México 2020-2025 (ONU, 2022).

En la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Vivienda y Desarrollo Urbano Sostenible, Hábitat III, realizada en Quito, en 2016, se adoptó la Nueva Agenda Urbana, que establece principios para la planificación y gestión urbana en torno a cinco áreas: políticas urbanas nacionales, diseño urbano, regulación, economía local y finanzas municipales.

En correspondencia a lo hasta aquí expuesto, los Objetivos de desarrollo sostenible (ODS) buscan movilizar esfuerzos a nivel mundial, convocando a gobiernos, empresas y sociedad civil a erradicar la pobreza y promover una vida digna para todos dentro de los límites del planeta. Por ejemplo, el objetivo 11, «Ciudades y comunidades sostenibles», aspira a que las ciudades sean inclusivas, seguras y sostenibles. No obstante, su éxito depende de la acción conjunta de todos los actores involucrados.

Estas medidas han de tomarse, pues la ONU-Hábitat (2020) indica que un tercio de la población mundial vive en áreas metropolitanas y proyecta la creación de 429 nuevas metrópolis para 2035, lo que exigirá a los gobiernos abordar los efectos ambientales de la urbanización. Las ciudades latinoamericanas, particularmente densas, enfrentan desafíos de informalidad, servicios no planificados y expansión sin control, lo cual agrava los problemas de salud, medio ambiente y seguridad pública.

Aunado a esto, la Nueva Agenda Urbana también se enfoca en combatir la discriminación contra los habitantes de barrios marginales y asentamientos informales, donde suelen faltar servicios públicos y títulos de propiedad claros, lo cual genera una calidad de vida deficiente y aumenta la vulnerabilidad a los riesgos ambientales. Las políticas urbanas deben minimizar el desplazamiento y planificar de forma proactiva la infraestructura, mejorando formalmente los asentamientos existentes en lugar de relocalizarlos una vez formados.

Es así como la inclusión en los asentamientos irregulares implica garantizar que sus habitantes puedan acceder a los mismos derechos y oportunidades que el resto de la población urbana (ONU-Hábitat, 2022). En otras palabras, la inclusión urbana se vincula con la reducción de desigualdades a través del acceso a vivienda adecuada, servicios básicos y participación en la toma de decisiones (Harvey, 2012). Desde una perspectiva de justicia social, Lefebvre (1968) destaca la importancia del derecho a la ciudad como un principio que busca la plena integración de todos los ciudadanos en el espacio urbano.

Finalmente, el crecimiento de los asentamientos informales es el resultado de una planificación urbana ineficiente. Por tanto, para un desarrollo urbano adecuado, las ciudades deben implementar estrategias de gestión de tierras, ya que este recurso es uno de sus activos más valiosos, y hay que administrarlo para brindar vivienda, espacios públicos e infraestructura a todos los residentes (ONU-Hábitat, 2020).

## OBJETIVO

Analizar la relación entre la tasa de consumo de suelo urbano y la tasa de crecimiento de la población en Culiacán, Sinaloa, en los periodos de 2000, 2010 y 2020, para determinar la eficiencia del suelo, aplicando el indicador 11.3.1 de los ODS, correspondiente a la meta 3, que busca «aumentar la urbanización inclusiva y sostenible y la capacidad para la planificación y la gestión participativas, integradas y sostenibles de los asentamientos humanos en todos los países» — misma que pertenece al objetivo 11, «Ciudades y comunidades sostenibles»—, así como su impacto en la proliferación de asentamientos irregulares como resultado de la acelerada expansión de las ciudades.

De acuerdo con la ONU-Hábitat (2018), la relación entre la tasa de consumo de suelo y la tasa de crecimiento poblacional es un indicador clave para evaluar la eficiencia del uso del suelo en una localidad. Se considera ideal que el consumo de suelo sea menor que el crecimiento de la población, lo que contribuiría a un uso óptimo del espacio urbano. Para un monitoreo adecuado del crecimiento de dicho consumo, es necesario contar no solo con datos sobre la cobertura de suelo en un área específica, sino también con herramientas para rastrear los cambios que ocurren, como el incremento de población. Esto es esencial porque las ciudades necesitan una expansión ordenada que asegure el uso eficiente del suelo.

Comprender cómo crecen las ciudades en relación con su población permite abordar este fenómeno y contribuir a la implementación de acciones que frenen la urbanización descontrolada, promoviendo un desarrollo inclusivo, sostenible, seguro y resiliente (ODS, 2023). Mientras se produce el fenómeno de crecimiento y expansión urbana, las ciudades tienden a absorber tierras que tienen propósitos distintos a los urbanos, lo que hace necesario controlar y dirigir la ocupación del suelo (Dávila et al., 2017). Este fenómeno genera problemas en el proceso de urbanización, donde la ciudad tiende a expandirse, lo que puede dar lugar a diferentes dinámicas sociales, como la marginalidad, la desigualdad y los desequilibrios (Moreno, 2010). Por ello, la planificación del desarrollo debe ir más allá de la

mera regulación de ciertos aspectos del mercado, y exigir la definición de metas a corto, mediano y largo plazo (Achoy, 2008).

La relación entre el crecimiento de la cobertura urbana en un área y la dinámica poblacional es de gran relevancia para quienes diseñan políticas demográficas (Silván, Valdiviezo y Salazar, 2021). En este sentido, la planificación del espacio físico no debe retrasarse, dada la clara necesidad que existe. Esta planificación tiene que respaldarse en herramientas como el ordenamiento territorial y un enfoque de sostenibilidad, que ofrece una alternativa para satisfacer las necesidades de la población mientras se reducen los costos ambientales a futuro (Dávila, Alatorre y Bravo, 2021). Además, se reconoce que este indicador está vinculado a otros indicadores de los ODS, lo que facilita una mejor integración entre ellos, especialmente en áreas como cambio climático, salud, educación y pobreza (ONU-Hábitat, 2018).

## ÁREA DE ESTUDIO

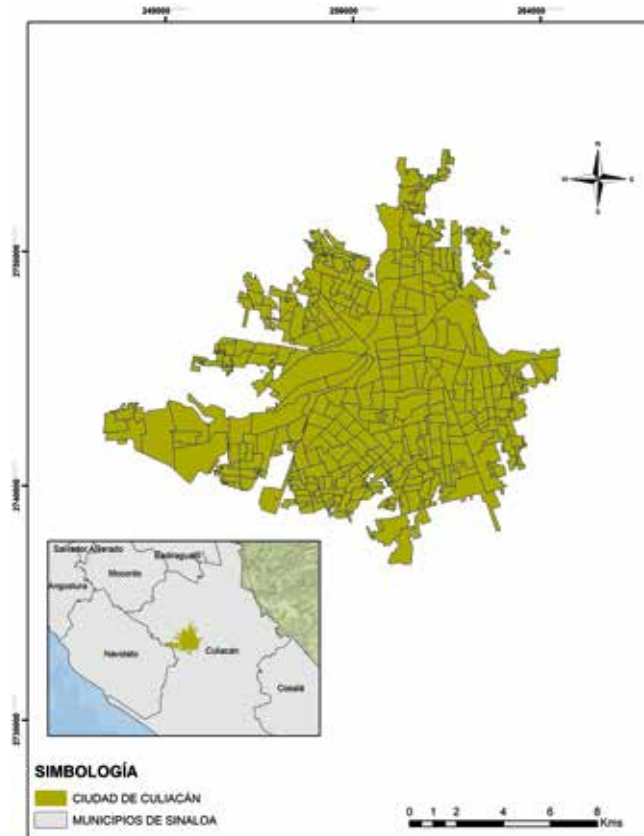
Culiacán (figura 1), ciudad capital del estado de Sinaloa, es el punto central del análisis de este trabajo, motivo por el que se mencionan algunas de sus principales características con la intención de conocer más a detalle el área de estudio.

En lo que a su ubicación respecta, el Gobierno del Estado de Sinaloa (2006) señala que el municipio de Culiacán se sitúa en el centro del estado de Sinaloa, entre los meridianos  $106^{\circ} 56' 50''$  y  $107^{\circ} 50' 15''$  de longitud oeste del meridiano de Greenwich, mientras que sus coordenadas extremas de los paralelos son  $24^{\circ} 02' 10''$  y  $25^{\circ} 14' 56''$  de latitud norte, con una latitud sobre el nivel del mar en la costa de hasta 2100 metros. En su interior se encuentran los ríos Humaya, Tamazula, y Culiacán.

## DATOS

El análisis de la problemática expuesta fue posible gracias a la obtención de información ráster y vectorial del área de estudio. Se determinó trabajar con imágenes de acceso libre para evitar problemas de disponibilidad, como son las derivadas de las misiones Landsat y Sentinel. Para el año 2000 y 2010, se emplearon imágenes del Landsat 5 TM colección 2 nivel 1 y, para el 2020, imágenes de la misión del Sentinel-2A nivel 2A (tabla 1). En cuanto a la información vectorial, se trabajó con información cartográfica del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

FIGURA 1. Mapa de la ciudad de Culiacán, Sinaloa



Fuente: elaboración propia.

TABLA 1. Obtención de datos

Satélite	Año de obtención de la información	ID de la imagen
Landsat 5 TM	2000	LT05_L1TP_032043_20001017_20200906_02_T1
	2010	LT05_L1TP_032043_20101029_20200823_02_T1
Sentinel-2A Nivel 2A	2020	S2A_MSIL2A_20201229T174741_N0500_R098_T12RZN_20230308T050844.SAFE

Fuente: elaboración propia con información del Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS) (2024) y Copernicus (2024).

## METODOLOGÍA

Wang et al. (2020), señalan que la investigación sobre este indicador aún se encuentra en etapa inicial y que presenta una limitada literatura, así como pocos informes de países y organizaciones, lo que ha dificultado la definición de una metodología general a seguir. Sin embargo, tras revisión bibliográfica sobre el tema, se identificaron diferentes metodologías fundamentadas en diversos enfoques teóricos, considerando, además, las necesidades y particularidades de cada estudio. Por ejemplo, se puede hablar acerca del trabajo llevado a cabo por Jaráiz et al. (2014), quienes analizaron, mediante cartografía configurada a partir de imágenes satelitales, los cambios de las zonas forestales, vegetación natural y espacios abiertos de la Raya Central Ibérica, incluyendo métodos estadísticos de regresión logística en R.<sup>3</sup> Por su parte, Pizzichini y Sisti (2021) estudiaron la relación que existe entre los espacios verdes y la densidad poblacional de Bahía Blanca, Argentina, a través de una imagen satelital del Spot 5 procesada en el *software* ENVI y ArcGIS, confeccionando máscaras y clasificando los distintos usos de suelo, con lo cual pudieron relacionar sus resultados con la información demográfica de su área de estudio.

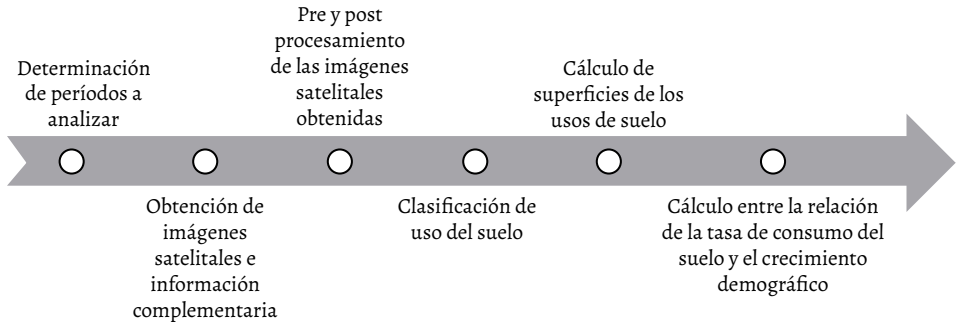
El indicador es conceptualmente claro y dispone de una metodología internacional definida y normas establecidas (Gobierno de Colombia, 2021), por parte de la ONU-Hábitat, lo que sugiere que los resultados esperados tendrán un mayor grado de confiabilidad y proporcionarán valores más precisos. La metodología se basa en un enfoque cuantitativo que sigue una serie de pasos y técnicas estadísticas presentados en la figura 2.

En primera instancia, fue indispensable determinar la temporalidad del estudio, pero, tras analizar la viabilidad de la investigación según la disponibilidad de datos, se decidió enfocar el análisis en los años 2000, 2010 y 2020; esto para efecto de realizar un análisis comparativo con los resultados y obtener, a su vez, una investigación de corte longitudinal.

En lo que respecta al paso del pre y posprocesamiento de las imágenes, se destaca lo señalado por Young et al. (2017), quienes indican que los datos obtenidos a través del USGS, como sucede con las imágenes Landsat, deben ser preprocesados antes de realizar cualquier análisis urbano o de recursos naturales. En el caso de esta investigación, se efectuó mediante el empleo del *software* QGIS,

3 R es un *software* y lenguaje de programación especializado en análisis estadístico y representación gráfica de datos, ampliamente utilizado para aplicar modelos cuantitativos, entre ellos la regresión logística. En este caso, su uso permitió procesar variables espaciales y construir modelos lineales generalizados para analizar cambios territoriales.

FIGURA 2. Esquema metodológico general para el análisis de la relación entre la tasa de consumo de suelo y la tasa de crecimiento de la población



Fuente: elaboración propia.

versión 3.28.1. Para el preprocesamiento de las imágenes de Landsat se tomaron las bases de la metodología de Vargas, Orozco, Vargas y Aguilar (2020), quienes les aplicaron corrección geométrica, atmosférica y radiométrica, justificando así lo mencionado por Young et al. (2017). En lo que respecta a las imágenes de la misión Sentinel, se adoptaron las indicaciones de los trabajos de Phiri et al. (2020) y de Romero y Hernández, (2022), donde destacan etapas de corrección geométrica y atmosférica a las imágenes. Cabe mencionar que, para estas imágenes, Young et al. (2017) también señalan distorsión por efectos solares, atmosféricos y topográficos, por lo que las etapas del preprocesamiento se consideran igualmente necesarias.

Ya con todas las imágenes procesadas, se continuó con la clasificación de usos de suelo para la obtención de coberturas vectoriales del área de estudio. Esto se realizó en todas las imágenes con el *software* ArcMap 10.5 y fue posible gracias a la obtención de zonas de entrenamiento a partir de un muestreo aleatorio estratificado del área de estudio de los siguientes usos de suelo: cuerpo de agua, zona urbana y áreas verdes urbanas. Las zonas de entrenamiento permitieron la posterior aplicación de una clasificación supervisada mediante el método de máxima verosimilitud para después calcular la superficie de cada una de las clasificaciones.

La validación de la clasificación supervisada que se llevó a cabo fue posible a través del cálculo del índice Kappa, que también fue ejecutado en el *software* ArcMap 10.5.

Ahora bien, con los valores obtenidos, fue posible determinar la relación entre la tasa de consumo de suelo y el crecimiento de la población, a partir de la apli-

cación de las ecuaciones indicadas por la ONU-Hábitat (2018) para su estudio, mismas que se muestran en la ecuación 1.

Estimación de la tasa de crecimiento de la población:

$$PGR = \frac{LN(Pop_{(t+n)}/Pop_t)}{(y)} \quad (1)$$

Donde:

PGR = *population growth rate* (tasa de crecimiento de la población).

Pop<sub>t</sub> = población total dentro de la extensión urbana en el año pasado/inicial.

Pop<sub>(t+n)</sub> = población total dentro de la extensión urbana en el año actual/último.

y = número de años entre los dos períodos de medición.

Estimación de la tasa de consumo de tierra:

En este paso se busca determinar la progresividad de la expansión espacial de una ciudad y su ecuación es la 2:

$$LCR = \frac{LN(Urb_{(t+n)}/Urb_t)}{(y)} \quad (2)$$

Donde:

LCR = *land consumption rate* (tasa de consumo de tierra).

Urb<sub>t</sub> = área total de la extensión urbana del en km<sup>2</sup> durante el año pasado/inicial.

Urb<sub>(t+n)</sub> = área total de la extensión urbana del en km<sup>2</sup> para el año en curso.

y = número de años entre los dos períodos de medición.

Estimación de la relación entre la tasa de consumo de tierra y la tasa de crecimiento demográfico:

$$LCPPGR = \frac{(Tasa\ anual\ del\ consumo\ de\ tierra)}{(Tasa\ anual\ del\ crecimiento\ de\ la\ población)} \quad (3)$$

La ONU-Hábitat (2018) hace referencia a que los periodos de ambas variables analizadas deben estar en una escala comparable, por lo que proponen la aplicación de la ecuación 4:

$$LCPPGR = \frac{\frac{LN(Urb_{(t+n)})/Urb_t}{(y)}}{\frac{LN(Pop_{(t+n)})/Pop_t}{(y)}} \quad (4)$$

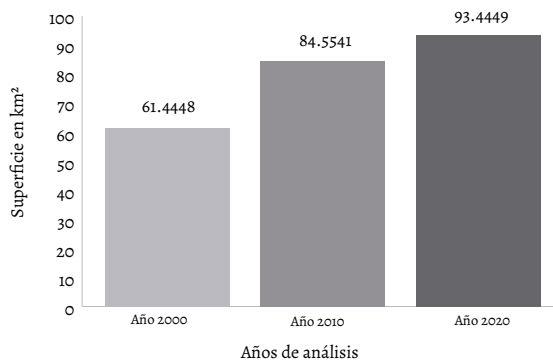
El documento de la ONU-Hábitat (2018) establece que un valor menor a 1 indica un uso eficiente del suelo, mientras que un valor mayor a 1 sugiere lo contrario. Sin embargo, es importante considerar que este resultado no representa un valor absoluto, sino una medida del cambio en el uso del suelo a lo largo del tiempo. Por lo tanto, la interpretación de estos valores debe realizarse con precaución, ya que pueden estar influenciados por diversos factores, como las características específicas del área de estudio, la metodología empleada y las limitaciones de los datos utilizados.

Para obtener conclusiones más sólidas, se recomienda complementar estos resultados con otros enfoques de análisis, como estudios cualitativos, información socioeconómica o indicadores adicionales que permitan comprender mejor las dinámicas del uso del suelo y su impacto en el territorio.

## RESULTADOS

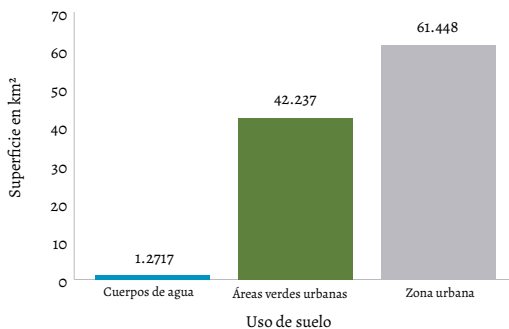
Los resultados de la implementación de la metodología previamente descrita son presentados a continuación (figuras 3, 4, 5, 6 y 7).

FIGURA 3. Desarrollo del suelo urbano del área de estudio



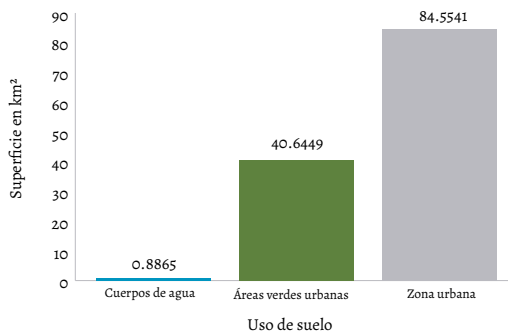
Fuente: elaboración propia.

FIGURA 4. Superficie de usos de suelo del área de estudio en el 2000



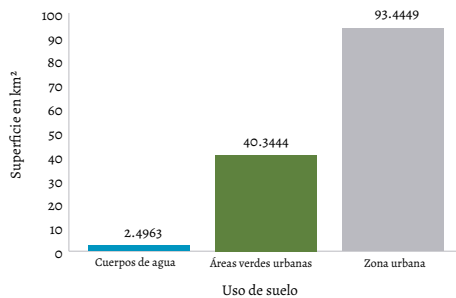
Fuente: elaboración propia.

FIGURA 5. Superficie de usos de suelo del área de estudio en el 2010



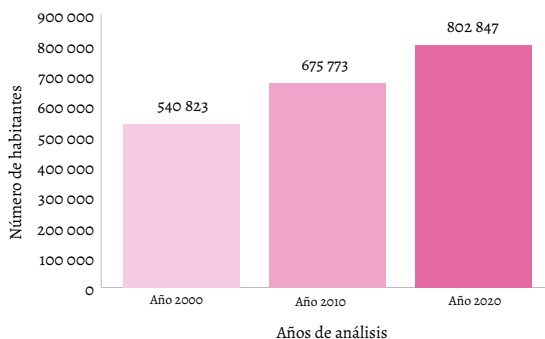
Fuente: elaboración propia.

FIGURA 6. Superficie de usos de suelo del área de estudio en 2020



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 7. Crecimiento de la población del área de estudio



Fuente: elaboración propia.

TABLA 2. Valor de Kappa para el análisis del año 2000

OID	Class Value	C_1	C_2	C_3	Total	U Accuracy	Kappa
0	C_1	98	7	0	105	0.933333	0
1	C_2	0	72	0	72	1	0
2	C_3	0	5	5	10	0.5	0
3	Total	98	84	5	187	0	0
4	P_Accuracy	1	.0857143	1	0	0.935829	0
5	Kappa	0	0	0	0	0	0.879231

Fuente: elaboración propia.

TABLA 3. Valor de Kappa para el análisis del año 2010

OID	Class Value	C_1	C_2	C_3	Total	U Accuracy	Kappa
0	C_1	118	3	0	121	0.975207	0
1	C_2	8	49	0	57	0.859649	0
2	C_3	0	0	10	10	1	0
3	Total	126	52	10	188	0	0
4	P_Accuracy	0.936508	0.942308	1	0	0.941849	0
5	Kappa	0	0	0	0	0	0.878596

Fuente: elaboración propia.

TABLA 4. Valor de Kappa para el análisis del año 2020

OID	Class Value	C_1	C_2	C_3	Total	U_Accuracy	Kappa
0	C_1	140	4	0	144	0.972222	0
1	C_2	3	59	0	62	0.951613	0
2	C_3	0	9	1	10	0.1	0
3	Total	143	72	1	216	0	0
4	P_Accuracy	0.979021	0.819444	1	0	0.925926	0
5	Kappa	0	0	0	0	0	0.839926

Fuente: elaboración propia.

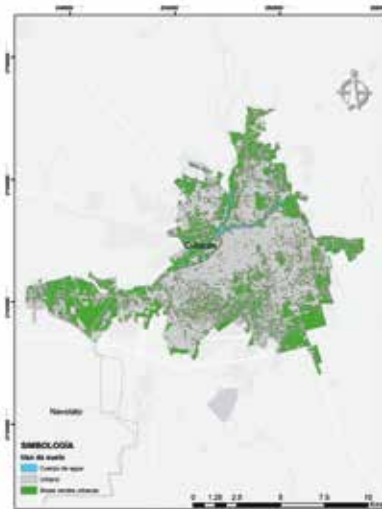
Durante el proceso de validación, se obtuvieron los resultados expuestos en las tablas 2, 3 y 4. Las columnas C\_1, C\_2 y C\_3 hacen referencia a cada una de las clases de usos de suelo con las que se trabajó.

Para representar de manera clara los resultados obtenidos, se plasman los siguientes mapas (figuras 8, 9 y 10) generados a partir del análisis que se realizó, los cuales permiten observar la evolución del suelo urbano a lo largo del tiempo y su relación con las áreas verdes urbanas. Los datos muestran un incremento significativo de la expansión del suelo urbano, especialmente durante el período 2000-2010, cuando el crecimiento es más acelerado. Sin embargo, en el intervalo 2010-2020, aunque la urbanización continúa, el ritmo de expansión es menor en comparación con la década anterior. Por otro lado, la superficie destinada a las áreas verdes urbanas no presenta cambios drásticos a lo largo del periodo analizado. En lugar de una reducción significativa, los datos sugieren una tendencia de estabilidad en la cobertura de áreas verdes, lo que podría indicar la existencia de medidas de conservación o una menor presión urbanística en ciertas zonas.

Por último, en la figura 11 se expone el crecimiento de la mancha urbana del periodo 2000-2020 a través de líneas de diferentes tonos, que permiten visualizar cómo ha cambiado la ciudad en esas dos décadas.

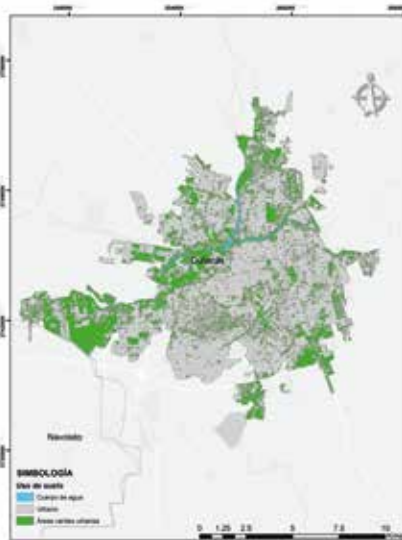
En el mapa se observa una expansión considerable entre el 2000 y 2010, lo que sugiere un período de rápida urbanización. Por otro lado, de 2010 a 2020 se puede apreciar que, aunque la ciudad sigue creciendo, la expansión parece más contenida, lo cual podría indicar un ritmo de crecimiento menor en comparación con la década anterior. También es posible apreciar que la mayor parte del crecimiento ocurre en la periferia de la ciudad, sugiriendo una expansión horizontal y una posible tendencia hacia la dispersión urbana.

FIGURA 8. Clasificación de usos de suelo del área de estudio en el 2000



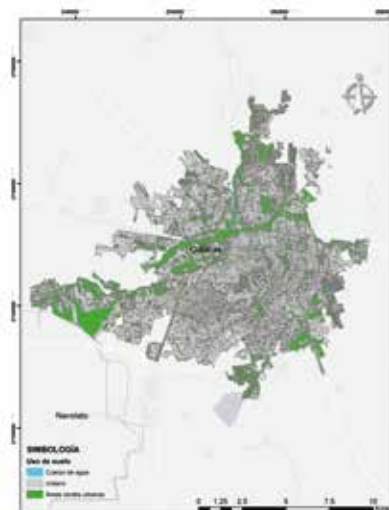
Fuente: elaboración propia.

FIGURA 9. Clasificación de usos de suelo del área de estudio en el 2010



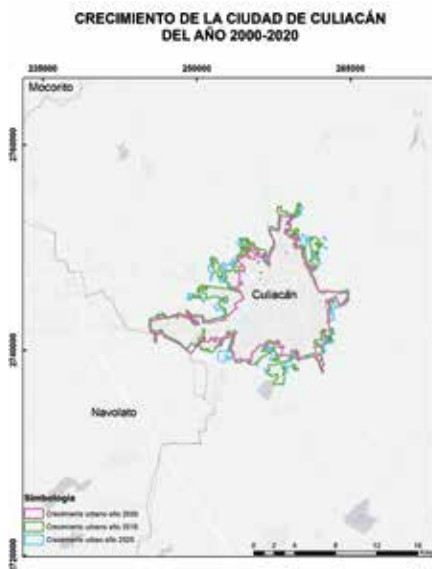
Fuente: elaboración propia.

FIGURA 10. Clasificación de usos de suelo del área de estudio en el 2020



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 11. Crecimiento urbano de la ciudad de Culiacán durante 2000-2020



Fuente: elaboración propia.

Aplicación de las ecuaciones 1-4

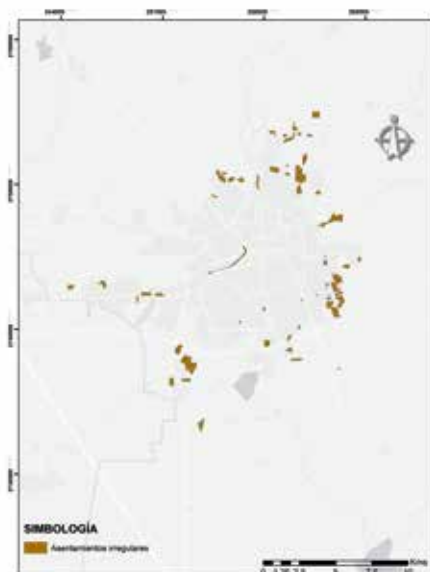
A continuación, en la tabla 5, se observan los resultados del análisis estadístico al aplicar las ecuaciones para la estimación de la tasa de crecimiento de la población, la tasa de consumo de tierra y de la relación entre la tasa de consumo de tierra y la tasa de crecimiento demográfico.

TABLA 5. Resultados del análisis estadístico

Período de años analizados	Tasa de crecimiento de la población	Tasa de consumo de tierra	Relación entre la tasa de consumo de tierra y la tasa de crecimiento demográfico
2000-2010	0.0222	0.0319	1.4369
2010-2020	0.0172	0.0099	0.5755

Fuente: elaboración propia.

FIGURA 12. Mapeo de asentamientos irregulares identificados en la ciudad de Culiacán, Sinaloa



Fuente: elaboración propia.

Por otra parte, haciendo uso de información proporcionada por el Instituto Municipal de Planeación (IMPLAN) (2019), podemos apreciar cómo los asentamientos irregulares localizados en la ciudad de Culiacán proliferan en las periferias de la misma, demostrando la expansión informal del área urbana y su relación con el crecimiento de la ciudad.

## CONCLUSIONES

En conclusión, se observa un aumento constante en la superficie dedicada a suelo urbano, que va incrementando de manera significativa en los periodos analizados. Esto se detectó mediante el uso de imágenes satelitales (Landsat 5 TM y Sentinel-2A), así como técnicas de procesamiento de imágenes que permitieron clasificar el uso del suelo en categorías como suelo urbano, áreas verdes urbanas y cuerpos de agua.

Al calcular una relación de consumo de suelo (LCR) en comparación con el crecimiento poblacional (PGR), se destaca que la tasa de consumo de suelo superó a la de crecimiento de la población en el primer periodo (2000-2010), con una relación de 1.4369. En el segundo periodo (2010-2020), dicha relación disminuyó a 0.5755, lo cual, de acuerdo con la metodología de la ONU-Hábitat, sugiere un uso más eficiente del suelo urbano con respecto al crecimiento poblacional. Así, los datos del segundo periodo (2010-2020) revelan una mejora en la eficiencia y esto refleja, posiblemente, cambios en la planificación urbana o una reducción en la velocidad de expansión horizontal.

Tomando en cuenta estas revelaciones, el presente análisis destaca la importancia de implementar políticas de ordenamiento territorial que promuevan la sostenibilidad. Con base en esto, la expansión urbana, especialmente en asentamientos irregulares ubicados en las periferias de la ciudad, debe controlarse para evitar un consumo de suelo desproporcionado.

Los hallazgos derivados de la metodología empleada indican ciertos avances en relación con el ODS 11, enfocado en la sostenibilidad de las ciudades. Sin embargo, es fundamental destacar que los indicadores utilizados se basan en información general, lo que, aun si permite realizar una aproximación al problema, no capta con exactitud la complejidad de las dinámicas urbanas, las cuales demandan un análisis espacial más específico.

Asimismo, aunque se identifican mejoras en el segundo periodo evaluado, no es posible llegar a conclusiones definitivas respecto a la eficiencia en el uso del suelo, dado que la evidencia se fundamenta en un indicador de carácter general. Por ello, se requiere un análisis más profundo para comprender con mayor

precisión los efectos del crecimiento urbano en términos de sostenibilidad y resiliencia.

## REFERENCIAS

- Abraira, V. (2000). El índice kappa. *SEMERGEN*, 27(5), 247-249. <https://www.elsevier.es/es-revista-medicina-familia-semergen-40-pdf-S113835930173955X>
- Achoy, C. (2008). Incorporación del análisis de riesgo en la planeación urbana: el caso del desarrollo urbano Tres Ríos en Culiacán, Sinaloa [Tesis de maestría]. El Colegio de la Frontera Norte. <https://posgrado.colef.mx/wp-content/uploads/2009/10/TESIS-Achoy-L%C3%B3pez-Claudia-Marcela-MAIA.pdf>
- Casado Galván, I. (2010). Apuntes sobre el origen y la historia de la ciudad. *Contribuciones a las Ciencias Sociales*, enero 2010. [www.eumed.net/rev/cccss/07/icg2.htm](http://www.eumed.net/rev/cccss/07/icg2.htm)
- Castells, M., Caraça, J., y Cardoso, G. (2013). *Después de la crisis*. Alianza Editorial.
- Cortés, M. A. (2018). Las urbanizaciones populares de origen irregular y su proceso de consolidación con relación a la configuración socio-espacial de la ciudad. Universidad de Guadalajara.
- Dávila, A., Pinedo, A., Pinedo, C. y Prieto, J. (2017). El proceso de expansión urbana y su impacto en la cobertura y uso de suelo de la zona de presión intermunicipal de Chihuahua. *Ciencia UANL*, 20(86). <https://cienciauanl.uanl.mx/?p=7376>
- Dávila, A., Alatorre, L. y Bravo-Peña, L. (2021). Análisis de la evolución espacio-temporal del uso de suelo urbano en la metrópolis de Chihuahua. *Economía, Sociedad y Territorio*, XXI(65), 1-27. <https://est.cmq.edu.mx/index.php/est/article/view/1618/1803>
- García, J. (2013). Impensar la ciudad latinoamericana para un estudio urbano complejo. <https://www.repositoriodigital.ipn.mx/bitstream/123456789/25380/1/3-ImpensarCiudadLatinoamericana.pdf>
- Gobierno de Colombia. (2021). Proceso para el cálculo del indicador ODS 11.3.1. [https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/experimentales/ods-11-3-1/Indicador\\_ODS\\_11.3.1.pdf](https://www.dane.gov.co/files/investigaciones/experimentales/ods-11-3-1/Indicador_ODS_11.3.1.pdf)
- Gobierno del Estado de Sinaloa. (2006). *Programa de gran visión de desarrollo litoral PRODELI*. <https://www.sct.gob.mx/fileadmin/CGPMM/PNDP2008/doc/pred/psin.pdf>
- Harvey, D. (2012). *Ciudades rebeldes. Del derecho de la ciudad a la revolución urbana*. Ediciones Akal.
- IMPLAN. (2019). *Programa de Desarrollo Urbano de Culiacán*.

- Jaraíz, F., Mora, J. y Gutiérrez, J. (2010). Estudio de los cambios de superficie en las zonas forestales, la vegetación *natural* y los espacios abiertos en la Raya Central Ibérica: el uso de modelos lineales generalizados. *Geographicalia*, 57, 55-84.
- Lefebvre, H. (1968). *El derecho a la ciudad*. Ediciones Península.
- Moreno, P. (2010). Los resultados de los fondos metropolitanos de México. Centro de Estudios Sociales y de Opinión Pública de la Cámara de Diputados.
- ODS. (2023). 11.3.1 Relación entre la tasa de consumo de tierras y la tasa de crecimiento de la población. ODS. <https://agenda2030.mx/ODSInd.html?ind=ODS011000200010&cveind=239&cveCob=99&lang=es#/Metadata>
- ONU-Hábitat. (2018). Metadata on SDGs Indicator 11.3.1 Indicator Category: Tier II. [https://unhabitat.org/sites/default/files/2020/07/metadata\\_on\\_sdg\\_indicator\\_11.3.1.pdf](https://unhabitat.org/sites/default/files/2020/07/metadata_on_sdg_indicator_11.3.1.pdf)
- ONU. (1948). *Declaración Universal de Derechos Humanos*. <https://www.un.org/es/universal-declaration-human-rights/>
- \_\_\_\_\_ (1987). *Informe de la comisión mundial sobre el medio ambiente y el desarrollo*. <https://hdl.handle.net/11362/15533>
- \_\_\_\_\_ (1992). *Informe de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. <https://www.un.org/es/conferences/environment/rio1992>
- \_\_\_\_\_ (2000). *Asamblea de las Naciones Unidas Dedicada al Milenio*. <https://www.un.org/es/conferences/environment/newyork2000>
- Organización de las Naciones Unidas. (2003). *The challenge of slums: global report on human settlements 2003*. United Nations Human Settlements Programme. <https://unhabitat.org/sites/default/files/download-manager-files/The%20Challenge%20of%20Slums%20-%20Global%20Report%20on%20Human%20Settlements%202003.pdf>
- \_\_\_\_\_ (2016). *Nueva Agenda Urbana*. <https://habitat3.org/wp-content/uploads/NUA-Spanish.pdf>
- \_\_\_\_\_ (2020). *La Nueva Agenda Urbana Ilustrada*. <https://publicacionesonuhabitat.org/onuhabitatmexico/Nueva-Agenda-Urbana-Ilustrada.pdf>
- \_\_\_\_\_ (2022). *Informe de los objetivos de desarrollo sostenible 2022*. Organización de las Naciones Unidas, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales. <https://www.un-ilibrary.org/content/books/9789210018111>
- Pérez Tamayo, B. N., Gil Alonso, F. y Bayona i Carrasco, J. (septiembre-diciembre del 2017). La segregación socioespacial en Culiacán, México (2000-2010): ¿de la ciudad dual a la ciudad fragmentada? *Estudios Demográficos y Urbanos*, 32(3), 547-591. <https://dx.doi.org/10.24201/edu.v32i3.1660>

- Phiri, D., Simwanda, M., Salekin, S., Nyirenda, V., Murayama, Y. y Ranagalage, M. (2020). *Sentinel-2 Data for Land Cover/Use Mapping: A Review*. <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/14/2291>
- Pizzichini, C. y Sisti, J. (2021). Análisis de la relación entre espacios verdes y población de la ciudad de Bahía Blanca, Argentina. *Posición. Revista del Instituto de Investigaciones Geográficas*, (5), 1-26. <https://posicion-inigeo.unlu.edu.ar/posicion/article/view/93>
- Riechmann, J. (1995). Desarrollo sostenible: la lucha por la interpretación. En *De la economía a la ecología*. Editorial Trotta.
- Romero, A. y Hernández, M. (2022). Cambio de uso de suelo por la construcción del NAICM en Texcoco, Estado de México. *Terra Latinoamericana*, 41. <https://www.redalyc.org/journal/573/57375131006/html/#B27>
- Ruiz Hernández, I. (2015). Identificación de asentamientos irregulares y diagnóstico de sus necesidades de infraestructura en Ciudad Juárez, Chihuahua, México. *Investigaciones geográficas*, (87), 88-101. <https://dx.doi.org/10.14350/rig.41793>
- Silván, J., Valdiviezo, J. y Salazar, A. (2021). *Monitoreo de procesos territoriales con imágenes de satélite en escala regional*. [https://idegeo.centrogeo.org.mx/uploaded/documents/Monitoreo\\_ArchivoFinal\\_210621\\_con\\_ISBN\\_1.pdf](https://idegeo.centrogeo.org.mx/uploaded/documents/Monitoreo_ArchivoFinal_210621_con_ISBN_1.pdf)
- Sobrino, J. (2011). *La urbanización en el México contemporáneo*. CEPAL. [https://www.cepal.org/sites/default/files/events/files/jaime\\_sobrino.pdf](https://www.cepal.org/sites/default/files/events/files/jaime_sobrino.pdf)
- Sobrino, J., Garrocho, C., Graizbord, B., Brambila, C., y Aguilar, A. G. (2015). *Ciudades sostenibles en México: una propuesta conceptual y operativa*. Consejo Nacional de Población; Fondo de Población de las Naciones Unidas.
- Vargas, C., Orozco, R., Vargas, A. y Aguilar, J. (2020). Metodología para la determinación del crecimiento de la mancha urbana de las capitales de la región centroamericana (1975-1995-2014). *Revista Geográfica de América Central*, 1(64), 59-91. <https://www.redalyc.org/journal/4517/451762295004/html/>
- Vieyra, A., Méndez-Lemus, Y. y Hernández-Guerrero, J. (2016). *Procesos urbanos, pobreza y ambiente. Implicaciones en ciudades medias y megaciudades*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Wang, Y., Huang, C., Feng, Y., Zhao, M., y Gu, J. (2020). Using Earth Observation for Monitoring SDG 11.3.1-Ratio of Land Consumption Rate to Population Growth Rate in Mainland China. *Remote Sens*, 12(3). <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/3/357>
- Young, N., Anderson, R., Chignell, S., Vorster, A., Lawrence, R. y Evangelista, P. (2017). A survival guide to Landsat preprocessing. *Ecology*, 98(4), 920-932

# Caracterización y análisis de focos de calor en el departamento del Tolima (Colombia) utilizando datos MODIS: una aproximación espacial

MAURICIO ALEJANDRO PEREA-ARDILA,<sup>1</sup> JULIAN LEAL-VILLAMIL<sup>2</sup>  
Y SWANNI T. ALVARADO<sup>3</sup>

## INTRODUCCIÓN

El fuego ha estado presente en el planeta desde hace millones de años y ha desempeñado un papel crucial en la evolución y la vida en la tierra (Jones, Abatzoglou, Veraverbeke, Andela, Lasslop, Forkel, Smith, Burton, Betts, van der Werf, Sitch, Canadell, Santín, Kolden, Doerr y Le Quéré, 2022). Por ejemplo, tradicionalmente, el fuego se ha utilizado en actividades agropecuarias para la adecuación de terrenos, conocidas como quemas controladas. Sin embargo, cuando estas se salen de control y afectan áreas con vegetación, se consideran incendios forestales (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente [UNEP], 2022). A nivel global, el aumento de los incendios ha conllevado impactos negativos en los ecosistemas (Gajendiran, Kandasamy y Narayanan, 2024), lo que ha reducido su capacidad de resiliencia y ha disminuido la oferta de servicios ecosistémicos (Andela, Morton, Giglio, Chen, Van Der Werf, Kasibhatla, DeFries, Collatz, Hantson, Kloster, Bachelet, Forrest, Lasslop, Li, Mangeon, Melton, Yue y Randerson, 2017). Asimismo, el cambio climático intensifica las condiciones que favorecen los incendios, como el aumento de las temperaturas y la sequía (Halofsky, Peterson y Harvey, 2020).

Los cambios de uso del suelo como la deforestación y la urbanización también alteran la estructura del paisaje y pueden contribuir a una mayor acumulación de material combustible, lo que acrecienta la frecuencia e intensidad de los incen-

1 Programa de Posgrado en Geografía, Universidad Federal de Ceará, Fortaleza, Brasil.

2 Departamento de Estudios Interdisciplinarios del IDEAD, Universidad del Tolima, Ibagué, Colombia.

3 Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia

dios forestales (Parente, Tonini, Stamou, Koutsias y Pereira, 2023; Sparks, Manoudakis, Konstantinos, Sismanis, Boschetti, Gitas y Kalaitzidis, 2024). A su vez, la compleja interacción de factores socioecológicos en cada región puede alterar el régimen y la severidad de los incendios, dificultando la predicción de sus efectos futuros, debido a la falta de datos históricos (Bowman, Kolden, Abatzoglou, Johnston, van der Werf y Flannigan, 2020).

En el caso de Colombia, se trata de un país con ecosistemas susceptibles a incendios, donde más de 90 % de estos eventos son ocasionados por actividades humanas, ya sea por incendios intencionales, negligencia o accidentes (Hernández, 2019). Lo peor es que, durante el fenómeno de El Niño, el clima seco se intensifica, lo que provoca un aumento en la frecuencia de los incendios forestales en Colombia (Armenteras, 2022). Prueba de lo anterior ocurrió con el fenómeno de El Niño del año 2018, cuando se reportó el mayor número de incendios de coberturas vegetales en la región andina colombiana, que dejaron un total estimado de 106 056 ha afectadas (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM], 2019).

Si bien es comprobable que la reducción de lluvias y el incremento de las temperaturas crean condiciones ideales para la propagación del fuego, la recopilación de datos sobre incendios en Colombia sigue enfrentándose a limitaciones logísticas, lo que afecta la cantidad y calidad de la información disponible (Bolaño-Díaz, Camargo-Cacedo, Soro, N'Dri y Bolaño-Ortiz, 2022). Esta situación subraya la importancia de investigar y generar información sobre incendios para mejorar la gestión del riesgo y los recursos naturales (Armenteras, González, Meza, Ramírez-Delgado, Cabrera, Galindo y Yepes, 2018).

Los sensores remotos son una de las herramientas que permiten monitorear incendios forestales en diferentes escalas espaciales y temporales. Los focos de calor, obtenidos con estos sensores, se utilizan para identificar anomalías térmicas en la superficie terrestre, lo que señala la existencia potencial de un incendio forestal activo (Giglio, Schroeder y Justice, 2016). Al respecto, el espectroradiómetro de imágenes de resolución moderada (MODIS, por sus siglas en inglés) es una fuente importante de datos históricos de focos de calor, accesibles a través del Sistema de Información sobre Incendios para la Gestión de Recursos (FIRMS, por sus siglas en inglés) (Coskuner, 2022).

Diversos estudios han empleado datos de focos de calor derivados de sensores remotos para analizar el comportamiento del fuego. Por ejemplo, Da Cunha-Neto et al. (2021) investigaron la dinámica espacial y temporal de los focos de calor detectados mediante el MODIS en el estado de Maranhão, Brasil, y su relación con la precipitación, tras lo cual demostraron la existencia de vínculos entre la estacionalidad de la precipitación y la concentración de incendios. En México,

Simental y Pompa (2016) emplearon geoestadística para analizar la distribución espacial de focos de calor en Durango e identificar un patrón no aleatorio de incendios. Otras investigaciones se han centrado en analizar los factores relacionados con la susceptibilidad de los territorios a la ocurrencia de incendios, entre los cuales se destacan el uso de covariables como la elevación y forma del terreno, índices espectrales (humedad del suelo y de vegetación) y factores climáticos (Abdo et al ., 2022).

En Colombia, Armenteras, González-Alonso y Aguilera (2009) demostraron la utilidad de los focos de calor del MODIS para determinar los patrones de incendio entre el año 2000 y 2009 en todo el país, relacionando los incendios con las coberturas vegetales y las áreas afectadas. Asimismo, Bolaño-Díaz et al. (2022), quienes emplearon datos del MODIS para analizar la distribución espacial y temporal de incendios en cinco regiones naturales de Colombia entre el 2000 y 2020, encontraron una correlación entre los incendios y las temporadas de baja precipitación (diciembre-marzo), siendo las regiones Andina y Orinoquía las más afectadas.

El departamento del Tolima se destaca por su fuerte vocación agropecuaria, donde la producción de arroz, junto con cultivos transitorios y permanentes, así como extensas áreas de pastos para la ganadería, constituyen pilares fundamentales de su economía y desarrollo regional. En esta región, cabe mencionar, las técnicas tradicionales de quema se utilizan ampliamente para la producción agroindustrial (Corporación Autónoma Regional del Tolima [CORTOLIMA], 2014). Además, el departamento alberga ecosistemas estratégicos, desde el bosque seco tropical (bs-T) hasta zonas de páramo, así como humedales y especies en peligro de extinción (Reyes y Ramírez, 2022).

Aunque existen datos satelitales accesibles para el análisis de los incendios forestales, no se han desarrollado estudios específicos a nivel departamental que caractericen estos eventos y permitan entender sus patrones de ocurrencia y agrupamiento en el espacio. Esto incluye aspectos clave como la ocurrencia, evolución histórica, distribución espacial, afectación de coberturas vegetales y su relación con factores ambientales, como los patrones climáticos estacionales y la elevación del terreno. En este contexto, el presente estudio pretende proporcionar información útil para la comunidad científica y las autoridades ambientales, con el fin de dar a conocer de manera integrada la presencia y dinámica del fuego en la región. Los resultados contribuirán a una mejor comprensión de los incendios y su relación con factores climáticos, de vegetación y características altitudinales, lo que es crucial para la planificación de estrategias de prevención y gestión del riesgo de incendios en la región.

## OBJETIVOS

El presente trabajo tiene como objetivo caracterizar y analizar los focos de calor ocurridos en el departamento del Tolima durante los años 2001 a 2022. Para esto, se pretende determinar las estadísticas descriptivas de los patrones de focos de calor a nivel del departamento, analizar su relación con la precipitación, determinar la afectación de los focos de calor sobre las coberturas vegetales y si existe un patrón con el gradiente altitudinal. Las variables seleccionadas son clave para comprender los factores que influyen en la ocurrencia y distribución de incendios forestales en Tolima.

## ÁREA DE ESTUDIO

El departamento del Tolima, ubicado en la región Andina de Colombia, entre las cordilleras Central y Occidental, cuenta con 47 municipios y seis provincias, abarcando una extensión de aproximadamente 24 139 km<sup>2</sup> (figura 1). Presenta un régimen de precipitación bimodal, con periodos de menor lluvia entre junio-agosto y diciembre-febrero.

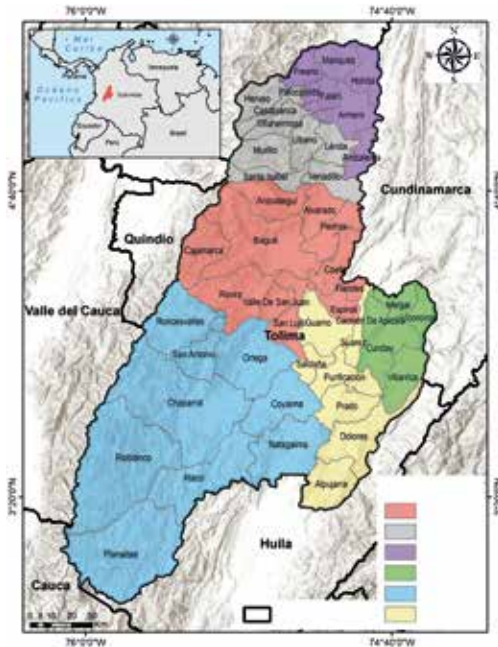
Las temperaturas varían desde más de 28 °C sobre el valle del río Magdalena hasta menos de 8 °C en las zonas altas de la cordillera Central (IDEAM, 2015). Aunado a esto, Tolima alberga una diversidad de zonas de vida como los bs-T en el valle y los bosques pluviales y páramos en las montañas (Reyes y Ramírez, 2022). Es un departamento rico en biodiversidad y ecosistemas estratégicos, incluyendo importantes cuencas hidrográficas. Además, destaca por su carácter agropecuario, siendo un productor principal de arroz, sorgo y café (Reyes y Ramírez, 2022).

Su ubicación y atributos ambientales hacen de Tolima una región clave para la conservación de ecosistemas y la producción agrícola (CORTOLIMA, 2014).

## METODOLOGÍA

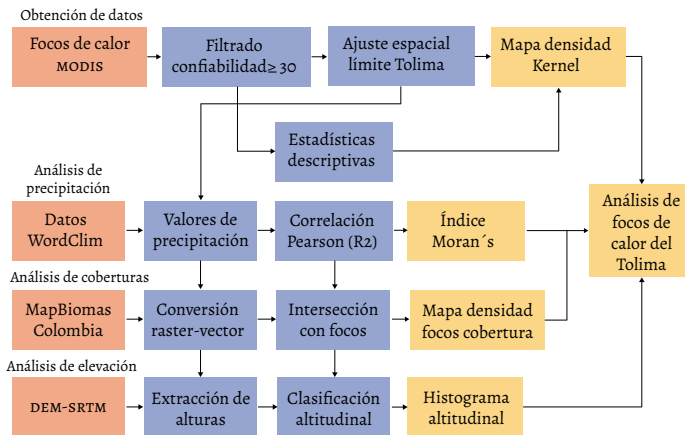
El diagrama general del flujo de trabajo realizado en este estudio se muestra en la figura 2.

FIGURA 1. Localización del área de estudio.  
Provincias del departamento del Tolima



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 2. Flujo de trabajo



Fuente: elaboración propia.

## ANÁLISIS DE FOCOS DE CALOR

Los datos de focos de calor entre enero de 2001 y diciembre de 2022 (22 años) fueron extraídos de la colección MODIS 6.1 Terra+Aqua (shapefile de puntos) alojados en el sistema FIRMS (FIRMS, 2022). Para reducir falsas alarmas y mejorar la detección de incendios, se seleccionaron los focos con una confiabilidad media y alta ( $\geq 30\%$ ), siguiendo los rangos recomendados por Giglio, Schroeder, Hall y Justice (2020). A través de ArcGIS 10.8 (Environmental Systems Research Institute [ESRI], 2018), los focos fueron ajustados según los límites cartográficos del departamento de Tolima, los cuales fueron obtenidos de la web de Colombia en Mapas (Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAC], 2021).

Se realizó el análisis de la frecuencia mensual y anual de incendios en el área de estudio y se calcularon estadísticas descriptivas (número de focos, promedio, desviación estándar y porcentaje). Además, se agruparon los focos de calor acumulados según las provincias administrativas. La distribución espacial interanual de los focos se representó visualmente mediante un análisis espacial (densidad Kernel) en kilómetros cuadrados, con un tamaño de píxel de 30 m para una mejor representación del fenómeno.

### *Análisis de la precipitación*

Se descargaron datos históricos de precipitación promedio mensual interanual de WorldClim (versión 2.1) con una resolución espacial de 1 km (Fick y Hijmans, 2017). Posteriormente, se realizó un corte a la extensión del departamento y, mediante la extracción de valores, se incluyó el valor de precipitación para cada foco de calor por mes. Los datos de precipitación fueron correlacionados con los focos de calor utilizando la prueba de Pearson para determinar la existencia de una dependencia lineal entre ambas variables (ecuación 1 y 2), donde los valores cercanos a 1 indican una fuerte correlación. Además, se generaron gráficos de dispersión para cada mes, relacionando el número de focos de calor con la cantidad de precipitación registrada, y se calculó el coeficiente de determinación  $R^2$ .

$$\text{Correlación} = \frac{S_{xy}}{S_x \cdot S_y} \quad (1)$$

Donde  $S_{xy}$  es la covarianza de  $x$  e  $y$ .

$$S_{xy} = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y}) \quad (2)$$

Donde  $s_x$  y  $s_y$  son la desviación típica de  $x$  e  $y$  respectivamente.

Para evaluar la autocorrelación espacial entre los focos de calor y la precipitación promedio mensual, se aplicó el índice de Moran ( $I_m$ ) (ecuación 3) (Zhou y Lin, 2008), que permite identificar patrones de distribución espacial, ya sean agrupados, dispersos o aleatorios (De Corso, Pinilla y Gallego, 2017). Partiendo de la hipótesis nula de que el atributo analizado está distribuido aleatoriamente, se calcularon los valores de precipitación promedio mensual multianual para cada foco de calor y se establecieron las matrices de pesos espaciales. Todos los cálculos se realizaron con RStudio (Team, 2023) utilizando la librería Spatial Dependence (SPDEP) (Bivand, Pebesma y Gómez-Rubio, 2013; Pebesma y Bivand, 2023).

$$I = \frac{n}{s} \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} Z_i Z_j}{\sum_{i=1}^n Z_i^2} \quad (3)$$

Donde  $n$  es el número de observaciones,  $w_{ij}$  es la matriz de pesos espaciales (calculada en función a la distancia);  $s$  es la suma de todos los elementos de la matriz de pesos  $w_{ij}$ ,  $Z_i$  y  $Z_j$  son valores estandarizados de la variable analizada en filas ( $i$ ) y columnas ( $j$ ).

### *Análisis de las coberturas vegetales*

Se utilizó la información de coberturas vegetales colección 1.0 del proyecto Mapiomas Colombia del año 2001-2022 (MapBiomas, 2024), que provee datos históricos de coberturas vegetales anualmente (precisión  $\approx 98\%$ ). Solamente se tuvo interés en analizar las coberturas vegetales que coincidieran con las de bosques, mosaicos/pastos y no forestal. En la tabla 1 se describen algunos de los criterios que conforman las coberturas objeto de estudio.

La información fue proporcionada en formato raster con una resolución espacial de 30 m, que luego se convirtió en formato vectorial. Asimismo, se cruzaron las coberturas vegetales y los focos de calor para identificar cuáles presentaban mayores registros de focos de calor (%). Por último, se incluyó la capa de municipios con el fin de determinar cuál era la cobertura más afectada y su

ubicación a través de la densidad Kernel en kilómetros cuadrados y en un tamaño de píxel de 30 m.

### *Análisis de la elevación*

Se utilizó un modelo digital del terreno SRTM de 90 m, proporcionado por el Consortium for Spatial Information (CGIAR-CSI), y se extrajo la altura de cada foco de calor en relación con las coberturas vegetales previamente analizadas. Más adelante, se elaboró un histograma para relacionar la frecuencia de los focos de calor con la altura sobre el nivel del mar (m.s.n.m) de cada cobertura. La altura se clasificó en siete intervalos altitudinales (de 200 a 500, 501 a 1000, 1001 a 1500, 1501 a 2000, 2001 a 2500, 2500 a 3000 y mayor a 3000) para facilitar el análisis y la visualización de los datos.

TABLA 1. Descripción de coberturas vegetales afectadas por focos de calor

<b>Cobertura</b>	<b>Características</b>
Bosques	Zonas naturales compuestas por una agrupación de plantas, mayormente árboles o arbustos, junto con la presencia ocasional de palmas, que constituyen un dosel tupido y constante con alturas superiores a los 5 m.
Mosaicos/ pastos	La vegetación predominante consiste, principalmente, en cultivos temporales, una combinación de pastizales y algunos cultivos permanentes, caracterizados por patrones espaciales complejos. La representación individual se ve complicada debido a su subdivisión en tamaños reducidos o, en ocasiones, por su ubicación en pendientes.
No forestal	En la zona de los Andes, la vegetación se distingue por su desarrollo natural de sucesiones ecológicas, con un crecimiento que se presenta en forma de arbustos y herbazales, ostentando alturas que no superan los 5 m.

Fuente: tomado de Mapbiomas (2023).

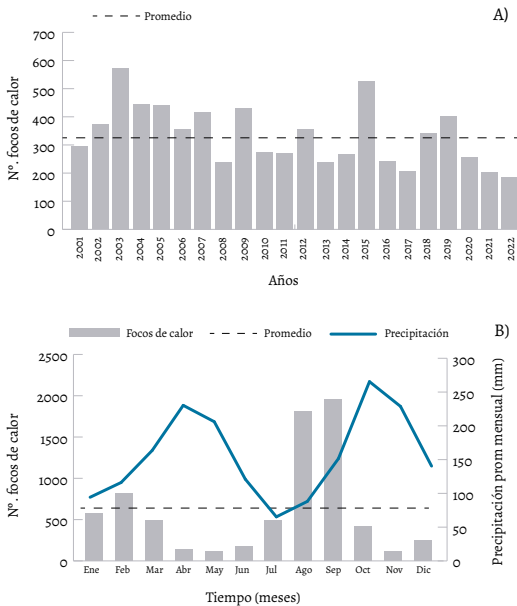
# RESULTADOS

## Análisis de focos de calor

Entre 2001 y 2022, Tolima registró un total de 7334 focos de calor, con un promedio de 334 (sd 108) por año (figura 3A). Los años con más focos fueron el 2003 y 2015, al abarcar el 7.81% y 7.15% de los registros, respectivamente. En contraste, el 2022 solo registró 184 focos, que representan el 2.5% del total. Se evidenció una disminución en el número de focos hacia el final del periodo analizado.

Se identificaron dos temporadas de focos de calor: la primera de enero a marzo, mes en el que aumentan las lluvias, hasta llegar a abril, cuando se presentó la mayor precipitación (230.2 mm); mientras tanto, la segunda temporada, más intensa, ocurre entre julio y octubre, siendo en este último mes cuando se presenta mayor precipitación (264.8 mm) (figura 3B). En la primera temporada, febrero tuvo la cantidad más elevada de focos, alcanzando un 11.5% ( $37 \pm 25$ ), mientras que, en la segunda, septiembre, que representa la transición entre la temporada

FIGURA 3. Distribución temporal y estacionalidad mensual de focos de calor 2001-2022

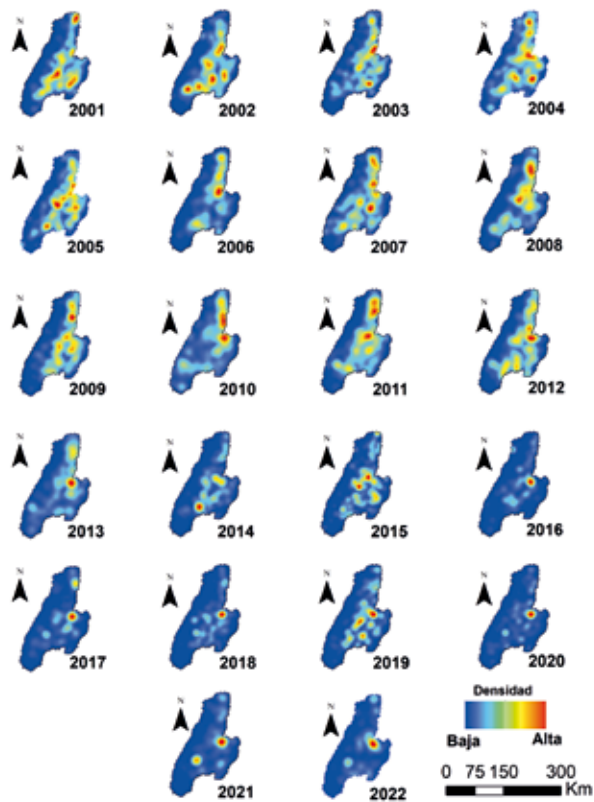


Fuente: elaboración propia.

seca y la lluviosa, registró el mayor número de eventos equivalentes al 26.56 % ( $89 \pm 47$ ).

A nivel espacial, en correspondencia con la temporalidad del análisis (2001-2022), los focos de calor se presentaron usualmente a lo largo de todo el departamento de Tolima, con especial énfasis en las zonas cercanas al valle del río Magdalena (figura 4). Cabe resaltar que, entre los años 2001 al 2012, la distribución de los focos presentó un patrón similar, en su mayoría, sobre la zona centro y nororiente de Tolima. En cambio, durante el periodo 2015 a 2019, los focos de calor se concentraron sobre la parte central. En el periodo analizado se obtuvo una densidad máxima de hasta  $3.91 \text{ focos/km}^2$ .

FIGURA 4. Distribución espacial de los focos de calor para el departamento de Tolima



Fuente: elaboración propia.

TABLA 2. Distribución de focos de calor a nivel provincial periodo 2001-2022

Provincia	N.º focos	%
Ibagué	2035	27.75
Nevados	546	7.44
Norte	746	10.17
Oriente	320	4.36
Sur	2487	33.91
Suroriente	1200	16.36
Total general	7334	100

Fuente: elaboración propia.

