



Pérdida de ecosistemas forestales en dos subcuencas del estado de Oaxaca, México, por el incremento de plantaciones de Agave

Loss of forest ecosystems in two sub-basins of the state of Oaxaca, Mexico, due to the increase in *Agave* plantations

Rufino Sandoval-García¹ , Celestino Sandoval-García^{2,4} , Carmela Sandoval-García¹ , Pablo Marroquín-Morales³ 

Resumen:

Antecedentes y Objetivos: En las últimas dos décadas, en el estado de Oaxaca, México, se ha incrementado el cambio de uso del suelo para la agricultura, ganadería y el establecimiento de plantaciones de *Agave* para la producción de mezcal. En la presente investigación se evaluó la pérdida de ecosistemas forestales y de captura de carbono por el incremento de plantaciones de *Agave* en las subcuencas Río Alto Tehuantepec y Río Tequisistlán en el estado Oaxaca.

Métodos: Se realizó un análisis multitemporal, mediante la digitalización a mano alzada de imágenes satelitales de alta resolución (0.28 a 1.5 m/píxel), en el programa QGIS.

Resultados clave: La tasa acumulada de cambio de uso del suelo del periodo 1995 al 2022 fue en promedio de 3.07%. La agricultura representó 38% de pérdida de cobertura forestal, mientras que las plantaciones de *Agave* 62%. En 27 años se han perdido un total de 34,953 ha de ecosistemas forestales en las subcuencas, siendo las más afectadas por su extensión: selva baja caducifolia con 52.91%, seguida del bosque de pino-encino (17.92%) y el bosque de encino (13.20%). La superficie ocupada por la agricultura en 1995 era de 18,704 ha, con una disminución del 29% al 2022 (13,273 ha), mientras que las plantaciones de *Agave* tuvieron un incremento de más del 400% al pasar de 4889 ha en 1995 a ocupar una extensión de 21,679 ha en el 2022.

Conclusiones: La pérdida de cobertura forestal representa una disminución en la captura de carbono, siendo de 3,033,144 Mg C por la selva baja caducifolia, 487,998 Mg C por los bosques de pino-encino y 323,126 Mg C por los bosques de encino. La subcuenca que presentó mayor pérdida fue Río Alto Tehuantepec con el 75%, motivo por el cual se deben priorizar e implementar estrategias de restauración ecológica.

Palabras clave: agricultura, biodiversidad, captura de carbono, erosión, producción de mezcal.

Abstract:

Background and Aims: In the last two decades, in the state of Oaxaca, Mexico, there has been an increase in land use change for agriculture, livestock, and the establishment of *Agave* plantations to produce mezcal. In this research, the loss of forest ecosystems and carbon capture due to the increase in *Agave* plantations in the Río Alto Tehuantepec and Río Tequisistlán sub-basins in the state of Oaxaca was evaluated.

Methods: A multitemporal analysis was carried out by freehand digitization of high-resolution satellite images (0.28 to 1.5 m/pixel), in the QGIS program.

Key results: The cumulative rate of land use change from 1995 to 2022 was on average 3.07%. Agriculture accounted for 38% of forest cover loss, while *Agave* plantations accounted for 62%. In 27 years, a total of 34,953 ha of forest ecosystems have been lost in the sub-basins, with the most affected by their extension being: low deciduous forest with 52.91%, followed by pine-oak forest (17.92%) and oak forest (13.20%). The area occupied by agriculture in 1995 was 18,704 ha, with a decrease of 29% by 2022 (13,273 ha), while *Agave* plantations had an increase of more than 400% from 4889 ha in 1995 to occupying an area of 21,679 ha in 2022.

Conclusions: The loss of forest cover represents a decrease in carbon capture, being 3,033,144 Mg C by the low deciduous forest, 487,998 Mg C by the pine-oak forests and 323,126 Mg C by the oak forests. The sub-basin that presented the greatest loss was the Alto Tehuantepec River with 75%, which is why ecological restoration strategies must be prioritized and implemented.

Keywords: agriculture, biodiversity, carbon capture, erosion, mezcal production.

¹Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, Departamento Forestal, Calzada Antonio Narro 1923, 25315 Buenavista, Saltillo, Coahuila, México.

²Universidad del Mar, Campus Puerto Escondido, Carrera a Oaxaca Vía Sola de Vega, km 1.5, Colonia Sector Universidad, 71980 Puerto Escondido, Oaxaca, México.

³Universidad Autónoma de Chiapas, Facultad de Ciencias Agrícolas, entronque carretera costera y pueblo Huehuetán, 30660 Chiapas, México.

⁴Autor para la correspondencia: celestinosandoval@gmail.com

Recibido: 2 de octubre de 2023.

Revisado: 17 de abril de 2024.

Aceptado por Moisés Méndez-Toribio: 7 de octubre de 2024.

Publicado Primero en línea: 2 de diciembre de 2024.

Publicado: Acta Botanica Mexicana 131 (2024).

Citar como: Sandoval-García, R., C. Sandoval-García,

C. Sandoval-García y P. Marroquín-Morales. 2024.

Pérdida de ecosistemas forestales en dos subcuencas del estado de Oaxaca, México, por el incremento de plantaciones de *Agave*. Acta Botanica Mexicana 131: e2261. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm131.2024.2261>



Este es un artículo de acceso abierto bajo la licencia Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional).

e-ISSN: 2448-7589

Introducción

Los ecosistemas como el bosque de encino-pino, selva baja caducifolia y bosque mesófilo de montaña capturan en promedio 128, 164 y 280 Mg C ha⁻¹ respectivamente (Casiano-Domínguez et al., 2018). Por lo tanto, su eliminación repercute directamente en la captura y liberación del carbono almacenado hacia la atmósfera (Rodríguez-Laramendi et al., 2016). En las últimas dos décadas en el estado de Oaxaca, México, se han perdido 337,622 ha de ecosistemas forestales (CONAFOR, 2020), por la apertura de nuevas áreas para actividades agrícolas, ganaderas y plantaciones de *Agave* L., para la producción de mezcal (bebida alcohólica tradicional mexicana, elaborada a partir de la destilación del corazón del maguey) (Vega-Vera y Pérez-Akaki, 2017).

A pesar de que en México existe un gran arraigo en el aprovechamiento del *Agave* desde la época colonial (Bo-rejsza et al., 2008), actualmente la producción de mezcal genera un gran impacto en los ecosistemas forestales, debido a que las plantaciones de *Agave* requieren de la eliminación total de la cobertura vegetal existente para su desarrollo óptimo (Gómez-Ruiz et al., 2021).

Las asociaciones con otras especies generan alta competencia por agua y luz, mermando la tasa fotosintética y dominancia relativa de la especie (Cervera Herrera et al., 2018), por lo que, se aplican herbicidas para excluir la competencia. De esta manera se contribuye a la pérdida de biodiversidad, reducción de hábitats para la fauna y la muerte de polinizadores, aunado al hecho de que las plantaciones de *Agave*, se establecen en sentido de la pendiente, provocando problemas ambientales como erosión, escorrentía e incremento de la temperatura a nivel local (Flores López et al., 2013; Pendrill et al., 2019)

La producción oficial de mezcal en México aumentó de un millón de litros en 2011 a casi ocho millones para el 2021 (CORMECAM, 2022). Oaxaca es el mayor productor de mezcal a nivel nacional (Arellano-Plaza et al., 2022). Esta situación ha ocasionado una fuerte presión sobre los recursos forestales, debido a la alta demanda de leña, agua y *Agave* que se requiere para la producción de dicha bebida (Martínez-Jiménez et al., 2019). Esto genera problemas ambientales como la erosión de suelos, efectos negativos en las propiedades físicas y químicas de los suelos, y disminución en su capacidad de recarga hídrica (Martínez-Palacios et al.,

2017; Sandoval-García et al., 2021a). Además, debido a que las plantas de *Agave* se aprovechan en su totalidad, el C que almacenaron durante su desarrollo se libera completamente (Martínez-Jiménez et al., 2019).

