



Idoneidad actual y futura del hábitat y análisis del cambio de uso del suelo de

Quercus macdougalii (Fagaceae) frente al cambio climático en Sierra Juárez, Oaxaca, México

Current and future habitat suitability and land-use change analysis for *Quercus macdougalii* (Fagaceae) under climate change in Sierra Juárez, Oaxaca, Mexico

Cecilia Alfonso-Corrado¹, Ricardo Clark-Tapia¹, Nelly Pacheco-Cruz², Jorge E. Campos², Gilberto Binnqüist-Cervantes³, Juan José Von Thaden-Ugalde^{3*}

¹ Universidad de la Sierra Juárez. Instituto de Estudios Ambientales. Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.

² Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores de Iztacala. Unidad de Biotecnología y Prototipos. Tlaneplanta, Estado de México, México.

³ Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Xochimilco. Departamento El Hombre y su Ambiente. Laboratorio de Planeación Ambiental. Coyoacán, Ciudad de México, México.

* Autor de correspondencia.
jvonthaden@correo.xoc.uam.mx

RESUMEN

Quercus macdougalii es un encino endémico y amenazado de la Sierra Juárez, en el estado de Oaxaca, México, con poblaciones extremadamente pequeñas (PSESP), restringidas a un espacio geográfico y altitudinal muy limitado. Su distribución y vulnerabilidad frente al cambio climático han sido poco estudiadas. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar su distribución actual y futura, analizar los cambios en la cobertura forestal en su hábitat y determinar el grado de conservación bajo escenarios de cambio climático en la Sierra Juárez, Oaxaca. La distribución se modeló con MaxEnt y el cambio en la cobertura forestal se evaluó en zonas de influencia de 500 m a 5 km para 1979, 1995 y 2022. El modelo estimó un hábitat potencial actual de 1402 km² (1404 m – 3403 m s.n.m.), mientras que la distribución confirmada en campo es menor que 50 km² (entre 2600 m y 3150 m s.n.m.), con bajas densidades (1 ha⁻¹ – 50 ha⁻¹) y exclusión en áreas dominadas por *Q. laurina*, *Q. crassifolia* o *Q. glabrescens*. Los escenarios climáticos para 2050 y 2070 proyectaron reducciones entre 52% y 62% en el hábitat idóneo, siendo las áreas bajas y medias las más afectadas, mientras que las altas funcionarían como refugios parciales pero insuficientes. En el análisis histórico, la pérdida de cobertura forestal fue menor a 1% (1979 – 1995: -0.155% a -0.11%; 1995 – 2022: -0.06%), lo que indica que la transformación forestal local no representa una amenaza crítica. Sin embargo, el cambio climático anticipa una pérdida sustancial del hábitat. Estos resultados confirman la alta vulnerabilidad de *Q. macdougalii* y subrayan la urgencia de aplicar estrategias integrales de conservación.

PALABRAS CLAVE: cambio climático, cobertura forestal, MaxEnt, modelado predictivo, PSESP.

ABSTRACT

Quercus macdougalii is an endemic and threatened oak from the Sierra Juárez, Oaxaca, with extremely small populations (PSESP), restricted to a very narrow geographic and altitudinal range. Its distribution and vulnerability to climate change have been scarcely studied. This study aimed to evaluate its current and future distribution, analyze changes in forest cover within its habitat, and assess its conservation status under climate change scenarios in the Sierra Juárez, Oaxaca. The distribution was modeled using MaxEnt, and forest cover change was evaluated within buffer zones ranging from 500 m to 5 km for 1979, 1995, and 2022. The model estimated a current potential habitat of 1402 km² (1404 m – 3403 m a.s.l.), whereas confirmed field distribution covers less than 50 km² (2600 m – 3150 m a.s.l.), with low densities (1 ha⁻¹ – 50 ha⁻¹) and exclusion from areas dominated by *Q. laurina*, *Q. crassifolia*, or *Q. glabrescens*. Climate scenarios for 2050 and 2070 project reductions of 52%–62% in suitable habitat, most affecting lower- and mid-altitude ranges, while higher elevations could serve as partial but insufficient refuges. Historical analysis showed a loss of forest cover of less than 1% (1979 – 1995: -0.15% to -0.11%; 1995 – 2022: -0.06%), indicating that local forest transformation does not represent a critical threat. However, climate change is expected to drive substantial habitat loss. These findings confirm the high vulnerability of *Q. macdougalii* and highlight the urgency for comprehensive conservation strategies.

KEYWORDS: climate change, forest cover, MaxEnt, predictive modeling, PSESP.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático y la pérdida de hábitat han modificado profundamente la distribución y abundancia de numerosas especies, incrementando su vulnerabilidad y riesgo de extinción. Este fenómeno es especialmente evidente en plantas con distribución restringida, que enfrentan presiones ambientales significativas (Hampe, 2004; Bellard et al., 2012; Moukrin et al., 2022; Subedi et al., 2024). Entre estas, las especies de plantas más amenazadas son las poblaciones extremadamente pequeñas (PSESP, por sus siglas en inglés), un concepto desarrollado en China para orientar esfuerzos de conservación de plantas raras y amenazadas. Estas especies son únicas por su rareza, endemismo y alta susceptibilidad a la extinción debido a poblaciones reducidas, hábitats altamente especializados y baja diversidad genética (Ren et al., 2012; Ma et al., 2013; Clark-Tapia et al., 2021).

Las PSESP, especialmente las especies forestales, son extremadamente sensibles a las perturbaciones humanas y los cambios ambientales, lo que incrementa significativamente su riesgo de extinción (Ma et al., 2013; Qu et al., 2018; Yang et al., 2020; Clark-Tapia et al., 2021). En este contexto, comprender los patrones de distribución y los factores que afectan a estas especies es prioritario para diseñar estrategias de conservación efectivas frente a la actual crisis global de biodiversidad y las crecientes tasas de extinción (Primack, 2012).

Este conocimiento permite establecer zonas prioritarias para la protección, evaluar la conectividad entre poblaciones y determinar las amenazas más críticas para su persistencia a largo plazo (Clark-Tapia et al., 2021).

En bosques que han sido transformados por actividades humanas, las PSESP experimentan cambios en las condiciones microambientales derivados de la modificación de la estructura y composición vegetal, ya sea por prácticas de manejo forestal (Primack, 2012; Ríos-Altamirano et al., 2016; Clark-Tapia, Fuente-Carrasco et al., 2018) o por procesos como la fragmentación del hábitat y el cambio climático (Wade et al., 2016; Foley et al., 2005). Estas transformaciones pueden incidir directamente en su

supervivencia al alterar la disponibilidad de recursos, los ciclos fenológicos, las áreas de distribución y las interacciones ecológicas (Iler et al., 2019; Di Nuzzo et al., 2021; Kougioumoutzis et al., 2024; Subedi et al., 2024).

La transformación del uso del suelo también constituye una amenaza importante, ya que los paisajes profundamente modificados por matrices agrícolas y urbanas limitan las áreas de vegetación conservada (Foley et al., 2005). Se proyecta que el aumento de temperaturas globales, estimado entre 2 °C y más de 4 °C según diversos escenarios de emisiones, reducirá los hábitats disponibles para muchas PSESP (Meehl et al., 2007; Shiogama et al., 2016). Un ejemplo es *Quercus alnifolia*, que podría experimentar una contracción del 67.8% de su hábitat para la década de 2070 bajo escenarios climáticos severos (Kougioumoutzis et al., 2024).

En México, *Quercus macdougalii* Martínez, un encino endémico clasificado como amenazado (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat], 2018; Jerome, 2020), es especialmente vulnerable a la pérdida de hábitat debido a la expansión agrícola, la ganadería, los incendios accidentales y el desarrollo urbano al norte del estado de Oaxaca (Clark-Tapia, Mendoza-Ochoa et al., 2018). Además, su hábitat se encuentra influido por actividades forestales que modifican la estructura y composición arbórea, favoreciendo especies de interés comercial (Ríos-Altamirano et al., 2016; Clark-Tapia, Fuente-Carrasco et al., 2018; Pacheco-Cruz, 2019).

Quercus macdougalii pertenece a la sección de robles blancos del género *Quercus*, fue colectada en 1963 por Thomas MacDougall e identificada en 1964 por Maximino Martínez, según lo citado por Valencia-A. (2004). Este árbol perenne y monoico puede alcanzar alturas de hasta 40 m y un diámetro de tronco de hasta 4 m en su etapa adulta. La especie tiene una distribución restringida a altitudes por debajo de los 2600 m s.n.m. (Molina-Garay, 2011; Anacleto-Carmona, 2015; Clark-Tapia, Mendoza-Ochoa et al., 2018), principalmente en dos zonas de vida de Holdridge: bosque húmedo templado frío y bosque húmedo templado cálido (Good et al., 2024).