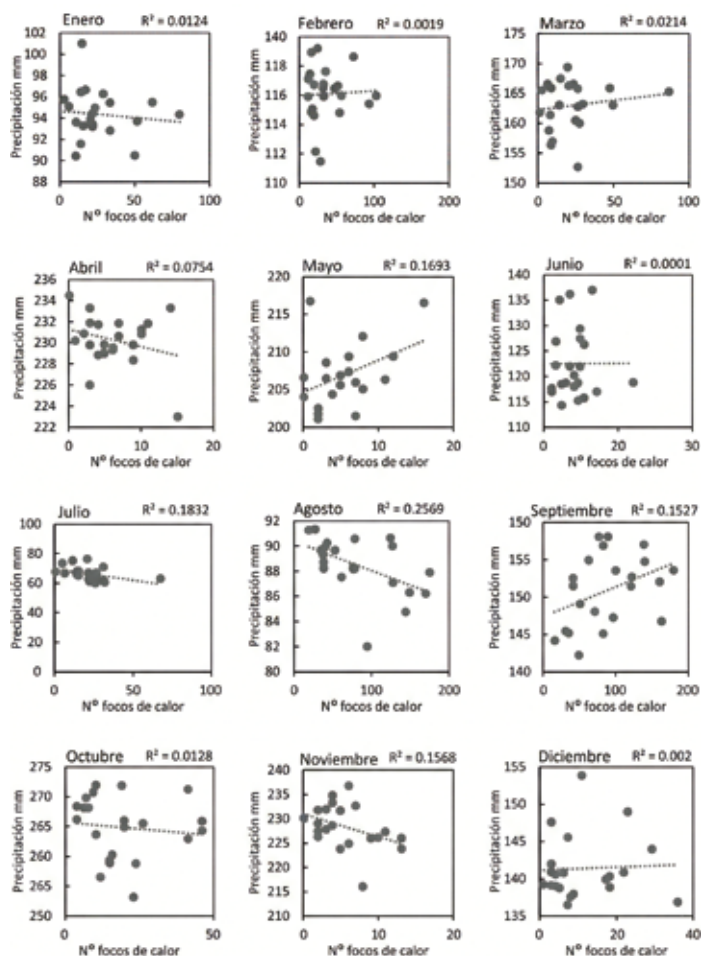
La provincia sur se destacó por poseer el 33.91 % del total de los focos de calor (tabla 2). Municipios como Chaparral, Ortega, Natagaima y Ataco poseen los registros más representativos (24%). Asimismo, la provincia de Ibagué comprendió el 27.75 %, siendo los municipios de Espinal, Ibagué, San Luis y Rovira los más destacados (15.42%). Estas dos provincias acumularon el 61.66 % del total de los focos registrados en el periodo de estudio.

### *Análisis de la precipitación*

Se observó que la magnitud de la precipitación promedio mensual no mostró una correlación fuerte con el número de focos de calor presentados (figura 5). Particularmente, el mes de junio obtuvo un  $R^2 = < 0.001$ , demostrando que la relación lineal era muy baja, inclusive al incluir el factor espacial en el análisis de la relación entre precipitación promedio mensual y el número de focos de calor presentados.

Los resultados del Im mostraron suficiente evidencia estadística para sugerir que estas variables poseen una correlación espacial positiva (tabla 3). Lo anterior plantea la posibilidad de que los focos se presenten de manera agrupada en el espacio. Entre los resultados, destaca que las mayores magnitudes del Im fueron registradas los meses de junio, abril y septiembre, mientras que la más bajas corresponden a marzo y mayo. Esto sugiere que existe un patrón de agrupamiento espacial en la ocurrencia de focos de calor observados y que es poco probable que su posición sea totalmente aleatoria en el departamento.

FIGURA 5. Correlación entre la precipitación promedio mensual y los focos de calor, periodo 2021-2022



Fuente: elaboración propia.

### *Análisis de las coberturas vegetales*

La cantidad de focos de calor que coincidieron con las coberturas objeto de estudio fueron 6922 (94.38% del total de focos). Con relación a los bosques, estos acumularon 1112 (16.06%) focos de calor, cuya distribución se caracterizó por presentar dos zonas con mayor densidad de focos: una en la parte central, donde

TABLA 3. Índice de Moran mensual para los focos de calor

Mes	Índice de Moran	Z-score	P-value
Enero	0.81	106.2	< 0.001
Febrero	0.76	99.46	< 0.001
Marzo	0.72	91.03	< 0.001
Abril	0.88	114.7	< 0.001
Mayo	0.77	100.9	< 0.001
Junio	0.92	120.4	< 0.001
Julio	0.87	113.8	< 0.001
Agosto	0.8	104.53	< 0.001
Septiembre	0.82	107	< 0.001
Octubre	0.8	104.4	< 0.001
Noviembre	0.74	95.7	< 0.001
Diciembre	0.75	97.99	< 0.001

Fuente: elaboración propia.

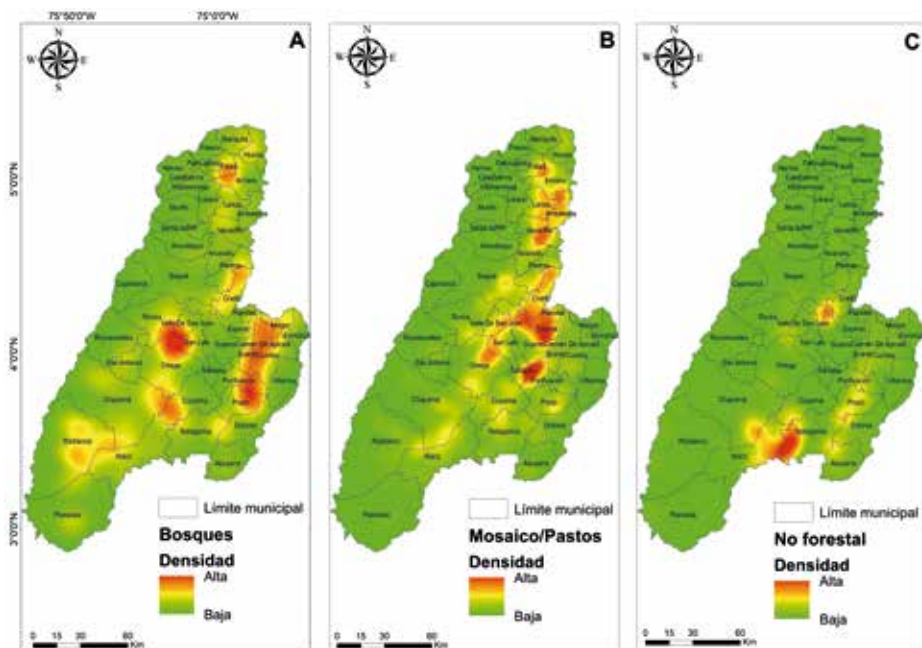
se involucraron cuatro municipios (Ortega, Rovira, Valle del San Juan y San Luis), y una sobre la zona oriental, que implicó a seis municipios (Melgar, Carmen de Apicalá, Suarez, Cunday, Purificación y Prado) (figura 6A).

Asimismo, las áreas con coberturas de mosaicos/pastos acumularon 5192 (75 %) focos de calor. Las mayores densidades se localizaron en la zona central y abarcaron a cinco municipios (Espinal, Saldaña, Flandes, Coello y Valle del San Juan), así como en la zona norte, con cuatro municipios (Venadillo, Ambalema, Lérida y Fresno) (figura 6B). En las áreas referentes a otra formación natural no forestal se presentaron 618 (8.92 %) focos de calor, con una alta densidad sobre la parte sur, la cual englobó a los municipios Natagaima, Ataco y Chaparral (figura 6C).

### *Análisis de la elevación*

En el periodo analizado, los bosques presentaron focos de calor en elevaciones que iban de los 228 a los 3741 m ( $1002.6 \pm 657.2$  m) de altura. La mayor frecuencia de focos de esta cobertura se dio en un rango de 501 a 1000 m de altura (figura 7A). Por su parte, los mosaicos/pastos registraron focos de calor entre los 201 y los

FIGURA 6. Densidad de focos de calor que afectan coberturas vegetales en el periodo 2001-2022



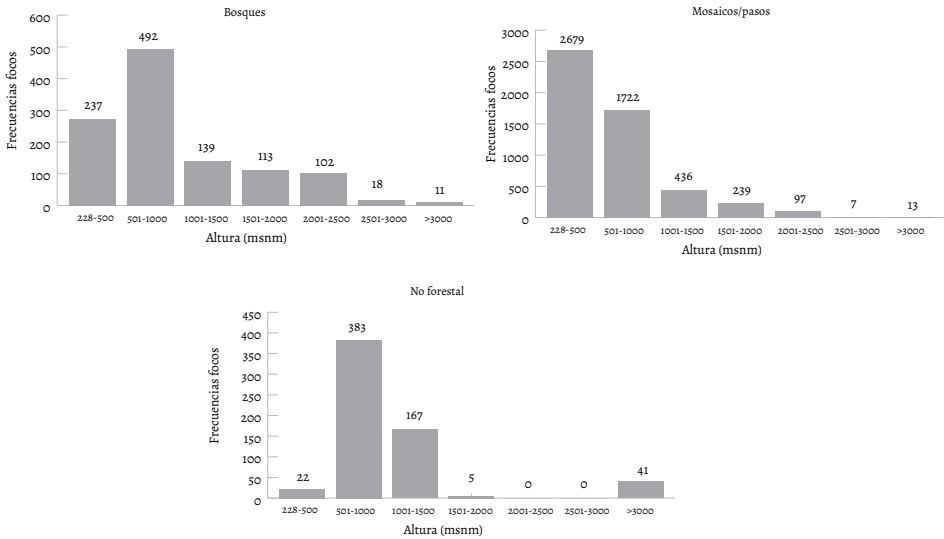
Fuente: elaboración propia.

4077 m ( $645.47 \pm 457.97$  m) de altura (figura 7B), cuya mayor frecuencia se detectó en un rango de 201 a 500 m de altura. Particularmente, la cobertura no forestal registró focos de calor en alturas de 201 a 4056 m ( $1071.04 \pm 760.89$ ) (figura 6C) y mostró una mayor frecuencia de focos oscilando entre los 501 y 1000 m de altura.

## DISCUSIÓN

Este estudio proporciona una primera aproximación a la caracterización y análisis de focos de calor en el departamento de Tolima utilizando datos derivados de sensores remotos. En 2003, se registraron 574 focos de calor, coincidiendo con un evento de El Niño clasificado como moderado a fuerte (Armenteras, 2022; Bejarano-Salcedo et al., 2020). De manera similar, en 2015, se reportaron 526 focos de calor, coincidiendo con un fenómeno de El Niño que alcanzó su máxima

FIGURA 7. Elevación promedio de coberturas vegetales afectadas por focos de calor, periodo 2001-2022



Fuente: elaboración propia.

intensidad hacia finales de ese año, lo que pudo haber influido en el aumento de estos eventos (IDEAM, 2016). A pesar de esto, se evidenció una disminución en el número de focos de calor hacia el final del período estudiado (figura 2A). Esto coincide con otros estudios que han documentado la reducción de áreas quemadas en Colombia en la segunda década del siglo XXI, trayendo cambios en el régimen de incendios (Armenteras, 2022).

La estacionalidad de los focos de calor demostró que el segundo semestre del año es el de mayor intensidad, periodo que concuerda con la temporada de menores lluvias en la región andina (Bolaño-Díaz et al., 2022). Precisamente, estudios como el de Jolly et al. (2015) han señalado que el incremento en la temperatura y la disminución en la precipitación están fuertemente correlacionados con un mayor riesgo de incendios, siendo los meses de agosto y septiembre los que presentan el número más elevado de focos de calor. Esto es consistente con los hallazgos de Díaz-Timoté (2019) quien indicó que una mayor cantidad de incendios tienden a ocurrir en ese periodo. Además, en el contexto de estudio, se observó un desfase entre la reducción de lluvias y la aparición de focos de calor, ya que el aumento de estos se presentó dos meses después del inicio del período de

sequía, cuando la biomasa acumulada se seca lo suficiente como para favorecer la ignición. Este fenómeno está relacionado con las dinámicas del combustible vegetal que requieren un tiempo prolongado de condiciones secas para facilitar los incendios, como se ha demostrado en otros ecosistemas (Alvarado, Andela, Silva y Archibald, 2020).

Históricamente, las mayores intensidades de focos de calor en Tolima se encontraron en las zonas centro y norte del departamento. En total, se identificaron dos provincias y ocho municipios con las concentraciones más altas de estos eventos. Los municipios de Ortega y Coello, reportados en este estudio, coinciden con aquellos identificados previamente por Díaz-Timoté (2019). Además, entre los años 2000 y 2021, se vieron afectadas, aproximadamente, 121 700 ha en Tolima, una cifra relevante para la gestión del fuego en la región (Meza y Armenteras, 2023). Cabe mencionar que los datos MODIS presentan limitaciones en cuanto a la detección de focos de calor, lo cual puede llevar a subestimar incendios pequeños o generar sobreestimaciones, afectando la precisión del análisis y la interpretación de los patrones espaciales (Ying, Shen y Yang, 2019). Por tanto, los resultados aquí expuestos deben considerarse como una aproximación y no como cifras absolutas, ya que los patrones identificados podrían verse afectados por estos factores técnicos.

Aunque la estacionalidad de los focos de calor coincide con el semestre de menores precipitaciones (análisis descriptivo), la correlación estadística entre ambas variables resultó ser baja. Díaz-Timoté (2019) descubrió una correspondencia significativa entre el fenómeno de El Niño y los focos de calor, sin embargo, no detectó correlaciones relevantes con la precipitación mensual, lo que coincide con los resultados de este estudio. Seguidamente, el análisis de correlación espacial sugirió un patrón de agrupamiento de los focos de calor, especialmente en temporadas de baja precipitación (índice de Moran entre 0.82 y 0.92). Estos valores cercanos a +1 indicaron una fuerte tendencia al agrupamiento de los eventos en el área de estudio, lo cual permitiría inferir que las condiciones de baja precipitación facilitan la concentración de eventos en el departamento.

No obstante, ya que el análisis se basó únicamente en la precipitación mensual promedio multianual, se requiere una mayor exploración de otras variables asociadas para comprender mejor la distribución espacial de los focos de calor, por ejemplo, la precipitación acumulada en los meses secos y la temperatura. También se sugieren modelos espaciales como alternativa para evaluar la influencia de diversos factores en la ocurrencia de incendios en Tolima, como se ha demostrado en estudios previos que identificaron patrones de agrupamiento (Simental y Pompa, 2016; Pérez-Verdín, Márquez-Linares, Cortés-Ortiz y Salmerrón-Macías, 2013).

Las coberturas vegetales más afectadas en el departamento de Tolima han sido los mosaicos/pastos, que representan aproximadamente el 75 % de los focos de calor, lo que subraya la relevancia de la actividad agropecuaria en la región (CORTOLIMA, 2014). Esta tendencia está estrechamente vinculada con las prácticas de expansión agropecuaria, ya que se estima que 60 % del territorio de Tolima se encuentra en áreas de frontera agrícola (Universidad de Planificación Rural Agropecuaria [UPRA], 2022). Además, el IDEAM (2024) reportó que, entre 2000 y 2023, el departamento experimentó una pérdida de 22 854 ha de bosques, lo que evidencia el impacto de las actividades humanas y la deforestación de la región. Los bosques y áreas no forestales afectadas coinciden con estudios anteriores que demuestran que la frecuencia de incendios aumentó, perjudicando significativamente estas coberturas vegetales en Colombia (Armenteras et al., 2020).

Nuestro estudio también proporciona las ubicaciones geográficas de las coberturas dañadas, lo que representa un punto de partida para identificar zonas susceptibles a incendios en Tolima. Las áreas no forestales, que incluyen formaciones vegetales en sucesión ecológica con una altura menor a cinco metros, son particularmente susceptibles a incendios, debido a su condición pirogénica (Armenteras et al., 2020). Estas áreas están en constante riesgo de incendio por las quemadas agropecuarias, circunstancia que incrementa los impactos ambientales como la emisión de gases de efecto invernadero.

Las coberturas más afectadas por focos de calor en Tolima se encuentran a una altura de  $\leq 1000$  m s.n.m, coincidiendo con la zona de vida del bs-T, un ecosistema en peligro de extinción y bajo constante presión por actividades humanas que amenazan su biodiversidad e integridad ecológica (González et al., 2018). El bs-T está catalogado como un ecosistema sensible al fuego debido a su alta concentración de material vegetal seco, escasez de precipitaciones y temperaturas elevadas (Armenteras et al., 2020). En consecuencia, estas condiciones, junto con actividades humanas como las agropecuarias, aumentan su susceptibilidad frente a incendios forestales (Hartung, Carreño-Rocabado, Peña-Claros y van der Sande, 2021). Por algo es crucial entender cómo las dinámicas socioeconómicas locales impactan en la frecuencia e intensidad de los incendios, para desarrollar estrategias más efectivas de prevención y manejo de estos eventos (Poduška y Staji, 2024). Esto se vuelve aún más relevante en la actualidad, cuando estudios recientes prevén un incremento de la temperatura del aire de Tolima de hasta 3.25 °C para los próximos años, lo que subirá las tasas de evaporación que podrían intensificar las sequías y la susceptibilidad de incendios forestales en la región (Urrego, Lozano, Vega, Rodríguez y Ortiz, 2023).

Finalmente, se observaron focos de calor en áreas no forestales por encima de los 3000 m s.n.m que corresponden a ecosistemas alto-andinos y de páramo.

Estos incendios pueden ser consecuencia de sequías y del cambio climático, que afecta a ecosistemas estratégicos de alta montaña (Ocampo-Zuleta y Parrado-Rosselli, 2023). No obstante, la ecología del fuego en estos ecosistemas debe estudiarse en mayor detalle, ya que existe incertidumbre sobre la relación entre el fuego, los ecosistemas alto-andinos y su susceptibilidad frente al fuego (Borrelli, Armenteras, Panagos, Modugno y Schütt, 2015).

## CONCLUSIONES

Tras analizar los focos de calor utilizando datos de MODIS y la relación con las variables analizadas en el departamento de Tolima, este estudio registró un total de 7334 focos en 22 años. Al respecto, los años 2003 y 2015 coincidieron con eventos de El Niño y fue cuando se presentaron mayores registros de focos. Se identificaron las provincias más afectadas y se observó una baja correlación entre focos de calor y la precipitación mensual. El análisis espacial reveló un patrón de agrupación, sugiriendo la importancia de estudios geoestadísticos futuros. Las áreas más afectadas incluyeron los mosaicos/pastos, bosques y coberturas no forestales, concentradas principalmente a  $\leq 1000$  m s.n.m en el bs-T, evidencia de la existencia de presión por la expansión agropecuaria. También se detectaron focos por encima de los 3000 m s.n.m, lo que refleja la presencia de actividades humanas en ecosistemas de alta montaña.

No obstante, es crucial reconocer que estos resultados constituyen una primera aproximación y requieren ser complementados con estudios más detallados. Los hallazgos subrayan la necesidad de profundizar en la relación de la dinámica del fuego, integrando tanto factores biofísicos como socioeconómicos para un análisis más completo por parte de futuras investigaciones en Colombia.

## REFERENCIAS

- Abdo, H. G., Almohamad, H., Al Dughairi, A. A., & Al-Mutiry, M. (2022). GIS-based frequency ratio and analytic hierarchy process for forest fire susceptibility mapping in the western region of Syria. *Sustainability*, 14(8), 1-20. <https://doi.org/10.3390/su14084668>
- Alvarado, S. T., Andela, N., Silva, T. S. F. y Archibald, S. (2020). Thresholds of Fire Response to Moisture and Fuel Load Differ Between Tropical Savannas and Grasslands Across Continents. *Global Ecology and Biogeography*, 29(2), 331-344. <https://doi.org/10.1111/geb.13034>

- Andela, N., Morton, D. C., Giglio, L., Chen, Y., van der Werf, G. R., Kasibhatla, P. S., DeFries, R. S., Collatz, G. J., Hantson, S., Kloster, S., Bachelet, D., Forrest, M., Lasslop, G., Li, F., Mangeon, S., Melton, J. R., Yue, C. y Randerson, J. T. (2017). A Human-Driven Decline in Global Burned Area. *Science*, 356(6345), 1356-1362. <https://doi.org/10.1126/science.aal4108>
- Armenteras, D. (2022). Cambios en los patrones espaciales de área quemada en Colombia, ¿qué ha pasado en las dos primeras décadas del siglo XXI? *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 46(178), 1-13. <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1514>
- Armenteras, D., González-Alonso, F. y Aguilera, C. F. (2009). Distribución geográfica y temporal de incendios en Colombia utilizando datos de anomalías térmicas. *Caldasia*, 31(2), 303-318.
- Armenteras, D., González, T. M., Vargas, J. O., Meza Elizalde, M. C. y Oliveras, I. (2020). Incendios en ecosistemas del norte de Suramérica: avances en la ecología del fuego tropical en Colombia, Ecuador y Perú. *Caldasia*, 42(1), 1-16. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.77353>
- Armenteras, D., González, T., Meza, M., Ramírez-Delgado, J. P., Cabrera, E., Galindo, G. y Yepes, A. (2018). *Causas de degradación forestal en Colombia: una primera aproximación*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia.
- Bejarano-Salcedo, V., Caicedo-García, E., Lizarazo-Bonilla, N. F., Julio-Román, J. M. y Cárdenas-Cárdenas, J. A. (2020). *Hechos estilizados de la relación entre El Niño, La Niña y la inflación en Colombia*. [https://repositorio.banrep.gov.co/bitstream/handle/20.500.12134/9811/be\\_1105.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.banrep.gov.co/bitstream/handle/20.500.12134/9811/be_1105.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Bivand, R. S., Pebesma, E. y Gómez-Rubio, V. (2013). *Applied Spatial Data Analysis with R*. Springer.
- Bolaño-Díaz, S., Camargo-Caicedo, Y., Soro, T., N'Dri, A. B. y Bolaño-Ortiz, T. (2022). Spatio-Temporal Characterization of Fire Using MODIS Data (2000-2020) in Colombia. *Fire*, 5, 1-12. <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/fire5050134>
- Borrelli, P., Armenteras, D., Panagos, P., Modugno, S. y Schütt, B. (2015). The Implications of Fire Management in the Andean Paramo: A Preliminary Assessment Using Satellite Remote Sensing. *Remote Sensing*, 7(9), 11061-11082. <https://doi.org/10.3390/rs70911061>
- Bowman, D. M. J. S., Kolden, C. A., Abatzoglou, J. T., Johnston, F. H., van der Werf, G. R. y Flannigan, M. (2020). Vegetation Fires in the Anthropocene. *Nature Reviews Earth and Environment*, 1(10), 500-515. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0085-3>

- Corporación Autónoma Regional del Tolima. (2014). *Atlas ambiental del Tolima. CORTOLIMA*. <https://www.cortolima.gov.co/sites/default/files/atlas/#p=1>
- Corso Sicilia de, G. B., Pinilla Rivera, M. y Gallego Navarro, J. (2017). Métodos gráficos de análisis exploratorio de datos espaciales con variables espacialmente distribuidas. *Cuadernos Latinoamericanos de Administración*, 13(25), 92-104. <https://doi.org/10.18270/cuaderlam.v13i25.2417>
- Coskuner, K. A. (2022). Assessing the Performance of MODIS and VIIRS Active Fire Products in the Monitoring of Wildfires: A Case Study in Turkey. *IForest*, 15, 85-94. <https://doi.org/10.3832/ifor3754-015>
- Da Cunha-Neto, E., Franco-Bezerra, J., Melo-Moura, M., Guaraná-Araujo, E., da Silva-Melo, M., Alves dos Santos, F. y da Silva-Borges, L. (2021). Spatio-Temporal Identification of Hot Spots Patterns in Maranhão State. *Ciência e Natura*, 43(99), 1-26. <https://doi.org/https://doi.org/10.5902/2179460X64834>
- Díaz-Timoté, J. J. (2019). *Descripción del régimen de incendios del bosque seco tropical de la cuenca alta del río Magdalena y su relación con la variación climática* [Tesis de maestría, Universidad Distrital Francisco José de Caldas]. Repositorio institucional de la Universidad Distrital Francisco José de Caldas. <https://repository.udistrital.edu.co/items/2f99ce1b-6744-47ee-9afa-d8fia208e940>
- Environmental Systems Research Institute (2018). *ArcGIS 10.6.1*. <https://desktop.arcgis.com/es/>
- Fick, S. E. y Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1-km Spatial Resolution Climate Surfaces for Global Land Areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Gajendiran, K., Kandasamy, S. y Narayanan, M. (2024). Influences of Wildfire on the Forest Ecosystem and Climate Change: A Comprehensive Study. *Environmental Research*, 240, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117537>
- Giglio, L., Schroeder, W., Hall, J. V y Justice, C. O. (2020). *MODIS Collection 6 Active Fire Product User's Guide Revision C*. [https://lpdaac.usgs.gov/documents/876/MOD14\\_User\\_Guide\\_v6.pdf](https://lpdaac.usgs.gov/documents/876/MOD14_User_Guide_v6.pdf)
- Giglio, L., Schroeder, W. y Justice, C. O. (2016). The Collection 6 MODIS Active Fire Detection Algorithm and Fire Products. *Remote Sensing of Environment*, 178, 31-41. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.02.054>
- González-M, R., García, H., Isaacs, P., Cuadros, H., López-Camacho, R., Rodríguez, N., Pérez, K., Mijares, F., Castaño-Naranjo, A., Jurado, R., Idárraga-Piedrahita, A., Rojas, A., Vergara, H. y Pizano, C. (2018). Disentangling the Environmental Heterogeneity, Floristic Distinctiveness and Current Threats of Tropical Dry Forests in Colombia. *Environmental Research Letters*, 13, 1-13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aaad74>

- Halofsky, J. E., Peterson, D. L. y Harvey, B. J. (2020). Changing Wildfire, Changing Forests: The Effects of Climate Change on Fire Regimes and Vegetation in the Pacific Northwest, USA. *Fire Ecology*, 16(1), 1-26. <https://doi.org/10.1186/s42408-019-0062-8>
- Hartung, M., Carreño-Rocabado, G., Peña-Claros, M. y van der Sande, M. T. (2021). Tropical Dry Forest Resilience to Fire Depends on Fire Frequency and Climate. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 1-18. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.755104>
- Hernández, H. M. (2019). *Lo que usted debe saber sobre incendios de cobertura vegetal*. Unidad Nacional para la Gestión del Riesgo de Desastres. [https://repositorio.gestiondelriesgo.gov.co/bitstream/handle/20.500.11762/28309/Cartilla\\_Incendios\\_2019-.pdf?sequence=4](https://repositorio.gestiondelriesgo.gov.co/bitstream/handle/20.500.11762/28309/Cartilla_Incendios_2019-.pdf?sequence=4)
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2015). *Atlas interactivo de Colombia*. [http://atlas.ideam.gov.co/basefiles/tolima\\_texto.pdf](http://atlas.ideam.gov.co/basefiles/tolima_texto.pdf)
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2016). *Boletín informativo sobre el monitoreo de los fenómenos de variabilidad climática «El Niño» y «La Niña»*. [http://www.ideam.gov.co/documents/21021/93551515/04\\_IFN\\_ABR\\_16\\_2016.pdf/a176340c-debd-455b-930a-10f19bd66feo?version=1.0](http://www.ideam.gov.co/documents/21021/93551515/04_IFN_ABR_16_2016.pdf/a176340c-debd-455b-930a-10f19bd66feo?version=1.0)
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2019). *Informe del estado del ambiente y los recursos naturales renovables, 2017-2018*. IDEAM. <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023890/EstadoMedioAmbiente.pdf>
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (5 de febrero del 2024). *Bosque y deforestación en cifras*. <https://www.ideam.gov.co/temas/monitoreo-de-bosques/geovisor>
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi. (2021). *Colombia en mapas*. <https://www.colombiaenmapas.gov.co/inicio/>
- Jolly, W. M., Cochrane, M. A., Freeborn, P. H., Holden, Z. A., Brown, T. J., Williamson, G. J. y Bowman, D. M. J. S. (2015). Climate-Induced Variations in Global Wildfire Danger From 1979 to 2013. *Nature Communications*, 6(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/ncomms8537>
- Jones, M. W., Abatzoglou, J. T., Veraverbeke, S., Andela, N., Lasslop, G., Forkel, M., Smith, A. J. P., Burton, C., Betts, R. A., van der Werf, G. R., Sitch, S., Canadell, J. G., Santín, C., Kolden, C., Doerr, S. H. y Le Quéré, C. (2022). Global and Regional Trends and Drivers of Fire Under Climate Change. *Reviews of Geophysics*, 60(3), 1-76. <https://doi.org/10.1029/2020RG000726>
- Mapbiomas. (2023). Descripción de la leyenda - MapBiomias Colombia colección 1.0. <https://colombia.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/3/2023/11/>

DESCRIPCION-DE-LA-LEYENDA-MAPBIOMAS-COLOMBIA-COLECCION-1-7.pdf

- MapBiomass. (2024). *MapBiomass Colombia*. <https://colombia.mapbiomas.org/>
- Meza, M. C. y Armenteras, D. (2023). *La paradoja del fuego: del contexto internacional al caso de Colombia*. Universidad Nacional de Colombia.
- FIRMS. (2022). *Fire Information for Resource Management System*. <https://firms.modaps.eosdis.nasa.gov/>
- Ocampo-Zuleta, K. y Parrado-Rosselli, Á. (2023). Functional Diversity in an Andean Subpáramo Affected by Wildfire in Colombia. *Plant Diversity*, 45(4), 385-396. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2022.11.007>
- Parente, J., Tonini, M., Stamou, Z., Koutsias, N. y Pereira, M. (2023). Quantitative Assessment of the Relationship Between Land Use/Land Cover Changes and Wildfires in Southern Europe. *Fire*, 6(5), 1-15. <https://doi.org/10.3390/fire6050198>
- Pebesma, E. y Bivand, R. (2023). *Spatial Data Science*. Chapman and Hall/CRC.
- Pérez-Verdín, G., Márquez-Linares, M. A., Cortés-Ortiz, A. y Salmerón-Macías, M. (2013). Análisis espacio-temporal de la ocurrencia de incendios forestales en Durango, México. *Madera y Bosques*, 19(2), 37-58. <https://doi.org/10.21829/myb.2013.192339>
- Poduška, Z. y Staji, S. (2024). *The Cost of Forest Fires: A Socioeconomic Analysis*. En J. Rodrigo-Comino y L. Salvati (Eds.), *Fire Hazards: Socio-Economic and Regional Issues* (pp. 123-135). Springer.
- Reyes, J. E. y Ramírez, J. C. (2022). *Vínculos urbano-rurales en el departamento de Tolima (Colombia)*. [https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/48052/1/S2200214\\_es.pdf](https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/48052/1/S2200214_es.pdf)
- Simental, A. J. y Pompa, M. (2016). Incendios forestales: autocorrelación espacial de topografía y temporalidad. *Ciencia UANL*, 19(77), 41-45.
- Sparks, A. M., Manoudakis, S., Konstantinos, A., Sismanis, M., Boschetti, L., Gitas, I. Z. y Kalaitzidis, C. (2024). Assessing the Effects of Landcover and Land Use Change on Wildfire Exposure and Risk to Communities and Olive Orchards in Mediterranean Landscapes. *Science of the Total Environment*, 957, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177723>
- Team, R. (2023). *The R Project for Statistical Computing*. <https://www.r-project.org/>
- UNEP. (2022). *Spreading Like Wildfire - The Rising Threat of Extraordinary Landscape Fires. A UNEP Rapid Response Assessment*. UNEP.
- UPRA. (2022). *Tolima documento regional*. [https://upra.gov.co/Kit\\_Territorial/2- Información por Departamentos/TOLIMA/2- Documento Regional UPRA Tolima.pdf?utm\\_source=chatgpt.com](https://upra.gov.co/Kit_Territorial/2- Información por Departamentos/TOLIMA/2- Documento Regional UPRA Tolima.pdf?utm_source=chatgpt.com)

- Urrego Pereira, Y. F., Lozano, J. G., Vega Díaz, J. J., Rodríguez Valencia, A. V. y Ortiz, N. Q. (2023). Cambio climático y variabilidad espacio-temporal (serie 1980-2020) de la temperatura en Tolima, Colombia. *Acta Agronómica*, 72(1), 7-15. <https://doi.org/10.15446/acag.v72n1.109207>
- Ying, L., Shen, Z., Yang, M. y Piao, S. (2019). Wildfire Detection Probability of MODIS Fire Products Under the Constraint of Environmental Factors: A Study Based on Confirmed Ground Wildfire Records. *Remote Sensing*, 11, 1-17. <https://doi.org/10.3390/rs11243031>
- Zhou, X. y Lin, H. (2008). Moran's I. En S. Shekhar y H. Xiong (Eds.), *Encyclopedia of GIS* (pp. 725-725). Springer.



# Análisis geográfico ambiental y de la problemática socioeconómica de la ciudad de Playa del Carmen, Quintana Roo<sup>1</sup>

ENRIQUE TORRESCANO-VELÁZQUEZ,<sup>2</sup> JESÚS GASTÓN GUTIÉRREZ-CEDILLO,<sup>3</sup>  
ALEXIS ORDAZ-HERNÁNDEZ<sup>4</sup> Y JOSÉ EMILIO BARO-SUAREZ<sup>5</sup>

## INTRODUCCIÓN

La ciudad de Playa del Carmen, ubicada en el estado de Quintana Roo, ha experimentado un notable crecimiento en las últimas dos décadas, lo que la ha convertido en uno de los destinos turísticos más importantes del sureste mexicano. Inicialmente una pequeña aldea costera, hoy en día es un centro urbano con infraestructura moderna y una oferta comercial y de entretenimiento diversa, impulsada principalmente por el auge del turismo. Este crecimiento ha venido acompañado de una expansión del sector inmobiliario, con la construcción de hoteles, resorts, condominios y complejos residenciales diseñados para satisfacer la creciente demanda tanto de turistas como de residentes permanentes.

No obstante, este desarrollo se ha llevado a cabo en una zona donde existía vegetación con selva baja caducifolia, lo que plantea desafíos para garantizar un desarrollo urbano sostenible. Con relación a esto, es fundamental abordar de manera responsable las implicaciones medioambientales y sociales del crecimiento urbano, para preservar los recursos naturales y la biodiversidad local. En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo analizar el proceso de

1 Se agradece el apoyo financiero recibido para la realización de este trabajo de investigación al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT), 2023-2025.

2 Maestro en Ciencias Ambientales, Facultad de Química, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMEX).

3 Doctor, Cuerpo Académico: Análisis Geográfico Regional, Facultad de Geografía, UAEMEX.

4 Doctor en Ciencias Técnicas, Cuerpo Académico: Análisis Geográfico Regional, Facultad de Geografía, UAEMEX.

5 Doctor, Facultad de Geografía, Cuerpo Académico: Geotecnologías, Ambiente y Sociedades Resilientes. Área Académica: Ciencias de la Tierra, UAEMEX.

urbanización en Playa del Carmen, sus impactos socioambientales y las percepciones de los habitantes respecto al crecimiento urbano, así como proponer soluciones que promuevan una planificación territorial más equilibrada y sustentable a largo plazo.

Esta investigación encuentra sustento teórico en la geografía ambiental de la región, abordando tanto los aspectos bióticos (flora y fauna) como los abióticos (clima, geología, recursos hídricos) y antrópicos (usos de suelo y dinámicas socioeconómicas). Aunado a esto, a través de un enfoque metodológico que combina análisis geoespacial con participación comunitaria, se busca comprender las transformaciones territoriales ocurridas en Playa del Carmen, evaluar las afectaciones socioambientales derivadas del crecimiento urbano y generar propuestas que favorezcan el desarrollo sostenible en la región. El análisis se basa en las siguientes preguntas: ¿cómo han ocurrido las transformaciones ambientales, económicas y sociales en Playa del Carmen, Quintana Roo? y ¿cuál es la percepción ciudadana de la problemática frente a los retos del crecimiento urbano acelerado?

## ANTECEDENTES

El proceso de urbanización que se ha presentado en Playa del Carmen se encuentra ligado al surgimiento del proyecto Cancún de los años 70, conocido como el primer Centro Integralmente Planeado de México, a través del cual el Gobierno mexicano promovió el turismo en esta parte del país que se encontraba despoblado y se aplicaron estrategias selectivas enfocadas en el turismo de la naturaleza (García y Solleiro, 2020). Allí se realizaron despojos de las mejores tierras para enclavar las inversiones e impulsar la actividad turística (Escalera, Briceño, Palafox y Ángeles, 2022).

Playa del Carmen es un destino turístico en ascenso rápido, de los de mayor crecimiento a nivel mundial, que, pese a no recibir la planeación que tuvo Cancún desde su concepción, en importancia turística y económica en el Caribe Mexicano se encuentra en el segundo lugar. Para su desarrollo fue necesaria una mano de obra con la que no se contaba en la zona, razón por la cual emigraron a este lugar trabajadores de la península de Yucatán e incluso de la República Mexicana (Mendoza, 2010). El desarrollo de Playa (denominada así por los mismos habitantes) es único, sin lugar a dudas, y presenta una estructura hotelera de primer nivel.

Con el paso de los años, aunado a la derrama económica de la actividad turística y, de forma conjunta, con relación a las características físicas de esta zona, se realizaron en la ciudad de Playa del Carmen diversos programas de ordenamiento ecológico y territorial, así como adecuaciones y modificaciones que obedecieron a fines políticos y económicos. Castillo (2014) señala a Playa del Carmen como un espacio geográfico costero y ubicado en un área extremadamente frágil, ya que convergen tres dominios fundamentales del planeta: la tierra, el mar y la atmósfera. La definición de zona costera, como elemento clave del sistema costero, es de vital importancia para la comprensión del tema.

Bocco y Urquijo (2013) examinan el papel de la geografía ambiental como un enfoque integrador, promoviendo un esfuerzo interdisciplinario que busca reorientar las interacciones entre los campos biofísicos y socioculturales, sin perder la unidad geográfica. El ambiente debe ser entendido como un principio social, lo que lo convierte en un concepto de aprovechamiento indirecto e imperceptible. No se limita a lo que rodea, al contrario, se define también por lo que es rodeado, estableciendo una percepción abstracta entre los actores sociales y los dominios de poder dentro de los cuales está inmerso. Por su parte, Rioja, Benítez y Hernández (2019) señalan que un aspecto de las estructuras de representación social de la vida pública se encuentra en las propias actividades turísticas, ubicadas de forma estratégica en el territorio nacional, con el fin de articular un proceso de desarrollo, al considerar aspectos sociales y económicos donde estaba ausente el progreso.

## METODOLOGÍA

La metodología del estudio incluye cuatro etapas: 1) la caracterización geográfica, que se realizó mediante el método geográfico, donde se describe el clima, el suelo, así como la flora y fauna; 2) análisis del uso del suelo para el cual se aplicó el método cartográfico y se utilizaron dos tomas de imágenes para realizar la comparación y superposición con la información obtenida de las Cartas de Uso del Suelo del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), que se ajustaron a los cambios; 3) análisis del crecimiento poblacional realizado mediante el método estadístico con los datos del INEGI; 4) diagnóstico participativo, que se llevó a cabo a través del método etnográfico e incluyó el diseño y aplicación de entrevistas estructuradas para obtener la percepción de la problemática de los entrevistados y las propuestas participativas para su solución.



tema biótico (flora y fauna) y c) sistema antrópico (población y aspectos socioeconómicos). El diagnóstico socioambiental se elaboró con el enfoque ecológico.

Se realizaron recorridos de campo con el fin de conocer y observar el área de estudio, para comprobar sitios de muestreo espacial y para la aplicación de entrevistas.

#### *Análisis de los cambios del uso del suelo (1998-2020)*

El geoprocesamiento fue realizado con el software ArcGIS 10.8 (Allen, 2013), donde se usaron los polígonos del Marco Geoestadístico de Playa del Carmen y la Carta de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250 000 de la serie III F16 II (Conjunto Nacional), así como la Carta de Uso del Suelo y Vegetación escala 1:250 000 de la serie VI Cozumel F16-II, cuyos datos se obtuvieron de la página del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2024). Posteriormente, se realizó una reclasificación con la que se obtuvieron los valores de manglar, pastizal cultivado, selva mediana subperennifolia y zona urbana, a los cuales se les aplicó una transparencia del 80 % para visualizar la imagen de fondo conseguida gracias a Google Earth Engine, con el fin de ajustar las capas anteriores a la imagen (Franco Maass et al., 2006; Cristiano et al., 2022). También se llevó a cabo una comparación visual donde se detectaron cambios significativos entre la imagen del visualizador y los polígonos de los usos de suelo, los cuales se delimitaron de acuerdo con los años de consulta: 1998 y 2020. De esta forma, se logró la comparación y se cuantificó el área en hectáreas para su análisis tomando en cuenta las pérdidas y ganancias (Pontius, Shusas y Mceachern, 2004).

#### *Crecimiento poblacional (1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015, 2020)*

Los datos de la población total fueron extraídos de los censos del INEGI correspondientes a los años 1990 al 2020. Estos datos fueron tabulados en una tabla para su análisis y representación gráfica, con el fin de estudiar la tendencia poblacional a lo largo del tiempo.

#### *Diagnóstico participativo por etapas*

Para llevar a cabo el diagnóstico participativo, se aplicaron los siguientes procedimientos, divididos en tres apartados, que se explicarán a detalle.

## Selección de la muestra para el diagnóstico participativo

El tamaño de la muestra del diagnóstico participativo se calculó bajo la siguiente fórmula:

$$n = \frac{N}{1 + N(e)^2}$$

Donde:

n = tamaño de la muestra

N = población total

e = error permitido

En total, se aplicó un total de 100 cuestionarios, distribuidos equitativamente entre 50 mujeres y 50 hombres. La población objetivo comprendía edades que iban de los 18 a los 65 años, cumpliendo así con los requisitos necesarios para la obtención de información.

## Diseño del instrumento para la entrevista para el diagnóstico participativo

La herramienta de recolección de datos se estructuró en tres grupos compuestos por una serie de preguntas:

1. Identificación de la problemática y las zonas de crecimiento urbano: preguntas diseñadas para determinar las problemáticas sociales y ambientales percibidas por los habitantes.
2. Afectaciones socioambientales: los cuestionamientos que buscaban identificar los efectos de las actividades humanas en el ambiente y su interés en participar en la solución de la problemática.
3. Motivo de residencia: preguntas que abordaban las razones del cambio de residencia de los entrevistados.

A su vez, se presenta un apartado que concentra los datos socioeconómicos de los entrevistados, como fecha y lugar de aplicación, seguidos de los datos generales del informante, es decir, nombre, edad, sexo, lugar de nacimiento y el tiempo que llevan viviendo en Playa del Carmen.

Los recorridos por la ciudad se realizaron empleando el servicio de taxis normales, cuyos conductores fueron los informantes clave, ya que conocen la ciu-

dad, su desarrollo y hacia dónde se ha expandido, además de que forman parte de la población trabajadora que migró hacia Playa del Carmen para buscar un mejor nivel de vida.

Se incluyeron preguntas sobre los diferentes usos de suelo existentes en Playa del Carmen, los cuales se clasificaron en siete: a) habitacional, b) comercial, c) restaurantero, d) hotelero, e) infraestructura de salud, f) infraestructura educativa y g) uso recreativo en las playas (recreativo, descanso, comercio, hotelero). Asimismo, se indagó sobre los problemas conocidos por la población y se les invitó a los entrevistados a proponer posibles soluciones.

En la sección del cuestionario sobre afectaciones socioambientales, se exploró el conocimiento de los habitantes respecto a la destrucción de la selva baja subcaducifolia y su localización. También se indagó sobre la conciencia de la población acerca de la expropiación de áreas de playa.

El conocimiento de los residentes respecto a la ubicación de los fraccionamientos existentes y aquellos en proceso de construcción resulta crucial para entender el fenómeno del crecimiento urbano en Playa del Carmen. Por ello, se integraron preguntas específicas en el cuestionario que abordan estos temas.

Finalmente, se incluyeron propuestas de los ciudadanos para fomentar la sustentabilidad en Playa del Carmen, y sobre su participación en la solución de la problemática, analizando la situación actual con una perspectiva hacia el año 2040 y 2060. Esta primera etapa de la investigación se presentó al Honorable Ayuntamiento de Solidaridad, cuya cabecera municipal es Playa del Carmen, con el objetivo de obtener autorización para la aplicación de los cuestionarios durante el trabajo de campo.

## Aplicación del instrumento y trabajo de campo para la identificación de la problemática y las propuestas participativas para su solución

El diagnóstico participativo se realizó con un enfoque etnográfico con el fin de estudiar la percepción y el trabajo de campo en Playa del Carmen. El objetivo fue entender la percepción de la ciudad por parte de sus habitantes y visitantes, con el fin de que, pese a ser vista como un lugar agradable con oportunidades de empleo, también se reconocen problemas derivados del crecimiento urbano, entre ellos los efectos en el entorno.

El estudio incluyó 26 entrevistas estructuradas, de las cuales el 73 % se aplicó a mexicanos y 27 % a extranjeros. El 73 % de los entrevistados eran hombres, con una edad promedio de 46 años. En general, los rangos de edad fueron diversos, destacando un 26.9 % entre los 31 y 40 años. Los mexicanos provienen principal-

mente de Quintana Roo (31.5%), San Luis Potosí (15.7%) y otras entidades; por su parte, los turistas provienen principalmente de Venezuela (42.8%) y Argentina (28.5%).

Las entrevistas se realizaron en puntos clave como el área de los ferries hacia Cozumel (34.6%), el fraccionamiento Los Olivos I, Walmart La Cruz y Playa Mimitas. Las cifras obtenidas contemplan a un 42.3% de turistas, mientras que el resto corresponde a habitantes con un tiempo de residencia que va de un mes a más de 50 años. El 61.5% de los entrevistados reside en Playa del Carmen por trabajo, y el 38.5% por descanso y placer.

## RESULTADOS

### *Características geográficas y ambientales de Playa del Carmen*

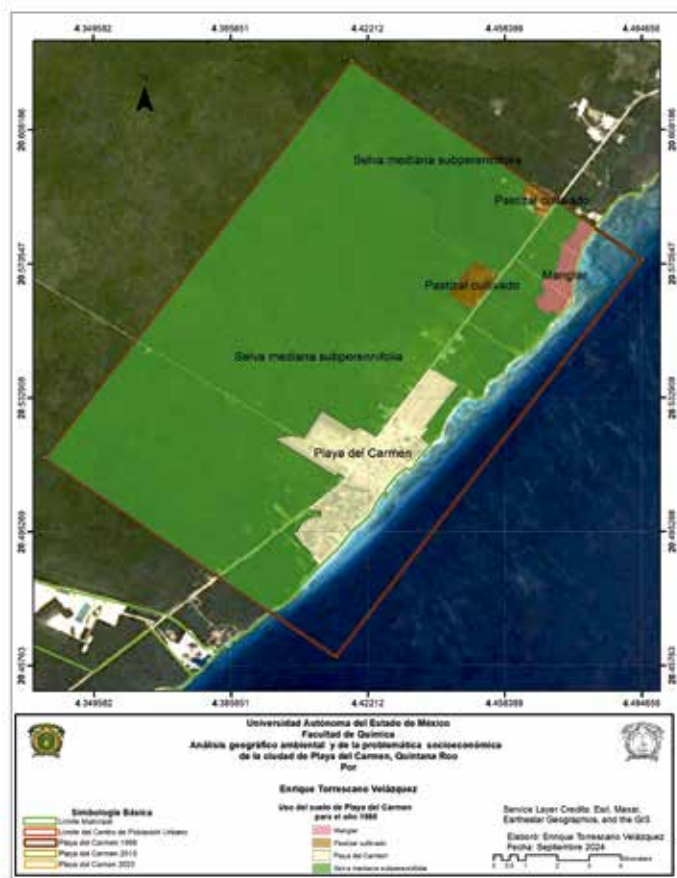
El clima es cálido húmedo (Aw) con lluvias en verano y sequía en invierno. La temperatura media anual supera los 22 °C y la precipitación anual oscila entre los 1300 y 1500 mm. Dentro de este tipo climático se presentan variaciones como Aw1 y Aw2, las cuales se diferencian por su grado de humedad, el subtipo Aw2 corresponde al más húmedo dentro de los climas cálidos subhúmedos, de acuerdo con la clasificación climática de Köppen modificada por Enriqueta García (2004). La zona de estudio se encuentra en la provincia fisiográfica XI, península de Yucatán, subprovincia 62, Carso Yucateco. La geología predominante está compuesta por calizas del Mioceno y Plioceno, lo que genera cavidades subterráneas (cenotes) que almacenan agua, un recurso natural clave.

En cuanto a los suelos, se conforman de rendzina, litosol y leptosol, que cubren afloramientos de roca caliza con profundidades menores a 25 cm, principalmente al norte, oeste y sur de la ciudad. La hidrología subterránea está vinculada al acuífero Península de Yucatán, declarado subexplotado por el INEGI (1988).

La vegetación predominante es la selva mediana subperennifolia (SMQ), que ha experimentado cambios debido a la explotación maderera y a la modificación de uso de suelo. También existen áreas de manglar, importantes para la fauna marina, y pastizales cultivados para la ganadería, especialmente en la península de Yucatán.

Durante el trabajo de campo se registraron avistamientos de aves, mamíferos y reptiles. Aunque las observaciones se limitaron a la zona urbana, estos registros permiten reconocer la presencia de biodiversidad local y la necesidad de implementar acciones de conservación y prevención de comercio ilegal de especies.

FIGURA 2. Uso de suelo y vegetación de Playa del Carmen para 1998

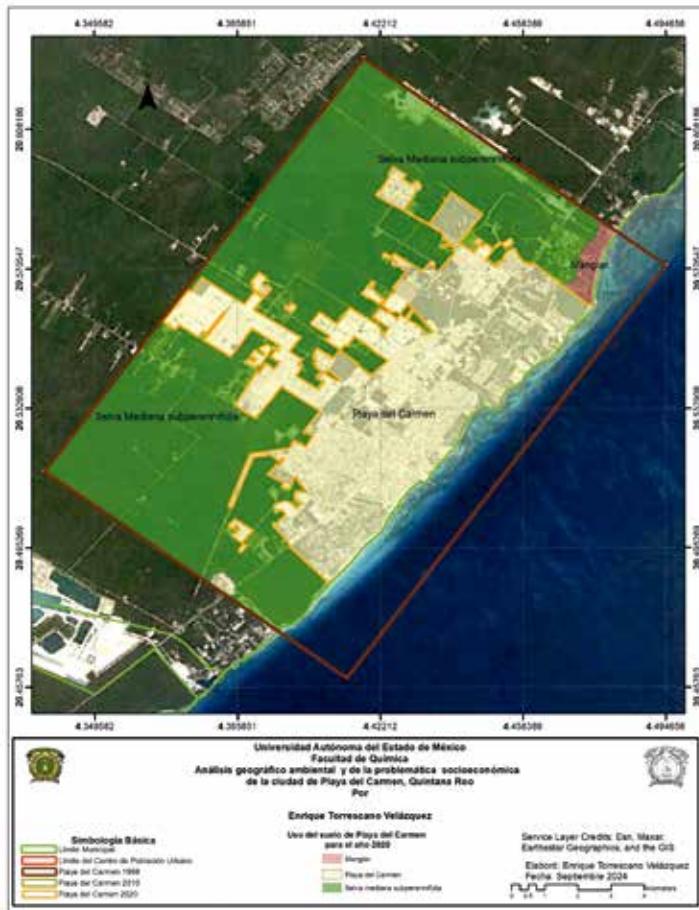


Fuente: elaboración propia.

### *Cambios de uso del suelo en Playa del Carmen (1998-2020)*

En la Figura 2 se presenta el polígono correspondiente a la localidad de Playa del Carmen en 1998, delimitado por el límite del centro de población urbana. El espacio que abarcó este último en ese año correspondía a una superficie de 13 705 ha en su parte continental. Mientras tanto, el espacio que comprendía la zona urbana era de 1112 ha, que equivale solo al 8.11% respecto al polígono que delimitaba el área de estudio. A su vez, se presentan la extensión de las coberturas de manglar —con una superficie de 202 ha—, la selva mediana subperennifolia

FIGURA 3. Uso de suelo y vegetación de playa del Carmen para 2020

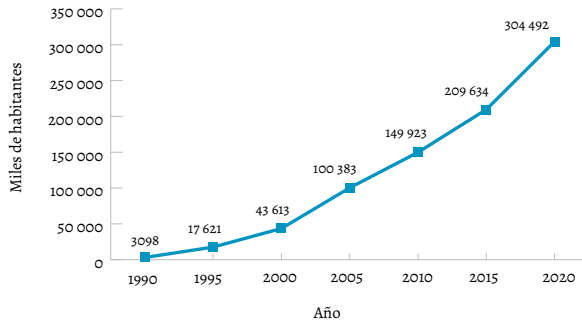


Fuente: elaboración propia.

—de 12 221 ha, que corresponde al 89% del total de la superficie— y el pastizal cultivado —169 ha—.

El análisis arrojó que, para el 2020, las áreas se modificaron del siguiente modo: el área del manglar pasó de tener 202 a 141 ha de superficie, equivalente a una pérdida del 31%, es decir, solo queda el 69% de la superficie contenida en 1998; en cuanto a la selva mediana subperennifolia, esta se redujo de 12 221 a 8447 ha de superficie, que, como en el caso anterior, se traduce una pérdida del 31%; por último, la zona urbana experimentó un aumento de 1112 a 5116 ha, lo

GRÁFICA 1. Población total para Playa del Carmen, 1990 al 2020



Fuente: elaboración propia con base en datos del INEGI (1990, 1995, 2000, 2010, 2020).

cual representan un incremento del 460 %, es decir que casi quintuplicó su cifra en tan solo 20 años. Cabe mencionar que la superficie de pastizal fue absorbida por la mancha urbana hasta quedar en 0 %, traducido en una pérdida del 100 % (figura 3).

### *Crecimiento poblacional de Playa del Carmen (1990-2020)*

El crecimiento poblacional de la ciudad costera de Playa del Carmen se encuentra relacionado de forma directa con el turismo, la búsqueda de trabajo para mejorar las condiciones de vida y la economía, o por motivos personales o de placer. En la gráfica 1 se muestra el proceso de incremento poblacional que, en tan solo 10 años (1990 a 2020), ha llegado a rebasar los 300 000 habitantes.

En este sentido, se hace un análisis sobre la población migrante, así como la población nacida dentro y fuera de Playa del Carmen en los periodos de tiempo 2000, 2010 y 2020. La población nacida en la localidad para el año 2000 es de 12 769 habitantes, siendo menor en comparación con la población nacida fuera de la localidad, la cual asciende a 29 314. Es decir, existe una diferencia de 16 545 habitantes, lo que representa un 43 % más de personas nacidas fuera (tabla 1).

### *Percepción participativa de la problemática por zonas de la ciudad*

Los problemas presentes en Playa del Carmen, de acuerdo a las respuestas de las personas entrevistadas, son: la destrucción de la selva con un (respondido por el

TABLA 1. Población nacida dentro y fuera de Quintana Roo y Playa del Carmen: 2000, 2010 y 2020

Año	Quintana Roo			Playa del Carmen		
	Población nacida en la entidad	Población nacida en otra entidad o fuera del país	Total de la población	Población nacida en la entidad	Población nacida en otra entidad o fuera del país	Total de la población
2000	367 591	485 255	874 963	12 769	29 314	43 613
2010	577 417	696 831	1 325 578	44 112	97 504	149 923
2020	848 545	945 101	1 857 985	98 690	185 584	304 942

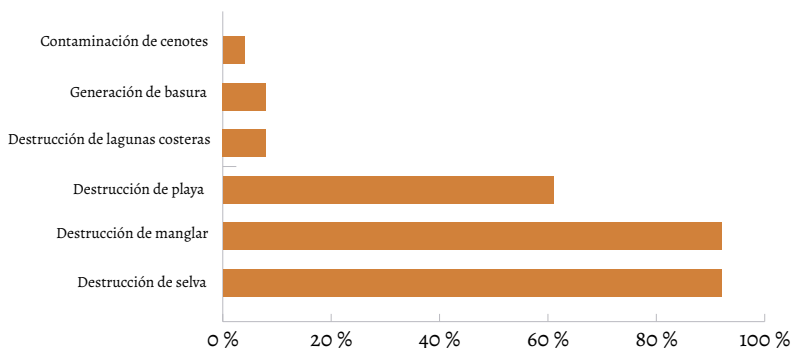
Fuente: elaboración propia con base en datos del INEGI (2000, 2010, 2020).

50 %), el crecimiento de la ciudad (46.1%), la desaparición de las playas (30.7%) y la presencia de basura (23 %). Aunado a esto, los encuestados mencionaron, como parte de los problemas, que los animales silvestres, al salir a las calles de las colonias en busca de alimento, son atropellados y los matan (3.8%); refieren problemas de energía eléctrica (3.8%), y el hecho de que los fraccionadores compran todos los terrenos al lado de la estación del Tren Maya para la construcción de casas (3.8%), lo que consideran un detalle importante.

Cuando se les preguntó a las personas si habían apreciado algún problema relacionado con el ambiente, el 92 % respondió que ha habido destrucción de selva y manglar; el 61 % habló de la desaparición y/o destrucción de playas; el 7.6 % de la desaparición de lagunas costeras y de la generación de basura, mientras que el 3.8 % señaló la contaminación de cenotes (Gráfica 2).

Con respecto a las zonas habitacionales, se preguntó a los participantes acerca de los principales problemas asociados a su desarrollo. El 61.3 % de los encuestados señaló la proliferación de desarrollos habitacionales conformados por conjuntos de viviendas con características similares; 53.7 % dijo que la ciudad crece muy rápido y existe una urbanización acelerada; 22.9 % indicó problemas relacionados con la gestión de residuos y basura, al no existir una recolección adecuada; 15.3 % enfatizó que no debe construirse en la zona de la selva porque la desaparecen; 11.5 % hizo hincapié en la presencia de corrupción por parte de las autoridades municipales; 7 % remarcó la presencia constante de extranjeros en la ciudad, y solo 3.8 % señaló la ausencia de áreas verdes en las colonias y fraccionamientos, así como la falta de estacionamientos públicos.

GRÁFICA 2. Percepción de la problemática existente en Playa del Carmen



Fuente: elaboración propia.

Tras cuestionarle a las personas si existían problemas en las zonas comerciales, 65.2% de los entrevistados dio como respuesta que hay presencia de demasiado comercio, el 30.6% expresó que son caras y 11.5% que generan mucha basura; 7.6% señaló que hay delincuencia y cobro de piso, además de comercio informal, y las autoridades no los dejan vender; el 3.8% no refiere problema alguno. En cuanto al rubro de los restaurantes, se cuestionó si existen problemáticas, y el 49.8% de las personas mencionó la presencia de una cantidad alta de este tipo de establecimientos; el 22.9% indicó que son lugares caros y el 30.6% que generan mucha basura; el 7.6% señaló la realización de cobros de piso a este tipo de comercios, y el 3.8% comentó que hay hostigamiento hacia los comensales.

Sobre los usos de la costa de Playa del Carmen, el 65.2% de los informantes mencionó que es un lugar para el descanso y el 38.3% que está dedicado al turismo; el 19.1% mencionó que ya no existe la playa y no hay arena; el 7.6% exclamó que puede servir para la recreación, convivencia familiar y el comercio, y solo una persona dijo que para asolearse.

Acerca de los problemas presentes en la playa que conocen las personas a quienes se les aplicó el cuestionario, el 65.2% de las personas señaló que no hay playa, sino solo lecho rocoso; el 19.1% detalló la destrucción de selva, y el 7.6% habló de la contaminación de la playa y la presencia de basura en Playa del Carmen. En esta línea, el 7.6% del total indicó que hay un índice de inseguridad alto y presencia de personas alcoholizadas los fines de semana; por último, una persona opinó acerca de la presencia de gente y turistas (Gráfica 3).

Al preguntar a los entrevistados sobre el conocimiento acerca de la privatización de la playa y las causas que la provocan, del total sólo 17 personas contes-

taron afirmativamente a la presencia de este, solo un informante contesto de forma negativa, argumentando que la playa es un espacio público. El 65.2% de los encuestados indicaron que la playa la ocupan hoteles y restaurantes; el 22.9% señaló que el espacio es ocupado por camastros pertenecientes a estos establecimientos; el 3.8% mencionó la destrucción de la playa por parte de algunos hoteles, mientras el 7.6% manifestó desconocer las causas.

En torno a la respuesta de si tienen buenos servicios, el 11.5% respondió que sí; 3.8% mencionó que existen muchas casas y, en este sentido, el 3.8% señaló que hay una cantidad excesiva de fraccionamientos, 3.8% de los cuales están a la par de la línea del Tren Maya, destruyen la selva donde se ubican (3.8%) y son caros (7.6%).

La problemática existente cuando se crean hoteles en Playa del Carmen, según los entrevistados, es la destrucción de la selva (84.6%), las cantidades de basura que se producen (23%), el descuido de la ciudad (19.2%), la desaparición de la playa (15.3%), la destrucción y desaparición de lagunas costeras (7.6%), y la presencia de inseguridad (7.6%); por último, se remarcó el hecho de que existen muchos hoteles (3.8%).

Hubo una respuesta favorable de la población (88.4%) al cuestionarla si le gustaría que se tomaran en cuenta sus propuestas para la solución de esa problemática. Las razones que impulsaron esta motivación fueron diversas, entre ellas, la de mayor porcentaje (7.6%) tiene que ver con que, en voz de los informantes, existen pocas obras públicas para la población como parques urbanos. A esto se suman las siguientes respuestas que comparten el mismo porcentaje (3.8%): Pla-

GRÁFICA 3. Problemática en la zona de playa



Fuente: elaboración propia.

ya del Carmen es un lugar turístico tranquilo, posee zonas arqueológicas, es un lugar con clima agradable, pero existe corrupción en las dependencias del Gobierno; se menciona también que debe regularse que los extranjeros compren propiedades. Por otro lado, existe una mala urbanización y planificación de la ciudad, y los turistas contribuyen a ensuciarla y generar basura; además, en las vialidades y calles hay presencia de baches e inseguridad.

Finalmente, las respuestas de los entrevistados no solo hacen referencia a que el Gobierno tiene que tomar en cuenta a la participación ciudadana, sino que ésta también debe contribuir en los programas, lo cual se continuará abordando en el siguiente apartado.

