



Distribución potencial y perfil bioclimático del muérdago en bosques de *Quercus* L. en Durango

Potential distribution and bioclimatic profile of mistletoes in *Quercus* L. forests in Durango

Mónica Yazmín Flores-Villegas¹, María Berenice González Maldonado^{2*}

Fecha de recepción/Reception date: 9 de septiembre de 2025.

Fecha de aceptación/Acceptance date: 10 de marzo de 2026.

¹Universidad Politécnica de Durango. México.

²Instituto Politécnico Nacional. CIIDIR-Durango. México.

*Autor para correspondencia; correo-e: bereciidir@hotmail.com

*Corresponding author; e-mail: bereciidir@hotmail.com

Resumen

Los bosques de encino han sido objeto de un aprovechamiento agroforestal que ha provocado graves problemas de presencia de enfermedades (infecciones severas por plantas parásitas), entre las que destacan los muérdagos de los géneros *Arceuthobium* y *Phoradendron* causantes de deformaciones y muerte del arbolado. Para Durango la información sobre la distribución potencial de los muérdagos vinculada a variables bióticas y abióticas se considera escasa. En la presente investigación se generaron modelos de distribución potencial tanto para *Arceuthobium* spp. como para *Phoradendron* spp. sobre el género *Quercus* y se identificaron las variables que inciden en su dispersión dentro del estado, para proyectar zonas con alta predisposición y facilitar su control. Para ello, se utilizaron 19 variables bioclimáticas y datos de presencia de los encinos, los cuales se analizaron con *MaxEnt*[®]. El modelo se validó mediante curvas de respuesta (análisis de omisión/comisión) y análisis de sensibilidad Curva operada por el receptor (ROC)-Área bajo la curva (AUC), lo que permitió medir el efecto de cada variable. Se obtuvo un aproximado de 48 mil hectáreas (idoneidad alta) que pueden ser afectadas por *Phoradendron* spp., debido a su alta dispersión. Por otra parte, las variables más importantes para la modelación de las especies analizadas fue la temperatura (temperatura mínima del mes más frío [°C]) y precipitación (precipitación del trimestre más frío [mm]), debido a que influyeron de manera directa en su propagación.

Palabras clave: *Arceuthobium* M. Bieb., enfermedad forestal, *MaxEnt*[®], niveles de infestación, encinos, *Phoradendron* Nutt.

Abstract

Oak forests have been subject to agroforestry practices that have caused serious problems with disease (severe infections by parasitic plants), notably mistletoes of the genera *Arceuthobium* and *Phoradendron*, which cause deformities and tree death. For *Durango*, information on the potential distribution of mistletoes, linked to biotic and abiotic variables, is considered scarce. This research generated potential distribution models of both types of mistletoe (*Arceuthobium* spp. and *Phoradendron* spp.) on the genus *Quercus* and established the variables that influence their dispersal within the state of *Durango*, and in this way project areas with high predisposition and facilitate their control. For this purpose, 19 bioclimatic variables and oak presence data were used and analyzed with the MaxEnt®. To validate the model, response curves (omitting/commission analysis) and sensitivity analysis (Receptor Operated Curve [ROC]-Area under the curve [AUC]) were used to measure the effect of each variable. An estimated 48 000 hectares (high suitability) could be affected by *Phoradendron* spp., due to its high dispersal. Furthermore, the most important variables for modeling the analyzed species were temperature (minimum temperature of the coldest month [°C]) and precipitation (precipitation of the coldest quarter [mm]), as these directly influenced their spread.

Keywords: *Arceuthobium* M. Bieb., forest disease, MaxEnt®, infestation levels, oaks, *Phoradendron* Nutt.

Introducción

La mayor distribución de plantas leñosas del mundo está representada por la familia Fagaceae, concretamente por el género *Quercus*, conocido como encino, que constituye una parte importante de las regiones montañosas de México. Diversas asociaciones vegetales, como los bosques de pino y encino, o de encino y pino, proporcionan directa o indirectamente diferentes servicios ecosistémicos, tanto a nivel local como global, incluidos los servicios culturales, aprovisionamiento y de regulación (Hernández-Pérez, 2020). Además, la madera de encino se considera muy resistente y duradera.