La presión social para la producción y comercialización del mezcal aumenta la vulnerabilidad en especies de *Agave* silvestres, las cuales son de distribución muy restringida, ya que requieren de mucho más tiempo para su desarrollo, aunado al hecho de que son de menor tamaño. Por lo tanto, se requiere de mayor volumen para la obtención del producto, ya que su aprovechamiento irracional pone en riesgo la reproducción sexual y por ende la conservación de las especies nativas (Delgado-Lemus et al., 2014).

El objetivo del presente estudio fue evaluar la pérdida de ecosistemas forestales, y estimar la reducción en la captura de CO₂ por el cambio de uso del suelo mediante un análisis multitemporal. El estudio se llevó a cabo en las subcuencas Río Alto Tehuantepec y Río Tequisistlán en el estado de Oaxaca. La hipótesis que se plantea es que el establecimiento de plantaciones de *Agave* favorece la pérdida de ecosistemas forestales y disminuye la captura de carbono en el estado de Oaxaca.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El área de estudio forma parte de la Región Hidrológica RH22 Tehuantepec, la cual se sitúa en el suroeste de la República Mexicana, en el estado de Oaxaca (INEGI, 2004). La investigación se realizó en las subcuencas RH22Bc - Río Alto Tehuantepec (17°03'05" latitud norte y 95°49'29" longitud oeste) y RH22Be - Río Tequisistlán (16°59'37" latitud norte y 95°55'70" longitud oeste (Fig. 1)).

En el área de estudio se distribuyen los siguientes ecosistemas: bosque mesófilo de montaña, bosque de encino, bosque de encino-pino, bosque de pino, bosque de pino-encino, pastizal natural, selva baja caducifolia y selva mediana caducifolia (INEGI, 2021). De acuerdo con INEGI (2008) los tipos de climas dominantes son cálido subhúmedo (w0(w)), seco muy cálido (BS0(h>)w(w)), semicálido húmedo ((A)C(m)(w)), semicálido subhúmedo (A(C)w0(w)), semifrío subhúmedo (C(E)w2(w)), semiseco muy cálido (BS1(h>)w(w)), semiseco semicálido (BS1hw(w)), templado húmedo (C(m)(w)) y templado subhúmedo (C(w2)(w)). Los suelos con ma-



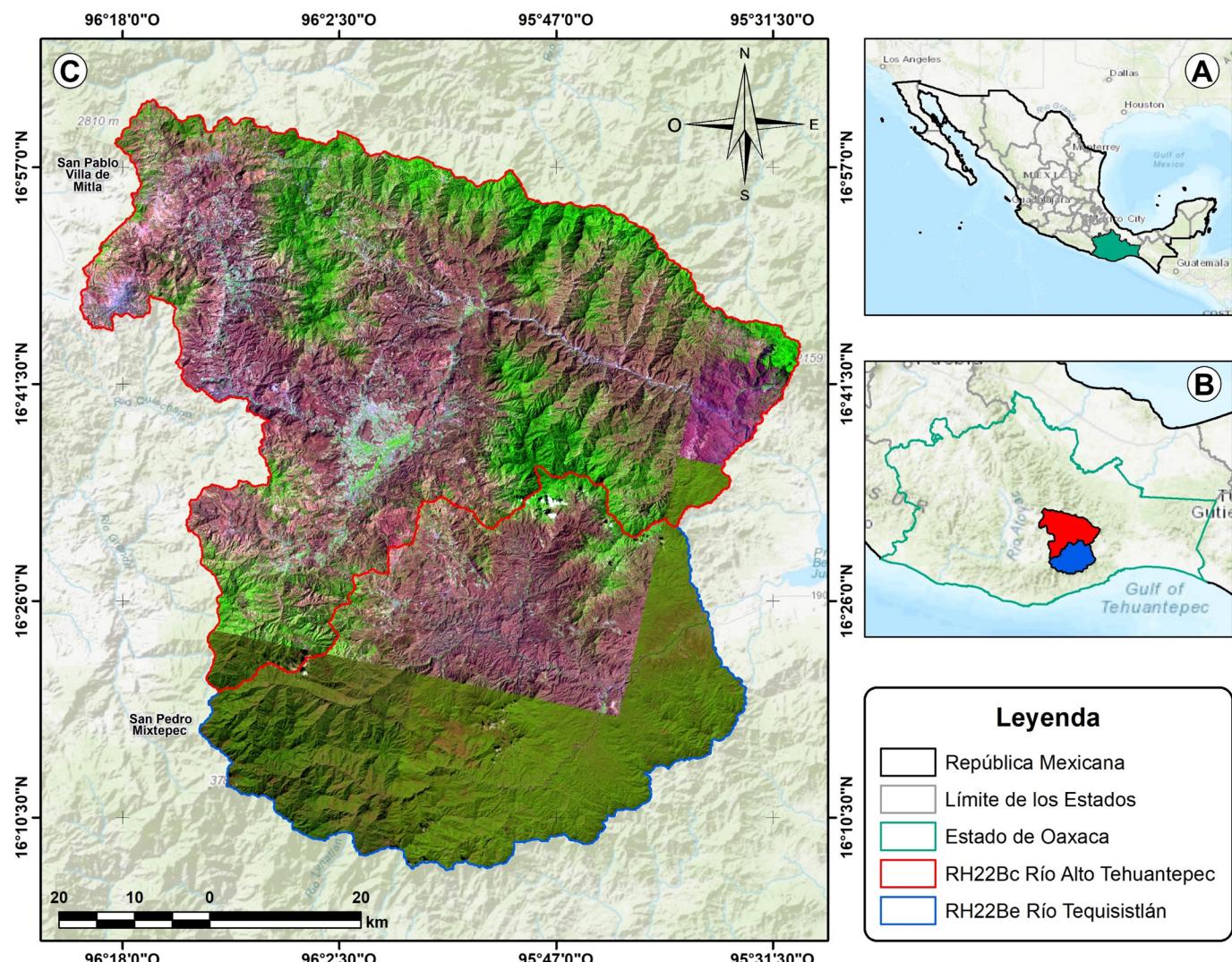


Figura 1: Localización del área de estudio. A. República Mexicana; B. estado de Oaxaca; C. subcuencas.

yor presencia son: Litosol ($I+Re+Lc/2$), Acrisol ($Ah+I+Re/2$), Cambisol ($Be+Re+I/2/L$), Luvisol ($Lc+Bc+I/2/P$) y Regosol ($Re+I/2/L$) (INEGI, 2005). La precipitación media anual oscila entre 500 y 1500 mm, y la temperatura media anual es de 10 a 20 °C (INEGI, 2023a).

Clasificación de coberturas

Para realizar la clasificación de las coberturas se utilizaron ortofotos, las cuales se obtuvieron de la plataforma Espacios y Datos de México (INEGI, 2023b) e imágenes satelitales (Airbus Defence and Space, GeoEye-1 y Birdseye) de la plataforma SAS Planet (SASPlanet, 2023). Ambas herramientas son de libre acceso y código abierto. Se generaron cuatro ortomosaicos compuestos por 52 ortofotos de 1.5 m/píxel (año 1995), 277 imágenes de Airbus Defence and Space de 1.14 m/píxel (año 2008), 1113 imágenes de GeoEye-1 y Birdseye de 0.28 m/pixel (año 2014 y 2022) (Fig. 2).