### *Propuestas participativas para la solución de la problemática urbana y ambiental*

Las propuestas aportadas por la población para que Playa del Carmen sea un lugar sustentable van desde implementar programas de reforestación, cuidado y respeto a la naturaleza, así como cuidados de la selva para evitar su deforestación, esto dicho por el 38.4 % de los entrevistados. Le siguen la propuesta manifestadas por el 34.6 % de que el Gobierno debe atender mejor a la ciudad porque se encuentra descuidada. El 19.2 % habló sobre recomendaciones de cuidado de las playas, restricción de la cantidad de construcciones en Playa del Carmen y la implementación de programas de manejo de basura y residuos que se generan por las diferentes actividades turísticas, comerciales y habitacionales. El 15.3 % de las respuestas tiene que ver con el mantenimiento de las playas destinadas a los turistas, siendo el principal atractivo de la ciudad. El 7.6 % mencionó la búsqueda de la sustentabilidad de la misma para que sea un mejor sitio para vivir y poder visitarlo en el futuro. En último lugar, dicho por el 3.8 %, se manifestó que el Gobierno tiene la obligación de tomar en cuenta las propuestas de la población, y las personas deben participar en los programas que se generen, además de que tendrían que crearse programas de protección a la ciudadanía.

En relación con la proyección del futuro de Playa del Carmen, se interrogó a los participantes sobre su visión para los próximos 15 años. El 80.7 % de ellos anticipó que la ciudad experimentará un crecimiento significativo, incluso superando a Cancún y Tulum en términos de expansión, con la aparición de nuevas colonias. El 3.8 % de los entrevistados dijo que espera el incremento de la llegada de extranjeros a vivir en la ciudad. Este mismo porcentaje se refleja en las respuestas que indicaron la posibilidad de enfrentar problemas como el vandalismo, delincuencia y consumo de drogas. Además, se prevé la construcción de nuevos hoteles, así como la compra de propiedades para edificar comercios, res-

taurantes y fraccionamientos, lo que podría resultar en una intensa especulación inmobiliaria. A pesar de estos desafíos, algunos participantes mencionaron que Playa del Carmen seguirá siendo un lugar limpio y tranquilo, aunque también hubo quienes creían que la situación actual persistirá, acompañada de un incremento en el turismo.

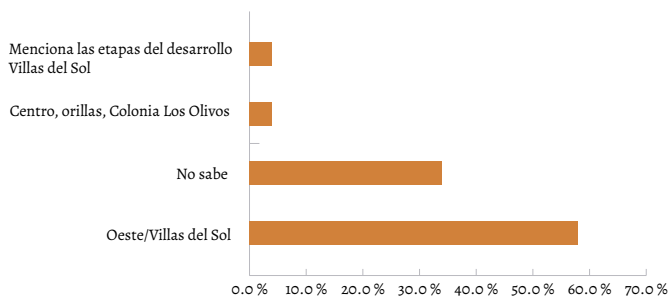
Se formuló la misma pregunta en el contexto de una proyección a 30 años. Las respuestas indicaron que los encuestados veían a Playa del Carmen como una ciudad más grande y poblada en comparación con su situación actual. Un 46.1% mencionó que el turismo será un componente clave del crecimiento, mientras que el 7.6% manifestó desconocer cómo se desarrollará la situación. Un 3.8% de los participantes describió tres posibles escenarios: uno en el que se espera un cambio positivo; otro en el que se conserve la vegetación; y el último, donde Playa del Carmen se convierta en un lugar próspero para vivir.

El 100% de los encuestados consideraron a Playa del Carmen como un lugar agradable, pero un 38% mencionó problemas de basura, un 26% de inseguridad, y un 19.2% lo veía como un lugar caro. Además, un 61.5% creía que la ciudad ha cambiado desde su llegada, al mencionar que el crecimiento se ha orientado hacia el oeste, específicamente en áreas como Villas del Sol y Los Olivos I y II (gráfica 4).

## DISCUSIÓN

Playa del Carmen se enfrenta a un acelerado crecimiento urbano y poblacional que es de suma importancia para entender su dinámica social, económica y ambiental. La cartografía elaborada en este estudio revela cómo este proceso ha

GRÁFICA 4. Zonas de crecimiento de Playa del Carmen



Fuente: elaboración propia.

avanzado notablemente en tan solo 20 años, dentro del cual ha destacado la zona oeste de la ciudad como el principal foco de expansión. Este crecimiento sigue el eje de desarrollo establecido por la carretera que conecta a Playa del Carmen con Tulum, lo que ha facilitado el acceso y ha impulsado el interés por realizar nuevas inversiones en la región.

Asimismo, se observa un patrón de crecimiento lineal que ha llevado a la devastación de áreas de selva baja, poniendo en riesgo la biodiversidad local y los ecosistemas que son vitales para la salud ambiental de la zona. Este fenómeno no solo impacta en el entorno natural, sino que también altera la calidad de vida de los residentes, quienes pueden verse afectados por la pérdida de espacios verdes y la sobrecarga de servicios públicos.

El proceso de urbanización en Playa del Carmen debe ser analizado como un fenómeno dinámico en el que convergen diversos actores sociales, políticos y empresariales. La especulación en el uso del suelo, impulsada por la intervención de empresas nacionales e internacionales, ha llevado a un incremento importante del suelo urbano en la zona oeste, lo que ha experimentado un repunte con la apertura del Tren Maya en 2024. Esto no solo eleva los precios de dicho suelo, dificultando el acceso a una vivienda asequible, sino que también afecta el patrimonio paisajístico y ambiental de la región, transformando el paisaje de manera que podría comprometer su atractivo turístico y la calidad de vida de sus habitantes.

## CONCLUSIONES

En conclusión, el crecimiento urbano de Playa del Carmen, aunque puede ser visto como una oportunidad para el desarrollo económico, también plantea serios retos en términos de sostenibilidad y equidad. En este sentido, es esencial que las políticas públicas sean diseñadas e implementadas de manera que se consideren tanto el desarrollo económico como la protección del medio ambiente, asegurando que la expansión de la ciudad beneficie a todos sus habitantes sin sacrificar los recursos naturales que la hacen única.

## REFERENCIAS

- Allen, D. W. (2013). *GIS tutorial II: Spatial Analysis Workbook*. Esri Press.
- Bocco, G. y Urquijo, P. S. (2013). Geografía ambiental: reflexiones teóricas y práctica institucional. *Región y Sociedad*, XXV(56), 75-101.

- Castillo Villanueva, L., González Vera, M. A., Campos Cámara, B. L., Velázquez Torres, D., Fernan Almada, J. L., García Gastelum, A. y Yeladaqui Tello, M. (2014). *Modelo de indicadores para la evaluación y monitoreo del desarrollo sustentable en la zona costera de Mahahual, Quintana Roo, México*. *Perspectiva Geográfica*.
- Cristiano, O. F., de Souza, B. E., Hoyos Montoya, E. A. y Leon Pazmino, M.<sup>a</sup> F. (2022). Evaluación de la exactitud posicional de imágenes Google Earth en zonas de Brasil para aplicaciones cartográficas. *Revista cartográfica*, (105), 73-94. [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2663-39812022000200073](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2663-39812022000200073)
- Escalera Briceño, A., Palafox Muñoz, A. y Ángeles Villa, M. (2022). *Turismo y brecha metabólica: la acumulación del capital en el sur global*. Universidad Externado de Colombia.
- Franco Maass, S., Regil García, H. H., González Esquivel, C. y Nava Bernal, G. (2006). Cambio de uso del suelo y vegetación en el Parque Nacional Nevado de Toluca, México, en el periodo 1972-2000. *Investigaciones Geográficas*, (61), 38-57.
- García Osorio, M. y Solleiro Albarrán, A. A. (2020). La producción del espacio social en Playa del Carmen. *Revista Brasileira de Pesquisa em Turismo*, 14(2), 95-122.
- Gutiérrez Cedillo, J. G. (2013). *La investigación geográfica: fundamentos, métodos e instrumentos*. Editorial Dunken
- INEGI. (1988). *Continuo nacional de aguas subterráneas, escala 1:250 000, serie II*. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463598411>
- \_\_\_\_\_ (1990). *Censo General de Población y Vivienda 1990: resultados definitivos*. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/1990/>
- \_\_\_\_\_ (1995). *Conteo de Población y Vivienda 1995*. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2000/>
- \_\_\_\_\_ (2001). *Censo de Población y Vivienda 2000: resultados definitivos*. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2000/>
- \_\_\_\_\_ (2002). Carta de uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie III, F16 11. (Conjunto de Datos) <https://inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825231972>
- \_\_\_\_\_ (2012). *Censo de Población y Vivienda 2010: resultados definitivos*. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/>
- \_\_\_\_\_ (2014). Carta de uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie VI, Cozumel, F16-11. (Conjunto de Datos) <https://inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463863779>
- \_\_\_\_\_ (2021). *Censo de Población y Vivienda 2020: resultados definitivos*. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- Mendoza Ontiveros, M. M. y Leal Torres, S. E. (2010). Turismo en Playa del Carmen - México. Impactos socioculturales en la colonia Colosio. *Estudios y Perspectivas*

en *Turismo*, 19(5), 850-865. <https://www.redalyc.org/pdf/1807/180717609015.pdf>

Pontius, R. G., Shusas, E. y Mceachern, M. (2004). Detecting Important Categorical Land Changes While Accounting for Persistence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 101(2-3), 251-268.

Rioja Peregrina, L. H., Benítez López, J. y Hernández Espinosa, R. (2019). *Representación social y políticas públicas en materia de turismo: los casos de los Centros Integralmente Planeados de Cancún, Litibú, e Ixtapa-Zihuatanejo, México. El Periplo Sustentable*, (37), 92-121. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=193467294004>

—



# Del uso de suelo agrícola al uso urbano en la ciudad de Culiacán, Sinaloa, entre 2001-2021

FRANCISCO HUMBERTO VALDEZ-SANDOVAL<sup>1</sup>

## INTRODUCCIÓN

El objetivo del presente artículo es llevar a cabo un estudio con base en el cambio del uso del suelo y la expansión urbana de Culiacán Rosales, Sinaloa. Habría que comenzar aclarando que el estudio del espacio reconoce las transformaciones producidas entre las distintas categorías. En este sentido, y conforme al caso aquí abordado, dicho análisis da muestra de un acelerado aumento del crecimiento de zonas urbanizadas en detrimento de las áreas para uso agrícola, lo que afecta directamente los espacios de bosques y los cuerpos de agua. Tal incremento revela que el fenómeno ha provocado una disminución de la cubierta arbórea y un aumento en el uso del suelo para fines urbanos. Inicialmente, se nota una transición de áreas boscosas a terrenos destinados a la agricultura. Luego, tras este cambio, las zonas agrícolas presentan una mayor posibilidad de transformarse en áreas urbanas, particularmente para uso residencial, produciendo de esta manera un impacto ambiental considerable (Ramón y Aguilar, 2021).

Con este estudio se busca proporcionar conocimiento mediante la realización de un análisis exhaustivo de los usos del suelo en la capital del estado sinaloense, basándose en una matriz de tabulación cruzada (Pontius, Shusas y McEachern, 2004), en el marco del análisis exploratorio de datos. Este análisis es relevante, ya que se ha centrado en examinar los usos del suelo a nivel local, dado que en las investigaciones llevadas a cabo se ha analizado al territorio a nivel estatal (Corrales, Plata, Hinojoza y Aguilar, 2014) o enfocándose en el desarrollo de la ciudad sin examinar los usos del suelo (Armiño, Almazán y Forrat, 2019).

Las alteraciones en la utilización del suelo están vinculadas a las acciones humanas, pues estas han surgido como elemento primordial en las transformacio-

1 Universidad Autónoma de Sinaloa, Unidad Académica de Negocios, Los Mochis, Sinaloa.

nes medioambientales, siendo el desarrollo urbano uno de los principales causantes de estos cambios (López y Plata, 2009). Esto se debe a que, con el paso del tiempo, la humanidad ha empleado y alterado de diferentes formas el espacio geográfico, y sus múltiples actividades provocan cambios constantes en los sitios. Así, la variación en la utilización del suelo surge de las actividades económicas y de los mecanismos de aglomeración internos, que se reflejan en el paisaje físico (Ramírez, 2020).

Partiendo de estos datos, la contribución de la presente investigación empírica radica, primero, en su valor teórico, ya que aportará conocimientos sobre los cambios del uso del suelo y el crecimiento urbano de la capital del estado sinaloense, una temática hasta ahora poco discutida por los académicos de la entidad; por otro lado, está el valor de su metodología, que será un referente sobre el estudio del espacio urbano bajo el enfoque del análisis exploratorio de datos, empleando las técnicas de análisis regional y los sistemas de información geográfica.

Aunado a esto, además de que este trabajo podrá ser utilizado como base para el estudio de otras ciudades de Sinaloa, aportará a los gobiernos municipales y estatales información sobre las coberturas y usos del suelo, que podrán utilizar para identificar áreas de oportunidad con el propósito de mejorar la planeación territorial y diseñar estrategias encaminadas a dinamizar el desarrollo urbano y territorial; es decir, la investigación aportará los elementos para la toma de decisiones que contribuyan a disminuir las asimetrías y problemáticas de las ciudades.

## ANTECEDENTES

Amaya, Girón, Maza y Luna (2024), quienes exponen las variaciones en el uso del suelo en la cuenca del río Zarumilla ubicado en la zona fronteriza del norte de Perú y el sur de Ecuador durante el periodo 1992-2022, constatan que la mayoría de las pérdidas tuvieron lugar principalmente en la parte ecuatoriana, donde tuvo lugar el 87.7% de la deforestación total. A su vez, señalan que, de las 16 251 ha de bosque desaparecidas en toda la cuenca, 14 252 se perdieron del lado ecuatoriano. El lado peruano, por su parte, ha experimentado escasas modificaciones a lo largo del tiempo, principalmente debido a la presencia del parque nacional Cerros de Amotape y su zona de amortiguamiento correspondiente. Mediante el uso de regresión lineal, se observa la correlación entre la distancia hasta ríos, vías y accesos y el incremento en las modificaciones de suelo en el sector, por lo que se consideran como los factores clave que influyen en la expansión agrícola

en la región. Según la proyección para el año 2040, se anticipa un preocupante incremento en la deforestación que podría abarcar 10 589 ha de bosques, particularmente en la región ecuatoriana.

Por tanto, con relación al estudio de Amaya et al. (2024), se aconseja establecer políticas de desarrollo sostenible, fomentar prácticas de agricultura sustentable, incrementar y fortalecer las zonas protegidas para la preservación de la biodiversidad y llevar a cabo programas de reforestación. De igual manera, es posible involucrar a las comunidades locales en la protección de los recursos naturales, proporcionando soluciones inclusivas y sostenibles a largo plazo.

En otro estudio, tanto las imágenes satelitales como los Sistemas de Información Geográfica (SIG) facilitaron el seguimiento y la cuantificación del cambio en el uso del suelo en la región donde se edificaría el Nuevo Aeropuerto Internacional de la Ciudad de México (NAICM). A pesar de que se ha observado un aumento natural en la población y, por ende, en la zona urbana, se notó un crecimiento urbano motivado por el anuncio de la edificación del aeropuerto que propició la venta de terrenos agrícolas para otros propósitos. De hecho, el desarrollo urbano desplazó las tierras, impactando negativamente en la producción agrícola. (Romero y Hernández, 2023).

Con respecto al análisis realizado a la cuenca Juluapan en el estado de Colima, Meza, Olguín, Quintero, Sánchez y Villalvazo(2023), proporcionaron información fiable a los gestores en la toma de decisiones, con el fin de optimizar el uso y gestión del recurso hídrico de la cuenca. No obstante, a pesar de que la metodología resultó eficaz, su función como elemento técnico fue significativa para modificar las tendencias adversas en los procesos de degradación, desertificación y pérdida de la biodiversidad. Argumentaron que los resultados se hacen factibles solo si se incorporan y pueden ser socializados en programas de administración, gestión y restauración del territorio no solo en el ámbito municipal, pues es conocido que los procesos naturales y antropogénicos que provocan el cambio de uso del suelo y vegetación trascienden espacios geográficos y sociales.

Por su parte, Medina, Scott-Morales, Vela, Cotera y Estrada (2023) expusieron un cambio notable entre los años 1975 y 2019 en la configuración del paisaje del Sitio Ramsar Núm. 1981 localizado en el municipio Linares, Nuevo León, México: la disminución significativa de las zonas inundables que evidenciaba la ausencia de flujo de agua superficial y la baja saturación del suelo, lo que posteriormente generó una leve reducción de agua en la poza central del humedal. Según los autores, fomentar leyes concretas para humedales, ya sean costeras o interiores, será una responsabilidad de la legislatura presente y futura, además de respaldar la investigación fundamental de seguimiento e inventario de las poblaciones silvestres que dependen de estos ecosistemas. No obstante, el panorama actual

evidencia que las políticas implementadas apenas aportaron beneficios al campo de estudio, pese a que cada fuente de agua es esencial para la salud y el bienestar de los residentes del país.

Para el caso sinaloense, en el periodo 1976-2007, Corrales et al. (2014) publicaron los resultados del análisis de fluctuaciones en la utilización y cobertura del suelo en la entidad. Primero, afirmaron que el 80% de la totalidad de la superficie del estado de Sinaloa no se modificó, lo que implicaba que solo el 20% presentó fluctuaciones en la ocupación del terreno. En relación con su dinámica, podemos resaltar que, aunque las superficies de bosques se conservan durante ambas etapas, la pérdida de estos excede el promedio anual nacional con respecto a las tasas de deforestación. Además, se observó un cambio importante en el paso de la agricultura de temporal a la agricultura de riego, debido a la apertura de presas en la sierra del estado y a la puesta en marcha de sistemas de riego de gravedad y tecnológicos que han favorecido el cultivo intensivo en la región. Finalmente, se confirmó que el estado de Sinaloa posee una enorme vocación agrícola, dado que en las últimas tres décadas ha logrado una superficie que supera los 2 000 000 de ha, y tiene un alto valor ambiental y productivo en comparación con áreas forestales, al grado de registrar más de 3 000 000 de ha en el año 2007 (Corrales et al., 2014).

El estudio de Plata et al. (2017) reveló que las modificaciones territoriales ocurrieron en el estado de Sinaloa en las últimas cuatro décadas. Resaltó la transición de la agricultura estacional a la de riego, gracias a la edificación de presas en las montañas estatales, las cuales dieron paso a los sistemas de riego que han impulsado la agricultura intensiva en la zona. Igualmente, hicieron mención del efecto de la desaparición de bosques tropicales (400 000 ha) y la expansión de zonas urbanas (56 000 ha) en el paisaje de Sinaloa. Aunque el incremento del bosque supera en 10 veces al de las zonas urbanas, se determinó que la intensidad anual de las zonas urbanas es altamente activa, mientras que el bosque se encuentra inactivo, principalmente, debido a la naturaleza de las superficies que forman parte de cada categoría en el estado.

## METODOLOGÍA

Para el análisis, se utilizaron los mapas de uso del suelo y vegetación a escala 1:250 000 serie II continuo nacional y serie VII continuo nacional del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), publicados en el portal de información geoespacial (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], 2021). Posteriormente, se generó una matriz de cambios

después de fusionar el mapa del año 2001 con el mapa del 2021. En la tabla 1, las filas representan las categorías del mapa durante el primer tiempo, mientras que las columnas representan las del segundo tiempo (Pontius et al., 2004). Basándose en López y Plata (2009), los espacios que se mantuvieron constantes, o sea, las zonas sin alteraciones entre el primer y segundo tiempo (P11, P22 y P33), se plasman en la diagonal de la matriz (P<sub>ij</sub>); por su parte, los elementos que no están presentes en la diagonal simbolizan las variaciones que ocurrieron entre las distintas categorías. La fila total T2 (P + 1, P + 2 y P + 3), ofrece datos acerca del espacio total que cada categoría ocupa en el tiempo 2 (P + n), mientras que la columna total T1 (P1+, P2+ y P+) muestra el espacio total de cada categoría en el tiempo 1 (P + n).

Posteriormente, la fila 5 (P + 1 - 11, P + 2 - 22 y P + 3 - 33), denominada ganancia bruta (G<sub>ij</sub>), muestra el espacio del área que sufrió un aumento durante el lapso del 2001 al 2021, o sea, la diferencia entre la suma total en la fila 4 y lo que se mantuvo estable. En la quinta columna (P1+ - P11, P2+ - P22 y P3+ - P33), se presenta la pérdida bruta (L<sub>ij</sub>) que sufrió cada categoría entre el primero y el segundo tiempo, o sea, la diferencia entre los valores iniciales y los valores de la diagonal. Además, se denomina intercambio al cambio en la disposición o estructura de las categorías, que simboliza la cantidad de área que ha sufrido alteraciones entre las clases (López y Plata, 2009).

La elaboración de esta matriz establece las bases para recolectar datos que cubran desde un nivel de análisis general hasta un nivel más exhaustivo de las transformaciones sucedidas en el espacio. Además, permite establecer si las modificaciones detectadas son producto de una transición sistemática o conse-

TABLA 1. Matriz de tabulación cruzada para dos mapas de diferente fecha

	Tiempo 2			Total T1	Pérdidas
	Categoría 1	Categoría 2	Categoría 3		
<b>Tiempo 1</b>					
Categoría 1	P11	P12	P13	P1+	P1+ - P11
Categoría 2	P21	P22	P23	P2+	P2+ - P22
Categoría 3	P31	P32	P33	P+	P3+ - P33
Total T2	P + 1	P + 2	P + 3	P	
Ganancias	P + 1 - P11	P + 2 - P22	P + 3 - P33	P <sub>ij</sub>	

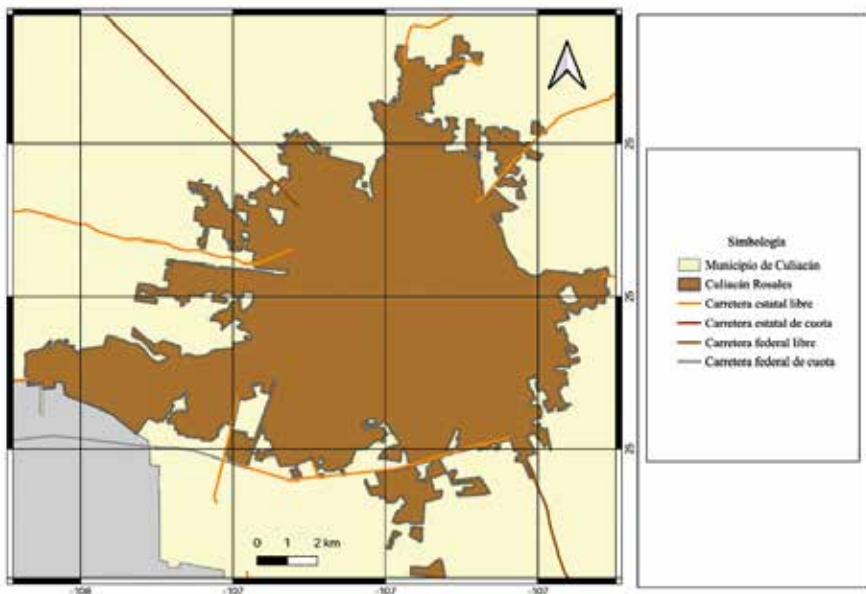
Fuente: Poinius et al. (2004).

cuencia de una transición aleatoria. El nivel global se manifiesta en la variación neta, calculada como la diferencia entre el total en T2 y el total en T1 para cada categoría, representada como (López y Plata, 2009):

$$D_j = (T_2 - T_1)$$

Adicionalmente, para establecer si las variaciones entre las categorías simbolizan transiciones sistemáticas, resulta crucial valorar la relevancia de estas ganancias y pérdidas. Para ello, se forman dos matrices denominadas matrices de transición sistemática: una destinada a las ganancias y otra a las pérdidas. Estos registros muestran la proporción de las ganancias o pérdidas de las categorías, teniendo en cuenta la dimensión prevista de la categoría en el segundo tiempo si la transformación surgiera debido a un proceso aleatorio. Finalmente, establecer la relevancia de los valores en la tabla de transición sistemática implica analizar la diferencia entre los resultados obtenidos y los resultados esperados (López y Plata, 2009):

FIGURA 1. Área de estudio



Fuente: elaboración propia con base en el Marco Geoestadístico del INEGI (2023).

$$G_{ij} = (P + j - P_{jj}) (P_{i+} / (1 - P_{j+}))$$

Donde  $G_{ij}$  representa la transición prevista de la categoría  $i$  a la categoría  $j$  mediante un proceso aleatorio de ganancia;  $P + j - P_{jj}$  es la ganancia total percibida de la categoría  $j$ ;  $P_{i+}$  representa el tamaño de la categoría  $i$  durante el tiempo  $1$ , y  $1 - P_{j+}$  simboliza la suma de los tamaños de todas las categorías, excluyendo a la categoría  $j$ , durante el tiempo  $1$ .

## ÁREA DE ESTUDIO

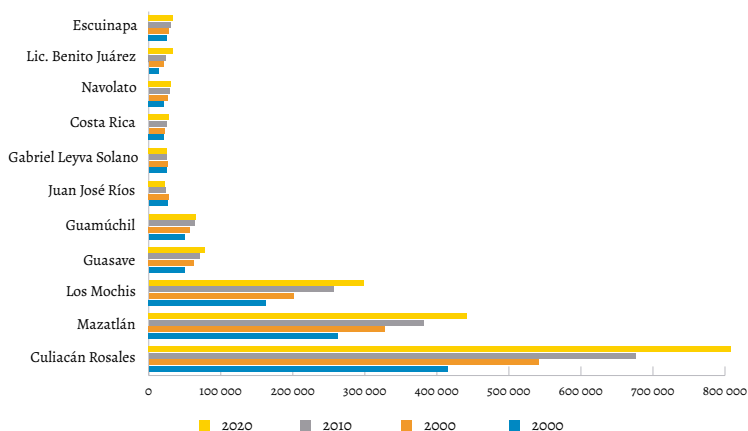
Culiacán Rosales es la ciudad principal de la región y centro del estado de Sinaloa, entidad ubicada el noroeste del país (Bassols, 2012) (figura 1). Tiene una extensión territorial de 14 132 ha, presenta una longitud de  $107^{\circ} 23' 37.522''$  W, una latitud de  $24^{\circ} 48' 31.709''$  N y una altitud de 57 m sobre el nivel del mar. Contaba con 808 416 habitantes en el año 2020, de los cuales 392 165 era población masculina y 416 251 población femenina, y un total de 232 201 viviendas habitadas; un gran cambio con respecto al año 2000 cuando se registraron 123 647 viviendas habitadas (INEGI, 2000), es decir, que estas aumentaron alrededor del 88 % veinte años después (INEGI, 2020).

## RESULTADOS

Las ciudades evidencian una tendencia hacia la concentración, tanto con respecto a las actividades productivas como con el aumento de la población. Una característica destacada podría ser la propensión a establecer varios centros a partir de los núcleos iniciales, señal de una dinámica de concentración que se manifiesta en la ampliación de la zona central de la ciudad (Soto, 2004). En Sinaloa, por ejemplo, las zonas urbanas se convierten en puntos de interés al promover un crecimiento demográfico y económico en sus alrededores (Gráfica 1). Esto se logra mediante la concentración de la actividad empresarial, la incorporación de inmigrantes de zonas rurales, la presencia de actividades económicas dinámicas, así como la ubicación estratégica de destacadas instituciones educativas y una extensa variedad de servicios públicos. Por lo tanto, estos núcleos urbanos, que comprenden desde urbes de tamaño medio hasta pequeño, son esenciales para el progreso del estado.

Se observa un aumento gradual en la población urbana de la entidad, ya que en 1990 representaba el 48 % de la población total del estado, en el 2000 incre-

GRÁFICO 1. Dinámica poblacional en el sistema de ciudades sinaloenses

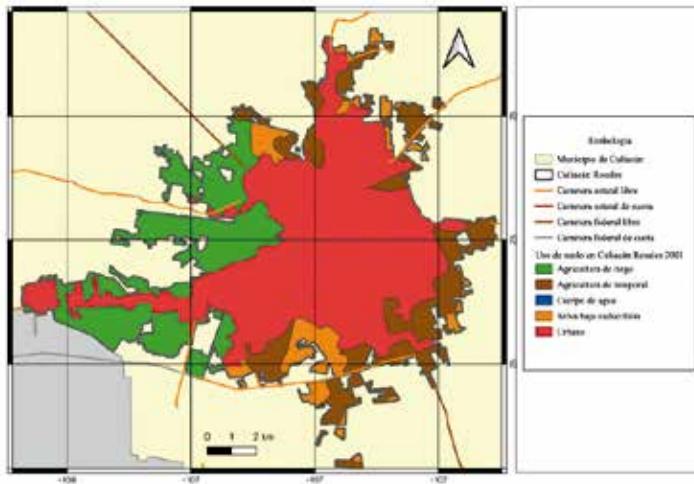


Fuente: elaboración propia con base en los censos de población y vivienda de 1990, 2000, 2010 y 2020.

mentó a 53% y continuó hasta alcanzar el 58% en el 2010; finalmente, para el 2020, la población urbana representó el 62%. En contraste, durante este último año, el crecimiento demográfico de la población no urbana siguió reduciéndose hasta constituir el 38%. Ahora bien, al regionalizar el territorio de Sinaloa, las urbes de tamaño medio se transforman en el núcleo de atracción en sus respectivas zonas: en la zona sur es Mazatlán, en la zona centro Culiacán Rosales y en la zona norte Los Mochis. Además, los datos estadísticos evidencian las disparidades espaciales en la dinámica de la población, puesto que hay más concentración de habitantes en las tres áreas urbanas con mayor actividad.

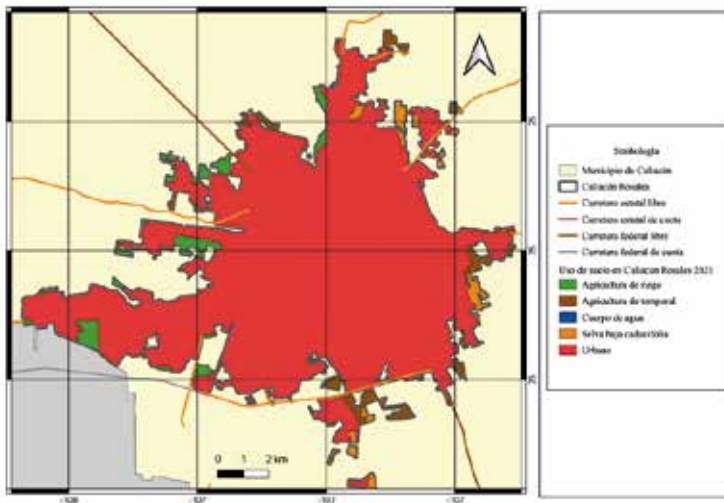
La metodología utilizada en GIS 3.18, versión del *software* QGIS (Quantum GIS), un programa de código abierto utilizado para crear, editar, analizar y visualizar información geográfica, permitió crear dos mapas que ilustran las coberturas del suelo correspondientes a los años 2001 y 2021 (figuras 2 y 3). Estos mapas son fundamentales para examinar las modificaciones producto del crecimiento urbano, que se refiere al aumento de la población residente en zonas urbanas (Torres, Rozga, García y Delgadillo, 2009). Según esta valoración, se determinó que, en 2001, el territorio destinado al uso urbano comprendía una extensión de 7562 ha, y se registró un incremento cercano al 71% entre el 2001 y el 2021, llegando a un total de 12 935 ha de espacio construido. Asimismo, el crecimiento urbano de la ciudad de Culiacán ha experimentado un avance durante el periodo estudiado.

FIGURA 2. Uso del suelo en Culiacán Rosales 2001



Fuente: elaboración propia con base en los datos del INEGI (2001, citado en CONABIO, 2001).

FIGURA 3. Uso del suelo en Culiacán Rosales 2021



Fuente: elaboración propia con base en datos del INEGI (2021, citado en CONABIO, 2021).

TABLA 2. Matriz de tabulación cruzada para el cambio de uso del suelo en hectáreas para Culiacán Rosales

	Uso del suelo	Agricultura de riego	Urbano	Cuerpo de agua	Agricultura de temporal	Selva baja caducifolia
		1	2	3	4	5
Agricultura de riego	10	11	12	13	14	15
Urbano	20	21	22	23	24	25
Cuerpo de agua	30	31	32	33	34	35
Agricultura de temporal	40	41	42	43	44	45
Selva baja caducifolia	50	51	52	53	54	55

Fuente: elaboración propia.

El propósito principal aquí de establecer el área urbana de Culiacán fue determinar cuánto impactó el crecimiento en los distintos usos del suelo. De acuerdo con los mapas del 2001 y 2021 (figuras 2 y 3), se desarrolló una matriz de tabulación cruzada (tabla 2) que permitió examinar el alcance de cada categoría en ambas fechas, además de identificar las áreas persistentes, los intercambios, las ganancias y las pérdidas en las categorías (López y Plata, 2009).

El estudio se enfoca en la información más allá de la diagonal principal, especialmente en Culiacán, donde se reconocen 20 transiciones entre categorías, ganancias y pérdidas (tabla 3). Mientras la zona destinada al uso urbano experimentó ganancias, las otras categorías sufrieron intercambios, lo que indica la existencia de una notable dinámica de transformación en la ciudad. La variación total muestra que el uso urbano se incrementó en un 71% en relación con su ampliación en 2001 (figura 4). En contraste, la región agrícola de riego sufrió una reducción de 83%, así como la zona agrícola de temporal que disminuyó también un 83%.

Se obtuvieron los resultados del análisis de la matriz de tabulación cruzada considerando cinco categorías de usos y cobertura del suelo localizados en la ciudad de Culiacán Rosales (tabla 4).

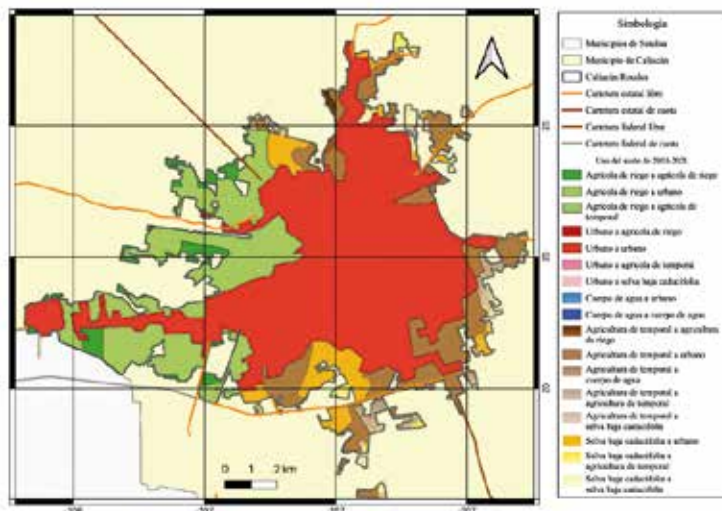
En las categorías de usos agrícolas tanto temporal como de riego y en la selva baja caducifolia se puede notar que la variación total es superior a la variación

TABLA 3. Transiciones entre categorías

Código	Transición	Código	Transición
12	Agrícola de riego a urbano	34	Cuerpo de agua a agrícola de temporal
13	Agrícola de riego a cuerpo de agua	35	Cuerpo de agua a selva baja caducifolia
14	Agrícola de riego a agrícola de temporal	41	Agrícola de temporal a agrícola de riego
15	Agrícola de riego a selva baja caducifolia	42	Agrícola de temporal a urbano
21	Urbano a agrícola de riego	43	Agrícola de temporal a cuerpo de agua
23	Urbano a cuerpo de agua	45	Agrícola de temporal a selva baja caducifolia
24	Urbano a agrícola de temporal	51	Selva baja caducifolia a agrícola de riego
25	Urbano a selva baja caducifolia	52	Selva baja caducifolia a urbano
31	Cuerpo de agua a agrícola de riego	53	Selva baja caducifolia a cuerpo de agua
32	Cuerpo de agua a urbano	54	Selva baja caducifolia a agrícola de temporal

Fuente: elaboración propia.

FIGURA 4. Cambio de uso del suelo de 2001 a 2021 en Culiacán Rosales, Sinaloa



Fuente: elaborado con base en datos del INEGI (2001 y 2021, citados en CONABIO, 2021).

TABLA 4. Matriz de tabulación cruzada en hectáreas para los mapas de los años 2001 y 2021

2001	2021						
	Agricultura de riego	Urbano	Cuerpo de agua	Agricultura de temporal	Selva baja caducifolia	Total 2001	Pérdidas
Agricultura de riego	438	2765.33	0	0.03	0	3203.4	2765.37
Urbano	0.094	7561.14	0	0.08	0.21	7561.5	0.391
Cuerpo de agua	0	0.08	5.75	0	0	5.83	0.08
Agricultura de temporal	70.505	1856.96	0.016	288.05	131.14	2346.6	2058.63
Selva baja caducifolia	0	781.93	0	102.75	159.82	1044.5	884.69
Total 2021	509	12.96	6	391	291	14 162	
Ganancias	70.59	5404.32	0.016	102.87	131.35		

Fuente: elaborado con base en datos del INEGI (2001 y 2021, citados en CONABIO, 2021).

TABLA 5. Valores de transición entre categorías en hectáreas

	2001	2021	Diferencia	Ganancias	Pérdidas	Inter-cambio	Cambio neto	Cambio total
Agricultura de riego	3173	509	2665	70.599	2765.37	141	2665	2835.969
Urbano	7562	12 935	-5374	5404.324	0.391	1	5734	5404.715
Cuerpo de agua	5.831	5.765	0	0.016	0.086	0	0	0.102
Agricultura de temporal	2346.69	390.931	1956	102.876	2058.63	206	1956	2161.508
Selva baja caducifolia	1044.52	291.179	753	131.357	884.693	263	753	1016.05

Fuente: elaboración propia.

neta, debido a que la variación total se calcula sumando las ganancias y las pérdidas. Por otro lado, la variación neta no permite reconocer las transformaciones, dado que la estimación se fundamenta únicamente en la diferencia entre las

TABLA 6. Transiciones sistémicas para el área urbana

<b>Categoría</b>	<b>Ganancia observada</b>	<b>Ganancia esperada</b>	<b>Diferencia Go-Ge</b>	<b>Tasas (Go-Ge)/Ge</b>
Agricultura de riego	2765.336	2643.11	122.226	0.046
Cuerpo de agua	0.086	29.47	-29.384	-0.997
Agricultura de temporal	1856.965	1963.09	-106.125	-0.054
Selva baja caducifolia	781.937	768.8	13.137	0.017

Fuente: elaboración propia.

superficies de los años 2001 y 2021 (López y Plata, 2009). Por lo tanto, el espacio de uso urbano tuvo más cambios en el territorio de Culiacán Rosales, Sinaloa (tablas 5 y 6).

## CONCLUSIONES

El desarrollo urbano de Culiacán Rosales ha provocado, principalmente, una tendencia a la reducción del área agrícola para convertirse en viviendas de interés social, en mayor medida. Así, con base en los censos de población y vivienda del INEGI para los años 2000 y 2020, el número de viviendas habitadas se incrementó hasta abarcar un 88 %, aproximadamente. Este panorama muestra la falta de políticas urbanas destinadas a disminuir la notable aglomeración de población y economía en ciertos territorios.

La citada concentración fomenta el uso desmedido de los recursos no renovables, lo que representa un problema notorio en las regiones. En el ámbito económico, intensifica los desafíos de la polución, el deterioro de los ecosistemas, la sobrecarga de vías y el transporte urbano; por su parte, en el ámbito social, causa la polarización de las clases sociales y la marginación se propaga hacia las periferias de las urbes (Delgadillo y Torres, 2011).

El enfoque usado para analizar las alteraciones en la cobertura del espacio geográfico establecido en la ciudad capital del estado de Sinaloa permitió la identificación de: ganancias, pérdidas, cambios netos, cambios totales e intercambios efectuados por las categorías de uso del suelo durante un periodo de 20 años. Estos hallazgos se transforman en datos útiles para los responsables de tomar decisiones, ya que Culiacán Rosales no ha cesado en su crecimiento. Siendo así, cabe preguntarnos: ¿de qué magnitud será la ciudad y, por ende, cuánta?

les serán las necesidades más urgentes de los habitantes? En este contexto, las autoridades deben actuar con prontitud para abordar posibles desafíos futuros como la migración de residentes de áreas rurales hacia áreas urbanas producto de desplazamientos forzados que derivan del narcotráfico y la inseguridad, la insostenibilidad del sector agrícola en sus procesos de producción, las inundaciones a causa de lluvias fuertes y la necesidad en términos de vivienda, agua, electricidad y trabajo.

Finalmente, para futuros estudios, será necesario investigar factores que expliquen el crecimiento urbano, en busca de elementos que influyan en el mismo, siendo que el espacio transformado para uso agrícola de riego ha pasado a convertirse en espacio urbano. Esto simplificará la ejecución de simulaciones de transiciones entre categorías a través del uso de sistemas de información geográfica y, además, será beneficioso para la organización del espacio urbano. Sumado a esto, se busca implementar dicho método en los espacios geográficos de Los Mochis y Mazatlán, con el objetivo de llevar a cabo una comparación entre su crecimiento urbano y los usos del suelo.

## REFERENCIAS

- Amaya, P., Girón, B., Maza, J. y Luna, A. (2024). Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo en la cuenca del río Zarumilla: proyecciones al 2040. *Novasineria*, 7(2), 73-86.
- Armiño, L., Almazán, G. y Forrat, J. (del 18 al 20 septiembre de 2019). *La manzana en Los Mochis, Sinaloa: apuntes sobre densidad habitacional, parcelación y forma de vivienda*. III ISUF-H Congreso Internacional, Guadalajara, México. [https://www.academia.edu/66874884/La\\_manzana\\_en\\_Los\\_Mochis\\_Sinaloa\\_Apuntes\\_sobre\\_densidad\\_habitacional\\_parcelación\\_y\\_forma\\_de\\_vivienda](https://www.academia.edu/66874884/La_manzana_en_Los_Mochis_Sinaloa_Apuntes_sobre_densidad_habitacional_parcelación_y_forma_de_vivienda)
- Bassols, Á. (2012). *Geografía socioeconómica de México. Aspectos físicos y económicos por regiones* (8.ª ed.). Trillas.
- CONABIO. (2001). *Uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie II (continuo nacional)*. Catálogo de metadatos geográficos. CONABIO. Portal de Geoinformación 2023, Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB). [http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis\\_root/usv/inegi/usv250k-s2gw](http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/usv/inegi/usv250k-s2gw)
- \_\_\_\_\_ (2021). *Uso del suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie VII (continuo nacional)*. Catálogo de metadatos geográficos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Portal de Geoinformación 2023, Sistema Nacio-

- nal de Información sobre biodiversidad (SNIB). [http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis\\_root/usv/inegi/usv250ks2gw](http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/usv/inegi/usv250ks2gw)
- Corrales, G., Plata, W., Hinojoza, G. y Aguilar, J. (2014). *Análisis de los cambios de uso y cobertura del suelo para el Estado de Sinaloa mediante sistemas de información geográfica*. XVI Congreso Nacional de Tecnologías de la Información Geográfica, Alicante, España. [https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/46509/1/2014\\_CorralesBarraza\\_et al\\_Congreso\\_TIG.pdf](https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/46509/1/2014_CorralesBarraza_et al_Congreso_TIG.pdf)
- Delgadillo, J. y Torres, F. (2011). *Nueva geografía regional de México*. Trillas.
- INEGI. (2020). *Censo de Población y Vivienda 2020*. <https://www.inegi.org.mx/app/scitel/Default?ev=9>
- \_\_\_\_\_ (1990). *XI Censo General de Población y Vivienda 1990*. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/1990/>
- \_\_\_\_\_ (2000). *XII Censo General de Población y Vivienda 2000*. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2000/#microdatos>
- \_\_\_\_\_ (2010). *Censo de Población y Vivienda 2010*. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/#microdatos>
- López, V. y Plata, W. (2009). Análisis de los cambios de cobertura de suelo derivados de la expansión urbana de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, 1990-2000. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, (68), 85-101. <https://www.investigacionesgeograficas.unam.mx/index.php/rig/article/view/18000/17141>
- Medina, M., Scott-Morales, L., Vela, P., Cotera, M. y Estrada, E. (2023). Análisis temporal de uso del suelo en un sitio Ramsar (núm. 1981) en el centro de Nuevo León. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 14(79), 107-134.
- Meza, D., Olguín, J., Quintero, S., Sánchez, E. y Villavazo, V. (2023). Dinámica temporal de cambio de uso de suelo y vegetación en la cuenca Juluapan en el estado de Colima. *Terra Latinoamericana*, 41, 1-15.
- Plata, W., Corrales, G., Hinojosa, G., Monjardín, S., Beltrán, J. y Rodríguez, H. (2017). Spatial-Temporal Analysis of Territorial Transformations in the State of Sinaloa Mexico Using Geographic Information Systems. *Agricultural Sciences*, 8, 171-182.
- Pontius, R., Shusas, E. y McEachern, M. (2004). Detecting Important Categorical Land Changes While Accounting for Persistence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, (101), 251-268.
- Ramírez, R. (2020). *Zona metropolitana de la Ciudad de México: crecimiento y expansión al 2040, Prospectiva territorial usando modelos de simulación urbana*. Instituto de Investigaciones Económicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad (PUEC).

- Ramón, J. y Aguilar, A. (2021). Expansión urbana irregular, cambio de uso del suelo y deterioro ambiental en la periferia norte de la zona metropolitana Puebla-Tlaxcala: el caso del Parque Nacional La Malinche. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 30(2), 441-458. <https://doi.org/10.15446/rcdg.v30n2.89849>
- Romero, A. y Hernández, M. (2023). Cambio de uso de suelo por la construcción del NAICM en Texcoco, Estado de México. *Terra Latinoamericana*, 41, 1-15.
- Soto, O. (2004). Crecimiento urbano y conflictividad en la periferia surponiente de la ciudad de Puebla. En A. Álvarez y F. Díaz (Coords.). *Ciudad, territorio y patrimonio, materiales de investigación II*. Universidad Iberoamericana Puebla; Instituto Universitario de Urbanística Universidad de Valladolid.
- Torres, F., Rozga, R., García, A. y Delgadillo, J. (2009). *Técnicas para el análisis regional. Desarrollo y aplicaciones*. Trillas.

# Identificación de sitios potencialmente idóneos para la conservación de *aspidosperma megalocarpon* en Chiapas, México<sup>1</sup>

JONATHAN DE JESÚS PÉREZ-DE LA ROSA,<sup>2</sup> PABLO MARROQUÍN-MORALES,<sup>2</sup>  
ULISES MANZANILLA-QUIÑONES,<sup>3</sup> JORGE REYES-REYES,<sup>2</sup>  
RUFINO SANDOVAL-GARCIA<sup>4</sup> Y ROMEO DE JESÚS BARRIOS-CALDERÓN<sup>2</sup>

## INTRODUCCIÓN

El árbol de chiche (*Aspidosperma megalocarpon* Mull. Arg.) es una especie nativa del continente americano, cuya distribución natural va desde el sureste de México hasta Colombia (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza [UICN], 2010). En México, la especie se considera valiosa, debido a la calidad y durabilidad de su madera (Pennington y Sarukhán, 2005), siendo similar a otras especies como el cedro rojo y la caoba (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2016). Desafortunadamente, la sobreexplotación de estas especies ha ocasionado la disminución de las poblaciones naturales en el sureste de México (Manzanilla-Quijada et al., 2020).

Para evitar sucesos como este, en la actualidad, los modelos de distribución de especies se han convertido en una herramienta muy útil para el manejo y conservación de la biodiversidad, al integrarse con sistemas de información geográfica que permiten construir escenarios de distribución potencial, con los cuales es posible delimitar, estimar y predecir la dinámica de la distribución de diferentes especies en un espacio geográfico ambiental y a lo largo del tiempo (Martínez-Méndez et al., 2016; Monterrubio-Rico et al., 2016; Manzanilla et al., 2019), lo que

1 Se agradece el apoyo de cada una de las instituciones de afiliación de los investigadores involucrados en el desarrollo del presente estudio.

2 Universidad Autónoma de Chiapas (UNACH), Facultad de Ciencias Agrícolas, Chiapas, México.

3 Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Facultad de Agrobiología Presidente Juárez, Michoacán, México.

4 Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Departamento Forestal, Coahuila, México.

deja anticipar los posibles efectos del cambio climático en la distribución de las especies (Peterson, 2011; Gutiérrez y Trejo, 2014; Sáenz-Romero et al., 2015).

A través del uso de estos modelos, se han generado mapas de distribución, los cuales han sido propuestos para la realización de actividades de restauración, conservación y conectividad de especies de interés ecológico y económico en México (Garza-López et al., 2016; Molina-Sánchez et al., 2019).

El uso de *softwares* para el modelado de distribución potencial de especies como el algoritmo genético para la producción de conjuntos de reglas (GARP, por sus siglas en inglés), algoritmo de envolturas climáticas (BIOCLIM, por sus siglas en inglés) y el algoritmo de máxima entropía (MaxEnt) han permitido predecir la distribución de especies de interés e identificar áreas con condiciones bióticas y abióticas favorables, tanto para la conservación de un taxón como para el establecimiento de zonas aptas para especies con alto valor ecológico y económico, como es el caso de las especies tropicales del sureste de México (Phillips y Dudík, 2008; Franklin, 2010; Peterson, 2011; Morales, 2012; Perosa, Rojas, Villagra, Tognelli, Carrana y Álvarez, 2014; Manzanilla-Quijada et al., 2020). La delimitación de dichas áreas se basa en la zonificación ambiental realizada a partir de un análisis de variables ecogeográficas de latitud, longitud, altitud, pendiente, clima y tipo de suelo (Phillips, Anderson y Schaphire, 2006; Castellanos-Acuña et al., 2018).

La pérdida de poblaciones naturales de *A. megalocarpon* ha sido muy drástica durante las últimas décadas en el estado de Chiapas, como consecuencia de la expansión de las tierras de uso agrícola, pecuario y la presencia de incendios forestales. Esto se suma al hecho de que la especie enfrenta importantes limitaciones para su producción y regeneración natural, motivo por el cual es de suma importancia determinar sitios óptimos para el establecimiento de estrategias de restauración ecológica y conservación de la especie (Anderson, Lew y Peterson, 2003).

## OBJETIVOS

El presente trabajo tiene como objetivo modelar la distribución potencial actual de *A. megalocarpon* Mull. Arg. en el estado de Chiapas, utilizando los sistemas de información geográfica. A través de esta modelización se busca identificar sitios idóneos para la implementación de actividades de restauración ecológica y conservación *in situ*.

## METODOLOGÍA

### Área de estudio

El estado de Chiapas (figura 1) se localiza al sureste de la República mexicana y cuenta con una superficie de 73 272.3 km<sup>2</sup> (INEGI, 2016). Su complejo relieve se divide en siete regiones fisiográficas: Llanura Costera del Pacífico, Sierra Madre de Chiapas, Depresión Central, Altiplanicie Central, Montañas del Oriente, Montañas del Norte y Llanura Costera del Golfo. Debido a sus condiciones topográficas, Chiapas es una de las entidades con mayor diversidad biológica (CONABIO, 2013).

En Chiapas predomina el clima cálido húmedo en el 39.4% del territorio, seguido del cálido subhúmedo con el 34.9%, el semicálido húmedo con el 14.2% y, en menor medida, el templado subhúmedo y el templado húmedo con el 7 y 3.2%, respectivamente (INEGI, 2008). La temperatura media anual varía según la región: de 18 °C en los altos de Chiapas a 28 °C en la Llanura Costera del Pacífico (CONABIO, 2013).

Los suelos predominantes en Chiapas son acrisol, litosol, cambisol, regosol, solonchak, andosol, luvisol, vertisol y nitosol (INEGI, 2016).

FIGURA 1. Área de estudio



Fuente: Elaboración propia.

## *Obtención de registros y depuración de datos*

Los registros de presencia de la especie se obtuvieron de bases de datos provenientes de plataformas del Herbario Nacional de México (MEXU) y la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB), generada por la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), y de colectas realizadas en campo del año 2021.

El proceso de depuración de los datos consistió en descartar los registros de presencia de *A. megalocarpon* que se localizaban en áreas de intersección o superposición (Pennington y Sarukhán, 2005). Después se procedió a eliminar la autocorrelación espacial entre registros mediante un análisis de proximidad de distancias realizado en la plataforma Niche Toolbox de CONABIO (Osorio-Olvera et al., 2020), el cual permitió descartar los registros que se encontraban a una distancia de separación menor a  $1 \text{ km}^2$  (30 segundos de arco). Este paso es sumamente relevante, debido a que ayuda a prevenir el sobreajuste y la sobrepredicción en los modelos de distribución (Peterson y Nakazawa, 2008). Al final del proceso de limpieza y depuración de los datos se obtuvieron 29 registros para *A. megalocarpon*.

## *Selección de variables*

Las variables utilizadas en la generación de los modelos de distribución potencial fueron de tres tipos: a) bioclimáticas (19 variables) disponibles en México para el periodo 1910-2009 en formato tiff y a una resolución espacial de  $1 \text{ km}^2$  (Cuervo-Robayo et al., 2014); b) topográficas: pendiente (Pen) en porcentaje (%), orientación de laderas (Ori) en grados ( $^{\circ}$ ) y elevación en m, generadas a partir de un modelo digital de elevación de 90 m de resolución, en formato bil (INEGI, 2021); y c) edáficas: potencial de hidrogeno (pH) en escala de 1 a 14 a una resolución espacial de 250 m (INEGI, 2014). Debido a la diferencia de escalas existente, fue necesario realizar un reajuste de escala mediante una interpolación por distancia inversa ponderada en el *software* Quantum GIS 3.36.0, a una resolución de  $1 \text{ km}^2$  y en formato ASCII.

A causa de los efectos de la autocorrelación ambiental reportada en diversos estudios (Peterson y Nakazawa, 2008; Martínez-Sifuentes et al., 2020), fue necesario realizar un análisis del factor de inflación de la varianza (VIF, por sus siglas en inglés) en el *software* RStudio 4.0 (R Core Team, 2020) con el objetivo de descartar variables redundantes (correlación de Pearson de  $\geq \pm 0.85$ ,  $p < 0.01$ ) y

CUADRO 1. Variables ambientales seleccionadas a partir del análisis del VIF para *A. megalocarpon*

Variable	Clave
Temperatura promedio del trimestre más cálido	Bio10
Precipitación del periodo más lluvioso	Bio13
Estacionalidad de la precipitación	Bio15
Precipitación del trimestre más cálido	Bio18
Orientación de laderas	Ori
Pendiente	Pen
Potencial de hidrógeno	pH

Fuente: Elaboración propia.

evitar que la multicolinealidad afecte a los modelos (Peterson y Nakazawa, 2008). Los resultados del VIF permitieron seleccionar siete variables (Cuadro 1).

### *Modelación de la distribución potencial*

Los modelos de distribución potencial se elaboraron en el *software* Maxent 3.3.3 (Phillips et al., 2006), para lo cual se utilizó el 75 % de los registros, mientras que el 25 % restante se usó para la validación de los modelos y las variables ambientales en formato ASCII a fin de generar y evaluar 10 modelos. Los criterios de modelación empleados fueron los siguientes: un máximo de 1000 iteraciones, un límite de convergencia de  $10^{-5}$  (valor por omisión) y un replicado interno por Bootstrap. Se desactivaron las casillas Extrapolate y Do clamping con el objeto de evitar extrapolaciones artificiales en los valores extremos de las variables (Elith, Phillips, Hastie, Dudík, Chee y Yates, 2011).

Se empleó una regla de aplicación del umbral de máxima sensibilidad de entrenamiento más especificidad, umbral utilizado en especies tropicales para el sureste de México (Manzanilla-Quijada et al., 2020). El formato de salida seleccionado fue el acumulativo, el cual proporciona un intervalo de valores de 0 a 100 % (Phillips et al., 2006) y se interpreta como un índice de idoneidad. Por último, la contribución de las variables en la generación de los modelos, medida en porcentaje, fue determinada mediante la prueba de Jackknife (Shcheglovitova y Anderson, 2013).

### Calibración de modelos

La calibración de los modelos fue realizada a partir de la delimitación del área accesible M (diagrama de BAM), definida como el área geográfica y ambiental que posee las condiciones ambientales idóneas para el crecimiento y desarrollo de una especie (Soberón y Peterson, 2005). Además, el uso del área M previene la generación de modelos de distribución sobreestimados (Martínez-Meyer, 2005). Para propósitos de esta investigación, el área M fue delimitada a partir del polígono estatal de Chiapas (INEGI, 2016).

### Evaluación y validación de los modelos

El desempeño de los modelos fue evaluado mediante las métricas obtenidas del área bajo la curva (area under the curve, AUC por sus siglas en inglés) del análisis de Receiver Operating Characteristic (ROC) estándar. El AUC oscila entre 0 y 1, y, si el valor es más cercano a 1, el modelo es mejor. Respecto al análisis ROC, este consiste en representar gráficamente los valores para una mejor visualización.

CUADRO 2. Ajuste de los modelos de distribución potencial actual evaluados para *A. megalocarpon* en Chiapas, México

Modelo	Valor AUC	
	Entrenamiento	Validación
1	0.887	0.943
2	0.892	0.854
3	0.844	0.856
4	0.888	0.848
5	0.823	0.639
6	0.891	0.769
7	0.836	0.850
8	0.822	0.807
9	0.927	0.718
10	0.849	0.608

Fuente: Elaboración propia.

No obstante, dado que tal tipo de validación ha sido fuertemente cuestionado por no utilizar datos de ausencias verdaderas y por ponderar de igual manera los errores de omisión y comisión (Lobo, Jiménez y Real, 2007), se realizó un análisis de ROC parcial en la plataforma Niche Toolbox (Osorio-Olvera et al., 2020) con la finalidad de subsanar las deficiencias del AUC no detectadas por la prueba de ROC estándar (Peterson et al., 2008).

Para efectuar dicho análisis, se siguieron las recomendaciones de Peterson et al. (2008): se utilizó el 50 % de la muestra para la evaluación independiente, con 1000 réplicas de remuestreo por Bootstrap y fijando un umbral de omisión de 5 %. Los resultados de las pruebas de validación permitieron seleccionar el modelo que mejor desempeño estadístico obtuvo. Asimismo, se reclasificaron los valores del índice continuo probabilístico en tres categorías de idoneidad ambiental (baja, moderada y alta) con intervalos iguales. Dichas reclasificaciones sirvieron para estimar las superficies de idoneidad ambiental de cada categoría definida (baja, media y alta).

## RESULTADOS

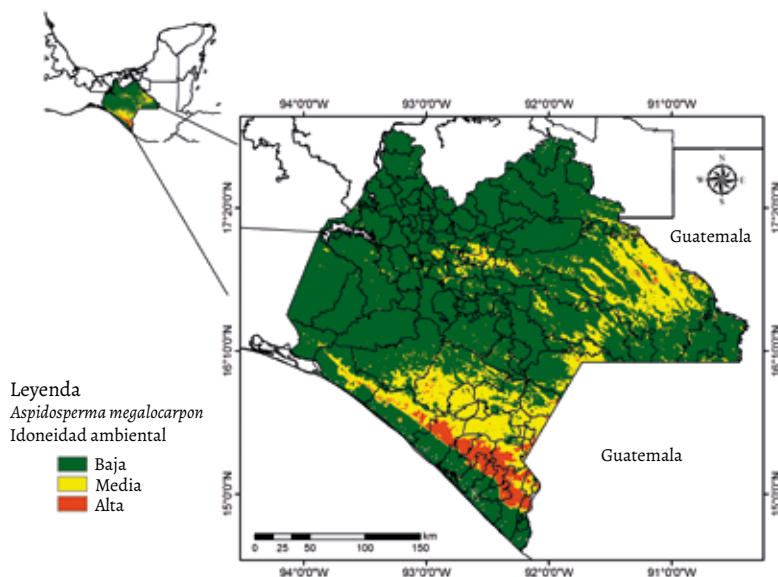
Los resultados del AUC de los 10 modelos de distribución generados oscilaron entre 0.822 y 0.927 para los datos de entrenamiento y de 0.608 a 0.943 para la validación (Cuadro 2).

De acuerdo con los resultados del AUC, el modelo 1 presentó un favorable desempeño estadístico ( $AUC > 0.8$ ) que se considera como bueno (Peterson et al., 2008). Tal resultado quedó respaldado por el valor obtenido en la prueba de ROC parcial (1.44,  $p < 0.05$ ), lo cual indicó que el desempeño del modelo 1 es estadísticamente confiable para los fines planteados en esta investigación.

Las variables ambientales más importantes que influyeron en la distribución potencial actual de *A. megalocarpon* fueron la precipitación del mes más lluvioso (Bio13) con el 43.1%; pendiente con el 28.3%; estacionalidad de la precipitación con coeficiente de variación (Bio15) con el 17.3%; precipitación del trimestre más cálido (Bio18) con el 6%, y temperatura promedio del trimestre más cálido (Bio10) con el 3.8%, que, en conjunto, aportaron el 98.6% de la variabilidad del modelo de distribución potencial actual de la especie en estudio.

Lo que se obtuvo indicó las preferencias óptimas (promedio) que la especie requiere para un adecuado crecimiento, desarrollo y supervivencia: recibir 452.6 mm de precipitación durante el mes más lluvioso, estar ubicada en sitios con pendientes no mayores al 6.3%, recibir una variación anual de la precipita-

FIGURA 2. Clasificación de las categorías de idoneidad ambiental para la ejecución de actividades de conservación y restauración de *A. megalocarpon* en Chiapas, México



Fuente: Elaboración propia.

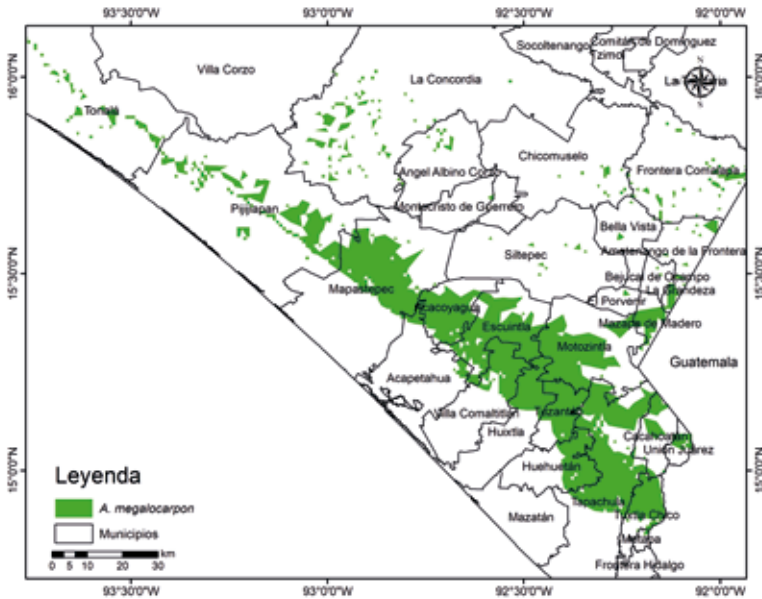
ción de  $\pm 80.1$  mm, al igual que una abundante precipitación de 553.4 mm durante el trimestre más cálido y una temperatura promedio de 25 °C durante el verano.