Aunque originalmente *Q. macdougalii* se registró en otras regiones de México y Oaxaca, tras años de verificación de registros herbológicos y salidas a campo, se confirmó su distribución restringida a la Sierra Juárez. Actualmente, se desconoce la distribución precisa de *Q. macdougalii* dentro de esta región, además de que enfrenta múltiples amenazas por cambio climático, perturbaciones humanas, baja diversidad genética y fragmentación, lo que incrementa su vulnerabilidad como especie microendémica de distribución muy restringida (Clark-Tapia, Mendoza-Ochoa et al., 2018; Pacheco-Cruz, 2019; Good et al., 2024). En este contexto, el modelado de distribución de especies con MaxEnt (*Maximum Entropy Modelling*) es ampliamente utilizado para estimar la idoneidad actual y futura del hábitat, especialmente en especies raras o con pocos registros, ya que requiere solo datos de presencia y variables ambientales (Phillips et al., 2006). Con el modelado de la distribución potencial en conjunto con modelos de cambio de uso de suelo, es posible anticipar impactos específicos, lo cual es crucial para mitigar la pérdida de hábitat y garantizar la conservación de las especies (Cotrina Sánchez et al., 2021; Gao et al., 2022; Subedi et al., 2024).

OBJETIVOS

Evaluar la distribución actual y potencial de *Quercus macdougalii*, estimar los efectos del cambio climático en su hábitat y analizar los procesos de cambio en la cobertura vegetal para comprender el grado de transformación o conservación de las áreas donde ocurre la especie, la cual se encuentra restringida a un intervalo altitudinal y geográfico limitado en ciertas estribaciones montañosas, para identificar áreas prioritarias para su conservación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio para el modelado actual y futuro comprendió aproximadamente 9000 km² dentro de la Sierra Juárez (Distritos de Ixtlán, Mixe y Villa Alta, Oaxaca), abarcando sistemas montañosos con altitudes superiores a

2500 m s.n.m. (Fig. 1). Esta delimitación permitió evitar la inclusión de regiones inaccesibles y reducir el riesgo de sobrepredicción. Entre los sitios más destacados se encuentran el cerro Zacate (3015 m s. n. m.) en San Pedro Yólox; el cerro Machín (2645 m s.n.m.) y el cerro Pelón (3126 m s.n.m.) en Santiago Comaltepec; así como el erro Humo Chico (3160 m s.n.m.), el cerro Humo Grande (3274 m s.n.m.) y la zona de Pozuelos (3108 m s.n.m.) en Ixtlán de Juárez. También se incluyó la región del erro Zempoaltépetl (3420 m s.n.m.), donde, aunque existen registros herbarios, las exploraciones en dos de sus laderas no han confirmado la presencia de la especie, y aún quedan áreas por explorar.

La Sierra Juárez presenta un relieve accidentado producto de procesos orogénicos ocurridos desde la Era Paleozoica y alberga a poblaciones de *Q. macdougalii*, como las del cerro Zacate, cerro Humo Grande y Pozuelos, distribuidas en los municipios de San Pedro Yólox, Santiago Comaltepec e Ixtlán de Juárez (Molina-Garay, 2011; Clark-Tapia, Mendoza-Ochoa et al., 2018; Pacheco-Cruz, 2019; Good et al., 2024). Esta región tiene un clima templado húmedo con lluvias de verano, una precipitación anual de 1600 mm y una temperatura media anual de 14 °C. Durante el mes más seco, las precipitaciones son inferiores a 40 mm, con un promedio anual de 767 mm. Las lluvias invernales representan entre 5% y 10% del total anual (Clark-Tapia, Fuente-Carrasco et al., 2018).

Compilación de registros de presencia

En la última década se realizaron salidas de campo a todas las localidades con registros de presencia de la especie en herbarios nacionales e internacionales (e.g., MEXU-IBUNAM, Tropicos.org, entre otros). Sin embargo, algunos de estos registros correspondieron a identificaciones erróneas o imprecisas. Tras este proceso de búsqueda y verificación, la especie solo se ha encontrado en la Sierra Juárez, Oaxaca. En 2023, se realizaron un total de cinco salidas exhaustivas a campo, en las que se registraron las coordenadas geográficas de 91 individuos de *Q. macdougalii*.

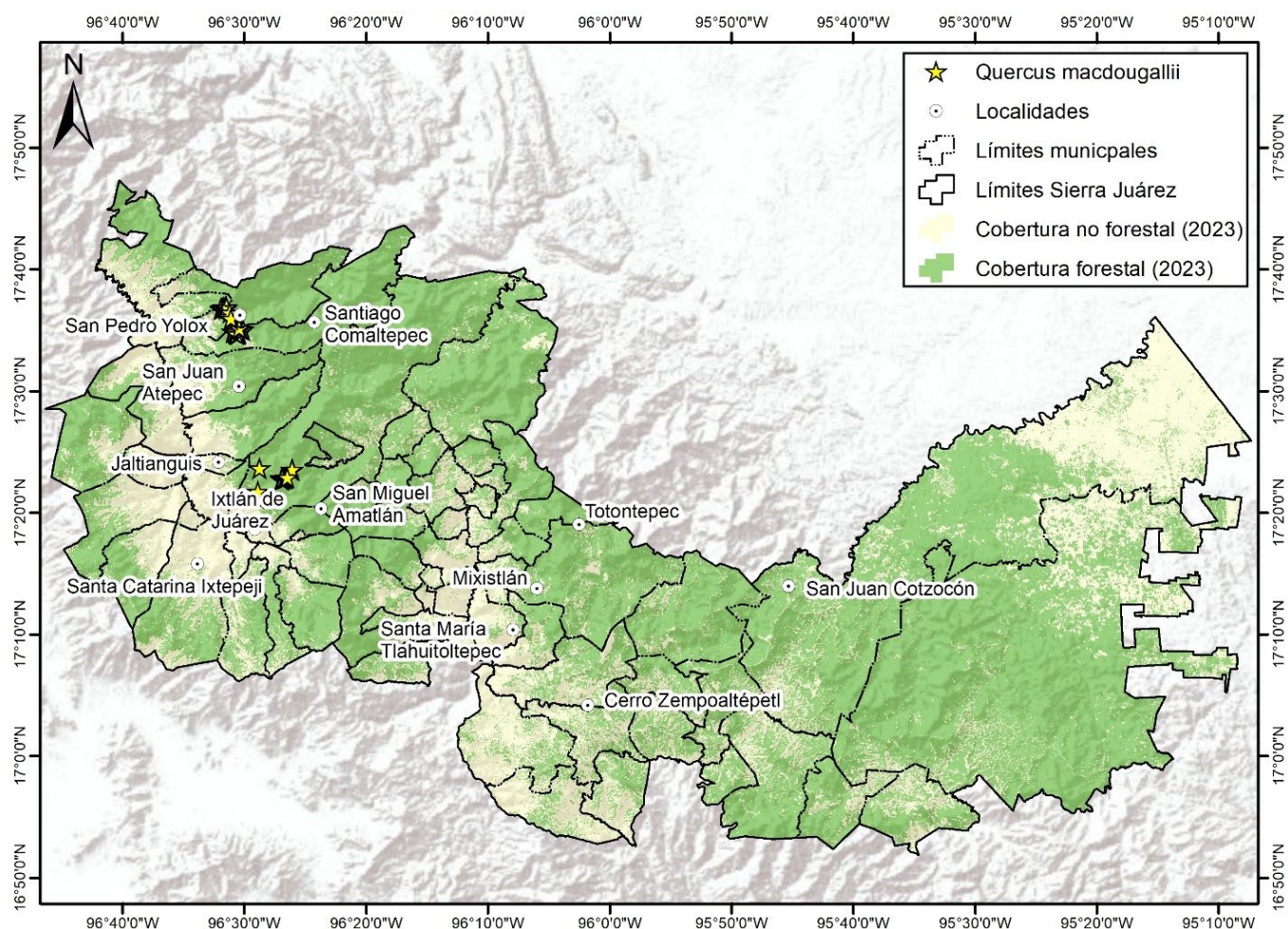


Figura 1. Ubicación del distrito de Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México.

Estos registros se complementaron con datos de bases de datos internacionales, como el Global Biodiversity Information Facility [GBIF] (2024), lo que agregó 10 registros adicionales y arrojó un total de 101 registros de presencia en Sierra Juárez. Se aplicó un filtro espacial (se definió una distancia mínima de 1 km entre los registros) para descartar registros redundantes dentro de una misma celda de 1 km, el número final de registros utilizados para el modelo fue de 48 registros. Esta resolución espacial corresponde al nivel más detallado disponible para las variables climáticas de WorldClim v. 2.1 (Fick y Hijmans, 2017), es decir, 30 segundos de arco (~1 km² por celda). Esto permitió reducir los sesgos debidos al sobremuestreo

en regiones específicas, asegurando una mejor representación de las combinaciones ambientales del nicho ecológico de la especie (Ferrer-Sánchez et al., 2024).

Modelado de hábitat idóneo y escenario climático

En este estudio, la idoneidad de hábitat se usa para referirse a la estimación espacial de condiciones ambientales favorables para la especie, y al modelo de distribución potencial para su proyección a condiciones actuales o futuras. La vulnerabilidad, como la pérdida potencial de idoneidad del hábitat ante escenarios climáticos futuros, considera, además, la extensión, continuidad y calidad del hábitat



actual y proyectado. Para modelar la distribución potencial climática de *Q. macdougalii*, se empleó el software MaxEnt (v. 3.4.4; Phillips et al., 2006; American Museum of Natural History [AMHN], 2020), que utiliza el principio de máxima entropía para estimar la probabilidad de presencia de la especie en función de variables ambientales y registros de presencia. Este método permite generar mapas de idoneidad ambiental que representan las condiciones favorables para la especie. Para el modelado de hábitat idóneo presente y evaluación de cambio climático futuro en *Q. macdougalii*, se utilizó un conjunto de 19 variables bioclimáticas obtenidas de WorldClim v.2 con una resolución espacial de 30 segundos de arco (~1 km² por celda; Fick y Hijmans, 2017) para Sierra Juárez, Oaxaca.