Los compuestos por 52 ortofotos de 1.5 m/píxel (año 1995), 277 imágenes de Airbus Defence and Space de 1.14 m/píxel (año 2008), 1113 imágenes de GeoEye-1 y Birdseye de 0.28 m/pixel (año 2014 y 2022) (Fig. 2).

Digitalización de las imágenes

Las imágenes fueron digitalizadas a mano alzada a una escala promedio de 1:400, con las herramientas de edición avanzada de polígonos (Digitizing Tools > Freehand Editing) a partir de los ortomosaicos de cada periodo, utilizando el software Quantum GIS Lima v. 3.32 de código abierto (QGIS Development Team, 2023). A partir de la digitalización, se generó información relacionada con la superficie ocupada para las



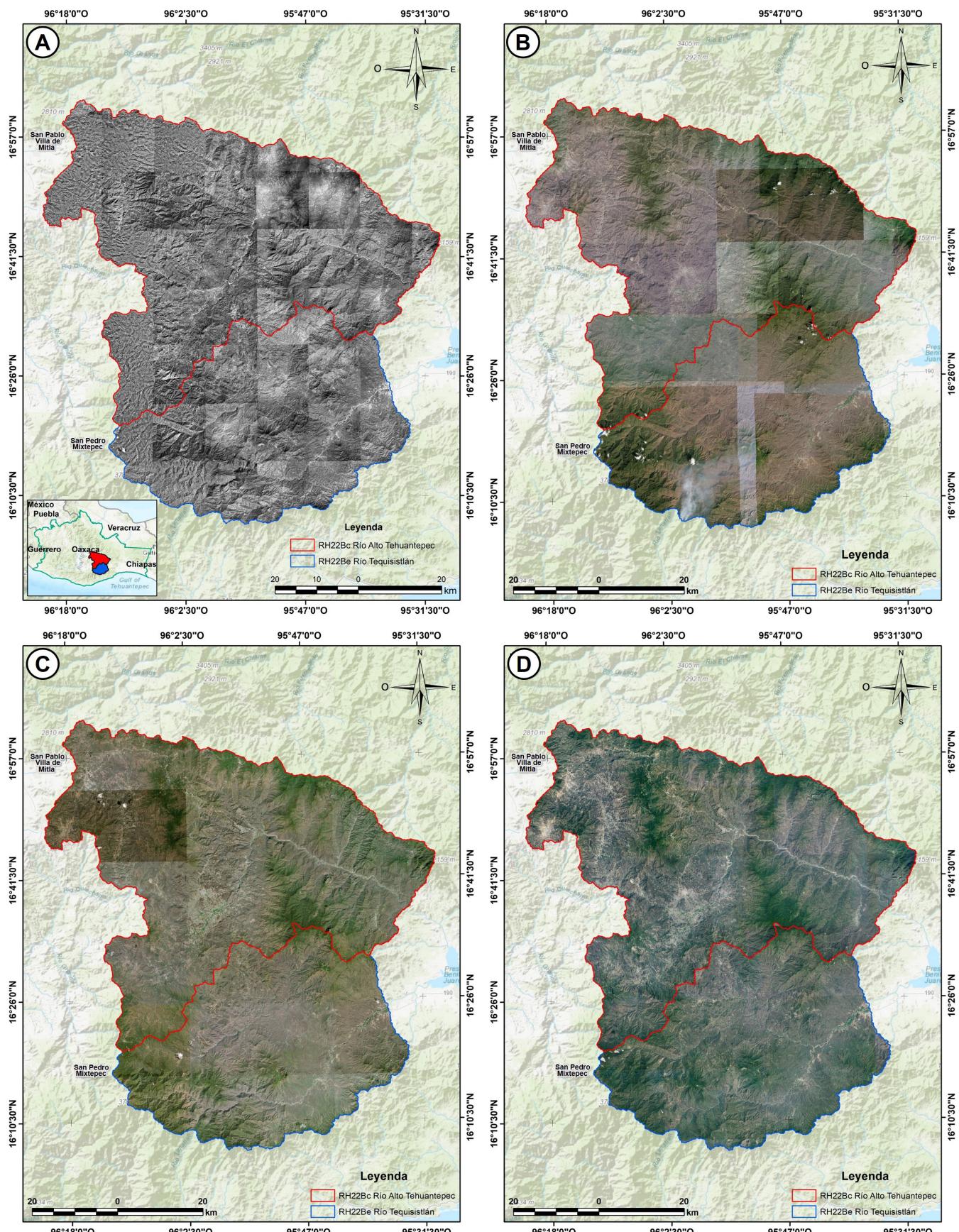


Figura 2: Ortomosaicos del área de estudio para los años: A. 1995; B. 2008; C. 2014; D. 2022.



actividades de agricultura y plantaciones de *Agave* en las subcuencas en cada periodo.

Mediante la herramienta >Intersección, se realizó la integración de cada uno de los tipos de vegetación de la clasificación de INEGI (2021), con la información editada para cada periodo de agricultura y plantaciones de *Agave*. Para estimar la superficie ocupada por dichas actividades en cada uno de los ecosistemas presentes en las subcuencas se utilizó la herramienta >Calculadora de campos (Fig. 3).

Validación de la información

Para el cálculo de la concordancia y precisión de la clasificación de las imágenes satelitales de alta resolución se utilizó el módulo r.kappa en el software GRASS v. 7.6.0 (QGIS Development Team, 2023). Aquí se generó una matriz de error y se determinó el índice de Kappa, mediante la siguiente ecuación (Quezada et al., 2022):

$$K = \frac{Po - Pe}{1 - Pe}$$

Donde: Po = Concordancia observada, Pe = Concordancia esperada por azar, y 1 - Pe = Máxima concordancia potencial no correspondida a la casualidad.

El coeficiente de Kappa fue de 0.60, el cual se considera dentro de una concordancia moderada (Landis y

Koch, 1977), lo cual se debe al alto grado de confusión en la clasificación automatizada de las imágenes, por la reflectancia, la exposición, el ruido y la nubosidad que presentan, motivo por el cual, se optó por realizar una clasificación supervisada de manera manual. La información se validó con los antecedentes de uso de suelo y recorridos en campo en la que se obtuvieron 80 puntos de control.