Estudios similares realizados en Cedro Rojo por Manzanilla-Quijada et al. (2020) señalan a la Bio13 y a la pendiente como unas de las variables que más influyeron en la distribución de esa especie en la península de Yucatán. Sin embargo, a diferencia del Cedro Rojo, el chiche puede desarrollarse también en cañadas y barrancas.

Los resultados de la reclasificación de valores continuos del modelo de distribución con el mejor ajuste estadístico estimaron una superficie de 57 090.1 km<sup>2</sup> (78.07%) para la categoría baja, mientras que, para la categoría media fue de 12 939.7 km<sup>2</sup> (17.69%) y, para la categoría alta, de 3099 km<sup>2</sup>. Esto indica que solamente el 4.24% del estado de Chiapas es altamente idóneo para realizar actividades de conservación y/o restauración de la especie *A. megalocarpon* (figura 2).

Dichos sitios con la mejor idoneidad ambiental fueron los municipios de Tuxtla Chico, Tapachula, Huehuetán, Tuzantán, Huixtla, Motozintla, Escuintla,

FIGURA 3. Sitios con mayor potencial idóneo para efectuar actividades de conservación y/o restauración de la especie *A. megalocarpon* en Chiapas, México



Fuente: Elaboración propia.

Acacoyagua, Mapastepec, Pijijiapan, Tonalá, La Concordia, Mazapa de Madero, Frontera Comalapa y Ocosingo (figura 3).

Particularmente, los espacios con mayor potencial para la conservación de *A. megalocarpon* se encuentran relativamente cerca de las costas del océano Pacífico, y es la cantidad de humedad proveniente del mismo la que propicia que la especie tenga un mayor desarrollo y crecimiento.

## CONCLUSIONES

La especie de *A. megalocarpon* puede reintroducirse en una superficie de 3099 km<sup>2</sup> en el estado de Chiapas y aumentar su conservación, considerando que es una especie de alto interés para la sociedad, por sus múltiples beneficios.

Gracias al presente estudio, se tiene la certeza de que la *A. megalocarpon* tiene preferencia por ambientes húmedos ubicados en pendientes ligeramente pro-

nunciadas (un promedio de 455 metros sobre el nivel del mar) y que se encuentren relativamente cerca de las costas del océano Pacífico, debido a que requieren una gran cantidad de humedad para su crecimiento.

## REFERENCIAS

- Anderson, R. P., Lew, D. y Peterson, A. T. (2003). Evaluating Predictive Models of Species' Distributions: Criteria for Selecting Optimal Models. *Ecological Modelling*, 162(3), 211-232.
- Castellanos-Acuña, D., Vance-Borland, K. W., Bradley St. Clair, J., Hamann, A., López-Upton, J., Gómez-Pineda, E., Ortega-Rodríguez, J. M. y Sáenz-Romero, C. (2018). Climate-Based Seed Zones for México: Guiding Reforestation under Observed and Oroyected Climate Change. *New Forests*, 49(3), 297-309.
- CONABIO. (2013). *La biodiversidad en Chiapas: estudio de estado*. [https://www.biodiversidad.gob.mx/region/eeb/estudios/ee\\_chiapas](https://www.biodiversidad.gob.mx/region/eeb/estudios/ee_chiapas)
- Cuervo-Robayo, A. P., Téllez-Valdés, O., Gómez-Albores, M. A., Venegas-Barrera, C. S., Manjarrez, J. y Martínez-Meyer, E. (2014). An Update of High-Resolution Monthly Climate Surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*, 34, 2427-2437.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E. y Yates, C. J. (2011). A Statistical Explanation of MaxEnt for Ecologist. *Diversity and Distributions*, 17(1), 43-57.
- Franklin, J. (2010). *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press.
- Garza-López, M., Ortega-Rodríguez, J. M., Zamudio-Sánchez, F. J., López-Toledo, J. F., Domínguez-Álvarez, F. A. y Sáenz-Romero, C. (2016). Calakmul como refugio de *Swietenia macrophylla* King ante el cambio climático. *Botanical Sciences*, 94(1), 43-50.
- Gutiérrez, E. y Trejo, I. (2014). Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(1), 179-188.
- INEGI. (2014). *Conjunto de datos vectoriales edafológicos. Continuo Nacional. Escala 1:250 000. Serie II*. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Archivo vectorial Shapefile: Tipos de suelos. <https://www.inegi.org.mx/temas/edafologia/#descargas>
- \_\_\_\_\_ (2016). *Marco Geoestadístico Nacional*. INEGI. [https://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/m\\_geoestaditico.aspx](https://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/m_geoestaditico.aspx)

- \_\_\_\_\_ (2008). *Climatología datos vectorial*. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/recnat/clima/infoescala.aspx>
- \_\_\_\_\_ (2021). *Continuo mexicano de elevaciones para Chiapas*. Escala 90 m. INEGI. Archivo ráster: modelo digital de elevación para Michoacán. <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/>
- Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A. y Real, R. (2007). AUC: A Misleading Measure of the Performance of Predictive Distribution Models. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 145-151.
- Manzanilla, Q. U., Delgado, V. P., Hernández, R. J., Molina, S. A., García, M. J. J. y Rocha, G. M. del C. (2019). Similaridad del nicho ecológico de *Pinus montezumae* y *P. pseudostrobus* (Pinaceae) en México: implicaciones para la selección de áreas productoras de semillas y de conservación. *Acta Botánica Mexicana*, (126). <https://doi.org/10.21829/abm126.2019.1398>
- Manzanilla-Quijada, G. E., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, O. A., Yereña-Yamallel, J. I. y Manzanilla-Quiñones, U. (2020). Current and Future Potential Distribution and Identification of Suitable Areas for the Conservation of *Cedrela odorata* L. in the Yucatán Peninsula. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 26(3), 391-408.
- Martínez-Méndez, N., Aguirre-Planter, E., Eguiarte, E. L. y Jaramillo-Correa, J. P. (2016). Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (Pinaceae) en México: algunas implicaciones taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences*, 94(1), 5-24.
- Martínez-Meyer, E. (2005). Climate Change and Biodiversity: Some Considerations in Forecasting Shifts in Species Potential Distributions. *Biodiversity Informatics*, 2, 45-55.
- Martínez-Sifuentes, A. R., Villanueva-Díaz, J., Manzanilla-Quiñones, U., Becerra-López, J. L., Hernández-Herrera, J. A., Estrada-Ávalos, J. y Velázquez-Pérez, A. H. (2020). Spatial Modeling of the Ecological Niche of *Pinus Greggii* Engelm. (Pinaceae): A Species Conservation Proposal in Mexico under Climatic Change Scenarios. *iForest*, 13, 426-434.
- Martínez-Sifuentes, A. R., Villanueva-Díaz, J., Manzanilla-Quiñones, U., Becerra-López, J. L., Hernández-Herrera, J. A., Estrada-Ávalos, J., Velázquez-Pérez, A. H. (2020). Spatial Modeling of the Ecological Niche of *Pinus greggii* Engelm. (Pinaceae): A Species Conservation Proposal in Mexico under Climatic Change Scenarios. *iForest*, 13, 426-434.
- Molina, S. A., Delgado, V. P., González-Rodríguez, A, González, C., Gómez-Tagle, R. A. F. y López-Toledo, L. (2019). Spatio-Temporal Approach for Identification of Critical Conservation Areas: A Case Study With Two Pine Species

- from a Threatened Temperature Forest in Mexico. *Biodiversity and Conservation*, 28, 1863-1883.
- Monterrubio-Rico, T. C., Charre-Medellín, J. F., Pacheco-Figueroa, C., Arriaga-Weiss, S., Valdez-Leal, J. D., Cancino-Murillo, R., Rubio-Rocha, A. (2016). Distribución potencial histórica y contemporánea de la familia Psittacidae en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87(3), 1103-1117.
- Morales, N. (2012). Modelos de distribución de especies: *software* MaxEnt y sus aplicaciones en conservación. *Revista Conservación Ambiental*, 2(1), 1-5.
- Osorio-Olvera L., Lira-Noriega A., Soberón J., Peterson A. T., Falconi M., Contreras-Díaz R. G., Barve, V. y Barve. N. (2020). Ntbox: An R Package with Graphical User Interface for Modeling and Evaluating Multidimensional Ecological Niches. *Methods in Ecology and Evolution*, 11(10), 1199-1206.
- Pennington, T. D. y Sarukhán, J. (2005). *Árboles tropicales de México: manual para la identificación de las principales especies* (3.ª ed.). UNAM; Fondo de Cultura Económica.
- Perosa, M., Rojas, F., Villagra, P., Tognelli, M. F., Carrana, R. y Álvarez, J. A. (2014). Distribución potencial de los bosques de *Prosopis flexuosa* en la Provincia Biogeográfica del Monte (Argentina). *Ecología Austral*, 24(2), 238-248.
- Peterson, A. T. (2011). Paleoclimates: Understanding Climate Change Past and Present. *Quarterly Review of Biology*, 86(4), 342-343.
- Peterson, A. T. y Nakazawa, Y. (2008). Environmental Data Sets Matter in Ecological Niche Modelling: An Example with *Solenopsis invicta* and *Solenopsis richteri*. *Global Ecology and Biogeography*, 17, 135-144.
- Peterson, A. T., Papes, M. y Soberón, J. (2008). Rethinking Receiver Operating Characteristic Analysis Applications in Ecological Niche Modeling. *Ecological Modelling*, 213(1), 63-72.
- Phillips, S. J. y Dudík, M. (2008). Modeling of Species Distributions with MaxEnt: New Extensions and a Comprehensive Evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. y Schaphire, R. E. (2006). Maximum Entropy Modeling of Species Geographic Distributions. *Ecological Modelling*, 190(3-4), 231-259.
- R Core Team. (2020). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria. Versión 4.0. <https://www.r-project.org>
- Sáenz-Romero, C., Rehfeldt, G. E., Ortega-Rodríguez, J. M., Marín-Togo, M. C. y Madrigal-Sánchez, X. (2015). *Pinus leiophylla* Suitable Habitat for 1961-1990 and Future Climate. *Botanical Sciences*, 93(4), 709-718.
- SEMARNAT. (2016). *Anuario estadístico de la producción forestal 2016*. <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/282951/2016.pdf>

- Shcheglovitova, M. y Anderson, R. (2013). Estimating Optimal Complexity for Ecological Niche Models: A Jackknife Approach for Species With Small Simple Sizes. *Ecological Modelling*, 269, 9-17.
- Soberón, J. y Peterson, A. T. (2005). Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species Distributions Areas. *Biodiversity Information*, 2, 1-10.
- UICN. (2010). *Lista roja de especies amenazadas*. *World Conservation Monitoring*. Ecuador. UICN. <https://www.iucn.org/es/regiones/am%C3%A9rica-del-sur/nuestro-trabajo/pol%C3%ADticas-de-biodiversidad/lista-roja-de-uicn>



# Desafíos de gobernanza en la deforestación: un análisis de su efecto en los indicadores ambientales del crecimiento forestal en México<sup>1</sup>

IRVIN MIKHAIL SOTO-ZAZUETA<sup>2</sup> Y ABRIL YURIKO HERRERA-RÍOS<sup>2</sup>

## INTRODUCCIÓN

La corrupción es un problema persistente en muchos países y constituye uno de los principales obstáculos para el desarrollo económico y la gobernanza eficiente. De acuerdo con Rose-Ackerman (1975), los incentivos para la corrupción surgen cuando los funcionarios públicos tienen la capacidad de asignar recursos escasos y tomar decisiones que generan beneficios privados a expensas del bienestar público. Este fenómeno, ampliamente estudiado a nivel global, no solo afecta la economía, sino también la sostenibilidad ambiental y el uso de los recursos naturales.

La corrupción debilita la gestión ambiental al incentivar prácticas ilegales como la tala clandestina y el cambio de uso de suelo, lo que provoca una drástica reducción de la cobertura forestal y perjudica la salud de la vegetación. Funcionarios corruptos facilitan permisos irregulares y omiten regulaciones, acelerando la degradación de los ecosistemas y limitando la capacidad de los bosques para mitigar el cambio climático. Esta interacción demuestra cómo la corrupción no solo compromete el desarrollo económico, sino que también intensifica la crisis ambiental y ecológica a largo plazo.

En México, además de restringir el crecimiento económico y perpetuar desigualdades regionales, la corrupción también agrava problemas territoriales y ambientales. Transparencia Internacional (2023) y el Banco Mundial (2022) ubican a México entre los países más corruptos de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE), lo que debilita la gobernanza ambiental

1 Se agradece el apoyo financiero recibido por la Universidad Autónoma de Sinaloa (UAS), para la realización de este estudio.

2 UAS, Facultad de Ciencias Económicas y Sociales, Sinaloa, México.

y facilita prácticas ilegales como la deforestación y el cambio de uso de suelo. Esto intensifica la degradación de ecosistemas, compromete la resiliencia climática y reduce el potencial de desarrollo sostenible, evidenciando la interdependencia entre corrupción, deterioro ambiental y crecimiento económico.

Uno de los principales desafíos al analizar la relación entre corrupción administrativa, los cambios en la cobertura forestal, la salud de la vegetación y su influencia sobre la actividad económica es la simultaneidad de las variables, lo que introduce sesgos en los modelos econométricos tradicionales. Para corregir esta multicolinealidad, el uso del modelo Ridge CV resulta una técnica adecuada. Sin embargo, la medición directa de la corrupción es compleja, especialmente en contextos con datos limitados o poco confiables, factor que dificulta su incorporación precisa en los análisis empíricos.

A nivel territorial, en México, las disparidades regionales en la incidencia de la corrupción y las políticas ambientales reflejan cómo las dinámicas locales pueden influir en la degradación de los ecosistemas y el cambio climático. Las zonas más afectadas por la deforestación, como las selvas del sur y sureste del país, enfrentan una mayor presión debido a las constantes prácticas ilegales, lo que acelera la pérdida de biodiversidad y la emisión de gases de efecto invernadero.

A su vez, el cambio climático intensifica estos efectos, generando condiciones más extremas que afectan tanto la salud de los ecosistemas como la estabilidad económica en las regiones más vulnerables. Por lo tanto, incorporar un enfoque territorial en los análisis es crucial para comprender las dinámicas entre corrupción, medio ambiente y economía en el contexto del cambio climático en México.

La hipótesis central de este capítulo establece que la densidad arbórea y el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) están negativamente correlacionados con los niveles de corrupción en México y positivamente correlacionados con el crecimiento económico. En regiones con mayor cobertura forestal y altos valores de NDVI, se espera encontrar menores niveles de corrupción debido a una mayor capacidad institucional para la gestión ambiental y la aplicación de regulaciones. En contraste, áreas con baja densidad arbórea reflejan altos niveles de corrupción, lo cual facilita el cambio de uso de suelo y la realización de prácticas económicas extractivas que obstaculizan el crecimiento sostenible. De esta manera, en el presente capítulo se utiliza un enfoque geoespacial mediante el empleo de indicadores ambientales, de forma que se puedan abordar los problemas de endogeneidad presentes en los análisis econométricos, proporcionando una base sólida para analizar la influencia de la corrupción sobre el desarrollo económico.

El uso de imágenes satelitales y tecnologías geoespaciales ofrece una alternativa innovadora para la medición indirecta de la corrupción, especialmente en

regiones donde factores políticos o económicos dificultan la recolección de datos confiables. Estas herramientas permiten monitorear cambios en el uso del suelo, la deforestación y la expansión urbana no regulada, fenómenos frecuentemente vinculados a prácticas corruptas, como la extracción ilegal de recursos y la falta de aplicación de normativas ambientales.

Una de las principales ventajas de usar imágenes satelitales es su objetividad y precisión en la recolección de datos. A diferencia de las encuestas o indicadores de percepción, estas imágenes ofrecen evidencia empírica verificable, minimizando sesgos políticos o administrativos. Además, permiten analizar temporalmente patrones de deforestación y cambios en la cobertura vegetal, facilitando la detección de anomalías relacionadas con la corrupción en la gestión de recursos naturales.

Las tecnologías geospaciales también posibilitan la integración de datos ambientales con información socioeconómica e institucional, permitiendo identificar correlaciones entre pérdida forestal y gobernanza. Esto no solo ayuda a evaluar el impacto de la corrupción en la degradación ambiental, sino que también proporciona información clave para el diseño de políticas más eficaces.

El uso de índices de vegetación presenta varias ventajas metodológicas. En primer lugar, proporciona datos cuantificables y objetivos sobre cambios ambientales, reduciendo la subjetividad inherente a otras mediciones de corrupción. En segundo, las imágenes de alta resolución permiten llevar a cabo un análisis detallado a nivel entidad, al capturar variaciones espaciales y temporales en la degradación ambiental. En tercero, la frecuencia de los datos satelitales posibilita el estudio dinámico de la relación entre corrupción y crecimiento económico a lo largo del tiempo.

Este enfoque representa un avance significativo en el análisis empírico de la corrupción y su impacto en el desarrollo. Al utilizar datos satelitales de alta resolución, los investigadores pueden identificar patrones ocultos de corrupción y sus efectos en la sostenibilidad económica y ambiental. Estos hallazgos son fundamentales para diseñar estrategias de gobernanza que mitiguen la corrupción y fomenten un crecimiento más equitativo y sostenible.

Partiendo de estos datos, el capítulo se organiza de la siguiente manera: en el primer apartado se abordan los antecedentes teóricos sobre la relación entre la corrupción, el crecimiento económico, la cobertura forestal y la salud de la vegetación. El segundo apartado describe el área de estudio. A continuación, en el tercero, se presentan los datos, seguidos del modelo econométrico plasmado en la metodología del cuarto apartado. El quinto apartado se dedica a la discusión de los resultados del modelo econométrico, y finalmente, en el sexto, se analizan los hallazgos obtenidos.

## ANTECEDENTES

La discusión acerca de la relación entre corrupción y crecimiento es debate abierto. Por ejemplo, Gundlach y Paldam (2009) destacan la falta de consenso sobre la dirección predominante de la causalidad. Estudios previos, como los de Swaleheen y Stansel (2007), han empleado una especificación de crecimiento neoclásica, postulando que el capital físico, el crecimiento de la población, el capital humano y las variables institucionales (incluyendo la corrupción) contribuyen a los niveles de ingreso per cápita. En este sentido, dado el ingreso per cápita inicial, las tasas de crecimiento de estas variables determinan la velocidad a la que una economía converge hacia su estado estacionario, afectando la tasa de crecimiento del PIB.

Drury, Kieckhauf y Lusztig (2006) sostienen que la corrupción es uno de los obstáculos más serios para el desarrollo económico de un país. En consonancia, diversos estudios demuestran sus repercusiones en variables macroeconómicas, como la disminución de la inversión y el crecimiento económico (Mauro, 1995; Burki y Perry, 1998), la reducción del gasto en educación y salud (Mauro, 1995), la disminución de la productividad de la inversión pública en infraestructura (Tanzi y Davoodi, 2001) y las implicaciones negativas para la distribución del ingreso (Gupta et al., 1998).

La visión predominante en la literatura sostiene que la corrupción es un impedimento significativo para el crecimiento económico debido a los mayores costos de transacción, una mayor incertidumbre y menor productividad (Guerreiro y Rodríguez-Oreggia, 2005). Mauro (1995) demostró que la corrupción reduce la inversión y, por lo tanto, frena el crecimiento económico, mismo que se relaciona directamente con el NDVI, ya que una vegetación saludable impulsa la productividad agrícola y fomenta actividades sostenibles como el ecoturismo, lo que contribuye al desarrollo económico regional. Del mismo modo, Tanzi y Davoodi (2001) encontraron que la corrupción conduce a ineficiencias en el gasto público, particularmente en proyectos de infraestructura, como obras públicas y de transporte, cuya construcción puede requerir la deforestación y la alteración de ecosistemas locales, además de impedir el progreso económico.

Estos hallazgos han sido corroborados por estudios posteriores, como los de Mo (2001) y Ugur y Dasgupta (2011), quienes confirmaron el impacto negativo de la corrupción, el cual incluye la pérdida de la biodiversidad, la degradación del suelo y la disminución de la capacidad de los ecosistemas, hechos relacionados con la reducción de la inversión, la mala asignación de recursos y el aumento de la incertidumbre, para mitigar el cambio climático, agravando la vulnerabilidad ambiental de las regiones afectadas. En el contexto de este estudio, la corrupción

también se traduce en modificaciones en la cobertura forestal, que facilitan el cambio de uso de suelo y la puesta en marcha de prácticas ilegales como la tala clandestina, lo que afecta directamente la salud de la vegetación y el equilibrio de los ecosistemas.

North (1990) argumenta que las instituciones son fundamentales para el desarrollo económico, pues instituciones eficientes, transparentes y estables proporcionan incentivos adecuados para la inversión, la innovación y el crecimiento. Por el contrario, las instituciones débiles, corruptas o inestables crean incertidumbre, desincentivan la inversión y conducen a resultados adversos.

La gestión eficaz de las instituciones es clave para promover un desarrollo sostenible y resiliente frente a los desafíos del cambio climático. La literatura ya ha demostrado que las instituciones sólidas favorecen la gestión territorial y la conservación de los recursos naturales, reduciendo la vulnerabilidad ambiental y fortaleciendo el bienestar económico. Acemoglu y Robinson (2012) destacan que las instituciones inclusivas generan un círculo virtuoso que promueve el desarrollo económico y social, mientras que las instituciones extractivas perpetúan la explotación insostenible del entorno y profundizan las desigualdades socioeconómicas.

En el contexto del cambio climático, la corrupción puede acelerar procesos de degradación ambiental, facilitando el cambio de uso de suelo y la deforestación descontrolada. Estudios recientes (De Vaal y Ebben, 2011; Gründler y Potrafke, 2019) han subrayado que el impacto de la corrupción en el desarrollo económico y sostenible depende en gran medida del entorno institucional. Así, en regiones con instituciones débiles, las prácticas corruptas pueden favorecer actividades económicas extractivas, agravando la pérdida de cobertura forestal y disminuyendo la capacidad de mitigación del cambio climático.

Por otro lado, Treisman (2002) y Paldam (2002) sostienen que la calidad de las instituciones mejora a medida que los países se desarrollan, lo que, a largo plazo, reduce la corrupción y fortalece la gobernanza ambiental. Esta relación no es lineal y su impacto varía según la capacidad institucional de cada país para integrar la sostenibilidad como eje central en las políticas públicas. En este sentido, Mironov (2005) concluye que el desarrollo sostenible requiere no solo mejoras institucionales, sino también una gestión territorial basada en evidencia geoespacial, que permita evaluar los riesgos y potenciales asociados a la conservación de los ecosistemas.

La degradación ambiental ha emergido como una dimensión crítica, pero subexplorada, del impacto de la corrupción. Estudios actuales vinculan la corrupción con la deforestación, un fenómeno impulsado por actividades ilegales como la tala y el desmonte clandestinos, facilitadas por sobornos y una aplica-

ción deficiente de las normativas ambientales (Bakhsh, Akmal, Ahmad y Abbas, 2022). Burgess, Hansen, Olken, Potapov y Sieber (2012) evidencian cómo los incentivos de funcionarios locales fomentan la deforestación en entornos corruptos, mientras que Bakhsh et al. (2022) destacan cómo la debilidad regulatoria en Asia agrava el uso indebido del suelo.

En México, las altas tasas de deforestación se correlacionan con una corrupción sistémica, ya que la débil gobernanza posibilita la tala ilegal y el cambio de uso de suelo, actos que reflejan las evaluaciones negativas de corrupción hechas por el Banco Mundial y Transparencia Internacional.

Cómo se mencionó anteriormente, los avances tecnológicos han permitido el uso de imágenes satelitales y datos geoespaciales para evaluar el impacto de la corrupción en el medio ambiente y la economía. En este contexto, Millán-López (2024) desarrolla una métrica de corrupción basada en un índice de densidad de vegetación (VDI) obtenido mediante imágenes satelitales. Los hallazgos revelan una relación no lineal que distingue dos grupos de países: aquellos con baja vegetación, donde la corrupción es mayor, y otros con alta cobertura vegetal y menor corrupción, donde destacan Canadá, Irlanda, Finlandia, Suecia, Estonia y Dinamarca.

En este orden de ideas, Olken (2007) empleó imágenes satelitales para detectar corrupción en proyectos de infraestructura, comparando los gastos reportados con el estado real de las carreteras. Asimismo, Dell (2010) estableció un vínculo entre la explotación histórica, la degradación ambiental y los problemas de gobernanza actuales. Su estudio sugiere que las regiones con antecedentes de explotación y estructuras institucionales débiles tienden a experimentar mayores niveles de daño ambiental, reflejando patrones de corrupción y fallos en la gestión de los recursos naturales.

Estos estudios aportan evidencia empírica de que la degradación ambiental puede ser un indicador fiable de corrupción, ya que la explotación de recursos naturales suele estar vinculada a prácticas ilícitas. Sus consecuencias afectan tanto a las comunidades como al equilibrio ecológico; por ello, es fundamental fortalecer mecanismos de control y transparencia. En general, estos hallazgos subrayan la necesidad de considerar factores institucionales y ambientales al analizar la relación entre corrupción y crecimiento, especialmente en países como México, donde la fragilidad gubernamental y la degradación ambiental están interconectadas.

Cabe señalar que aún existen importantes vacíos en la comprensión del impacto de la corrupción porque su relación con el crecimiento sigue siendo objeto de debate y porque la interacción entre deforestación, corrupción y calidad institucional permanece insuficientemente explorada. El presente estudio aborda

estas brechas empleando la deforestación como indicador de corrupción en México y aplicando métodos econométricos innovadores para mitigar la multicolinealidad de las variables, ofreciendo así un análisis más preciso de su impacto.

### ÁREA DE ESTUDIO

Este estudio se enfoca en los 32 estados de México (figura 1), donde la interacción entre la cobertura forestal, la salud de la vegetación y la gobernanza se miden con relación al crecimiento económico y la sostenibilidad ambiental. Esto debido a que se considera que la corrupción favorece la explotación de recursos naturales, como la deforestación y el cambio de uso de suelo, lo que afecta tanto a la economía como al medio ambiente, exacerbando la degradación del suelo y los efectos del cambio climático (Kaufmann, Kraay y Mastruzzi, 2010).

Las variables ambientales clave, como la densidad arbórea y el NDVI, permiten evaluar la cobertura forestal y la salud de la vegetación, proporcionando medidas indirectas de las prácticas corruptas en el manejo de recursos naturales. Estas medidas son consideradas indirectas porque reflejan los efectos ambientales asociados a actividades ilícitas o a la falta de control institucional, por ejemplo, la tala ilegal o el cambio irregular de uso de suelo, que a menudo ocurren en contextos de alta corrupción administrativa. La viabilidad de estas medidas radica en el uso de las imágenes de SAS.Planet con zoom 14 analizado con Python, que ofrecen datos objetivos y consistentes a lo largo del tiempo, contribuyendo a la detec-

FIGURA 1. Mapa de densidad arbórea



Fuente: elaboración propia.

ción de cambios ambientales vinculados a posibles actos de corrupción. En áreas con mayor prevalencia de tales actos se observa un elevado nivel de degradación ambiental, lo que afecta negativamente el crecimiento económico, especialmente en sectores como la agricultura y el ecoturismo (Challenger y Dirzo, 2009).

Es importante señalar que, aunque la degradación ambiental puede ser un indicador de corrupción, en ciertas regiones, los daños también pueden deberse a eventos naturales, como sequías, incendios forestales o huracanes, cuya incidencia no está necesariamente relacionada con prácticas corruptas, pero sí puede agravarse por la falta de gobernanza efectiva.

México presenta una gran diversidad ambiental, que va desde áreas densamente forestadas hasta zonas áridas y semiáridas, lo que facilita el análisis geoespacial de los cambios en la cobertura vegetal y su correlación con la corrupción y el crecimiento económico. Sumado a esto, el uso de tecnologías satelitales en este estudio aporta datos objetivos y cuantificables que pueden apoyar la formulación de políticas públicas orientadas a mejorar la gobernanza en México, reducir la corrupción, al monitorear de forma constante, y promover un desarrollo sostenible que contribuya tanto al crecimiento económico como a la mitigación del cambio climático.

## DATOS

Para llevar a cabo este análisis, se utilizaron las imágenes de SAS.Planet 230826 de Google Satellite con la capa City OSM-GPS-tracks, los datos de usuarios que experimentaron corrupción y el indicador de la actividad económica estatal, que permiten evaluar la relación entre la corrupción, los indicadores ambientales y el crecimiento económico en los estados de México, integrando un enfoque geoespacial y sostenible.

Primero, se emplearon imágenes satelitales de alta resolución obtenidas mediante la plataforma SAS.Planet, las cuales fueron procesadas utilizando la biblioteca OpenCV en Python para calcular los indicadores ambientales: la densidad arbórea y el NDVI. Estos indicadores fueron los empleados para evaluar la cobertura forestal y la salud de la vegetación en cada entidad federativa, proporcionando una base para el análisis del impacto ambiental estatal.

Para asegurar una cobertura representativa de cada estado, se adquirieron hasta 500 imágenes por entidad federativa con una resolución de zoom 14, equivalente a aproximadamente 10 metros por píxel, obteniendo así una representación detallada de la cobertura vegetal. Las imágenes fueron procesadas a través de la conversión a escala de grises y la detección de bordes mediante el algoritmo

de Canny,<sup>3</sup> lo que permitió la identificación precisa de los contornos de los árboles. La densidad arbórea se calculó sumando los contornos detectados en cada imagen y dividiendo el total por el área de estudio en metros cuadrados.

El NDVI fue calculado a partir de las bandas roja y verde, aprovechando las bandas disponibles en las imágenes satelitales conseguidas mediante la plataforma SAS.Planet. Se promediaron los valores de NDVI obtenidos de todas las imágenes, proporcionando una visión integral del estado de la vegetación para cada entidad.

Adicionalmente, se recopiló el indicador trimestral de la actividad económica estatal (ITAE), del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), que mide la actividad económica de todo el estado, y que sirvió como variable dependiente en el modelo econométrico. El ITAE utilizado fue el índice de volumen físico base 2018 = 100 anual para 2021 y 2023, debido a que refleja el desempeño económico en sectores clave como la agricultura, la industria y los servicios, permitiendo una comparación precisa entre estados.

Para medir la percepción de corrupción, se usaron datos de la Encuesta Nacional de Calidad e Impacto Gubernamental (ENCIG), también proporcionada por el INEGI, mientras que, para obtener el indicador de corrupción, se empleó el logaritmo de los usuarios que experimentaron algún acto de corrupción, lo que ofreció un panorama detallado de la incidencia de corrupción en el ámbito estatal.<sup>4</sup> En el modelo, a esta variable se le conoce como UCORR.

La combinación de estos datos socioeconómicos y ambientales, junto con el uso de imágenes satelitales para estimar la densidad arbórea y el NDVI, permitió desarrollar un modelo econométrico Ridge CV (validación cruzada de regresión Ridge), que aborda la multicolinealidad y analiza la relación entre la corrupción, los factores ambientales y el crecimiento económico en las diferentes entidades federativas de México. El modelo econométrico Ridge CV es una técnica de regresión lineal regularizada y diseñada para abordar el problema de la multicolinealidad entre las variables explicativas, el cual puede generar estimaciones inestables en modelos de mínimos cuadrados ordinarios (MCO). Este modelo introduce un término de penalización, controlado por el parámetro  $\alpha$  (*alpha*), que reduce el impacto de los coeficientes grandes y mejora la estabilidad del modelo.

3 Este algoritmo de Python es una técnica de detección de bordes que identifica los cambios abruptos en la intensidad de las imágenes para resaltar sus contornos. El proceso incluye varios pasos: suavizado de la imagen para reducir el ruido, cálculo del gradiente para detectar bordes potenciales, supresión no máxima para eliminar respuestas irrelevantes y una etapa de umbralización para definir bordes finales.

4 La transformación logarítmica de esta variable fue implementada para mejorar la significancia de los coeficientes y hacer que los resultados fueran más interpretables.

La validación cruzada permite seleccionar el valor óptimo de  $\alpha$ , minimizando el error cuadrático medio (MSE, por sus siglas en inglés) y asegurando un mejor balance entre el ajuste y la capacidad predictiva del modelo.

## METODOLOGÍA

Para estudiar la relación entre corrupción, indicadores ambientales y crecimiento económico, se desarrolló una metodología geoespacial que integra diversas fuentes de datos y técnicas analíticas. Primero, se recopilaron datos socioeconómicos (INEGI, 2023), indicadores de percepción de corrupción y datos ambientales (densidad arbórea y un índice relativo de vegetación) obtenidos de imágenes satelitales. Posteriormente, las imágenes fueron procesadas con la biblioteca OpenCV en Python para calcular los indicadores ambientales, lo que facilitó la identificación y cuantificación de la cobertura vegetal. Una vez integradas las variables ambientales y socioeconómicas en una base de datos estructurada, se aplicó el modelo econométrico Ridge CV para corregir la multicolinealidad y estimar la relación entre las variables analizadas. Como puede verse, este enfoque no solo aborda el desafío de la endogeneidad en estudios de corrupción y crecimiento económico, sino que también incorpora una perspectiva territorial, destacando el impacto ambiental y la sostenibilidad regional. En la tabla 1 se resume la metodología espacial empleada.

### *Cálculo de la densidad arbórea*

La densidad arbórea se calculó para los 32 estados utilizando las imágenes satelitales procesadas. El procedimiento incluyó los siguientes pasos que se muestran en el Esquema 1 a grandes rasgos:

A continuación, se detalla cada una de las fases:

1. Conversión de las imágenes satelitales RGB (que son tres bandas del espectro electromagnético: rojo, verde y azul) obtenidas mediante la plataforma SAS.Planet a escala de grises: para facilitar el análisis de los contornos de los árboles y reducir el ruido visual (elementos no relevantes para el análisis, como sombras, estructuras artificiales o reflejos, que pueden dificultar la identificación precisa de la cobertura vegetal).
2. Aplicación de filtros de suavizado: como el filtro gaussiano y de mediana, para reducir el ruido y mejorar la nitidez de los bordes, eliminando

TABLA 1. Metodología geoespacial aplicada

Etapa	Descripción	Herramientas utilizadas
1. Recopilación de datos	Obtención de datos socioeconómicos, datos de percepción de corrupción y datos ambientales (densidad arbórea y NDVI) a partir de imágenes satelitales.	ENCIG, SAS, Planet, imágenes satelitales
2. Procesamiento de imágenes	Uso de la biblioteca OpenCV en Python para procesar las imágenes y calcular los indicadores ambientales: densidad arbórea e índice relativo de vegetación basado en las bandas roja y verde.	Python, OpenCV
3. Preparación de la base de datos	Integración de las variables ambientales y socioeconómicas por entidad federativa en una base de datos estructurada para el análisis estadístico.	Python, Pandas
4. Análisis econométrico	Aplicación del modelo Ridge cv para abordar la multicolinealidad y analizar la relación entre corrupción, indicadores ambientales y crecimiento económico.	Python, Ridge cv

Fuente: elaboración propia.

ESQUEMA 1. Metodología: cálculo de la densidad arbórea



Fuente: elaboración propia.

detalles irrelevantes como pequeñas irregularidades o artefactos visuales.

3. Detección de bordes mediante el algoritmo de Canny: se utilizó este algoritmo para identificar con precisión los contornos de los árboles.

4. Cálculo de la densidad arbórea: los contornos de los árboles fueron sumados en cada imagen, lo que permitió calcular el número total de árboles en cada área de estudio. El área de estudio en metros cuadrados fue cuantificada por medio de la función `cv2.contourArea()` de OpenCV. Finalmente, la densidad arbórea se calculó dividiendo el número total de árboles detectados por el área total del estado, utilizando la ecuación 1:

$$\text{Densidad arbórea} = \frac{\text{Número de árboles detectados}}{\text{Área total de m}^2} \quad (1)$$

Este cálculo permitió estimar la cobertura forestal a nivel estatal proporcionando un indicador clave para evaluar la degradación ambiental y su relación con la corrupción.

## CÁLCULO DEL NDVI

El NDVI se calculó a partir de las bandas roja e infrarroja cercana de las imágenes satelitales de Google de SAS.Planet, que fueron extraídas y procesadas siguiendo los pasos descritos en el esquema 2.

A continuación, se detalla cada una de las fases:

1. Extracción de las bandas: para calcular el índice relativo de vegetación, se utilizaron las bandas roja y verde disponibles en las imágenes satelitales procesadas con OpenCV en Python. Este proceso permitió acceder directamente a los canales de color de cada imagen, simulando la separación de bandas espectrales para el cálculo del índice.
2. Cálculo del NDVI: se utilizó la fórmula estándar del NDVI, que compara la reflectancia en las bandas roja e infrarroja cercana para evaluar la salud de la vegetación:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED} \quad (2)$$

Donde:

RED: banda roja

NIR: banda infrarroja

## ESQUEMA 2. Metodología cálculo del NDVI



Fuente: elaboración propia.

3. Promedio del NDVI: los valores de NDVI fueron calculados para todas las imágenes de cada estado, y se obtuvo un valor promedio que representaba a la salud y la densidad de la vegetación en cada entidad federativa.

El que el NDVI permita medir la densidad y el estado de la vegetación en cada región resulta crucial para analizar los cambios en el uso del suelo y su relación con la corrupción y el crecimiento económico.

### *Modelo econométrico Ridge CV*

El análisis econométrico se realizó utilizando el modelo Ridge CV, que permite manejar los problemas de multicolinealidad entre las variables independientes. Este modelo introduce una penalización *alpha*, la cual regula el impacto de las variables altamente correlacionadas y mejora la estabilidad y precisión de las estimaciones. La forma reducida del modelo se muestra en la ecuación 3:

$$y = X\beta + \epsilon \quad (3)$$

Donde:

$y$  = vector de la variable dependiente (ITAE).  
 $X$  = matriz de las variables independientes (densidad arbórea, log\_UCORR [logaritmo de usuarios que experimentaron corrupción], NDVI).

$\beta$  = coeficientes por estimar.  
 $\epsilon$  = término de error.

Además de su capacidad para regular la magnitud de los coeficientes, el Ridge CV se fundamenta en una función de costo que no solo minimiza el MSE, sino que también penaliza coeficientes grandes para reducir la varianza y evitar sobreajustes, como se presenta en la ecuación 4:

$$\text{Costo} = \sum_{i=1}^n (y_i - X_i\beta)^2 + \alpha \sum_{j=1}^p \beta_j^2 \quad (4)$$

Donde:

$\sum_{i=1}^n (y_i - X_i\beta)^2$  = es el término del MSE.

$\alpha \sum_{j=1}^p \beta_j^2$  = es el término de regularización que penaliza los coeficientes grandes para reducir la varianza.

Este enfoque asegura que las estimaciones obtenidas sean robustas y menos sensibles a la correlación entre las variables, permitiendo un mejor equilibrio entre el ajuste del modelo y su capacidad predictiva. El parámetro  $\alpha$  fue ajustado a 3.56 mediante validación cruzada, lo que optimiza el modelo para minimizar el MSE.

## RESULTADOS

Gracias al análisis realizado mediante el modelo Ridge CV pudieron identificarse las relaciones entre la corrupción, los indicadores ambientales y el crecimiento económico a nivel entidad federativa en México. A continuación (tabla 2), se exponen los principales resultados, seguidos de una interpretación detallada de los coeficientes obtenidos.

El coeficiente de log\_UCORR (-0.8073) muestra una relación negativa significativa entre la corrupción y el crecimiento económico. Esto sugiere que los estados con mayores niveles de corrupción experimentan un menor dinamismo económico. Tal resultado es consistente con lo reportado por estudios como el de

TABLA 2. Resumen de coeficientes del modelo Ridge cv

Variable	Coefficiente	Signo	Interpretación
log_UCORR	-0.8073	Negativo	A mayor corrupción, menor crecimiento económico.
Densidad Arbórea	-0.4694	Negativo	Áreas con mayor cobertura forestal tienden a tener menor actividad económica.
NDVI	0.0165	Positivo	Un NDVI más alto, que refleja una mayor salud y densidad de la vegetación, está relacionado con ecosistemas más productivos y con un mejor acceso a servicios ambientales esenciales, lo que puede impulsar diversas actividades económicas.
$\alpha$	35.56		
MSE	149.28		

Fuente: elaboración propia con datos del modelo Ridge cv.

Mauro (1995), quien demostró que la corrupción reduce la inversión y, por ende, frena el crecimiento económico a largo plazo. De manera similar, Méndez y Sepúlveda (2006) encontraron que la corrupción genera ineficiencias en la asignación de recursos públicos y desincentiva la innovación, lo que limita el desarrollo económico de las regiones más afectadas. Por su parte, estudios recientes en economías emergentes (Svensson, 2005; Dreher y Herzfeld, 2008) confirman que altos niveles de corrupción están asociados con menores tasas de crecimiento, debido al desvío de recursos hacia actividades improductivas y al debilitamiento de las instituciones gubernamentales. Estos hallazgos refuerzan la importancia de fortalecer la transparencia y la rendición de cuentas para impulsar un crecimiento económico sostenible.

Por otro lado, la densidad arbórea también presenta una correlación negativa (-0.4694) con el crecimiento económico, lo cual es coherente con la idea de que las áreas más rurales, con mayor cobertura forestal, tienden a tener un menor desarrollo industrial o comercial. No obstante, esto no implica que dichas áreas mantengan su cobertura forestal debido a prácticas corruptas. Más bien, refleja que estas regiones suelen depender de actividades primarias de menor valor agregado, como la agricultura extensiva o la silvicultura, lo que limita el desarro-

llo industrial o comercial. Tampoco se sugiere que la reducción de áreas verdes en favor de actividades industriales sea una estrategia adecuada para fomentar el crecimiento económico.

En este sentido, es importante distinguir entre la preservación de recursos naturales por razones de sostenibilidad y casos en los que el uso de suelo podría estar influenciado por corrupción o decisiones no transparentes. De hecho, múltiples estudios han demostrado que una gestión sostenible de los recursos naturales puede contribuir al desarrollo económico a largo plazo (Costanza et al., 1997). El desafío radica en encontrar un equilibrio entre crecimiento económico y preservación ambiental, promoviendo actividades económicas que aprovechen los recursos naturales de manera sostenible, como el ecoturismo, la agroindustria de alto valor y la silvicultura sostenible, en lugar de expandir la industria a costa de los ecosistemas locales.

En contraste, el NDVI (0.0165) muestra una relación positiva con el crecimiento económico, aunque el valor del coeficiente es pequeño. Esto no implica falta de relevancia, sino más bien una relación incremental, donde pequeñas variaciones en el índice reflejan cambios graduales en el desempeño económico. Estudios previos, como el de Hidalgo, Smith y Veldkamp (2010), han demostrado que una mejor salud de la vegetación, medida a través del NDVI, está asociada con una mayor productividad agrícola y reducción de vulnerabilidad a fenómenos climáticos extremos, lo que fomenta el desarrollo económico regional. Dell, Jones y Olken (2012) encontraron una relación similar en economías emergentes, donde resaltaron la importancia del mantenimiento de la vegetación para la resiliencia económica a largo plazo. Además, el impacto positivo no se limita exclusivamente a sectores agrícolas y turísticos, pues también puede estar relacionado con áreas naturales protegidas, que juegan un papel clave en la conservación de los recursos naturales y en la provisión de servicios ambientales fundamentales para las comunidades locales. Estas áreas no solo contribuyen a la preservación de la biodiversidad, sino que también generan ingresos a través del ecoturismo y el desarrollo sostenible de las comunidades circundantes.

El ajuste del modelo Ridge cv, con un  $\alpha$  de 35.56, minimizó el MSE a 149.28. Este valor que puede considerarse adecuado para el conjunto de datos utilizado, ya que representa una mejora significativa respecto a los modelos convencionales sin regularización, indica que el modelo logra capturar las relaciones entre las variables sin sobre ajustarse. La reducción del MSE se alcanzó bajo el criterio de validación cruzada, que selecciona el valor óptimo de  $\alpha$  al dividir el conjunto de datos en particiones de entrenamiento y prueba, asegurando que el modelo sea generalizable a datos nuevos. Esto también permitió manejar la

multicolinealidad presente entre las variables independientes, estabilizando las estimaciones de los coeficientes.

Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de abordar la corrupción y fomentar el desarrollo sostenible en áreas con una alta densidad de recursos naturales. El presente estudio contribuye a ese objetivo al proporcionar evidencia empírica sobre la relación entre el estado de la vegetación y el crecimiento económico, lo que permite identificar las regiones más vulnerables a la degradación ambiental. Al resaltar la necesidad de una gestión sostenible de los recursos naturales, se ofrece información clave para la formulación de políticas públicas que promuevan actividades económicas sostenibles, en lugar de prácticas extractivas que comprometan el equilibrio ecológico.

En la tabla 3, se presentan las predicciones del modelo Ridge CV en comparación con los valores reales del ITAEE para los años 2021 y 2023 en cada estado. Estos resultados demuestran cómo las variables independientes (densidad arbórea, UCORR, NDVI) afectan al ITAEE en diferentes entidades, entre lo que destaca el que, en Aguascalientes, la predicción del modelo muestra una disminución en la actividad económica, aunque no tan pronunciada como la observada. Esta disminución en el ITAEE podría estar influenciada por una reducción en la densidad arbórea, en conjunto con factores estructurales relacionados con la dependencia de actividades económicas primarias, las cuales son más vulnerables a cambios en el entorno natural y menos diversificadas que las economías urbanas. En cambio, en la Ciudad de México, la predicción del modelo se alinea bastante bien con la realidad, lo que sugiere que la densidad arbórea y otros factores ambientales tienen un impacto limitado en esta entidad altamente urbanizada. Esto refuerza la idea de que las dinámicas urbanas pueden diferir significativamente de las rurales en cuanto a cómo los factores ambientales influyen en la economía.

Además de los resultados del modelo Ridge CV, es importante visualizar cómo estos cambios en la actividad económica y los niveles de corrupción han evolucionado espacialmente a lo largo del tiempo. Las figuras a continuación proporcionan una representación visual de estas dinámicas y permiten observar de manera más clara las diferencias regionales y temporales.

En la figura 2 se ilustra la forma en que ha evolucionado la actividad económica en los estados de México entre 2021 y 2023, mostrando un crecimiento generalizado de los valores del ITAEE, con un rango que se ha expandido de 86.89 a 115.49, en 2021, y de 87.93 a 142.27, en 2023. Esto sugiere un aumento significativo en la actividad económica en la mayoría de los estados, aunque algunas regiones del sur continúan mostrando un desempeño económico más bajo en comparación con otras áreas.

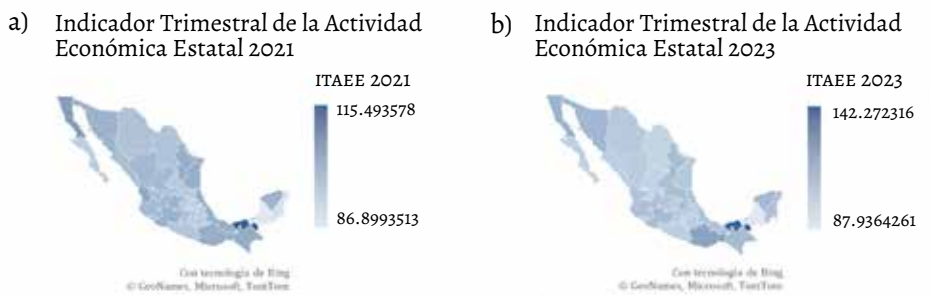
TABLA 3. Resultados del modelo Ridge CV por estados

<b>Estado</b>	<b>ITAE 2021</b>	<b>ITAE 2023</b>	<b>Estimación</b>
Aguascalientes	8.24	6.86	7.34
Baja California	5.03	5.56	5.22
Baja California Sur	4.06	3.05	3.25
Campeche	3.36	3.10	3.08
Coahuila de Zaragoza	3.20	2.43	2.51
Colima	4.45	2.83	3.12
Chiapas	2.70	2.69	2.85
Chihuahua	6.31	6.58	6.34
Ciudad de México	8.42	7.87	8.02
Durango	6.62	6.92	6.77
Guanajuato	5.59	4.86	4.98
Guerrero	3.93	3.92	3.89
Hidalgo	6.54	6.44	6.50
Jalisco	5.52	4.28	4.52
México	6.36	6.30	6.38
Michoacán de Ocampo	4.52	3.25	3.32
Morelos	5.41	3.97	4.05
Nayarit	5.26	5.22	5.15
Nuevo León	5.51	5.01	5.02
Oaxaca	4.10	4.04	4.06
Puebla	6.74	6.04	6.08
Querétaro	5.73	5.06	5.12
Quintana Roo	2.00	2.05	2.12
San Luis Potosí	4.24	3.83	3.90
Sinaloa	3.45	3.29	3.34
Sonora	4.75	2.61	2.75
Tabasco	2.04	1.67	1.71
Tamaulipas	2.79	2.18	2.25
Tlaxcala	7.05	5.96	5.98

Veracruz de Ignacio	2.45	1.93	1.98
Yucatán	2.02	1.04	1.12
Zacatecas	5.87	5.90	5.85

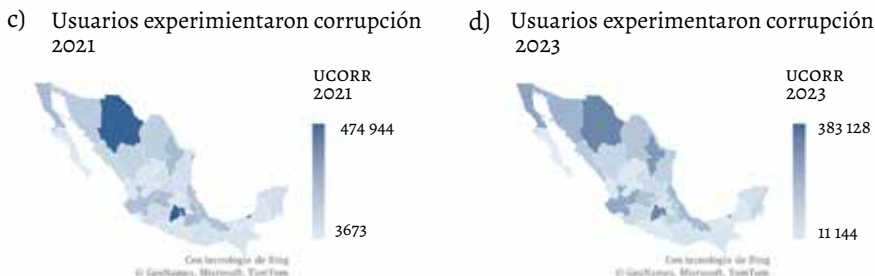
Fuente: elaboración propia con datos del modelo Ridge cv.

FIGURA 2. Evolución de la actividad económica estatal entre 2021 y 2023



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 3. Evolución de la corrupción entre 2021 y 2023



Fuente: elaboración propia.

En la figura 3 se presentan los mapas de los usuarios que experimentaron corrupción en 2021 y 2023, siendo que en el año base los valores oscilaron entre los 3673 y 474 944 usuarios que experimentaron corrupción, mientras que, en 2023, los valores máximos bajaron a 383 128, con un mínimo de 11 144 usuarios. Esta re-

ducción sugiere que las políticas anticorrupción han tenido impacto en algunos estados, aunque sigue habiendo regiones, especialmente en el norte, donde la corrupción continúa siendo un desafío.

En resumen, los resultados obtenidos permiten apreciar de manera integral las dinámicas regionales de crecimiento económico y su relación con la corrupción y los factores ambientales en los estados de México. Aunque se observan mejoras en la actividad económica y una reducción de la corrupción en diversas entidades, persisten desafíos estructurales en ciertos estados, especialmente en aquellos donde la densidad arbórea y la gestión de recursos naturales son factores determinantes.

## CONCLUSIONES

Este estudio ha revelado que la corrupción y los indicadores ambientales, como la densidad arbórea y el NDVI, influyen significativamente en el crecimiento económico de los estados de México. Utilizando el modelo Ridge CV y datos obtenidos de imágenes satelitales, se logró un análisis robusto que demuestra cómo la degradación ambiental y la falta de transparencia gubernamental afectan negativamente el desarrollo económico regional, lo que subraya la urgencia de mejorar la gobernanza.

A su vez, las regiones más perjudicadas por la corrupción no solo ven disminuidas sus capacidades económicas, sino que también enfrentan un deterioro en la gestión de sus recursos naturales. En este sentido, combatir la corrupción es crucial no solo para el crecimiento económico, sino también para la conservación ambiental.

Por otro lado, la densidad arbórea mostró una relación negativa con el crecimiento económico, lo que refleja la dificultad que enfrentan las áreas rurales y forestales para generar actividad económica robusta. Esto no implica que dichas regiones deban sacrificar sus recursos naturales en pos del desarrollo, sino más bien implementar estrategias de desarrollo sostenible que aprovechen el valor ecológico y económico de los bosques, fomentando actividades compatibles con la conservación.

En contraste, el NDVI, como indicador de la salud de la vegetación, mostró una correlación positiva con el crecimiento económico. Este resultado es especialmente relevante para las políticas públicas, ya que evidencia que los estados que logran mantener una vegetación saludable en equilibrio con el desarrollo económico pueden aprovechar de manera sostenible sus recursos naturales. La preservación de estos recursos, además de fortalecer sectores clave como la

agricultura y el turismo, también fomenta actividades económicas sostenibles de mayor valor agregado, reduciendo la vulnerabilidad de las economías locales frente a fenómenos ambientales y fortaleciendo el bienestar económico a largo plazo.

Las recomendaciones derivadas de este estudio sugieren, pues, fortalecer la gobernanza y la transparencia, especialmente en la gestión de los recursos naturales, para reducir prácticas corruptas que afectan el desarrollo económico en regiones vulnerables. Una política clave es promover actividades económicas sostenibles, como la agroindustria de alto valor, la agroforestería, el ecoturismo y la silvicultura certificada, que permiten aprovechar los recursos sin comprometer los ecosistemas. Asimismo, se recomienda implementar programas de monitoreo ambiental basados en imágenes satelitales para evaluar continuamente la salud de la vegetación, lo que dará lugar a una toma de decisiones más informada. Aunque la contribución de la salud ambiental al crecimiento económico puede parecer incremental, es significativa a largo plazo, ya que las regiones con mejor conservación de sus ecosistemas muestran mayor resiliencia y menores riesgos económicos asociados a la degradación ambiental.

## REFERENCIAS

- Acemoglu, D. y Robinson, J. A. (2012). *Why Nations Fail: The Origins of Power, Prosperity, and Poverty*. Crown Publishers.
- Bakhsh, K., Akmal, T., Ahmad, T., & Abbas, Q. (2022). Investigating the nexus among sulfur dioxide emission, energy consumption, and economic growth: empirical evidence from Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(5), 7214-7224.
- Burgess, R., Hansen, M., Olken, B. A., Potapov, P. y Sieber, S. (2012). The Political Economy of Deforestation in the Tropics. *The Quarterly Journal of Economics*, 127(4), 1707-1754.
- Burki, S. J., & Perry, G. E. (1998). Beyond the Washington consensus: Institutions matter. In World Bank Latin American and Caribbean studies; viewpoints (Washington, DC: World Bank). Retrieved March 11, 2025, <http://documents.worldbank.org/curated/en/556471468265784712>
- Challenger, A. y Dirzo, R. (2009). Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En R. Dirzo, R. González y I. March (Eds.), *Capital Natural de México* (Vol. II). CONABIO.
- Chazdon, R. L. (2008). Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*, 320(5882), 1458-1460.

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. y van den Belt, M. (1997). *The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital*. *Nature*, 387(6630), 253-260.
- De Vaal, A., & Ebben, W. (2011). Institutions and the relation between corruption and economic growth. *Review of Development Economics*, 15(1), 108-123.
- Dell, M. (2010). The Persistent Effects of Peru's Mining Mita. *Econometrica*, 78(6), 1863-1903.
- Dell, M., Jones, B. F. y Olken, B. A. (2012). Temperature Shocks and Economic Growth: Evidence From the Last Half Century. *American Economic Journal: Macroeconomics*, 4(3), 66-95.
- Dreher, A. y Herzfeld, T. (2008). The Economic Costs of Corruption: A Survey and New Evidence. *Public Economics*, 32(2), 245-263.
- Drury, A. C., Kieckhaus, L. y Lusztig, M. (2006). Corruption, Democracy, and Economic Growth. *International Political Science Review*, 27(2), 121-136.
- Gründler, K., & Potrafke, N. (2019). Corruption and economic growth: New empirical evidence. *European Journal of Political Economy*, 60, 101810.
- Guerrero, M. A., & Rodríguez-Oreggia, E. (2005). About the decisions to commit corruption in Mexico: the role of perceptions, individual and social effects. *Serie Documentos de Trabajo*, Mexico City: Universidad Iberoamericana, AC.
- Gundlach, E. y Paldam, M. (2009). The Transition of Corruption: From Poverty to Honesty. *Economics Letters*, 103(3), 146-148.
- Gupta, S., et al. (1999, June 7). Military spending continues to stabilize; some countries increase social spending. *IMF Survey*, 186-188.
- Hidalgo, J., Smith, M. y Veldkamp, A. (2010). Vegetation Dynamics and Economic Growth: Exploring a Multi-regional Approach. *Journal of Environmental Management*, 91(9), 2001-2010.
- INEGI. (2023). *Encuesta Nacional de Calidad e Impacto Gubernamental (ENCIG)*. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/programas/encig/2023/>
- Kaufmann, D., Kraay, A. y Mastruzzi, M. (2010). The Worldwide Governance Indicators: Methodology and Analytical Issues. *World Bank Policy Research Working Paper* (Informe n.º 5430). The World Bank Development Research Group Macroeconomics and Growth Team. <https://openknowledge.worldbank.org/server/api/core/bitstreams/2340e37a-cb4f-5009-9c3b-ab8a254fbfcc/content>
- Kudamatsu, M., Persson, T. y Stroebel, J. (2012). Weather and Infant Mortality in Africa. *American Economic Review*, 102(4), 1915-1948.
- Lember, V., Kalvet, T. y Kattel, R. (2014). Public Sector Innovation: Case Studies and Research Perspectives. *Public Management Review*, 16(1), 23-30.

- Mauro, P. (1995). Corruption and Growth. *The Quarterly Journal of Economics*, 110(3), 681-712.
- Méndez, F. y Sepúlveda, F. (2006). Corruption, Growth and Political Regimes: Cross-Country Evidence. *European Journal of Political Economy*, 22(1), 82-98
- Meón, P. G. y Weill, L. (2010). Is Corruption an Efficient Grease? *World Development*, 38(3), 244-259.
- Millán-López, A. J. (2024). Institutional Corruption Observed from Space. *Sobre México. Revista de Economía*, 1(9), 55-82.
- Mironov, V. (2005). The second international workshop on bioprinting, biopatterning and bioassembly. *Expert Opinion on Biological Therapy*, 5(8), 1111-1115.
- Mo, P. H. (2001). Corruption and economic growth. *Journal of comparative economics*, 29(1), 66-79.
- North, D. C. (1990). *Institutions, institutional change and economic performance*. Cambridge Univ Pr.
- Olken, B. A. (2007). Monitoring Corruption: Evidence From a Field Experiment in Indonesia. *Journal of Political Economy*, 115(2), 200-249.
- Pagiola, S. (2008). Payments for Environmental Services in Costa Rica. *Ecological Economics*, 65(4), 712-724.
- Paldam, M. (2002). The Cross-Country Pattern of Corruption: Economics, Culture and the Seesaw Dynamics. *European Journal of Political Economy*, 18(2), 215-240.
- Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, A., Gaillard, J. M., Tucker, C. J. y Stenseth, N. C. (2005). Using the Satellite-Derived NDVI to Assess Ecological Responses to Environmental Change. *Trends in Ecology & Evolution*, 20(9), 503-510.
- Rose-Ackerman, S. (1975). The Economics of Corruption. *Journal of Public Economics*, 4(2), 187-203.
- Svensson, J. (2005). Eight Questions about Corruption. *Journal of Economic Perspectives*, 19(3), 19-42.
- Swaleheen, M. U., & Stansel, D. (2007). Economic freedom, corruption, and growth. *Cato Journal*, 27(3), 343-358. <https://ideas.repec.org/a/cto/journal/v27y2007i3p343-358.html>
- Tanzi, V., & Davoodi, H. (2001). Corruption, growth, and public finances. En *The political economy of corruption* (pp. 101-122). Routledge.
- Transparency International. (2020). *What is Corruption?* Transparency International. <https://www.transparency.org/en/what-is-corruption>
- (2023). *Corruption perceptions index 2023 [Índice de percepción de la corrupción 2023]*. <https://www.transparency.org/en/cpi/2023/>
- Treisman, D. (2002). *Decentralization and the Quality of Government*. unpublished paper, Department of Political Science, UCLA.

- Ugur, M. y Dasgupta, N. (2011). Corruption and Economic Growth: A Meta-analysis of the Evidence on Low-income Countries and Beyond. *Cambridge Journal of Economics*, 35(2), 1-34.
- Voskanyan, F. (2000). *A Study of the Effects of Corruption on Economic and Political Development*. Centre for Strategic and International Studies.
- World Bank. (2022). *Worldwide governance indicators [Indicadores mundiales de gobernanza]*. <https://info.worldbank.org/governance/wgi/>

# Integración de los datos geoespaciales para el cálculo y análisis de indicadores ODS 11.3.1 y 11.7.1 en Santa Rosa, La Pampa, Argentina

DIALA POMBO Y MARÍA CELESTE MARTÍNEZ UNCAL<sup>1</sup>

## INTRODUCCIÓN

La Agenda 2030 para el desarrollo sostenible, aprobada en 2015 por la Organización de las Naciones Unidas (ONU), aborda 17 objetivos principales y 169 metas definidas, como un macroplan que busca, a través de una alianza mundial y el compromiso de los diferentes Estados, garantizar el desarrollo equitativo y armonizado con el medio ambiente. Dicho plan se enfoca, principalmente, en superar las diferentes brechas sociales, económicas y ambientales, las cuales tienden a ser aún más pronunciadas en América Latina y el Caribe (Comisión Económica para América Latina y el Caribe [CEPAL], 2018).

La definición de un marco global de 241 indicadores, cuya medición y cálculo permite realizar diagnósticos y validar avances cuantificables en los diferentes contextos del desarrollo sostenible, efectiviza el seguimiento de los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) y sus metas propuestas. Para lograr esto, son definidos los lineamientos para el cálculo de indicadores por organismos seleccionados acorde a sus competencias, que presentan las metodologías y fórmulas a emplear, con el fin de lograr una medición estandarizada y comparable entre países. Ahora bien, no todos los indicadores planteados poseen el mismo grado de desarrollo metodológico y disponibilidad de datos, por lo que el Grupo Interagencial y de Expertos sobre Indicadores ODS (IAEG-SDGS, por sus siglas en inglés) ha establecido una clasificación por nivel o *tier*<sup>2</sup> (ONU, 2021), con el fin de impulsar el

1 Instituto de Geografía de la Facultad de Ciencias Humanas de la Universidad Nacional de la Pampa, Santa Rosa, La Pampa.