Para seleccionar las variables ambientales predictoras, se realizó un análisis de multicolinealidad con el objetivo de identificar aquellas con mayor capacidad explicativa y menor redundancia (Graham y Glaister, 2003). Se utilizó el Factor de Inflación de la Varianza (VIF) para evaluar la multicolinealidad entre las variables predictoras iniciales, siguiendo un enfoque secuencial y excluyendo aquellas con un VIF mayor a 5, lo que permitió reducir la colinealidad y mejorar la robustez del modelo (James et al., 2013). Este análisis se llevó a cabo en el software R (R Core Team, 2014) utilizando los paquetes car (Fox et al., 2007), sp (Pebesma y Bivand, 2012) y corrplot (Wei et al., 2017).

Como resultado, las variables seleccionadas fueron BIO1 (temperatura media anual), BIO4 (rango estacional de temperatura), BIO7 (amplitud térmica anual), BIO10 (temperatura media del trimestre cálido), BIO13 (precipitación del trimestre húmedo), altitud y latitud (obtenidas del continuo de elevaciones mexicano (Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi], 2023). Estas variables resultaron ser las más relevantes para el modelado debido a su menor colinealidad y a su relación con los factores ecológicos clave de *Q. macdougalii*. Para evaluar la contribución relativa de las variables ambientales en la construcción del modelo de distribución de *Quercus macdougalii*, se utilizó la funcionalidad incorporada en MaxEnt (Phillips et al., 2006; AMNH, 2020), que calcula la contribución porcentual y la importancia por permutación

de cada predictor. La contribución porcentual se basa en los incrementos en el ajuste del modelo durante el entrenamiento, mientras que la importancia por permutación se estima a partir de la disminución de la capacidad predictiva tras permutar aleatoriamente los valores de cada variable, manteniendo constantes las demás. Además, se aplicó la prueba de Jackknife para identificar el aporte individual y exclusivo de cada variable en el ajuste final.

Para calibrar el modelo de MaxEnt, se utilizó 85% de los registros de presencia (86 registros), reservando 15% para validación interna mediante validación cruzada sin reemplazo. Dado que MaxEnt únicamente requiere datos de presencia, se generaron puntos de fondo aleatorios para representar la disponibilidad ambiental y calibrar el modelo sin datos explícitos de ausencia. Se empleó un umbral de corte fijo de 0.2 para minimizar la inclusión de falsos positivos en áreas de idoneidad baja, siguiendo criterios de interpretación conservadores (Allouche et al., 2006). Los resultados del modelado se expresan como probabilidades de idoneidad en una escala continua de 0 a 1, en la que valores cercanos a 1 indican una mayor probabilidad de presencia de la especie. En la tabla 1, la columna *Min-Max* corresponde a los valores mínimo y máximo de idoneidad generados por MaxEnt para cada escenario e intervalo altitudinal, lo que permite identificar los intervalos de probabilidad asociados a la distribución actual y futura de *Q. macdougalii*. La validez del modelo se evaluó mediante el área bajo la curva ROC (AUC), que mide su capacidad de discriminación. Un AUC cercano a 1 indica un excelente desempeño predictivo.

El modelo de idoneidad de hábitat resultante proporciona mapas en los que los valores más altos corresponden a una mayor probabilidad o puntuación de idoneidad ambiental, lo que indica áreas con mejores condiciones climáticas y ambientales para la presencia y supervivencia de la especie (Phillips et al., 2006). Estos mapas permiten identificar áreas de expansión y de contracción potenciales bajo diferentes escenarios climáticos, lo cual es fundamental para la planificación de la conservación. Una vez calibrado el modelo con datos actuales, se proyectó su distribución potencial para el

periodo 2041-2060, utilizando variables climáticas proyectadas bajo los escenarios RCP 4.5 y RCP 8.5, provenientes del modelo climático CMCC-ESM2 (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [IPCC], 2013; Fick y Hijmans, 2017). Además, se

utilizó la herramienta Distribution Changes Between Binary SDM de la caja de herramientas SDMtoolbox (Brown, 2017) para calcular las áreas (km²) de contracción y expansión del área de distribución de la especie.

TABLA 1. Áreas de hábitat idóneo de *Quercus macdougalii* (km²) para la distribución actual y proyecciones futuras por intervalo altitudinal bajo los escenarios climáticos RCP4.5 y RCP8.5 (2050 y 2070).

	Escenario	Min-Max*	Intervalo altitudinal (m s.n.m.)	Área (km ²)	Decremento (%)
Actual		0.2 - 0.94	1404 - 2500	521.74	
			2501 - 2800	543.87	
			2801 - 3403	337.37	
			Total	1402.98	
2050	RCP4.5	0.2 - 0.82	1781 - 2500	65.33	87.48
			2501 - 2800	300.21	44.80
			2801 - 3403	303.96	9.90
			Total	669.50	52.28
	RCP8.5	0.2 - 0.78	1894 - 2500	60.92	88.32
			2501 - 2800	280.01	48.52
			2801 - 3403	302.77	10.26
			Total	643.69	54.12
2070	RCP4.5	0.2 - 0.70	1810 - 2500	17.18	96.71
			2501 - 2800	267.12	50.89
			2801 - 3403	259.93	22.96
			Total	544.22	61.21
	RCP8.5	0.2 - 0.65	2024 - 2500	15.96	96.94
			2501 - 2800	250.67	53.91
			2801 - 3403	259.77	23.00
			Total	526.40	62.48

Min-Max corresponde a los valores mínimo y máximo de probabilidad de idoneidad estimados por el modelo MaxEnt (escala 0-1).

* El valor mínimo de probabilidad de ocurrencia se estableció en 0.2; el máximo corresponde al valor más alto registrado por cada modelo.



Clasificación de uso y cobertura del suelo, procedimientos de muestreo y cálculo de la tasa de deforestación

El análisis del cambio en la cobertura forestal se realizó para el periodo comprendido entre 1979 y 2022, lo que abarcó los últimos 43 años. Para este estudio, el área considerada fue más reducida, limitada únicamente a los *buffers* donde se tiene certeza de la presencia de la especie. Se evaluaron *buffers* de 500 m, 1 km, 2 km, 3 km, 4 km y 5 km alrededor de los registros de presencia, con el fin de entender cómo la dinámica de cambios en la cobertura forestal (e.g. la deforestación, regeneración o transformación hacia otros usos del suelo) puede afectar la distribución y conservación de la especie. Los *buffers* utilizados para el análisis abarcaron áreas que oscilan aproximadamente entre 0.78 km² (para un radio de 500 m) y 7.85 km² (para un radio de 5 km), considerando círculos ideales alrededor de los registros de presencia. Para el año 1979, se utilizaron fotografías aéreas con resolución espacial de 2 m, proporcionadas por el Inegi, (2024). Para 1995 se emplearon ortofotos con resolución espacial de 2 m, disponibles en Inegi (2024), y para 2022 se utilizaron imágenes satelitales Sentinel con resolución de 10 m (Planet Team, 2022).

Dado que las fotografías aéreas y las ortofotos de 1979 y 1995 presentan resolución espectral pancromática (una sola banda), su clasificación se realizó mediante un método no supervisado con el algoritmo Iso Cluster (Jensen, 2015). En contraste, las imágenes multispectrales de Sentinel-2 permitieron aplicar una clasificación supervisada con 100 puntos de control por categoría utilizando el algoritmo de Máxima Verosimilitud, empleando seis bandas espectrales (números 1 a 5 y 7) (Richards y Jia, 2006). En ambos casos, se generaron mapas de uso y cobertura del suelo que clasificaron el cambio en dos categorías principales: forestal (que incluyó cualquier tipo de vegetación forestal) y no forestal (que comprendió carreteras, áreas urbanas, zonas de aprovechamiento forestal y actividades agrícolas) (e.g. Clark-Tapia et al., 2021; von Thaden-Ugalde et al., 2023).

Para la validación de las clasificaciones de uso del suelo y vegetación se seleccionaron 100 puntos de muestreo en áreas homogéneas de vegetación, con un tamaño mínimo

de 60 m × 60 m, determinados a partir de visitas de campo y de la revisión de imágenes recientes de alta resolución en Google Earth®. Estos puntos se validaron para el año 2022, por ser el más cercano a la fecha del estudio. Para los años previos (1979 y 1995), y siguiendo las recomendaciones de Campbell et al. (2015), la ubicación de los puntos se ajustó mediante la fotointerpretación de imágenes históricas, asegurando su correspondencia con las condiciones de cada fecha analizada. Finalmente, se calcularon los niveles de exactitud global y el índice kappa para evaluar la calidad de las clasificaciones. La exactitud global indica el porcentaje de coincidencia entre la clasificación y los datos de referencia, mientras que el índice kappa mide el grado de concordancia entre ambos, considerando la posibilidad de acuerdos por azar. Este índice se calculó a partir de los valores registrados en campo y se comparó con lo obtenido en las categorías de los mapas (Cohen, 1960).