Análisis multitemporal

La determinación de los cambios (aumento o pérdida) de cobertura forestal y de uso de suelo se estimó mediante una tabulación cruzada entre cuatro períodos diferentes: 1995-2008, 2008-2014, 2014-2022 y 1995-2022, utilizando la ecuación desarrollada por la FAO (1996) y adaptada por Palacio-Prieto et al. (2004).

$$\delta_n = \left[\left(\frac{S_2}{S_1} \right)^{1/n} - 1 \right] \times 100$$

Donde: δ_n = Tasa de cambio expresada en porcentaje, S_1 = Superficie de la fecha 1, S_2 = Superficie de la fecha 2, n = Número de años entre las dos fechas

Con los datos obtenidos en la digitalización de las imágenes se calculó la tasa de deforestación anual, la cual consiste en comparar la cobertura del suelo de un mismo sitio en dos períodos de tiempo diferentes, para

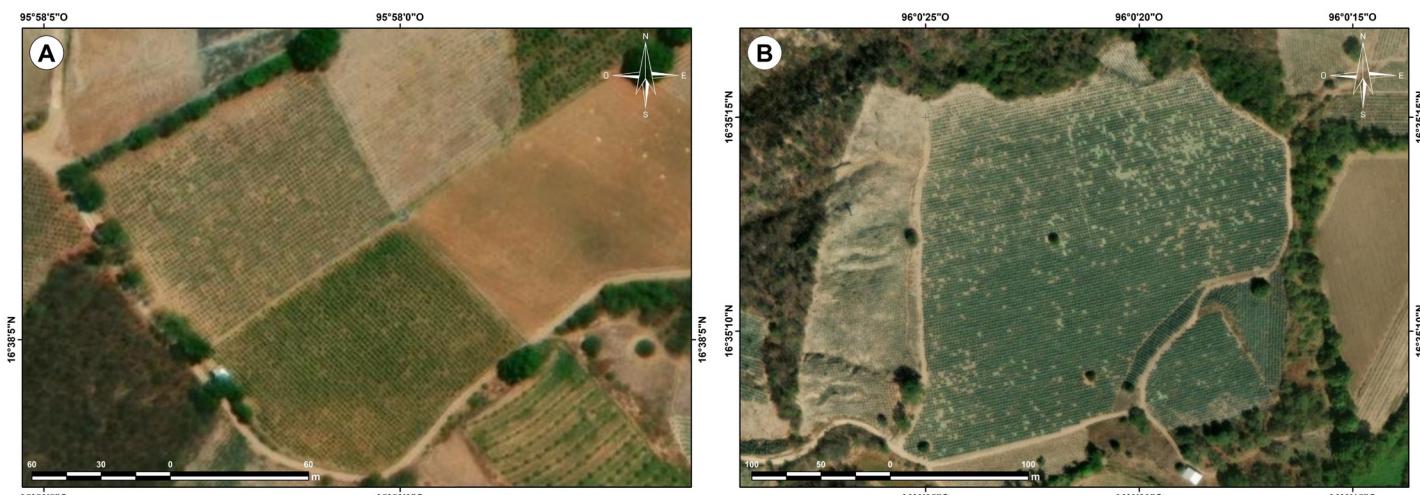


Figura 3: Ejemplo demostrativo en la subcuenca Río Alto Tehuantepec, Oaxaca, México, de imágenes satelitales del año 2022 de una resolución de 0.28 m/píxel. A. agricultura; B. plantaciones de *Agave* L.



lo cual se utilizó la ecuación propuesta por Puyravaud (2003):

$$r = \left(\frac{1}{t_2 - t_1} \right) \times \ln \left(\frac{A_2}{A_1} \right) \times 100$$

Donde: A_1 : Cobertura vegetal o uso de suelo en el tiempo inicial, A_2 : Cobertura vegetal o uso de suelo en el tiempo final, t_1 : Período inicial, y t_2 : Período final. Un valor “ r ” positivo indica aumento de la cobertura vegetal, mientras que un valor negativo demuestra una pérdida de cobertura.

Estimación de pérdida en captura de carbono

Los ecosistemas forestales capturan los Gases de Efecto Invernadero (GEI) mediante la fotosíntesis que después se almacena como biomasa en los troncos, raíces y hojas de los árboles. Por ejemplo, un bosque de encino captura en promedio 70 Mg C ha⁻¹ (Toneladas por hectárea), el bosque de encino-pino 128 Mg C ha⁻¹, el bosque de pino 62 Mg C ha⁻¹, el bosque de pino-encino 82 Mg C ha⁻¹, el bosque mesófilo de montaña 280 Mg C ha⁻¹, pastizal 30 Mg C ha⁻¹, selva baja caducifolia 164 Mg C ha⁻¹ y selva mediana caducifolia 210 Mg C ha⁻¹ (Rodríguez-Laguna et al., 2009; Aguirre-Calderón y Jiménez-Pérez, 2011; Pimienta de la Torre et al., 2007; Montaño et al., 2016; Rodríguez-Larramendi et al., 2016; Casiano-Domínguez et al., 2018). Con base en dicha información, se estimó la afectación del servicio ecosistémico de captura de CO₂, por la pérdida de los ecosistemas forestales en el área de estudio.

Resultados

La subcuenca Río Alto Tehuantepec alberga siete tipos de vegetación. La selva baja caducifolia tuvo la mayor pérdida de cobertura forestal, en un periodo de 27 años, con una reducción de 1.7% de la superficie que poseía en 1995. El bosque de pino-encino recuperó 0.91% (Fig. 4; Cuadro 1).

En la subcuenca Río Tequisistlán se distribuyen ocho tipos de vegetación, que en conjunto tuvieron una reducción de 3.84%, equivalentes a 8603 ha. El más afectado fue el bosque de pino (BP) con 0.34% de su cobertura existente en 1995 (Cuadro 2).

En la subcuenca Río Alto Tehuantepec, durante 1995-2008, el ecosistema que presentó mayor tasa de pérdida de cobertura forestal fue el BP con 17.35%, mientras que la mayor recuperación fue la SBC con una tasa de -4.26%. Sin embargo, en 2008-2014 la mayor pérdida se registró en la SBC con una tasa de 7.61% y la mayor recuperación fue en el BP con un valor de -3.69%. Durante 2014-2022 el valor más alto de pérdida se registró en el BE con 5.54% y la mayor recuperación se manifestó en BPE con una tasa de -2.29% (Fig. 5A).

En la subcuenca Tequisistlán la mayor recuperación se registró en el BPE con un valor de -12.47% para el periodo 2008-2014 y en BE con tasa de cambio de -12.91% para 2014-2022, mientras que la mayor pérdida se registró en el pastizal con una tasa de 19.73% en 2014-2022 (Fig. 5B).

La tasa de cambio acumulada del periodo 1995-2022 en la subcuenca Río Alto Tehuantepec indica que el BP presentó con 8.82%. Por otro lado, en la subcuenca Río Tequisistlán el valor más alto de cambio se registró en el pastizal con 11.77% (Fig. 6). En 27 años las subcuenca perdieron 34,953 ha de ecosistemas forestales. Las coberturas más afectadas por su extensión fueron la SBC con 52.91% (18,494 ha), seguida del BPE con 17.92% (5951 ha) y el BE con 13.20% (4616 ha).

La superficie ocupada por la agricultura en 1995 era de 18,704 ha, y en 2022 disminuyó 29% (13,273 ha). La extensión del cultivo de *Agave* se incrementó más del 400% en 27 años. En 1995 las plantaciones de *Agave* eran de 4889 ha y en el 2022 ocuparon una extensión de 21,679 ha (Cuadro 3).

La mayor tasa de deforestación anual se registró en la subcuenca Río Tequisistlán para el periodo evaluado (1995-2022) con un valor de 11.12 para el pastizal, seguida del BEP con 10.51, mientras que en la subcuenca Río Alto Tehuantepec, el BP presentó un valor de 8.46 y el BPE con 7.23. La mayor recuperación se presentó en la subcuenca Río Tequisistlán en el BE con una tasa de -7.72 (Cuadro 4).

Con la pérdida de cobertura forestal, se afecta la capacidad de captura de 4,482,226 Mg C/año, principalmente por la afectación de la SBC que representa el 67.67%. La subcuenca con mayor afectación por el aumento de plantaciones de *Agave* es el Río Alto Tehuantepec, debido a que representa el 75.38 % de cambio de uso del suelo (Cuadro 5).