2 *Tier 1*: indicador conceptualmente claro, con metodología internacional establecida y producción regular de datos. *Tier 2*: indicador conceptualmente claro, con metodología internacional establecida, pero los datos no son producidos regularmente por los países. *Tier 3*: no existen

cálculo y reporte de los indicadores con metodologías definidas, promoviendo la participación multinacional para lograr la consolidación de procesos en aquellos indicadores con menor desarrollo.

Para lograr la aplicación plena de la Agenda 2030, se hace necesario invertir en datos geoespaciales a fin de garantizar el cálculo de indicadores, ya que «la mayoría de los países no recopilan datos con regularidad para más de la mitad de los indicadores mundiales» (ONU, 2019, p. 3). En este sentido, la CEPAL ha definido una serie de prioridades para lograr la implementación y seguimiento de la agenda global, entre las cuales se destacan: a) potenciar los análisis a través del avance en las innovaciones tecnológicas; b) acceso e implementación de la sociedad de la información; c) integración de los ODS en los planes de desarrollo; d) creación de arquitecturas nacionales y fortalecimiento de capacidades; e) importancia de las Oficinas nacionales de estadística (ONE) en la recolección, procesamiento, desagregación, diseminación y análisis de datos y estadísticas (CEPAL, 2018). De esta forma, los sistemas estadísticos nacionales se convierten en una de las áreas estratégicas para lograr acciones conducentes al desarrollo sostenible, involucrando el uso y aplicación de nuevas fuentes de datos y tecnologías, junto a la integración de datos geoespaciales en la producción de estadística (Comité de las Naciones Unidas sobre la Gestión Global de Información Geoespacial [UN-GGIM, por sus siglas en inglés] Europa, 2019). Esto ha permitido que las ONE capacitadas para producir información integren datos provenientes de fuentes alternativas y no tradicionales, como las imágenes satelitales, redes sociales, telefonía móvil, entre otros (Adams y Judd, 2018).

El UN-GGIM ha señalado un marco de trabajo que destaca como fuentes nacionales de información a las infraestructuras de datos espaciales (IDE) y los sistemas nacionales de estadísticas, entre otras, incluida el *big data* (ESA, 2018). De esta forma, los datos estadísticos y geoespaciales son una de las fuentes de datos más preponderantes para el monitoreo de indicadores ODS, siendo el objetivo 11 uno de los ejemplos con mayor efectividad en el uso y análisis de información geoespacial (Avtar, Aggarwal, Kharrazi, Kumar y Kurniawan, 2019), donde las Observaciones de la Tierra (EO, por sus siglas en inglés) son una de las fuentes más relevantes para proveer datos de media y alta resolución requeridos en el cálculo de los indicadores asociados (Andries, Morse, Murphy, Lynch y Woolliams, 2019), gracias a sus características, entre las cuales se destacan: acceso libre y abierto; escala y cobertura; consistencia y comparabilidad; continuidad

---

metodologías o estándares internacionales establecidos para el indicador. Las metodologías están siendo desarrolladas o probadas.

temporal; complementariedad con métodos estadísticos tradicionales, y diversidad de mediciones (ESA, 2018).

El ODS 11 es también uno de los objetivos con más seguimiento en tiempos recientes, ya que con sus diez metas definidas busca que las ciudades y asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles, en un mundo donde la urbanización no es simplemente un fenómeno demográfico (ONU, 2018), pues la acelerada expansión urbana y sus complejidades acarrearán una serie de cuestiones complejas, tales como: asentamientos marginales, acceso al transporte público, disposición de residuos, contaminación del aire y acceso inclusivo y equitativo a espacios abiertos de uso público (ONU, 2019).

En este sentido, dado que las ciudades poseen un rol crucial de cara a un futuro enmarcado en el desarrollo sostenible (Kanuri, Aromar, Espey y Kuhle, s.f.), se requiere, para el monitoreo de avances de indicadores ODS, de accesos y sistemas de datos desglosados abiertos y referenciados espacialmente. No obstante, la obtención de datos desagregados es costosa y requiere de capacidades adicionales, por lo que es indispensable conjugar esfuerzos entre los distintos niveles de gobierno, para trabajar en formas modernas de análisis y recolección de datos (ONU-Habitat, s./f.).

Ante el compromiso de Argentina y, en particular, del gobierno provincial de La Pampa, para la implementación y monitoreo de la Agenda 2030, este trabajo se orienta a resaltar el uso de las técnicas enmarcadas en las geotecnologías para llevar a cabo el cálculo de los indicadores ODS 11.3.1 (relación entre la tasa de consumo de suelo y la tasa de crecimiento de la población) y 11.7.1 (proporción media de la superficie edificada de las ciudades que se destina a espacios abiertos para uso público). Lo expresado anteriormente se enfoca en la integración de la información estadística y geoespacial a partir de datos proporcionados por los censos del Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC), en conjunción con el acceso y procesamiento de imágenes satelitales.

El análisis de estos dos indicadores, en un espacio urbano de tamaño intermedio, como es el caso del aglomerado Gran Santa Rosa (GSR) de la provincia de La Pampa (Argentina), ha planteado enormes desafíos a los gobiernos locales en términos de inclusión, equidad y sustentabilidad, siendo que, en la actualidad, existen barrios en áreas de riesgo, sin infraestructura urbana y con malas condiciones de conectividad, así como acceso a los servicios y equipamientos. Para lograr algo, es necesario un análisis crítico de la situación de las ciudades, en particular del sitio que compete a este estudio.

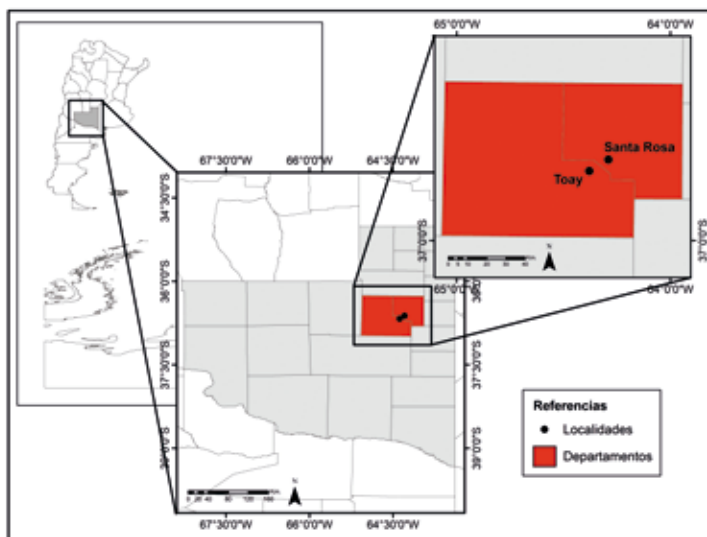
## OBJETIVOS

El objetivo que se plantea en este trabajo se centra en reconocer indicadores y variables para analizar el crecimiento poblacional y el consumo del suelo, que permitan definir si una ciudad es sostenible e inclusiva según el ODS 11.3. Por tanto, se abordan las ciudades Santa Rosa y Toay de la provincia de La Pampa, las cuales conforman el GSR, empleando datos geoespaciales, abiertos y públicos. Principalmente, se tratará de determinar los indicadores 11.3.1 y 11.7.1 del periodo 2001-2022, con el fin de analizar los datos estadísticos de diversos servicios esenciales para una ciudad.

## ÁREA DE ESTUDIO

La aglomeración GSR (figura 1), como se mencionó, está compuesta por dos entidades urbanas (Santa Rosa y Toay), pero con núcleos compactos y otras formas de poblamiento complementarias, donde existe una jerarquía urbana marcada tanto por sus volúmenes demográficos dispares como por sus roles tradiciona-

FIGURA 1. Área de estudio



Fuente: elaboración propia.

les. A estos núcleos urbanos se añaden, superponen y agregan en sus alrededores, proximidades y cercanías otras formas de expansión. Además, posee flujos, es decir, tanto infraestructura de transporte como flujos inmateriales que de pronto no se advierten visualmente (Serrano, 2007).

El emplazamiento de la ciudad de Santa Rosa, capital de la provincia de La Pampa, se ubica en una franja de transición donde los caracteres del marco natural anuncian la acentuación de la aridez y la desaparición de las llanuras, lo que sería la macroregión pampeana y la región patagónica. Santa Rosa se encuentra, pues, entre dos ambientes naturales distintos: es el fin de la llanura y el comienzo de los terrenos quebrados de los valles pampeanos: «Es considerada una aglomeración de tamaño intermedio menor (ATIS menor) por estar dentro de la categoría que comprende las ciudades de 50 000 a 399 999 habitantes (Vapñarsky y Gorojovsky, 1990). Conforman con la ciudad de Toay el aglomerado urbano Gran Santa Rosa (GSR)» (Dillon, 2022, p. 319).

Santa Rosa manifiesta su centralidad al cumplir funciones administrativas, comerciales y de servicios básicos de salud, así como educación de mayor jerarquía, ejerciendo una fuerte influencia sobre todos los demás espacios provinciales.

Según el Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022, el GSR concentra el 43 % de la población total provincial. En particular, la ciudad de Santa Rosa registró 120 473 habitantes con una variación intercensal relativa (VIR) del 17.13 % para el periodo intercensal 2010-2020, cifra superior a la media provincial, que, en el mismo periodo, fue del 14.7 %, y también superior a la media nacional (12.4 %). Por su parte, en el GSR se censaron 138 860 habitantes de los cuales 18 387 corresponden a la ciudad de Toay. Es esta ciudad la que ha registrado un crecimiento considerable entre 2001-2010 con una VIR del 44.3 % (8059 habitantes para el 2001) (Dillon, 2022), la cual se elevó en el periodo 2010-2020 al 48.17 %.

El área urbanizada del GSR se extiende por, aproximadamente, 39 km<sup>2</sup>. Con relación a esto, la expansión urbana en Santa Rosa generó un crecimiento de la superficie de forma extendida y no compacta, consecuencia, en parte, de los criterios de localización utilizados por asentamientos de las operaciones de viviendas de interés social, las cuales han ocupado la periferia del aglomerado (Pombo, 2017).

Este conglomerado, conformado por dos centros urbanos, presenta un esquema de organización espacial con gran diversidad de coberturas y usos del suelo hacia la periferia. Los centros con los más altos niveles de densidad poblacional y ocupación del suelo disminuyen a medida que aumenta la distancia hacia estos. De tal manera, presenta una mayor heterogeneidad de usos del suelo hasta el sector rural donde la actividad agropecuaria ocupa gran parte de la superficie.

## METODOLOGÍA

### *Procesos geoespaciales*

Para el cálculo de los indicadores 11.3.1 y 11.7.1 se definió un flujo de procesos geoespaciales soportado por técnicas analíticas como el procesamiento de imágenes y algoritmos de *machine learning*. Se procedió a realizar el proceso de clasificación supervisada de las imágenes satelitales en las siguientes categorías: áreas construidas, ocupadas por construcciones y superficies artificiales (ONU-Hábitat, 2020a), áreas no construidas y agua.

Teniendo en cuenta algunos criterios, se seleccionaron imágenes de acceso libre: i) porcentaje de nubosidad por debajo del 40%; ii) intervalo de fechas, y iii) selección por localización y corte del área de estudio. Para asegurar la obtención de mejores resultados en el procesamiento, todas las imágenes satelitales poseen corrección geométrica y calibración radiométrica, con valores de píxel en reflectancia de superficie (TOA, por sus siglas en inglés).

Para la clasificación supervisada se utiliza el algoritmo Random Forest, siendo uno de los más usados y que dan los mejores resultados dentro de las técnicas de *machine learning*, al proporcionar la mejor exactitud temática para la detección de zonas urbanas (Belgiu y Drăgu, 2016; Tavares, Santos, Sil y Teodoro, 2019; Li, Cai y Du, 2021; Shafizadeh-Moghadam et al., 2021). A partir de los polígonos de entrenamiento trazados manualmente, se realizó la clasificación distinguiendo entre zonas construidas, verdes y cuerpos de agua. Con base en las imágenes obtenidas, se procedió a realizar la evaluación para determinar el nivel de clasificación de las áreas construidas, a partir de las definiciones que estableció la metodología del grado de urbanización (DEGURBA, del inglés *degree of urbanisation*) (European Union, FAO, UN-Habitat, OECD, World Bank, 2020):

1. Si el 50% o más de los píxeles en el kernel son construidos, el píxel se clasifica como urbano.
2. Si entre el 25% y menos del 50% de los píxeles en el kernel son construidos, el píxel se clasifica como suburbano.
3. Si menos del 25% de los píxeles en el kernel son construidos, el píxel se clasifica como rural.

### *Determinación del indicador 11.3.1*

Los ODS son el plan maestro para conseguir un futuro sostenible para todos, los cuales se interrelacionan entre sí e incorporan los desafíos globales a los que nos enfrentamos día a día, como la pobreza, la desigualdad, el clima, la degradación ambiental, la prosperidad, la paz y la justicia (ONU, 2015).

La Asamblea General de las Naciones Unidas adoptó la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible conformado por 17 objetivos, los cuales integran metas e indicadores. Estos objetivos son conocidos también como objetivos globales, adoptados por la ONU en el año 2015 como un llamamiento universal para garantizar que, en el 2030, todas las personas disfruten de paz y prosperidad. Por ello, en este trabajo se abordará el objetivo 11 «que pretende lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles» (ONU, 2015). Específicamente se analizará el ítem 11.3 que consiste en «aumentar la urbanización inclusiva y sostenible y la capacidad para la planificación y la gestión participativas, integradas y sostenibles de los asentamientos humanos en todos los países» (ONU, 2019).

Los resultados de esta meta son dos indicadores, en donde se evaluará el 11.3.1 que se basa en la relación entre la tasa de consumo de tierras (elaborado de acuerdo con datos satelitales) y la tasa de crecimiento de la población (dato censal) (ONU, 2019) en dos tiempos:

$$\text{Indicador 11.3.1} - \frac{\text{Tasa anual de consumo de tierra}}{\text{Tasa anual de crecimiento de la población}} \quad (1)$$

Donde la tasa anual de:

$$\text{Consumo de tierra} - \frac{\text{Logaritmo natural} \frac{\text{Expansión urbana en tiempo 2}}{\text{Expansión urbana en tiempo 1}}}{\text{Tiempo 2} - \text{Tiempo 1}} \quad (2)$$

Donde la tasa anual de:

$$\text{Crecimiento de población} - \frac{\text{Logaritmo natural} \frac{\text{Población en tiempo 2}}{\text{Población en tiempo 1}}}{\text{Tiempo 2} - \text{Tiempo 1}} \quad (3)$$

La ONU-Hábitat clasifica este indicador como nivel II, lo que significa que el indicador es conceptualmente claro, con metodología internacional establecida y normas disponibles, pero los datos necesarios no son producidos regularmente por los países. Para que el indicador sea sostenible se debe disminuir o mantener constante el valor numerador de esta división matemática. Es decir, hay que reducir la expansión urbana y, si es posible, garantizar que la compacidad de las ciudades se mantenga o aumente con el tiempo. Como lo explica la ONU-Hábitat (2019), este indicador:

[...] mide la eficiencia con que las ciudades utilizan la tierra, que se mide como una proporción de la tasa a la que las ciudades consumen espacialmente la tierra en comparación con la tasa de crecimiento de su población. La evidencia empírica ha demostrado que las ciudades compactas utilizan la tierra de manera más eficiente y están mejor ubicadas para proporcionar bienes públicos y servicios básicos a un menor costo.

Esto se resume en que las ciudades compactas pueden consumir menos energía y administrar mejor los residuos maximizando los beneficios asociados con la economía de aglomeración. En cambio, las ciudades no compactas experimentan una mayor demanda de movilidad, de consumo de energía, degradación ambiental, aumento del costo de la prestación de servicios básicos y de la infraestructura, reducción de las economías de aglomeración y disminución de la productividad urbana.

Para determinar este indicador, en una primera instancia, se definirá el crecimiento poblacional y el consumo de suelo. No obstante, cabe hacer antes otra aclaración, y es que en el contexto nacional e internacional, así como legal y político, dentro de los documentos del Plan Estratégico Territorial (PET) se contempla el ODS 11 por ser de importancia para la inversión pública y privada. Se trata de informes generados por el Consejo Federal de Planificación y Ordenamiento Territorial (COFEPLAN), cuya misión es la articulación y armonización de las políticas de planificación y ordenamiento territorial (OT) dirigidas a lograr un país equilibrado, integrado, sustentable y socialmente justo (COFEPLAN, 2024). Siendo así, en la presente investigación se implementó la metodología sugerida por la ONU-Hábitat: *City Defined by its Degree of Urbanisation* (DEGURBA).

El indicador se construye a partir de información geoespacial. Se utilizan los datos censales de población de los años 1991, 2001, 2010 y 2022 provenientes del Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas del INDEC. Para el área de estudio, el Gran Santa Rosa (GSR), se incorporan además proyecciones de población hasta el año 2025. Complementariamente, se considera la superficie de

TABLA 1. Variación relativa de población del GSR, La Pampa y el total del país

Datos censales	1991	2001	2010	2022
Población del GSR	82 248	102 399	115 375	131 771
Variación relativa (%)	-	24.5	12.67	14.21
Población del país	32 615 528	36 260 130	40 117 096	45 892 285
Variación relativa (%)	-	11.2	10.6	14.39

Fuente: elaboración propia a partir de datos del INDEC (2024).

expansión urbana que se calcula a partir del análisis de la cartografía descargada de la Infraestructura de Datos Espaciales del Instituto de Geografía (IDEIGUNLPam) de la Facultad de Ciencias Humanas de la Universidad Nacional de La Pampa (UNLPam).

Los datos censales de población a nivel localidad se obtuvieron de los diferentes censos publicados en la web del INDEC —datos que son abiertos y públicos—, con base a los cuales se calculó la variación relativa desde 1991 hasta el 2022 (tabla 1).

A escala país, el mayor aumento de población ocurrió en el periodo 2010 al 2022 con un 14.39%. En el caso del GSR, el crecimiento más elevado se reflejó de 1991 a 2001, y luego se dio un freno en el crecimiento intercensal en el periodo de 1991 a 2022. En palabras de Tourn (2005): «Este proceso de incremento demográfico está entre las causas básicas del crecimiento espacial de la ciudad, que experimenta la compactación gradual de su periferia y la extensión horizontal del área periurbana» (p. 34). Todo esto evidencia que la estructura física y patrones del uso del suelo, una vez que se construye la ciudad, pueden permanecer durante generaciones, dando lugar a una expansión insostenible (Banco Mundial, 2023).

Posteriormente, a partir de los datos censales se realizó una proyección lineal de la cantidad de población hacia el año 2030, cuyos datos son necesarios para poder determinar la tasa de consumo de tierra y la de crecimiento de la población (tabla 2), ya que, para llevar a cabo una evaluación de cambios en el ODS 11.3.1 a lo largo del tiempo, se requiere una cantidad significativa de información. Esto se proyectó con una regresión lineal en series de tiempo.

Sobre la base de estos datos y para poder obtener la proyección (marcado con cursivas en la tabla 2), se generó un gráfico de dispersión para analizar la tendencia (figura 2). De esta manera, se observa una tendencia al crecimiento de la población muy marcada. A partir del siguiente gráfico, se determinó en Excel la

TABLA 2. Proyección de la población del GSR en el periodo 2018-2030

<b>Años</b>	<b>Población</b>
2018	129 279
2019 (2)	130 221
2020 (3)	130 963
2021 (4)	131 512
2022 (5)	131 761
2023 (6)	132 163
2024 (7)	132 328
2025 (8)	132 892
2026	133 296
2027	133 699
2028	134 103
2029	134 507
2030	134 911

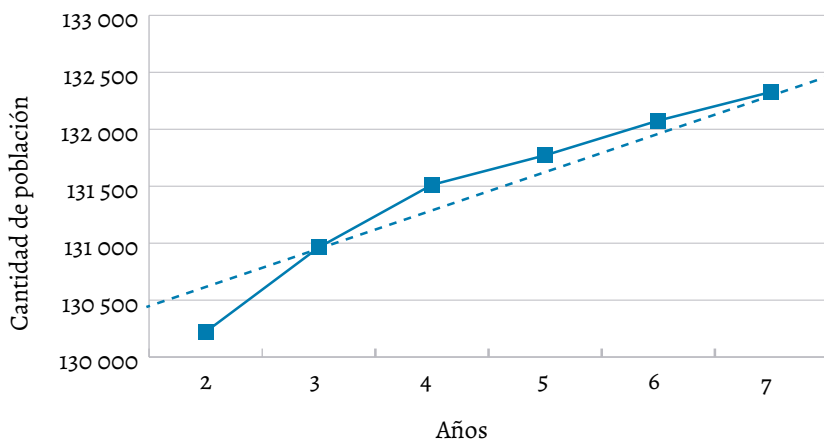
Fuente: elaboración propia a partir de datos del INDEC (2024).

ecuación de regresión lineal, la cual se aplica porque en la tabla 2 se cuenta con datos de años consecutivos. El rango óptimo ( $R^2$ ) de la regresión es aceptable, ya que, en el caso de la población, debe estar entre los valores 0.9 y 1 indicando el grado de correlación que existe entre las dos variables ( $XY$ ).

#### DETERMINACIÓN DEL INDICADOR 11.7.1

Los espacios verdes (EV), a parte de los usos recreativos, de esparcimiento y estéticos, brindan varios servicios sociales y ambientales. Dentro de las numerosas funciones ecológicas que cumplen en las urbes, se destacan la absorción de  $CO_2$  y la emisión de  $O_2$  —actuando, así, como pulmones urbanos—, la regulación de la temperatura, la retención e infiltración de las aguas pluviales, la fijación del material particulado suspendido en el aire, la disminución de los niveles de ruido y la protección contra los vientos al fungir como barreras (Guerrero y Culós, 2007). En consecuencia, son de gran relevancia para el bienestar de la sociedad.

FIGURA 2. Gráfico de dispersión en el periodo 2018-2024



Fuente: elaboración propia a partir de Excel.

Según Gómez Gonçalves (2011), en el mundo moderno, los EV se han convertido en el único contacto de las personas con la naturaleza. Sin embargo, el crecimiento poblacional en Argentina, unido a la inadecuada planificación de los EV dentro de los centros urbanos, genera espacios insuficientes e ineficaces para cumplir con los servicios ambientales que deben proveer (Pagella, 2016). Una ciudad que no puede ofrecer a sus ciudadanos suficiente cantidad de EV de fácil acceso y de distribución homogénea, proporcional al número de habitantes, ejerce una enorme presión adicional sobre los espacios verdes existentes, sobre su entorno periurbano y sobre el medio ambiente en general (Tella y Potocko, 2009).

En este sentido, se analizó el segundo indicador de esta meta, que es el 11.7.1, para el monitoreo y accesibilidad universal a zonas verdes y espacios públicos seguros, inclusivos y accesibles, en particular para mujeres y niños, personas de edad avanzada y personas con discapacidad (ONU, 2024).

En el caso del GSR, para estimar la superficie de los espacios verdes en las ciudades abordadas, se consideró la definición de las Ordenanza N.º 4161/2010 de la municipalidad de Santa Rosa y la Ordenanza N.º 36/2011 de la municipalidad de Toay, que definen a los EV como toda «aquella parcela, espacios, rincones de los distintos barrios de la ciudad que, por pequeños que sean, permiten el desarrollo de la vegetación arbórea o arbustiva en los mismos», los cuales son clasificados en categorías como parque, plazas, plazoletas, jardín y boulevard.

El organismo custodio del desarrollo y cálculo de los indicadores mencionados, la ONU-Hábitat, ha elaborado metadatos asociados a cada uno de ellos, donde están descritos el flujo de procesos, pasos y fórmulas a emplear. Para el indicador ODS 11.7.1 (ONU-Hábitat, 2020b), se procede con los siguientes pasos:

1. Análisis espacial para delimitar el área urbana que actuará como alcance geográfico para el cálculo del indicador.
2. Análisis espacial para identificar espacios públicos abiertos y cálculo del área total ocupada por estos.
3. Estimación de la proporción de los grupos de población de interés con acceso a espacios abiertos públicos.

El cálculo del indicador, definido como la proporción media de la superficie edificada de las ciudades que se dedica a espacios abiertos respecto de la superficie total edificada (ONU-Hábitat, s.f.), se determina por la siguiente fórmula:

$$SACUP = \frac{STEP + STDC}{STAC} \cdot 100$$

Donde *STEP* es la superficie total del espacio público abierto, *STDC* es la superficie total destinada a las calles y *STAC* es la superficie total construida.

## RESULTADOS

Sobre la base del cálculo de ambas tasas (tasa de consumo de tierra y de crecimiento de la población), se calculó el indicador 11.3.1 para el aglomerado GSR, cuyos datos se presentan en la tabla 3.

De acuerdo con lo realizado anteriormente, se puede determinar el consumo de suelo o tierra por habitante. Esta tasa representa la relación entre la superficie urbanizada (en metros cuadrados o hectáreas) y la cantidad de población que la habita. Para su cálculo, se seleccionaron y clasificaron imágenes de satélite del Landsat 5 y 8 (bandas de 30 m de resolución espacial) y del Sentinel-2 (bandas de 10 y 20 m) para el año 2022. Asimismo, se identificaron los píxeles como áreas construidas y se completó la tabla con los datos necesarios delimitando el consumo de suelo urbano.

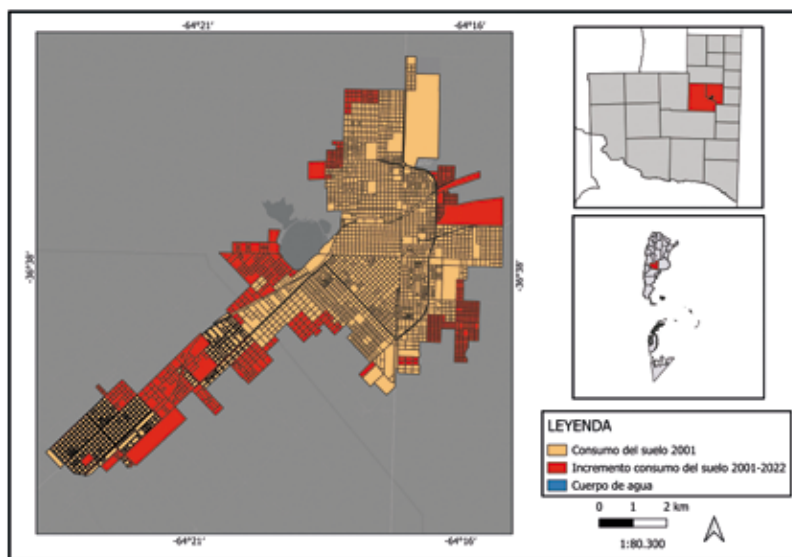
En QGIS se han obtenido los datos faltantes (consumo de suelo en metros cuadrados y la tasa) para completar la planilla de cálculo, con lo que se obtuvo,

TABLA 3. Determinación del indicador 11.3.1

<b>Indicador 11.3.3</b>	<b>1991</b>	<b>2001</b>	<b>2010</b>	<b>2022</b>	<b>2024</b>	<b>2025</b>
<b>Gran Santa Rosa</b>						
Población	82 248	102 399	115 375	131 771	132 328	121 241
Variación relativa (%)		24.50	12.67	14.21	0.42	-8.38
Densidad poblacional (habitante por ki- lómetro cuadrado)	27	30	30	28	27	28
Expansión urbana (metros cuadrados)	27 802 500	31 049 800	34 640 000	42 610 000	42 810 000	42 810 000
Consumo de suelo (metros cuadrados por habitante)		338	369	325	324	353
Tasa de consumo de tierra		0.011	0.012	0.017	-0.002	0.000
Tasa de crecimiento de población		0.02	0.01	0.01	0.00	-0.09
<b>Indicador 11.3.1</b>		0.50	0.917	1.558	-1.110	0.000

Fuente: elaboración propia a partir de la ONU-Hábitat (2018).

FIGURA 3. Consumo del suelo urbano entre 2001 y 2022 en el GSR



Fuente: elaboración propia a partir del procesamiento de imágenes satelitales y el cálculo del indicador 11.3.1.

FIGURA 4. Cambios en el consumo del suelo entre los años 2001 (izquierda) y 2022 (derecha) en el barrio Lowo Che (Toay)

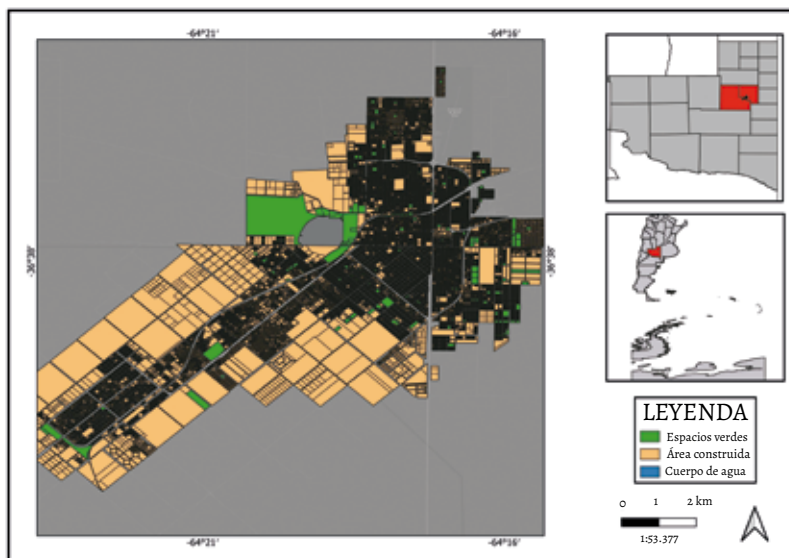


Fuente: Google Earth Pro.

finalmente, la tasa anual y un mapa de consumo del suelo urbano en el periodo 2001-2022 (figura 3).

Después de obtener la clasificación de las áreas urbanas, se pueden evidenciar las zonas y sus cambios sustanciales con relación al consumo del suelo entre el 2001 y el 2022. Esto se evidencia, a manera de ejemplo, en el acercamiento rea-

FIGURA 5. Áreas verdes en el Gran Santa Rosa



Fuente: elaboración propia a partir del procesamiento de imágenes satelitales y los códigos urbanísticos de Santa Rosa y Toay (2022).

lizado en la figura 4, a través de la plataforma Google Earth Pro, en el Barrio Lowo Che, zona de transición entre la ciudad de Santa Rosa y Toay (zona de quintas).

De acuerdo con la interpretación de los resultados del indicador propuesto en el metadato de este (ONU-Hábitat, 2020a), los valores superiores a 1 implican un posible uso ineficiente del suelo, caso contrario a los valores por debajo de 1, que representan efectos de estabilización, donde valores próximos a cero reflejarían procesos de densificación. En este caso, se destacan los valores por debajo de 1, menos en el 2022, año en el que es mayor a 1. Ya en el 2024, cuando los datos se obtuvieron por medio de la realización de proyecciones, el indicador es negativo. Se debe destacar que la mayor densificación del área urbana se da en las áreas centrales de ambas ciudades que conforman el Gran Santa Rosa, pero va disminuyendo a medida que nos alejamos.

A partir de todo esto, se ha calculado, además, el indicador 11.7.1, luego de previamente localizar los EV (figura 5) y calcular la superficie ocupada por los mismos. Mediante datos suministrados por la Dirección General de Catastro de la provincia de La Pampa, se determinó la superficie destinada a las calles, con lo cual se obtuvo el valor que representa el indicador en cuestión.

Se identificaron y contabilizaron 320 EV en el GSR correspondientes a las categorías parque, plazas, plazoletas, boulevard y otros espacios. La superficie total de los EV para el aglomerado fue de 436 525.14 m<sup>2</sup>, incluyendo espacios como el parque recreativo Don Tomás y la reserva Los Caldenes. El resultado de este indicador (2.96%), en comparación con otros espacios urbanos del mundo, representa un porcentaje muy reducido, siendo que ciudades de América del Sur como Cali y Medellín (Colombia) rondan el 40% del área destinada a los EV.

## CONCLUSIONES

En este capítulo, se presentó la propuesta metodológica desarrollada para el cálculo de los indicadores ODS 11.3.1 y 11.7.1 de las ciudades de Santa Rosa y Toay, que conforman el aglomerado GSR. Para llevarlo a cabo, se combinó información estadística y geoespacial con el procesamiento de imágenes satelitales y el uso de datos espaciales libres disponibles en las IDE.

Precisamente, el uso y procesamiento de dichas imágenes, como el acceso a información geoespacial, fue clave para el monitoreo de estos indicadores ODS en los espacios urbanos. A esto lo favorece el hecho de que, en la actualidad, se cuenta con una gran variedad de imágenes de acceso libre, que permiten realizar análisis multitemporales con resoluciones aceptables.

En el presente estudio, se observan valores en el indicador ODS 11.3.1 que parecen no corresponder con la realidad. Se propone en un trabajo posterior realizar estos cálculos diferenciando las distintas áreas de la ciudad para poder obtener y analizar datos más verídicos y proyectar en el futuro hacia dónde debería crecer la ciudad.

De manera general, los incrementos del consumo de suelo urbano se encuentran localizados en las zonas periféricas de las ciudades de estudio, como se pudo observar en este caso, donde las mayores tasas se manifiestan en ciudades intermedias y pequeñas. Santa Rosa presenta esta caracterización, lo cual es indicativo de sus procesos actuales de urbanización, a partir de la alta demanda de espacios de vivienda derivada de la población que vive en el centro de la ciudad y desea trasladarse a espacios más grandes y con otras condiciones de habitabilidad ambiental. Asimismo, se debe tener en cuenta que el código urbanístico de la municipalidad de Santa Rosa prevé los tipos de edificación; en este sentido, destina la zona central a edificios en altura.

La ONU (2018) fomenta que las ciudades adopten prácticas de planeación urbana sostenible, que integren consideraciones ambientales, sociales, culturales y económicas. Esto implica promover un desarrollo urbano compacto y, por lo

tanto, estratégicamente bien conectado, así como un uso eficiente del suelo; también conlleva implementar una zonificación de uso mixto (habitacional-comercial, entre otros) y proveer la infraestructura necesaria y transporte público de calidad.

El resultado obtenido para el indicador 11.7.1 demuestra que los EV no cumplen con su función establecida ni con los beneficios sociales y económicos que son de interés mundial dentro de un contexto como es el del cambio climático, así como no se llevan a cabo otras prioridades establecidas por los ODS, incluidas las ciudades sostenibles, la salud pública y la conservación de la naturaleza. A partir de esto, debería ampliarse este análisis teniendo en cuenta los diferentes barrios de los espacios urbanos analizados, para obtener un mayor detalle de los porcentajes de los EV y poder, así, en el futuro, planificarlos para que la población sea capaz de acceder con mayor facilidad.

Por otro lado, se busca la densificación urbana de las ciudades, un concepto y propuesta promovidos por el Gobierno de distintos países y varios organismos internacionales que funcionen como solución al crecimiento desordenado de las poblaciones. En lugar de expandir el territorio de manera horizontal, la densificación propone que sea de manera vertical con la finalidad de concentrar la población brindando equipamientos y servicios urbanos a la mayor cantidad de habitantes posible.

Los indicadores calculados no solo tienen como fin cumplir con el seguimiento de la agenda global del desarrollo sostenible, sino que se afirman como resultados idóneos y necesarios para los gobiernos municipales, ya que la desagregación espacial y focalización de estos indicadores serían un soporte para la toma de decisiones informada, en pro de llegar a la planificación y ordenamiento de ciudades sostenibles.

## REFERENCIAS

- Adams, B. y Judd, K. (2018). *Los altibajos de los indicadores: midiendo el progreso de los ODS*. Nueva York: Global Policy Watch. Consultado el 14 de septiembre de 2021. [https://www.globalpolicywatch.org/esp/wp-content/uploads/2018/05/GPW22\\_2018\\_05\\_09-esp.pdf](https://www.globalpolicywatch.org/esp/wp-content/uploads/2018/05/GPW22_2018_05_09-esp.pdf)
- Andries, A., Morse, S., Murphy, R., Lynch, J. y Woolliams, E. (2019). Seeing Sustainability from Space: Using Earth Observation Data to Populate the Sustainable Development Goal Indicators. *Sustainability*, 11(18), 5062. <https://doi.org/doi:10.3390/su11185062>

- Arteaga, I. (2005). De periferia a ciudad consolidada: estrategias para la transformación de zonas urbanas marginales. *Bitácora Urbano/Territorial*, 9(1), 98-111. de <http://www.redalyc.org/pdf/748/74800909.pdf>
- Avtar, R., Aggarwal, R., Kharrazi, A., Kumar, P. y Kurniawan, T. (2019). Utilizing Geospatial Information to Implement SDGS and Monitor Their Progress. In *Environmental Monitoring and Assessment*, 192(35). <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7996-9>
- Barrera, H. E. U. (2023). Bases teóricas y conceptuales para un acercamiento a la redefinición de la habitabilidad. *Vivienda y Comunidades Sustentables*, (13), 89-111. <https://revistavivienda.cuaad.udg.mx/index.php/rv/article/view/217>
- Belgiu, M. y Drăgu, L. (2016). Random Forest in Remote Sensing: A Review of Applications and Future Directions. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 114: 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011>
- BM (2023). *Desarrollo urbano*. Grupo Banco Mundial. <https://www.bancomundial.org/es/topic/urbandevelopment/overview#:~:text=En%20la%20actualidad%2C%20alrededor%20del,de%20habitantes%E2%80%9494%20vive%20en%20ciudades>
- Censo (2022). Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas, 2022. INDEC. <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-165>
- COFEPLAN (2024). *Consejo Federal de Planificación y Ordenamiento Territorial*. <https://www.argentina.gob.ar/habitat/cofeplan>
- Dillon, B. (2022). Gran Santa Rosa. En G. Velázquez (2022), *Atlas Histórico y Geográfico de la Argentina. Calidad de Vida II*. Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- ESA (European Space Agency). (2018). *Satellite Earth Observations in Support of the Sustainable Development Goals*, editado por Marc Paganini, Ivan Petiteville, Stephen Ward, George Dyke, Matthew Steventon, Jennifer Harry y Flora Kerblat. Paris: European Space Agency. [http://eohandbook.com/sdg/files/CEOS\\_EOHB\\_2018\\_SDG.pdf](http://eohandbook.com/sdg/files/CEOS_EOHB_2018_SDG.pdf)
- EU, FAO, ILO, OCDE, UN-Hábitat y WB. (2020). *A Recommendation on the Method to Delineate Cities, Urban and Rural Areas for International Statistical Comparisons*. European Commission, Eurostat and DG for Regional and Urban Policy, ILO, FAO, OECD, UN-Habitat. <https://ec.europa.eu/eurostat/cros/system/files/bg-item3j-recommendation-e.pdf>
- European Union-FAO-UN-Habitat-OECD-World Bank. (2020). *Applying the Degree of Urbanisation: A Methodological Manual to Define Cities, Towns and Rural Areas for International Comparisons*, editado por Lewis Dijkstra, Teodora Brandmuller, Thomas Kemper, Arbab Asfandiyar y Paolo Veneri. Bruselas: European Union. Consultado

- 7 de enero de 2022. <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/10186/11395216/DEGURBA-manual.pdf/3a6bab6a-3fb1-4261-ad5b-e604cb67dcd>
- Gómez Gonçalves, A. (2011). La utilización de los espacios verdes. Estudio de caso en tres ciudades españolas. *Cuadernos de Geografía* (30/31), 193-202.
- Guerrero, M. y Culós, G. (2007). Indicadores ambientales en la gestión de espacios verdes. El parque Cerro La Movediza. Tandil, Argentina. *Revista Espacios*, 28(1), 57-73.
- INDEC (2024). *Censos*. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Nivel3-Tema-2-41>
- \_\_\_\_\_ (s.f.). *Quienes somos*. <https://www.indec.gob.ar/indec/web/Institucional-Indec-QuienesSomos>
- Kanuri, Ch., Aromar, R., Espey, J. y Kuhle, H. (s.f.). *Cómo implementar los ODS en las ciudades. Un manual introductorio para quienes trabajan en el ámbito del desarrollo urbano sostenible*. Sustainable Development Solutions Network y German Cooperation Agency. [https://reds-sdsn.es/wp-content/uploads/2018/12/SDG-Cities-Guide-Spanish\\_edited\\_Final-version.pdf](https://reds-sdsn.es/wp-content/uploads/2018/12/SDG-Cities-Guide-Spanish_edited_Final-version.pdf)
- Li, Ch.; Cai, G. y Du, M. (2021). Big Data Supported the Identification of Urban Land Efficiency in Eurasia by Indicator sdg 11.3.1. *ISPRS International Journal of Geo-Information* 10 (2): 64. <https://doi.org/10.3390/ijgi10020064>
- ONU (2015). *Objetivos y metas de desarrollo sostenible*. Naciones Unidas. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/sustainable-development-goals/>
- \_\_\_\_\_ (2018). *Tracking Progress Towards Inclusive, Safe, Resilient and Sustainable Cities and Human Settlements. SDG 11 Synthesis Report. High Level Political Forum 2018*. <http://uis.unesco.org/sites/default/files/documents/sdg11-synthesis-report-2018-en.pdf>
- \_\_\_\_\_ (2018a). *La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe*. CEPAL. [https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40155/24/S1801141\\_es.pdf](https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40155/24/S1801141_es.pdf)
- \_\_\_\_\_ (2019). *Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2019*. [https://unsstats.un.org/sdgs/report/2019/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2019\\_Spanish.pdf](https://unsstats.un.org/sdgs/report/2019/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2019_Spanish.pdf)
- \_\_\_\_\_ (2024). *Objetivo 11: lograr que las ciudades sean más inclusivas, seguras, resilientes y sostenibles*. Organización de las Naciones Unidas, <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/cities/>
- UN-GGIM: Europa (United Nations Global Geospatial Information Management). (2019). *The Territorial Dimension in sdg Indicators: Geospatial Data Analysis and Its Integration with Statistical Data*. Lisboa: Instituto Nacional de Estatística de Portugal. [https://un-ggim-europe.org/wp-content/uploads/2019/05/UN-GGIM\\_08\\_05\\_2019-The-territorialdimension-in-SDGindicators-Final.pdf](https://un-ggim-europe.org/wp-content/uploads/2019/05/UN-GGIM_08_05_2019-The-territorialdimension-in-SDGindicators-Final.pdf)

- ONU-Hábitat. (s.f.). *Sustainable Development Goal 11: Make Cities and Human Settlements Inclusive, Safe, Resilient and Sustainable. A Guide to Assist National and Local Governments to Monitor and Report on SDG Goal 11+ Indicators*. ONU-Hábitat. Programa de Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. <https://www.local2030.org/library/60/SDG-Goal-11-Monitoring-Framework-A-guide-to-assist-national-and-local-governments-to-monitor-and-report-on-SDG-goal-11-indicators.pdf>
- \_\_\_\_\_ (2019). *Informe sobre Desarrollo Humano, 2019*. Publicado para el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. [https://www.iri.edu.ar/wp-content/uploads/2020/09/a2020cooperacionDocPNUD02\\_Informe-sobre-Desarrollo-Humano-2019.pdf](https://www.iri.edu.ar/wp-content/uploads/2020/09/a2020cooperacionDocPNUD02_Informe-sobre-Desarrollo-Humano-2019.pdf)
- \_\_\_\_\_ (2020a). *Metadata on SDGs Indicator 11.3.1 Indicator Category: Tier II*. Nairobi: Programa de Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos. [https://unhabitat.org/sites/default/files/2020/11/metadata\\_on\\_sdg\\_indicator\\_11.3.1\\_07-2020\\_1.pdf](https://unhabitat.org/sites/default/files/2020/11/metadata_on_sdg_indicator_11.3.1_07-2020_1.pdf)
- \_\_\_\_\_ (2020b). *Metadata on SDGs Indicator 11.7.1 Indicator Category: Tier II*. [https://unhabitat.org/sites/default/files/2020/11/metadata\\_on\\_sdg\\_indicator\\_11.7.1\\_02-2020\\_1.pdf](https://unhabitat.org/sites/default/files/2020/11/metadata_on_sdg_indicator_11.7.1_02-2020_1.pdf)
- Ordenanza N.º 4161/2010. (2010). *Arbolado público y espacios verdes*. Consejo Deliberante de la ciudad de Santa Rosa. <https://www.concejosantarosa.gob.ar/ordenanza-4161-2010/>
- Ordenanza N.º 36/2011. (2011). *Arbolado urbano y espacios verdes de la ciudad*. Consejo Deliberante de la ciudad de Toay. <https://www.cdtoay.com.ar/index.php/digesto/ordenanzas/2011-2014/ano-2011/944->
- Pagella, T. H. (2016). *Disponibilidad y situación actual de los espacios verdes de la ciudad de Santa Rosa, La Pampa* [Tesina de grado]. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa.
- Pombo, D. (2017). *Expansión urbana acelerada en una ciudad intermedia: causas y consecuencias. Santa Rosa-La Pampa* [Tesis de maestría]. Universidad Nacional de Córdoba. <https://rdu.unc.edu.ar/bitstream/handle/11086/6469/MGAPI%20POMBO.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Serrano, J. (2007). Crecimiento y consolidación de las principales aglomeraciones urbanas españolas. *Investigaciones Geográficas*, (44), 33-54. [https://www.researchgate.net/publication/279510584\\_Crecimiento\\_y\\_consolidacion\\_de\\_las\\_principales\\_aglomeraciones\\_urbanas\\_espanolas](https://www.researchgate.net/publication/279510584_Crecimiento_y_consolidacion_de_las_principales_aglomeraciones_urbanas_espanolas)
- Shafizadeh-Moghadam, H., Minaei, M., Gilmore Pontius, R., Asghari, A. y Dashedpoor, H. (2021). Integrating a Forward Feature Selection Algorithm, Random Forest, and Cellular Automata to Extrapolate Urban Growth in the

- Tehran-Karaj Region of Iran. *Computers, Environment and Urban Systems*, 87. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2021.101595>
- Tavares, P. A., Santos Beltrão, N. E., Sil va Guimarães, U. y Teodoro, A. C. (2019). Integration of Sentinel-1 and Sentinel-2 for Classification and Land Mapping in the Urban Area of Belém, Eastern Brazilian Amazon. *Sensors*, 19(5). <https://doi.org/10.3390/s19051140>
- Tella, G. y Potocko, A. (2009). Espacios verdes públicos: una delicada articulación entre demanda y posibilidades efectivas. *Revista Mercado y Empresas para Servicios Públicos*, (55), 40-55.
- Tourn, M. G. (2005). Evolución demográfica de la ciudad de Santa Rosa. En *Anuario de la Facultad de Ciencias Humanas*, Universidad Nacional de La Pampa, vol. 7, n. 7. <https://repo.unlpam.edu.ar/handle/unlpam/7639>
- Vapñarsky, C. y Gorojovsky, N. (1990). *El crecimiento urbano en la Argentina*. Buenos Aires: Grupo Editor Latinoamericano.



# Empleo de las alternativas tecnológicas SIG y teledetección en el análisis de alteración de variables ambientales productos de los efectos del cambio climático en México\*

EVANGELINA ÁVILA-ACEVES,<sup>1,2</sup> YEDID GUADALUPE ZAMBRANO-MEDINA,<sup>1,2</sup>

LIDIA YADIRA PÉREZ-AGUILAR,<sup>3</sup> WENSESLAO PLATA-ROCHA,<sup>1,2</sup>

SERGIO ALBERTO MONJARDÍN-ARMENTA,<sup>1,2</sup>

MARÍA ALEJANDRA QUINTERO-MORALES<sup>4</sup> Y OSIRIS CHÁVEZ-MARTÍNEZ<sup>1,2</sup>

## INTRODUCCIÓN

Las técnicas geoespaciales hoy en día son herramientas comunes usadas en las simulaciones y modelos predictivos territoriales. Algunos ejemplos se muestran en la predicción de temperatura, cambios en la cobertura del suelo y distribución de especies de animales (Estacio, Lim, Onitsuka y Hoshino, 2024). La disponibilidad de los datos geoespaciales es una parte vital en los estudios territoriales, y de eso depende en gran medida la escala espacial y temporal aplicada en el análisis geoespacial, así como la calibración y validación del modelo empleado (Estacio et al., 2024).

La intención principal de estos análisis es facilitar la toma de decisiones de manera informada en diversas áreas como la planeación urbana, gestión de recursos naturales, monitoreo ambiental, entre otros. Para cumplir su propósito, involucran tecnologías como los sistemas de información geográfica (SIG), percepción remota (también conocida como teledetección), fotogrametría y análisis cartográfico digital, valiéndose de datos geográficos en formato digital para modelar y describir el mundo real (Sánchez-Jacobo, 2019).

\* Se agradece a la Universidad Autónoma de Sinaloa (UAS) por los estudios de posgrado y a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por las becas CVU: 701830, 558088, 6677473747, 568777, 1075964.

1 UAS, Facultad de Ciencias de la Tierra y el Espacio, Sinaloa, México.

2 Laboratorio Nacional CONAHCYT de Tecnologías de la Información Geoespacial para los Sistemas Socioecológicos Resilientes (LANCTIGESSR), clave 89, Toluca de Lerdo, México.

3 UAS, Facultad de Informática Culiacán, Sinaloa, México.

4 UAS, Facultad de Biología Culiacán, Sinaloa, México.

Los sistemas de información geográfica (SIG) y la teledetección son de las principales fuentes de manipulación de datos geoespaciales, que proporcionan el ambiente para administrar el conocimiento del análisis territorial (Estacio et al., 2024). Por ejemplo, los estudios sobre los impactos del cambio de cobertura de suelo se han convertido en un tema importante en estudios actuales (Lin, Peng, Ma, Shi, Zhu, Zhu, Gong y Huang, 2024).

Algunas de las técnicas más empleadas son la evaluación multicriterio (EMC), regresión geográficamente ponderada y la regresión logística espacial. Por su parte, la EMC es una herramienta empleada en el ordenamiento territorial (Cantos-Sánchez et al., 2024; Giménez-García et al., 2023; Pardina et al., 2024; Pin et al., 2023; Sebastián et al., 2024), así como en recursos forestales y ecosistémicos (Pérez-Aguilar, 2022; Pérez-Izquierdo y Pulido, 2024), por mencionar algunos. Su principal ventaja sobre otros métodos estadísticos se encuentra en su capacidad para integrar variables cualitativas y cuantitativas, incorporando conocimiento de expertos en el proceso de estandarización de variables y asignación de pesos a los criterios (Pardina et al., 2024).

En cambio, la regresión geográficamente ponderada (GWP, por sus siglas en inglés) tiene la capacidad de explorar relaciones espaciales no estacionarias entre variables dependientes y explicativas (Jiménez y Cadena, 2024). GWP realiza una correlación lineal entre los factores explicativos con la variable dependiente. Una de sus principales fortalezas es la sencillez en los cálculos e incorporación de nuevos elementos de estudio (González, 2015), lo que permite incorporar pesos espaciales para estimar los parámetros de interés (He, Yuan, Qin Lu y Li, 2024; Jurado y Genis, 2023). En cuanto a la regresión logística espacial, se trata de un método de aprendizaje automático que posibilita la captura de relaciones completas de datos espacio-temporales (Pei, Qiu y Zhuet, 2024).

## OBJETIVOS

El objetivo principal de este capítulo es establecer una revisión bibliográfica acompañada de un meta análisis de los estudios territoriales gestionados desde los laboratorios de geomática y fotogrametría de la Facultad de Ciencias de la Tierra y el Espacio de la UAS, enfocados en las causas y efectos del cambio climático. Además, se abordan diversas aplicaciones en estudios territoriales donde se analizan temas relacionados con el impacto del cambio climático en distintos entornos como la aridez, inundaciones, erosión costera y la deforestación, orientados a estudiar las tendencias en las causas, efectos negativos y respuesta de las

alternativas de mitigación ante los impactos del cambio climático, por medio de tecnología geoespacial.

## ANÁLISIS GEOESPACIAL ANTE LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Hablar de cambio climático es hacer referencia a las alteraciones del clima y las temperaturas terrestres que afectan a los ecosistemas, producidos de manera directa e indirecta por las actividades humanas (Zambrano-Medina, 2024). Por ejemplo, las variables climáticas como la temperatura se ven mayormente afectadas, al grado de que se observan cambios efectivos a mediano y largo plazo en las condiciones climáticas, acompañados de un aumento pronosticado entre 1.8 y 3.7°C para finales de este siglo (Alcolado, 2014).

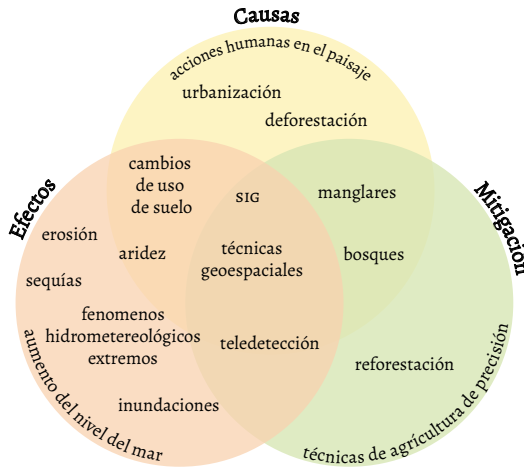
Los cambios a gran escala en los patrones climáticos son resultado del calentamiento global producido por el aumento en las emisiones de carbono, que es ocasionado por la quema de combustibles fósiles para diversas actividades como la generación de energía, agricultura y deforestación (Zambrano-Medina et al., 2024). Como consecuencia, se han vuelto frecuentes los casos de fenómenos hidrometeorológicos extremos que ponen en riesgo tanto a la población como a la biodiversidad y la seguridad alimentaria global (Xue, Zhang, Luan y Yuan, 2024).

Por la complejidad de sus causas, los riesgos asociados al cambio climático se relacionan a todos los ecosistemas y actividades humanas (Zambrano-Medina, 2024). En este sentido, el cambio climático global y la rápida urbanización que se ha generado en los últimos años exponen a las ciudades de todas las longitudes a peligros cada vez mayores vinculados con fenómenos climáticos y desastres naturales (Huang et al., 2023).

Las acciones humanas transforman y alteran el paisaje en busca de la urbanización (figura 1), sin el correcto control de daños ecológicos (Alberti, 2005; Grimm, Faeth, Golubiewski, Redman, Wu, Bai y Briggs, 2008). Precisamente, la deforestación de bosques para construir nuevos complejos urbanos o agrícolas son algunas causas que aceleran los efectos negativos del cambio climático, algunos de los cuales son las sequías e inundaciones, aumento del nivel del mar, entre otros (Laurance, Sayer y Cassman, 2014; Nicholls y Cazenave, 2010).

Sin embargo, la línea entre causa y consecuencia no está bien definida. Existen fenómenos como los procesos de aridez o cambios en la cobertura de suelo que son víctimas de sus propios efectos, es decir, que el resultado negativo es producto de los procesos iniciales que ellos generaron (Colantoni, Ferrara, Perini y Salvati, 2015). Hay también fenómenos que son duales, como las causas de los

FIGURA 1. Interrelaciones entre causas, efectos y mitigación del cambio climático



Fuente: elaboración propia.

efectos negativos y las herramientas de mitigación; en otras palabras, en función de qué acciones se tomen, la respuesta puede ser negativa o positiva (Pascual et al., 2017).

Un ejemplo son los bosques que, al ser deforestados, crean una reacción en cadena de efectos negativos: el suelo pierde materia orgánica y estructura que las raíces de los árboles mantenían y, por consiguiente, se vuelve más susceptible a la erosión (Kogo, Kumar y Koech, 2020). Asimismo, la reducción de materia orgánica en el suelo hace que este pierda la capacidad de infiltración del agua, lo que, por ende, produce inundaciones. Otro efecto negativo es que, al ser talados los árboles, se interrumpe una parte importante del ciclo del agua: la evapotranspiración (Scott, Knowles, Nelson, Gentine, Barron, Bryant y Biederman 2021).

Por otro lado, entre las estrategias de mitigación de los efectos del cambio climático se encuentra la limitación de los gases de efecto invernadero (GEI), posible a través de la agricultura sostenible (Basheer, Wang, Farooque, Nawaz, Pang y Neokye, 2024). Se cuenta también con la agricultura de precisión, que disminuye el consumo y desperdicio de agua utilizada en los cultivos, a la vez que localiza puntualmente soluciones para la mejora de los mismos (Chávez-Martínez et al., 2024), mientras que, contrariamente, en la agricultura tradicional se aplicaría en todo el cultivo hasta llegar a generar problemas de erosión y contaminación del suelo y el agua.

En este contexto, surgen las técnicas geoespaciales como herramientas para evaluar, analizar, simular, modelar y monitorear los fenómenos espacio-temporales que describen y explican los factores causantes de los efectos negativos del cambio climático, así como el comportamiento resultante de la aplicación, o no, de las estrategias de mitigación en escenarios futuros. En la tabla 1 se resumen algunas técnicas aplicadas para conocer los impactos ambientales del cambio climático.

TABLA 1. Técnicas geoespaciales con aplicaciones a estudios de los efectos del cambio climático

<b>Técnica Geoespacial</b>	<b>Descripción</b>	<b>Aplicación</b>
SIG	Herramientas que permiten capturar, almacenar, analizar y gestionar datos geoespaciales.	Evaluación de impactos, planificación territorial y modelado de escenarios.
Teledetección	Uso de imágenes satelitales y aéreas para obtener información sobre la superficie terrestre.	Monitoreo de cambios en uso del suelo, cobertura vegetal y patrones climáticos.
Modelación espacial	Métodos matemáticos y computacionales para simular procesos y fenómenos geográficos.	Predicción de impactos climáticos, análisis de vulnerabilidad, peligro y riesgo.
Geoestadística	Técnicas estadísticas aplicadas a datos espaciales para analizar variabilidad y patrones.	Análisis de datos climáticos y ecológicos para identificar tendencias y correlaciones.
Evaluación multicriterio	Método que considera múltiples criterios para la toma de decisiones.	Selección de sitios para la conservación, análisis de vulnerabilidad y planificación de adaptación.
Análisis espacial de sensibilidad	Evaluación de cómo diferentes variables afectan los resultados en un modelo.	Determinación de áreas más vulnerables a los efectos del cambio climático.
Cartografía temática	Creación de mapas que representan información específica, como temperatura, precipitación, etcétera.	Visualización de impactos climáticos y comunicación de riesgos.

## CAUSAS

En América Latina, las emisiones de gases de efecto invernadero tienen como principal fuente el sector energético; no obstante, un factor de gran relevancia es el cambio en la cobertura del suelo (Samaniego, Galindo, Mostacedo, Ferrer, Alatorre y Reyes, 2017), particularmente debido a procesos de deforestación y transformación de ecosistemas naturales. Si bien el cambio climático es influenciado por múltiples factores, tanto antrópicos como naturales, cabe aclarar que este trabajo se enfoca en analizar cómo la dinámica de las coberturas de suelo contribuye significativamente a las emisiones y, por ende, a la problemática climática en la región.

### *Coberturas de suelo y su impacto en procesos deforestadores*

La cobertura de suelo y sus dinámicas espacio-temporales son propiedades fundamentales de los ecosistemas terrestres y constituyen componentes críticos en áreas de investigación como la sostenibilidad (Stanimirova, Graesser, Olofsson y Friedl, 2022). La razón es porque al menos un tercio de la superficie terrestre se ha visto afectado por los cambios en la cobertura terrestre entre 1969 y 2019 (Lin et al., 2024).

El análisis y seguimiento de los cambios de la cobertura de suelo en escala temporal proporciona información valiosa acerca de la dinámica de los ecosistemas y el impacto de las actividades humanas en ella (Mahendra, Pushpalatha, Mallikarjunaswamy, Rama, Sunil y Sharmila, 2024). Así se ha logrado descubrir que el cambio de cobertura de suelo ha modificado los ecosistemas terrestres, introduciendo perturbaciones importantes para muchos procesos como el ciclo global del carbono o el ciclo del agua (Stanimirova et al., 2022).

Una de las principales dinámicas de coberturas de suelo sucede al modificar ciertas áreas forestales para proporcionar bienes y servicios a los seres humanos, lo que ha provocado procesos de deforestación que, a su vez, traen consigo el aumento en la temperatura tanto local como global, la cual, incluso, pone en riesgo la sostenibilidad de la agricultura y la seguridad alimentaria (Monjardín-Armenta, 2019).

Un vistazo a futuro de este proceso nos lo muestra Monjardín-Armenta (2019), cuyo trabajo consistió en la simulación geoespacial de la dinámica de la cobertura forestal dentro de la cuenca del Pacífico Norte en México (figura 2a). Allí mismo desarrolló un modelo de simulación geoespacial predictivo para el año 2030 (figura 2e) y 2050 (figura 2f), en el cual identificó las áreas con mayor probabili-

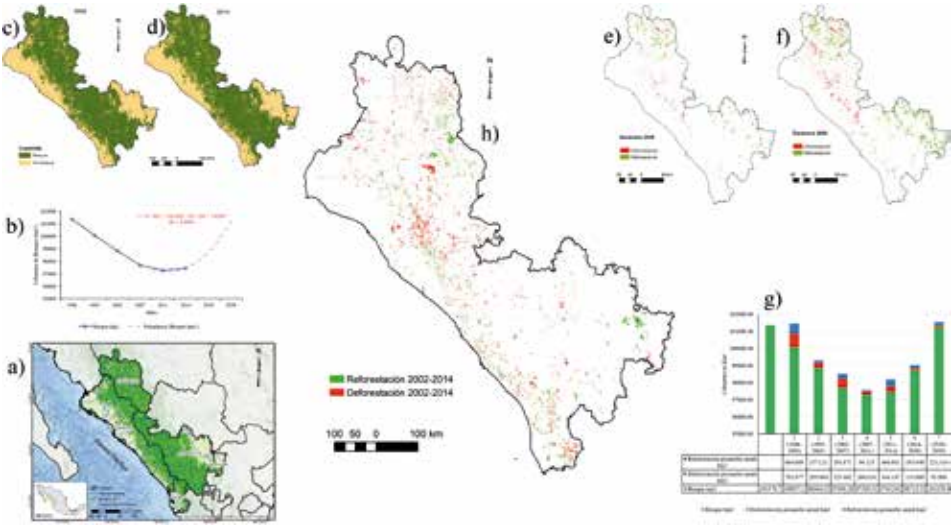
dad de experimentar procesos de deforestación, así como aquellas con potencial para la reforestación, basándose en factores socioeconómicos y ambientales.

El modelo usado por Monjardín-Armenta (2019) se basó en el uso de la técnica de la EMC, con la que analizó los cambios de la cubierta forestal entre los años 2002 (figura 2c) y 2014 (figura 2d). Además, cuantificó las pérdidas y ganancias de carbono asociadas en ese proceso de dinámica forestal (figura 2g).