La magnitud y las tendencias del cambio en la cobertura forestal se evaluaron mediante la superposición cartográfica, comparando las diferencias entre las fechas de estudio. Para estimar la tasa de deforestación (r) se empleó la fórmula propuesta por la FAO (Rosa et al., 2017):

$$r = 1 - \left(1 - \frac{A_1 - A_2}{A_1}\right)^{1/t}$$

donde:

A_1 = área forestal en el tiempo inicial t_1

A_2 = área forestal en tiempo final t_2

t = diferencia en años entre t_2 y t_1

RESULTADOS

Modelado de hábitat idóneo y escenario climático

El modelo mostró un desempeño robusto (AUC = 0.92 ± 0.001) y, según la evaluación de la contribución de variables, la temperatura media anual (BIO1) presentó la mayor importancia relativa (67.18%) y la mayor importancia por permutación (54.37%). Le siguieron la precipitación del trimestre húmedo (BIO13), con 16.61% de contribución y

12.16% de importancia, y la altitud (DEM), con 6.08% de contribución y 30.69% de importancia. Las demás variables (BIO10, BIO4 y BIO7) mostraron aportes marginales (< 10%). La prueba de Jackknife confirmó que BIO1 y la altitud aportan una gran parte de la información predictiva de manera independiente. La distribución estimada actual de *Q. macdougalii* abarca 1402.98 km², concentrada en un intervalo altitudinal de 1404 m a 3403 m s.n.m (Tabla 1). Sin embargo, la distribución confirmada en campo es menor a 50 km², en un intervalo de 2600 m a 3150 m s.n.m con densidades bajas (1 ha⁻¹ – 50ha⁻¹ individuos) y ausencia en áreas dominadas por *Q. laurina*, *Q. crassifolia* o *Q. glabrescens*.

Las proyecciones para 2050 y 2070 bajo RCP4.5 y RCP8.5 muestran una marcada reducción del hábitat idóneo: para 2050, las pérdidas superan 50% (RCP4.5 =

52.28%, RCP8.5 = 54.12%), y para 2070 exceden 60% (RCP4.5 = 61.21%, RCP8.5 = 62.48%). La pérdida varía con la altitud: el intervalo bajo (~ 1400 m – 2500 m s.n.m) sufre los mayores decrementos (> 87% en 2050; > 96% en 2070), el intervalo medio (2501 m – 2800 m s.n.m) pérdidas moderadas (44%–54%), y el intervalo alto (2801 m – 3403 m s.n.m) menores pérdidas (9%–23%), funcionando como refugio parcial pero insuficiente para sostener la especie a largo plazo (Tabla 1; Fig. 2). La distribución real versus potencial está centrada en dos áreas dentro de la Sierra Juárez (Fig. 2): el área más abundante (1 ha⁻¹ – 50 ha⁻¹ individuos) se localiza en Santiago Comaltepec y San Pedro Yólox, y el área 2 en Pozuelos, Ixtlán de Juárez (1 ha⁻¹ – 30 ha⁻¹ individuos). En presencia de otras especies de encinos (*Q. crassifolia* y *Q. glabrescens*), o cuando estas se vuelven dominantes, *Q. macdougalii* no se registra.

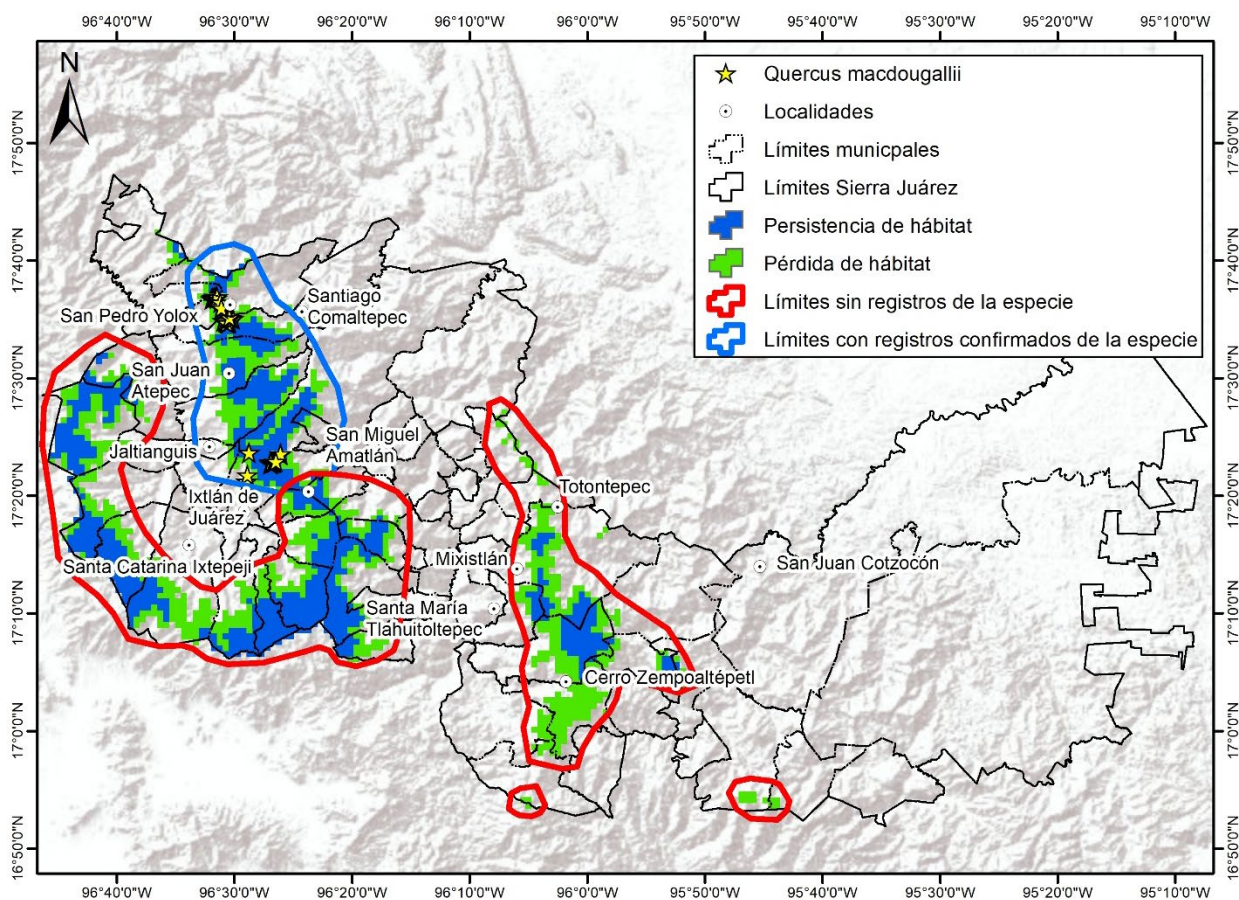


FIGURA 2. Distribución potencial que persiste y se contrae en el futuro, bajo el escenario 8.5 climáticos al año 2070.



Cambio de uso de suelo

El estudio presentó una alta precisión general, estimada a partir de los valores de exactitud global y del índice Kappa obtenidos para los mapas de cambio de uso del suelo y vegetación: 1979 (89%, 0.84), 1995 (89%, 0.84) y 2022 (91%, 0.87). En todas las distancias analizadas, la cobertura forestal mostró tasas de cambio anuales relativamente bajas, cercanas a cero. Durante el período de 16 años (1979-1995), se registró una ligera reducción en la cobertura forestal en distancias menores, específicamente en las áreas de 500 m (-0.15%) y 1 km (-0.11%) de radio. Un patrón similar se

observó durante 27 años (1995 – 2022), con tasas negativas en 500 m (-0.06%) y en 1 km (-0.06%), mientras que en distancias mayores a 4 km se obtuvieron tasas positivas (Tabla 2). En contraparte, la cobertura no forestal registró tasas de cambio más pronunciadas en comparación con las áreas forestales, especialmente en el primer período (1979-1995), donde las tasas de cambio fueron más altas que el segundo período. De 1995 a 2022, las tasas disminuyeron en todas las distancias, con excepción del área de 1 km, y se mantuvieron más altas en distancias menores (< 2 km) (Tabla 2).

TABLA 2. Cambio de cobertura forestal y no forestal en en los diferentes radios de *buffer* entre 1979-2022.

