



Acta Botanica
Mexicana

Modelado de la distribución potencial de muérdagos enanos (*Arceuthobium*, Santalaceae) ante escenarios de cambio climático en México

Potential distribution of dwarf mistletoes (*Arceuthobium*, Santalaceae) facing climate change scenarios in Mexico

Rosa Laura Heredia-Bobadilla¹ , Miguel Angel Gómez Albores² , Víctor Josué Arriaga Núñez² , José Jonathan Aguirre Zúñiga³ , Luis Antonio García Almaraz⁴ , Angel Rolando Endara Agramont³ 

Resumen:

Antecedentes y Objetivos: El cambio climático y las actividades antropogénicas son amenazas para los bosques templados, ecosistemas donde habitan los muérdagos enanos (*Arceuthobium*). Estas son plantas parásitas de las coníferas y cuya presencia ha aumentado como consecuencia de la tala y los cambios en los regímenes de temperatura y la precipitación. En este contexto, se planteó el objetivo de determinar la distribución potencial del género *Arceuthobium* en México, así como las variables abióticas que pueden favorecer su presencia, además de determinar si su distribución aumentará por efectos del cambio climático.

Métodos: Se obtuvieron datos de presencia de especies del género *Arceuthobium* de la base de datos Global Biodiversity Information Facility (GBIF). Se utilizaron las capas bioclimáticas de WorldClim, una capa de elevación, una del índice de vegetación mejorado (EVI) y una de evapotranspiración (ETA) para generar el modelo de distribución potencial actual y futura. Para la modelación a futuro se utilizaron tres modelos (HadGEM3-GC31-LL, MRI-ESM2-0 y MIROC6), y dos horizontes de tiempo (2050 y 2080) bajo dos Shared Socioeconomic Pathways: 4.5 y 8.5.

Resultados clave: El rendimiento de los modelos a partir del área bajo la curva (AUC) fue >0.9. Se delimitaron cinco áreas prioritarias de distribución potencial de *Arceuthobium*. Los modelos a futuro muestran que el género disminuirá su área de distribución.

Conclusiones: La distribución potencial de estas plantas parásitas disminuirá y tenderá a buscar nuevos refugios en la Faja Volcánica Transmexicana y la Sierra Madre Occidental. Se requieren acciones de monitoreo y conservación.

Palabras clave: bosques de alta montaña, coníferas, plantas parásitas.

Abstract:

Background and Aims: Climate change and anthropogenic activities pose significant threats to temperate forests, ecosystems where dwarf mistletoes (*Arceuthobium*) occur. These parasitic plants infect conifers, and their presence has increased because of logging and changes in temperature and precipitation regimes. In this context, the objective of this study was to determine the potential distribution of the genus *Arceuthobium* in Mexico, identify the abiotic variables that may favor its presence, and assess whether its distribution is expected to increase as a result of climate change.

Methods: Species occurrence data for the genus *Arceuthobium* were obtained from the Global Biodiversity Information Facility (GBIF) database. Bioclimatic variables from WorldClim, along with layers of elevation, enhanced vegetation index (EVI), and evapotranspiration (ETA), were used to generate current and future potential distribution models. Future projections were based on three climate models (HadGEM3-GC31-LL, MRI-ESM2-0 and MIROC6) and two time horizons (2050 y 2080) under two Shared Socioeconomic Pathways scenarios: 4.5 and 8.5.

Key results: Model performance, evaluated using the area under the curve (AUC), was >0.9. Five priority areas of potential distribution for *Arceuthobium* were identified. Future projections indicate that the genus will experience a reduction in its distribution area.

Conclusions: The potential distribution of these parasitic plants is expected to decrease, with a tendency to shift toward new refugia in the Trans-Mexican Volcanic Belt and Sierra Madre Occidental. Monitoring and conservation actions are required.

Key words: conifers, high mountain forest, parasitic plants.

¹Universidad Autónoma del Estado de México, Centro de Investigación en Ciencias Biológicas Aplicadas, Instituto Literario No. 100, Colonia Centro, 50000 Toluca, México.

²Universidad Autónoma del Estado de México, Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua, Instituto Literario No. 100, Colonia Centro, 50000 Toluca, México.

³Universidad Autónoma del Estado de México, Instituto de Ciencias Agropecuarias y Rurales, Instituto Literario No. 100, Colonia Centro, 50000 Toluca, México.

⁴Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Av. Ejército Nacional Mexicano 223, Anáhuac I Secc, 11320 Miguel Hidalgo, Ciudad de México, México.

⁵Autor para la correspondencia: rlahub@yahoo.com.mx

Recibido: 17 de abril de 2026.

Revisado: 14 de mayo de 2026.

Aceptado por Marie-Stéphanie Samain: 30 de julio de 2026.

Publicado Primero en línea: 7 de septiembre de 2026.

Publicado: Acta Botanica Mexicana 133 (2026).



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

Citar como: Heredia-Bobadilla, R. L., M. A. Gómez Albores, V. J. Arriaga Núñez, J. J. Aguirre Zúñiga, L. A. García Almaraz y A. R. Endara Agramont. 2026. Modelado de la distribución potencial de muérdagos enanos (*Arceuthobium*, Santalaceae) ante escenarios de cambio climático en México. Acta Botanica Mexicana 133: e2599. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm133.2026.2599>

e-ISSN: 2448-7589

Introducción

Los bosques templados en México se extienden a lo largo de la Sierra Madre Occidental (SMOcc) y Oriental (SMO), así como de la Faja Volcánica Transmexicana (FVT). En estos bosques, las coníferas, entre otras especies arbóreas, de los géneros *Pinus* L., *Abies* Mill., *Pseudotsuga* Carrière y *Picea* A. Dietr. (Coniferophyta: Pinaceae), son especies dominantes. Estas especies se distribuyen en elevaciones desde 1200 m s.n.m. hasta 4100 m s.n.m. (Rzedowski, 2006; Challenger y Soberon, 2008; Mathiasen et al., 2008b).

Los bosques de coníferas son afectados por diversos impactos antropogénicos, entre ellos la tala legal e ilegal, la contaminación, el cambio de uso de suelo para la agricultura y pastoreo, así como los incendios naturales e inducidos (Díaz-Núñez et al., 2016; Canelles et al., 2021). Estos factores pueden alterar la dinámica del bosque y favorecer el incremento de algunos organismos parásitos, entre ellos los muérdagos enanos (*Arceuthobium* M.Bieb.). En condiciones naturales, estas plantas hemiparásitas forman parte de los procesos ecológicos que contribuyen a mantener las poblaciones de coníferas dentro de la capacidad de carga del ecosistema (Watson, 2001; Geils y Hawksworth, 2002; Watson y Herring, 2012).

Los muérdagos enanos (*Arceuthobium*) se distribuyen principalmente desde el oeste de los Estados Unidos de América pasando por México y llegando hasta Centroamérica donde habitan 34 especies (Hawksworth y Wiens, 1996). Ocho especies más se encuentran distribuidas en Europa (*A. azoricum* Wiens & Hawksw. y *A. oxycedri* M.Bieb.), África (*A. oxycedri* y *A. juniperi-proceae* Chiov.) y Asia (*A. minutissimum* Hook. F., *A. pini* Hawksw. & Wiens, *A. chinense* Lecomte, *A. tibetense* H.S.Kiu & W.Ren, *A. sichuanense* (H.S.Kiu) Hawksw. & Wiens) (Hawksworth y Wiens, 1996; Geils et al., 2002; Sadowski et al., 2017). En México habitan 24 de las 34 especies y se le ha descrito como centro de diversidad del género *Arceuthobium* (Hawksworth y Wiens, 1996; Cibrián-Tovar et al., 2007; Mathiasen et al., 2012; POWO, 2025). Se distribuyen principalmente en climas templados a fríos (Hawksworth y Wiens, 1996; Manzanilla-Quñones et al., 2018; Aguirre-Zúñiga et al., 2024; POWO, 2025).

El género *Arceuthobium* agrupa plantas hemiparásitas, las cuales, aunque pueden realizar la fotosíntesis, po-

seen una muy baja capacidad para fijar CO₂ (Hull y Leonard, 1964b; Kenaley y Mathiasen, 2025). Por lo tanto, dependen casi por completo de su hospedero para obtener agua y minerales (Hull y Leonard, 1964a; Muche et al., 2022). Además, mantienen conexiones haustoriales con sus hospederos, las cuales son favorecidas por gradientes de potenciales hídricos y elevadas tasas de transpiración (Muche et al., 2022).

La importancia de estas plantas implica una dualidad ecológica: en primer lugar, son causantes de severos daños a sus hospederos. Los hospederos de *Arceuthobium* pertenecen a distintos géneros de la familia Pinaceae, como *Pinus*, *Abies*, *Pseudotsuga* y *Picea* (Hawksworth y Wiens, 1996; Geils et al., 2002). Ya establecidos, los muérdagos enanos reducen el crecimiento y la producción de semillas, generan estructuras que se conocen como escobas de bruja en la copa, además de predisponer al hospedero al ataque de otros organismos como los escarabajos descortezadores (Coleoptera) (Geils et al., 2002; Endara-Agramont et al., 2022). En segundo lugar, son proveedores de refugio y alimento para aves, mamíferos, insectos y hongos (Mathiasen, 1996). Por lo tanto, también pueden aumentar la riqueza y diversidad en ciertos estratos arbóreos (Skay et al., 2021).

La proliferación de estas plantas parásitas afecta la estructura del ecosistema: modifica la estructura vertical y horizontal del bosque (aumenta la mortalidad de árboles, se originan claros como parte del manejo forestal que implica remover árboles infestados, afecta la sobrevivencia de plántulas), modifica los ciclos de nutrientes, proveen hábitat y alimento a otras especies lo que favorece la biodiversidad. Por ello, se considera que el papel de estas plantas es clave para el funcionamiento de los ecosistemas forestales (Watson, 2001; Mathiasen et al., 2008a; Endara-Agramont et al., 2022; Aguirre-Zúñiga et al., 2024).

La presencia de los muérdagos enanos en un área determinada está relacionada con factores topográficos y ambientales como la elevación, la exposición y el relieve superficial (Hawksworth, 1983; Hawksworth y Wiens, 1996). Sin embargo, el factor determinante en la distribución de estas especies es la presencia de sus hospederos, ya que, debido a su condición de hemiparásitos obligados, dependen estrechamente de la distribución del bosque de



coníferas (Pinaceae). En este sentido, aunque los factores abióticos influyen en su distribución, esos factores determinan también (y limitan) la distribución de sus hospederos, (Hawksworth y Wiens, 1996; Barret et al., 2012).

Las especies del género *Arceuthobium* presentan un alto conservadurismo de nicho; esto significa que el conjunto de requisitos ecológicos para la persistencia de estas plantas se ha mantenido prácticamente sin cambios a lo largo del tiempo evolutivo (Nickrent et al., 2004; Crisp y Cook, 2012). Existen registros de este comportamiento desde el Eoceno (Sadowski et al., 2017), lo cual ha resultado en nichos muy similares entre las especies de *Arceuthobium* (Schneider et al., 2021).

Tanto los muérdagos enanos como sus hospederos habitan en zonas templadas de México (Hawksworth y Wiens, 1996; Gernandt y Pérez de la Rosa, 2014). Estos bosques se verán profundamente afectados por el cambio climático: el aumento de la temperatura y los cambios en el régimen de precipitación provocarán cambios importantes en la distribución espacial y la capacidad adaptativa de especies forestales y todos los organismos asociados a estas (Sáenz-Romero et al., 2020). Estudios sobre distribución potencial bajo escenarios de cambio climático de especies como *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. y *Pinus hartwegii* Lindl. vislumbra pérdida de hábitat (Sáenz-Romero et al., 2012; Manzanilla-Quñones et al., 2019). Por otra parte, distinguen áreas con aumento de distribución (Martínez-Sifuentes et al., 2020). Esto sugiere que estas especies tenderán a realizar desplazamientos elevacionales, buscando nuevos refugios donde prevalezcan temperaturas bajas (Gutiérrez y Trejo, 2014; Romero-Sánchez et al., 2018; Sáenz-Romero et al., 2020).

Resulta esencial comprender cómo responderán los parásitos forestales al cambio climático. A pesar de la importancia ecológica de los muérdagos enanos (*Arceuthobium* spp.) muchos aspectos acerca de estas plantas parásitas permanecen poco estudiados, como sus interacciones ecológicas, aspectos de su fisiología, efectos en sus hospederos, y los efectos que tendrá el cambio climático en su distribución geográfica (Bell y Adams, 2010; Tesitel et al., 2010; Galván-González et al., 2022). Ante este escenario, contar con herramientas que permitan su monitoreo y la estimación de sus áreas de distribución resulta indispen-

sable para visualizar cómo podrían responder parásitos y hospederos al cambio climático, identificar cambios en el hábitat y áreas de conservación y manejo. Los modelos de distribución potencial (MDP) pueden ser una de estas herramientas.

Los MDP permiten estimar las áreas de idoneidad ambiental mediante la integración de registros de presencia y variables ambientales y climáticas a algoritmos predictivos. Estos modelos facilitan la identificación de hábitats adecuados, barreras de dispersión, explorar la divergencia ecológica entre taxones cercanamente relacionados cuando las especies presentan rangos de distribución compartidos, posibles áreas de invasión y de conservación (Elith y Leathwick, 2009; Peterson y Soberón, 2012; Soberón et al., 2017; Bolom-Huet et al., 2022).

Los MDP se han utilizado para evaluar la distribución potencial de especies forestales, predecir su comportamiento ante escenarios de cambio climático e identificar variables que determinan su distribución (Guisan y Zimmermann, 2000; Elith y Leathwick, 2009). Entre las variables que mayormente explican esos patrones están la estacionalidad de la temperatura y la precipitación, la elevación y la pendiente (Sáenz-Romero et al., 2012; Aceves-Rangel et al., 2018; Pérez-Miranda et al., 2019; González-Cubas et al., 2020). Con respecto a parásitos forestales, se han realizado estudios puntuales acerca de la densidad y distribución espacial y potencial, mencionando que especies como los muérdagos enanos tienden a agruparse en parches dentro de la zona donde hay mayor densidad de hospederos (Ramírez-Dávila y Porcayo-Camacho, 2009; Sosa-Díaz et al., 2018; Endara-Agramont et al., 2022). El cambio climático puede modificar las interacciones antagonistas planta-planta al alterar la coincidencia espacial entre hospederos y parásitos, así como los patrones de dispersión (Tylianakis et al., 2008; Barrett et al., 2012).