Para ello, consideró una diversidad de criterios ambientales (uso de suelo, altitud, pendiente, áreas para restauración, tipo de suelo, áreas naturales protegidas, áreas agrícolas y pastizales, hidrografía, precipitación media anual), económicos (producción forestal, red vial) y sociales (índice de marginación y densidad de población). Estas variables se estandarizaron, re proyectaron, reclasificaron, corrigieron topológicamente y rasterizaron previas a emplearlas en la EMC.

Entre sus resultados, destaca la clasificación de la cobertura forestal y no forestal en 2002 (figura 2c) y 2014 (figura 2d). Con relación a esto, la cuenca del Pacífico Norte tenía una cobertura forestal del 65.02%, que disminuyó a 64.10% para el 2014. Las áreas deforestadas representaron el 3.88% de la superficie forestal existente en el 2002 (figura 2h), la cual se encuentra distribuida dentro de toda el área de estudio, concentrándose en el centro y centro norte del estado de Sinaloa, así como noroeste y sur de la cuenca del Pacífico Norte. Por su parte, la

FIGURA 2. Modelo de deforestación



Fuente: Monjardín-Armenta (2019).

reforestación reportada abarcó el 2.66 % de la cobertura forestal del 2002, ubicada en la parte norte y suroeste.

La demanda de suelo la diseñó por el ajuste de función polinómica de tercer orden (figura 2b), con la cual sus extrapolaciones sugieren una cobertura forestal de 98 713.52 km<sup>2</sup> para 2030 (figura 2e) y 101 329.8 km<sup>2</sup> en 2050 (figura 2f). Los mapas respectivos y la gráfica (figura 2g) presentan un escenario favorable que involucra un aumento en la reforestación hasta el 2014; sin embargo, los escenarios futuros muestran una tendencia decreciente en torno a la reforestación.

El trabajo de Monjardín-Armenta (2019) subraya la importancia de considerar factores de índole ambiental, económico y social para mejorar el manejo forestal en la toma de decisiones con visión de futuro; allí interviene la información futura en las dinámicas de la cobertura de suelo y sus implicaciones en las coberturas forestales, sobre todo en los servicios ambientales que estas ofrecen.

## EFFECTOS

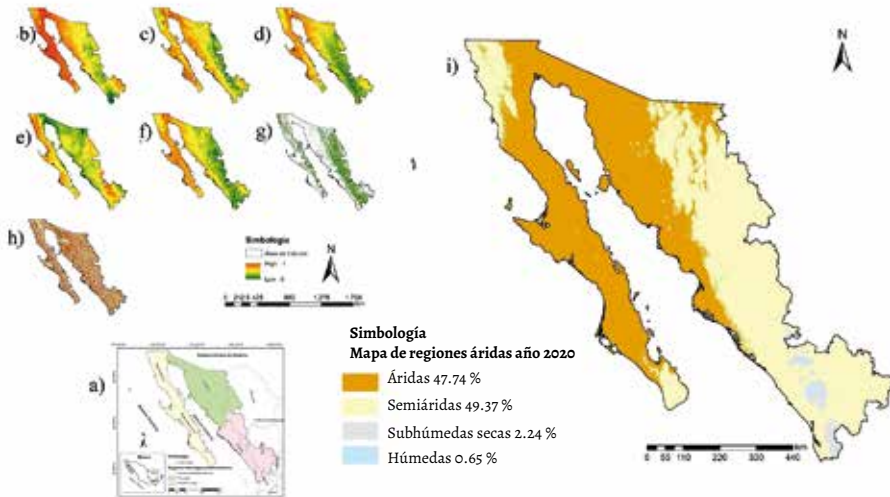
La temperatura media global, los patrones de lluvia, el aumento del nivel del mar y los cambios en la ocurrencia e intensidad de eventos climáticos extremos son algunos de los fenómenos que han tenido graves impactos económicos, sociales y ambientales en el presente y que se relacionan con impactos intensificados en el futuro (Samaniego et al., 2017).

### *Estimación de zonas áridas*

Las sequías son consideradas como un desastre natural progresivo, acumulativo, recurrente y peligroso, caracterizado por la caída de precipitaciones inferiores a la media, así como temperaturas y evapotranspiraciones elevadas (Zambrano-Medina et al., 2024). En los climas áridos, las precipitaciones presentan un comportamiento variable y hay periodos de sequías prolongados (Pérez-Aguilar et al., 2021). Asimismo, debido a su naturaleza compleja y no lineal, las sequías son un desafío importante (Başakın, Stoy, Demirel, Ozdogan y Otkin, 2024).

No obstante, se espera que los efectos del cambio climático y el aumento de la temperatura provoquen que la frecuencia e intensidad de las olas de calor se eleven y, por consiguiente, se alteren los patrones de distribución de las precipitaciones (Alcolado, 2014). De esta manera, la aridez es definida como un clima específico donde prevalece la insuficiencia de la precipitación para mantener la vida vegetal (Pérez-Aguilar et al., 2021).

FIGURA 3. Mapa de regiones de aridez



Fuente: Pérez-Aguilar (2022).

En el caso de México (figura 3a), más de la mitad de su territorio presenta climas áridos y semiáridos, con una tendencia progresiva sobre todo en el noroeste, área en la que se enfocó el trabajo de Pérez-Aguilar (2022). Para estimarla, recopiló y analizó información de las variables responsables del proceso de aridez en formato geoespacial e identificó, evaluó y clasificó las zonas áridas y semiáridas en el noroeste de México a partir del uso de técnicas de evaluación multicriterio, específicamente usando la combinación lineal ponderada (WLC, por sus siglas en inglés) en ambiente SIG.

Pérez-Aguilar también analizó los datos geoespaciales relacionados con la aridez, desertificación, degradación del suelo y sequía, al considerar factores como precipitación (figura 3b), temperatura superficial (figura 3c), índice de vegetación diferencial normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) (figura 3d), evapotranspiración (figura 3e), humedad del suelo (figura 3f), pendiente (figura 3g) y orientación de la pendiente (figura 3h). La estandarización de los factores (figuras 3b, 3c, 3d, 3e, 3f, 3g, 3h) la realizó empleando el sistema de inferencia difusa, y los pesos de cada valor los determinó por medio del proceso de jerarquía analítica (AHP).

Sus resultados mostraron predominancia de zonas áridas y semiáridas en las regiones hidrológicas administrativas de Baja California, noroeste y Pacífico norte. Las zonas áridas (figura 3i) representaron el 47.74% de la superficie, mientras que las semiáridas el 49.37%, en contraste con las zonas subhúmedas que abarcaron el 2.24% y las húmedas con menos del 1%. Estos datos sugieren la prevalencia de climas secos subhúmedos en el noroeste de México.

Baja California, en especial El Pinacate y el Gran Desierto de Altar, mostró mayor grado de aridez. Toda la península contiene las extensiones más amplias de áreas áridas: el 45% del territorio de Baja California y el 52% de Baja California Sur. Los resultados del modelo de aridez fueron validados por análisis de sensibilidad y se registró que los factores más influyentes fueron la precipitación (47%), el NDVI (17%) y la temperatura (15%).

La importancia de este estudio radica en que destaca la prevalencia de los ecosistemas en el noroeste de México, debido a que el aumento de la aridez puede llevar a la desertificación, lo cual se convierte en un peligro para la preservación de la vida, flora y fauna de los ecosistemas.

Recordemos que el incremento de las temperaturas globales provoca una reacción en cadena: cambian el comportamiento de las precipitaciones, reduciendo los días de lluvia, y es justo eso el factor que más influye en el modelo de aridez presentado por Pérez-Aguilar (2022); a su vez, la aridez puede conducir a la desertificación y a causar grandes problemas en la seguridad hídrica de las regiones del noroeste de México.

### *Simulación de escenarios de inundaciones pluviales*

Los recursos hídricos son el sustento de los ecosistemas mundiales que proporcionan un gran apoyo en la producción de alimentos y actividades económicas, sin embargo, la variabilidad climática induce cambios en el comportamiento hidrológico que pueden resultar perjudiciales (Liu, Zou, Yi, Sneeuw, Cai y Li, 2021). Por tanto, dentro de la infraestructura hídrica urbana se contempla, además de los elementos estructurales para la extracción, suministro, transporte, recolección y tratamiento del agua, sistemas de defensa contra inundaciones (Alcolado, 2014), uno de los fenómenos naturales más comunes, costosos y mortíferos a nivel mundial (Ávila-Aceves et al., 2023a; Cardona Orozco et al., 2007; Nkwunonwo et al., 2020; Schubert et al., 2022).

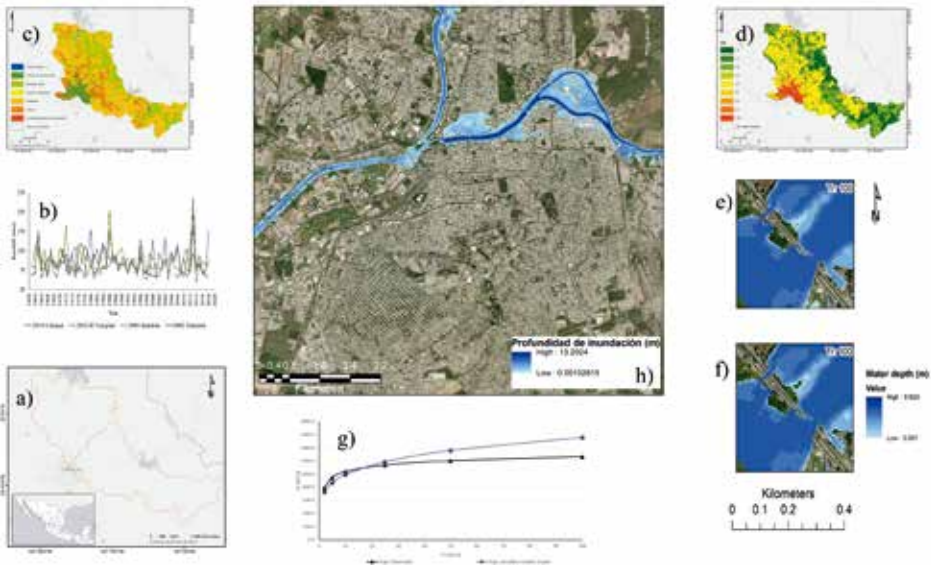
Se espera que, por efectos del cambio climático, aumente la probabilidad de ocurrencia de desastres naturales como huracanes, tormentas, inundaciones, entre otros (Alcolado, 2014). El calentamiento global enfatiza los aspectos negati-

vos de las precipitaciones en cuanto a la redistribución, ajuste regional e intensidad, generando periodos prolongados de sequía e inundaciones de manera más frecuentes (Zambrano-Medina et al., 2024).

En el trabajo de Ávila-Aceves et al. (2023b) se evaluó el riesgo de inundaciones para las llanuras de los ríos Humaya, Tamazula y Culiacán (figura 4a) usando modelos de hidrogramas sintéticos scs, de Snyder y Temez, y simularon flujos en HEC-RAS para distintos periodos de retorno, además de establecer, construir y evaluar las características morfológicas de la cuenca en ambiente SIG, como el uso de suelo (figura 4c) y el coeficiente número de curva (figura 4d), mismo donde también generaron la geometría y proyecto de HEC-RAS.

Estos mismos autores emplearon datos pluviométricos (figura 4b) para el análisis de frecuencias relacionadas con periodos de retorno de 2, 5, 10, 25, 50 y 100 años, junto con un modelo digital de elevaciones (DEM, por sus siglas en inglés) tanto para la delimitación del parteaguas como para las simulaciones de inundación y datos de flujo de una estación de aforo para validar. La presión de los modelos hidrológicos (figura 4g) la evaluaron con las métricas de error medio cuadrático (RMSE, por sus siglas en inglés), eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE, por sus siglas en inglés) e índice de correlación R2.

FIGURA 4. Inundación por desbordamiento del río



Fuente: Ávila-Aceves et al. (2023).

Sus resultados reportaron que el modelo de mejor ajuste fue el de Snyder (figura 4g), al presentar mejor desempeño en comparación con los otros dos, a pesar de la tendencia a sobreestimar los flujos modelados. En cuanto a la inundación simulada (figura 4h), mostraron puntos conflictivos en la llamada Isla Musalá, que se inundó con el desbordamiento del río Tamazula. También identificaron zonas de potencial desbordamiento sobre el río Tamazula, particularmente en la confluencia con el río Humaya, con un periodo de retorno de 100 años (figura 4h). Validaron las manchas de inundación a través del índice Kappa (0.985) en la simulación con un periodo de retorno de 100 años del modelo de Snyder entre el flujo observado (figura 4e) y simulado (figura 4f).

El trabajo de Ávila-Aceves et al. (2023b) resalta la necesidad de crear estrategias efectivas para la gestión y mitigación de inundaciones urbanas, con hincapié en la selección de los modelos hidrológicos a emplear, y la necesidad de contar con datos disponibles y abiertos para la validación de estos modelos.

### *Erosión costera y proyección de la línea de costa*

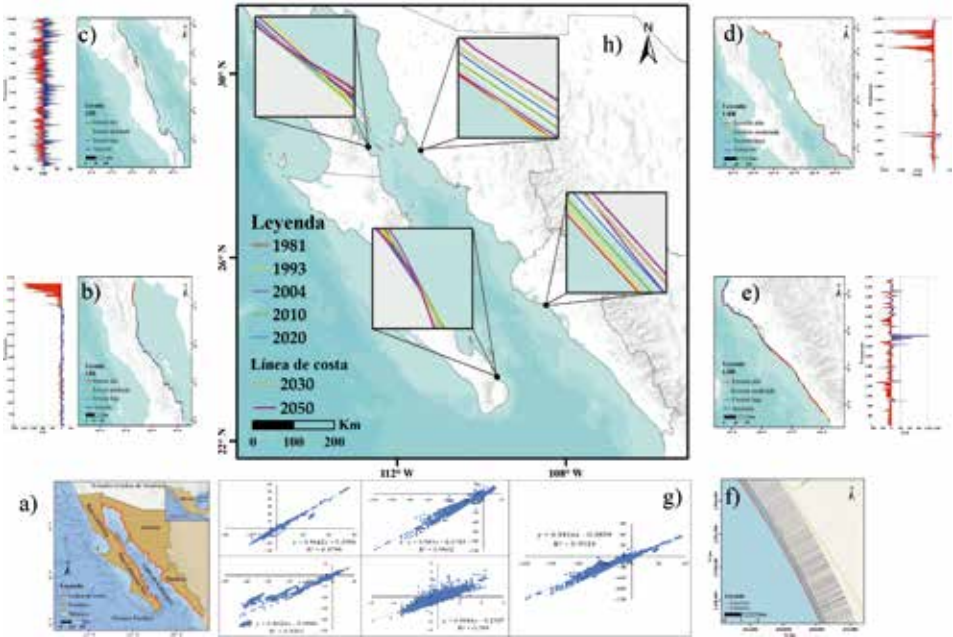
Un factor a considerar por el calentamiento global es el aumento del nivel del mar, cuyas regiones más afectadas son las zonas costeras (Zambrano-Medina et al., 2024). En este sentido, emplear los materiales de teledetección es común para efectuar el monitoreo de la superficie terrestre y costera, así como sus cambios, los cuales se realizan por medio de información histórica existente (Alcaldado, 2014).

El trabajo de Zambrano-Medina (2024) abordó los efectos del cambio climático en la oscilación de los niveles del mar, analizando los procesos de evolución erosiva de las costas en el golfo de California (figura 5a), así como los riesgos a los que éstas están sometidas por efectos del cambio climático.

Para ello, analizaron los cambios en las líneas de costas del golfo de California a partir de máscaras de agua creadas por el índice de diferencia normalizada de agua (NDWI, por sus siglas en inglés) de imágenes Landsat, entre los años 1980 y 2020. A su vez, extrajeron las líneas de costa y generaron transectos a cada 100 m (figura 5f), con los que evaluaron la variabilidad de las líneas de costa, y determinaron la tasa de cambio de erosión y/o acreción.

El análisis lo realizaron a través de técnicas geoespaciales como el movimiento neto de la línea de costa (NSM, por sus siglas en inglés), tasa de regresión lineal (LRR, por sus siglas en inglés) y método de regresión lineal ponderada (WLR, por sus siglas en inglés) como se ve en la figura 5g. Además, emplearon un modelo de

FIGURA 5. Variabilidad de la línea de costa



Fuente: Zambrano-Medina (2024).

filtro Kalman con el que proyectaron las líneas de costa para los años 2030 y 2050 (figura 5h) por medio de la herramienta DSAS.

Los principales descubrimientos de Zambrano-Medina (2024) revelaron que un 72% de la costa del golfo de California presenta una constante erosión, en contraste con el 28% que se encuentra en acreción en los estados de Baja California (figura 5c), Baja California Sur (figura 5b), Sonora (figura 5d) y Sinaloa (figura 5e). Persiste también un escenario en el que la erosión costera continúa en aumento según las proyecciones futuras de las líneas de costa (figura 5h), sobre todo en zonas altamente urbanizadas y desembocaduras de ríos.

Además, se encontraron *hot spot* con alta erosión: la zona de alto golfo (figuras 5a y 5d) y Mazatlán, Sinaloa (figura 5e). La primera zona coincide con una región categorizada con aridez extrema por Pérez-Aguilar, (2022) al ubicarse en El Pinacate y el Gran Desierto de Altar, así como en la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California. En contraste, la otra zona destacada comprende las playas de Mazatlán, Sinaloa, donde la erosión se ve acelerada debido a que se enfrenta

cada año al impacto de fenómenos hidrometeorológicos (depresiones, tormentas tropicales, ciclones y huracanes) y al aumento del nivel del mar.

## MITIGACIÓN

Si bien existe un amplio portafolio de políticas públicas para minimizar y mitigar los efectos negativos del cambio climático, aun es necesario redoblar esfuerzos para identificar las regiones y sectores donde se deben centrar estas estrategias (Samaniego et al., 2017). Es aquí donde el monitoreo, modelación y simulación geoespacial cobra importancia en la identificación de estas zonas.

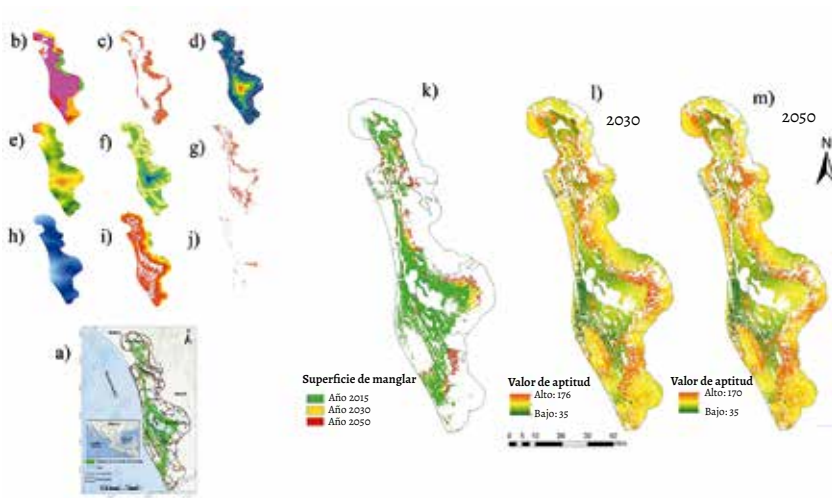
### *Simulación de escenarios sostenibles de bosque de manglar*

Los manglares son parte importante de los ecosistemas de humedales costeros, ya que desempeñan un papel fundamental en la mitigación del cambio climático, además de que protegen la biodiversidad y aportan sustento económico a la sociedad (Torres et al., 2023; Zhang et al., 2023). Sin embargo, durante los años 2000 al 2020, se perdió el 23 % de la superficie a nivel global (Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO], 2023).

En cuanto a la cantidad de superficie de estos bosques, México representa el 6 % a nivel mundial, lo cual lo coloca en el cuarto lugar con mayor extensión de manglares (CONABIO, 2022), aunque, al mismo tiempo, es de los países que experimentan mayor pérdida, desconociendo sus causas. En su trabajo, Quintero-Morales (2022) empleó un modelo de simulación integral para el desarrollo sostenible de manglares en Marismas Nacionales (figura 6a). Implementó técnicas y métodos geoespaciales y la EMC partiendo del acto de normalizar los factores de tipo de suelos (figura 6b), proximidad inversa a agrícola-pecuaria (figura 6c), proximidad a selvas bajas y medianas (figura 6d), así como a localidades ponderadas por población (figura 6e), lejanía de caminos y carreteras (figura 6f), proximidad de humedales (figura 6g), ríos (figura 6h), manglares existentes (figura 6i) y manglar perturbado o degradado (figura 6j).

Los resultados mostraron un aumento de la superficie de manglares en el área de estudio de 77 555 ha para 2030 (figura 6l), mientras que, en 2050, la superficie pronosticada es de 86 476 ha (figura 6m) con respecto a la superficie del 2015 de 70 864 ha. Quintero-Morales (2022) menciona que el crecimiento y desarrollo de manglares se concentrará en áreas con manglar perturbado o degradado y otros humedales, contribuyendo a los objetivos de desarrollo sostenible (ODS), la es-

FIGURA 6. Simulación de superficie de manglar



Fuente: Quintero-Morales (2022).

trategia de Reducción de Emisiones derivadas de la Deforestación y Degradación de los Bosques (REDD+) y a la Ley General de Cambio Climático (LEGEPA).

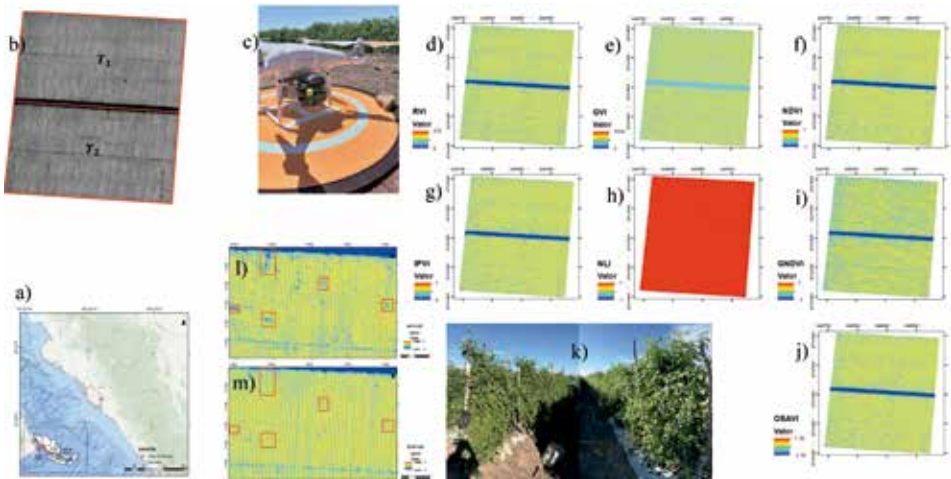
Con el modelo de demanda de superficie a futuro que Quintero-Morales (2022) generó (figura 6k) y los métodos de la EMC, se identificaron los factores y áreas óptimas para el crecimiento y desarrollo sostenible del manglar para el año 2030 (figura 6l) y 2050 (figura 6m).

Los modelos geoespaciales sostenibles que se desarrollaron pueden ser aplicados en cualquier área de estudio del bosque de manglar para aumentar su superficie, proteger y conservar los servicios ecosistémicos que proporciona, como la absorción de dióxido de carbono, y con ello, mitigar los efectos del cambio climático, así como también incrementar los beneficios que aporta al sector social, económico y ambiental.

### *Aplicación de índices espectrales para crecimientos de cultivo*

La teledetección es empleada en investigaciones de manejo de cultivo, al ofrecer ventajas como la observación global, objetividad de datos, cobertura espacial y bajo costo (Han et al., 2024). Particularmente, el análisis espectral de la teledetección en las hojas de cultivo permite obtener información acerca de la reflec-

FIGURA 7. Índices espectrales



Fuente: Chávez-Martínez (2022).

tancia y absorción de diferentes bandas del espectro electromagnético que tienen las mismas para su estudio (Wang, Yin, Liu, Xia y Ning, 2024).

Gracias a los índices de vegetación derivados de la teledetección, también nos es posible conocer distintos elementos de la vegetación terrestre (Chávez-Martínez et al., 2024; Jiménez López y Cadena Vargas, 2024), ya que reflejan las condiciones de crecimiento de la vegetación (Xue et al., 2024).

El trabajo de Chávez-Martínez (2022) se enfocó en evaluar distintos índices espectrales para el monitoreo de cultivos de tomate cherry en Navolato, Sinaloa (figura 7a y 7k), utilizando imágenes multiespectrales obtenidas mediante vuelos fotogramétricos con vehículos aéreos no tripulados (VANT) y equipados con una cámara multiespectral Phantom 4 Pro (figura 7c). Este estudio permitió analizar el crecimiento fenológico del cultivo en dos tablas experimentales de cultivos (figura 7b): una de control y otra con tratamiento agroquímico aplicado por una empresa agrícola.

Si bien las condiciones de riego en el área de estudio influyen en los resultados, la metodología empleada proporciona una base para evaluar cómo los cambios en las condiciones ambientales, como la disponibilidad de agua o el estrés térmico, podrían afectar la salud y productividad de los cultivos en un contexto de variabilidad climática. En este sentido, el enfoque metodológico que presenta Chávez-Martínez (2022) es relevante para entender la adaptación de los sistemas agrícolas ante posibles escenarios de cambio climático.

Su metodología consistió en levantar un total de siete vuelos, en los que se aplicaron los índices: índice de vegetación de relación (RVI, por sus siglas en inglés) (figura 7d), índice de vegetación verde (GVI, por sus siglas en inglés) (figura 7e), NDVI (Fig. 7f), índice de vegetación de porcentaje infrarrojo (IPVI, por sus siglas en inglés) (figura 7g), índice de hoja normalizada (NLI, por sus siglas en inglés) (figura 7h), índice de vegetación normalizado de diferencia verde (GNDVI, por sus siglas en inglés) (figura 7i), índice de vegetación ajustado al suelo optimizado (OSAVI, por sus siglas en inglés) (figura 7j).

El análisis de variancia (ANOVA, por sus siglas en inglés) mostró que los índices RVI, GVI, NDVI, IPVI, GNDVI y OSAVI presentan diferencias significativas ( $P\text{-value} < 0.05$ ) a lo largo del tiempo. En particular, el GNDVI (figura 7i) se destacó por la capacidad de reflejar los cambios del crecimiento desde etapas tempranas del cultivo. Por el contrario, el NLI (figura 7h) no dio la respuesta esperada respecto al crecimiento de la planta.

Uno de los puntos menos favorecedores, agrónomicamente hablando, resultó ser la ausencia de una diferencia significativa del ANOVA entre las dos tablas de cultivos, lo que sugiere que, si bien los índices empleados sí discriminan las etapas de crecimiento de la planta [por ejemplo, del 10 de nov del 2021 (figura 7l) al 23 de enero del 2022 (figura 7m)], las bandas montadas en la cámara y los índices calculados no ofrecen resultados significativos acerca del comportamiento de la planta testigo respecto a los aditamentos agrícolas añadidos.

Esto supone dos puntos: que las herramientas y técnicas geoespaciales no son efectivas para diferenciar entre cultivo testigo y cultivo con aditamentos, o que los aditamentos agregados a la planta no representan mejoras en ella. En cualquier caso, este tipo de enfoques presentan una mejora en la eficiencia de la gestión de cultivos y contribuyen a la sostenibilidad alimentaria.

## DISCUSIONES Y CONCLUSIONES

Los estudios territoriales, basados en técnicas geoespaciales avanzadas como la EMC, regresiones, correlaciones espaciales, modelaciones espaciales y sistemas de información geográfica, facilitan el análisis de los efectos del cambio climático. En este capítulo, se presentó un metaanálisis de investigaciones que emplean estas herramientas geoespaciales para identificar las causas y consecuencias de diversos fenómenos territoriales y ambientales, facilitando la obtención y análisis de datos a gran escala.

Dichos enfoques no solo posibilitaron aceptar o rechazar hipótesis, brindando explicaciones sobre los procesos estudiados y su relación con el cambio climá-

tico, sino que también ofrecieron nuevas perspectivas para mejorar la productividad, la sostenibilidad ambiental y la seguridad alimentaria, proporcionando información clave para la toma de decisiones en un contexto de creciente variabilidad climática.

Las técnicas geoespaciales, como el uso de SIG, percepción remota y modelación espacial, permiten la simulación y análisis de eventos extremos como inundaciones, sequías o aridez. Además, facilitan la determinación de cambios en la línea de costa, las dinámicas en la cobertura de suelo, así como la evaluación del crecimiento de cultivos y manglares. Estos enfoques son fundamentales en la prevención y gestión de riesgos, la comprensión de cambios del paisaje y el análisis del impacto de las prácticas humanas en la salud de los ecosistemas.

La importancia de este tipo de estudios territoriales radica en la visión geoespacial, la cual permite analizar cómo el territorio se ve impactado por la interrelación de diversos factores ambientales, sociales y económicos. Tal perspectiva resalta la relevancia del *dónde*, es decir, la localización y distribución espacial de los fenómenos, lo cual favorece la aceptación o rechazo de hipótesis sobre su comportamiento en el espacio y el tiempo. De esta manera, se proporciona una base sólida para la toma de decisiones informadas en la planificación y gestión sostenible del territorio.

## REFERENCIAS

- Alberti, M. (2005). The Effects of Urban Patterns on Ecosystem Function. *International Regional Science Review*, 28(2), 168-192. <https://doi.org/10.1177/0160017605275160>
- Alcolado, P. M. (2014). Conocimientos básicos para un monitoreo voluntario rápido de alerta temprana en arrecifes coralinos. En *Métodos para el estudio de la biodiversidad en ecosistemas marinos tropicales de iberoamérica para la adaptación al cambio climático*. CYTED, Instituto de Oceanología.
- Ávila-Aceves, E., Monjardín-Armenta, S. A., Plata-Rocha, W. y Zambrano-Medina, Y. G. (2023b). A Comparative Assessment and Geospatial Simulation of Three Hydrological Models in Urban Basins. *Open Geosciences*, 15(1), 1-14. <https://doi.org/https://doi.org/10.1515/geo-2022-0557>
- Ávila-Aceves, E., Plata-Rocha, W., Monjardín-Armenta, S. A. y Rangel-Peraza, J. G. (2023a). Geospatial Modelling of Floods: a Literature Review. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 1(ix), 1-20. <https://doi.org/10.1007/s00477-023-02505-1>

- Başakın, E. E., Stoy, P. C., Demirel, M. C., Ozdogan, M. y Otkin, J. A. (2024). Combined Drought Index Using High-Resolution Hydrological Models and Explainable Artificial Intelligence Techniques in Türkiye. *Remote Sensing*, 16(20). <https://doi.org/10.3390/rs16203799>
- Basheer, S., Wang, X., Farooque, A. A., Nawaz, R. A., Pang, T. y Neokye, E. O. (2024). A Review of Greenhouse Gas Emissions from Agricultural Soil. *Sustainability*, 16(11). <https://doi.org/10.3390/su16114789>
- Cantos-Sánchez, E. A., Portilla-Sánchez, I. M., Fajardo-Espinoza, P. G. y Lara-Garabi, A. N. (2024). Evaluación multicriterio con aplicación de sistemas de información geográficas SIG para definir espacios de expansión urbana en el cantón naranjito. *PENTACIENCIAS*, 6(6), 94-109. <https://editorialalema.org/index.php/pentaciencias/article/view/1259>
- Cardona Orozco, Y. M., Toro, F. M., Vélez, J. I. y Otero Díaz, L. J. (2007). Estimación de la amenaza por inundación generada por ondas de tsunami considerando la altura y velocidad de la lámina de agua inundante para el municipio de Tumaco. *Boletín Científico CCCP*, 14, 19-30. [https://doi.org/10.26640/O1213423.14.19\\_30](https://doi.org/10.26640/O1213423.14.19_30)
- Chávez-Martínez, O. (2022). *Estimación de índices espectrales de vegetación en cultivos de tomate cherri (Solanum lycopersicum var. cerasiforme) en las diferentes etapas de crecimiento de la planta utilizando imágenes multispectrales a partir de VANTs* [Tesis de maestría]. Universidad Autónoma de Sinaloa. <http://medicinavirtual.uas.edu.mx/mdcs/recursos/tesis/2019/8.pdf>
- Chávez-Martínez, O., Monjardín-Armenta, S. A., Rangel-Peraza, J. G., Sanhouse-García, A. J., Dathan, Z. y Felix, M. (2024). Use of Different Vegetation Indices for the Evaluation of the Kinetics of the Cherry Tomato (*Solanum lycopersicum var. cerasiforme*) Growth Based on Multispectral Images by UAV. *Open Agriculture*, 9, 1-14. <https://doi.org/https://doi.org/10.1515/opag-2022-0357>
- Colantoni, A., Ferrara, C., Perini, L. y Salvati, L. (2015). Assessing Trends in Climate Aridity and Vulnerability to Soil Degradation in Italy. *Ecological Indicators*, 48, 599-604. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.09.031>
- CONABIO. (2022). *Extensión y distribución de manglares*. Biodiversidad Meixcana. <https://www.biodiversidad.gob.mx/monitoreo/smmm/extensionDist>
- Estacio, I., Lim, C., Onitsuka, K. y Hoshino, S. (2024). Predicting the Future Through Observations of the Past: Concretizing the Role of Geosimulation for Holistic Geospatial Knowledge. *Geomatica*, 76(2). <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geomat.2024.100012>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2023). *The world's mangroves 2000-2020*. Rome. <https://doi.org/10.4060/cc7044en>

- Giménez-García, R., Marín-Salcedo, J. y García-Marín, R. (2023). Técnicas de evaluación multicriterio en la toma de decisiones territoriales: estimación de capacidad acogida urbana en el área metropolitana de Murcia. *Ciudad y Territorio. Estudios Territoriales*, 55(218), 987-1012. <https://doi.org/10.37230/cytet.2023.218.1>
- González, A. (2015). Impacto de la inversión extranjera directa en el índice de desarrollo humano. *Papeles de Población*, 30, 1-34. <https://doi.org/DOI:http://dx.doi.org/10.22185/24487147.2024.119.04>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X. y Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, 319(5864), 756-760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Han, Y., Zhou, P., Wen, Y., Yang, J., Lv, Q., Wang, J. y Zhou, Y. (2024). Study on Spatiotemporal Characteristics and Influencing Factors of High-Resolution Single-Season Rice. *Agronomy*, 14(10). <https://doi.org/10.3390/agronomy14102436>
- He, X., Yuan, Q., Qin, Y., Lu, J. y Li, G. (2024). Analysis of Surface Urban Heat Island in the Guangzhou-Foshan Metropolitan Area Based on Local Climate Zones. *Land*, 13(10). <https://doi.org/10.3390/land13101626>
- Huang, F., Jiang, S., Zhan, W., Bechtel, B., Liu, Z., Demuzere, M., Huang, Y., Xu, Y., Ma, L., Xia, W., Quan, J., Jiang, L., Lai, J., Wang, C., Kong, F., Du, H., Miao, S., Chen, Y., y Chen, J. (2023). Mapping Local Climate Zones for Cities: A Large Review. *Remote Sensing of Environment*, 292. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113573>
- Jiménez López, E. y Cadena Vargas, E. G. (2024). Probabilidad de crecimiento de la mancha urbana de Toluca con autómatas celulares. *CIENCIA Ergo-Sum*, 32. <https://doi.org/10.30878/ces.v32noa16>
- Jurado Flores, V. D. y Genis Cuevas, U. V. J. (2023). El robo de autos en Reynosa: análisis espacial desde la teoría de las actividades rutinarias y del patrón del crimen. *Frontera Norte*, 35. <https://doi.org/10.33679/rfn.v11i.2324>
- Kogo, B. K., Kumar, L. y Koech, R. (2020). Impact of Land Use/Cover Changes on Soil Erosion in Western Kenya. *Sustainability*, 12(22). <https://doi.org/10.3390/su12229740>
- Laurance, W. F., Sayer, J. y Cassman, K. G. (2014). Agricultural Expansion and its Impacts on Tropical Nature. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(2), 107-116. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.12.001>
- Lin, Z., Peng, S., Ma, D., Shi, S., Zhu, Z., Zhu, J., Gong, L. y Huang, B. (2024). Patterns of Change, Driving Forces and Future Simulation of LULC in the Fuxian Lake Basin Based on the IM-RF-Markov-PLUS Framework. *Sustainable Futures*, 8. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.sftr.2024.100289>

- Liu, B., Zou, X., Yi, S., Sneeuw, N., Cai, J. y Li, J. (2021). Identifying and Separating Climate- and Human-Driven Water Storage Anomalies Using GRACE Satellite Data. *Remote Sensing of Environment*, 263. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112559>
- Mahendra, H. N., Pushpalatha, V., Mallikarjunaswamy, S., Rama Subramoniam, S., Sunil Rao, A. y Sharmila, N. (2024). LULC Change Detection Cnalysis of Chamarajanagar District, Karnataka State, India Using CNN-Based Deep Learning Method. *Advances in Space Research*, 74(12), 6384-6408. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2024.07.066>
- Monjardín-Armenta, S. A. (2019). *Análisis, descripción y simulación geoespacial de la deforestación en la cuenca Pacífico Norte, México*. Universidad Autónoma de Sinaloa.
- Nicholls, R. J. y Cazenave, A. (2010). Sea-Level Rise and Its Impact on Coastal Zones. *Science*, 328(5985), 1517-1520. <https://doi.org/10.1126/science.1185782>
- Nkwunonwo, U. C., Whitworth, M. y Baily, B. (2020). A Review of the Current Status of Flood Modelling for Urban Flood Risk Management in the Developing Countries. *Scientific African*, 7. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00269>
- Pardina Morlanes, E., Berdejo Arcéiz, A. y Lamelas Gracia, M. T. (2024). Evaluación multicriterio para la localización de estructuras megalíticas en la Val de Chistau (Huesca). *Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, 33, 157-186. <https://doi.org/10.21138/GF.833>
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R. T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S. M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S., Al-Hafedh, Y. S., Amankwah, E., Asah, S. T. y Yagi, N. (2017). Valuing Nature's Contributions to People: The IPBES Approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26-27, 7-16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Pei, Y., Qiu, H. y Zhu, Y. (2024). Prediction of Landslide Susceptibility in the Karakorum under the Context of Climate Change. *Applied Sciences*, 14(18). <https://doi.org/10.3390/app14188562>
- Pérez-Aguilar, L. Y. (2022). *Monitoreo de zonas áridas mediante técnicas de análisis geoespacial a través de la implementación de una plataforma geotecnológica para la región noroeste de México* [Tesis de maestría]. Universidad Autónoma de Sinaloa. <http://medicinavirtual.uas.edu.mx/mdcs/recursos/tesis/2019/8.pdf>
- Pérez-Aguilar, L. Y., Plata-Rocha, W., Monjardín-Armenta, S. A., Franco-Ochoa, C. y Zambrano-Medina, Y. G. (2021). The Identification and Classification of Arid Zones through Multicriteria Evaluation and Geographic Information

- Systems—Case Study: Arid Regions of Northwest Mexico. *ISPRS. International Journal of Geo-Information*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/ijgi10110720>
- Pérez-Izquierdo, C. y Pulido, F. (2024). Clasificación supervisada, evaluación multicriterio y modelos de localización-asignación para instalaciones de destilación de aceite esencial de *Cistus ladanifer*. *Revista de Teledetección*, 64, 15-33. <https://doi.org/10.4995/raet.2024.21700>
- Pin Figueroa, F. E., García Delgado, K. N. y Cañarte Toala, M. S. (2023). Evaluación multicriterio de los recursos turísticos como base para la planificación turística de la parroquia Honorato Vásquez, Santa Ana, Manabí, Ecuador. *UNESUM-Ciencias. Revista Científica Multidisciplinaria*. 7(1), 144-155. <https://doi.org/10.47230/unesum-ciencias.v7.n1.2023.674>
- Quintero-Morales, M.<sup>a</sup> A. (2022). *Simulación de escenarios geoespaciales de desarrollo sostenible del bosque de manglar mediante Sistemas de Información Geográfica en Marismas Nacionales para el año 2030 y 2050*. Universidad Autónoma de Sinaloa.
- Samaniego, J., Galindo, L. M., Mostacedo Marasovic, S. J., Ferrer Carbonell, J., Alatorre, J. E. y Reyes, O. (2017). Medidas de mitigación y adaptación al cambio climático en América Latina y el Caribe: síntesis de políticas públicas. En *Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL)*. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/40567-medidas-mitigacion-adaptacion-cambio-climatico-america-latina-caribe-sintesis>
- Sánchez-Jacobo, Ja. R. (2019). *Análisis espacial de las características geoquímicas de acuíferos debido a la influencia de zonas sísmicas y volcánicas mediante un Sistema de Información Geográfica* [Tesis de maestría]. Universidad Autónoma del Estado de México.
- Schubert, J. E., Luke, A., AghaKouchak, A. y Sanders, B. F. (2022). A Framework for Mechanistic Flood Inundation Forecasting at the Metropolitan Scale. *Water Resources Research*, 58(10). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2021WR031279>
- Scott, R. L., Knowles, J. F., Nelson, J. A., Gentine, P., Li, X., Barron-Gafford, G., Bryant, R., y Biederman, J. A. (2021). Water Availability Impacts on Evapotranspiration Partitioning. *Agricultural and Forest Meteorology*, 297. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108251>
- Sebastián, A., Quintana, V., Vinicio, G., Silva, P. y Zurita, J. D. (2024). Evaluación multicriterio neutrosófica para el análisis de la energía requerida por la incorporación de buses eléctricos en la Ciudad de Ambato. *Neutrosophic Computing and Machine Learning*, 33, 291-300.
- Stanimirova, R., Graesser, J., Olofsson, P. y Friedl, M. A. (2022). Widespread Changes in 21st Century Vegetation cover in Argentina, Paraguay, and Uruguay. *Remote Sensing of Environment*, 282. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113277>

- Torres, J. R., Frausto-Illescas, T., Ortega-Trasviña, C., Barraza-Guardado, R. H., Sánchez-Mejía, Z. M. y Choix-Ley, F. (2023). Blue Carbon in Mangroves of the Arid Zones of San Ignacio and El Dátil Lagoons, El Vizcaino Biosphere Reserve, Baja California, Mexico. *International Journal of Plant Biology*, 14(4), 1078-1091. <https://doi.org/10.3390/ijpb14040078>
- Wang, J., Yin, C., Liu, W., Xia, W. y Ning, S. (2024). Analysis of Spectral Characteristics of Cotton Leaves at Bud Stage under Different Nitrogen Application Rates. *Agronomy*, 14(4). <https://doi.org/10.3390/agronomy14040662>
- Xue, H., Zhang, R., Luan, W. y Yuan, Z. (2024). The Spatiotemporal Variations in and Propagation of Meteorological, Agricultural, and Groundwater Droughts in Henan Province, China. *Agriculture*, 14(10). <https://doi.org/10.3390/agriculture14101840>
- Zambrano-Medina, Y. G. (2024). *Diseño de un marco metodológico integral para el análisis y evaluación del riesgo de impactos del cambio climático en zonas costeras mediante tecnologías de la información geográfica* [Tesis de doctorado]. Universidad Autónoma de Sinaloa.
- Zambrano-Medina, Y. G., Ávila-Aceves, E., Pérez-Aguilar, L. Y., Monjardín-Armenta, S. A., Plata-Rocha, W., Franco-Ochoa, C. y Chávez-Martínez, O. (2024). The Impact of Climate Change on Crop Productivity and Adaptation and Mitigation Strategies in Agriculture. En S. Kanga, S. K. Singh, K. Shevkani, V. Pathak y B. Sajan (Eds.), *Transforming Agricultural Management for a Sustainable Future: Climate Change and Machine Learning Perspectives* (pp. 1-20). Springer Nature Switzerland. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-63430-7\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-031-63430-7_1)
- Zhang, Y., Cui, L., Xie, D. y Jiang, J. (2023). Simulation and Prediction of Sea Level Rise Impact on the Distribution of Mangrove and *Spartina alterniflora* in Coastal China. *Forests*, 14(4). <https://doi.org/10.3390/f14040831>



# Predicción de zonas inundables por un proyecto de obra civil en el cauce del río Culiacan basado en fotogrametría con VANT<sup>1</sup>

SERGIO ARTURO RENTERÍA-GUEVARA,<sup>2</sup> EDELIA MARCELA DELGADO-GRAVE,<sup>2</sup>  
SERGIO ALBERTO MONJARDÍN-ARMENTA,<sup>3</sup> FERNANDO GARCÍA-PÁEZ<sup>2</sup>  
JESÚS GABRIEL RANGEL-PERAZA,<sup>4</sup> ANTONIO SANHOUSE-GARCÍA<sup>4</sup>  
Y ZURIEL DATHAN MORA-FÉLIX<sup>4</sup>

## INTRODUCCIÓN

A nivel global, el desarrollo urbano se lleva a cabo a lo largo de los cursos fluviales y esto conlleva una transformación significativa de los ecosistemas ribereños (Ferreira et al., 2017; Malik et al., 2022; Pandey et al., 2022). La construcción de infraestructura (puentes, parques, vías de comunicación, zonas residenciales, sistemas de abastecimiento y saneamiento de agua) modifica drásticamente la hidrodinámica de los ríos, por lo que se requieren modelos hidrológicos precisos para predecir la respuesta del río a eventos extremos (inundaciones), así como del diseño de medidas de mitigación adecuadas (obras de protección) (Cantelmo y Cuomo, 2021)

Recientemente se ha reportado un incremento del número de estudios científicos sobre inundaciones en ciudades, los cuales se centran en comprender y predecir el comportamiento del agua en entornos urbanos complejos para evaluar el riesgo y desarrollar estrategias de mitigación efectivas, considerando la infraestructura, la vulnerabilidad social y el impacto del cambio climático (Shah, Rahman y Chowdhury, 2018; Cea y Costabile, 2022).

La mayor parte de estos estudios utilizan modelos hidrológicos e hidráulicos para representar el comportamiento del agua en el sistema urbano; modelos que simulan la intensidad, duración y distribución espacial de las lluvias, usando da-

1 Se agradece a la SECIHTY (antes CONAHCYT) por la aportación de becas para estudiantes de la maestría en Ingeniería de la Construcción, así como a la Universidad Autónoma de Sinaloa (UAS) por brindar apoyo con el uso de laboratorios y equipo de medición.

2 UAS, Facultad de Ingeniería, Sinaloa, México.

3 UAS, Facultad de Ciencias de la Tierra y el Espacio, Sinaloa, México

4 Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Culiacán, Sinaloa, México.

tos históricos o proyecciones climáticas futuras (Ávila-Aceves et al., 2023). Dichas simulaciones permiten generar mapas que muestran la extensión y profundidad de las inundaciones para diferentes escenarios de lluvia. Asimismo, se simula el movimiento del agua sobre la superficie, considerando la topografía y la red de drenaje urbana (alcantarillas, canales, entre otros) (Shustikova et al., 2019): infraestructura como edificios o puentes pueden ser obstáculos para el flujo, al influir en la trayectoria y velocidad del agua; sin embargo, las calles pueden actuar como canales de conducción, amplificando el efecto de la inundación (Xing et al., 2022). Otros modelos simulan el flujo en las alcantarillas, su capacidad y posibles puntos de desbordamiento.

Finalmente, estas simulaciones ayudan a proponer obras de protección o mitigación de inundaciones, como muros o diques, además de evaluar los daños potenciales a propiedades y vidas humanas (Feng, Zhang y Bourke, 2021). No obstante, la falta de acceso a estaciones meteorológicas confiables, sistemas de monitoreo en tiempo real y computadores con alta capacidad de procesamiento limita la posibilidad de realizar simulaciones detalladas en países en vías de desarrollo (Membele, Naidu y Mutanga, 2022). Además, la escasez de recurso humano capacitado en hidrología, ingeniería y modelación de inundaciones son obstáculos considerables para el desarrollo de estrategias que permitan mitigar el impacto de las inundaciones (Kumar et al., 2023).

La ciudad de Culiacán, Sinaloa, presenta características que la convierten en un caso de estudio interesante y complejo para la simulación de inundaciones, ya que se asienta en una topografía compleja, donde hay presencia de arroyos, ríos y pendientes variables, lo que complica el modelado hidráulico. Para comenzar, en Culiacán confluyen los ríos Tamazula y Humaya, que dan origen al río Culiacán, un factor indispensable para la economía del municipio que favorece, principalmente, a la agricultura y ganadería (Rentería-Guevara et al., 2020). Sin embargo, la expansión urbana en Culiacán ha ocurrido sin la adecuada planificación hidrológica y esto ha incrementado la vulnerabilidad ante inundaciones. El crecimiento informal, con construcciones en zonas de riesgo, representa otro desafío significativo para el modelado y la gestión de los riesgos (Ávila-Aceves et al., 2023). Al respecto, algunos estudios han demostrado que en esta región ocurren inundaciones de tipo fluvial, debido a la presencia de los ríos y su ineficiente capacidad de conducción ante avenidas extraordinarias, lo que genera desbordes y causa problemáticas en las zonas cercanas a su cauce (Aispuro-Angulo y Cordeiro-Domínguez, 2013; Sanhouse-García et al., 2021). En este sentido, es de suma importancia considerar los efectos que estas obras podrían generar.

El problema que este trabajo trata de resolver gira en torno a la inexistencia de una predicción sobre los efectos en los tirantes de flujo del río Culiacán,

que podría generar la construcción de un proyecto de edificación de dimensiones importantes dentro de su cauce. Esto especialmente en la zona habitacional denominada colonia Juntas del Humaya (figura 1), la cual ha acusado constantes inundaciones.

Juntas del Humaya fue escogida como zona de estudio, precisamente, debido a su vulnerabilidad ante inundaciones inminentes y la presión social ejercida por sus habitantes sobre las autoridades gubernamentales. Además, la construcción de un proyecto de gran magnitud en el cauce del río Culiacán podría agravar esta problemática, lo que hace crucial evaluar sus efectos en los tirantes de flujo.

El desarrollo de modelos hidráulicos mediante el *software* de HEC-RAS permite predecir el comportamiento que tendría el tramo del río Culiacán al efectuarse cambios en el cauce. Esto con el fin de determinar si es viable realizar la construcción de la obra civil al considerar las posibles afectaciones que pueden surgir en las zonas aledañas al cauce del río.

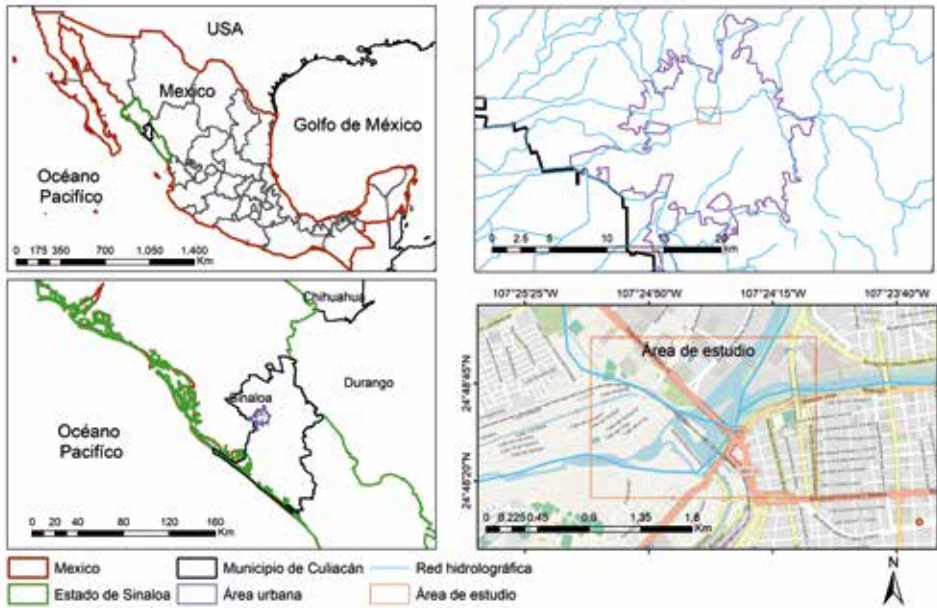
Para llevar a cabo los modelos requeridos fue indispensable obtener los datos de entrada para el *software*, que consistieron en la topografía y batimetría de la zona de estudio, el coeficiente de rugosidad y los gastos de diseño que se evaluarán. A fin de generar un modelo con alta precisión, se propone el uso de un vehículo aéreo no tripulado (VANT) que permita la obtención de un modelo digital de elevaciones con alta resolución. Trabajos de investigación que aporten una metodología a seguir y/o modelen las características hidráulicas de las inundaciones con datos topográficos de alta resolución usando VANT (Parizi et al., 2022; Rentería-Guevara et al., 2023; Darji et al., 2024) han sido escasamente reportados en la literatura. Por tanto, este estudio propone una metodología y proporciona información novedosa en el campo de la simulación de inundaciones utilizando fotogrametría con VANT.

Asimismo, otra aportación de este trabajo consiste en generar escenarios de zonas inundables con distintas combinaciones de gastos, secciones transversales rectificadas y naturales, así como con la presencia o ausencia del terraplén sobre el que se pretende realizar una edificación. Los resultados permiten tomar decisiones sobre el proyecto, además de dar información sobre los riesgos en las márgenes del tramo del río estudiado.

## OBJETIVO

Generar escenarios de inundación en un tramo del río Culiacán, Sinaloa, realizados con un *software* especializado en simulación en una dimensión y sustentado con fotogrametría y batimetría de secciones rectificadas y naturales, gastos de

FIGURA 1. Tramos de ríos en estudio



Fuente: elaboración propia.

diseño para diferentes periodos de retorno y la presencia o ausencia de una obra civil en el cauce; esto para apoyar la toma de decisiones sobre la construcción de dicha obra y el manejo de las zonas inundables.

## ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio está localizada en las proximidades de la confluencia de los ríos Humaya y Tamazula, que da origen al río Culiacán, ubicada entre las coordenadas: longitud  $-107^{\circ} 24' 23.35''$ , latitud  $24^{\circ} 48' 42.39''$ , aguas arriba; y longitud  $-107^{\circ} 25' 09.70''$ , latitud  $24^{\circ} 48' 25.15''$ , aguas abajo. Esta zona forma parte de la ciudad de Culiacán, Sinaloa, específicamente del sector urbano que colinda al occidente con el fraccionamiento Las Moras y Privanzas Natura, al sur con el Congreso del Estado de Sinaloa, al norte con el cauce del río Culiacán y al oriente con las oficinas del Organismo de Cuenca Pacífico Norte de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA).

En la figura 1 se muestra el polígono de los tramos del río estudiado, que tiene una longitud de 800 m aguas arriba de la presa derivadora Ing. Carlos Carvajal y 400 m aguas debajo de la misma.

El cuerpo de agua superficial analizado en este estudio se caracteriza por su complejidad hidráulica que inducen elementos como: la confluencia de dos corrientes; la presencia de un puente vehicular y uno ferroviario, cuyas pilas se cimientan en el fondo de dicho cuerpo de agua; la existencia de la cortina de la presa derivadora y su vaso, que forma parte del cuerpo de agua; así como la presencia de un terraplén artificial.

## DATOS Y SOFTWARE

Para calcular el gasto de diseño se utilizaron los datos de precipitaciones máximas en 24 horas, en el periodo de 1961 a 2017, de las estaciones El Varejonal (25033), Sanalona II (25081) y Culiacán DGE (25015), cuyos registros se encuentran disponibles en CONAGUA (2024). Estas fueron elegidas en virtud de que su ubicación permite representar la cantidad de lluvia caída sobre la cuenca en estudio, así como por tener registros de longitudes y coincidencias similares y suficientes. Se utilizó un modelo digital de elevaciones (MDE) con una resolución espacial de 5 m y a una escala 1:10 000 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI, 2021) para delimitar la cuenca de aportación; mientras que el coeficiente de escurrimiento se calculó a partir de los propuestos en el Simulador de Flujos de Agua en Cuencas Hidrológicas (SIATL) (INEGI, 2017b). El cálculo del gasto se realizó mediante hojas de cálculo de Excel.

El levantamiento topográfico se efectuó a través de fotogrametría digital obtenida con un vehículo aéreo no tripulado (Phantom 4 RTK Dji), batimetría del río y detalles de la infraestructura con antenas del Global Navigation Satellite System (GNSS, base y móvil modelo V30 Plus). Asimismo, se abordó la batimetría de los cauces, denominada *tipo*, de la propuesta de rectificación del cauce (CONAGUA, 1992), y otra denominada *actual*, que provino de un estudio previo de la zona del Desarrollo Urbano Tres Ríos (Gobierno de Sinaloa, 1991).

La delimitación de la cuenca se realizó con un sistema de información geográfico ArcGis; el procesamiento de los datos fotogramétricos con el Agisoft Metashape profesional; el análisis estadístico de los datos de precipitación con el programa Easyfit, y la simulación hidráulica con el programa especializado HEC-RAS para una y dos dimensiones.

## METODOLOGÍA

La metodología busca esencialmente generar los valores de las variables de entrada para el sistema HEC-RAS, el cual resuelve la ecuación 1 (US Army, 2024).

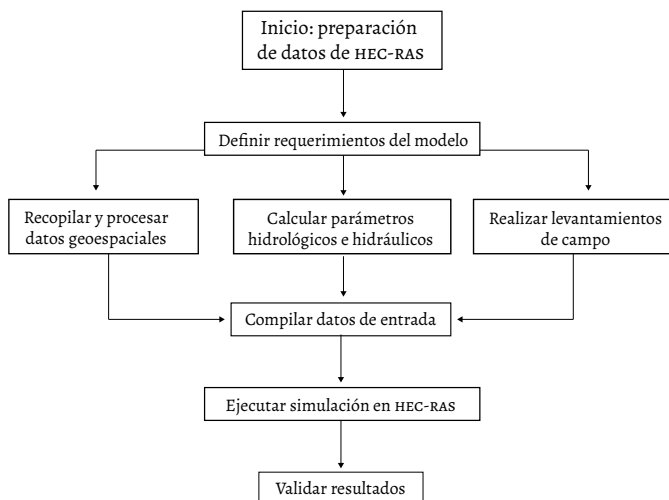
$$z_2 + H_2 + \frac{\alpha_2 V_2^2}{2g} = z_1 + H_1 + \alpha_1 V_1^2 + h_e \quad (1)$$

Dónde el subíndice 1 corresponde a una sección transversal de flujo y el 2 a otra subsecuente, ubicada aguas abajo de la anterior;  $z$  es la elevación del fondo del canal;  $H$  es la profundidad del flujo (m);  $\alpha$  el coeficiente de carga de la velocidad (adimensional);  $V$  es la velocidad media de flujo de la sección (m/s);  $g$  la aceleración de la gravedad (9.81 m/s<sup>2</sup>) y  $h_e$  la pérdida de carga (m).

La metodología para aplicar este modelo matemático a través de HEC-RAS en el presente estudio se sintetiza en el diagrama de la figura 2.

De acuerdo con la ecuación 1 y el diagrama anterior, para resolver dicha ecuación, HEC-RAS requiere especificar el  $\alpha$ , los gastos de diseño y la forma, dimensiones y separación de las secciones transversales de flujo de la corriente; la ubicación de los bancos que definen el cauce principal en dichas secciones; el número de Manning del contorno de cada sección transversal, y una condición

FIGURA 2. Diagrama de la metodología de este estudio



Fuente: elaboración propia.

de frontera a partir de la cual se inicien los cálculos. El valor del  $\alpha$  utilizado fue de 1.2, en virtud de que hay una transición, que es el vaso de la derivadora, así como secciones irregulares, puentes y el vertedor de la presa (US Army, 2024).

Para obtener los gastos de diseño se aplicó el método racional (Viessman y Lewis, 2003) que se expresa mediante la ecuación 2:

$$Q_{\text{máx}} = 0.278CiA_c \quad (2)$$

Donde  $Q_{\text{máx}}$  es el gasto de diseño ( $\text{m}^3/\text{s}$ ),  $C$  es el coeficiente de escurrimiento (adimensional),  $i$  es la intensidad de lluvia para un periodo de retorno dado ( $\text{mm}/\text{h}$ ) y  $A_c$  es el área de la cuenca ( $\text{km}^2$ ).

Este método, originalmente diseñado para cuencas de pequeña extensión, se eligió en virtud de su simplicidad y rapidez, ya que requiere un número reducido de parámetros. Puede adaptarse a cuencas más grandes mediante la subdivisión de estas en subcuencas más pequeñas y homogéneas. Si bien en este estudio no se subdividieron a detalle las cuencas analizadas, la heterogeneidad de su territorio se consideró calculando coeficientes de escurrimiento ponderados.

Para determinar el  $A_c$ , se delimitó el parteaguas de la cuenca mediante el *software* ArcGIS alimentado con un modelo digital del INEGI (2017a) con resolución de 15 m. Haga clic o pulse aquí para escribir texto. Luego se utilizó la herramienta para calcular el área hasta el sitio de estudio. La cuenca se definió como las partes de las cuencas de los ríos Humaya y Tamazula aguas abajo de las presas Adolfo López Mateos y Sanalona, respectivamente (Rentería-Guevara et al., 2019). Este criterio se debió a que el mayor gasto observado en años recientes en el sitio del proyecto fue provocado por la tormenta tropical Manuel, ocurrida en septiembre de 2013. El gasto pico se generó cuando las obras de toma de ambas presas permanecieron cerradas y sus vasos acumularon volumen sin derramar a través de sus vertedores.

El coeficiente de escurrimiento  $C$  fue consultado en el SIATL, que es una herramienta desarrollada por la CONAGUA y el INEGI, diseñada para modelar, analizar y visualizar el comportamiento hidrológico en las cuencas de México (INEGI, 2017b). En dicho sistema se seleccionaron las subcuencas que integran la cuenca de aportación al sitio del proyecto y se consultaron sus respectivos valores de  $C$ . Estos fueron ponderados para obtener un coeficiente representativo mediante la ecuación 3 (Viessman y Lewis, 2003):

$$\text{Coeficiente } C \text{ ponderado} = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i * A_i)}{\sum_{i=1}^n A_i} \quad (3)$$

Donde  $C$  es el coeficiente de escurrimiento (adimensional),  $A$  es el área de la cuenca ( $\text{km}^2$ ) y el subíndice  $i$  representa una combinación particular de tipo de suelo y cobertura del suelo.