En México, la mayoría de las especies del género *Quercus* tienen un alto valor comercial debido a la calidad de su madera y a los productos que se obtienen de ella, como el carbón vegetal, los taninos, los tintes y el corcho (Gorgonio-Ramírez et al., 2017). Sus usos son principalmente como combustible, para durmientes de ferrocarril, construcción de barcos, manufactura de pisos y muebles (Balvanera, 2012). A nivel del

ecosistema, los encinos protegen las cuencas hidrográficas y la cubierta vegetal, reducen la erosión y capturan carbono (Cavender-Bares *et al.*, 2011). Sin embargo, estos ecosistemas afectados por las actividades antropogénicas provocadas por el cambio climático.

Backs y Ashley (2021) indican que alrededor de 15 % de las especies del género *Quercus* se modificarán genéticamente por el cambio climático. En el hemisferio norte *Quercus* está representado por aproximadamente 500 taxa (Moreno-Rico *et al.*, 2010), de los cuales entre 135 y 150 se localizan en México; su distribución abarca desde Estados Unidos de América hasta Colombia (Sarkar *et al.*, 2009). El estado de Durango alberga la mayoría de los tipos de vegetación presentes en México, debido a factores como la convergencia de dos regiones biogeográficas, su fisiografía y la diversidad climática. Los bosques de encinos en representan 16 % de la superficie total de la entidad, y entre las asociaciones de especies más comunes están *Quercus rugosa* Neé, *Q. sideroxyla* Bonpl., *Q. laeta* Liebm., and *Q. durifolia* Seemen ex Loes. (González-Elizondo *et al.*, 2006).

Se ha observado que los ecosistemas de bosques de encino están infravalorados y su estado de salud es deficiente, lo que favorece la aparición de plagas y enfermedades (Uribe-Salas *et al.*, 2019). Los principales agentes causantes de enfermedades son plantas hemiparásitas: el muérdago enano y el muérdago verdadero, este último es la segunda causa de daños en las zonas forestales. Se calcula que 18 millones de hectáreas están infestadas por estas plantas (Vázquez-Collazo *et al.*, 2006). Cuando sus semillas germinan, producen una raíz conocida como haustorio, que se adhiere al tronco del árbol y provoca la formación de tumores leñosos (Arce-Acosta *et al.*, 2016; Díaz-Limón *et al.*, 2016).

Las plantas hemiparásitas de los géneros *Phoradendron* y *Arceuthobium* son patógenos obligados, pertenecientes a la familia Santalaceae (Correoso-Rodríguez, 2022). Los muérdagos de los géneros *Phoradendron* y *Areuthobium* provocan debilidad en los árboles hospederos y reducen su crecimiento (altura, diámetro y volumen), lo que puede tener consecuencias negativas para la biodiversidad y, en

algunos casos, incluso causan la muerte de los árboles (Chávez et al., 2025; Geils et al., 2002; Ramón et al., 2016).