Ante este contexto, el objetivo de este estudio fue determinar la distribución potencial en México del género *Arceuthobium*. El análisis se realizó a nivel de género (*Arceuthobium*) debido a que en casos en que los organismos de estudio presentan alto conservadurismo de nicho, agrupar los registros de presencia puede ayudar a estimar con mayor precisión el nicho del grupo en cuestión (Smith et al., 2019). Los MDP a nivel de género son particularmente



útiles cuando las especies que lo conforman comparten características. En el caso de los muérdagos enanos, comparten características ecológicas (estrategia de parasitismo), fisiológicas (mecanismos de dispersión) y biogeográficas (distribución en climas templados y de montaña) y sobre todo su asociación obligada con coníferas hospedantes (Hawksworth y Wiens, 1996; Geils et al., 2002). Trabajar análisis de distribución potencial a nivel de género permite integrar registros de ocurrencia de especies con distribuciones fragmentadas o con poca disponibilidad de datos incrementando la representatividad del espacial del modelo y reduciendo sesgos por especies poco estudiadas y muestreadas (Ramírez-Villegas et al., 2010; Núñez-Penichet et al., 2016; Tan et al., 2023; de Oliveira Sousa et al., 2025).

Con base en lo descrito, se buscó, además, identificar las variables abióticas que pueden favorecer la presencia del género *Arceuthobium* y evaluar los cambios potenciales en su distribución bajo escenarios de cambio climático. Con ello se busca generar una herramienta que permita orientar líneas de acción para la conservación y manejo de los bosques templados en México.

Materiales y Métodos

Área de estudio

Los bosques de coníferas se distribuyen principalmente en las Sierras Madre Occidental y Oriental, en la Faja Volcánica Transmexicana, Sierra Norte de Oaxaca y Sur de Chiapas. Dependiendo de las regiones y especies dominantes, las elevaciones a las que se encuentran estos bosques pueden estar entre 1500 y 4000 m s.n.m. (Farjon y Styles, 1997; Rzedowski, 2006; Challenger y Soberón, 2008). Los bosques de coníferas en México ocupan una superficie de 167,629.14 km² (CONANP, 2016), están dominados por especies de los géneros *Pinus* (≈ 46 especies), *Abies* (≈ 8), *Pseudotsuga* (1) y *Picea* (3) (Rzedowski, 2006), los cuales son los principales hospederos del género *Arceuthobium*. Las temperaturas varían de acuerdo con el tipo de árbol dominante, pero en promedio las temperaturas medias anuales oscilan entre los 5 y 20 °C (Challenger y Soberón, 2008; González-Hernández et al., 2015).

La distribución espacial del bosque de coníferas en México (Fig. 1) fue utilizada para delimitar el área accesible (M) del análisis. Dentro de esta área se realizó la extracción

de variables bioclimáticas y los registros de presencia de muérdagos enanos.

Obtención y procesamiento de los datos

Se obtuvieron 945 registros de presencia en México de 22 especies del género *Arceuthobium* de Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2023), tomando en cuenta solo aquellos obtenidos a partir del año 2015. Se revisó la nomenclatura vigente (POWO, 2023) para las especies de *Arceuthobium*. Se verificó que todos los registros correspondieran a especies del género *Arceuthobium* reportadas para México y que estuvieran asociadas con hospederos presentes en el país (Cibrián-Tovar et al., 2007). Las bases de cada especie fueron depuradas en la plataforma de R (R Core Team, 2025) con el paquete *ntbox* (Osorio-Olvera et al., 2020). En este proceso fueron eliminadas coordenadas fuera del área M y datos duplicados.

Derivado de recorridos en campo, se logró obtener datos de presencia (coordenadas) del género *Arceuthobium* en seis Áreas Naturales Protegidas (Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca y los Parques Nacionales Nevado de Colima, Izta-Popo Zoquiapan y Anexas, Pico de Orizaba, Cofre de Perote y Malinche). Estos recorridos se realizaron durante los años 2020-2022 y fueron utilizados solo para confirmar la presencia de especies del género parasitando coníferas de los géneros *Abies* y *Pinus*. Estos datos no fueron incluidos en la generación de los modelos de distribución potencial.

La eliminación de la autocorrelación espacial en los registros de GBIF se realizó con la herramienta *spThin* (Aie-llo-Lammens et al., 2015) en R v. 4.5.2 (R Core Team, 2025), tomando en cuenta una distancia de 5 km. Posterior a esta eliminación se conservaron 486 puntos de presencia. Aunque la resolución de las capas ambientales fue de 1 km, varios registros podían encontrarse dentro de zonas ambientalmente similares. Por ello, el filtrado a 5 km permitió conservar únicamente puntos más independientes y representativos de la variabilidad ambiental del área de estudio. De esta manera, cada registro retenido estuvo asociado a condiciones ambientales suficientemente diferenciables dentro del modelo, favoreciendo una mejor capacidad predictiva y disminuyendo el sesgo derivado del muestreo espacialmente agrupado. La selección de esta distancia

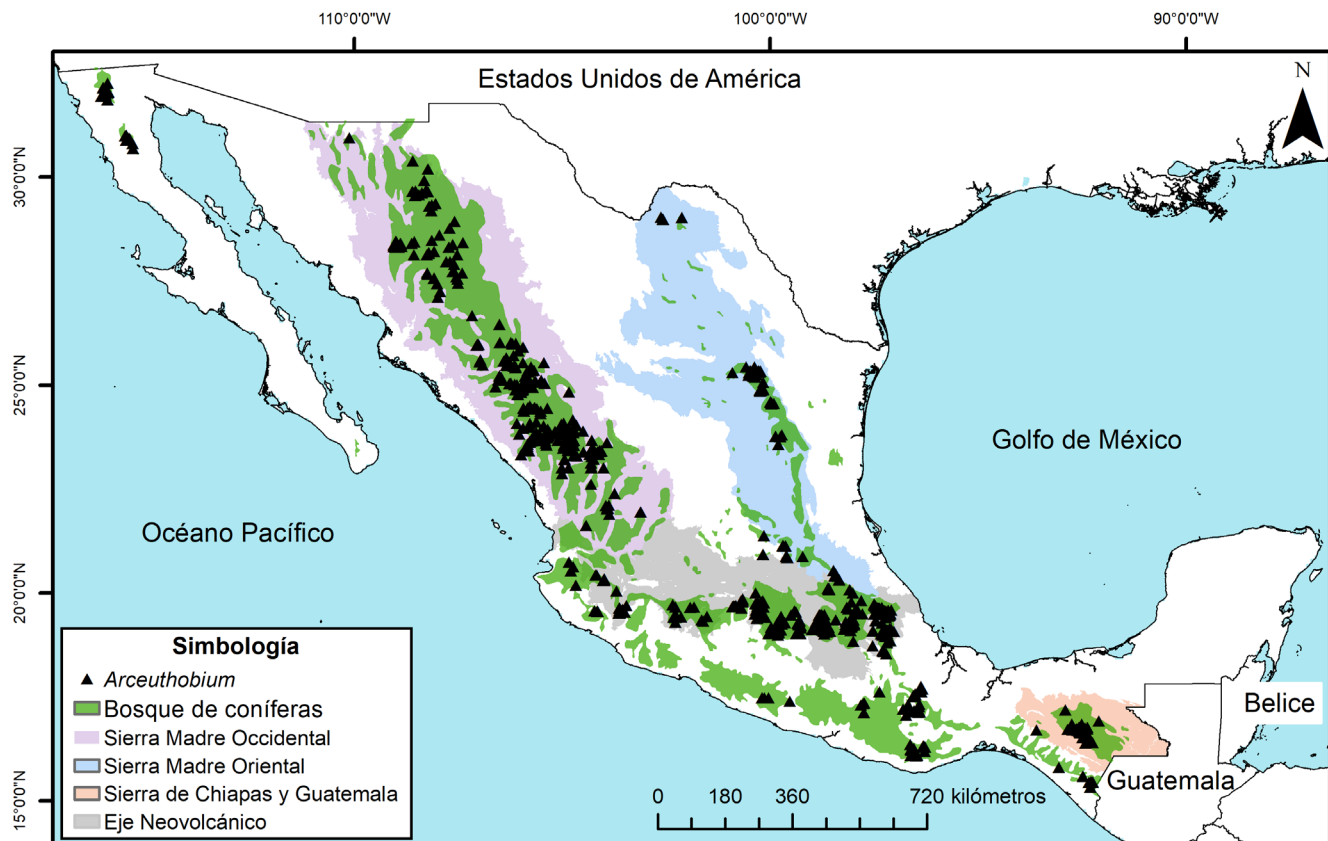


Figura 1: Área de accesibilidad del género *Arceuthobium* M.Bieb. en México, distribución del bosque de coníferas y puntos de ocurrencia utilizados para los modelos presente y futuros.

también fue consistente con la escala espacial del análisis y con recomendaciones metodológicas ampliamente utilizadas en modelación ecológica, donde se sugiere aplicar filtros espaciales mayores o equivalentes a la resolución ambiental para mejorar la robustez de los modelos (Boria et al., 2014; Fourcade et al., 2014; Radosavljevic y Anderson, 2014).

Variables ambientales y topográficas

Para evaluar si las especies de *Arceuthobium* comparten espacios ambientales similares, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA). Se utilizaron las coordenadas geográficas de los registros de presencia y las variables bioclimáticas asociadas a los puntos de ocurrencia. Este análisis se llevó a cabo en la plataforma R v. 4.5.2 (R Core Team, 2025), empleando las librerías FactoMineR (Lê et al., 2008) y factoextra (Kassambara y Mundt, 2020) para el análisis multivariado y la visualización de los resultados.

Se utilizaron las 19 capas bioclimáticas y una de elevación (ELE) obtenidas del repositorio WorldClim (Fick y Hijmans, 2017). Esta última se incluyó debido a que es uno de los factores determinantes en la distribución de muérdagos enanos (Hawksworth y Wiens, 1996; Queijeiro-Bolaños et al., 2013; Endara-Agramont et al., 2022). Todas las capas se utilizaron con una resolución espacial de 30 segundos de arco (≈ 1 km).

Adicionalmente, se incorporó una capa de evapotranspiración anual (ETA), de la plataforma appEARS (Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples), con una resolución de 1 km (Villareal et al., 2016). Dado que los muérdagos enanos son especies que obtienen agua de su hospedero y suelen tener altos niveles de transpiración (Strong y Bannister, 2002), los bosques con muérdago enano pueden generar un aumento de la evapotranspiración (Hawksworth y Wiens, 1996). El índice de evapotranspiración es una medida de la combinación de la evaporación de

agua y suelo y de la transpiración de las plantas. Esta capa tiene una resolución de 500 m a 1 km por píxel.

Finalmente, se incluyó una capa de índice de vegetación mejorado (EVI) de la plataforma appEARS (Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples) con una resolución de 1 km (MODIS, 2021). Esta variable se incluyó bajo el supuesto de que en los bosques densos el muérdago será menos abundante (Endara-Agramont et al., 2022). El EVI permite monitorear el estado de la vegetación en condiciones de alta biomasa, corrigiendo el ruido de fondo y los efectos atmosféricos. Sus valores oscilan entre -1 y 1: valores cercanos a -1 indican ausencia de vegetación (p. ej., zonas urbanas, cuerpos de agua o áreas desérticas), mientras que valores cercanos a 1 reflejan vegetación densa y con alto vigor.

Modelado de distribución potencial

Después de evaluar la normalidad de los datos, se realizó un análisis de correlación cruzada de Pearson para eliminar la correlación de las variables. Para esto se usó el software SPSS v. 29 (IBM Corp., 2023). Como resultado de este análisis se determinó utilizar las siguientes variables: ELE, EVI, ETA, BIO1, BIO2, BIO4, BIO5, BIO13, BIO15 y BIO18.

Para determinar la distribución potencial del género *Arceuthobium* se utilizó el método de MaxEnt (Phillips y Dudík, 2008), implementado en la interfaz Wallace (Kass et al., 2018) basada en R v. 4.5.2 (R Core Team, 2025), para comparar diferentes configuraciones de características para el modelado y la optimización de parámetros. Se realizó una partición aleatoria de los datos, utilizando 80% de los registros para calibración y 20% para validación del modelo. Esta proporción es ampliamente utilizada en modelación de nicho y distribución de especies, ya que permite equilibrar el ajuste del modelo con una evaluación independiente de su desempeño (Phillips et al., 2006; Franklin, 2010; Elith et al., 2011). Adicionalmente, se verificó que el subconjunto de validación representara adecuadamente el espacio ambiental cubierto por los datos de calibración, comparando el rango de las variables ambientales entre ambos conjuntos y asegurando que la evaluación del modelo se realizara dentro del mismo dominio ambiental utilizado para su ajuste.

Se probaron varias combinaciones de modelos y multiplicadores de regularización. La configuración seleccionada fue con la combinación L, Q, H, LQH, LQHP, con multiplicadores de regularización de 0.5 hasta 10, obteniendo 200 modelos diferentes. La combinación del valor de AUC (Area Under Curve) y CBI (Continuous Boyce Index) fue el LQHP con un parámetro de multiplicador de regularización de 1.5. Para calcular el umbral mínimo de probabilidad se utilizó el método del 10 percentil (Muscarella et al., 2014) con un formato de salida logística, con las funciones recomendadas de convergencia (0.00001), el número máximo de iteraciones (500) y el número máximo de puntos (10,000) (Phillips y Dudík, 2008). Se calculó el área de distribución final de *Arceuthobium* con el programa TerrSet v. 20.04 (Clark Labs, 2024), donde se calcularon los valores booleanos con la herramienta Raster Calculator en el módulo Reclass.

Para evaluar la precisión de los modelos de MaxEnt se obtuvieron los valores del área bajo la curva (AUC) a partir del gráfico de funcionamiento de receptor (ROC) (Phillips et al., 2006). Posteriormente, se transformaron estos valores en gráfico de funcionamiento de receptor parcial (ROC parcial), como medida para evitar sesgos en el modelo y evitar la dependencia de un umbral (Lobo et al., 2008; Peterson et al., 2008). Para este proceso se utilizó el paquete ntbox (Osorio-Olvera et al., 2020) en el software R v. 4.5.2 (R Core Team, 2025).

Distribución potencial bajo diferentes escenarios de cambio climático

Para la modelación al futuro se utilizaron variables bioclimáticas derivadas de tres modelos de circulación general: 1) Hadley Centre Global Environment Model HadGEM3-GC31-LL, 2) Meteorological Research Institute (MRI-ESM2-0) y 3) Model for Interdisciplinary Research on Climate (MIROC6). Los tres modelos han sido recomendados para México (Cavazos et al., 2014; Fernández-Eguiarte et al., 2015). Se eligieron dos trayectorias socioeconómicas compartidas (Shared Socioeconomic Pathways SSP 4.5 y 8.5), y dos horizontes de tiempo (2050 y 2080). Todos los datos se encuentran disponibles en la plataforma CCAFS-Climate (Navarro-Racines et al., 2020; Tatebe et al., 2019; Williams et al., 2018; Yukimoto et al., 2019).