La intensidad de lluvia  $i$  de la ecuación 2 fue calculada a partir de los registros de precipitaciones máximas en 24 horas de las estaciones indicadas con antelación. Se ajustaron los registros a la distribución de probabilidad lognormal de tres parámetros, logpearson de tres parámetros y gamma a las estaciones Culiacán DGE, Sanalona y el Varejonal, respectivamente. Esto porque fueron las que mejores bondades de ajuste mostraron de acuerdo con la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Con dichas distribuciones de probabilidad, se estimaron las precipitaciones para los periodos de retorno de 25, 50 y 100 años, que están entre los más comunes en México para la simulación de flujo de ríos que cruzan zonas urbanas (Salas, 2021). El gasto de  $3500 \text{ m}^3/\text{s}$  correspondiente a 10 000 años se simuló a solicitud de la CONAGUA, debido a que es el considerado como criterio de diseño; sin embargo, no se tuvo acceso a la memoria de cálculo.

Para extender los valores puntuales de las estaciones climatológicas a áreas representativas dentro de la cuenca de aportación, se utilizó el método de los polígonos de Thiessen (Singh, 1992) que se apoya en la ecuación 4:

$$P = \sum \left( \frac{A_i}{A} \right) P_i \quad (4)$$

Donde  $P$  es la precipitación máxima anual promedio sobre el área de la cuenca (mm),  $A_i$  es el área del polígono representativo de cada una de las estaciones dentro del parteaguas de la cuenca ( $\text{km}^2$ ),  $A$  es el área total de la cuenca ( $\text{km}^2$ ) y  $P_i$  es la precipitación máxima anual registrada en la estación  $i$  (mm).

Para asociar las precipitaciones máximas diarias a una duración y periodo de retorno específicos, se aplicó el método de Bell, de acuerdo con la ecuación 5 (Campos, 1992):

$$P_T^i = (0.35 \ln T + 0.76) (0.54t^{0.25} - 0.50) P_2^{60} \quad (5)$$

Donde  $P_T^i$  es la precipitación (mm) de duración  $t$  (minutos) y periodo de retorno  $T$  (años),  $P_2^{60}$  es la precipitación de duración de 60 minutos y un periodo de retorno de dos años (mm). Con el fin de obtener este último parámetro, se utilizó el coeficiente de Bell  $C$  (adimensional), que lo estima a partir de la precipitación máxima en 24 horas, de acuerdo con la ecuación 6:

$$P_2^{60} = CxP_2^{1440} \quad (6)$$

Ahora bien, para calcular la precipitación máxima en 24 horas con el periodo de retorno de dos años de la ecuación 6, se utilizó la distribución de probabilidades citada anteriormente. El coeficiente de Bell  $C$  de la misma ecuación se determinó mediante una calibración con base en las isoyetas de intensidad de lluvia de 60 minutos del estado de Sinaloa para diferentes periodos de retorno publicadas por la Secretaría de Comunicaciones y Transportes (Rentería-Guevara, 2012).

La duración  $t$  de la ecuación 5 se consideró similar al tiempo de concentración de la cuenca en estudio, el cual se calculó con el criterio de Kirpich, que se basa en la ecuación 7 (Aparicio, 2008):

$$tc = 0.000325 \frac{L^{0.77}}{S^{0.385}} \quad (7)$$

Donde  $tc$  es el tiempo de concentración (h),  $L$  es la longitud del cauce (m) y  $S$  es la pendiente de la cuenca (adimensional). De esta forma, con la ecuación 5, se generan las curvas de precipitación-duración-periodo de retorno (P-D-Tr). Las curvas de intensidad-duración-periodo de retorno (I-D-Tr) se obtuvieron dividiendo los valores de precipitación entre las duraciones correspondientes.

La simulación de la ecuación 1 en HEC-RAS requiere las secciones transversales de flujo. Para esto, se identificaron las secciones críticas del proyecto, que son: la sección del vertedor, perfil de la presa derivadora, cada uno de los puentes involucrados en el área y la confluencia de los ríos y secciones de cada uno de los ríos aguas arriba de la presa derivadora, como se ilustra en la figura 3.

Primeramente, se realizaron los levantamientos fotogramétricos y topográficos de la zona de estudio. Con relación a los primeros, se tomó como referencia la metodología que indica Monjardín et al. (2024), según la cual, primeramente, se estableció un punto base GNSS. Este se midió con un receptor GNSS modelo Hi Target V30 Plus a intervalos de cinco segundos durante tres horas; después se procesó y ajustó con respecto a la Red Geodésica Nacional Activa (RGNA) de México utilizando la estación de monitoreo CULC. Posteriormente, el receptor base GNSS se instaló y se mantuvo en el punto base procesado en modo RTK, mientras que el receptor GNSS móvil en modo RTK se empleó para obtener las coordenadas de cada uno de los puntos de apoyo terrestre.

Más adelante, se establecieron los parámetros del vuelo fotogramétrico y el tipo de levantamiento fotogramétrico. Se definió una altura de vuelo de 100 m y una velocidad de vuelo de 6 m/s, con un ángulo de cámara de  $-90^\circ$ ; además, se utilizó un traslape frontal de 80 % y un traslape lateral de 70 %, de acuerdo con lo sugerido por Mora-Félix et al. (2020). Para la planificación del vuelo, se utilizó el *software* DJI GS RTK.

FIGURA 3. Levantamiento topográfico de detalles de las diferentes estructuras



Fuente: elaboración propia.

El vuelo fotogramétrico se procesó en Agisoft Metashape Profesional utilizando el enfoque RTK + DRTK2 + GCP (cinemática en tiempo real + cinemática dinámica en tiempo real 2), que incluye los puntos de apoyo terrestre para su procesamiento. En primer lugar, las imágenes del vehículo aéreo no tripulado (VANT) se importaron desde los archivos al *software*. Después, se cambió la proyección de coordenadas geodésicas a Universal Transverse Mercator Zona 13 Norte (UTM 13N) y al sistema de referencia de alturas Geoide Gravimétrico de México 2010 (GGM10). Se llevó a cabo un proceso de orientación de imágenes de alta precisión utilizando los valores de referencia (40 000 puntos clave por imagen y 4000 puntos de enlace por imagen).

Se seleccionó el modelo adaptativo de ajuste de cámara, debido a que la cámara del VANT ya cuenta con una corrección de lente para reducir los errores de distorsión. Posteriormente, se usaron los puntos de apoyo terrestre para mejorar la orientación y la orto-rectificación de las imágenes. Enseguida, se generó la nube de puntos densa utilizando un filtrado de profundidad de alta calidad, que eliminó las áreas con baja visión estereoscópica y calculó la disparidad para cada píxel empleando los algoritmos de visión estereoscópica múltiple. El MDE se creó haciendo uso de la nube de puntos densa como base y la ortofotografía se generó a partir del MDE. Finalmente, se utilizaron las antenas GNSS para levantar los datos de infraestructura como el puente vehicular, pero también se empleó un taquímetro electrónico en las partes donde las antenas GNSS no podían dar una medición precisa.

Se usaron las antenas GNSS para levantar los datos de infraestructura como el puente vehicular, pero también se manejó de un taquímetro electrónico en las partes donde las antenas GNSS no podían dar una medición precisa.

Por otro lado, el coeficiente de Manning fue estimado de acuerdo con las condiciones del suelo y la configuración geométrica de los tramos de ríos analizados. Estos factores fueron considerados de acuerdo con el criterio de Cowan (Arcement y Schneider, 1989) que se expresa en la ecuación 8.

$$n = (n_0 + n_1 + n_2 + n_3 + n_4) m_5 \quad (8)$$

Donde todas las variables son adimensionales:  $n$  es coeficiente de Manning,  $n_0$  se trata de los materiales involucrados,  $n_1$  es el grado de irregularidad,  $n_2$  son las variaciones de la sección transversal,  $n_3$  es el efecto relativo de las obstrucciones,  $n_4$  es la vegetación y  $n_5$  el grado de los efectos por meandros.

Asimismo, se llevó a cabo un estudio granulométrico del suelo de las secciones transversales para estimar el valor de  $n$  de acuerdo con las ecuaciones 9 y 10 (Ghani et al., 2007).

$$n = \frac{(D65)^{\frac{1}{6}}}{24} \quad (9)$$

$$n = \frac{(D90)^{\frac{1}{6}}}{26} \quad (10)$$

Donde  $D65$  es el tamaño del diámetro (m) menor o igual al 65 % de la muestra, y  $D90$  es el tamaño del diámetro (m) menor o igual al 90 % de la muestra. Para fines de comparación, se consideraron también los coeficientes sugeridos por Chow (2009).

La validación de mapas de inundaciones se puede lograr recopilando datos observados como registros históricos de los niveles de agua y extensiones de inundación, por ejemplo: registros de estaciones hidrométricas, registros fotográficos, informes técnicos o testimonios locales (Luo et al., 2022). También es posible validar los resultados mediante imágenes satelitales y fotografías aéreas capturadas durante o después de eventos de inundación (Tariq et al., 2021). Otra forma de validación es a través de la comparación de resultados que puede lograrse superponiendo mapas de las áreas de inundación simuladas con HEC-RAS sobre las áreas inundadas observadas (Tamiru y Dinka, 2021).

Lo anterior permite calibrar ajustando los parámetros, como el coeficiente de rugosidad de Manning, o realizando validación cruzada, que consiste en dividir los datos disponibles en conjuntos de calibración y validación para asegurar que el modelo tenga capacidad predictiva. La validación puede incluir un análisis de sensibilidad de la respuesta del modelo a variaciones de los parámetros críticos para identificar cuáles influyen más en la extensión y tirantes de flujo en las inundaciones. Asimismo, se deben revisar las condiciones de frontera utilizadas para ejecutar el HEC-RAS y que la resolución espacial y temporal sea adecuada para reflejar las características relevantes del flujo. Esto permite realizar un análisis de incertidumbre para detectar posibles fuentes de error que puedan afectar los resultados (Faouzi et al., 2022).

En este estudio, no se tuvo acceso a registros hidrométricos confiables en la zona del proyecto, ni a registros precisos y cuantificados sobre la extensión y profundidad de las zonas inundadas en las márgenes de los tramos de río analizados, por lo que la validación se realizó con base en datos observados y experiencias provenientes del personal de la CONAGUA.

## RESULTADOS

Los resultados del proceso de la base GNSS indicaron que se procesó de manera correcta con presiones aceptables para el presente trabajo de investigación, obteniendo un error medio cuadrático en X,Y (RMSE<sub>x,y</sub>) de  $\pm 4$  mm y en el eje Z con un RMSE<sub>z</sub> de  $\pm 6$  mm. Partiendo del resultado de la base GNSS, la precisión vertical obtenida que corresponde al MDE conseguido mediante fotogrametría fue de 5 cm, mientras que la precisión horizontal del ortomosaico fue de 3 cm. Asimismo, las mediciones realizadas con la estación total sobre las infraestructuras oscilaron entre los 2 y 3 cm en el eje vertical y 2 cm en el plano horizontal. En este sentido, las mediciones que efectuadas dentro del río con las antenas GNSS fueron un poco más grandes, debido a la inestabilidad de la lancha y las dificultades de mantener la antena de manera vertical dentro del agua. Por lo tanto, la coordenada en alturas osciló entre los 5 y 7 cm, mientras que en el plano horizontal alcanzó precisiones que rondaban entre los 7 y 12 cm.

Con base en lo indicado en la sección de bases de datos, *software* y metodología, se delimitó la cuenca de aportación a la zona de simulación hidráulica, como se indica con la línea verde en la figura 4.

En dicha figura se indica el sitio del proyecto que delimita la cuenca aguas abajo, así como la ubicación de las presas Adolfo López Mateos y Sanalona, localizadas sobre los ríos Humaya y Tamazula, respectivamente, que delimitan la

FIGURA 4. Delimitación de la cuenca de aportación al sitio de estudio



Fuente: elaboración propia.

TABLA 1. Coeficientes de escurrimiento de las subcuencas de la cuenca de aportación

Subcuenca	Superficie (km <sup>2</sup> )	Coefficiente de escurrimiento C (adimensional)
Tamazula	532.2	0.1484
Humaya	658.8	0.1462
Culiacán	14.0	0.1103

Fuente: Elaboración propia.

cuenca aguas arriba sobre dichas corrientes. Mediante el sistema SIATL, se determinaron los coeficientes de escurrimiento y áreas de las subcuencas que integran la cuenca de aportación al sitio del proyecto, como se muestra en la tabla 1.

El coeficiente de escurrimiento, que es la proporción de la lluvia que aparece como escurrimiento superficial, depende de varios factores como el porcentaje de permeabilidad del suelo, la pendiente y las características de encharcamiento de la superficie (Chow et al., 1988). El SIATL toma en cuenta estos factores a través de la topografía del terreno, así como del tipo y uso del suelo para asignar los valores de escurrimiento a los territorios que constituyen las cuencas.

Mediante la ecuación 3, se calculó un coeficiente ponderado  $C = 0.1467$  para la superficie total de la cuenca de aportación, que es de  $1205 \text{ km}^2$ , y, a través de las funciones de probabilidad indicadas anteriormente, se calcularon las precipitaciones máximas en 24 horas para las estaciones climatológicas y periodos de retorno mostrados en la tabla 2.

Estas precipitaciones puntuales se extendieron a la superficie de la cuenca aplicando superficies representativas de acuerdo con la técnica de los polígonos de Thiessen, como se indica en la figura 5.

Las precipitaciones ponderadas sobre la superficie total de la cuenca de aportación para los periodos de retorno considerados se exponen en la tabla 3.

Se incluye el periodo de retorno de dos años en virtud de que se requiere para calcular las curvas de I-D-Tr, de acuerdo con la ecuación 5.

TABLA 2. Precipitaciones máximas en 24 horas estimadas

Estación / precipitaciones máximas en 24 horas (mm)			
Periodo de retorno (años)	El Varejonal (25033)	Sanalona II (25081)	Culiacán DGE (25015)
2	92.6	82.0	73.7
25	149.4	170.2	176.7
50	161.0	200.1	213.7
100	172.0	233.7	255.4

Fuente: Elaboración propia.

FIGURA 5. Áreas de influencia de las estaciones climatológicas



Fuente: elaboración propia.

Al calibrar el coeficiente de Bell con el método mencionado en la sección de metodología se obtiene que  $C = 0.471$ , lo cual, aplicado en la ecuación 6, da como resultado una precipitación en una hora con periodo de retorno de dos años igual a 44.04 mm. Con este valor y usando la ecuación 5, se calcularon las curvas de P-D-Tr que se presentan en la tabla 4. A partir de la segunda columna se indica, en el encabezado, una duración seguida hacia abajo por los valores de precipitación correspondientes a cada uno de los periodos de retorno mostrados en la primera columna.

La duración seleccionada se corresponde con el tiempo de concentración  $t_c$  de la cuenca que resultó igual a aproximadamente 10 horas. Esto aplicando la ecuación 7 y considerando el cauce principal, cuya longitud abarca desde el sitio del proyecto hasta el punto más alejado sobre el cauce del río Humaya de 31 462 m y una pendiente de 0.0027, calculada con las elevaciones de los puntos extremos y la longitud indicada.

TABLA 3. Precipitaciones máximas en 24 horas sobre la cuenca de estudio para los periodos de retorno considerados

Periodo de retorno (años)	Precipitación máxima en 24 h (mm)
2	94.3
25	185.4
50	213.6
100	244.4

Fuente: Elaboración propia.

TABLA 4. Valores de precipitación (mm) correspondientes a duraciones y periodos de retorno

Periodo de retorno (años)	Duraciones (minutos)							
	5	10	20	40	60	100	120	1440
2	13.69	20.49	28.57	38.19	44.40	53.75	57.30	94.27
25	25.75	38.55	53.77	71.87	84.00	101.15	107.82	185.36
50	29.07	43.51	60.68	81.11	94.80	114.15	121.68	213.63
100	32.38	48.47	67.60	90.35	105.60	127.16	135.55	244.45

Fuente: elaboración propia.

TABLA 5. Intensidades de precipitación para la cuenca de estudio para los periodos de retorno considerados y los gastos correspondientes

Periodos de retorno (años)	Intensidades de precipitación (mm/h)	Gastos (m <sup>3</sup> /s)
25	18.2	894.6
50	20.5	1009.6
100	22.9	1124.6

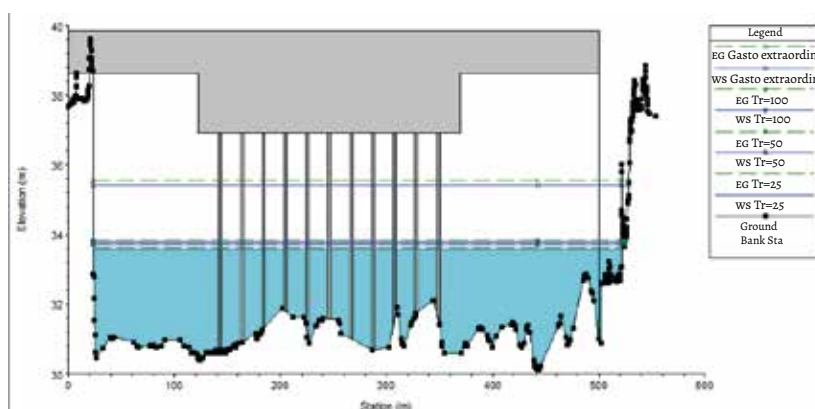
Fuente: Elaboración propia.

TABLA 6. Principales resultados de la simulación de flujo

Periodo de retorno (años)	Gasto (m <sup>3</sup> /s)	Elevación del nivel del agua (msnm)		Velocidad máxima (m/s)	
		Sin edificación	Con edificación	Sin edificación	Con edificación
25	824.6	29.5	29.6	2.6	2.8
50	1009.6	29.8	29.9	2.7	2.9
100	1124.6	30	30.1	2.8	3.0
10 000	3500	35.6	33.5	3.8	4.1

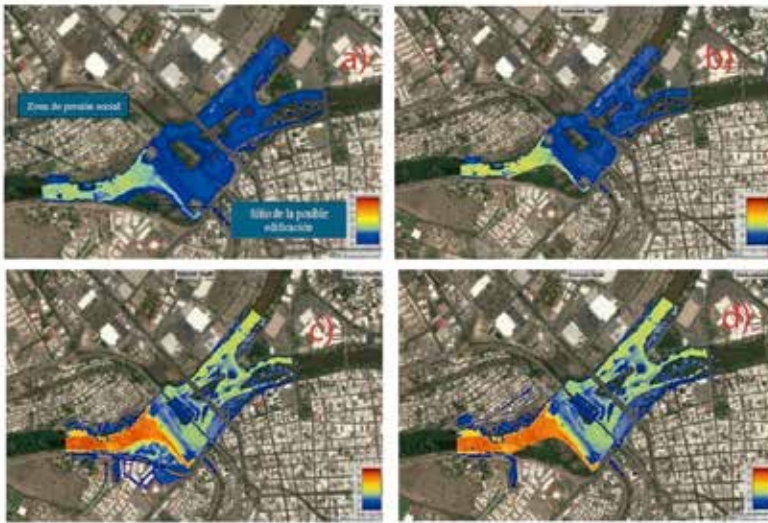
Fuente: Elaboración propia.

FIGURA 6. Sección transversal de flujo correspondiente al Puente Negro



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 7. Mapas de inundaciones: a)  $Tr = 100$  años sin edificación; b)  $Tr = 100$  años con posible edificación; c) sin edificación y gasto extraordinario; d) con posible edificación y gasto extraordinario



Fuente: elaboración propia.

Con base en dicho lapso y transformando las alturas de precipitaciones en intensidades, se calcularon las intensidades de precipitaciones representativas del estudio que se muestran en la tabla 5. En esta misma se presentan los gastos de diseño que fueron calculados con el coeficiente de escurrimiento, intensidades y superficie total de la cuenca aplicados mediante la ecuación 2.

En función de estos gastos y las secciones transversales de los tramos de ríos, se realizaron simulaciones de flujo en la zona del proyecto. Además, se simuló el paso de un gasto de  $3500 \text{ m}^3/\text{s}$ , el cual se considera el máximo en los últimos 10 años en el río Culiacán y corresponde al generado en el 2013 por efecto del huracán Manuel, así como a un periodo de retorno del orden de 10 000 años. Los principales resultados numéricos se despliegan en la tabla 6.

Las elevaciones y velocidades registradas en la tabla anterior corresponden a la sección transversal, donde se ubica el terraplén sobre el que se construiría la posible edificación. En la figura 6 se presenta un ejemplo de sección transversal de flujo resultado de la simulación de flujo.

Los resultados gráficos significativos se muestran en la figura 7, que incluye escenarios para el periodo de retorno crítico de 100 y 10 000 años, así como tam-

bién la ausencia o existencia de una edificación. Esta última condición se simuló restringiendo el flujo en la parte del cauce del río Culiacán, donde actualmente existe un terraplén sobre el cual se proyecta edificar. En la figura 7, la escala de colores sobre el cauce del río indica profundidades de flujo en metros, las cuales varían proporcionalmente en la escala desde cero en azul marino, hasta 10 m en rojo.

Estos resultados se compararon con los eventos hidrológicos ocurridos en la zona del proyecto. Para ello, se presentaron al personal especializado de CONAGUA los mapas de inundación y las secciones transversales derivados de la simulación hidráulica. De esta forma, se constató que, con base en su experiencia, los resultados reflejan lo ocurrido durante eventos de inundación sin precedentes, incluyendo el provocado por la tormenta con mayor precipitación histórica registrada, el mencionado huracán Manuel, ocurrido en 2013.

## CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las simulaciones de flujo muestran que no existen diferencias significativas en los tirantes de los ríos Humaya, Tamazula y Culiacán con la ausencia o presencia de una posible edificación (figuras 7a y 7b, respectivamente). Esto aun cuando se simule con una total restricción al flujo y un gasto de diseño del orden de 1120 m<sup>3</sup>/s, que corresponde a un periodo de retorno de 100 años. Siendo así, la simulación no muestra afectaciones en la zona habitacional que manifiesta presión social por la posible construcción del inmueble.

La simulación con el gasto extraordinario de 3500 m<sup>3</sup>/s, que corresponde al máximo considerado en la zona, señala afectaciones por inundaciones, tanto en el predio donde se pretende construir el inmueble como en la zona de presión social. Esto sin la restricción de flujo que modela la situación sin la edificación proyectada (figura 7 c). En dicho escenario, los terrenos localizados a espaldas del sitio del proyecto de edificación son perjudicados por la inundación. Si se restringe el flujo (figura 7 d), estos terrenos no se ven afectados, aunque, en la zona de presión social, incrementa el nivel de inundación.

No obstante, el evento del gasto extraordinario está asociado a un periodo de retorno del orden de 10 000 años, que implica una situación límite, inclusive para las grandes presas en México. Tal situación implicaría un escenario catastrófico para la zona en virtud de que los ríos en estudio están controlados por presas de almacenamiento cuya integridad se vería comprometida en detrimento de la seguridad de la zona urbana.

Queda pendiente para futuros estudios calcular los gastos de diseño mediante métodos más apropiados para cuencas extensas tales como el método del hidrograma unitario sintético de Snyder, método del hidrograma unitario del Soil Conservation Service, métodos estadísticos de frecuencia de inundaciones, modelos hidrológicos determinísticos e inclusive herramientas como HEC-HMS.

Asimismo, en un futuro, se requiere realizar la validación de los mapas de inundación adicionando, a la comparación con datos observados directamente, la comparación con imágenes aéreas y satelitales de eventos pasados. Esto permitiría calibrar el modelo ajustando sus parámetros de entrada.

## REFERENCIAS

- Aispuro-Angulo, A. y Cordero-Domínguez, J. de J. (2013). La vulnerabilidad del desarrollo urbano de Culiacán, Sinaloa, México. *Proyección*, 15(1), 1-23.
- Aparicio Mijares, F. J. (2008). *Fundamentos de hidrología de superficie* (1.ª ed.). Editorial Limusa.
- Arcement, G. J. y Schneider, V. R. (1989). *Guide for Selecting Manning's Roughness Coefficients for Natural Channels and Flood Plains*. <https://pubs.usgs.gov/wsp/2339/report.pdf>
- Ávila-Aceves, E., Plata-Rocha, W., Monjardín-Armenta, S. A. y Rangel-Peraza, J. G. (2023). Geospatial Modelling of Floods: A Literature Review. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 37(11), 4109-4128. <https://doi.org/10.1007/S00477-023-02505-1>
- Campos, D. F. (1992). *Procesos del ciclo hidrológico* (1.ª ed.). U. A. de S. L. Potosí, Ed.
- Cantelmo, C. y Cuomo, G. (2021). Hydrodynamic Loads on Buildings in Floods. *Journal of Hydraulic Research*, 59(1), 61-74. <https://doi.org/10.1080/00221686.2020.1714759>
- Cea, L. y Costabile, P. (2022). Flood Risk in Urban Areas: Modelling, Management and Adaptation to Climate Change. A Review. *Hydrology* 2022, 9(3), 50. <https://doi.org/10.3390/HYDROLOGY9030050>
- Chow, V. Te. (2009). *Open-Channel Hydraulics* (1.ª, Vol. 1). Tjhe Blackburn Press.
- Chow, V. T., Maidment, D. R. y Mays, L. W. (1988). *Applied Hydrology* (1.ª ed.). McGraw-Hill.
- CONAGUA. (1992). *Proyecto de rectificación del cauce y zona federal de los ríos Humaya, Tamazula y Culiacán a la altura de la ciudad de Culiacán, Sinaloa*. Documento elaborado y editorado por la Comisión Nacional del Agua, Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos.

- CONAGUA. (1 de diciembre, 2024). *Información estadística climatológica*. Gobierno de México. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>
- Darji, K., Vyas, U., Patel, D., Singh, S. K., Dubey, A. K., Gupta, P. y Singh, R. P. (2024). UAV Based Comprehensive Modelling Approach for Flood Hazard Assessment and Mitigation Planning. *Physics and Chemistry of the Earth*, 135. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2024.103609>
- Faouzi, E., Arioua, A., Hssaisoune, M., Boudhar, A., Elaloui, A. y Karaoui, I. (2022). Sensitivity Analysis of CN Using SCS-CN Pproach, Rain Gauges and TRMM Satellite Data Sssessment into HEC-HMS Hydrological Model in the Upper Basin of Oum Er Rbia, Morocco. *Modeling Earth Systems and Environment*, 8(4), 4707-4729. <https://doi.org/10.1007/S40808-022-01404-8>
- Feng, B., Zhang, Y. y Bourke, R. (2021). Urbanization Impacts on Flood Risks Based on Urban Growth Data and Coupled Flood Models. *Natural Hazards*, 106(1), 613-627. <https://doi.org/10.1007/S11069-020-04480-0/TABLES/3>
- Ferreira, A. R. L., Sanches Fernandes, L. F., Cortes, R. M. V. y Pacheco, F. A. L. (2017). Assessing Anthropogenic Impacts on Riverine Ecosystems Using Nested Partial Least Squares Regression. *Science of The Total Environment*, 583, 466477. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.01.106>
- Ghani, A. A., Zakaria, N. A., Kiat, C. C., Ariffin, J., Hasan, Z. A. y Abdul Ghaffar, A. B. (2007). Revised Equations for Manning's Coefficient for Sand-Bed Rivers. *International Journal of River Basin Management*, 5(4), 329-346. <https://doi.org/10.1080/15715124.2007.9635331>
- Gobierno de Sinaloa. (1991). Decreto que crea el Organismo Público Descentralizado Desarrollo Urbano Tres Ríos. En *Gobierno del Estado Libre y Soberano de Sinaloa* (S/N). Congreso del Estado de Sinaloa.
- INEGI. (2017a). *Mapa digital de México V6.3.0*. <http://gaia.inegi.org.mx/mdm6/?v=bGFoOjIoLjg1MDI5LGxvbjotMTA3Ljg2ODg3LHo6OCxsOmMxMTFzZXJ2aWNpb3N8dGMxMTFzZXJ2aWNpb3N8YzgwMnxoYzgwMg==>
- \_\_\_\_\_ (2017b). *SIATL: Simulador de Flujo de Agua de Cuencas Hidrográficas*. INEGI. [http://antares.inegi.org.mx/analisis/red\\_hidro/siatl/#](http://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/#)
- \_\_\_\_\_ (2021). *Relieve continental*. INEGI. <https://www.inegi.org.mx/temas/relieve/continental/#Metadatos>
- Kumar, V., Sharma, K. V., Caloiero, T., Mehta, D. J. y Singh, K. (2023). Comprehensive Overview of Flood Modeling Approaches: A Review of Recent Advances. *Hydrology* 2023, 10(7). <https://doi.org/10.3390/HYDROLOGY10070141>
- Luo, P., Luo, M., Li, F., Qi, X., Huo, A., Wang, Z., He, B., Takara, K., Nover, D. y Wang, Y. (2022). Urban Flood Numerical Simulation: Research, Methods and

- Future Perspectives. *Environmental Modelling and Software*, 156. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSOFT.2022.105478>
- Malik, D. S., Sharma, A. K., Kumar, S., Kumar, R., Kumar, R., Kamboj, V. y Sharma, A. K. (2022). Anthropogenic Impact on Fish Faunal Diversity and Their Habitat Ecology in the Ganga River and Its Tributaries, Uttarakhand. *Springer Proceedings in Earth and Environmental Sciences*, 53-71. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-05335-1\\_4](https://doi.org/10.1007/978-3-031-05335-1_4)
- Membele, G. M., Naidu, M. y Mutanga, O. (2022). Examining Flood Vulnerability Mapping Approaches in Developing Countries: A scoping review. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 69. <https://doi.org/10.1016/J.IJDRR.2021.102766>
- Monjardín-Armenta, S. A., Rangel-Peraza, J. G., Sanhouse-García, A. J., Plata-Rocha, W., Rentería-Guevara, S. A. y Mora-Félix, Z. D. (2024). Statistical Comparison Analysis of Different Real-Time Kinematic Methods for the Development of Photogrammetric Products: CORS-RTK, CORS-RTK + PPK, RTK-DRTK2, and RTK + DRTK2 + GCP. *Open Geosciences*, 16(1). <https://doi.org/10.1515/GEO-2022-0650>
- Mora-Félix, Z. D., Sanhouse-García, A. J., Bustos-Terrones, Y. A., Loaiza, J. G., Monjardín-Armenta, S. A. y Rangel-Peraza, J. G. (2020). Effect of Photogrammetric RPAS Flight Parameters on Planimetric Accuracy of DTM. *Open Geosciences*, 12(1), 1017-1035. <https://doi.org/10.1515/GEO-2020-0189>
- Pandey, S., Kumari, T., Verma, P., Singh, R. y Raghubanshi, A. S. (2022). Impact of Anthropogenic Stresses on Riparian Ecosystem and their Management Perspectives. *Ecological Significance of River Ecosystems: Challenges and Management Strategies*, 299-324. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85045-2.00004-2>
- Parizi, E., Khojeh, S., Hosseini, S. M. y Moghadam, Y. J. (2022). Application of Unmanned Aerial Vehicle DEM in Flood Modeling and Comparison with Global DEMs: Case Study of Atrak River Basin, Iran. *Journal of Environmental Management*, 317. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2022.115492>
- Rentería-Guevara, S. A. (2012). Calibración del método de Bell con isoyetas de intensidad de lluvia de la Secretaría de Comunicaciones y Transportes. En AMH (Ed.), *AMH* (Vol. 1). Asociación Mexicana de Hidráulica, A. C.
- Rentería-Guevara, S. A., Peraza, J. G. R., Rivera-Buelna, A., Monjardín-Armenta, S. A., Sanhouse-García, A. J. y García-Paez, F. (2023). Selecting Criteria for Urban Basin Delineation Based on UAV Photogrammetry: A Case Study in Culiacán, México. *Hydrology Research*, 54(12), 1557-1572. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/nh.2023.206>

- Rentería-Guevara, S. A., Rangel-Peraza, J. G., Bustos-Terrones, Y. A., Amábilis-Sosa, L. E. y Rodríguez-Mata, A. E. (2020). *Hydrological Basins in Mexico: Divisions and Legal Definition* (pp. 17-43). Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-24962-5\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-030-24962-5_2)
- Rentería-Guevara, S. A., Sanhouse-García, A., Bustos-Terrones, Y., Rodríguez-Mata, A. E. y Rangel-Peraza, J. G. (2019). A Proposal to Integrate the Legal Definition and Official Delineation of Watersheds in Mexico: Eight Model Case Studies. *Revista Ambiente e Agua*, 14(2). <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2198>
- Salas Salinas, M. A. (2021). *Metodología para la elaboración de mapas de riesgo por inundaciones en zonas urbanas* (1.ª ed., Vol. 1). Centro Nacional de Prevención de Desastres. <https://www.cenapred.unam.mx/es/Publicaciones/archivos/203.pdf>
- Sanhouse-García, A. J., Gabriel Rangel-Peraza, J., Rentería-Guevara, S. A., Bustos-Terrones, Y. A., Mora-Félix, Z. D., Plata-Rocha, W. y Monjardín-Armenta, S. (2021). Flood-Prone Area Delineation in Urban Subbasins Based on Stream Ordering: Culiacan Urban Basin as a Study Case. *Sustainability*, 13(24), 1-22. <https://doi.org/10.3390/su132413513>
- Shah, M. A. R., Rahman, A. y Chowdhury, S. H. (2018). Challenges for Achieving Sustainable Flood Risk Management. *Journal of Flood Risk Management*, 11, S352-S358. <https://doi.org/10.1111/JFR3.12211>
- Shustikova, I., Domeneghetti, A., Neal, J. C., Bates, P. y Castellarin, A. (2019). Comparing 2D Capabilities of HEC-RAS and LISFLOOD-FP on Complex Topography. *Hydrological Sciences Journal*, 64(14), 1769-1782. <https://doi.org/10.1080/102626667.2019.1671982>
- Singh, Vijay, P. (1992). *Elementary Hydrology* (1.ª ed.). Prentice-Hall, Inc.
- Tamiru, H. y Dinka, M. O. (2021). Application of ANN and HEC-RAS Model for Flood Inundation Mapping in Lower Baro Akobo River Basin, Ethiopia. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 36. <https://doi.org/10.1016/J.EJRH.2021.100855>
- Tariq, A., Shu, H., Kuriqi, A., Siddiqui, S., Gagnon, A. S., Lu, L., Linh, N. T. T. y Pham, Q. B. (2021). Characterization of the 2014 Indus River Flood Using Hydraulic Simulations and Satellite Images. *Remote Sensing*, 13(11). <https://doi.org/10.3390/RS13112053>
- US Army, C. of E. (2024). *HEC-RAS Hydraulic Reference Manual* (G. W. Brunner, Ed., 1.ª ed., Vol. 1). Hydrologic Engineering Center. <https://www.hec.usace.army.mil/confluence/rasdocs/ras1dtechref/latest/theoretical-basis-for-one-dimensional-and-two-dimensional-hydrodynamic-calculations/1d-steady-flow-water-surface-profiles>
- Viessman, W. Jr. y Lewis, G. L. (2003). *Introduction to Hydrology* (3.ª ed.). Prentice Hall.

Xing, Y., Shao, D., Liang, Q., Chen, H., Ma, X. y Ullah, I. (2022). Investigation of the Drainage Loss Effects with a Street View Based Drainage Calculation Method in Hydrodynamic Modelling of Pluvial Floods in Urbanized Area. *Journal of Hydrology*, 605. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2021.127365>



# Análisis de la deforestación en la depresión central de Chiapas, México<sup>1</sup>

NEPHTALI AGUILAR,<sup>2</sup> AZUCENA PÉREZ-VEGA<sup>3</sup> Y JEAN-FRANÇOIS MAS<sup>4</sup>

## INTRODUCCIÓN

Uno de los procesos que intervienen directamente en el cambio ambiental global es la deforestación, la cual representa un problema creciente con consecuencias como pérdida de biodiversidad, extinción de especies, cambios en el régimen hídrico, cambios regionales y globales del clima y degradación de suelos; además, se relaciona positivamente con la emisión de gases de efecto invernadero y la erosión de suelos (Millikan, 1992; Mas y Flamenco, 2011).

Se ha documentado que las causas de la deforestación tropical son diversas y dependen de las características particulares del modo en que las sociedades hacen uso de su territorio. De esta manera, el análisis de los principales impulsores que determinan y condicionan los cambios en cubiertas y usos del suelo permite la comprensión de los procesos y dinámica del cambio de cubiertas y usos del suelo (CCUS) (Verburg et al., 2015; Gordillo y Castillo, 2016).

Los factores próximos, también considerados causas directas, son aquellas actividades humanas que directamente tienen repercusiones en los cambios tales como la expansión agrícola, la extracción de madera y el crecimiento de zonas urbanas. Los factores subyacentes o indirectos incluyen el complejo de relaciones socioeconómicas, demográficas, culturales, tecnológicas y políticas, las cua-

1 El primer autor agradece al CONAHCYT por la beca otorgada para la realización del presente trabajo.

2 Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Morelia, México. Instituto Mexicano del Seguro Social, División de Protección Civil, Ciudad de México, México.

3 Universidad de Guanajuato, Departamento de Geomática e Hidráulica, Guanajuato, México.

4 UNAM, Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Morelia, México.

les constituyen condiciones iniciales en las relaciones estructurales y sistémicas. Además, se consideran otros tipos de impulsores como los factores ambientales, por ejemplo, las características del terreno o elementos del ambiente biofísico, así como eventos sociales (Lambin et al, 2006; Geist y Lambin, 2001; Ayanlade y Howard, 2017).

Se ha documentado que los factores causales son de origen multifactorial y no son los mismos en una región que en otra, incluso varían en el tiempo, debido a que la relación entre aquellos y la deforestación es espacialmente heterogénea. Por tanto, los principales factores difieren en las distintas subregiones, o bien, un mismo factor puede tener efectos desiguales o incluso opuestos dependiendo del lugar (Lambin et al, 2006; Geist y Lambin, 2001).

En este sentido, se han empleado técnicas de modelación espacial, entre las que cabe mencionar la regresión ponderada geográficamente (RPG), para analizar los impulsores de procesos de CCUS. Precisamente, en México, se han realizado estudios en donde aplican la RPG para la modelación de las principales causas de la deforestación, debido a que este método considera la ubicación del fenómeno estudiado para modelar y comprender los impulsores de la deforestación. La RPG permite observar las variaciones espaciales a nivel local del proceso de deforestación, mientras que los modelos de regresión globales presentan coeficientes de determinación más bajos (Pineda, Bosque, Gómez y Franco, 2010; Mas y Cuevas, 2016; Loya y Mas, 2020).

## OBJETIVOS

El presente trabajo tiene por objetivo identificar los principales impulsores del proceso de deforestación en la Depresión Central de Chiapas. Para esto se tienen como metas particulares:

- Identificar las zonas de puntos calientes y fríos de deforestación.
- Implementar un modelo de RPG que permita analizar diversas variables a nivel local.

## ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio, que comprende una porción de la región fisiográfica conocida como Depresión Central (Müllerried, 1957), se encuentra dentro de las coor-

FIGURA 1. Área de estudio: Depresión Central de Chiapas



Fuente: elaboración propia.

denadas  $15^{\circ} 39' 38.9''$  a  $16^{\circ} 29' 56.7''$  latitud norte y  $91^{\circ} 45' 12.2''$  a  $93^{\circ} 2' 22''$  longitud oeste. Tiene una extensión de 593 305 ha y se extiende de forma paralela desde la frontera con Guatemala hacia la zona central del estado. Colinda al norte con la Meseta Comiteca y la Región de los Altos, y en su extremo meridional con la Sierra Madre del Sur. Esta área corresponde a la porción sureste de la Depresión Central de Chiapas e incluye a la presa Belisario Domínguez.

Para ajustar el área de estudio, el Departamento de Observación y Estudio de la Tierra, la Atmósfera y el Océano del Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) en San Cristóbal de las Casas consideró la homogeneidad de procesos respecto a la dinámica de CCUS, así como la correspondencia con los límites de las áreas geoestadísticas básicas (AGEB), concepto que hace referencia a la extensión territorial que concierne a la subdivisión de un municipio y es la unidad básica del Marco Geoestadístico Nacional elaborado por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

Debido a que esta delimitación corresponde a criterios fisiográficos y de procesos de cambio, está integrada por distintas proporciones de municipios dentro de los que destacan, por su mayor extensión en el área de estudio, La Concordia, La Trinitaria, Las Rosas, Nicolás Ruiz, Socoltenango, Tzimol y Venustiano Carranza (figura 1).

## DATOS

Para el análisis, se compilaron los mapas de cubiertas y usos del suelo (CUS) relativos a los años 2005, 2010, 2015 y 2019. Los mapas de las primeras tres fechas los realizó el Departamento de Observación y Estudio de la Tierra, la Atmósfera y el Océano de ECOSUR en San Cristóbal de las Casas, Chiapas, siguiendo el método interdependiente con base en las desemejanzas del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) entre pares de fechas para la detección de cambios y actualización correspondiente. Los mapas en formato ráster de estas fechas tienen una resolución espacial de 10 m por píxel. A partir de lo anterior, se generó el mapa de CUS para el año 2019 mediante la clasificación de una imagen Sentinel 2, usando un método híbrido que combina la segmentación de una imagen satelital y la interpretación visual (Mas et al., 2017).

Con respecto a la elaboración del modelo de RPG, se desarrollaron variables explicativas a partir de la búsqueda en bases de datos y en función de la disponibilidad de la información; además, se reunieron y procesaron variables que representan los factores impulsores de la deforestación. Toda esta preparación consistió, pues, en la elaboración de un conjunto de variables que integran posibles causas de la deforestación del tipo directas, indirectas y de otras clases descritas en Lambin y Geist (2006). Estas se clasifican en físico-naturales (ambientales), socioeconómicas, de proximidad y políticas. Asimismo, las variables consideradas cumplieron con la condición de ser espacialmente explícitas, entre las cuales se encuentran las ambientales, las sociodemográficas y las económicas. Para ello, se construyeron indicadores con base en los datos del Censo Agrícola, Ganadero y Forestal del año 2007 a nivel de AGEB, del Censo de Población y Vivienda del 2005, y con base en el procesamiento de información espacial de carácter ambiental como pendiente del terreno, temperatura media anual, precipitación media anual y altitud (tabla 1).

TABLA 1. Variables socioeconómicas y físico-naturales

<b>Variable</b>	<b>Descripción</b>
rel_dep	Relación de dependencia
65_y_+	Porcentaje de población de 65 años y más
ind_masc	Índice de masculinidad

mig_est	Porcentaje de población de 5 años y más residente en otra entidad en junio
inmig_est	Porcentaje de población de 5 años y más nacidas en otra entidad en junio de 2005
leng_indig	Porcentaje de población de 5 años y más que habla alguna lengua indígena
hog_ind	Porcentaje en hogares censales indígenas
pob_analf	Porcentaje de población de 15 años y más analfabeta
sin_salud	Porcentaje de población sin derecho a servicios de salud
hog_jef_fem	Porcentaje de hogares censales con jefatura femenina
viv_deshab	Porcentaje de viviendas particulares deshabitadas
viv_part_inter	Porcentaje de viviendas particulares habitadas que disponen de internet
pob_ocup	Porcentaje de población ocupada
pob_fem_ocup	Porcentaje de población femenina ocupada
muj_ocup_c100h	Mujeres ocupadas por cada 100 hombres
pob_desocup	Porcentaje de población desocupada
var_altime_zonal	Promedio de altimetría
var_pendiente_zonal	Promedio de pendiente
var_precipita_zonal	Promedio de precipitación
var_temperat_zonal	Promedio de temperatura
var_dist_asentamiento	Distancia a asentamiento humano
var_distancia_caminos	Distancia a caminos
var_proporc_uso_comun	Proporción de terrenos de uso común
var_proporc_nucleo_agario	Proporción de terrenos de núcleo agrario
Var_dist_cuerpos_agua	Promedio de la distancia a cuerpos de agua

Fuente: elaboración propia.

## METODOLOGÍA

En este trabajo se utilizó el *software* libre Qgis (QGIS Development Team, 2019) para la integración y visualización, y R para el procesamiento y representación cartográfica de datos geospaciales (R Core Team, 2020).

Se realizó un análisis de puntos calientes y fríos de deforestación aplicando el método de Getis-Ord, el cual permite identificar la asociación espacial de una variable que no es dada por la aleatoriedad (Getis y Ord, 1992); esto con el fin de identificar sitios con un alto grado de deforestación. La identificación de puntos calientes y fríos se calculó con la librería de R *spdep* (Bivand, 2022).

En un primer paso, se reclasificó el mapa de cubiertas y usos para obtener un mapa binario con las clases forestal y no forestal. Posteriormente, se realizó una agregación de píxeles con el fin de tener una resolución de 1 km<sup>2</sup>, en donde el valor de cada píxel representa la tasa de deforestación en hectáreas. Para detectar los sitios con elevadas tasas de deforestación, se empleó el índice estadístico Getis-Ord  $G_i^*$ , generalmente utilizado para medir la asociación espacial de una variable en una distancia específica de un punto. El índice permite comparar la agregación espacial con base en la comparación de promedios locales con el de todo el universo de estudio (promedio y desviación estándar globales), lo que nos ayuda a identificar grupos locales de dependencia que no son visibles en estadísticas globales (Getis y Ord, 1992; Mas, 2018).

La evaluación consiste en comparar los valores Z (Z-score) donde la calificación se rige a través de la integración de los vecinos. Por tanto, para ser un punto caliente con significancia estadística, los vecinos también deben de tener valores altos en su calificación de Z respecto al valor esperado para todo el conjunto de datos; de lo contrario, el fenómeno se podría considerar como un proceso aleatorio (Mitchell, 2005; Mas, 2018).

El cálculo de los valores Z se realizó a través de la siguiente ecuación:

$$G_i = \frac{\sum_{j=1}^n w_{ij}x_j - \bar{X}\sum_{j=1}^n w_{ij}}{S\sqrt{\frac{n[\sum_{j=1}^n w_{ij}^2 - (\sum_{j=1}^n w_{ij})^2]}{n-1}}} \quad (1)$$

Donde:

$x_j$  = es el valor del atributo para el elemento  $j$

$w_{ij}$  = es el peso espacial entre el elemento  $i$  y  $j$

$n$  = es el número total de elementos o puntos

$\bar{X}$  = es el promedio global dado por la ecuación 2

$S$  = es la desviación estándar global calculada con la ecuación 3

$$X' = \frac{\sum_{j=1}^n x_j}{n} \quad (2)$$

$$S = \sqrt{\sum_{j=1}^n x_j^2 - (X')^2} \quad (3)$$

Posteriormente, para conocer las variables promotoras de deforestación, se calibró un modelo de RPG, una técnica de modelación espacialmente explícita que busca explicar las relaciones entre una variable dependiente y diversas variables independientes en función de la ubicación geográfica. La RPG permitió explicar cómo dichas relaciones pueden variar en diferentes áreas geográficas, debido a las características específicas de cada una de estas. Por tanto, se seleccionaron variables explicativas integrando factores directos de carácter biofísico y factores indirectos de orden socioeconómico obtenidos de fuentes oficiales como el censo agrícola-ganadero-forestal y el censo nacional y de vivienda. Así, se desarrolló un modelo de regresión logística ponderada geográficamente, en el que se integra el conjunto de variables seleccionadas a partir de la identificación de atributos espacialmente explícitos ambientales, sociales y económicos (Fotheringham, Brunsdon y Charlton, 2002).

Para la selección de variables, se consideró a aquellas que tienen un mayor efecto explicativo sobre la variable dependiente, por lo que se deben eliminar las que presentan correlación y, con ello, la multicolinealidad. El modelo se construyó considerando que la variable dependiente o de respuesta es la tasa de deforestación, y las variables independientes o explicativas son los factores.

El proceso de elaboración del modelo para el periodo de 2005 al 2019 comprendió la preparación y selección de variables; la evaluación de correlación entre variables a nivel global y local; la elaboración de la regresión logística ponderada geográficamente, y aplicación de la prueba Montecarlo para la evaluación de la significancia. De esta forma, el presente estudio se compuso por las siguientes seis fases.

Fase 1: cálculo de correlación global entre variables independientes: se calculó la correlación espacial de Spearman entre variables a nivel global, con lo que se creó una matriz de correlaciones pareadas entre todo el conjunto de variables predictoras elaboradas previamente. El objetivo de aplicar este procedimiento fue eliminar variables que estuvieran altamente correlacionadas entre sí para evitar la duplicidad de información, lo cual desestabiliza el modelo de regresión (Lu, Harris, Charlton y Brunsdon, 2014; Mas y Cuevas, 2016; Loya y Mas, 2020). El umbral de correlación considerado para esta primera eliminación de variables explicativas fue el que presenta un coeficiente mayor a 0.8.

Fase 2: cálculo de correlación global entre variable dependiente y variables explicativas: una vez eliminadas las variables que presentaron alta correlación espacial a nivel global, se procedió a identificar a aquellas que tienen mayor nivel de asociación con la tasa de deforestación. Por ello, se estimó la correlación que guarda cada variable independiente o predictora respecto a la variable predicha.

Estas dos fases mencionadas se complementaron con la elaboración del ajuste de un modelo de regresión lineal global, de manera general, con las variables que se conservan hasta esta fase de eliminación y una regresión lineal global paso a paso de doble dirección (de adelante hacia atrás y de atrás hacia adelante: *forward-backward*) en la que se integraron todas las variables preparadas. El fin fue comparar el poder explicativo de ambos modelos de regresión de  $R^2$  y  $R^2$  ajustada.

Fase 3: cálculo de correlación local entre variable dependiente y variables explicativas: en este nivel de análisis se propuso encontrar la correlación local entre cada variable explicativa con la variable dependiente. Siendo así, en este paso de descarte de variables, el objetivo era eliminar a aquellas que no tuvieran correlación local con la variable dependiente, debido a que no tenían poder o efecto explicativo para aportar al modelo; por tanto, se buscaron aquellas correlaciones que tuvieran un coeficiente de Spearman mayor a 0.4.

Fase 4: análisis de multicolinealidad entre variables explicativas: cuando las variables independientes presentan una alta correlación entre sí, tiene lugar la multicolinealidad. Al respecto, los modelos con variables de elevada colinealidad tienden a ser inestables, debido a que los coeficientes se vuelven sensibles ante cambios ligeros en los datos, lo que hace que su varianza aumente. Por lo tanto, esto se debe realizar previo a efectuar el ajuste del modelo de regresión ponderada geográficamente (Lu et al., 2014; Mas y Cuevas, 2016; Loya y Mas, 2020).

Con base en lo expuesto, este análisis consistió en evaluar la correlación espacial entre el segundo conjunto de variables conservadas después del primer filtro de correlación global, con el fin de descartar variables que tiendan a desestabilizar el modelo. Para esto, existen diferentes índices que ayudan a detectar casos de multicolinealidad. De esta forma, se consideró que hay una colinealidad cuando el valor de las correlaciones absolutas supera el 0.8, el valor de la inflación de la varianza (VIF) es mayor a 10, la proporción de descomposición de la varianza (VDP) sobrepasa el 0.5 y el número de condición local (CN) es mayor a 30. Aunado a lo anterior, se estimó el criterio de información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés) para definir los modelos posibles con base en la cantidad de variables explicativas, es decir, el que mejor se ajuste a los datos (Lu et al., 2014). La correlación entre pares de variables se calculó a través del coeficiente de

Spearman, el cual permitió decidir cuáles variables se conservaron o se descartaron del modelo.

Fase 5: modelo de regresión ponderado geográficamente: una vez seleccionadas las variables, se procedió a ajustar el modelo de regresión ponderado geográficamente, mismo que requiere de una variable cualitativa, para lo cual explora su relación con respecto al conjunto de variables determinadas previamente.

A fin de explorar la variabilidad espacial de los coeficientes, la RPG utiliza una función de peso espacial según la cual se asignan pesos a cada observación dependiendo de la proximidad a la ubicación donde se está realizando la estimación de una regresión. Por lo tanto, un elemento importante a tomar en cuenta es el ancho de banda, esto es, la cantidad de vecinos a considerar para la determinación de pesos, con el objeto de identificar estadísticas locales. La función de peso espacial que se usó fue un kernel, que asigna pesos a cada observación de acuerdo con la distancia hacia la ubicación donde se realiza la estimación; además, tiene la característica de ser adaptativo con el fin de buscar una cantidad de vecinos y no una distancia.

En la ecuación 4 de la regresión logística global se integraron las AGEB con su respectiva tasa de deforestación:

$$y_i = \frac{e(\beta_0 + \beta_1 X_{1i} + \dots + \beta_k X_{ki})}{1 + e^{(\beta_0 + \beta_1 X_{1i} + \dots + \beta_k X_{ki})}} \quad (4)$$

Esta se toma como base para la formulación de la ecuación de una regresión logística ponderada geográficamente a la que se le integra el componente espacial:

$$y_i = \frac{e(\beta_0(u_i, v_i) + \beta_1(u_i, v_i)X_{1i} + \dots + \beta_k(u_{ki}, v_{ki})X_{ki})}{1 + e^{(\beta_0(u_i, v_i) + \beta_1(u_i, v_i)X_{1i} + \dots + \beta_k(u_{ki}, v_{ki})X_{ki})}} \quad (5)$$

Se usa  $(u_p, v_p)$  para representar las coordenadas del punto  $i$  y, así, poder calcular los coeficientes de la regresión para cada punto AGEB en el área de estudio. La distancia respecto a los vecinos de cada punto está determinada por el ancho de banda, el cual, en este caso, fue seleccionado a partir de la reducción al mínimo del AIC.

Fase 6: análisis de significancia estadística: para confirmar si los resultados de la regresión logística ponderada geográficamente son estadísticamente significativos y no productos de la variación aleatoria en los datos, se realizó la prueba Montecarlo, a través de la cual, en cada unidad espacial de AGEB, se aleatorizó un

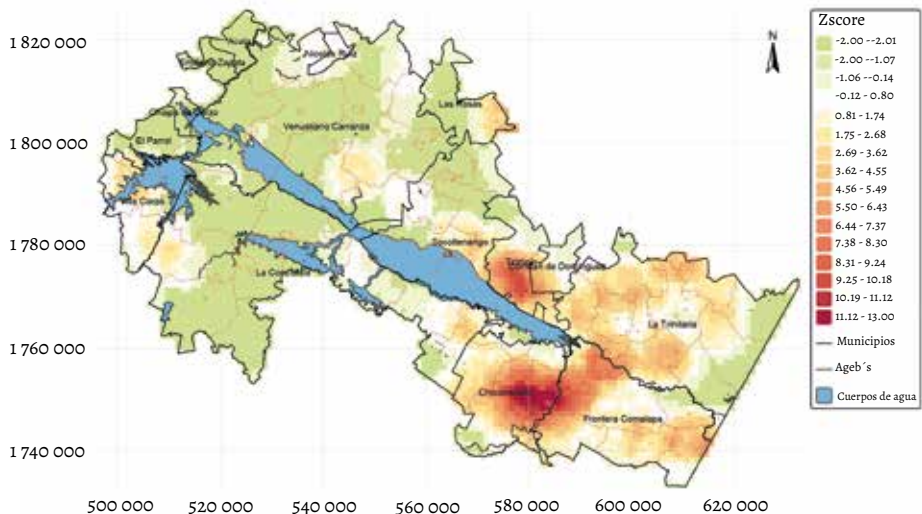
conjunto de datos provenientes de alguna otra observación, se recalculó la ecuación de la regresión y se contrastó el resultado con el de los datos de origen. Si los coeficientes de cada variable en el modelo de regresión original se encuentran sobre la cola superior o inferior del 0.5, 2.5 o 5% de la distribución en los datos aleatorizados, se asume que son estadísticamente significativos con 99, 95 y 90% de confianza, según sea el caso.

## RESULTADOS

Respecto al análisis para determinar sitios de altas tasas de deforestación, se observó que los coeficientes significativos que superan el valor del promedio global se encuentran en la zona sureste, colindantes con el cuerpo de agua, y corresponder a la zona de riego sur, donde la categoría forestal de mayor transformación engloba a las selvas bajas caducifolias. En los mapas se observa en tonos rojos los indicadores superiores al promedio y en tonos verdes los inferiores al promedio.

En el periodo 2005-2010 (figura 2), la deforestación se concentra en el sur de la región donde se localizan los municipios de Chicomuselo, la zona este de Frontera Comalapa y el sur de Comitán de Domínguez.

FIGURA 2. Puntos calientes y fríos de deforestación para el periodo 2005-2010

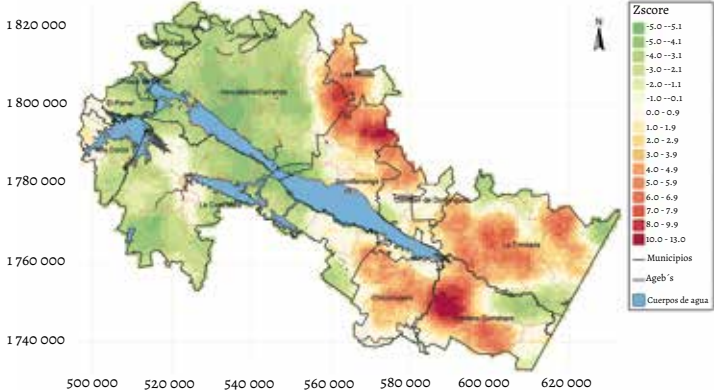


Fuente: elaboración propia.

Para el periodo 2010-2015 (figura 3), la deforestación se expandió en la mayor parte del sur y centro norte de la zona de estudio, destacando la sección oeste de Frontera Comalapa, la zona suroeste de La Trinitaria y la zona norte de Tzimol y Socoltenango, así como secciones de Las Rosas y el extremo este de Venustiano Carranza.

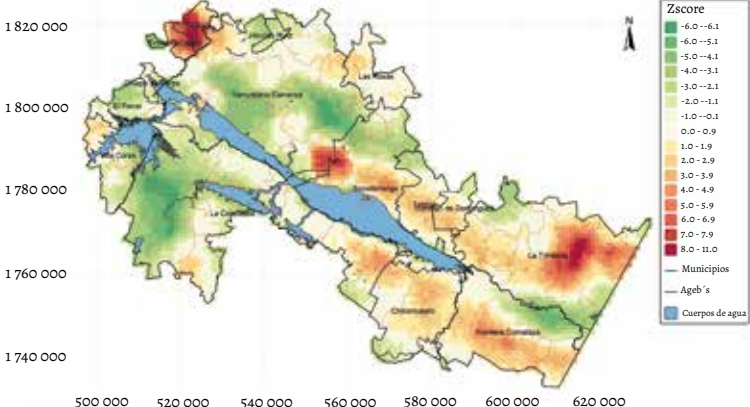
En el periodo 2015-2019 (figura 4), que cuenta con altos valores de concentración de deforestación, destacan la zona centro este de La Trinitaria, al centro de

FIGURA 3. Puntos calientes y fríos de deforestación para el periodo 2010-2015



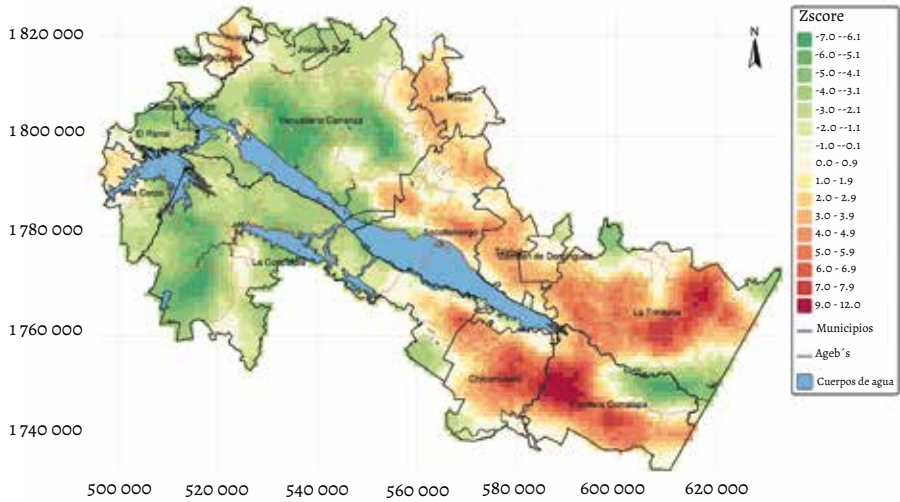
Fuente: elaboración propia.

FIGURA 4. Puntos calientes y fríos de deforestación para el periodo 2015-2019



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 5. Puntos calientes y fríos de deforestación en el intervalo de tiempo del 2005-2019



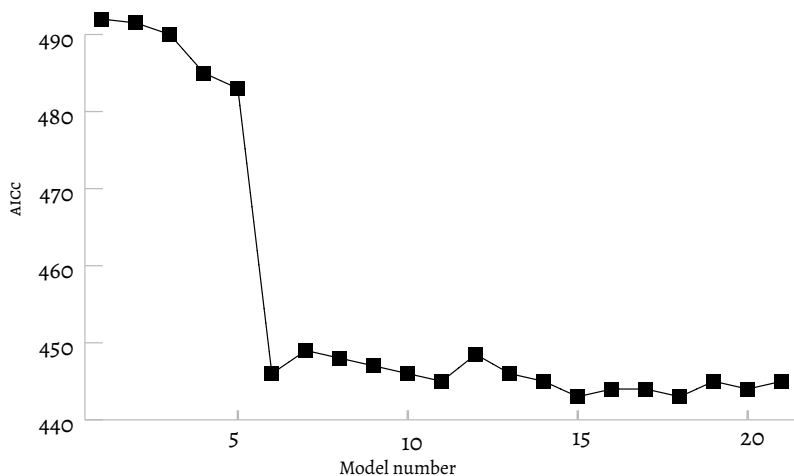
Fuente: elaboración propia.

la región entre los límites de Socoltenango y Venustiano Carranza, además de Acala y Emiliano Zapata en el extremo noreste de la zona de estudio.

En conclusión, partiendo de la ventana temporal bajo análisis (2005-2019) (figura 5), se observa que la sección sureste es donde se concentra la deforestación, la cual abarca los municipios de La Trinitaria, Frontera Comalapa, Chicomuselo y Tzimol. También sobresale la zona centro norte donde están Socoltenango y Las Rosas, aunado a pequeñas secciones de Venustiano Carranza y Emiliano Zapata, así como el noroeste de Acala.

Estos focos de deforestación se encuentran relacionados con el crecimiento y expansión de las actividades agropecuarias, debido a que en zonas del sureste se propician actividades de agricultura de riego, así como en partes del centro sur, donde la cría de ganado bovino predomina. Asimismo, se considera que las tasas de deforestación de las selvas van incrementando por la escasa integración de estas a esquemas de protección (Calderón-Aguilera et al., 2012, citado en López et al., 2018). En este sentido, los sitios con alta deforestación corresponden a la pérdida de selva baja caducifolia, principalmente porque es la categoría forestal con mayor extensión respecto a las demás clases forestales y porque se encuentra en zonas de pendientes moderadas, lo cual facilita la accesibilidad para la deforestación.