Radio de buffer	Categoría	Período	Área inicial (A1; km ²)	Área final (A2; km ²)	Tasa de deforestación (%)
500 m	Forestal	1979-1995	10.90	11.16	-0.15
	Forestal	1995-2022	11.16	11.36	-0.06
	No Forestal	1979-1995	0.82	0.55	
	No Forestal	1995-2022	0.55	0.36	
1 km	Forestal	1979-1995	30.29	30.80	-0.11
	Forestal	1995-2022	30.80	31.39	-0.06
	No Forestal	1979-1995	1.99	1.47	
	No Forestal	1995-2022	1.47	0.89	
2 km	Forestal	1979-1995	81.64	82.90	-0.1
	Forestal	1995-2022	82.90	83.83	-0.04
	No Forestal	1979-1995	6.22	4.96	
	No Forestal	1995-2022	4.96	4.03	
3 km	Forestal	1979-1995	138.30	139.62	-0.06
	Forestal	1995-2022	139.62	139.67	-0.001
	No Forestal	1979-1995	11.44	10.12	
	No Forestal	1995-2022	10.12	10.08	
4 km	Forestal	1979-1995	202.67	205.65	-0.09
	Forestal	1995-2022	205.65	204.54	0.02
	No Forestal	1979-1995	19.66	16.67	
	No Forestal	1995-2022	16.67	17.78	
5 km	Forestal	1979-1995	276.20	288.52	-0.27
	Forestal	1995-2022	288.52	277.87	0.14
	No Forestal	1979-1995	30.64	27.44	
	No Forestal	1995-2022	27.44	28.96	

Las principales amenazas históricas registradas en el área de estudio incluyen incendios, actividades agrícolas, apertura de caminos y actividades forestales. En 1979, los cambios en la vegetación de la categoría "No Forestal" se debieron principalmente a la construcción de caminos, a la actividad forestal de la empresa papelera Fapatux y a las prácticas agrícolas (Clark-Tapia, Fuente-Carrasco et al., 2018). Sin embargo, ese mismo año, en Santiago Comaltepec, las actividades agrícolas experimentaron un aumento (Anacleto-Carmona, 2015). Para 2022, se registró una notable recuperación de la cobertura forestal en las localidades de San Pedro Yólox y Santiago Comaltepec. No obstante, en Ixtlán de Juárez, la extracción forestal se ha consolidado

como la amenaza predominante en el área de ocurrencia de la especie (Fig. 3).

DISCUSIÓN

La especie *Q. macdougalii* es el único encino endémico de la sección *Quercus* registrado en Oaxaca (Valencia-A., 2004; Romero-Rangel et al., 2015). Los pocos estudios disponibles se han enfocado principalmente en su ecología y en la zona norte de su distribución, donde se registra un bajo número poblacional (Anacleto-Carmona, 2015), así como bajas tasas de germinación y supervivencia, especialmente en ambientes perturbados (Clark-Tapia, Mendoza-Ochoa et al., 2018).

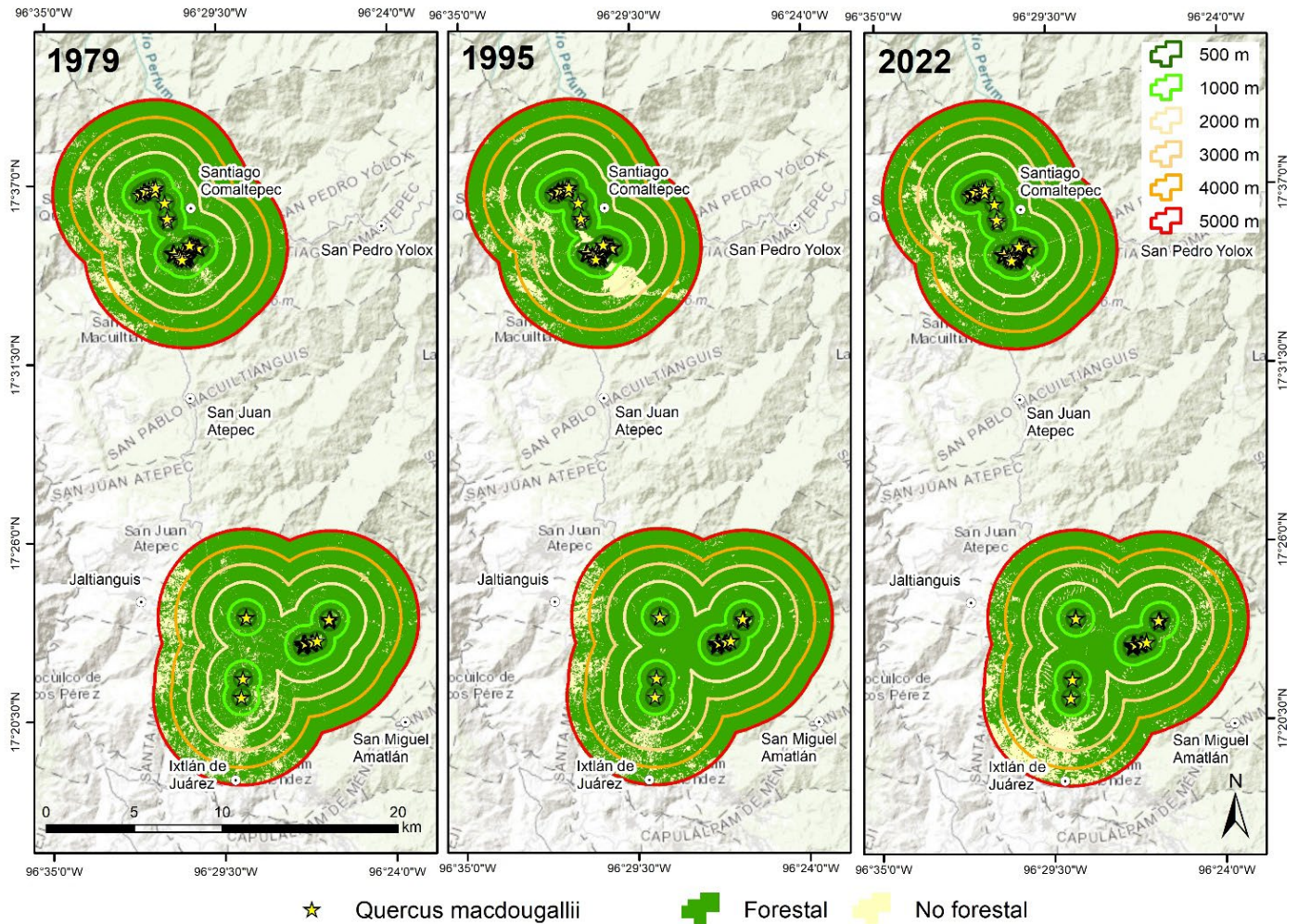


FIGURA 3. Mapas de cobertura forestal para los años 1979, 1995 y 2022.



Investigaciones sobre su genética (Molina-Garay, 2011; Pacheco-Cruz, 2019) y su ocurrencia en diferentes zonas de vida de Holdridge (Good et al., 2024) indican que la especie presenta una alta sensibilidad y vulnerabilidad frente a cambios drásticos del ambiente, ya sean climáticos o derivados de alteraciones en la estructura del bosque (Pacheco-Cruz, 2019; Good et al., 2024).

El análisis de distribución potencial indica que *Q. macdongallii* presenta un espacio geográfico restringido, confirmado hasta el momento únicamente a Sierra Juárez, Oaxaca. Si bien, teóricamente, la especie podría ocupar hábitats similares fuera de esta región, los registros de herbarios verificados y los muestreos exhaustivos en campo no han evidenciado su presencia en otras localidades del estado ni en entidades vecinas. Esta información sustenta la delimitación espacial del modelado a esta región, evitando extrapolaciones sin respaldo empírico.

En especies microendémicas, los modelos de idoneidad pueden sobreestimar el área real de distribución debido a sesgos de muestreo, limitaciones en la calibración del modelo y a la extrapolación hacia condiciones ambientales no representadas en los datos de entrenamiento, incluso cuando se emplean algoritmos avanzados (Contreras-Medina et al., 2010; Alfonso-Corrado et al., 2017; Guisan et al., 2017). El modelo aquí planteado proyecta un área potencial mayor (~1403 km²) que la de estudios previos, pero las verificaciones de campo confirman menos de 50 km². Incluso dentro de la Sierra Juárez, algunas áreas predichas por el modelo están dominadas por otros encinos (*Q. laurina*, *Q. crassifolia*, *Q. glabrescens*, *Q. rugosa*), lo que refuerza la necesidad de validar en campo (Guisan et al., 2017; Scherrer y Guisan, 2019).

La distribución potencial y confirmada regionaliza a *Q. macdongallii* en dos áreas dentro de la Sierra Juárez, lo cual coincide con estudios previos (Anacleto-Carmona, 2015; Pacheco-Cruz, 2019; Good et al., 2024). Los valores de diferenciación genética (FST) obtenidos por Pacheco-Cruz (2019) sugieren dos unidades poblacionales: el área 1, en la vertiente de cerro Humo Chico—cerro Zacate (Santiago Comaltepec y San Pedro Yolox), y el área 2, en la vertiente

de cerro Pozuelos (Ixtlán de Juárez), donde la orografía genera aislamiento poblacional.

Q. macdongallii presenta una distribución fuertemente restringida a zonas altas (2600 m – 3150 m s.n.m). La altitud se ha señalado como un factor importante en el establecimiento de encinos (Firmat et al., 2017; Leroy et al., 2019). La alta especificidad de la especie puede estar asociada a microhábitats generados por la orografía de la Sierra Juárez (Clark-Tapia, Fuente-Carrasco et al., 2018), donde la precipitación y temperatura afectan significativamente la distribución. Antúnez et al. (2017) sugieren que la temperatura promedio del mes más frío puede influir en la abundancia de la especie. En este estudio, la temperatura media anual (BIO1) y la precipitación del trimestre húmedo (BIO13) fueron variables determinantes en el modelo, lo que indica que sequías prolongadas o cambios en la distribución temporal de las lluvias podrían afectar a la especie, como se ha observado en *Q. oleoides* (Ramírez-Valiente et al., 2018).