Se utilizaron las mismas variables que en el modelo de distribución actual resultaron importantes para la idoneidad de nicho del género *Arceuthobium* (ELE, EVI, ETA, BIO1, BIO2, BIO4, BIO5, BIO13, BIO15 y BIO18). Esta decisión se basa en su alto conservadurismo de nicho. Debido a la ausencia de escenarios futuros compatibles para el EVI y ETA, estas variables fueron consideradas estáticas en las proyecciones futuras, práctica común en modelos de distribución de especies cuando no se dispone de variables ambientales dinámicas equivalentes (Guisan y Thuiller, 2005; Elith y Leathwick, 2009; Franklin, 2010). Finalmente, se calculó el área de distribución de *Arceuthobium* con el programa TerrSet (Clark Labs, 2024), dentro del cual se utilizó la herramienta Raster Calculator en el módulo Reclass para calcular los valores booleanos.

Resultados

Distribución potencial actual

El análisis de componentes principales mostró que los dos primeros componentes representaron 71.40% de la variación ambiental total. El PCA1 concentró 37.70% de la variación y estuvo influenciado principalmente por la precipitación del trimestre más cálido (BIO18), mientras que el componente PCA2 explicó 33.70% de la variación y estuvo asociado principalmente con la estacionalidad de la temperatura (BIO4) (Fig. 2).

Después del análisis de correlación, el modelo se corrió con 10 variables (siete bioclimáticas y las variables ELE, EVI, ETA) (Cuadro 1). Los registros obtenidos durante los recorridos permitieron corroborar la presencia de especies de *Arceuthobium* en áreas predichas por el modelo.

La distribución potencial se concentra principalmente en bosques de coníferas asociados a regiones montañosas (Fig. 3). El mapa muestra que las áreas con mayor probabilidad de ocurrencia (valores altos, representados en rojo) se localizan en la Sierra Madre Occidental, la Sierra Madre Oriental, la Faja Volcánica Transmexicana (FVT) y los Altos de Chiapas, lo que sugiere una fuerte asociación con gradientes elevacionales y condiciones templadas. En conjunto, estas regiones abarcan aproximadamente 316,969 km² de alta idoneidad para el género (Cuadro 2).

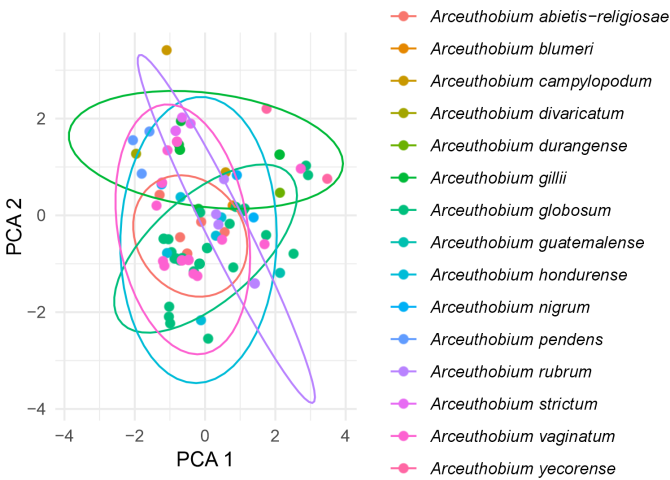


Figura 2: Análisis de Componentes Principales (PCA) del espacio ambiental ocupado por las especies del género *Arceuthobium* M.Bieb. en México, basado en las variables bioclimáticas y las coordenadas geográficas. Las elipses representan la dispersión y amplitud ecológica de cada especie en el espacio ambiental.

Cuadro 1: Importancia de permutación (entre paréntesis) y porcentajes de contribución de las variables más importantes para los modelos de distribución potencial del género *Arceuthobium* M.Bieb.: actual y futura bajo tres escenarios de cambio climático: HadGEM3-GC31-LL, MRI-ESM2-0, MIROC6, dos trayectorias de concentración SSP: 4.5 y 8.5, y dos horizontes temporales: 2050 y 2080.

CLIMÁTICAS	ACTUAL	FUTURA
BIO01 (promedio anual de la temperatura)	2(7.5)	25.3(23.7)
BIO02 (rango de la temperatura diurna mensual)	1.6(3.4)	0.5(0.9)
BIO04 (estacionalidad de la temperatura)	4.9(34.5)	1(2.2)
BIO05 (temperatura máxima del mes más cálido)	-	24.7(58.6)
BIO13 (precipitación del mes más húmedo)	1 (0.6)	-
BIO15 (coeficiente de variación de la estacionalidad de la precipitación)	2.4 (4)	-
BIO18 (precipitación del trimestre más húmedo)	0.3 (2.2)	4.6(7.7)
TOPOGRÁFICA		
ELE (elevación)	54.3(36.9)	45.4(3)
VEGETACIÓN		
ETA (evapotranspiración anual)	2.1(5.2)	-
EVI (índice de vegetación mejorado)	1.3(6.4)	0.3(2.2)



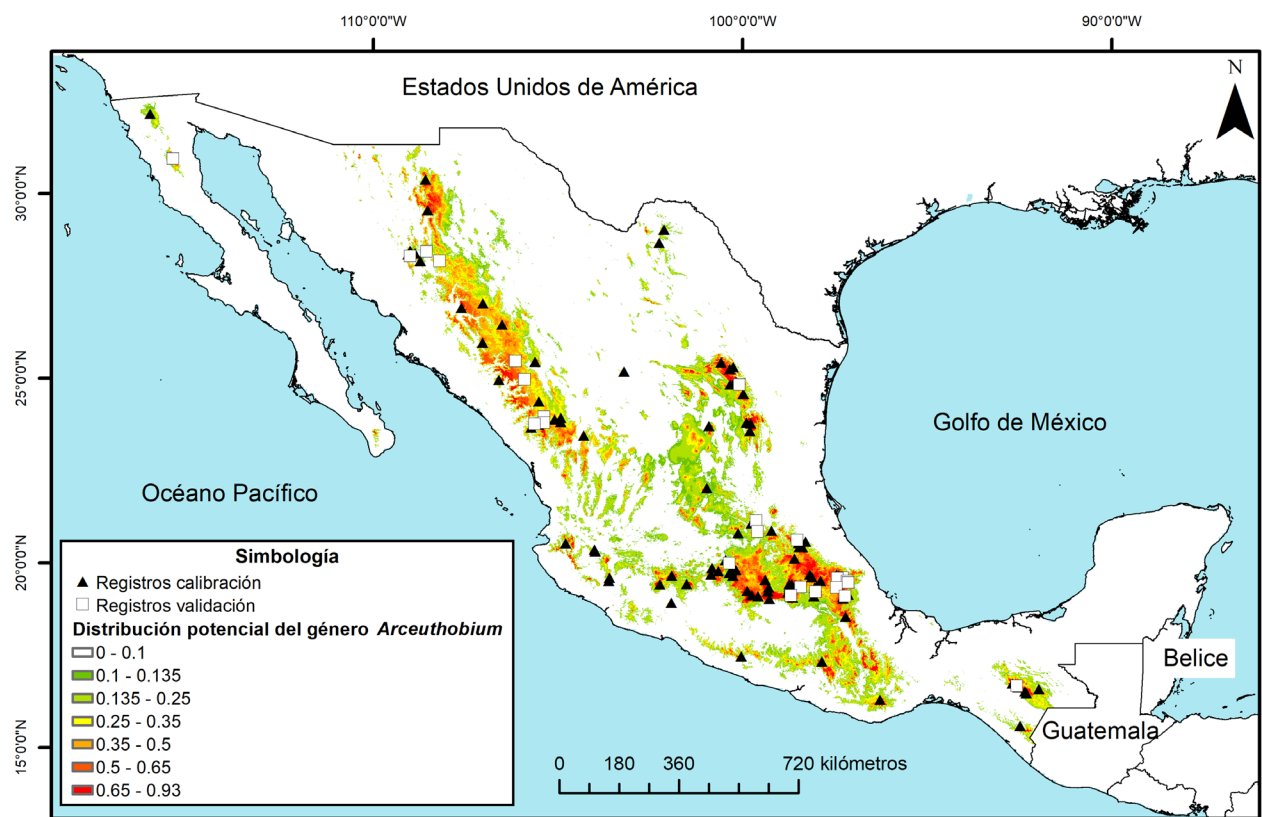


Figura 3: Modelo de la distribución potencial actual del género *Arceuthobium* M.Bieb. Los tonos verdes indican menor presencia del muérdago enano, mientras que los rojos indican la mayor probabilidad de presencia.

Cuadro 2: Superficie ocupada por el género *Arceuthobium* M.Bieb. (km²) actual y bajo tres escenarios de cambio climático: HadGEM3-GC31-LL, MRI-ESM2-0, MIROC6, dos trayectorias de concentración SSP: 4.5 y 8.5, y dos horizontes temporales: 2050 y 2080.

		2050 SSP 4.5	2080 SSP 8.5	2050 SSP 4.5	2080 SSP 8.5
ACTUAL	316,969	-	-	-	-
MIROC6	-	153,286 (48.4%)	121,705 (38.4%)	109,927 (34.6%)	18,124 (5.7%)
HadGEM3-GC31-LL	-	145,191 (45.8%)	103,469 (32.6%)	69,065 (21.7%)	15,611 (5%)
MRI-ESM2-0	-	162,442 51.2%)	121,759 (38.42%)	112,073 (35.3%)	37,583 (11.8%)

El trabajo de campo realizado en áreas naturales protegidas de la FVT (Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca y los Parques Nacionales Nevado de Colima, Izta-Popo Zoquiapan y Anexas, Pico de Orizaba, Cofre de Perote y Malinche) confirmó la presencia de muérdagos enanos, específicamente *A. abietis-religiosae* Heil., *A. globosum* Hawksw. & Wiens, y *A. vaginatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) J.Presl, parasitando especies de *Abies* y *Pinus* (Figs. 4, 5).

Contribución de las variables

Se observó un buen rendimiento en el desarrollo y evaluación del modelo, ya que los valores de AUC fueron mayores a 0.9 (AUC=0.972), mientras que, respecto a la ROC parcial obtenida (ROC=1.9), valores ≥ 1.8 evidencian un desempeño significativamente superior al azar.

Las variables con mayor porcentaje de permutación en el modelo fueron las topográficas: ELE (54.3%) es una





Figura 4: *Arceuthobium globosum* Hawsw. & Wiens en el Parque Nacional Pico de Orizaba, México. Fotografía: Angel Endara.

de las variables que más contribuyen a la distribución del género *Arceuthobium*, destacando su papel en la distribución del género; las climáticas: promedio anual de la temperatura (BIO1=7.5%), la estacionalidad de la temperatura (BIO04=4.9%), y finalmente, las relacionadas con la vegetación EVI (1.3%) y ETA (2.1%) (**Cuadro 2**; **Figs. 6**).

La respuesta del género *Arceuthobium* a la elevación mostró una relación positiva. La idoneidad fue muy baja en zonas de baja elevación, incrementándose progresivamente a partir de ~500 m, y alcanzando sus valores más altos en elevaciones superiores a 2000 m, donde la curva tiende a estabilizarse. La respuesta a la temperatura media anual (BIO01) mostró un patrón no lineal. La idoneidad fue relativamente alta en temperaturas bajas (<10 °C), disminuyó progresivamente en rangos intermedios (~10-22 °C), y presentó un incremento marcado en temperaturas superiores a 25 °C, alcanzando los valores más altos de idoneidad. Respecto a la estacionalidad de la temperatura (BIO04), se generó un patrón no lineal. La idoneidad fue mayor en valores bajos a moderados de estacionalidad, con

un máximo alrededor de 100-150 (desviación estándar de la temperatura $\times$ 100), y se mantuvo relativamente estable en rangos intermedios. Sin embargo, a partir de valores superiores a ~650, la idoneidad disminuyó abruptamente, alcanzando valores cercanos a cero. La respuesta del género al índice de vegetación mejorado (EVI) mostró un patrón unimodal. La idoneidad fue baja en valores bajos de EVI, aumentó progresivamente hasta alcanzar un máximo en valores intermedios (~0.25-0.35), y disminuyó nuevamente en valores altos (>0.6). Finalmente, la respuesta a la evapotranspiración anual (ETA) mostró una relación positiva. La idoneidad aumentó progresivamente a lo largo del gradiente, alcanzando sus valores más altos en condiciones de mayor evapotranspiración, donde la curva tiende a estabilizarse.

Distribución potencial bajo diferentes escenarios de cambio climático

El AUC fue de 0.973, mientras que la ROC parcial fue de 1.92 para los tres escenarios en las dos RCP y para los dos



Figura 5: *Arceuthobium vaginatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) J.Presl en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, México. Fotografía: Laura Heredia.

horizontes de tiempo. Las variables con mayor porcentaje de permutación fueron BIO01 (25.3%), BIO05 temperatura máxima del mes más cálido (24.7%), BIO18 precipitación del trimestre más húmedo (4.6%) ELE (45.4%) y EVI (0.3%) (Cuadro 2; Fig. 6).

La respuesta a la temperatura media anual (BIO01) mostró un patrón negativo. La idoneidad fue relativamente alta en temperaturas bajas ($\sim 10^{\circ}\text{C}$) y disminuyó progresivamente. La respuesta a la temperatura máxima del mes más cálido (BIO05) también fue negativa, disminuyendo a partir de $\sim 35^{\circ}\text{C}$. Respecto a la precipitación del trimestre más húmedo (BIO18), la respuesta fue positiva en un rango entre 250-700 mm, siendo la idoneidad baja en los extremos de la curva. La respuesta del género *Arceuthobium* a la elevación mostró una relación negativa. La idoneidad fue muy baja a partir de ~ 500 m, y disminuyó progresivamente.

Finalmente, la respuesta al EVI fue positiva en un rango entre los 0 y 0.4, disminuyendo en los extremos de la curva.