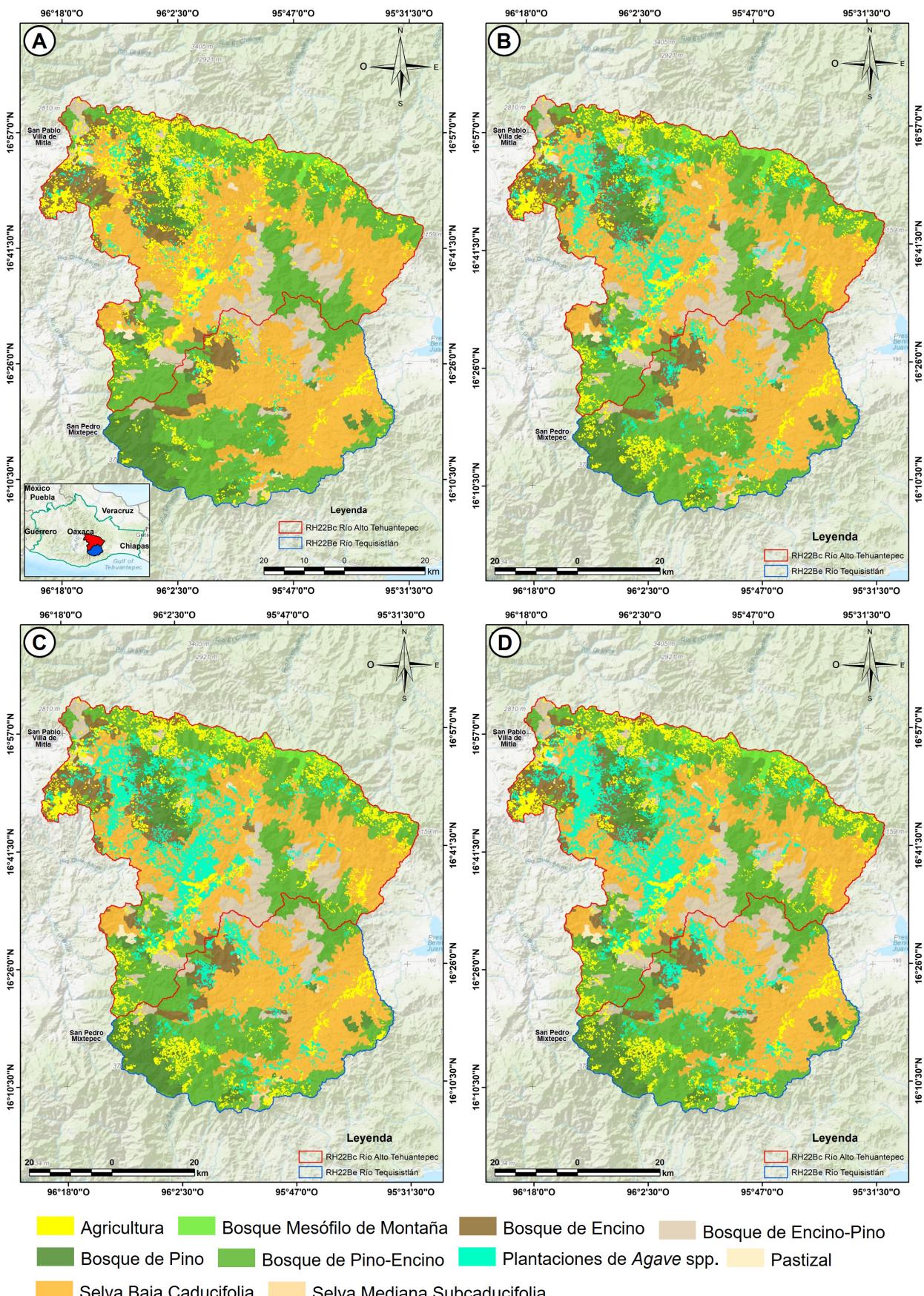


Figura 4: Uso del suelo y vegetación del área de estudio para los años: A. 1995; B. 2008; C. 2014, D. 2022.



Cuadro 1: Cobertura forestal de la subcuenca Río Alto Tehuantepec, Oaxaca, México. BE: bosque de encino, BEP: bosque de encino-pino, BP: bosque de pino, BPE: bosque de pino-encino, BMM: bosque mesófilo de montaña, P: pastizal, SBC: selva baja caducifolia.

Tipo de vegetación	Año 1995		Año 2008		Año 2014		Año 2022	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
BE	32,936.07	9.87	32,493.06	9.81	32,489.45	9.89	31,902.93	9.73
BEP	34,701.49	10.40	34,683.85	10.47	34,686.68	10.56	34,664.64	10.57
BP	14,060.58	4.21	13,833.64	4.18	13,981.12	4.26	14,137.85	4.31
BPE	111,047.43	33.27	110,646.92	33.40	111,045.00	33.80	112,088.10	34.19
BMM	7,771.39	2.33	7,710.21	2.33	7,701.81	2.34	7,687.22	2.34
P	2,964.13	0.89	2,917.05	0.88	2,890.89	0.88	2,861.36	0.87
SBC	130,302.82	39.04	128,979.57	38.94	125,712.41	38.27	124,482.17	37.97
Total	333,783.90	100.00	331,264.32	100.00	328,507.36	100.00	327,824.28	100

Cuadro 2: Cobertura forestal de la subcuenca Tequisistlán, Oaxaca, México. BE: bosque de encino, BEP: bosque de encino-pino, BP: bosque de pino, BPE: bosque de pino-encino, BMM: bosque mesófilo de montaña, P: pastizal, SBC: selva baja caducifolia.

Tipo de vegetación	1995		2008		2014		2022	
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%
BE	11,176.47	5.07	11,027.73	5.04	10,970.21	5.05	10,906.93	5.07
BEP	17,141.95	7.78	16,900.18	7.73	16,667.61	7.67	16,328.63	7.59
BP	22,872.26	10.37	22,303.42	10.20	21,974.95	10.11	21,579.07	10.03
BPE	71,744.64	32.54	71,699.67	32.78	71,607.38	32.94	71,327.54	33.16
BMM	706.23	0.32	674.03	0.31	671.23	0.31	661.81	0.31
P	722.76	0.33	713.54	0.33	689.17	0.32	596.36	0.28
SBC	95,369.95	43.26	94,779.09	43.33	94,324.52	43.39	93,371.32	43.41
SMC	738.88	0.34	651.92	0.30	505.23	0.23	301.14	0.14
Total	220,473.13	100.00	218,749.58	100.00	217,410.30	100.00	215,072.80	100.00