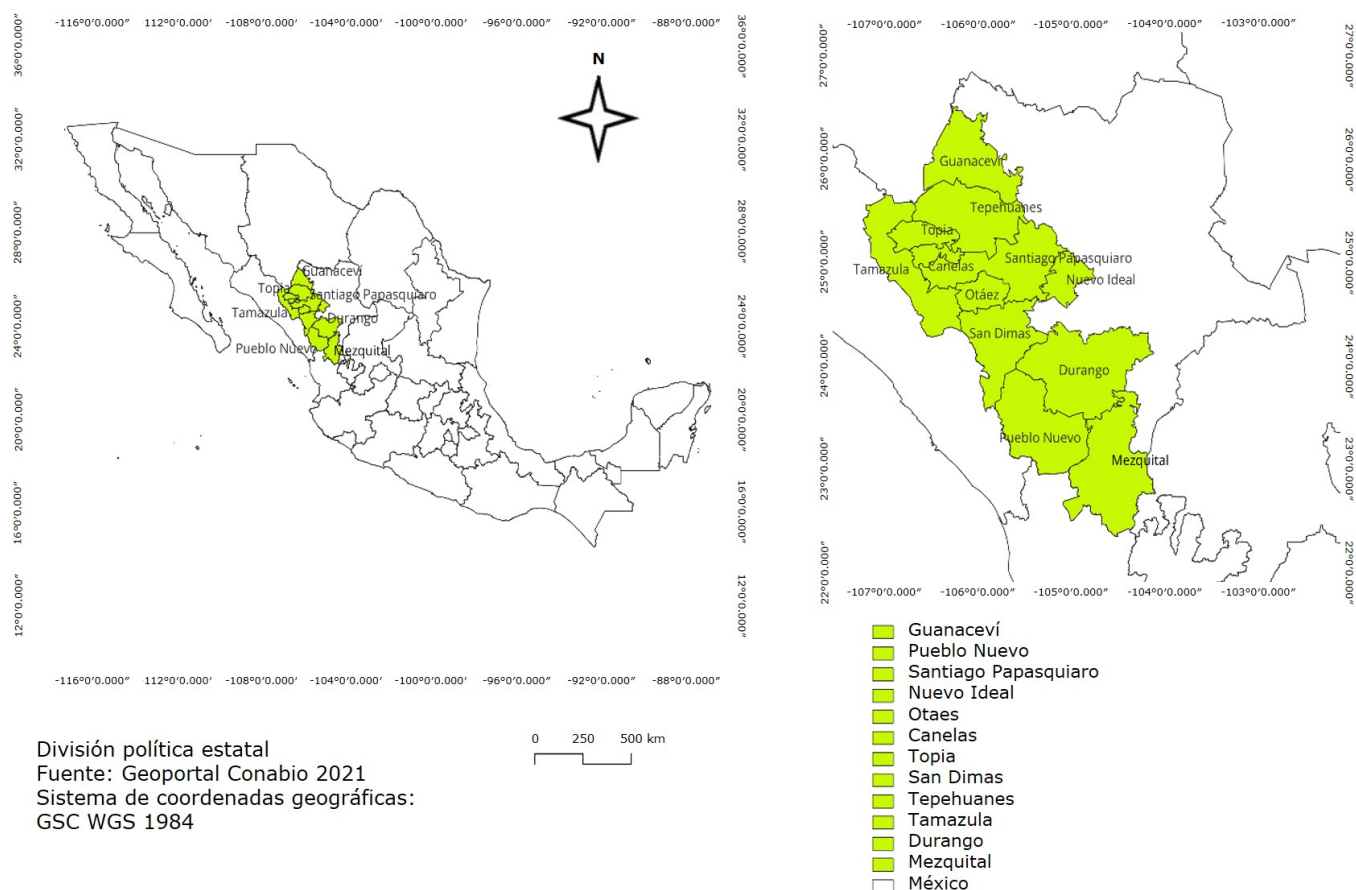
Los sistemas de información geográfica (SIG) permiten desarrollar modelos de distribución predictivos para determinados factores bióticos. Estos modelos proyectan y correlacionan los lugares de estudio con un conjunto de factores ambientales (variables bioclimáticas). ES posible utilizar cualquier clasificador estadístico que se considere adecuado (como *BIOCLIM*, *GARP* o *MaxEnt*®), en función del tipo de variable que se modele: dicotómica para datos de presencia/ausencia y continua para datos de abundancia (Felicísimo et al., 2012; Mateo et al., 2011).

Los modelos predictivos de la distribución geográfica de las especies son importantes en divesos estudios de ecología y conservación. En la presente investigación se generaron modelos de distribución potencial para ambos tipos de muérdago (*Arceuthobium* spp. y *Phoradendron* spp.) en el género *Quercus* y se determinaron las variables que influyen para su dispersión en el estado de Durango; lo que permitirá identificar las zonas con mayor predisposición y facilitará su control. Los resultados servirán como una herramienta para la toma de decisiones relativas al uso, el control y la gestión sanitaria de los ecosistemas forestales en Durango, y para predecir las tendencias del muérdago en la región objeto de estudio, las cuales están influidas por diversas variables bioclimáticas que afectan su dispersión de manera directa.

Materiales y Métodos

Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en Durango, México, en un área que comprende la Sierra Madre Occidental, desde el municipio Guanaceví, situado al norte del estado, hasta la zona sur de Mezquital, e incluye 11 de los 39 municipios del estado (Figura 1). Los tipos de vegetación predominantes son bosques templados (4 700 000 ha), seguidos de matorrales (2 900 000 ha), praderas (1 000 000 ha), tierras de cultivo (1 300 000 ha), bosques tropicales de tierras bajas (500 000 ha) y el resto de la superficie (2 000 000 ha) está cubierto por otros tipos de vegetación (Návar-Cháidez, 2011). En la zona se presenta la mayor diversidad de formaciones de pino, encino y madroño de todo el mundo. Su clima es subhúmedo semifrío y subhúmedo templado (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática [INEGI], 2008, 2015).



Elaboró: Edwin Yael Bueno Vázquez

Figura 1. Distribución geográfica del muérdago en algunos municipios del estado de Durango, México.