El modelo HadGEM3-GC31-LL proyecta los cambios más drásticos en la distribución potencial, con una marcada reducción de las áreas de distribución del género *Arceuthobium*, particularmente bajo el escenario SSP 8.5 para el 2080, donde se puede apreciar una distribución de apenas un 5% con respecto a la distribución actual (Cuadro 2; Fig. 7D). En contraste, el modelo MRI-ESM2-0 sugiere cambios menos severos, con una menor pérdida de cobertura vegetal y una mayor persistencia de áreas adecuadas. El área ocupada por los muérdagos enanos bajo el SSP 8.5 para el 2080 es de 11.8% de la distribución actual (Cuadro 2; Fig. 8D). Por su parte, el modelo MIROC6 muestra un comportamiento intermedio, con reducciones moderadas en la distribución potencial. Bajo el SSP 8.5 en el 2080, el área que

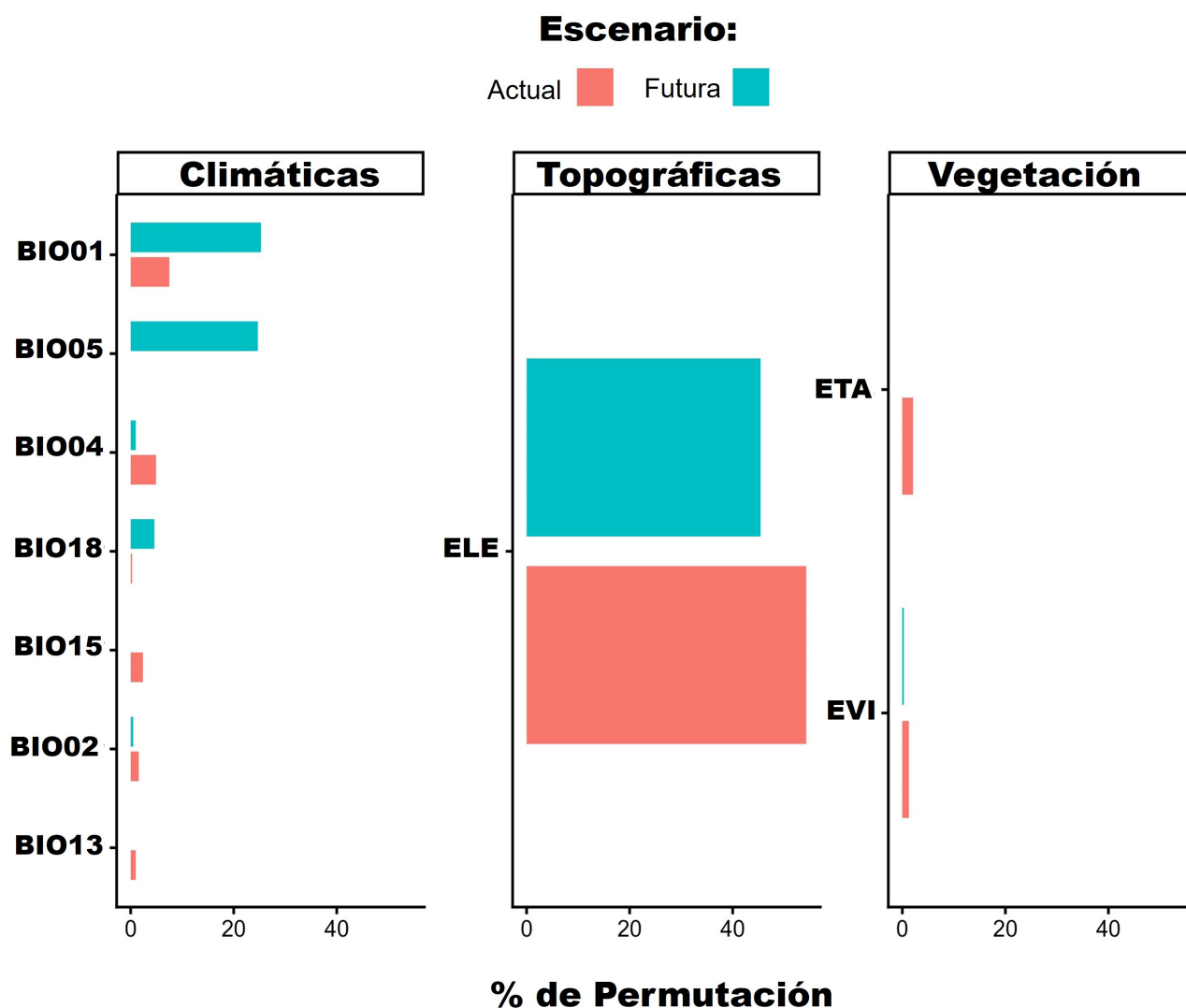


Figura 6: Gráficos de porcentaje de permutación por grupos de variables para los modelos actual y futuro del género *Arceuthobium* M.Bieb. ELE: elevación; ETA: evapotranspiración anual; EVI: índice de vegetación mejorado.

permanecerá ocupada por *Arceuthobium* será de 5.7% de la distribución actual (Cuadro 2; Fig. 9D), y sin los cambios extremos observados en HadGEM3-GC31-LL. Aun así, bajo el panorama menos extremo y más cercano en tiempo, SSP 4.5 y 2050, se habrá perdido aproximadamente 50% del área de distribución de los muérdagos enanos bajo los tres modelos (Cuadro 2).

Discusión

Distribución potencial actual

Los valores de AUC respaldaron la robustez del modelo en la discriminación de áreas adecuadas para el género *Arceuthobium*. Las variables en conjunto contribuyeron más

al modelo que cada una por separado, y el modelo puede considerarse altamente predictivo.

La representación de las especies en el espacio ambiental evidenció un amplio solapamiento entre las especies del género *Arceuthobium*, lo que sugiere afinidad ecológica y requerimientos ambientales similares. Los resultados indican que las variables relacionadas con precipitación (BIO18) y estacionalidad climática (BIO4) son factores importantes en la diferenciación ambiental de las especies del género (Fig. 2).

Las áreas de distribución potencial de *Arceuthobium* que cubren 316,969 km² del territorio de México (Cuadro 2; Fig. 3) requieren atención en términos de monitoreo. Esto



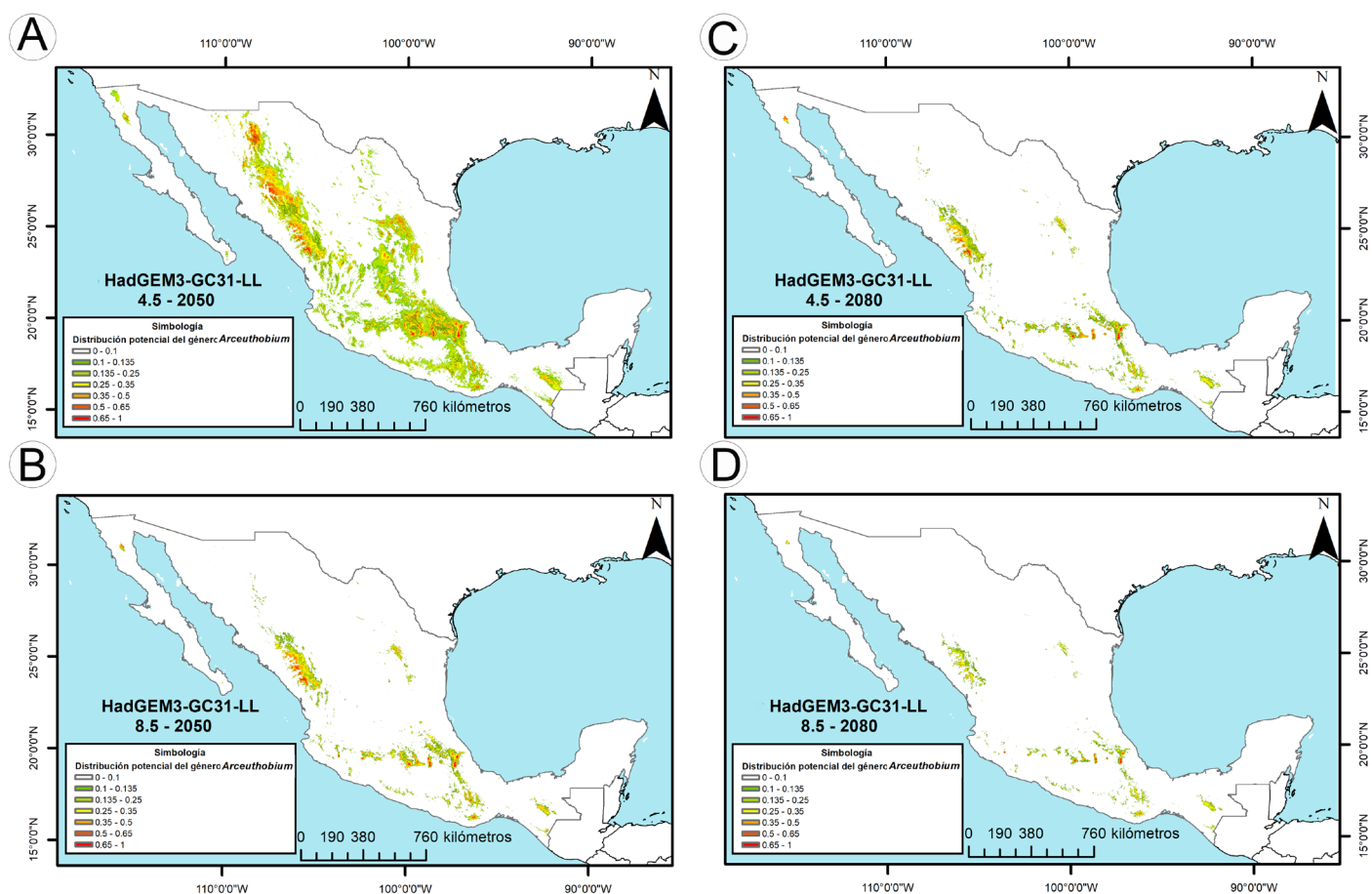


Figura 7: Distribución potencial del género *Arceuthobium* M.Bieb. con el modelo HadGEM3-GC31-LL, A. 2050 SSP 4.5; B. 2050 SSP 8.5; C. 2080 SSP 4.5; D. 2080 SSP 8.5.

contribuiría a la conservación del bosque de coníferas. En este contexto, monitoreo implica la generación de mayor conocimiento de estas plantas parásitas. Aunque existe información sobre aspectos como su fisiología, hospederos, la fisiología parásito-hospedero, e historia paleogeográfica, aún existen vacíos en aspectos como su distribución geográfica, diversidad de especies y efectos que tendrá el cambio climático en estas especies, riqueza específica real en México y delimitación taxonómica (Hawksworth y Wiens, 1996; Mathiasen et al., 2008b; Kenaley y Mathiasen 2025). Por ejemplo, *A. hondurense* Hawksw. & Wiens, previamente considerada endémica de Honduras, actualmente se registra también en Chiapas y Oaxaca, debido a que se le confundía con *A. nigrum* (Hawksw. & Wiens) Hawksw. & Wiens y *A. vaginatum* (Mathiasen et al., 2001; 2012). En este contexto, futuras investigaciones podrían enfocarse en preguntas como: ¿cuál es la distribución actual y potencial de las

especies poco estudiadas como *A. hondurense*?, ¿existen complejos de especies crípticas dentro del género?, ¿cómo influirá el cambio climático en la interacción hospedero-parásito? y ¿cuáles especies de coníferas presentan mayor vulnerabilidad ante la expansión de *Arceuthobium*?

El género *Arceuthobium* comprende especies hemiparásitas obligadas. Su distribución potencial no depende exclusivamente de factores climáticos, sino también de la presencia, abundancia y conectividad de sus hospederos. Una de las zonas donde predomina la distribución de *Arceuthobium*, según los resultados obtenidos con el modelo de distribución potencial es la FVT, donde predominan los bosques templados y tres de los géneros de los hospederos, y la cual es un área biogeográfica con alta biodiversidad y endemismos (Espinosa y Ocegueda, 2008; Mastretta-Yanes et al., 2015). Sin embargo, también es una zona donde se encuentran los mayores centros urbanos del país, los cuales

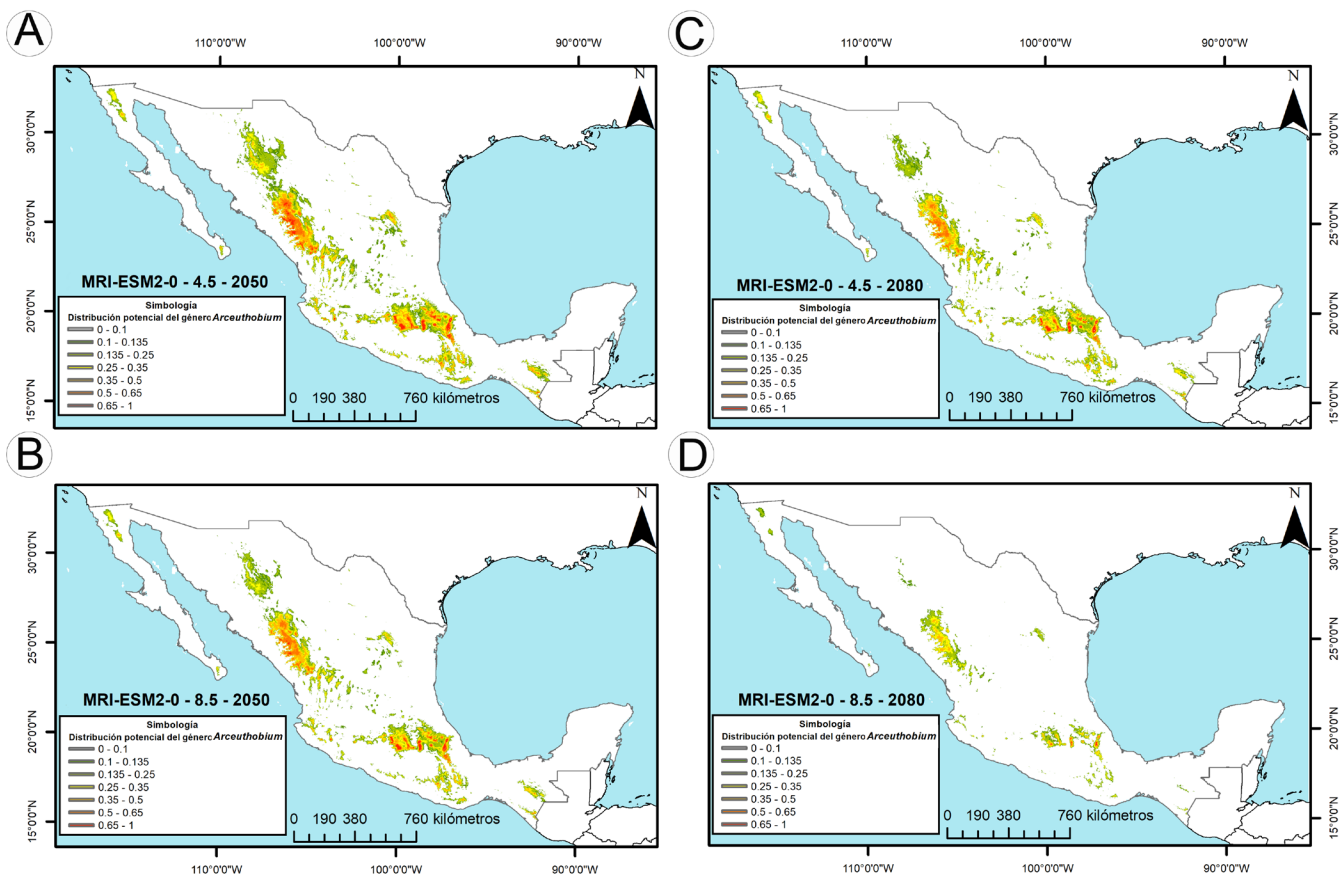


Figura 8: Distribución potencial del género *Arceuthobium* M.Bieb. con el modelo MRI-ESM2-0, A. 2050 SSP 4.5; B. 2050 SSP 8.5; C. 2080 SSP 4.5; D. 2080 SSP 8.5.

ejercen significativas presiones antrópicas sobre la biodiversidad, p. ej. procesos intensos de cambio de uso de suelo y fragmentación del hábitat que pueden influir tanto en la distribución de los hospederos como en la dinámica de infestación de *Arceuthobium* (Escalante y Aguilar-Ortega, 2021).