En especies arbóreas de vida larga, se sigue investigando la adaptación frente a estrés climático (Lee et al., 2005). Algunos encinos muestran resistencia a sequías por la profundidad de sus raíces y arquitectura hidráulica (Cavender-Bares et al., 2007; Limousin et al., 2010; Skelton et al., 2018). Además, las interacciones bióticas pueden modificar su permanencia: por ejemplo, *Q. ilex* y el hongo endófito *Discula quercina* pueden cambiar su relación de mutualismo a una interacción antagonista ante cambios en la temperatura y la disponibilidad de agua (Moricca y Ragazzi, 2008). Esto sugiere la importancia de estudiar las interacciones de *Q. macdongallii* para comprender su situación actual.

Los efectos del cambio climático hacen fundamental evaluar la persistencia de los nichos climáticos que sostienen especies endémicas de distribución restringida, como *Q. macdongallii*. Estudios en encinos microendémicos (*Q. douglasii*, *Q. lobata*, Kueppers et al., 2005; *Q. alnifolia*, Kougioumoutzis et al., 2024) muestran que incluso escenarios moderados pueden reducir drásticamente las áreas de idoneidad climática para 2070, confinando a estas

especies a microhábitats montañosos considerados refugios climáticos. Los resultados de este estudio indican un patrón similar en *Q. macdougallii*, cuya distribución potencial se contraerá progresivamente hacia las zonas de mayor altitud de la Sierra Juárez.

Los datos de campo indican que la especie alcanza su mayor abundancia y dominancia estructural entre 2700 m y 2950 m s.n.m. Debajo de este intervalo, la presencia de competidores (*Q. laurina*, *Q. crassifolia*, *Q. glabrescens*, *Q. rugosa*) limita su establecimiento y, por encima de 2950 m s.n.m., estas especies ya se registran, reduciendo aún más el espacio altitudinal disponible y aumentando el riesgo de pérdida de hábitat. El cambio climático puede alterar la estructura de los bosques más rápido de lo que las especies pueden migrar o recolonizar (Parmesan, 2006). En *Q. macdougallii*, el espacio disponible hacia elevaciones mayores es limitado (máx. 3250 m s.n.m.), y al ser una especie especialista (Clark-Tapia, Mendoza-Ochoa et al., 2018), la llegada de competidores de encinos puede desplazarla, como ocurre en Ixtlán de Juárez, donde pocos individuos sobreviven rodeados de *Q. laurina*, *Q. crassifolia*, *Q. glabrescens* y pinos, identificada por el modelo como área vulnerable.

Estos cambios estructurales ya se han documentado en bosques de pino y encino en los Alpes suizos y en Arizona, afectados por aumentos de temperatura y sequías (Rebetez y Dobbertin, 2004; Mueller et al., 2005). Asimismo, se espera que alteraciones en temperatura y precipitación reduzcan los espacios actuales de *Pinus* y *Quercus* (Gómez-Mendoza y Arriaga, 2007), planteando un futuro incierto y adverso para *Q. macdougallii*, por lo que es necesario diseñar estrategias de conservación efectivas.

***Q. macdougallii*, un encino endémico y su conservación**

No obstante que la cubierta forestal en áreas adyacentes a los hábitats de *Q. macdougallii* ha mostrado signos de recuperación entre 1979 y 2022, la ausencia de pérdida aparente no implica necesariamente que el hábitat se mantenga en buen estado. Factores como el manejo forestal, la ganadería, los incendios recurrentes y los efectos del cambio climático pueden degradar su calidad. En la

zona norte de la distribución de la especie, Anacleto-Carmona (2015) señala una dominancia de elementos arbóreos de los géneros *Pinus* y *Quercus*, junto con un aprovechamiento forestal comunitario para autoconsumo y venta de madera, lo que modifica de manera continua la diversidad y estructura del dosel (Clark-Tapia, Fuente-Carrasco et al., 2018).

Actualmente, *Q. macdougallii* está incluida en la lista de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Jerome, 2020) y en la NOM-059-ECOL (Semarnat, 2018) como especie amenazada. Aunque se distribuye en una región considerada entre las más conservadas del país y con un manejo forestal sustentable para especies de *Pinus* de interés comercial (Anta-Fonseca et al., 2010; Álvarez y Rubio, 2013; Clark-Tapia, Fuente-Carrasco et al., 2018), dicho manejo puede reducir la abundancia de otras especies, incluyendo encinos, debido a cambios en la estructura del dosel (Ríos-Altamirano et al., 2016; Clark-Tapia, Fuente-Carrasco et al., 2018). Un manejo forestal verdaderamente integral debería incorporar medidas específicas para minimizar impactos sobre especies sensibles como *Q. macdougallii*.

La conservación de esta especie requiere un enfoque que valore su importancia ecosistémica y su patrimonio biocultural en la Sierra Juárez (e.g., Alfonso-Corrado et al., 2017). Actualmente, se desarrollan iniciativas con comunidades locales para resaltar su relevancia y promover programas de restauración y conservación, con participación activa, a través de instituciones como la International Oak Society. A futuro, será fundamental delimitar y proteger las áreas con mayor probabilidad de ocurrencia, así como aquellas que albergan poblaciones significativas, reduciendo la presión de actividades agrícolas, forestales y ganaderas mediante prácticas sostenibles.

Dada la baja producción de semillas y su periodicidad irregular, es prioritario un proyecto regional para recolectar y almacenar material genético, restaurar microhábitats y establecer colecciones vivas, fortaleciendo la conservación *ex situ* y la reintroducción en sitios con condiciones favorables. Asimismo, considerando que los incendios son



un factor crítico de degradación, es indispensable desarrollar estrategias de prevención y manejo, que reduzcan su impacto en las áreas críticas de *Q. macdongallii*. Este enfoque de conservación requiere no solo acciones inmediatas, sino también monitoreo continuo, evaluando la efectividad de las estrategias frente al cambio climático y presión antrópica, al mismo tiempo que se reconoce que el presente estudio tiene limitaciones que deben considerarse al interpretar los resultados.

Limitaciones del estudio

A pesar de los aportes del presente estudio en la comprensión de la distribución actual y futura de *Q. macdongallii*, es importante reconocer ciertas limitaciones que condicionan la interpretación de los resultados. En primer lugar, no se realizó un análisis histórico detallado de su distribución debido a la escasez y dispersión de registros confiables previos, por lo que la evaluación se centró en la dinámica reciente de la cobertura forestal en su área de ocurrencia confirmada. Esto impide identificar posibles desplazamientos históricos del área de distribución, un componente clave en estudios de cambio global (Guisan y Thuiller, 2005; Franklin, 2010).

En segundo lugar, las proyecciones de idoneidad futura se generaron a partir de un único modelo climático global (GCM) y dos trayectorias de concentración representativas (RCP 4.5 y RCP 8.5). Aunque esta elección simplifica el proceso de modelado, también limita la incorporación de la variabilidad e incertidumbre asociadas entre diferentes GCMs (Araújo y New, 2007; Beaumont et al., 2008). Para mejorar la robustez de las estimaciones, se recomienda integrar un conjunto de modelos climáticos en análisis futuros (Buisson et al., 2010).

Finalmente, la resolución espacial de las variables climáticas (~1 km²) utilizadas en el modelado (Fick y Hijmans, 2017) puede no representar adecuadamente los microhábitats críticos para la persistencia de poblaciones pequeñas o aisladas. Este aspecto es particularmente relevante para especies de distribución restringida y de alta especialización ecológica, donde la heterogeneidad

ambiental a escalas finas puede ser determinante para su viabilidad (Franklin, 2010).

CONCLUSIONES

Los resultados indican que *Q. macdongallii* tiene una distribución confirmada muy restringida (< 50 km²) en altitudes elevadas (2600 m – 3150 m s.n.m.), donde su establecimiento se ve limitado por la competencia con otros encinos. Aunque los análisis históricos muestran estabilidad y cierta recuperación de la cobertura forestal entre 1979 y 2022, los cambios locales debidos a incendios, actividades agrícolas y la extracción forestal siguen representando amenazas. El modelado de hábitat idóneo proyecta reducciones importantes para 2050 y 2070 bajo RCP4.5 y RCP8.5, con los intervalos altos funcionando como refugios parciales pero insuficientes para sostener la especie a largo plazo. Estas proyecciones, junto con la alta sensibilidad de la especie a variables climáticas críticas, subrayan la necesidad de estrategias de conservación integrales que combinen protección de hábitats, manejo sustentable y participación comunitaria, así como conservación *ex situ* y restauración de microhábitats. Sin embargo, el estudio presenta limitaciones derivadas de la falta de registros históricos detallados, el uso de un único modelo climático y la resolución espacial de las variables, lo cual debe considerarse al interpretar los resultados y planificar acciones de conservación efectivas para *Q. macdongallii*.

RECONOCIMIENTOS

Se agradece a todas las autoridades de bienes comunales de la Sierra Juárez por brindar las facilidades para la realización de este estudio. Este trabajo recibió apoyo financiero de la International Oak Society (2301) y de la Universidad de la Sierra Juárez (CAUP-2-EA-2301).