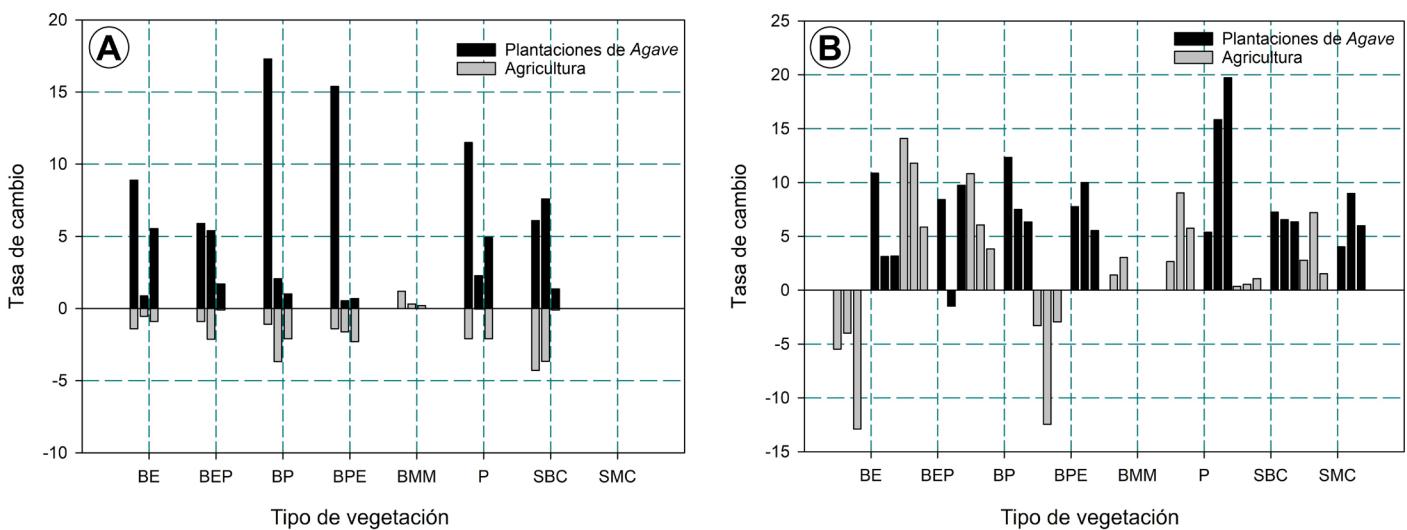


Figura 5: Tasa de cambio en la subcuenca Río Alto Tehuantepec (A) y Río Tequisistlán (B) en Oaxaca, México. BE: bosque de encino, BEP: bosque de encino-pino, BP: bosque de pino, BPE: bosque de pino-encino, BMM: bosque mesófilo de montaña, P: pastizal, SBC: selva baja caducifolia.



Cuadro 3: Pérdida de cobertura forestal registrada durante un periodo de 27 años (1995-2022) en las cuencas analizadas en el estado de Oaxaca, México. BE: bosque de encino, BEP: bosque de encino-pino, BP: bosque de pino, BPE: bosque de pino-encino, BMM: bosque mesófilo de montaña, P: pastizal, SBC: selva baja caducifolia.

Tipo de vegetación	Río Alto Tehuantepec		Río Tequisistlán		Suma (ha)
	Agricultura (ha)	Plantaciones de Agave (ha)	Agricultura (ha)	Plantaciones de Agave (ha)	
BE	1,753.59	2033.72	53.23	775.56	4616.09
BEP	395.05	220.51	768.02	110.32	1493.90
BP	607.62	531.60	1441.22	53.56	2633.99
BPE	3240.50	1733.91	100.00	876.80	5951.20
BMM	465.35	0.00	44.43	0.00	509.77
P	225.09	314.15	38.66	103.36	681.26
SBC	2564.00	12,265.19	1540.88	2124.71	18,494.78
SMC	0.00	0.00	36.33	536.33	572.65
Suma total	9251.19	17,099.07	4022.74	4580.64	34,953.64

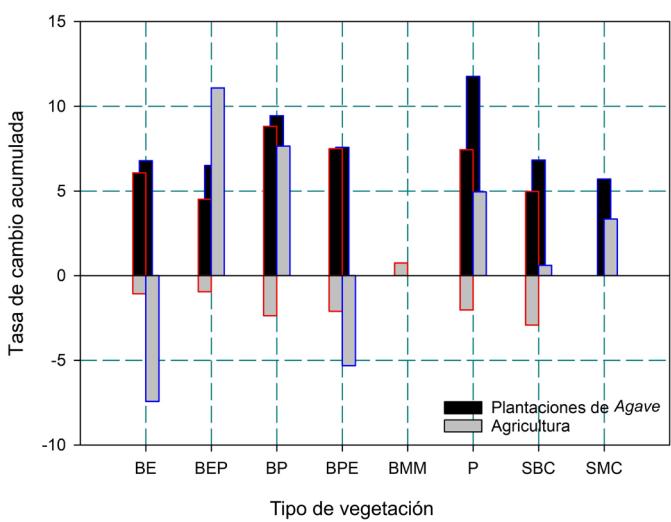


Figura 6: Tasa de cambio acumulado de las plantaciones de *Agave* L., y agricultura en las subcuencas evaluadas. BE: bosque de encino, BEP: bosque de encino-pino, BP: bosque de pino, BPE: bosque de pino-encino, BMM: bosque mesófilo de montaña, P: pastizal, SBC: selva baja caducifolia. Línea roja = subcuenca Río Alto Tehuantepec y línea azul = Río Tequisistlán.

Discusión

Con base en los resultados se evidencia que durante 27 años (1995-2022) las subcuencas perdieron 34,953 ha de ecosistemas forestales, debido principalmente al establecimiento de plantaciones de *Agave*, siendo la selva baja

caducifolia uno de los ecosistemas más afectados. García-Mendoza (2002) y Lira et al. (2022) mencionan que durante 1993-2001 se registró un incremento en las plantaciones de *Agave* de 6% a 14% y durante 2013-2019 fue de 14 al 22%, principalmente en la selva baja caducifolia y bosque de pino-encino, siendo el mercado mundial quien ha ejercido cierta presión por la demanda de la bebida, teniendo un impacto directo en dichos ecosistemas por el cambio de uso del suelo. Sin embargo, estos valores son inferiores a los resultados obtenidos en presente estudio, en donde se demuestra un incremento de más de 400% para las subcuencas evaluadas en 27 años.

Con base en lo anterior, De Fries et al. (2010) señalan que existe una correlación positiva de la deforestación con el crecimiento de la población urbana y las exportaciones de productos agrícolas. Además, la disminución de áreas agrícolas en las subcuencas es un problema alarmante, debido al ritmo acelerado del crecimiento poblacional, el cual demanda una mayor cantidad de alimentos, situación que desencadenaría una crisis alimentaria principalmente en las comunidades de mayor marginación de esta región y de la región Mixteca Alta Oaxaqueña (Sandoval-García et al., 2021b).

Así mismo, Vega-Vera y Pérez Akaki (2017) mencionan que Oaxaca es el principal productor de mezcal con 97.3%. Además, es el estado donde se distribuye el mayor



Cuadro 4: Tasa de deforestación anual del periodo 1995-2022 en las cuencas analizadas en el estado de Oaxaca, México.

Tipo de vegetación	Río Alto Tehuantepec		Río Tequisistlán	
	Agricultura	<i>Agave L.</i>	Agricultura	<i>Agave L.</i>
Bosque de encino	-1.07	5.90	-7.72	6.57
Bosque de encino-pino	-0.96	4.41	10.51	6.31
Bosque de pino	-2.40	8.46	7.37	9.03
Bosque de pino-encino	-2.14	7.23	-5.47	7.30
Bosque mesófilo de montaña	0.74	0.00	0.00	0.00
pastizal	-2.05	7.18	4.83	11.12
Selva baja caducifolia	-2.96	4.86	0.60	6.61
Selva mediana caducifolia	0.00	0.00	3.30	5.55

Cuadro 5: Pérdida del potencial de captura de carbono en las subcuencas analizadas en Oaxaca, México. Sup (Superficie), Mg C (Toneladas de Carbono).