La Sierra Madre Occidental (SMOcc) en los estados de Chihuahua y Durango constituye otra zona donde predomina el género. Durango es reportado como el estado con el mayor número de especies del género *Arceuthobium* en México (Mathiasen et al., 2008b). Dentro de la Sierra Madre Oriental (SMO), está un tercer sitio importante para los muérdagos enanos. La SMO es un centro de diversidad del género a nivel mundial junto con el estado de Arizona en los Estados Unidos de América (Shaw et al., 2004), y el área con mayor riqueza florística en México superando incluso a la FVT, particularmente Nuevo León y San Luis Potosí, estados ricos en endemismo (Salinas-Rodríguez et al., 2022; Villaseñor y Ortiz, 2022).

Las zonas más sureñas de distribución potencial de *Arceuthobium* se encontraron en la Sierra Madre del Sur (SMS) en el estado de Oaxaca, así como la Sierra de Chiapas (Sch) se encuentran dos. Estas zonas poseen el mayor número de endemismos de plantas en México (Aragón-Parada et al., 2021).

Los sitios mencionados se vuelven prioritarios para la conservación, teniendo en cuenta que donde están los muérdagos enanos invariablemente estarán sus hospederos. Podríamos asumir que donde se muestra la distribución de *Arceuthobium* estarán coníferas de los géneros *Abies*, *Pinus*, *Pseudotsuga* y *Picea*. El género *Abies* tiene como áreas de distribución potencial la FVT, SMO, SMS y Sch (Sáenz-Romero et al., 2012; Martínez-Méndez et al., 2016), que coinciden con las áreas de distribución obtenidas en este estudio. El género *Pseudotsuga* también tiene zonas donde su distribución se solapa con la obtenida en este estudio que son la SMO y la FVT (Martínez-Sifuentes et al., 2022) y

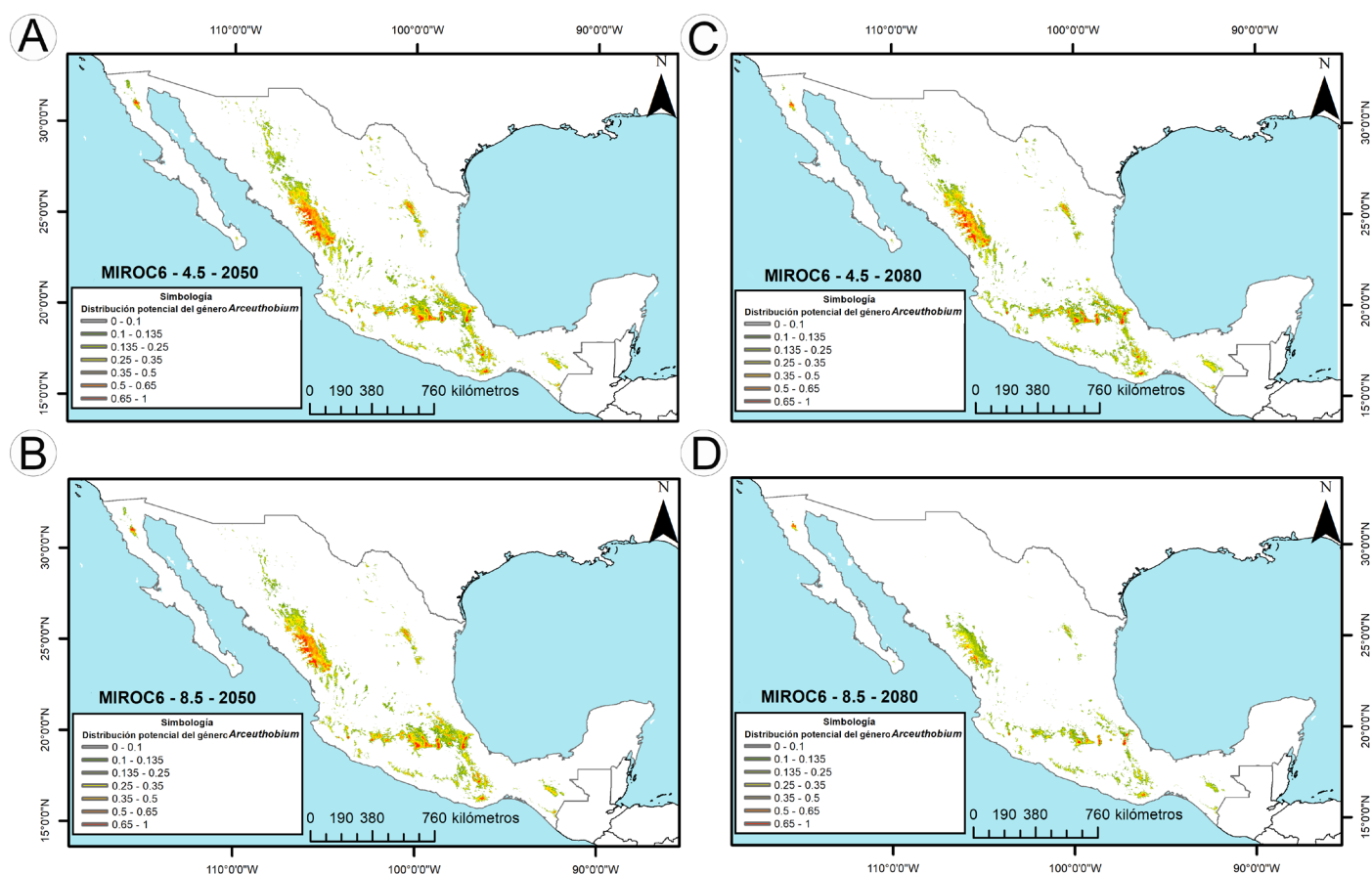


Figura 9: Distribución potencial del género *Arceuthobium* M.Bieb. con el modelo MIROC6, A. 2050 SSP 4.5; B. 2050 SSP 8.5; C. 2080 SSP 4.5; D. 2080 SSP 8.5.

el género *Pinus* coincide con las zonas SMOcc, SMO, FVT y SMS (Sánchez-González, 2008; Aceves-Rangel et al., 2018) de la distribución de *Arceuthobium* obtenida en este estudio. En este sentido, contar con estudios integrales permitirá desarrollar estrategias de manejo —entendidas como el conjunto de acciones destinadas a modificar la estructura y composición de una población (Aguirre-Calderón, 2015; Hernández-Silva et al., 2018)— más efectivas y orientadas a la conservación del bosque templado.

Se conoce poco sobre las interacciones ecológicas de *Arceuthobium* en los bosques templados, particularmente con sus hospederos y otros organismos como polinizadores, aves, mamíferos y anfibios (Nickrent, 2020). Asimismo, su taxonomía continúa en revisión debido a que las similitudes morfológicas de flores, frutos y brotes aéreos, así como el solapamiento en la distribución de los hospederos dificultan su delimitación taxonómica (Mathiasen et al., 2012; Mathiasen y Kenaley, 2021; Galván-González et

al., 2022). Esto, a su vez, limita una comprensión integral de su distribución y función ecológica. Profundizar en estos aspectos permitiría entender mejor su papel en el ecosistema y mejorar las estrategias de manejo y conservación. Las principales medidas de manejo de muérdagos enanos suelen priorizar la eliminación del muérdago enano. Sin embargo, no toman en cuenta los daños que este manejo puede causar al resto de los organismos del bosque templado, desde las micorrizas, los arbustos que benefician el crecimiento de los mismos hospederos, los hospederos (*Pinus*, *Abies*, *Picea*, *Pseudotsuga*) y las aves y mamíferos que se benefician del muérdago enano (Watson, 2001; Mathiasen et al., 2008a; Simard, 2021).

Algunas estrategias de manejo incluyen la poda de ramas infestadas, el derribo y quema de árboles parasitados y la aspersión de agroquímicos como el 2, 4 D (Hawthorn y Wiens, 1996; Cibrián-Tovar et al., 2007; SADER, 2018). Sin embargo, estas prácticas suelen ser poco efecti-

vas. En el caso de las podas, por ejemplo, cuando el muérdago se hace visible, su sistema endofítico ya ha permanecido varios años desarrollándose dentro del hospedero y se ha extendido ampliamente por sus tejidos. En consecuencia, la eliminación de las ramas infestadas no erradica por completo al parásito, ya que pueden permanecer estructuras endofíticas en otras ramas aparentemente sanas, desde las cuales el muérdago continúa su crecimiento y desarrollo (Hawksworth y Wiens, 1996; Cibrián-Tovar et al., 2007). La eliminación de árboles infestados puede tener consecuencias negativas, ya que algunos de ellos presentan resistencia natural al parásito, su remoción podría implicar la pérdida de genes importantes asociados a dicha resistencia. Dado que los muérdagos enanos y las coníferas han coevolucionado desde el Eoceno tardío, los hospederos han desarrollado estrategias de defensa y resistencia (Geils et al., 2002; Núñez-Farfán et al., 2007; Heredia-Bobadilla et al., 2014, 2024; Sadowski et al., 2017; Burbano-Figueroa, 2020).

Se ha demostrado que la elevación es un factor importante en la distribución de los muérdagos enanos. La mayoría de los estudios reportan que estas plantas tienden a distribuirse en elevaciones intermedias a altas (3500-3800 m s.n.m.) (Hawksworth y Wiens, 1996; Queijeiro-Bolaños et al., 2013; Endara-Agramont et al., 2022; Aguirre-Zúñiga et al., 2024). En el modelo que se generó fue una de las variables que más contribuyó (54.3%) a la idoneidad de hábitat (Cuadro 1, Figs. 6). A mayores elevaciones hay mayor idoneidad de hábitat.

La temperatura fue otro factor importante para la idoneidad de nicho del género *Arceuthobium*; las variables que más contribuyeron al modelo fueron la temperatura media anual (BIO01) y la estacionalidad de la temperatura (BIO04) (Cuadro 1, Fig. 6). La distribución ideal del género bajo estas variables se presenta en determinados rangos. La germinación de las semillas de *Arceuthobium* necesita de temperaturas muy específicas (15-25 °C) (Scharpf, 1970). Esto sugiere que la temperatura determina la distribución de las especies de *Arceuthobium* (Hawksworth y Wiens, 1996). Las temperaturas muy bajas afectan a la planta parásita eliminando el polen o los frutos; en general el muérdago enano requiere abundante luz solar para germinar y establecerse en el hospedero (Hawksworth y Wiens, 1996; Brandt et al., 2004; Barret et al., 2012). Por otra parte, las altas tempe-

raturas también afectan a sus hospederos, ya que al menos dos de los géneros que parasita, *Abies* y *Pseudotsuga*, presentan afinidad por hábitats fríos (Sáenz-Romero et al., 2020; Song et al., 2021).

El ETA también fue una variable importante para el modelo (Cuadro 1; Figura 6). Los muérdagos enanos son poco eficientes respecto a la optimización del uso del agua: transpiran alrededor de cuatro veces más que su hospedero (Hawksworth y Weines, 1996). Estas altas tasas de transpiración probablemente les ayuden a fijar el nitrógeno que obtienen de su hospedero (Schulze et al., 1984). Por lo tanto, los altos niveles de evapotranspiración pueden indicar la presencia de los muérdagos enanos. El aumento de las temperaturas, a su vez, puede provocar un aumento en los niveles de evapotranspiración del ecosistema, provocando estrés hídrico del hospedero aumentando las probabilidades de que este muera, así como afectando al mismo tiempo la supervivencia del muérdago enano (Alosi, 1978; Glatzel y Geils, 2009; Rusch et al., 2021).

El EVI también fue importante para el modelo de distribución actual. Para esta variable, es evidente que los valores intermedios de densidad de la vegetación son óptimos para la distribución de *Arceuthobium* (Cuadro 1; Fig. 6). Al respecto se ha reportado que el muérdago enano tiene preferencia por sitios con alta incidencia solar, pues esta permite la germinación de las semillas y la fotosíntesis es más efectiva, por lo que el muérdago crece más al tener más nutrientes (Hawksworth y Wiens, 1996; Logan et al., 2002). Un sitio con alta densidad de hospederos y menor incidencia de los rayos solares tendrá menores tasas de germinación. Esto contiene las infecciones solo en ciertos rodales y a esto se debe que el muérdago enano se distribuya en parches y no de manera continua en el bosque (Ramírez-Dávila y González-Andújar, 2007; Ramírez-Dávila y Porcayo-Camacho, 2009; Worral, 2013; Endara-Agramont et al., 2022). En un sitio con bajas densidades de árboles, las semillas del muérdago enano no pueden llegar muy lejos con su mecanismo de dispersión balística (lo más lejos que se dispersan son 4-10 m) (Hawksworth y Wiens, 1996) y por lo tanto su densidad poblacional también será baja. Esto explicaría por qué densidades intermedias de EVI favorecen su presencia y su dispersión (Geils et al., 2002; Queijeiro-Bolaños y Cano-Santana, 2015; Endara-Agramont et al., 2022).



Distribución potencial bajo diferentes escenarios de cambio climático

Los cambios en la idoneidad climática derivados del cambio climático amenazan la distribución de las coníferas, lo que podría comprometer la persistencia de *Arceuthobium*, dada su estrecha dependencia de sus hospederos (Sáenz-Romero et al., 2017; Yan et al., 2026). La temperatura mostró comportamientos diferentes con respecto al modelo de distribución actual. La temperatura media anual (BIO01) indica que a medida que aumenten las temperaturas la presencia del muérdago enano irá disminuyendo, a diferencia del modelo actual donde se presenta esta variable con un rango óptimo. La misma tendencia muestra la temperatura media del mes más cálido (BIO05).

Los muérdagos enanos son especies sensibles a la temperatura (Cuadro 1; Fig. 6). El frío las daña y las temperaturas altas perjudican a sus hospederos (Scharpf, 1970; Hawksworth y Wiens, 1996), por lo que necesitan temperaturas intermedias para establecerse y sobrevivir. Al respecto, se ha reportado que las coníferas responderán a las elevaciones de temperatura moviéndose a latitudes más frías o a elevaciones más altas (Aitken et al., 2008; González-Cubas et al., 2020; Maharjan et al., 2023). Algunos estudios de modelos de cambio climático predicen la reducción de los hábitats potenciales para las coníferas (Sáenz-Romero et al., 2012; Cruz-Cárdenas et al., 2016), lo cual implica que especies de los géneros *Pinus*, *Abies*, *Pseudotsuga* tenderán a buscar nuevos refugios (Sáenz-Romero et al., 2020). Por lo tanto, es de esperar que al ser especies que dependen totalmente de sus hospederos, los muérdagos enanos sigan este mismo patrón.