FIGURA 6. Selección de modelo (visualización de coeficiente de AIC)



Fuente: elaboración propia.

Para la calibración de la RPG, se procedió a la búsqueda del modelo más óptimo. La cantidad de modelos posibles con las seis variables consideradas dio un total de 21, entre los cuales el número 18 fue el que poseía el menor coeficiente de AIC y, por tanto, se usó para la calibración de la RPG (figura 6). El modelo 18 descartó las variables `pob_fem_ocup` y `var_dist_cuerpos_agua` (figura 7), así que se ajustó solo con las cuatro variables enlistadas en la tabla 2.

El ancho de banda se calculó mediante estas cuatro variables, y el valor definido por el modelo fue de 26 vecinos. Los resultados de la RPG representados en la figura 8 muestran que la bondad de ajuste del modelo local concuerda con valores que van de  $-0.2$  a  $0$  y de  $0.8$  a  $1$ , entre los que predominan los valores de  $0.8$  a  $1$  de  $R^2$ , lo cual indica un mejor ajuste.

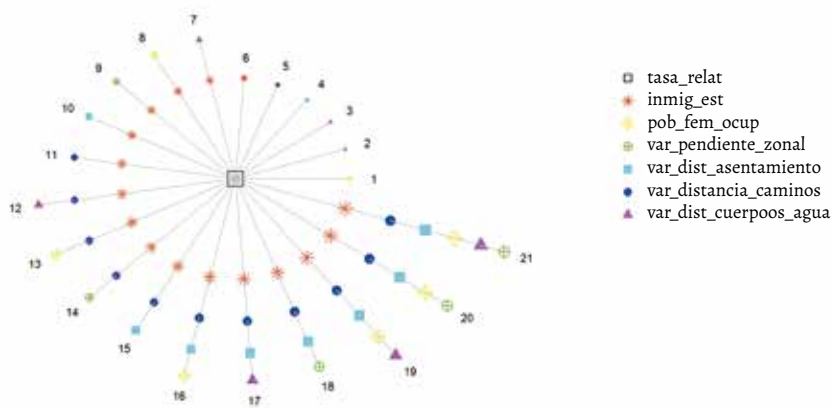
El mejor ajuste se observa en la parte central norte, esto es, en los municipios Las Rosas, Socoltenango, Tzimol y el este de Venustiano Carranza. Al sur de la presa, el municipio de La Concordia tiene en su porción central valores de  $0.8$  a  $1$ , así como de  $0.6$  a  $0.8$  en su extremo oeste. El mismo rango de valores poseen los municipios de Villa Corzo, El Parral y Chiapa de Corzo, ubicados en el oeste del área, y los territorios de Comitán de Domínguez y La Trinitaria al oeste. Los valores de  $0.4$  a  $0.6$  se encuentran en la parte sureste de la región, en los municipios de Frontera Comalapa, Chicomuselo y La Trinitaria; mientras que la porción oeste de Venustiano Carranza cuenta con valores de  $0.2$  a  $0.4$ . Por último, los valores negativos de  $R^2$  están en Acala, Emiliano Zapata y Nicolás Ruiz.

TABLA 2. Variables de calibración del modelo de regresión ponderada geográficamente

N.o	Variable	Descripción
1	inmig_est	inmigración estatal
2	var_pendiente_zonal	pendiente media
3	var_dist_asentamiento	distancia media a asentamientos humanos
4	var_distancia_caminos	distancia media a caminos

Fuente: elaboración propia.

FIGURA 7. Variables y posibles modelos



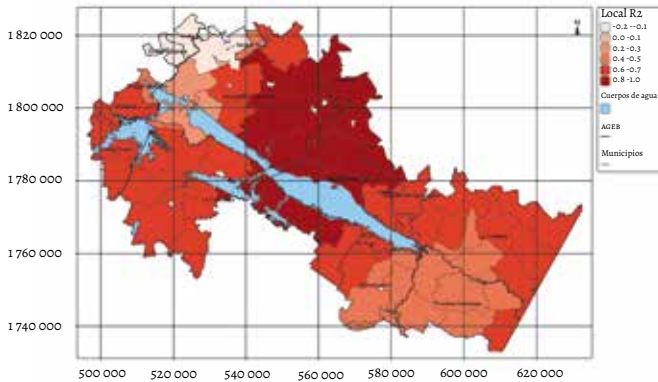
Fuente: elaboración propia.

Nota: tasa\_relat = tasa de deforestación relativa en valores absolutos a nivel de AGEb; inmig\_est = inmigración estatal; pob\_fem\_ocup = población femenina ocupada; var\_pendiente\_zonal = pendiente media por AGEb; var\_distancia\_asentamiento = distancia media a asentamientos humanos; var\_distancia\_caminos = distancia media a caminos, y var\_dist\_cuerpos\_agua = distancia media a cuerpos de agua.

A continuación, se presentan figuras que muestran los parámetros de los mapas, en cuya representación se marcan con un punto aquellas observaciones no significativas  $p$  value > 0.05 (figuras 9 a 12).

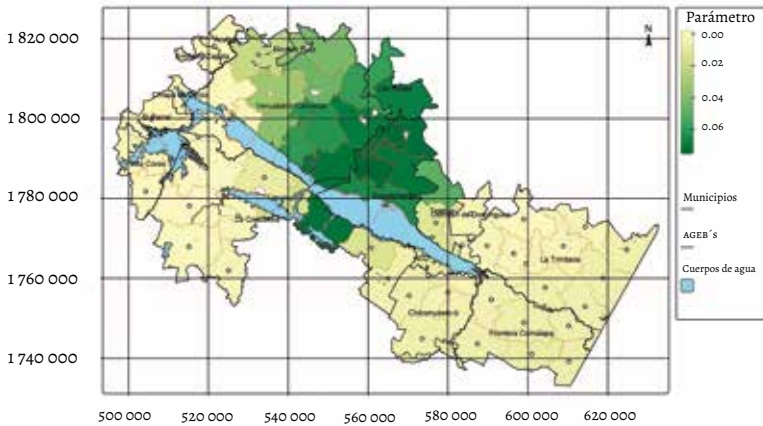
La variable *inmig\_est* presenta valores significativos en la zona centro norte de la región, cuyos coeficientes son positivos y van de 0.04 a 0.08. Los coefi-

FIGURA 8. R<sup>2</sup> locales



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 9. Parámetros asociados a inmigr\_est



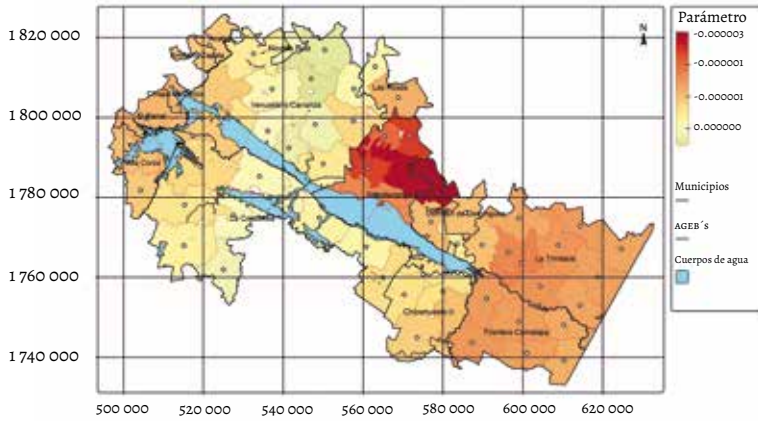
Fuente: elaboración propia.

cientos más altos predominan en Socoltenango, Las Rosas y la porción oeste de Venustiano Carranza. En esta sección, los coeficientes significativos tienen valores positivos, lo que indica una relación positiva en la que, a mayor inmigración estatal, mayor tasa de deforestación (Figura 9).

La *var\_pendiente\_zonal*, por lo general, presenta coeficientes negativos en la mayoría de las AGEB, sin embargo, no muestra valores significativos en gran

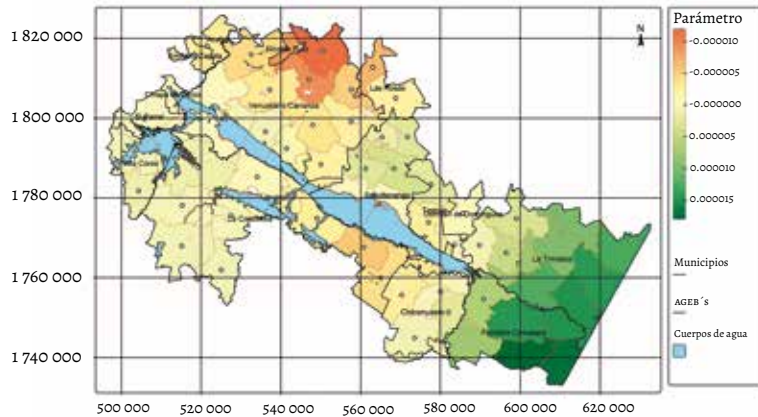


FIGURA 11. Parámetros asociados a var\_dist\_asentamiento



Fuente: elaboración propia.

FIGURA 12. Parámetros asociados a var\_distancia\_caminos



Fuente: elaboración propia.

nancia en su extensión total, debido a los sistemas de riego implementados por la disponibilidad de agua que abastece la región de los Altos. Consecuentemente, el incremento de los potreros está ligado al proceso de deforestación de la zona, donde las selvas bajas caducifolias y los relictos de bosque de pino-encino pierden extensión.

En el modelo de regresión lineal global, las variables que se relacionan positivamente son el *ind\_masc*, *mig\_esta*, *pob\_analf*, *pob\_desocup* y *var\_dist\_cuerpos\_agua*, por lo que se interpreta que, al haber mayor cantidad de población masculina, migración, población analfabeta y desocupada, hay más deforestación; asimismo, la deforestación aumenta entre más considerable sea la distancia entre un punto y los cuerpos de agua. Esto se asocia a lo documentado sobre el hecho de que la marginación y la pobreza se relacionan con los procesos de deforestación, tal como lo documentan Deininger y Minten (1996) (citados en Pineda et al., 2010) y los hallazgos obtenidos por Mas y Cuevas (2016), donde la marginación se vincula positivamente en su modelo de regresión global para el territorio nacional.

En la comparativa entre el modelo global y el local, se observó que el ajuste de correlación  $R^2$  obtenido de la RPG fue mayor al de la estimación de regresión global, debido a que las variables que pueden ser representativas a nivel global también pueden no resultar imprescindibles a nivel local, o bien solo explicar el proceso en una pequeña porción del territorio (Pineda et al., 2010).

Esta diferencia se explica a partir de dos supuestos que proponen interpretaciones diferenciadas al cambiar el ancho de banda de las ventanas de la RPG. El primero de ellos es la paradoja de Simpson, el cual establece que la relación entre dos variables se puede invertir si la población de estudio se subdivide en grupos más pequeños (Franco, 2019; Simpson, 1951). El segundo supuesto indica que los datos agregados espacialmente por delimitaciones geográficas basadas en áreas administrativas con diferentes criterios se pueden ver afectadas por el problema de unidad de área modificable (MAUP, por sus siglas en inglés) debido a que los datos son sensibles a los niveles de escala, de agregación espacial y a las combinaciones de otras unidades vecinas. Por tanto, de optar por otra manera de agregación espacial, como ejidos o municipios, se asume que las causas de la deforestación estimadas podrían invertir los coeficientes de regresión o cambiar algunas variables explicativas por otras (Sáens, 2016; Duque, Ramos y Suriñach, 2007; Stan, 1981; Mas et al., 2015).

En el modelo de regresión global paso a paso, las variables que resultaron tener una relación negativa son *var\_pendiente\_zonal*, *var\_precipita\_zonal* y *var\_dist\_asentamiento*, traducido en que, a mayor pendiente media, mayor precipitación y mayor distancia de los asentamientos humanos, la deforestación será menor. Por su parte, la variable *var\_dist\_cuerpos\_agua* tiene una relación positiva, lo cual indica que, entre más amplia la distancia de separación de los cuerpos de agua, más significativa será la deforestación.

Aunado a esto, con la aplicación de la RPG a nivel local, la variable *inmig\_est* con predominancia de una relación positiva demuestra que el proceso de inmi-

gración favorece la deforestación. Siendo así, se asume que existen causas subyacentes que se asocian a este proceso dinámico de la población (Lambin et al., 2006; Lambin y Geist, 2006).

La variable *var\_pendiente\_zonal* con una relación negativa evidencia que la deforestación ocurre en zonas de menor pendiente, que son más aptas para los cultivos y la cría de ganado. Esto de acuerdo con los datos aportados por la presente investigación, los cuales reflejan el crecimiento de las áreas de agricultura de riego y potreros.

De la variable *var\_dist\_asentamiento*, que tiene una relación negativa, se obtiene que, entre más cerca se esté de los asentamientos, mayor será la deforestación. Por otro lado, la relación positiva de la variable *var\_distancia\_caminos* indica que, en las zonas más alejadas de los caminos, es mayor la tasa de deforestación. Esto se asocia con impulsores subyacentes como la extracción de leña y el aprovechamiento forestal, debido a que a las zonas cercanas a los asentamientos se les aplican usos muy predefinidos, como los potreros y áreas de cultivo.

Algunas de las causas de la deforestación documentadas son la expansión de la agricultura, los incentivos de políticas públicas y las condiciones biofísicas (Geist et al. 2006, citados en Lambin y Geist, 2006). Partiendo de esto, en nuestro caso de estudio, se observa que la agricultura de riego tiene un mayor crecimiento en la superficie. debido al cambio de cultivos tradicionales por aquellos que se insertan en el mercado internacional (Kolb y Galicia, 2012).

Con el método aplicado en este presente trabajo, se observó el efecto que tienen los principales factores que propician el cambio de cubiertas y usos del suelo, donde destaca la característica de accesibilidad en el territorio. Este hallazgo contrasta con lo reportado por Loya y Mas (2020) para el estado de Michoacán, quienes comprobaron que los cultivos de exportación son la causa primordial de deforestación. A partir de esta diferencia, sobresale la importancia de analizar los procesos de cambio de cubiertas y usos del suelo, como la ya mencionada deforestación, en función del contexto específico, ya que las características naturales y socioeconómicas de cada región influyen de forma distinta en el proceso de deforestación.

## CONCLUSIONES

La zona de estudio tiene condiciones ambientales homogéneas, sin embargo, la RPG permitió analizar los factores de cambio a nivel local, contribuyendo a que en los estudios en México exploren la localidad del proceso de cambio de cubiertas como un fenómeno no estacionario. De esta manera, el análisis de los patro-

nes espaciales de los impulsores de cambio a nivel local nos permite entender las variables explicativas de los principales procesos, como la deforestación en el territorio. Esto resulta interesante para que se implementen estudios cualitativos locales para comprender la no estacionariedad de los procesos del CCUS, así como políticas ambientales particulares que se ajusten al contexto local, con el fin de realizar esfuerzos dirigidos a atender las causas particulares de la deforestación y llevar a cabo el uso adecuado del territorio.

## REFERENCIAS

- Ayanlade, A. y Howard, M. T. (2017). Understanding Changes in a Tropical Delta: A Multi-Method Narrative of Land Use/Land Cover Change in the Niger Delta. *Ecological Modelling*, 364, 53-65. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.09.012>
- Bivand, R. (2022). R Packages for Analysing Spatial Data: A Comparative Case Study with Areal Data. *Geographical Analysis*, 54(3), 488-518.
- Duque, J. C., Ramos, R. y Suriñach, J. (2007). Supervised Regionalization Methods: A Survey. *International Regional Science Review*, 30(3), 195-220. <https://doi.org/10.1177/0160017607301605>
- Lambin, E. F., Turner, B. L., Geist, H. J., Agbola, S. B., Angelsen, A., Bruce, J. W., Coomes, O. T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P. S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E. F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P. S., Richards, J. F., Skanes, H., Steffen, W., Stone, F. D., Svedin, U., Veldkamp, T. A., Vogel, C. y Xu, J. (2001). The Causes of Land-Use and Land-Cover Change: Moving Beyond the Myths. *Global Environmental Change*, 11, 261-269.
- Fotheringham, A. S., Brunsdon, C. y Charlton, M. (2002). *Geographical Weighted Regression: The Analysis of Spatially Varying Relationships*. John Wiley y Sons Ltd.
- Franco Martínez, J. A. (2019). Efectos de la paradoja de Simpson en la adopción de buenas prácticas agrarias. *Barataria. Revista Castellano-Manchega de Ciencias Sociales*, (26), 225-241.
- Geist, H. J. y Lambin, E. F. (2001). What Drives Tropical Deforestation? A Meta-Analysis of Proximate and Underlying Causes of Deforestation Based on Subnational Case Study Evidence. *Land-Use and Land-Cover Change (LUCC)*.

- International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change (IHDP), International Geosphere-Biosphere Programme (IGBP). *LUCC Report Series*, 4, 136. ISSN: 1138-7424.
- Getis, A. y Ord, J. K. (1992). The Analysis of Spatial Association by Use Distance Statistics. *Geographical Analysis*, 24(3), 189-206.
- Gollini, I., Lu, B., Charlton, M., Brunsdon, C. y Harris, P. (2015). GWmodel: An R Package for Exploring Spatial Heterogeneity Using Geographically Weighted Models. *Journal of Statistical Software*, 63(13), 1-50. <http://www.jstatsoft.org/v63/i17/>
- Gordillo-Ruiz, M. C. y Castillo-Santiago, M. A. (2016). Cambio de uso del suelo en la cuenca del río Sabinal, Chiapas, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 4(10), 39. <https://doi.org/10.19136/era.a4n10.803>
- Kolb, M. y Galicia, L. (2012). Challenging the Linear Forestation Narrative in the Neo-Tropic: Regional Patterns and Processes of Deforestation and Regeneration in Southern Mexico. *The Geographical Journal*, 178(2), 147-161.
- Lambin, E. F. y Geist, H. J. (2006). *Land-Use and Land-Cover Change. Local Processes and Global Impacts*. Springer.
- López, A., Ríos, M., Sandoval, F. 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). <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=455757584005>
- Loya Carrillo, J. O. y Mas, J.-F. (2020). Análisis del proceso de deforestación en el estado de Michoacán: de lo espacial a lo social. *Revista Cartográfica*, (101), 99-117.
- Lu, B., Harris, P., Charlton, M. y Brunsdon, C. (2014). The GWmodel R Package: Further Topics for Exploring Spatial Heterogeneity Using Geographically Weighted Models. *Geo-Spatial Information Science*, 17(2), 85-101.
- Mas, J. F. (2018). *Análisis espacial con R: usa R como un sistema de información geográfica*. European Scientific Institute.
- Mas, J. F., Lemoine-Rodríguez, R., González, R., López-Sánchez, J., Piña-Garduño, A. y Herrera-Flores, E. (2017). Evaluación de las tasas de deforestación en Michoacán a escala detallada mediante un método híbrido de clasificación de imágenes SPOT. *Madera y Bosques*, 23(2), 119-131.
- Mas, J. F. y Cuevas, G. (2016). *Identifying Local Deforestation Patterns Using Geographically Weighted Regression Models. Geographical Information Systems Theory, Applications and Management*. Springer.
- Mas, J. F., Pérez Vega, A., Andablo Reyes, A., Castillo Santiago, M. y Flamenco Sandoval, A. (2015). Assessing Modifiable Areal Unit Problem in The Analysis

- of Deforestation Drivers Using Remote Sensing and Census Data. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, XL-3/W3, 77-80.
- Mas, J. F. y Flamenco, A. (2011). Modelación de los cambios de coberturas/uso del suelo en una región tropical de México. *GeoTrópico*, 5(1), 1-24.
- Mas, J. F., González, R. Lemoine-Rodríguez, R., López-Sánchez, J., Piña-Garduño, A. y Herrera-Flores, E. (2015). Actualizaciones sucesivas de mapas de cubierta del suelo combinando segmentación de imágenes e interpretación visual. En *Memoria en extensor SELPER-XXI-México-UACJ-2015*. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Juárez, Chihuahua, México.
- Millikan, B. H. (1992). Tropical Deforestation, Land Degradation, and Society: Lessons from Rondonia, Brazil. *Latin American Perspectives*, 19(1), 45-72.
- Mitchell, A. (2005). *La guía de Esri para el análisis SIG*. Esri Press.
- Müllerried FKG. (1957). *La geología de Chiapas*. Gobierno del Estado de Chiapas.
- Pineda, N. B., Bosque, J., Gómez, M. y Franco, R. (2010) Exploring the Driving Forces behind Deforestation in the State of Mexico (Mexico) Using Geographically Weighted Regression. *Applied Geography*, 30(4), 576-591.
- QGIS Development Team. (2019). *QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project*. QGIS. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team. (2020). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. R-Projeyct. <https://www.R-project.org/>
- Sáens Vela, H. M. (2016). Revisando los métodos de agregación de las unidades espaciales: MAUP, algoritmos y un breve ejemplo. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 31(2), 385-411.
- Simpson, E. (1951). The Interpretation of Interaction in Contingency Tables. *Journal of the Royal Statistical Society*, 13(2), 238-241.
- Stan, O. (1981). Le Problème de l'agrégation Spatiale en Géographie. *L'Espace Géographique*, 10(1), 15-24.
- Tennekes, M. (2018). tmap: Thematic Maps in R. *Journal of Statistical Software*, 84(6), 1-39. <https://doi.org/10.18637/jss.v084.i06>
- Verburg, P. H., Crossman, N., Ellis, E. C., Heinimann, A., Hostert, P., Mertz, O. y Zhen, L. (2015). Land System Science and Sustainable Development of the Earth System: A Global Land Project Perspective. *Anthropocene*, 12, 29-41. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2015.09.004>

# Dynamics of changes of irrigated croplands in the state of Guanajuato, Mexico

AZUCENA PÉREZ-VEGA<sup>1</sup>, JEAN FRANÇOIS MAS<sup>2</sup> AND JOSÉ MIGUEL SORIA-UGALDE<sup>3</sup>

## INTRODUCTION

Agriculture is a fundamental activity, for it provides food to man and livestock; however, it requires considerable amounts of natural resources such as extensive land surface areas and high volumes of water in the case of irrigated agriculture. Agriculture extension and livestock farming are the main modern human activities that modify the natural land covers (Noble and Dirzo, 1997; Coomes et al., 2008). These transformations are associated to processes of deforestation and fragmentation, which unavoidably bring an impoverishment of natural resources (Lambin et al., 2001). The changes in natural land covers modify soil properties (structure and porosity), thus affecting infiltration and runoff, which alter the natural flow regimes and hydrological budgets.

The world population growth and consumption patterns in the wealthiest nations make it necessary to increase food production. Such augmentation brings an increment of deforested natural covers for agricultural purposes and an increment in water resources exploitation due to the conversion of rain-fed agricultural areas into irrigated ones.

Guanajuato is among the Mexican states with the highest percentage of transformed covers (around 60%). The historical evolution of Guanajuato's agricultural land can be traced back to pre-Hispanic times, but a significant increase in croplands occurred during the colonial period (Pérez-Vega, 2011). The agricul-

1 University of Guanajuato, Department of Geomatics and Hydraulics, Guanajuato, Mexico. Av. Juárez 77, Col. Centro. C.P. 36000. Guanajuato, Gto. address: azupv@ugto.mx

2 Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México. jfmas@ciga.unam.mx

3 University of Guanajuato, Department of Geomatics and Hydraulics, Guanajuato, Mexico.

tural activity served to feed the population dedicated to mining. These activities required fertile soil and energy provided by fuelwood and water flows (Meave et al., 2016).

In the 1930's Guanajuato developed an agroindustrial corridor. The prevailing agriculture in the 1950s was oriented to the production of basic grains with little technology, but horticulture grew a lot and required irrigated land and technology for flowering (Avella Alaminos, 1998). The main crops varied considerably during the last decades. Between the two decades from 1980 to 2000, the most important crops by cultivated surface were: corn, sorghum and bean. Sorghum, alfalfa and corn represented two thirds of the State's crop production between 2001 and 2002, occupying as much as 68 % of the crop land located in the plains of Guanajuato, which with the advancement of cultivation techniques the rate of extension increased a little over 3,000 ha of new land per year (IEE, 2008).

According to the 2008 Environmental Report of Guanajuato State, the main crops were sorghum, alfalfa, and corn, that represented respectively, 23 %, 21 % and 19 % of the crop production. The production of corn was considered not sufficient to satisfy the State's demand because a major part of it was exported. From 2000 to 2013, main crop was sorghum, but at present, its surface has been reduced by 46 % according to the Agrifood and Fisheries Information Service (SIAP for its acronym in Spanish).

Irrigation agriculture amounts up to 33.4 % of the total cultivated land of the 46 municipalities of Guanajuato, but the most significant irrigated areas belong to only 5 municipalities: Pénjamo, Salamanca, Irapuato, Dolores Hidalgo y Valle de Santiago. On the other hand, in the municipalities of Santa Catarina, Atarjea, Tierra Blanca, Moroleón and Uriangato, the construction of irrigation systems is hindered by the irregular topographic conditions and the strong slopes (INEGI, 1997).

Regarding water resources management, groundwater supplies 70 % of the state's water requirements and most of this water is used for agricultural activity. Because of the high consumption of groundwater all aquifers in the state register levels of overexploitation.

According to studies carried out by the state water commission of Guanajuato (CEAG, 2018), irrigation agriculture in Guanajuato consumes 2741 million m<sup>3</sup> of water extracted from aquifers each year, representing 66 % of the total volume used in this sector. The same study indicates a deficit between extraction and recharge of around 1246 million m<sup>3</sup> per year. The efficiency in the use of water, as in the rest of the country, is estimated at 40 %, that is, more than half (60 %) of the volume of water extracted is wasted.

Due to the above reasons, irrigation agriculture faces several supply issues to meet water crop demands. Therefore, a more efficient water resources management is needed, including a more precise identification of the areas where the water table levels are decreasing rapidly. In this context, it is essential to highlight that modern irrigation technology should continue to be adopted since they decrease water losses by up to 60% compared to traditional techniques (CEAG, 2018).

Currently, the overexploitation and drawdown of groundwater resources which are unvaluable for crop irrigation, face problematic situations that can be accurately monitored and analyzed using a geoinformatics approach to identify tendencies and patterns in time and space.

We considered it important to study and analyze the changes generated by agricultural activities from a geospatial approach for a better understanding of the factors involved in overexploitation of groundwater resources by irrigation agriculture. Such an approach enables us to analyze the water consumption of certain crops considering water availability over the territory.

## OBJECTIVE

This study aims to determine and analyze the dynamics and trajectory of the changes in the irrigated agricultural areas and to establish the water consumption relationship with different cultivated crops in the State of Guanajuato during the period from 2002 to 2014.

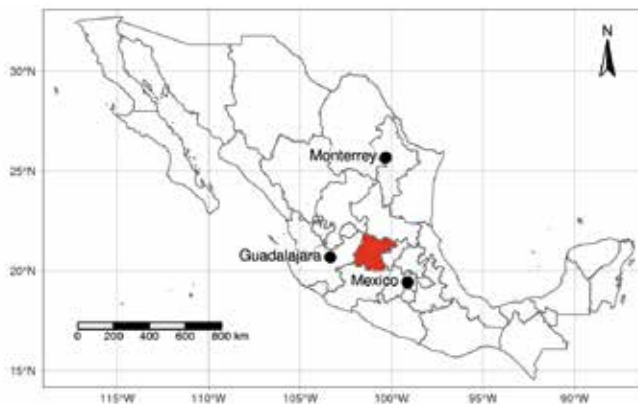
## STUDY AREA

The State of Guanajuato is located in the central part of the Mexican Federative Republic. Among 32 federative entities, it is the 22nd largest; despite that, it is the 6th most densely populated. This State is an economic node connecting the country's three largest cities: Mexico City, Guadalajara, and Monterrey.

## MATERIALS

The inputs used in this study are spatial-temporal data derived from land use/cover cartography and statistical census. We used the Land Use and Vegetation

FIGURE 1. Location of the State of Guanajuato (in red).



Source: Own elaboration.

cartography Series III, IV, V y VI, scale 1/250 000 from INEGI, agricultural production data from SIAP (<https://nube.siap.gob.mx/cierreagricola/>) and the software programs DINAMICA EGO and R.

The information about the change processes was extracted from maps of land use and vegetation of INEGI. These maps constitute the official cartography for Mexico on a scale 1/250 000. They were constructed systematically, and for that reason, the different maps from the series are consistent in scale and regarding the classification system. The original categories corresponding to different types of agricultural activity were grouped either as irrigated or rain-fed agriculture (Table 2). The superposition of series V (2011) and VI (2014) showed a geometric consistency. Maps belonging to series III and IV required geometric and labelling corrections (Pérez-Vega et al., 2020).

## METHODS

### *Rates of change*

The absolute annual rate of change is the difference of the areas corresponding to two different dates divided by the number of years between the dates and expressed as hectares/year. The relative rate of change was estimated with the equation proposed by FAO (1996) to estimate rates of deforestation as shown in equation (1):

$$t = \left(1 - \frac{S_1 - S_2}{S_1}\right)^{\frac{1}{n}} - 1 \quad (1)$$

Where: t = rate of change  
 S1 and S2 = areas in the first and second dates  
 n = number of years between both dates

This rate expresses the proportion of land area that changes for one year. If multiplied by 100, t can be expressed in percentage. For both absolute and relative rates, positive values indicate an increase in the land cover area and a negative value a decrease.

The information about the processes of change was extracted from maps of land use and vegetation of INEGI. The maps are constructed in a systematic way and for that reason different map series are consistent among them in scale and regarding the classification system.

The superposition of maps was carried out to obtain the changes of agricultural surfaces for three consecutive periods: 2002-2007, 2007-2011 and 2011-2014, by means of the DINAMICA EGO free software package (Soares-Filho et al., 2002).

### *Sequences of change and processes of change*

In social sciences, analyzing the sequence of social events is a common methodology of studying life and career trajectories (Abbot, 1983) because it enables researchers to determine trajectory patterns considering all the states experienced. Mas et al. (2019) applied this approach to analyze the sequence of land use and land cover categories. The representation of such change sequences helps to detect the main patterns and processes of land change and can be focused on a set of categories (e.g., agriculture).

Identifying the processes of change allows identifying the patterns and tendencies of the main types of transformation processes to understand the landscape dynamics due to the agricultural activity. For instance, the sequence “Forest-Agriculture-Agriculture-Secondary Forest-Secondary Forest-Secondary Forest” is completely different from “Forest-Agriculture-Agriculture-Agriculture-Agriculture-Agriculture”. The first one corresponds to a slash and burn agricultural system where forest is cleared to establish an agriculture plot for a few years and abandoned, while the second one describes a more permanent agricultural system.

## *Estimation of consumptive water use*

As a first attempt to get a broad picture of the water use in the State of Guanajuato, we mapped the municipal area of irrigated agriculture over time using INEGI cartography. As a following step, we estimated consumptive water use (CWU) according to the definition of Falkenmark and Lannerstad (2005). It has the same meaning as “water depletion” which considers the water removed from a basin unavailable for further use (Molden, 1997). For crop production, CWU refers to “evapotranspiration”, which represents the total evaporative use of a crop during its growth period (Liu et al., 2009).

The principal crops were identified and their respective area in each municipality was obtained from the SIAP database for 2007, 2014 and 2021. In order to estimate evapotranspiration of croplands, the Blaney-Criddle method (1950) was used because it is accurate enough and only requires temperature data as shown in equation (2).

$$ETc = Kc \sum p \cdot (0.457 \cdot T_{mean} + 8.128) \quad (2)$$

Where:  $ETc$  = crop evapotranspiration (mm)

$T_{mean}$  = mean daily temperature

$p$  = mean daily annual daytime hours

$Kc$  = crop coefficient.

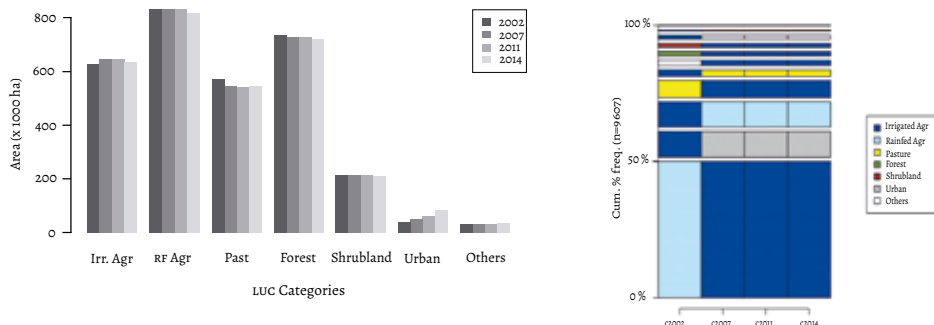
The mean daily percentage ( $p$ ) of annual daytime hours was calculated using linear extrapolation using the latitude of the centroid of each municipality. We obtained the temperature from climatological stations' data for 1981-2010. As possible, we chose stations giving a good representation of the climatic conditions of irrigated areas in each of the municipalities.

## RESULTS

### *Rates of change and Sequences of change*

In Figure 2 (left), we can observe that irrigated agriculture and rain-fed agriculture areas cover around 650 000 and 800 000 ha. We can see that irrigation and rain-fed agriculture areas show noticeable decrements from years 2011 to 2014. Rain-fed agriculture reached the most significant absolute loss at an average rate of 4,932 ha per year ( $-0.6\%$ /year), and irrigated agriculture presents an absolute loss up to 2759 ha per year (rate of  $-0.4\%$ /year).

FIGURE 2. Area and pattern of change of the main land cover categories in Guanajuato



Source: Own elaboration.

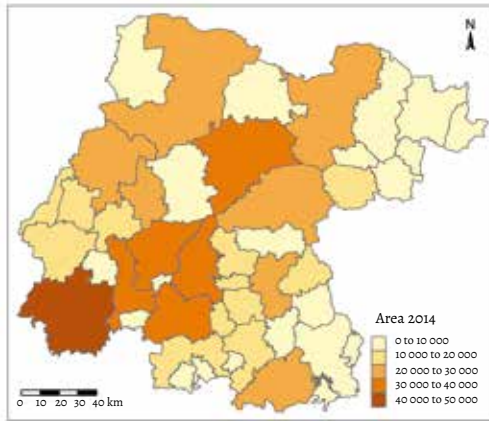
Figure 2 (right portion) presents the more frequent sequences of land use cover involving agriculture categories for four dates spanning from 2002 to 2014. The rectangles heights are proportional to the area represented by the sequence and are ordered from bottom to top by decreasing frequency. The figure shows that the five first sequences represent 80% of all the changes. In the first sequence, the most critical transformation is rain-fed agriculture converted to irrigated agriculture from 2002 to 2007. The following two sequences involve a loss of irrigated agriculture by conservation to rain-fed agriculture and human settlements.

### *Area of irrigated agriculture at the municipal level*

In six municipalities the irrigation agriculture area covers more than 30 000 ha (areas indicated with intense orange and brown colors in figure 3a). The municipality of Pénjamo in the southwestern portion of the State (brown color) reached an extension of irrigated agriculture of 48 000 ha (Figure 3). A map of municipalities can be consulted in the supplementary material.

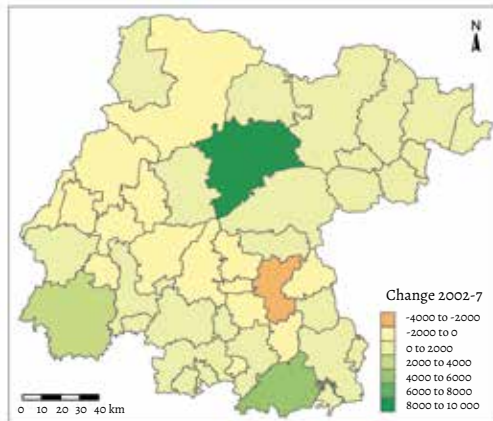
The most remarkable increment in irrigated agricultural area during the 2002-2007 period concerns more than 8000 ha (Municipality of Dolores Hidalgo, green solid color). Other municipalities showed increments between 4000 to 6000 ha and 2000 to 4000 ha (green tones). Several municipalities presented losses with low ranges between 0 to 2000 ha, except the municipality of Celaya (stronger orange color) that reached losses between 2000 to 4000 ha (Figure 4).

FIGURE 3. Irrigated agriculture areas (in hectares) (2014)



Source: Own elaboration.

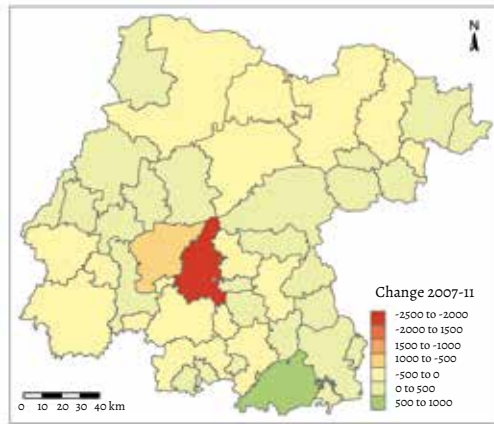
FIGURE 4. Change in irrigated agriculture from 2002 to 2007



Source: Own elaboration.

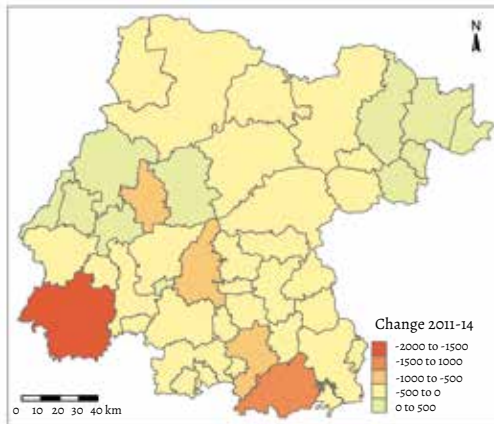
The changes occurring between 2007 and 2011 are mainly losses, ranging from 500 to 1,000 ha in almost half of the municipalities, reaching up to more than 2,500 ha lost (Salamanca Municipality intense red). The rest of the municipalities present increments of less than 500 ha (Figure 5).

FIGURE 5. Change in irrigated agriculture from 2007 to 2011



Source: Own elaboration.

FIGURE 6. Change in irrigated agriculture from 2011 to 2014



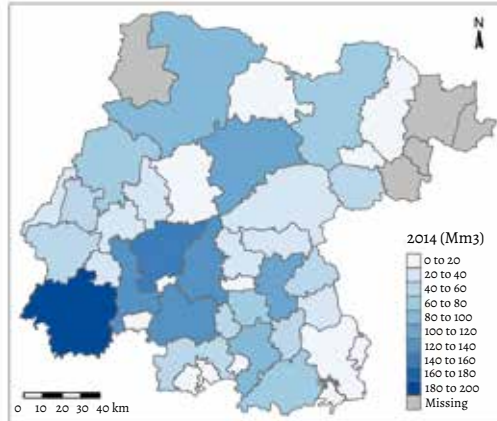
Source: Own elaboration.

Lastly, in the 2011-2014 period, the loss of irrigated agricultural surfaces increased in almost 80% of the municipalities, most of them in low ranges from 0 to 500 ha, four of them between 500 and 1500 ha, and only one to the southwest of the State reaches losses up to 2000 ha (Municipality of Pénjamo intense red color) The municipalities in light green present gain of less than 500 ha (Figure 6).

### *Estimated water consumption*

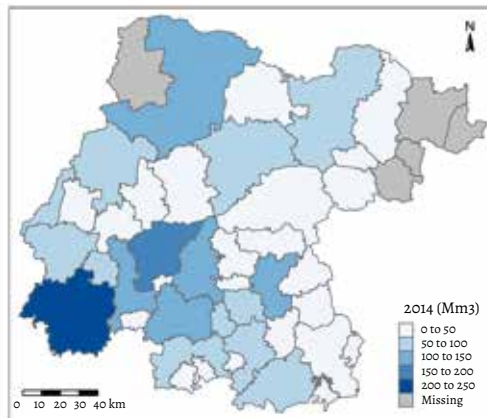
The crops considered for this water consumption computing were alfalfa, asparagus, barley, beans, broccoli, corn, fodder oats, potatoes, sorghum and wheat for both autumn-winter and spring-summer cycles and permanent crops. These

FIGURE 7. Water Consumption (million m<sup>3</sup>) (2014)



Source: Own elaboration.

FIGURE 8. Water Consumption (million m<sup>3</sup>) (2021)

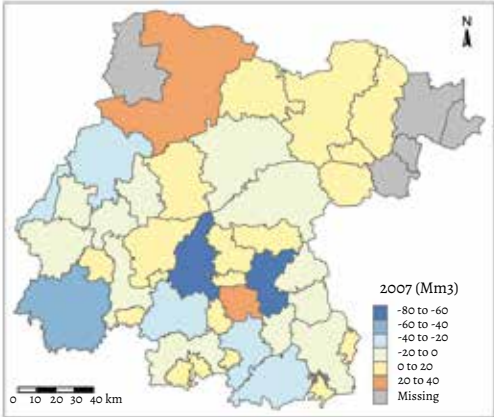


Source: Own elaboration.

crops represented at least 82 % of the total sown area over the entire period. We used crop coefficient from Allen et al. (1998), Angeles Hernández et al., 2017 and INIFAP, 2001.

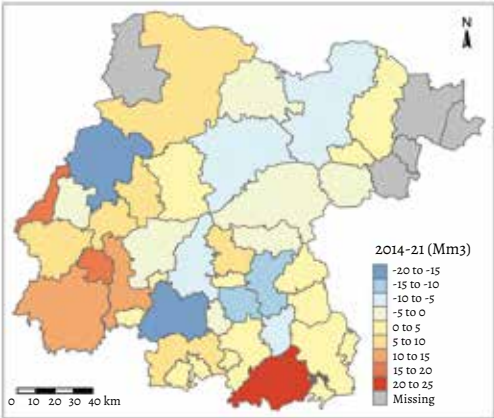
Figures 7 and 8 show the estimated water consumption for the ten main crops in the years 2014 and 2021. The spatial distribution does not correspond strictly

FIGURE 9. Change in water consumption (million m<sup>3</sup>) from 2007 to 2014



Source: Own elaboration.

FIGURE 10. Change in water consumption (million m<sup>3</sup>) from 2014 to 2021



Source: Own elaboration.

with figure 3, which represents irrigated area because in the water consumption calculation we also consider the spatial heterogeneity of mean temperature of each municipality and the type of crops. For example, growing alfalfa in a municipality with higher temperatures has a higher water consumption.

Figure 8 clearly shows how two municipalities presented high decreases in water consumption with ranges between -80 to -60 Mm<sup>3</sup> (Salamanca and Celaya with intense blue colours). Until 2003, Celaya was the largest producer of alfalfa (10 900 ha), but in recent years (2015), its area has shown a significant decrease of up to 49 %.

In Figures 9 and 10, the decrease and increase in water consumption observed in the municipality of Pénjamo (extreme southwest of the state) during the periods 2007-2014 and 2014-2021 are due to changes in the proportion of the three dominant crops: corn, sorghum and wheat. In the first period, corn and wheat areas decreased; in the second, corn increased, and sorghum decreased, the latter requiring less water than corn.

## DISCUSSION

For a long time 1970 to 2000, the predominant crops in the State of Guanajuato were: corn, sorghum, beans, and wheat (Soto and Soto, 2003), when corn self-sufficiency was considered a food priority. After the year 2000, sorghum was the dominant crop, representing 23 % of agricultural production until 2013, along with alfalfa with 21 % of production, giving way to prioritizing feed for livestock and leaving corn with a representation of only 19 % (SIAP, 2013).

New crops for exportation, such as broccoli, have been cultivated in recent years occupying surfaces of more than 22 000 ha in the State. In general, vegetable production has required significant areas in several municipalities where they were not previously cultivated. Currently, livestock feed crops continue to occupy important surfaces.

The dynamics of changes in irrigated agriculture maintain a close relationship with groundwater availability and, in some cases, keep circular sequences (Pérez-Vega et al., 2020). Irrigated and rainfed agriculture suffered a loss due to the displacement of urban growth. Urban areas are also threatened by the irregularity and scarcity of rainfall, which in 2019 and 2020 have left the lowest water supply levels in the dams, affecting the production of irrigated agriculture supplied by the State's dams (*El sol de León*, 2020).

The areas of irrigated agriculture supplied by deeper groundwater present a social dynamic: the landowners are dispossessed by large agricultural companies, which have enough capital to afford the electricity consumption to extract water at greater depths (personal communication forest rangers, 2017).

Agriculture has a dynamic character, where commercial crops establish a predominant trend, and farmers face severe difficulties in meeting the demands of the international market. Agricultural production in the lowlands of Guanajuato is controlled by more than 80 % by transnational food companies such as Purina, Bachoco, and Anderson, who are large hoarders of the products of the agricultural sector (Soto and Soto, 2003). Export agriculture is concentrated in a small group of companies with economic networks whose only interest is financial capital (Navarro and Correa, 2016).

The change in water consumption (Figure 4 c and d) between 2007 and 2014 and 2014 and 2021 respectively are due to changes in the type of crop and their respective areas. These changes are more significant than changes in irrigated areas. The variation of water consumption reached 30 % for the 16 municipalities with more consumption in 2021. There are evident changes in crops with large water requirements, such as alfalfa, which had a large area and then showed a substantial reduction to almost 50 % of its area. This drastic reduction is due to the difficulty of extracting water at greater depths increasing electrical energy spending, a situation evidenced by Martínez Borrego (2015). However, in recent years, the significant increase in cultivation areas such as broccoli responds to the international demand for this crop (Martínez Borrego, 2015).

A concluding remark is that globalization of agriculture in the State of Guanajuato caused a slight contraction of agricultural areas and increased production. However, the most notorious changes concern the types of crops and their intensification and can even further burden water scarcity.

We consider it essential to study and analyze the changes generated by agricultural activities from a geospatial approach to understanding better the factors that intervene in irrigated agriculture's overexploitation of groundwater resources. This approach allows us to analyze the water consumption of certain crops considering the water availability in the territory.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by the project PAPIIT IN112823 (Dirección General de Asuntos del Personal Académico, Universidad Nacional Autónoma de México).

## REFERENCES

- Abbott, A. 1983. Sequences of Social Events: Concepts and Methods for the Analysis of Order in Social Processes. *Historical Methods: A Journal of Quantitative and Interdisciplinary History*, 16, 129-147. doi: 10.1080/01615440.1983.10594107.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., & Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements, FAO Irrigation and drainage papers Vol. 56. Rome: FAO.
- Ángeles Hernández, J.M., Trejo Segura, V., Unland Weiss, H., Olvera Salgado, D., & Carrillo Castillo, M. 2017. La eficiencia de aplicación y productividad del agua en los cultivos de trigo y cebada en el Distrito de Riego 011 «Alto Río Lerma», Guanajuato. III Congreso Nacional de Riego y Drenaje COMEII. Puebla, Mexico, November 28-30, 2017.
- Avella Alaminos, I. 1998. Los inicios de la agroindustria transnacional de frutas y legumbres en el bajío. *Carta Económica Regional*, 62, 7-13. doi: 10.32870/cer.voi62.7678.
- Blaney, H.F., & Criddle, W.D. 1950. Determining Water Requirements in Irrigated Areas from Climatological and Irrigation Data, Soil Conservation Service Technical Papers Vol. 96. Washington, D.C.: US Department of Agriculture.
- Comisión Estatal del Agua de Guanajuato 2018. Compendio del agua subterránea en Guanajuato. Guanajuato: Dirección General de Planeación-Dirección de Estudios y Monitoreo-Gobierno del Estado de Guanajuato.
- Coomes, O.T., Grimard, F., Potvin, C., & Sima, P. 2008. The Fate of the tropical forest: Carbon or cattle? *Ecological Economics*, 65(2), 207-212. doi: 10.1016/j.ecolecon.2007.12.028.
- El Sol de León*, 2020. Escasez de agua, la otra crisis. <https://oem.com.mx/elsoldeleon/local/escasez-de-agua-la-otra-crisis-20210938>
- Falkenmark, M., & Lannerstad, M. 2005. Consumptive water use to feed humanity—curing a blind spot. *Hydrology and Earth System Sciences*, 9, 15-28. doi: 10.5194/hess-9-15-2005.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 1996. Forest Resources Assessment 1990: Survey of Tropical Forest Cover and Study of Change Processes, Forestry Papers Vol. 130. Rome.
- Gabadinho, A., & Ritschard, G. 2013. Searching for Typical Life Trajectories Applied to Childbirth Histories. In *Gendered Life Courses—Between Individualization and Standardization* (Chapter 14, pp. 287–312). LIT: Vienna, Austria.
- IEE (Instituto de Ecología del Estado) 1999. Ordenamiento ecológico del territorio del estado de Guanajuato. Guanajuato: Gobierno de Guanajuato.

- IEE (Instituto de Ecología del Estado) 2008. Informe ambiental del estado de Guanajuato. Guanajuato: Gobierno de Guanajuato.
- INEGI (Instituto Nacional de Geografía e Informática). 1997. El sector agropecuario en el estado de Guanajuato. Aguascalientes, Ags.: INEGI.
- INIFAP (Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias) 2001. Requerimientos hídricos de especies anuales y perennes en las zonas media y altiplano de San Luis Potosí, Folleto técnico No. 12, 31 p.
- Lambin, E.F., et al. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Glob. Environ. Change*, 11, 261-269. doi: 10.1016/S0959-3780(01)00007-3
- Liu, J., Zehnder, A.J.B., & Yang, H. 2009. Global consumptive water use for crop production: The importance of green water and virtual water. *Water Resources Research*, 45 (5) 1-15, W05428. doi: 10.1029/2007WR006051
- Martínez Borrego, E. 2015. Agricultura, sustitución de cultivos y exportaciones en la zona metropolitana de León, Guanajuato, México. *Carta Económica Regional*, 116, 112-140. <https://doi.org/10.32870/cer.voi116.6143>
- Martínez-Arredondo, J.C., Jofre Meléndez, R., Ortega Chávez, V.M., & Ramos Arroyo, Y.R. 2015. Descripción de la variabilidad climática normal (1951-2010) En la cuenca del río Guanajuato, centro de México. *Acta Universitaria*, 25, 3-19.
- Mas, J.-F., Nogueira de Vasconcelos, R., & Franca-Rocha, W. 2019. Analysis of High Temporal Resolution Land Use/Land Cover Trajectories. *Land*, 8(2)30, 1-19. doi: 10.3390/land8020030
- Meave J.A., Ibarra Manríquez, G., & Larson Guerra, J. 2016. «Capítulo 14. Vegetación: panorama histórico, rasgos generales y patrones de pérdida», in *Geografía de México: una reflexión espacial contemporánea*, eds. O. Moncada Maya and A. López López. (Instituto de Geografía, UNAM). Tomo I, 216-234.
- Molden, D. 1997. Accounting for water use and productivity, *System-Wide Initiative for Water Management Papers Vol. 1*. Colombo: International Irrigation Management Institute.
- Navarro Moreno, J.A., & Correa, M.O. 2016. «Capítulo 37. Las actividades agropecuarias y forestales», in *Geografía de México: una reflexión espacial contemporánea*, eds. O. Moncada Maya and A. López López. (México: Instituto de Geografía UNAM). Tomo II, 581-595.
- Noble, I.R., & Dirzo, R. 1997. Forests as Human-Dominated Ecosystems. *Science*, 277, 522-525. doi: 10.1126/science.277.5325.5.
- Palacio-Prieto, J.L., et al. 2000. La condición actual de los recursos forestales en México: resultados del Inventario Forestal Nacional 2000. *Investigaciones Geográficas*, 1, 43. doi: 10.14350/rig.59131.

- Pérez-Vega, A. 2011. «Contexto mundial, nacional y estatal de los cambios de uso y cubierta del suelo y escenarios a futuro», In Guerrero, L.F., Rendon, T.J., Domínguez, C.A., Robles, J., Mendoza, L.E., Lengeling, M. (Editors) Primer Foro Internacional Interdisciplina y Espacios Sustentables. Universidad de Guanajuato, 481-484.
- Pérez-Vega, A., Regil H.H., & Mas, J.-F. 2020. Degradación ambiental por procesos de cambios de uso y cubierta del suelo desde una perspectiva espacial en el estado de Guanajuato, México. *Investigaciones Geográficas*, 103, e60150. doi: 10.14350/rig.60150.
- R Core Team. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Reyes. O. 2020. En crisis, niveles de presas en Guanajuato. El sol de León. <https://www.elsoldeleon.com.mx/local/en-tesis-niveles-de-presas-en-guanajuato-mexico-agua-sequia-jose-francisco-gutierrez-michel-secretario-de-desarrollo-agroalimentario-y-rural-de-guanajuato-conagua-5855625.html>.
- SIAP (Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera) 2013. Atlas Agroalimentario. México.
- Soares-Filho, B.S., Coutinho Cerqueira, G., & Lopes Pennachin, C. 2002. DINAMICA-a stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. *Ecological Modelling*, 154, 217-235. doi: 10.1016/S0304-3800(02)00059-5.
- Soto M.C. y Soto M. A. 2003. «La agricultura comercial de los distritos de riego en México y su impacto en el desarrollo agrícola». *Investigaciones Geográficas. Boletín del Instituto de Geografía. UNAM. No. 50*, 273-195.
- Torres Guerrero, C.A., Gutiérrez Castorena, M.C., Ortiz Solorio, C.A., & Gutiérrez Castorena, E.V. 2016. Manejo agronómico de los Vertisoles en México: una revisión. *Terra Latinoamericana*, 34, 457-466.

## Consideraciones finales: hacia una nueva gobernanza del territorio

### SÍNTESIS DE HALLAZGOS: EL ESTADO DEL TERRITORIO

Tras el análisis detallado de los 11 capítulos que conforman este núcleo de investigación, emerge una conclusión ineludible: América Latina se encuentra en un proceso de reconfiguración territorial acelerada, caracterizado por una urbanización expansiva y una degradación crítica de sus ecosistemas estratégicos. La evidencia presentada en casos como la ZMVM, Culiacán y Santa Rosa confirma que el modelo de crecimiento actual es predominantemente extensivo, por lo que se está consumiendo suelo agrícola y natural a una tasa superior a la demanda demográfica real.

Esta ineficiencia en el uso del suelo tiene consecuencias directas sobre la resiliencia climática. Como se observó en el undécimo capítulo, la alteración de variables ambientales como la temperatura y la precipitación no es un fenómeno futuro, sino una realidad presente que ya está impactando la productividad agrícola y la seguridad de los asentamientos costeros. La tecnología geoespacial ha dejado de ser una opción para convertirse en el único medio capaz de monitorear estos cambios con la precisión necesaria para la intervención pública.

### LECCIONES METODOLÓGICAS: LA POTENCIA DE LA INTEGRACIÓN DE DATOS

Una de las mayores aportaciones de esta obra es la demostración de la eficacia de la integración de métodos. La combinación de sensores remotos, estadística censal y modelos econométricos han permitido derribar mitos sobre el desarrollo territorial. Por ejemplo:

- El uso de Machine Learning (Random Forest) en el tercer capítulo demostró que es posible monitorear la salud de humedales complejos de manera remota e identificar incrementos o pérdidas de vegetación con un margen de error mínimo.

- El análisis de correlación espacial (índice de Moran), abordado en el quinto capítulo, permitió identificar que los incendios forestales en Tolima no son eventos aleatorios, sino que responden a patrones de agrupamiento espacial vinculados a la altitud y al tipo de cobertura, lo que permite llevar a cabo una prevención focalizada.
- El modelo Ridge cv, aplicado en el noveno capítulo, vinculó de manera inédita indicadores ambientales como el NDVI, probando que la salud de los bosques es un reflejo directo de la salud de las instituciones.

## LA DIMENSIÓN HUMANA: PERCEPCIÓN Y GOBERNANZA

Un hallazgo transversal de las investigaciones es que el análisis técnico es estéril si no se integra con la dimensión socioeconómica. El estudio sobre Playa del Carmen (sexto capítulo) es ejemplar en este sentido, al demostrar que la percepción ciudadana sobre la problemática ambiental es un indicador tan valioso como el mapa de cambio de uso del suelo. Aunado a esto, la desconexión entre las políticas públicas y las necesidades de la población en ciudades de crecimiento turístico explosivo genera tensiones que amenazan la estabilidad del desarrollo sostenible.

En este contexto, la gobernanza emerge como el factor determinante para el éxito de cualquier estrategia de conservación. La identificación de sitios idóneos para especies como el *Aspidosperma megalocarpon* (octavo capítulo) o la gestión de espacios verdes públicos en Argentina (décimo capítulo) dependen de una voluntad política que priorice el capital natural sobre el interés inmobiliario a corto plazo.

## PROPUESTAS PARA LA ACCIÓN Y POLÍTICAS PÚBLICAS

A partir de los resultados de esta obra, se proponen los siguientes pilares para una nueva política territorial:

1. Institucionalización de los ODS en la planificación local: es urgente que las administraciones municipales adopten el cálculo regular de indicadores como el 11.3.1 (eficiencia de suelo) para frenar la expansión urbana descontrolada y la formación de asentamientos de riesgo (cuarto capítulo).
2. Sistemas de alerta temprana basados en SIG: el monitoreo de focos de calor y zonas inundables debe integrarse en los planes de protección civil

locales, utilizando las metodologías de teledetección presentadas en el quinto, undécimo y duodécimo capítulo.

3. Gobernanza como estrategia ambiental: la protección de los bosques y la biodiversidad debe pasar por un fortalecimiento de la transparencia administrativa, reconociendo que la deforestación es, muchas veces, un problema de integridad institucional (noveno capítulo).
4. Recuperación de suelos agrícolas y servicios ecosistémicos: en ciudades como Culiacán, hay que establecer límites físicos al crecimiento para proteger la soberanía alimentaria y la regulación hídrica natural del entorno (séptimo capítulo).

## REFLEXIÓN FINAL

El análisis espacial nos ha revelado que el territorio es un sistema de vasos comunicantes: lo que ocurre en la zona urbana afecta la salud del humedal a kilómetros de distancia. Es por ello que la gobernanza ha de convertirse en el pilar fundamental de cualquier estrategia ambiental. Debemos seguir gestionando el cambio climático, el desarrollo urbano y la conservación biológica con participación social abierta y plural en el marco de la normatividad global.

Esta obra colectiva invita a los académicos, estudiantes y políticos a adoptar una visión holística. El cambio climático es el mayor desafío de nuestra era, pero también representa una oportunidad para rediseñar nuestras ciudades y nuestra relación con la naturaleza. El uso ético y avanzado de las geotecnologías, sumado a una gobernanza transparente y una participación ciudadana activa, son los pilares sobre los cuales podremos construir un futuro verdaderamente sostenible. El tiempo de actuar es ahora, y el mapa para hacerlo ya ha sido trazado.



# Índice

Introducción: hacia una síntesis territorial del cambio global . . . . .	7
Determinación de la intensidad de los cambios en la cobertura y uso de suelo en la zona metropolitana del valle de México . . . . .	11
<i>Verónica Oviedo-Martínez y Noel Bonfilio Pineda-Jaimes</i>	
Cambios de la cobertura de suelo en el complejo lagunar de la ciénaga grande de Santa Marta, Colombia, 2014-2023 . . . . .	33
<i>Jorge Luis Valdés-Atencio, Gerardo Guerrero-Olivares, Raquel Hinojosa-Reyes, Edwin Álvaro Mendoza-Pérez y Diana Xiomara Hernández-Medina</i>	
Análisis de la eficiencia de suelo urbano y su impacto en la formación de asentamientos irregulares en Culiacán, Sinaloa. . . . .	55
<i>Ana Guadalupe Zazueta-Terrazas y Vianca Madai Rivas-Báez</i>	
Caracterización y análisis de focos de calor en el departamento del Tolima (Colombia) utilizando datos MODIS: una aproximación espacial . . . . .	77
<i>Mauricio Alejandro Perea-Ardila, Julian Leal-Villamil y Swanni T. Alvarado</i>	
Análisis geográfico ambiental y de la problemática socioeconómica de la ciudad de Playa del Carmen, Quintana Roo . . . . .	101
<i>Enrique Torrescano-Velázquez, Jesús Gastón Gutiérrez-Cedillo, Alexis Ordaz-Hernández y José Emilio Baro-Suarez</i>	
Del uso de suelo agrícola al uso urbano en la ciudad de Culiacán, Sinaloa, entre 2001-2021 . . . . .	121
<i>Francisco Humberto Valdez-Sandoval</i>	

Identificación de sitios potencialmente idóneos para la conservación de <i>aspidosperma megalocarpon</i> en Chiapas, México . . . . .	137
<i>Jonathan de Jesús Pérez-de la Rosa, Pablo Marroquín-Morales, Ulises Manzanilla-Quiñones, Jorge Reyes-Reyes, Rufino Sandoval-García y Romeo de Jesús Barrios-Calderón</i>	
Desafíos de gobernanza en la deforestación: un análisis de su efecto en los indicadores ambientales del crecimiento forestal en México . . . . .	151
<i>Irvin Mikhail Soto-Zazueta y Abril Yuriko Herrera-Ríos</i>	
Integración de los datos geoespaciales para el cálculo y análisis de indicadores ODS 11.3.1 y 11.7.1 en Santa Rosa, La Pampa, Argentina . . . . .	175
<i>Dalia Pombo y María Celeste Martínez-Uncal</i>	
Empleo de las alternativas tecnológicas SIG y teledetección en el análisis de alteración de variables ambientales productos de los efectos del cambio climático en México . . . . .	197
<i>Evangelina Ávila-Aceves, Yedid Guadalupe Zambrano-Medina, Lidia Yadira Pérez-Aguilar, Wenseslao Plata-Rocha, Sergio Alberto Monjardín-Armenta, María Alejandra Quintero-Morales y Osiris Chávez-Martínez</i>	
Predicción de zonas inundables por un proyecto de obra civil en el cauce del río Culiacan basado en fotogrametría con VANT . . . . .	221
<i>Sergio Arturo Rentería-Guevara, Edelia Marcela Delgado-Grave, Sergio Alberto Monjardín-Armenta, Fernando García-Páez, Jesús Gabriel Rangel-Peraza, Antonio Sanhouse-García y Zuriel Dathan Mora-Félix</i>	
Análisis de la deforestación en la depresión central de Chiapas, México . . . . .	245
<i>Nephtali Aguilar, Azucena Pérez-Vega y Jean-François Mas</i>	
Dynamics of changes of irrigated croplands in the state of Guanajuato, Mexico . . . . .	267
<i>Azucena Pérez-Vega, Jean François Mas and José Miguel Soria Ugalde</i>	
Consideraciones finales: hacia una nueva gobernanza del territorio . . . . .	283