Registro de la presencia de muérdago y variables bioclimáticas

Los registros que indican la presencia de *Arceuthobium* spp. y *Phorandendron* spp. se obtuvieron de la Comisión Nacional Forestal y ascendieron a un total de 1 550 registros (Comisión Nacional Forestal [Conafor], 2023), según las notificaciones sanitarias emitidas por la institución. Estos registros corresponden al periodo 2018-2022 y previamente al análisis, se verificaron para garantizar que no hubiese datos duplicados y que su distribución coincidiera con las áreas boscosas.

Posteriormente, se seleccionaron los datos correspondientes al área de estudio y se filtraron aquellos relativos a las especies de *Quercus*, así como las variables bioclimáticas, fisiográficas y edafológicas con el fin de elaborar modelos de distribución.

En el estudio se utilizaron 19 variables disponibles en el sitio web de *WorldClim* (WorldClim, 2020) con una resolución de 1 km² (Cuadro 1). Además, se usó el modelo digital de elevación (30 m) y se generó la exposición para elaborar los modelos de distribución potencial de las especies de muérdago analizadas. Las variables cartográficas a escala 1:250 000 serie II Edafología (INEGI, 2011) y la serie VI sobre uso del suelo y vegetación (INEGI, 2015), se convirtieron a formato ráster para homogeneizarlas (1:250 000) (Sosa-Díaz *et al.*, 2018). Los datos se depuraron siguiendo las recomendaciones de Cobos *et al.* (2018), se eliminaron los registros duplicados, de baja precisión, con errores de identificación, etcétera.

Cuadro 1. Variables bioclimáticas de *WorldClim* utilizadas para generar los modelos de distribución potencial del muérdago.

Clave	Nombre de la variable
BIO1	Temperatura media anual (°C)
BIO2	Amplitud térmica diaria media (media mensual (°C máx – °C mín))
BIO3	Isotermia $\left(\left(\frac{BIO2}{BIO7}\right)100\right)$
BIO4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar × 100)
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío (°C)
BIO7	Amplitud térmica anual (°C) (BIO5 – BIO6)
BIO8	Temperatura media del trimestre más lluvioso (°C)
BIO9	Temperatura media del trimestre más cálido (°C)
BIO10	Temperatura media del trimestre más seco (°C)
BIO11	Temperatura media del trimestre más frío (°C)
BIO12	Precipitación anual (mm)
BIO13	Precipitación del mes más lluvioso (mm)

<i>BIO14</i>	Precipitación del mes más seco (mm)
<i>BIO15</i>	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación %)
<i>BIO16</i>	Precipitación del trimestre más lluvioso (mm)
<i>BIO17</i>	Precipitación del trimestre más seco (mm)
<i>BIO18</i>	Precipitación del trimestre más cálido (mm)
<i>BIO19</i>	Precipitación del trimestre más frío (mm)

Fuente: WorldClim (2020).

Una vez obtenidas las imágenes ráster, se ajustaron mediante el *software ArcMap* (versión 10.8) del paquete *ArcGIS*® (ESRI, 2021), enseguida se convirtieron a formato *ASCII* y procesaron con el algoritmo de Máxima Entropía (*MaxEnt*® 3.4.4) (Carrillo-Aguilar et al., 2021).

Modelos de distribución potencial de *Arceuthobium* spp. y *Phoradendron* spp. en Durango

Para generar los modelos de distribución se utilizó el algoritmo de Máxima Entropía (*MaxEnt*® 3.4.4) (Phillips & Dudik, 2008) con el fin de crear un modelo logístico con una probabilidad de 0 a 1, en el que 0 indica los píxeles que no representan hábitat y los valores cercanos a 1 corresponden a una mayor probabilidad de presencia de especies de muérdago (Carrillo-Aguilar et al., 2021). Debido a la escasa disponibilidad de registros de presencia, se realizaron 10 repeticiones para generar los modelos de acuerdo con la metodología propuesta por Giménez et al. (2015).

A continuación, se seleccionaron las variables biológicamente significativas derivadas de los valores mensuales de temperatura y precipitación, que representan las tendencias anuales. Con base en la información de la Comisión Nacional Forestal

(Conafor, 2025), en el área de estudio hubo 40 registros de *Arceuthobium* spp. y 30 para *Phoradendron* spp., por lo tanto, los modelos se generaron con diferentes características (Cuadro 2).