La precipitación del trimestre más húmedo (BIO18) fue uno de los factores climáticos que determinaron la presencia de muérdagos enanos bajo escenarios a futuro (Cuadro 1), indicando que se requiere de un nivel intermedio de precipitaciones. Los altos niveles afectan la dispersión, pues las lluvias suelen “lavar” las semillas que se depositan en las ramas de los árboles, impidiendo su germinación y también reduciendo la viabilidad del polen (Barret et al., 2012; Tamudo et al., 2021). Por otro lado, poca lluvia o sequía pueden causar estrés hídrico al hospedero, lo cual afecta directamente al muérdago enano que deja de crecer y producir semillas (Bickford et al., 2005; Tamudo et al., 2021).

Con los tres modelos de circulación utilizados para este estudio y con el SSP 8.5 se obtuvieron resultados alarmantes si se infiere una probable desaparición consecuente de los bosques de coníferas, pues tal como reportan algunos estudios, los escenarios futuros para muchas especies de coníferas indican que disminuirán sus poblaciones (Téllez-Valdéz et al., 2004; Sáenz-Romero et al., 2012; Cruz-Cárdenas et al., 2016). Según los resultados obtenidos disminuirá considerablemente la presencia del género *Arceuthobium* (Cuadro 2). Con el RCP 8.5 para el horizonte 2071-2100, es decir, el panorama más extremo, se observa una desaparición de más de 70% de la cobertura actual de estas plantas parásitas (Cuadro 2), siendo el modelo HadGEM3-GC31-LL, donde se puede observar una desaparición casi total de las mismas (Fig. 7). Con base en los resultados obtenidos, podemos observar que la distribución de estos muérdagos cambiará drásticamente y puede ser que se trasladen a nuevos hábitats donde las condiciones de temperatura y humedad sean idóneas (áreas de distribución). Por ejemplo, con los tres modelos, los dos SSP y los dos horizontes de tiempo, se conservarán pequeños manchones de distribución de *Arceuthobium* en la zona de la FVT (Figs. 7, 8, 9). Con modelo MIROC6, que es menos pesimista, también se conservarán manchones en la SMOcc (Fig. 9). MRI-ESM2-0 es el modelo más optimista pues según este se conservarán poblaciones de *Arceuthobium* en SMOcc, FVT, SMO y SMS en los dos horizontes de tiempo del SSP 4.5 y el período 2071-2100 bajo el SSP 8.5 (Fig. 8). Las mismas tendencias de reducción de hábitat se reportan para insectos saproxílicos, que dependen de la madera muerta o de árboles senescentes durante parte de su ciclo vital. Tal es el caso de los descortezadores, que en conjunto con el muérdago enano pueden matar a sus hospederos. Para *Dendroctonus mexicanus* Hopkins 1905, por ejemplo, se predice una disminución de su idoneidad climática para 2050 de alrededor de 50% y tenderá a buscar nuevos hábitats (Méndez-Encina et al., 2021; Sallé et al., 2021).

Ante este panorama es muy importante mencionar la relevancia ecológica de los muérdagos enanos. México es un centro de diversidad del género *Arceuthobium*. Los muérdagos enanos tienen un nicho en los ecosistemas que habitan, desarrollando complejas relaciones con la vida silvestre. Para muchas aves constituyen sitios de forrajeo, ani-



damiento y percheo (Shaw et al., 2004). Cerca de 22 familias de aves poseen registros de anidamiento en muérdagos (Watson, 2001); el búho mexicano (*Strix occidentalis lucida* Nelson 1903) es un ejemplo de ello. De tal manera que la diversidad de aves ha mostrado ser mayor en bosques con muérdago que en bosques sin éste (Watson, 2001). En el caso de los mamíferos, las ardillas de los géneros *Sciurus* Linnaeus 1758 y *Tamiasciurus* Trouessart 1880, por ejemplo, usan las escobas de bruja de *Arceuthobium* para anidar (Watson, 2001; Shaw et al., 2004; Hedwall y Mathiasen, 2006; Kenaley y Mathiasen, 2025). Adicionalmente, los muérdagos enanos albergan una diversa comunidad de artrópodos. En México se han registrado especies pertenecientes a los órdenes Orthoptera, Hemiptera, Lepidoptera, Araneae y Thysanoptera asociadas a estas plantas; algunas de ellas, particularmente los tisanópteros y otros insectos florícolas, pueden participar en la polinización de sus flores (Arriola-Padilla et al., 2012). La hormiga *Atta mexicana* Smith 1858 ha sido reportada como consumidora de *Arceuthobium durangense* Hawskw. & Wiens (Stevens y Hawksworth, 1970; Jennings et al., 1989; Arriola-Padilla et al., 2012).

Los modelos utilizados hacen evidente que la distribución potencial del género *Arceuthobium* tenderá a disminuir. El cambio climático provoca extinciones locales, alterando al mismo tiempo la función del ecosistema (Northfield e Ives, 2013). En nuestro estudio, con los tres modelos de distribución futura, los muérdagos enanos desaparecerán incluso en una de las zonas de diversificación más importantes de México: el estado de Durango. En los tres modelos se conservará una zona en el norte de la Sierra Madre Occidental (Figs. 7, 8, 9); probablemente aquí se llegue a formar una nueva zona de diversificación del género.

Es necesario enfocar los esfuerzos de conservación en las zonas prioritarias obtenidas en este estudio y crear Áreas Naturales Protegidas orientadas en proteger el bosque de coníferas. Además, realizar estudios enfocados a comprender más a detalle la interacción parásito-hospedero (*Arceuthobium*-coníferas). Conviene descifrar si el cambio climático provoca ataques más agresivos por parte del muérdago enano que pudieran acelerar la pérdida de bosques de coníferas, así como complementar estudios de distribución potencial con estudios de genética de pobla-

ciones, por ejemplo. Este tipo de estudios contribuirán a la conservación de los bosques templados.

Contribución de autores

Conceptualización: RLH, ARE; Metodología: MAG, RLH, VJA; Investigación: RLH, ARE, AGA, JAZ; Curación de datos: MAG, VJA, AGA, JAZ; Redacción - borrador original: RLH, ARE, VJA; Redacción - revisión y edición: RLH, VJA; Adquisición de fondos: ARE.

Financiamiento

Este estudio fue apoyado por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) y la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) con el número de proyecto A3S-130105 y por la estancia posdoctoral de RLHB 2995280/94/2022 de la Secretaría de Ciencia, Humanidades Tecnología e Innovación (SECIHTI).

Agradecimientos

A las comunidades de Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, Parques Nacionales Pico de Orizaba, Cofre de Perote, Nevado de Colima, la Malinche, así como ejidatarios que ayudaron en el trabajo de campo. A la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) y a la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR). Al equipo de investigación de Alta Montaña del Instituto de Ciencias Agrícolas y Rurales de la Universidad Autónoma del Estado de México (ICAR-UAEMéx) que participó activamente en los recorridos y muestreos realizados. RLHB agradece a SECITHI por la beca posdoctoral 2995280/94/2022. Al editor y a los revisores anónimos por sus valiosos comentarios y sugerencias.

Declaración de disponibilidad de datos

El conjunto de datos que apoya los resultados de este estudio fue sometido en SciELO Data y puede ser accedido en <https://doi.org/10.48331/SCIELODATA.KJ2YI7>.

Declaración de uso de Inteligencia Artificial

Los autores declaran no haber hecho uso de herramientas de Inteligencia Artificial para la realización del presente trabajo.



Literatura citada

- Aceves-Rangel, L. D., J. Méndez-González, M. A. García-Aranda, J. A. Nájera-Luna. 2018. Distribución potencial de 20 especies de pinos en México. *Agrociencia* 52(7): 1043-1057.
- Aguirre-Calderón, O. A. 2015. Manejo forestal en el siglo XXI. *Madera y Bosques* 21(Núm. esp.): 17-28. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2015.210423>
- Aguirre-Zúñiga, J. J., R. L. Heredia-Bobadilla, S. Franco-Maass, T. S. Fredericksen, A. R. Endara-Agramont. 2024. Occurrence and effect of dwarf mistletoe (*Arceuthobium globosum* and *A. vaginatum*) in high-elevation forests in México. *Trees, Forest and People* 18: 100706. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100706>
- Aiello-Lammens, M. E., R. A. Boria, A. Radosavljevic, B. Vilela, R. P. Anderson. 2015. spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence for use in ecological niche models. *Ecography* 38: 541-545. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.01132>
- Aitken, S. N., S. Yeaman, J. A. Holliday, T. Wang y S. Curtis-McClane. 2008. Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications* 1(1): 95-111. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2007.00013.x>
- Alosi, M. C. 1978. The curious anatomy of *Arceuthobium* in regard to host/parasite water relations and translocation. *Proceedings of the Twenty-sixth Annual Western International Forest Disease Work Conference*. Tucson, USA. pp. 35-43.
- Aragón-Parada, J., A. Rodríguez, G. Munguía-Lino, J. A. De-Nova, M. M. Salinas-Rodríguez y P. Carrillo-Reyes. 2021. Las plantas vasculares endémicas de la Sierra Madre del Sur, México. *Botanical Sciences* 99(3): 643-660. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.2682>
- Arriola-Padilla, V. J., F. Reséndiz-Martínez, M. P. Chaires-Grijalva, R. Medellín-Jiménez y M. Pérez-Silva. 2012. Insecta asociada a muérdago enano (*Arceuthobium* spp.) en los Parques Nacionales Izta-Popo y La Malinche. *Entomología Mexicana* 11(2): 829-834.
- Barret, T. M., G. Latta, P. E. Hennon, B. N. I. Eskelson y H. Temesgen. 2012. Host-parasite distributions under changing climate: *Tsuga heterophylla* and *Arceuthobium tsugense* in Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 462-656. DOI: <https://doi.org/10.1139/X2012-016>
- Bell, T. L. y M. A. Adams. 2010. Attack on all fronts: functional relationships between aerial and root parasitic plants and their woody hosts and consequences for ecosystems. *Tree Physiology* 31(1): 3-15. DOI: <https://doi.org/10.1093/treephys/tpq108>
- Bickford, C. P., T. E. Kolb y B. W. Geils. 2005. Host physiological condition regulates parasitic plant performance: *Arceuthobium vaginatum* subsp. *cryptopodum* on *Pinus ponderosa*. *Oecologia* 146: 179-189. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0215-0>
- Bolom-Huet, R., X. P. Pacheco, A. Muñoz-Alonso y A. Sunny. 2022. Potential Distribution and Connectivity for Two Plethodontid Salamanders: Conservation Areas and Landscape Corridors for Two Endemic Species of México and Guatemala. *Environmental Management* 70: 965-977. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-022-01700-0>
- Boria, R. A., L. E. Olson, S. M. Goodman y R. P. Anderson. 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modelling* 275: 73-77. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012>
- Brandt, J. P., Y. Hiratsuka y D. J. Pluth. 2004. Extreme cold temperatures and survival of overwintering and germinated *Arceuthobium americanum* seeds. *Canadian Journal of Forest Research* 34(1): 174-183. DOI: <https://doi.org/10.1139/X03-200>
- Burbano-Figueroa, O. 2020. Resistencia de plantas a patógenos: una revisión sobre los conceptos de Resistencia vertical y horizontal. *Revista Argentina de Microbiología* 52(3): 245-255. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ram.2020.04.006>
- Canelles, Q., N. Aquilué, P. M. A. James, J. Lawler y L. Brotons. 2021. Global review on interactions between insect pests and other forest disturbances. *Landscape Ecology* 36: 945-972. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01209-7>
- Cavazos, T., J. Salinas, B. Martínez, G. Colorado, P. De Grau, R. Prieto González y M. Bravo. 2014. Actualización de escenarios de cambio climático para México como parte de los productos de la Quinta Comunicación Nacional. México Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. <https://www.gob.mx/inecc/acciones-y-programas/escenarios-de-cambio-climatico-80126> (consultado enero de 2022).
- Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. In: Sarhukán, J. (ed.). *Capital Natural de México*. Vol I. Comisión



- Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. Pp. 87-108.
- Cibrián-Tovar, D., D. Alvarado-Rosales y S. E. García-Díaz. 2007. Enfermedades forestales en México / Forest Diseases in Mexico. Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco México, México. 587 pp.
- Clark Labs. 2024. TerrSet Geospatial Monitoring and Modeling System (Version 20.04). Clark University. Worcester, MA, USA.
- CONANP. 2016. Las áreas naturales protegidas de México resguardan 13 por ciento de bosques del país. <https://www.gob.mx/conanp/prensa/las-areas-naturales-protegidas-de-mexico-resguardan-13-por-ciento-de-bosques-del-pais-24265> (consultado junio de 2026).
- Crisp, M. D. y L. G. Cook. 2012. Phylogenetic niche conservatism: what are the underlying evolutionary and ecological causes? *New Phytologist* 193(3): 681-694. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04298.x>.
- Cruz-Cárdenas, G., L. López-Mata, J. T. Silva, N. Bernal-Santana, F. Estrada-Godoy y J. A. López-Sandoval. 2016. Modelado de la distribución potencial de especies de Pinaceae bajo escenarios de cambio climático en Michoacán. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 22(2): 135-148. DOI: <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2015.06.027>
- de Oliveira Sousa, J. B., I. S. C. Benathar, A. A. Ebling, S. V. Kohler, X. Mendes de Oliveira, T. P. Protásio, M. Rodrigues y S. Lopes Goulart. 2025. Using maximum entropy modeling to predict the potential distributions of genus *Copaifera* L. in a conservation unit in the Brazilian Amazon. *Plant Ecology* 226: 185-196. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11258-024-01484-9>
- Díaz-Núñez, V., J. Sosa-Ramírez y D. R. Pérez-Salicrup. 2016. Vegetation patch dynamics and tree diversity in a conifer and oak forest in central Mexico. *Botanical Sciences* 9(2): 229-240. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.284>
- Elith, J. y J. R. Leathwick. 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677-697. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee y C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17(1): 43-57. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x>
- Endara-Agramont, A. R., R. L. Heredia-Bobadilla, L. A. García-Almaraz, A. A. Luna-Gil, S. Franco-Maass y V. D. Cibrián-Llenderal. 2022. Factores asociados con la distribución espacial de muérdagos enanos en dos poblaciones de *Pinus hartwegii* del centro de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 93: e935008. DOI: <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.5008>
- Escalante, T. y K. Y Aguilar-Ortega. 2021. Estructura areográfica y efectos del cambio de uso de suelo en especies endémicas de la Faja Volcánica Transmexicana. *Dugesiana* 28(2): 305-316. DOI: <https://doi.org/10.32870/dugesiana.v28i2.7164>
- Espinosa, D. y S. Ocegueda. 2008. El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural. In: Sarhukán, J. (ed.). *Capital Natural de México*, Vol. I. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. Pp. 33-65.
- Farjon, A. y B. T. Styles. 1997. *Pinus* (Pinaceae). Organization for Flora Neotropica. University of Minnesota. Minneapolis, MN, USA. 291 pp.
- Fernández Eguarte, A., J. Zavala Hidalgo, R. Romero Centeno, A. Conde Álvarez y R. Trejo Vázquez. 2015. Actualización de los escenarios de cambio climático para estudios de impactos, vulnerabilidad y adaptación. México: Centro de Ciencias de la Atmósfera. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://atlasclimatico.unam.mx/cmip5/visualizador> (consultado enero de 2022).
- Fick, S. E. y R. J. Hijmans, 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 37(12): 4302-4315. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Fourcade, Y., J. O. Engler, D. Rödder y J. Secondi. 2014. Mapping species distributions with MAXENT using a geographically biased sample of presence data: A performance assessment of methods for correcting sampling bias. *PLOS ONE* 9(5): e97122. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097122>
- Franklin, J. 2010. Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction. Cambridge University Press. Cambridge, UK.