REFERENCIAS

- Alfonso-Corrado, C., Naranjo-Luna, F., Clark-Tapia, R., Campos, J. E., Rojas-Soto, O. R., Luna-Krauletz, M. D., Bodenhorn, B., Gorgonio-Ramírez, M., & Pacheco Cruz, N. (2017). Effects of environmental changes on the occurrence of *Oreomunnea mexicana*

- (Juglandaceae) in a biodiversity hotspot cloud forest. *Forests*, 8(8), 261. <https://doi.org/10.3390/f8080261>
- Allouche, O., Tsoar, A., & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Álvarez, S., & Rubio, A. (2013). Línea base de carbono en bosque mixto de pino-encino de la Sierra Juárez (Oaxaca, México): Aplicación del modelo CO2FIX v. 3.2. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(1), 125–137. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.01.005>
- American Museum of Natural History [AMNH]. (2020). *Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.4)*. American Museum of Natural History. https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent
- Anacleto-Carmona, E. (2015). *Abundancia y distribución de Quercus macdougalii (Fagaceae) especie endémica de la Sierra Juárez, Oaxaca* [Tesis de Licenciatura. Universidad de la Sierra Juárez].
- Anta-Fonseca, S., Galindo-Leal, C., González-Medrano, F., Koleff-Osorio, P., Meave del Castillo, J., Moya Moreno, H., & Victoria Hernández, A. (2010). Sierra Norte de Oaxaca. En T. Toledo Aceves (Ed.), *El bosque mesófilo de montaña en México: amenazas y oportunidades para su conservación y su manejo sostenible* (1a ed., pp. 108–115). Conabio.
- Antúnez, P., Hernández-Díaz, J., Wehenkel, C., & Clark-Tapia, R. (2017). Generalized models: An application to identify environmental variables that significantly affect the abundance of three tree species. *Forests*, 8(3), 59. <https://doi.org/10.3390/f8030059>
- Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>
- Beaumont, L. J., Hughes, L., & Poulsen, M. (2008). Predicting species distributions: Use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling*, 186, 250–269. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.01.030>
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15(4), 365–377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>
- Buisson, L., Thuiller, W., Casajus, N., Lek, S., & Grenouillet, G. (2010). Uncertainty in ensemble forecasting of species distribution. *Global Change Biology*, 16(4), 1145–1157. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02000.x>
- Brown, J. L., Bennett, J. R., & French, C. M. (2017). SDMtoolbox 2.0: the next generation Python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *PeerJ*, 5, e4095. <https://doi.org/10.7717/peerj.4095>
- Campbell, M., Congalton, R. G., Hartter, J., & Ducey, M. (2015). Optimal land cover mapping and change analysis in northeastern Oregon using Landsat imagery. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 81(1), 37–47. <https://doi.org/10.14358/PERS.81.1.37>
- Cavender-Bares, J., Sack, L., & Savage, J. (2007). Atmospheric and soil drought reduce nocturnal conductance in live oaks. *Tree Physiology*, 27(4), 611–620. <https://doi.org/10.1093/treephys/27.4.611>
- Clark-Tapia, R., González-Adame, G., Campos, J. E., Aguirre-Hidalgo, V., Pacheco-Cruz, N., Von Thaden Ugalde, J. J., & Alfonso-Corrado, C. (2021). Effects of habitat loss on the ecology of *Pachyphytum caesium* (Crassulaceae), a specialized cliff-dwelling endemic species in Central Mexico. *Diversity*, 13(9), 421. <https://doi.org/10.3390/d13090421>
- Clark-Tapia, R., Fuente-Carrasco, M. E., Corrado-Alfonso, C., Ramos-Morales, M. F., & Aguirre-Hidalgo, V. (2018). *Manejo forestal comunitario y sustentabilidad en Sierra Juárez, Oaxaca*. Fontamara.
- Clark-Tapia, R., Mendoza-Ochoa, A., Aguirre-Hidalgo, V., Antúnez, P., Campos Contreras, J. E., Valencia-A, S., Luna-Krauletz, M. A., & Alfonso-Corrado, C. (2018). Reproducción sexual de *Quercus macdougalii*, un encino endémico de la Sierra Juárez. *Madera y Bosques*, 24(2), e2421617. <https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421617>
- Contreras-Medina, R., Luna-Vega, I., & Ríos-Muñoz, C. A. (2010). Distribución de *Taxus globosa* (Taxaceae) en México: modelos ecológicos de nicho, efectos del cambio del uso de suelo y conservación. *Revista Chilena de Historia Natural*, 83, 421–433. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2010000300009>
- Cohen, J. (1960). A coefficient of agreement for nominal scales. *Educational and Psychological Measurement*, 20(1), 37–46. <http://dx.doi.org/10.1177/001316446002000104>
- Cotrina Sánchez, A., Rojas Briceño, N. B., Bandopadhyay, S., Ghosh, S., Torres Guzmán, C., Oliva, M., Guzmán, B. K., & Salas López, R. (2021). Biogeographic distribution of *Cedrela* spp. genus in Peru using Maxent modeling: A conservation and restoration approach. *Diversity*, 13(6), 126. <https://doi.org/10.3390/d13060261>
- Di Nuzzo, L., Vallese, C., Benesperi, R., Giordani, P., Chiarucci, A., Di Cecco, V., Di Martino, L., Di Musciano, M., Gheza, G., Lelli, C., Spitale, D., & Nascimbene, J. (2021). Contrasting multitaxon response to climate changes in Mediterranean mountains. *Scientific Reports*, 11, 4438. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-83866-x>



- Ferrer-Sánchez, Y., Barahona-Manzaba, D. G., Plasencia Vázquez, A. H., & Abasolo-Pacheco, F. (2024). Riesgo de expansión de *Fusarium oxysporum* f. *cubense* (Nectriaceae) ante el cambio climático en Ecuador continental. *Acta Botanica Mexicana*, 131. <https://doi.org/10.21829/abm131.2024.2207>
- Fick, S. E., & 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>
- Firmat, C., Delzon, S., Louvet, J. M., Parmentier, J., & Kremer, A. (2017). Evolutionary dynamics of the leaf phenological cycle in an oak metapopulation along an elevation gradient. *Journal of Evolutionary Biology*, 30(12), 2116–2131. <https://doi.org/10.1111/jeb.13185>
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- Fox, J., Friendly, M., Graves, S., Heiberger, R., Monette, G., Nilsson, H., & Weisberg, S. (2007). *car: Companion to applied regression* [R package]. R Foundation for Statistical Computing. <https://cran.r-project.org/package=car>
- Franklin, J. (2010). *Mapping species distributions: Spatial inference and prediction*. Cambridge University Press.
- Gao, X., Liu, J., & Huang, Z. (2022). The impact of climate change on the distribution of rare and endangered tree *Firmiana kwangsiensis* using the Maxent modeling. *Ecology and Evolution*, 12(8), e9165. <https://doi.org/10.1002/ece3.9165>
- Good, K., Valencia-A., S., Pacheco-Cruz, N., & Alvarez-Clare, S. (2024). *Quercus macdougalii* Martínez. En K. Good, A. J. Coombes, S. Valencia-A., M. Rodríguez-Acosta, E. Beckman Bruns, & S. Alvarez-Clare (Eds.), *Análisis de vacíos de conservación de especies nativas de encinos mesoamericanos* (pp. 237–244). The Morton Arboretum.
- Global Biodiversity Information Facility [GBIF]. (2025). *Global Biodiversity Information Facility*. <https://www.gbif.org>
- Gómez-Mendoza, L., & Arriaga, L. (2007). Modeling the effect of climate change on the distribution of oak and pine species of Mexico. *Conservation Biology*, 21(6), 1545–1555. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00814.x>
- Graham, D., & Glaister, S. (2003). Spatial variation in road pedestrian casualties: The role of urban scale, density and land-use mix. *Urban Studies*, 40(8), 1591–1607. <https://doi.org/10.1080/0042098032000094441>
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [IPCC]. (2013). *Climate change 2013: The physical science basis*. Cambridge University Press.
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat suitability and distribution models: With applications in R*. Cambridge University Press.
- Hampe, A. (2004). Bioclimate envelope models: what they detect and what they hide. *Global Ecology and Biogeography*, 13(5), 469–476. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00090.x>
- Iler, A. M., Compagnoni, A., Inouye, D. W., Williams, J. L., CaraDonna, P. J., Anderson, A., & Miller, T. E. X. (2019). Reproductive losses due to climate change-induced earlier flowering are not the primary threat to plant population viability in a perennial herb. *Journal of Ecology*, 107(4), 1931–1943. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13146>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]. (2023). *Continuo de elevaciones mexicano (CEM)* [Mapa interactivo]. <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmx/>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía [Inegi]. (2024). *Ortoimágenes* [Mapa interactivo]. <https://www.inegi.org.mx/temas/imagenes/ortoimagenes/>
- James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. (2013). *An introduction to statistical learning*. Springer Nueva York
- Jensen, J. R. (2015). *Introductory digital image processing: A remote sensing perspective* (4a ed.). Pearson.
- Jerome, D. (2020). *Quercus macdougalii*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 2020, e.T32765A2823034. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T32765A2823034>
- Kougioumoutzis, K., Constantinou, I., & Panitsa, M. (2024). Rising temperatures, falling leaves: Predicting the fate of Cyprus's endemic oak under climate and land use change. *Plants*, 13(8), 1109. <https://doi.org/10.3390/plants13081109>
- Kueppers, L. M., Snyder, M. A., Sloan, L. C., Zavaleta, E. S., & Fulfroost, B. (2005). Modeled regional climate change and California endemic oak ranges. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(45), 16281–16286. <https://doi.org/10.1073/pnas.0501427102>
- Lee, T. D., Reich, P. B., & Bolstad, P. V. (2005). Acclimation of leaf respiration to temperature is rapid and related to specific leaf area, soluble sugars and leaf nitrogen across three