Cuadro 2. Características de los modelos generados en *MaxEnt*®.

Especie	Tipo de modelo	Iteraciones	Porcentaje de la prueba (%)	Puntos de referencia	Réplicas
<i>Arceuthobium</i> spp.	Logístico	1 200	35	10 000	10
<i>Phoradendron</i> spp.	Logístico	1 000	30	10 000	10

Evaluación del modelo

La metodología se basó en la propuesta por Avalos-Jiménez *et al.* (2023), quienes, con el fin de lograr una mayor precisión en la modelización, se debe realizar la prueba de *Jackknife* para determinar el comportamiento independiente de cada variable bioclimática y, de este modo, establecer su peso y su grado de participación en la creación del modelo. Los resultados gráficos que ofrece *MaxEnt*® 3.4.4, como el Área bajo la curva (*AUC*), son una estadística de ajuste y varían entre 0 y 1. El mejor modelo es aquel que tiene una sensibilidad cercana a 1 y una tasa de falsos negativos igual a cero. Por lo general, se considera que un valor de *AUC* superior a 0.7 indica un ajuste adecuado y válido (Townsend-Peterson *et al.*, 2011). Una vez obtenido el resultado en un archivo *ASCII*, la capa se exportó a *ArcMap*® y los valores se reclasificaron (Villaseñor *et al.*, 2014) utilizando como valor mínimo el de presencia mínima en el entrenamiento, generado por el algoritmo *MaxEnt*® (Radosavljevic & Anderson, 2014).

Resultados y Discusión

La sinergia entre el cambio climático y la degradación del suelo ha creado un escenario ideal para la propagación de *Phoradendron* spp. y *Arceuthobium* spp. en Durango, lo que exige estrategias integrales de gestión forestal que aborden, tanto el problema de las plantas parásitas como la restauración de la salud del suelo (Aitken et al., 2008). Además, la Conafor (2023) informa que aproximadamente cuatro o cinco especies de *Quercus* (*Q. durifolia*, *Q. sideroxyla*, *Q. convallata* Trel. y *Q. viminea* Trel.) fueron atacadas por muérdagos de las especies *Phoradendron villosum* (Nutt.) Nutt. ex Engelm., *P. bolleanum* (Seem.) Eichler, *Arceuthobium nigrum* (Hawksw. & Wiens) Hawksw. & Wiens y *A. rubrum* Hawksw. & Wiens en Durango, debido al aumento de los suelos degradados en las zonas forestales; hallazgo coincide con el de Uribe-Salas et al. (2019).

El ataque de enfermedades fúngicas o del muérdago en algunas especies de encino está directamente relacionado con la continua alteración de factores como el cambio climático, las sequías, los incendios, etcétera (Keča et al., 2016). Además, los encinos están afectados por la mala calidad de los suelos forestales y del agua, por lo que es habitual encontrar individuos enfermos, con altos niveles de infestación por muérdago. La superficie total afectada en Durango hasta el año de 2023 era de 11 333.77 ha., y los municipios con mayor presencia de esa planta (enano y verdadero) fueron Pueblo Nuevo, San Dimas, Guanaceví y Durango (Conafor, 2023).

Asimismo, se ha observado una infestación creciente en el municipio Durango, atribuida a las distintas respuestas de la dinámica forestal ante fenómenos aleatorios tanto naturales, como antrópicos (tala de árboles, poda de ramas, construcción de carreteras o incendios provocados). Esto sugiere que el muérdago constituye un sistema variable y es sensible a las fluctuaciones climáticas y a las actividades antropogénicas (Queijeiro-Bolaños et al., 2014; Queijeiro-Bolaños & Cano-Santana, 2015).

Variables ambientales importantes y perfil ecológico

El perfil bioclimático de las especies es de suma importancia para comprender su tolerancia climática (Méndez-Encina *et al.*, 2020); sin embargo, son escasos los estudios que lo presentan. Los resultados de la prueba de *Jackknife* mostraron que las variables más importantes asociadas al modelo para las especies del género *Phoradendron* fueron la exposición y la precipitación (*BIO19*); lo que sugiere la importancia de la presencia del huésped *Quercus* spp. para su distribución. Por otra parte, en el caso de *Arceuthobium*, las variables uso del suelo, vegetación y la temperatura aumentaron el rendimiento. Esto concuerda con lo señalado por Brandt *et al.* (2005), quienes indican que la precipitación y la temperatura influyen directamente en la capacidad de dispersión de las semillas hasta en 95 %.