Tipo de vegetación	Río Alto Tehuantepec		Río Tequisistlán		Suma
	Sup. (ha)	Mg C	Sup. (ha)	Mg C	
Bosque de encino	3,787.31	265,111.43	828.78	58,014.61	323,126.04
Bosque de encino-pino	615.56	78,791.42	878.34	112,427.35	191,218.77
Bosque de pino	1,139.22	70,631.36	1,494.77	92,675.95	163,307.31
Bosque de pino-encino	4,974.41	407,901.30	976.80	80,097.30	487,998.60
Bosque mesófilo de montaña	465.35	130,297.40	44.43	12,439.38	142,736.78
pastizal	539.24	16,177.17	142.02	4,260.61	20,437.78
Selva baja caducifolia	14,829.19	2,431,987.62	3,665.59	601,156.95	3,033,144.57
Selva mediana caducifolia	0.00	0.00	572.65	120,256.81	120,256.81
Total	26,350.27	3,400,897.69	8,603.38	1,081,328.96	4,482,226.65

número de agaves, lo cual ha provocado un incremento en la superficie de plantaciones. Sin embargo, todo esto se da a expensas de los ecosistemas forestales, siendo la selva baja caducifolia la más afectada con el cambio de uso de suelo.

Martínez-Jiménez et al. (2019) señalan que los agaves tienen altos rendimientos y demanda en el mercado. Sin embargo, al establecerse como monocultivos, alteran el equilibrio natural de los suelos, disminuyen la diversidad biológica, tienen un efecto negativo en ciclo reproductivo de los polinizadores, además de que pueden propiciar la presencia de ciertas plagas y enfermedades para las especies nativas.

La selva baja caducifolia presenta una alta biodiversidad y endemismo. Sin embargo, ha sido uno de los ecosistemas que mayor cobertura ha perdido en las últimas décadas tal como lo mencionan **Trejo y Dirzo (2000)**. En este estudio realizado a nivel nacional indican que solo el 27%

de la cobertura original se mantuvo intacta (1973-1989) y a nivel local cerca del 60 % de la vegetación original se perdió, a una tasa anual de deforestación de 1.4%.

Meave et al. (2012) concluyen que la selva baja caducifolia es amenazada por la expansión agrícola y ganadera, así como al desarrollo de cultivos comerciales a gran escala. Esto coincide con los resultados encontrados en el presente estudio, destacando la expansión de la superficie para plantaciones de *Agave*.

Conclusiones

Los resultados obtenidos muestran un incremento sustancial en la superficie de plantaciones de *Agave*, por lo cual se acepta la hipótesis planteada, siendo la subcuenca Río Alto Tehuantepec la más afectada, principalmente por la pérdida de cobertura forestal de la selva baja caducifolia, el bosque de pino-encino y el bosque de encino.



La agricultura, por el contrario, ha presentado una reducción en la superficie que, ocupada en el año 1995, situación que puede llegar a generar en lo futuro problemas de desabasto de granos básicos, ya que están siendo remplazadas por plantaciones de *Agave* para la producción de mezcal.

Los cambios de uso del suelo principalmente por el incremento de plantaciones de *Agave* en las subcuencas evaluadas afectan la funcionalidad de sus ecosistemas, generando problemas ambientales, como aumento de la temperatura a nivel local, pérdida de biodiversidad de flora y fauna, aumento en la escorrentía superficial, disminución de la capacidad de infiltración, erosión del suelo, pérdida de fertilidad y reducción en la recarga de los mantos acuíferos.

Es importante que los actores claves como las autoridades agrarias, municipales, organizaciones nacionales e internacionales que inciden en estos territorios, realicen una gestión sustentable del uso óptimo del suelo, prioricen áreas estratégicas para restauración ecológica e implementen un manejo integrado a nivel de regional.

Contribución de autores

RSG concibió y diseño el estudio, RGC realizó la adquisición de datos y el análisis estadístico y CeSG sistematizó y validó los resultados del presente estudio. CaSG y PMM contribuyeron con la interpretación de los datos. RSG escribió el manuscrito con la ayuda de CeSG, CaSG y PMM. Todos los autores contribuyeron en la discusión, revisión y aprobación del manuscrito final.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro, la Universidad del Mar y la Universidad Autónoma de Chiapas, por el apoyo brindado para la realización de la presente investigación.

Literatura citada

Aguirre-Calderón, O. A. y J. Jiménez-Pérez. 2011. Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 2(6): 73-83. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v2i6.575>

Arellano-Plaza, M., J. B. Paez-Lerma, N. O. Soto-Cruz, M. R. Kirchmayr y A. Gschaeidler Mathis. 2022. Mezcal Production in Mexico: Between Tradition and Commercial Exploitation.

Frontiers Sustainable Food Systems 6: 832532. DOI: <https://doi.org/10.3389/fsufs.2022.832532>

Borejsza, A., I. Rodríguez López, C. D. Frederick y M. D. Bateman. 2008. Agricultural slope management and soil erosion at La Laguna, Tlaxcala, Mexico. Journal of Archaeological Science 35(7): 1854-1866. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jas.2007.11.024>

Casiano-Domínguez, M., F. Paz-Pellat, M. Rojo-Martínez, S. Covaleda-Ocon y D. R. Aryal. 2018. El carbono de la biomasa aérea medida en cronosecuencias: primera estimación en México. Madera y Bosques 24(núm. sp.): e2401894. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2401894>

Cervera Herrera, J. C., J. L. Leirana-Alcocer y J. A. Navarro Alberto. 2018. Factores ambientales relacionados con la cobertura de *Agave angustifolia* (Asparagaceae) en el matorral costero de Yucatán, México. Acta Botanica Mexicana 124: 75-84. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm124.2018.1252>

CONAFOR. 2020. Estimación de la tasa de deforestación en México para el periodo 2001-2018 mediante el método de muestreo. Documento Técnico. Jalisco, México. <https://www.gob.mx/conafor/documentos/estimacion-de-la-tasa-de-deforestacion-bruta-en-mexico-para-el-periodo-2001-2018-mediante-el-metodo-de-muestreo> (consultado junio de 2023).

CORMECAM. 2022. Informe estadístico 2022. Consejo Mexicano Regulador de la Calidad del Mezcal, A.C. https://comercam-dom.org.mx/wp-content/uploads/2022/06/INFORME-2022_-II_-SINTESIS.pdf (consultado mayo de 2023).

De Fries, R. S., T. Rudel, M. Uriarte y M. Hansen. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. Nature Geoscience 3: 178-181. DOI: <https://doi.org/10.1038/Ngeo756>

Delgado-Lemus, A., I. Torres, J. Blancas y A. Casas. 2014. Vulnerability and risk management of *Agave* species in the Tehuacán Valley, México. Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine 10: 53. DOI: <https://doi.org/10.1186/1746-4269-10-53>

FAO. 1996. Forest Resources Assessment 1990: Survey of tropical forest cover and study of change processes-Tropical countries. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Roma, Italia. 152 pp.