- temperate deciduous tree species. *Functional Ecology*, 19(4), 640–647. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2005.01023.x>
- Leroy, T., Louvet, J. M., Lalanne, C., Le Provost, G., Labadie, K., Aury, J. M., Delzon, S., Plomion, C., & Kremer, A. (2019). Adaptive introgression as a driver of local adaptation to climate in European white oaks. *New Phytologist*, 226(4), 1171–1182. <https://doi.org/10.1111/nph.16095>
- Limousin, J. M., Longepierre, D., Huc, R., & Rambal, S. (2010). Change in hydraulic traits of Mediterranean *Quercus ilex* subjected to long-term throughfall exclusion. *Tree Physiology*, 30(8), 1026–1036. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq062>
- Ma, Y., Chen, G., Grumbine, R. E., Dao, Z., Sun, W. & Guo, H. (2013). Conserving plant species with extremely small populations (PSESP) in China. *Biodiversity and Conservation*, 22(3), 803–809. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0434-3>
- Meehl, G. A., Stocker, T. F., Collins, W. D., Friedlingstein, P., Gaye, A. T., Gregory, J. M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J. M., Noda, A., Raper, S. C. B., Watterson, I. G., Weaver, A. J., & Zhao, Z.C. (2007). *Global climate projections*. En S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor, & H. L. Miller (Eds.), *Climate change 2007: The physical science basis*. Cambridge University Press.
- Molina-Garay, C. (2011). *Diversidad genética y estructura poblacional de Quercus macdougalii, encino endémico de Oaxaca* [Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México].
- Moricca, S., & Ragazzi, A. (2008). Fungal endophytes in Mediterranean oak forests: A lesson from *Discula quercina*. *Phytopathology*, 98(4), 380–386. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-98-4-0380>
- Moukrin, S., Lashssini, S., Rhazi, M., Menzou, K., El Madihi, M., Rifai, N., Bouziani, Y., Azedou, A., Boukhris, I., & Rhazi, L. (2022). Climate change impact on potential distribution of an endemic species *Abies marocana* Trabut. *Ekológia (Bratislava)*, 41(4), 329–339. <https://doi.org/10.2478/eko-2022-0034>
- Mueller, R. C., Scudder, C. M., Porter, M. E., Trotter, R. T., Gehring, C. A., & Whitham, T. G. (2005). Differential tree mortality in response to severe drought: Evidence for long-term vegetation shifts. *Journal of Ecology*, 93(6), 1085–1093. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01042.x>
- Pacheco-Cruz, M. J. (2019). *Variación genómica y distribución potencial de Quercus macdougalii Martínez, especie endémica de Oaxaca* [Tesis de Maestría, Universidad Nacional Autónoma de México].
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637–669. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100>
- Pebesma, E. J., & Bivand, R. S. (2012). *sp: Classes and methods for spatial data* [R package]. The Comprehensive R Archive Network (CRAN). <https://cran.r-project.org/package=sp>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3–4), 231–259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Planet Team. (2022). Planet Application Program Interface: In Space for Life on Earth. San Francisco, CA. <https://api.planet.com>.
- Primack, R. B. (2012). *A primer of conservation biology*. Sinauer Associates Inc.
- Qu, H., Wang, C.-J., & Zhang, Z.-X. (2018). Planning priority conservation areas under climate change for six plant species with extremely small populations in China. *Nature Conservation*, 25, 89–106. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.25.20063>
- R Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing* Version 3.0.3. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Ramírez-Valiente, J. A., Deacon, N. J., Etterson, J., Center, A., Sparks, J. P., Sparks, K. L., Longwell, T., Pilz, G., & Cavender-Bares, J. (2018). Natural selection and neutral evolutionary processes contribute to genetic divergence in leaf traits across a precipitation gradient in the tropical oak *Quercus oleoides*. *Molecular Ecology*, 27(9), 2176–2192. <https://doi.org/10.1111/mec.14566>
- Rebetez, M., & Dobbertin, M. (2004). Climate change may already threaten Scots pine stands in the Swiss Alps. *Theoretical and Applied Climatology*, 79(1–2), 1–9. <https://doi.org/10.1007/s00704-004-0058-3>
- Ren, H., Zhang, Q., Lu, H., Liu, H., Guo, Q., Wang, J., Jian, S., & Bao, H. (2012). Wild plant species with extremely small populations require conservation and reintroduction in China. *Ambio*, 41(8), 913–917. <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0284-3>
- Richards, J. A., & Jia, X. (2006). *Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction* (4th ed.). Springer.
- Ríos-Altamirano, A., Alfonso-Corrado, C., Aguirre-Hidalgo, V., Ángeles-Pérez, G., Mendoza-Díaz, M. M., Rodríguez-Rivera, V., Roldán-Felix, E., & Clark-Tapia, R. (2016). Abundancia y distribución del género *Pinus* en Capulálpam de Méndez, Sierra Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques*, 22(3), 61–74. <https://doi.org/10.21829/myb.2016.2231457>
- Romero-Rangel, S., Rojas-Centeno, E. C., & Rubio-Licona, L. E. (2015). *Encinos de México. (Quercus, Fagaceae) 100 especies* (1a ed.). Universidad Nacional Autónoma de México, México.



- Rosa, I. M., Gabriel, C., & Carreiras, J. M. (2017). Spatial and temporal dimensions of landscape fragmentation across the Brazilian Amazon. *Regional Environmental Change*, 17(6), 1687–1699. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1120-x>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [Semarnat]. (2018). *Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental - Especies nativas de México de flora y fauna silvestres - Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio - Lista de especies en riesgo*. Diario Oficial de la Federación.
- Scherrer, D., & Guisan, A. (2019). Ecological indicator values reveal missing predictors of species distributions. *Scientific Reports*, 9(1), 3061. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-39133-1>
- Skelton, R. P., Dawson, T. E., Thompson, S. E., Shen, Y., Weitz, A. P., & Ackerly, D. (2018). Low vulnerability to xylem embolism in leaves and stems of North American oaks. *Plant Physiology*, 177(3), 1066–1077. <https://doi.org/10.1104/pp.18.00103>
- Shiogama, H., Stone, D., Emori, S., Takahashi, K., Mori, S., Maeda, A., Ishizaki, Y., & Allen, M. R. (2016). Predicting future uncertainty constraints on global warming projections. *Scientific Reports*, 6, 18903. <https://doi.org/10.1038/srep18903>
- Subedi, S. C., Drake, S., Adhikari, B., & Coggeshall, M. V. (2024). Climate-change habitat shifts for the vulnerable endemic oak species (*Quercus arkansana* Sarg.). *Journal of Forestry Research*, 35, 23. <https://doi.org/10.1007/s11676-023-01673-8>
- Valencia-A., S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 75, 33–53. <https://doi.org/10.17129/botsoci.1692>
- von Thaden-Ugalde, J. J., Fuente, M. E., Lithgow, D., Martínez-Villanueva, M., Alfonso-Corrado, C., Aguirre-Hidalgo, V., & Clark-Tapia, R. (2023). Recovering landscape connectivity after long-term historical land cover changes in the mountain region of Oaxaca, Mexico. *Regional Environmental Change*, 23(2), 56. <https://doi.org/10.1007/s10113-023-02053-y>
- Wade, E. M., Nadarajan, J., Yang, X., Ballesteros, D., Sun, W., & Pritchard, H. W. (2016). Plant species with extremely small populations (PSESP) in China: A seed and spore biology perspective. *Plant Diversity*, 38(5), 209–220. <https://doi.org/10.1016/j.pld.2016.09.002>
- Wei, T., Simko, V., Levy, M., Xie, Y., Jin, Y., & Zemla, J. (2017). *corrplot: Visualization of a correlation matrix* [R package]. The Comprehensive R Archive Network (CRAN). <https://cran.r-project.org/package=corrplot>.
- Yang, J., Cai, L., Liu, D., Chen, G., Gratzfeld, J., & Sun, W. (2020). China's conservation program on plant species with extremely small populations (PSESP): *Progress and perspectives*. *Biological Conservation*, 244, 108535. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108535>

Manuscrito recibido el 17 de enero de 2025

Aceptado el 22 de octubre de 2025

Publicado el 14 de abril de 2026

Este documento se debe citar como:

Alfonso-Corrado, C., Clark-Tapia, R., Pacheco-Cruz, N., Campos, J. E., Binnqüist-Cervantes, G., & Von Thaden-Ugalde, J. J. (2026). Idoneidad actual y futura del hábitat y análisis del cambio de uso del suelo de *Quercus macdougalii* (Fagaceae) frente al cambio climático en Sierra Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 32, e322712. <https://doi.org/10.21829/myb.2026.322712>



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