- Galván-González, L. G., R. Cerros-Tlatilpa, A. Flores-Morales, J. M. Caspeta-Mandujano y A. Flores-Castorena. 2022. Diversidad y riqueza de plantas parásitas del estado de Morelos, México. *Botanical Sciences* 100(3): 729-747. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.2964>
- GBIF. 2023. Global Biodiversity Information Facility. <https://www.gbif.org> (consultado enero de 2023).
- Geils, B.W. y F. G. Hawksworth. 2002. Damage, effects and importance of dwarf mistletoes. In: Geils, B. W., Cibrián Tovar, J. y Moody, B. (coord.). *Mistletoes of North American Conifers*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-98. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Ogden, UT, USA. Pp. 57-65.
- Geils, B. W., J. Cibrian-Tovar y B. Moody. 2002. Mistletoes of North American conifers. General Technical Reports RMRS-GTR-98. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Ogden, UT, USA. 123 pp.
- Gernandt, D. S. y Pérez de la Rosa, J. A. 2014. Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85(1): 126-133. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.32195>
- Glatzel, G. y B. W. Geils. 2009. Mistletoe ecophysiology: host-parasite interactions. *Botany* 87(1): 10-15. DOI: <https://doi.org/10.1139/B08-096>
- González-Cubas, R., E. J. Treviño-Garza, O. Aguirre-Calderón y R. Foroughbakhch-Pournavab. 2020. Distribución potencial de *Abies vejarii* (Pinaceae) y su relación con factores ambientales, topográficos y antropogénicos en el noreste de México. *Acta Botanica Mexicana* 127: e1607. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm127.2020.1607>
- González-Hernández, A., R. Pérez-Miranda, F. Moreno-Sánchez, G. Ramírez-Ojeda, S. Rosales-Mata, A. Cano-Pineda, V. Guerra de la Cruz, M. C. Torres-Esquivel. 2015. Variabilidad de la temperatura local en bosques de coníferas por efectos de la deforestación. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 6(31): 22-39. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v6i31.193>
- Guisan, A. y W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8(9): 993-1009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guisan A. y N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling*. *Ecological Modelling* 135(2-3): 147-186. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9).
- Gutiérrez, E. e I. Trejo. 2014. Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85(1): 179-188. DOI: <https://doi.org/10.7550/rmb.37737>
- Hawksworth, F. G. 1983. Mistletoes as forest parasites. In: Calder, M. y P. Bernhardt (eds.). *The biology of mistletoes*. Academic Press. Nueva York, USA. Pp. 320-329.
- Hawksworth, F. G. y D. Wiens. 1996. Dwarf mistletoes: Biology, pathology and systematics. *Agriculture Handbook* 709. United States Department of Agriculture, Forest Service. Washington, D.C., USA. 410 pp.
- Hedwall, S. J. y R. L. Mathiasen. 2006. Wildlife use of Douglas-Fir dwarf mistletoe witches' brooms in the southwest. *Western North American Naturalist* 66(4): 450-455. DOI: [https://doi.org/10.3398/1527-0904\(2006\)66\[450:WUODDM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3398/1527-0904(2006)66[450:WUODDM]2.0.CO;2)
- Heredia-Bobadilla, R. L., A. M. Arzate-Fernández, G. Gutiérrez-González, J. G. Santillán-Benítez, D. Cibrián-Tovar y A.R. Endara-Agramont. 2014. Genes de defensa en *Abies religiosa*. *Botanical Sciences* 92(4): 623-628. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.130>
- Heredia-Bobadilla, R. L., G. Gutiérrez-González, D. Cibrián-Tovar, A. R. Endara-Agramont, M. C. Colín-Ferreya y A. M. Arzate-Fernández. 2024. Genes de resistencia inducida en *Pinus hartwegii* (Pinaceae) en el centro de México. *Acta Botanica Mexicana* 131: e2282. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm131.2024.2282>
- Hernández-Silva, D.A., M.T. Pulido-Silva, I. Zuria, S.A. Gallina Tessaro y G. Sánchez-Rojas. 2018. El manejo como herramienta para la conservación y aprovechamiento de la fauna silvestre: acceso a la sustentabilidad en México. *Acta Universitaria* 28(4): 31-41. DOI: <https://doi.org/10.15174/au.2018.2171>.
- Hull, R. J. y Leonard, O. A., 1964a. Physiological aspects of parasitism in mistletoes (*Arceuthobium* and *Phoradendron*). I. The carbohydrate nutrition of mistletoe. *Plant Physiology* 39(6): 996-1007. DOI: <https://doi.org/10.1104/pp.39.6.996>
- Hull, R. J. y Leonard, O. A., 1964b. Physiological aspects of parasitism in mistletoes (*Arceuthobium* and *Phoradendron*). II. The photosynthetic capacity of mistletoe. *Plant Physiology* 39(6): 1008-1017. DOI: <https://doi.org/10.1104/pp.39.6.1008>.



- IBM Corp. 2023. IBM SPSS Statistics for Windows Version 29.0. Armonk, Nueva York, USA.
- Jennings, D. T., F. B. Penfiel, R. E. Stevens y F. G. Hawksworth. 1989. Spiders (Araneae) associated with dwarf mistletoes (*Arceuthobium* sp.) in Colorado. *The Southwestern Naturalist* 34(3): 349-355. DOI: <https://doi.org/10.2307/3672163>.
- Kass, J. M., B. Vilela, M. E. Aiello-Lammens, R. Muscarella, C. Merow y R. P. Anderson. 2018. WALLACE: A flexible platform for reproducible modeling of species niches and distributions built for community expansion. *Methods in Ecology and Evolution* 9(4): 1151-1156. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12945>.
- Kassambara, A. y F. Mundt. 2020. Factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R Package Version 1.0.7. <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra> (consultado abril de 2026).
- Kenaley S. C. y R. Mathiasen. 2025. Dwarf Mistletoes (*Arceuthobium*, Viscaceae) of North America: Classification Systems, Phylogenetic Relationships, and Taxonomic Characteristics. *Plants* 14(13): 2051. DOI: <https://doi.org/10.3390/plants14132051>
- Lê, S., J. Josse y F. Husson. 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software* 25(1): 1-18. DOI: <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>
- Lobo, J. M., A. Jiménez-Valverde y R. Real. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17(2):145-151. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x>
- Logan, B. A., E. R. Huhn y D. T. Tissue. 2002. Photosynthetic Characteristics of Eastern Dwarf Mistletoe (*Arceuthobium pusillum* Peck) and its Effects on the Needles of Host White Spruce (*Picea glauca* [Moench] Voss). *Plant Biology* 4(6): 740-745. DOI: <https://doi.org/10.1055/s-2002-37396>.
- Maharjan, S. K., F. J. Sterck, N. Raes, Y. Zhao y L. Poorter. 2023. Climate change induced elevational range shifts of Himalayan tree species. *Biotropica* 55(1): 53-69. DOI: <https://doi.org/10.1111/btp.13159>
- Manzanilla-Quiñones, U., O. A. Aguirre-Calderón y J. Jiménez-Pérez. 2018. ¿Qué es una conífera y cuántas especies existen en el mundo y en México? Desde el Herbario CICY 10: 168-175.
- Manzanilla-Quiñones, U., O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez, E. J. Treviño-Garza y J. I. Yerena-Yamallel. 2019. Distribución actual y futura del bosque subalpino de *Pinus hartwegii* Lindl en el Eje Neovolcánico Transversal. *Madera y Bosques* 25(2): e2521804. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2019.2521804>
- Martínez-Méndez, N., E. Aguirre-Planter, L. E. Eguiarte y J. P. Jaramillo-Correa. 2016. Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (Pinaceae) en México: Algunas implicaciones taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences* 94(1): 5-24. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.508>
- Martínez-Sifuentes, A. R., J. Villanueva-Díaz, U. Manzanilla-Quiñones, J. L. Becerra-López, J. A. Hernández-Herrera, J. Estada-Ávalos y A. H. Velázquez-Pérez. 2020. Spatial modeling of the ecological niche of *Pinus greggii* Engelm. (Pinaceae): a species conservation proposal in Mexico under climatic change scenarios. *iForest-Biogeosciences and Forestry* 13(5): 426-434. DOI: <https://doi.org/10.3832/for3491-013>.
- Martínez-Sifuentes, A. R., J. A. Hernández-Herrera, L. M. Valenzuela-Núñez, E. A. Briceño-Contreras, U. Manzanilla-Quiñones, A. Gastélum-Arelláñez, R. Trucíos-Casiano y M. J. López-Calderón. 2022. Climate Change Impact on the Habitat Suitability of *Pseudotsuga menziesii* Mirb. Franco in Mexico: An Approach for Its Conservation. *Sustainability* 14(4): 8888. DOI: <https://doi.org/10.3390/su14148888>
- Mastretta-Yanes, A., A. Moreno-Letelier, D. Piñero, T. H. Jorgensen y B. C. Emerson. 2015. Biodiversity in the Mexican highlands and the interaction of geology, geography and climate within the Trans-Mexican Volcanic Belt. *Journal of Biogeography* 42(9): 1586-1600. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.12546>
- Mathiasen, R. L. 1996. Dwarf mistletoes in forest canopies. *Northwest Science* 70: 61-71.
- Mathiasen, R. L. y S. C. Kenaley. 2021. The classification of dwarf mistletoes (*Arceuthobium* spp., Viscaceae) in section *Campylopoda*, series *Campylopoda*. *Botany* 100(1): 2022. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjb-2021-0108>
- Mathiasen, R. L., S.C. Kenaley y B. P. Reif. 2012. Distribution and morphological characteristics of *Arceuthobium hondurensis* and *A. nigrum* (Viscaceae) in Mexico. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas* 6(2): 599-609.
- Mathiasen, R. L., D. L. Nickrent, D. C. Shaw y D. M. Watson. 2008a. Mistletoes: Pathology, systematics, ecology, and management. *Plant Disease* 92(7): 988-1006. DOI: <https://doi.org/10.1094/pdis-92-7-0988>



- Mathiasen, R. L., D. Nickrent, C. Parks, J. Beatty y S. Sesnie. 2001. First report of *Arceuthobium hondurensis* in Mexico. Plant Disease 85(4): 444. DOI: <https://doi.org/10.1094/PDIS.2001.85.4.444A>
- Mathiasen, R. L., M. S. González-Elizondo, M. González-Elizondo, B. E. Howell, I. L. López-Enríquez, J. Scott y J. A. Tena-Flores. 2008b. Distribution of dwarf mistletoes (*Arceuthobium* spp., Viscaceae) in Durango, Mexico. Madroño 55(2): 161-169. DOI: [https://doi.org/10.3120/0024-9637\(2008\)55\[161:DODMAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3120/0024-9637(2008)55[161:DODMAS]2.0.CO;2)
- Méndez-Encina, F. M., J. Méndez-González y J. Cerano-Paredes. 2021. Distribución actual y potencial de *Dendroctonus mexicanus* Hopkins bajo dos escenarios de cambio climático. Madera y Bosques 26(2): 1-14. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2622002>
- MODIS. 2021. MODIS Land Science Team/Terra EVI Phenology annual L4 500m SIN Grid. NASA Level 1 and Atmosphere Archive and Distribution System Distributed Active Archive Center. DOI: https://doi.org/10.5067/MODIS/MOD09Q1P_EVI.006
- Muche, M., A. M. Muasya y B. A. Tsegay. 2022. Biology and resource acquisition of mistletoes, and the defense responses of host plants. Ecological Processes 11: 24. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13717-021-00355-9>
- Muscarella, R., P. J. Galante, M. Soley-Guardia, R. A. Boria, J. M. Kass, M. Uriarte y R. P. Anderson. 2014. ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for Maxent ecological niche models. Methods in Ecology and Evolution 5(11): 1198-1205. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12261>
- Navarro-Racines, C., J. Tarapues, P. Thornton, A. Jarvis y J. Ramirez-Villegas. 2020. High-resolution and bias-corrected CMIP5 projections for climate change impact assessments. Scientific Data 7: 7. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0343-8>
- Nickrent, D. L. 2020. Parasitic angiosperms: How often and how many. Taxon 69(1): 5-27. DOI: <https://doi.org/10.1002/tax.12195>
- Nickrent, L. M. A. García, M. P. Martín, R. L. Mathiasen. 2004. A phylogeny of all species of *Arceuthobium* (Viscaceae) using nuclear and chloroplast DNA sequences. American Journal of Botany 91(1): 125-138. DOI: <https://doi.org/10.3732/ajb.91.1.125>
- Northfield, T. D. y A.R. Ives. 2013. Coevolution and the Effects of Climate Change on Interacting Species. PLoS Biology 11(10): e1001685. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001685>
- Núñez-Farfán, J., J. Fornoni y P. L. Valverde. 2007. The evolution of resistance and tolerance to herbivores. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 38: 541-566. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095822>
- Núñez-Penichet, C., M. E. Cobos Cobos, J. Gutiérrez Amaro y A. Barro-Cañamero. 2016. Distribución potencial del género *Omphalea* (Euphorbiaceae) en Cuba: aproximación a su distribución real. Revista del Jardín Botánico Nacional 37: 165-175.
- Osorio-Olvera, L., A. Lira-Noriega, J. Soberón, A. T. Peterson, M. Falconi, R. G. Contreras-Díaz, E. Martínez-Meyer, V. Barve y N. Barve. 2020. NTBOX: An R package with graphical user interface for modelling and evaluating multidimensional ecological niches. Methods in Ecology and Evolution 11(10): 1199-1206. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13452>
- Pérez-Miranda, R., M. E. Romero-Sánchez, A. González-Hernández, S. Rosales-Mata, F. Moreno-Sánchez y V. J. Arriola-Padilla. 2019. Modelado de la distribución actual y bajo cambio climático de pinos piñoneros endémicos de México. Revista Mexicana de Ciencias Forestales 10(56): 219-237. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i56.613>
- Peterson, A. T. y J. Soberón. 2012. Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the concepts right. Natureza y Conservação 10(2): 1-6. DOI: <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.019>
- Peterson, A.T., M. Papeş y J. Soberón. 2008. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. Ecological Modelling 213(1): 63-72. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>
- Phillips, S.J. y M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography 31(2): 161-175. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- Phillips, S. J., R. P. Anderson y R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling 190(3-4): 231-259. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>