- Flores López, H. E., C de la Mora Orozo, J. A. Ruíz Corral y A. A. Chávez Durán. 2013. Efecto de la cobertura de suelo de tres cultivos sobre la erosión hídrica. Revista Chapingo Serie Zonas Áridas 12(1): 19-25. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=455545056004> (consultado mayo de 2023)
- García-Mendoza, A. 2002. Distribution of the genus *Agave* (Agavaceae) and its endemic species in Mexico. Cactus and Succulent Journal 74(4): 177-187.
- Gómez-Ruiz, E. P., T. E. Lacher Jr., A. Moreno-Talamantes y J. J. Flores Maldonado. 2021. Impacts of land cover change on the plant resources of an endangered pollinator. PeerJ 9: e11990. DOI: <http://doi.org/10.7717/peerj.11990>
- INEGI. 2004. Red Hidrográfica. Subcuenca hidrográficas: RH22Bc Río Alto Tehuantepec - RH22Be Río Tequisistlán, escala 1:50 000, Edición 2.0, datos vectoriales digitales. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Aguascaliente, México. https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/ (consultado junio de 2023).
- INEGI. 2005. Conjunto de datos edafológicos, escala 1:1 000 000, Serie I. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Aguascalientes, México. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267636> (consultado mayo de 2023)
- INEGI. 2008. Conjunto de datos vectoriales escala 1:1 000 000. Unidades climáticas. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825267568>
- INEGI. 2021. Conjunto de datos vectoriales de uso del suelo y vegetación. Escala 1:250, 000. Serie VII (Conjunto Nacional). Aguascalientes, México. <http://www.inegi.org.mx> (consultado enero de 2023).
- INEGI. 2023a. Índices de extremos climáticos. Escala 1:1 000 000. Aguascalientes, México. <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=889463860136> (consultado enero de 2023).
- INEGI. 2023b. Ortoimagenes. Escala 1:20,000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Aguascalientes, México. <https://www.inegi.org.mx/temas/imagenes/ortoimagenes/#Descargas> (consultado agosto de 2023)
- Landis, J. R y G. G. Koch G. 1977. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. Biometrics 33(1): 159-174. DOI: <https://doi.org/10.2307/2529310>
- Lira, M. G., I. J. Davidson-Hunt y J. P. Robson. 2022. Artisanal Products and Land-Use Land-Cover Change in Indigenous Communities: The Case of Mezcal Production in Oaxaca, Mexico. Land 11(3): 387. DOI: <https://doi.org/10.3390/land11030387>
- Martínez-Jiménez, R., J. Ruiz-Vega., M. Caballero-Caballero., M. E. Silva-Rivera y J. L. Montes-Bernabé. 2019. Agaves silvestres y cultivados empleados en la elaboración de mezcal en Sola de Vega, Oaxaca. México. Tropical and Subtropical Agroecosystems 22: 477-485.
- Martínez-Palacios, A., S. A. Chávez-Mendoza., R. Reyes-González., P. Lobit., N. Sánchez-Vargas y C. Prat. 2017. Manejo forestal para el cultivo de *Agave cupreata*. In: Martínez Gutiérrez, G. A. C. I. Cortés Martínez y L. A. Langlé Argüello (eds.). Primer Congreso Nacional de Agave-Mezcal: memoria de resúmenes. CIIDIR. Oaxaca, México. p. 8.
- Meave, J. A., M. A. Romero-Romero, S. H. Salas-Morales, E.A. Pérez-García y J. A. Gallardo-Cruz. 2012. Diversidad, amenazas y oportunidades para la conservación del bosque tropical caducifolio en el estado de Oaxaca, México. Ecosistemas 21(1-2): 85-100.
- Montaño, N. M., F. Ayala, S. H. Bullock, O. Briones, F. García O, R. García S., Y. Maya, Y. Perroni, C. Siebe, Y. Tapia T., E. Troyo y E. Yépez. 2016. Almacenes y flujos de carbono en ecosistemas áridos y semiáridos de México: Síntesis y perspectivas. Terra Latinoamericana. 34: 39-59. <https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/75/81> (consultado febrero de 2023).
- Palacio-Prieto, J. L., T. M. Sánchez-Salazar, J. M. Casado-Izquierdo, E. PropinFrejomil, J. Delgado-Campos, A. Velázquez-Montes, L. Chias-Becerril, M. I. Ortiz-Álvarez, J. González-Sánchez, G. Negrete-Fernández, J. Gabriel-Morales y R. Márquez-Huitzil. 2004. Indicadores para la Caracterización y Ordenamiento del Territorio. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Instituto de Geografía de la UNAM y Secretaría de Desarrollo Social. Convenio SEDESOL-Instituto de Geografía, UNAM. México, D.F., México. 161 p. <http://www.publicaciones.igg.unam.mx/index.php/ig/catalog/book/161> (consultado febrero de 2023).
- Pendrill, F., U. M. Persson, J. Godar, T. Kastner, D. Moran, S. Schmidt y R. Wood. 2019. Agricultural and forestry trade drives large share of tropical deforestation emissions. Global Environmental Change 56: 1-10. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2019.03.002>
- Pimienta de la Torre, D. de J., G. Domínguez C., O. Aguirre C., F. Javier H y J. Jiménez P. 2007. Estimación de biomasa y contenido



- de carbono de *Pinus cooperi* Blanco, en Pueblo Nuevo, Durango. Madera y Bosques 13(1): 35-46. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2007.1311234>
- Puyravaud, J. P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. Forest Ecology and Management 177(1-3): 593-596. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)
- QGIS Development Team. 2023. QGIS Geographic Information System. Open-Source Geospatial Foundation Project. <https://qgis.org> (consultado enero de 2023).
- Quetzada, A. S., J. D. Sevilla-Tapia y E. C. Avilés-Sacoto. 2022. Estimación de la tasa de deforestación en Pastaza y Orellana- Ecuador mediante el análisis multitemporal de imágenes satelitales durante el período 2000-2020. Revista de Investigación en Ciencias Agronómicas y Veterinarias 6(17): 282-299. DOI: <https://doi.org/10.33996/revistaalfa.v6i17.168>
- Rodríguez-Laguna, R., J. Jiménez-Pérez, O. A. Aguirre-Calderón, E. J. Treviño-Garza y R. Razo-Zárate. 2009. Estimación de carbono almacenado en el bosque de pino-encino en la Reserva de la Biosfera El Cielo, Tamaulipas, México. Ra Ximhai 5(3): 317-327. DOI: <https://doi.org/10.35197/rx.05.03.2009.06.rr>
- Rodríguez-Larramendi, L. A., F. Guevara-Hernández, L. Reyes-Muro, J. Ovando-Cruz, J. Nahed-Toral, M. Prado-López y R. A. Campos Saldaña 2016. Estimación de biomasa y carbono almacenado en bosques comunitarios de la región Frailesca de Chiapas, México. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 7(37): 77-94.
- Sandoval-García, C., I. Cantú-Silva, H. González-Rodríguez, M. I. Yáñez-Díaz, J. G. Marmolejo-Monsiváis y M. V. Gómez Meza. 2021a. Efecto de diferentes usos del suelo en las propiedades físicas e hidrológicas de un Luvisol en Oaxaca. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 12(68): 151-177. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i68.982>
- Sandoval-García, R., R. González Cubas y J. Jiménez Pérez. 2021b. Análisis multitemporal del cambio en la cobertura del suelo en la Mixteca Alta Oaxaqueña. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 12(66): 96-121. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v12i66.816>
- SASPlanet. 2023. SASPlanet Software. Versión 200606.10075 Stable. SASPlanet Development Team. www.sasgis.org (consultado agosto 2023).
- Trejo, I. y R. Dirzo. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forest: a national and local analysis in Mexico. Biological Conservation 94(2): 133-142. DOI: [https://doi.org/10.1016/s0006-3207\(99\)00188-3](https://doi.org/10.1016/s0006-3207(99)00188-3)
- Vega-Vera, N. V y P. Pérez-Akaki. 2017. Oaxaca y sus regiones productoras de mezcal: Un análisis desde cadenas globales de valor. Perspectivas Rurales. Nueva Época 29: 103-132. <https://www.revistas.una.ac.cr/index.php/perspectivasrurales/article/view/9286> (consultado diciembre de 2022).