- POWO. 2023. *Arceuthobium* M.Bieb. Plants of the World on Line. <https://powo.science.kew.org/results?q=ARCEUTHOBIMUM> (consultado abril de 2023).
- POWO. 2025. *Arceuthobium* M.Bieb. Plants of the World on Line. <https://powo.science.kew.org/results?q=ARCEUTHOBIMUM> (consultado enero de 2025).
- Queijeiro-Bolaños, M. E. y Z. Cano-Santana. 2015. Dinámica temporal de la infestación por muérdago enano (*Arceuthobium globosum* y *A. vaginatum*) en Zoquiapan (Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl), México. *Ciencia UAT* 9(2): 6-14.
- Queijeiro-Bolaños, M. E., Z. Cano-Santana y I. Castellanos-Vargas. 2013. Does disturbance determine the prevalence of dwarf mistletoe (*Arceuthobium*, Santalales: Viscaceae) in Central Mexico? *Revista Chilena de Historia Natural* 86(2): 181-190. DOI: <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2013000200007>.
- R Core Team. 2025. R: A language and environment for statistical computing v. 4.5.2. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/> (consultado junio de 2024).
- Radosavljevic, A. y R. P. Anderson. 2014. Making better Maxent models of species distributions: Complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography* 41(4): 629-643. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.12227>
- Ramírez-Dávila, J. F. y E. Porcayo-Camacho. 2009. Estudio de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en el Nevado de Toluca, utilizando el Método del SADIE. *Madera y Bosques* 15(2): 93-112. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2009.1521193>
- Ramírez-Dávila, J. F. y J. L. González-Andújar. 2007. Modelización y mapeo de la distribución espacial del muérdago enano (*Arceuthobium* sp.) en la ladera sur del Parque Nacional Nevado de Toluca. *Revista de Geografía Agrícola* 38: 19-32.
- Ramírez-Villegas, J., C. Khoury, A. Jarvis, D. G. Debouck y L. Guarino. 2010. A Gap Analysis Methodology for Collecting Crop Genepools: A Case Study with *Phaseolus* Beans. *PlosOne* 5(10): e13497. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013497>
- Romero-Sánchez, M. E., R. Pérez-Miranda, A. González-Hernández, M. V. Velasco-García, E. Velasco-Bautista y A. Flores. 2018. Current and Potential Spatial Distribution of Six Endangered Pine Species of Mexico: Towards a Conservation Strategy. *Forests* 9(12): 767. DOI: <https://doi.org/10.3390/f9120767>
- Rusch, D., H. Kope, M. Murray, J. Yurkewich y S. Zaglen. 2021. Dwarf mistletoe management in British Columbia. *Land Management Handbook Provincia de Columbia Británica, Canadá*. Pp. 13. <https://www2.gov.bc.ca/gov/content/industry/forestry/managing-our-forest-resources/forest-health/pathogens/dwarf-mistletoes> (consultado junio de 2020).
- Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Cd. Mx., México. Pp. 504.
- SADER. 2018. Avanzan estudios en control del parásito muérdago enano en bosques de coníferas. <https://www.gob.mx/agricultura/prensa/avanzan-estudios-en-control-del-parasito-muerdago-enano-en-bosques-de-coniferas> (consultado febrero de 2025).
- Sadowski, E. M., L. J. Seyfullah, C. A. Wilson, C. L. Calvin y A. R. Schmidt. 2017. Diverse early dwarf mistletoes (*Arceuthobium*), ecological keystones of the Eocene Baltic amber biota. *American Journal of Botany* 104(5): 604-718. DOI: <https://doi.org/10.3732/ajb.1600390>
- Sáenz-Romero, C., G. E. Rehfeld, P. Duval y R. A. Lindig-Cisneros. 2012. *Abies religiosa* habitat prediction in climatic change scenarios and implications for monarch butterfly conservation in Mexico. *Forest Ecology and Management* 275: 98-106. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.004>
- Sáenz-Romero, C., M. Larter, N. González-Muñoz, C. Wehenkel, A. Blanco-García, D. Castellanos-Acuña, R. Burlett y S. Delzon. 2017. Mexican conifers differ in their capacity to face climate change. *Journal of Plant Hydraulics* 4: e003. DOI: <https://doi.org/10.20870/jph.2017.e003>
- Sáenz-Romero, C., E. Mendoza-Maya, E. Gómez-Pineda, A. Blanco-García, A.R. Endara-Agramont, R. Lindig-Cisneros, J. López-Upton, O. Trejo-Ramírez, C. Wehenkel, D. Cibrián-Tovar, C. Flores-López, A. Plascencia-González y J.J. Vargas-Hernández. 2020. Recent evidence of Mexican temperate forest decline and the need for ex situ conservation, assisted migration, and translocation of species ensembles as adaptive management to face projected climatic change impacts in a megadiverse country. *Canadian Journal of Forest Research* 50(9): 843-854. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0329>
- Salinas-Rodríguez, M. M., L. Hernández-Sandoval, P. Carrillo-Reyes, H. A. Castillo-Gómez, A. Castro-Castro, E. Estrada-Castillón, D. A. Dante Figueroa-Martínez, I. N. Gómez-



- Escamilla, M. González-Elizondo, J. S. Gutiérrez-Ortega, J. Hernández-Rendón, G. Munguía-Lino, J. A. De-Nova, J. P. Ortiz-Brunel, G. Rubio-Méndez, E. Ruiz-Sánchez, C. Sánchez-Sánchez, T. N. Sandoval-Mata, R. Soltero-Quintana, V. Steinmann, S. Valencia y S. Zamudio-Ruiz. 2022. Diversidad de plantas vasculares de la provincia fisiográfica de la Sierra Madre Oriental, México. *Botanical Sciences* 100(2): 469-492. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.2864>
- Sallé, A., J. Cours, E. LeSouchu, C. Lopez-Vaamonde, S. Pincebourde y C. Bouget. 2021. Climate change alters temperate forest canopies and indirectly reshapes arthropod communities. *Frontiers in Forest and Global Change* 4: 710854. DOI: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.710854>
- Sánchez-González, A. 2008. Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y Bosques* 14(1): 107-120. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2008.1411222>
- Scharpf, R. F. 1970. Seed viability, germination, and radicle growth of dwarf mistletoe in California. Res. Paper PSW-RP-59. Pacific Southwest Forest & Range Experiment Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. Berkeley, CA, USA. 18 pp.
- Schneider, A.C., K. M. Sanders, J. H. Idec, Y. L. Lee, S.C Kenaley, R. L. Mathiasen. 2021. Plastome and Nuclear Phylogenies of Dwarf Mistletoes (*Arceuthobium*: Viscaceae). *Systematic Botany* 46(2): 389-402. DOI: <https://doi.org/10.1600/036364421X16231782047307>
- Schulze, E. D., N. C. Turner y G. Glatzel. 1984. Carbon, water and nutrient relations of two mistletoes and their hosts: A hypothesis. *Plant, Cell and Environment* 7(5): 293-299. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-3040.ep11589756>
- Shaw, D. C., D. M. Watson y R. L. Mathiasen. 2004. Comparison of dwarf mistletoes (*Arceuthobium* spp., Viscaceae) in the Western United States with mistletoes (*Amyema* spp., Loranthaceae) in Australia-ecological analogs and reciprocal models for ecosystem management. *Australian Journal of Botany* 52(4): 481-498. DOI: <https://doi.org/10.1071/BT03074>
- Simard, S. 2021. En busca del árbol madre: Descubre la sabiduría del bosque. Planeta. Barcelona, España. 447 pp.
- Skay, R., M. A. Windmuller-Campione, M. B. Russell y L. F. Reuling. 2021. Influence of eastern spruce dwarf mistletoe on stand structure and composition in northern Minnesota. *Forest Ecology and Management* 481: 118712. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118712>
- Smith, A. B., W. Godsoe, F. Rodríguez-Sánchez, H. H. Wang y D. Warren. 2019. Niche Estimation Above and Below the Species Level. *Trends in Ecology and Evolution* 34(3): 260-273. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.10.012>
- Soberón, J., L. Osorio-Olvera y T. Peterson. 2017. Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88(2): 437-441. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.011>
- Song, Y., U. Sass-Klaassen, F. Sterck, L. Goudzwaard, L. Akhmetzyanov y L. Poorter. 2021. Growth of 19 conifer species is highly sensitive to winter warming, spring frost and summer drought. *Annals of Botany* 128(5): 545-557. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcab090>
- Sosa-Díaz, L., J. Méndez-González, M. A. García-Aranda, V. C. Cambrón-Sandoval, M. A. Villareal-Quintanilla, G. Ruiz-González y J. C. Montoya-Jiménez. 2018. Distribución potencial de barrenadores, defoliadores, descortezadores y muérdagos en bosques de coníferas de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 9(47): 187-204. DOI: <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.159>
- Stevens, R. E. y F. G. Hawksworth. 1970. Insects and Mites associated with dwarf mistletoe. *Rocky Mountain Forest y Range Experimentation*. Departamento de Agricultura. Colorado, EUA. 22pp.
- Strong, G. L. y P. Bannister. 2002. Water relations of temperate mistletoes on various hosts. *Functional Plant Biology* 29(1): 89-96. DOI: <https://doi.org/10.1071/PP00159>
- Tamudo, E., J. J. Camarero, G. Sangüesa-Barreda y J. D. Anadón. 2021. Dwarf Mistletoe and Drought Contribute to Growth Decline, Dieback and Mortality of Junipers. *Forests* 12(9): 1199. DOI: <https://doi.org/10.3390/f12091199>
- Tan, Z., Y. Yuan, S. Huang, Y. Ma, Z. Hong, Y. Wang, X. Wu, Z. Li, J. Ye y L. Zhang. 2023. Geographical distribution and predict potential distribution of *Angelica* L. genus. *Environmental Science and Pollution Research* 30: 46562-46573. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-023-25490-y>
- Tatebe, H., T. Ogura, T. Nitta, Y. Komuro, K. Ogochi, T. Takemura, K. Sudo, M. Sekiguchi, M. Abe, F. Saito, M. Chikira, S. Watanabe, M. Mori, N. Hirota, Y. Kawatani, T. Mochizuki, K. Yoshimura, K. Takata, R. O'ishi, D. Yamazaki, T. Suzuki,

- M. Kurogi, T. Kataoka, M. Watanabe y M. Kimoto. 2019. Description and basic evaluation of simulated mean state, internal variability, and climate sensitivity in MIROC6. *Geoscientific Model Development* 12(7): 2727-2765. DOI: <https://doi.org/10.5194/gmd-12-2727-2019>
- Téllez-Valdéz, O., Y. M. Chávez-Huerta, C.A. Gómez-Tagle y M.V. Gutiérrez-Garduño. 2004. Modelado bioclimático para el manejo forestal: estudio de cuatro especies de *Pinus*. *Revista Ciencia Forestal en México* 29(95): 61-82.
- Tesitel, J., L. Plavcová y D. D. Cameron. 2010. Interactions between hemiparasitic plants and their hosts. *Plant Signaling and Behavior* 5(9): 1072-1076. DOI: <https://doi.org/10.4161/psb.5.9.12563>
- Tylianakis, J. M., R. K. Didham, J. Bascompte, D. A. Wardle. 2008. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11(12): 1351-1363. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-2D0248.2008.01250.x>
- Villarreal, S., R. Vargas, A. Yopez, S. Acosta, A. Castro, M. Escoto-Rodríguez, E. Lopez, J. Martínez-Osuna, J. C. Rodríguez, S. V. Smith, E. R. Vivoni y C. J. Watts. 2016. CMS: Evapotranspiration and Meteorology, Water-Limited Shrublands, Mexico, 2008-2010. ORNL Distributed Active Archive Center (DAAC) Dataset. DOI: <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAAC/1309>
- Villaseñor, J. L. y E. Ortiz. 2022. A phytogeographic assessment of the Sierra Madre Oriental physiographic province, Mexico. *Botanical Sciences* 100(4): 1102-1123. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.3086>
- Watson, D. M. 2001. Mistletoe—A keystone resource in forests and woodlands worldwide. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 219-249. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114024>
- Watson, D. M. y M. Herring. 2012. Mistletoe as a keystone resource: an experimental test. *Proceedings of the Royal Society B* 279(1743): 3853-3860. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.0856>
- Williams, K. D., D. Copsey, E. W. Blockley, A. Bodas-Salcedo, D. Calvert, R. E. Comer, P. Davis, T. Graham, H. T. Hewitt, R. Hill, S. Ineson, T. C. Johns, A. B. Keen, R. W. Lee, A. Megann, S. F. Milton, J. G. L. Rae, M.J. Roberts, A. A. Scaife, R. Schiemann, D. Storkey, L. Thorpe, I. G. Watterson, D. N. Walters, A. West, R. A. Wood, T. Woolings y P. K. Xavier. 2018. The Met Office Global Coupled Model 3.0 and 3.1 (GC3.0 and GC3.1) Configurations. *Journal of Advances in Modelling Aether Systems* 10(12): 357-380. DOI: <https://doi.org/10.1002/2017MS001115>
- Worral, J. J. 2013. Dwarf Mistletoes Ecology and Management in the Rocky Mountain Region. U. S. Department of Agriculture, Forest Service. Lakewood, Colorado, USA. pp. 48.
- Yan, T., Y. Zhao, Y. Kang, S. Xie, C. Tao y Y. Zhang. 2026. Radial growth responses of three conifers to climate in Lugu Lake, Northwestern Yunnan. *Frontiers in Forest and Global Change* 9: 1776810. DOI: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2026.1776810>
- Yukimoto, S., H. Kawai, T. Koshiro, N. Oshima, K. Yoshida, S. Urakawa, H. Tsujino, M. Deushi, T. Tanaka, M. Hosaka, S. Yabu, H. Yoshimura, E. Shindo, R. Mizuta, A. Obata, Y. Adachi y M. Ishii. 2019. The Meteorological Research Institute Earth System Model Version 2.0 (MRI-ESM2.0): Description and basic evaluation of the physical component. *Journal of the Meteorological Society of Japan, Ser. II* 97(5): 931-65. DOI: <https://doi.org/10.2151/jmsj.2019-051>