La distribución de *Arceuthobium* está fuertemente influida por el uso del suelo y la vegetación (LUV), con 23.1 %, seguidos de la exposición (21.1 %). Las variables climáticas también desempeñaron un papel fundamental, en particular la temperatura mínima del mes más frío (*BIO 6*), con 17.6 %, y la amplitud térmica diaria (*BIO 2*), con 17.1 %. En conjunto, estos datos sugieren que *Arceuthobium* depende de una interacción equilibrada entre el tipo de huésped disponible y determinadas condiciones térmicas. Por el contrario, en el caso del género *Phoradendron*, la variable dominante fue la exposición (28.8 %), lo que supera considerablemente a la LUV (19.5 %). A diferencia de *Arceuthobium*, este género presentó una mayor sensibilidad a la precipitación estacional, ya que la precipitación del trimestre más frío (*BIO 19*) representó 18.4 % (Cuadro 3). Por lo tanto, las variables que explican la distribución de los muérdagos bajo estudio variaron en función del género.

El análisis de la contribución porcentual de las variables ambientales reveló diferencias significativas en los factores que determinaron la distribución de ambos géneros. *Phoradendron* spp. al ser una planta hemiparásita con gran actividad fotosintética prefiere las laderas orientadas al sur y al suroeste, las cuales suelen ser

más cálidas, para optimizar su balance energético; mientras que *Arceuthobium* spp. se distribuyen de forma más uniforme, lo que concuerda con los resultados descritos por González-Hidalgo et al. (2013) y Geils et al. (2002).

Cuadro 3. Variables que influyen en la dispersión y el establecimiento del muérdago en Durango, México.

Contribución de las cinco variables principales (%)	
<i>Arceuthobium</i> spp.	<i>Phoradendron</i> spp.
LUV 23.1	Exposición 28.8
Exposición 21.1	LUV 19.5
BIO6 17.6	BIO19 18.4
BIO2 17.1	BIO17 9
BIO19 17.7	BIO10 7.4

LUV = Uso del suelo y vegetación; BIO2 = Amplitud térmica diurna media (media mensual ($^{\circ}\text{C máx} - ^{\circ}\text{C mín}$)); BIO6 = Temperatura mínima del mes más frío ($^{\circ}\text{C}$); BIO10 = Temperatura media del trimestre más seco ($^{\circ}\text{C}$); BIO17 = Precipitaciones en el trimestre más seco (mm); BIO18 = Precipitaciones del trimestre más cálido (mm); BIO19 = Precipitación del trimestre más frío (mm).

Mientras que el género *Arceuthobium* parece estar limitado por factores bióticos y térmicos, *Phoradendron* responde con mayor intensidad a factores topográficos e hidrológicos. Esta divergencia en los nichos ecológicos permite que ambos géneros coexistan en regiones similares, pero ocupan microhábitats distintos, lo cual coincide con lo descrito por Mathiasen et al. (2008).

Distribución potencial del muérdago

En el estado de Durango, se observó una distribución potencial más reducida para *Arceuthobium* spp., en comparación con la de *Phoradendron* spp. Esto se debe, principalmente, al contraste climático entre las distintas regiones y al hecho de que en la entidad la mayor superficie forestal está en condiciones óptimas para el desarrollo de los insectos defoliadores, escarabajos descortezadores y el muérdago (Sosa-Díaz et al., 2018). Por otra parte, el uso del suelo, junto con el cambio climático han transformado el contexto ecológico del muérdago, ya que al modificarse el ciclo de nutrientes y las interacciones con sus huéspedes y organismos mutualistas, se altera la estructura espacial de los muérdagos (Baranowska et al., 2025; Walas et al., 2022). La distribución espacial de los taxones estudiados se reclasificó en tres estratos de probabilidad: bajo, medio y alto (Figura 2), según los criterios de Sosa-Díaz et al. (2018). El análisis geográfico evidenció una presencia significativa de *Arceuthobium* spp. en la región que comprende Durango, Tepehuanes, Mezquital, Pueblo Nuevo y San Dimas; mientras que los muérdagos del género *Phoradendron* predominaron en los municipios Durango, Pueblo Nuevo, Santiago Papasquiari, Tepehuanes, San Dimas y Guanaceví. Se observó una mayor probabilidad de dispersión, en términos de hectáreas, en el caso de *Phoradendron* spp.

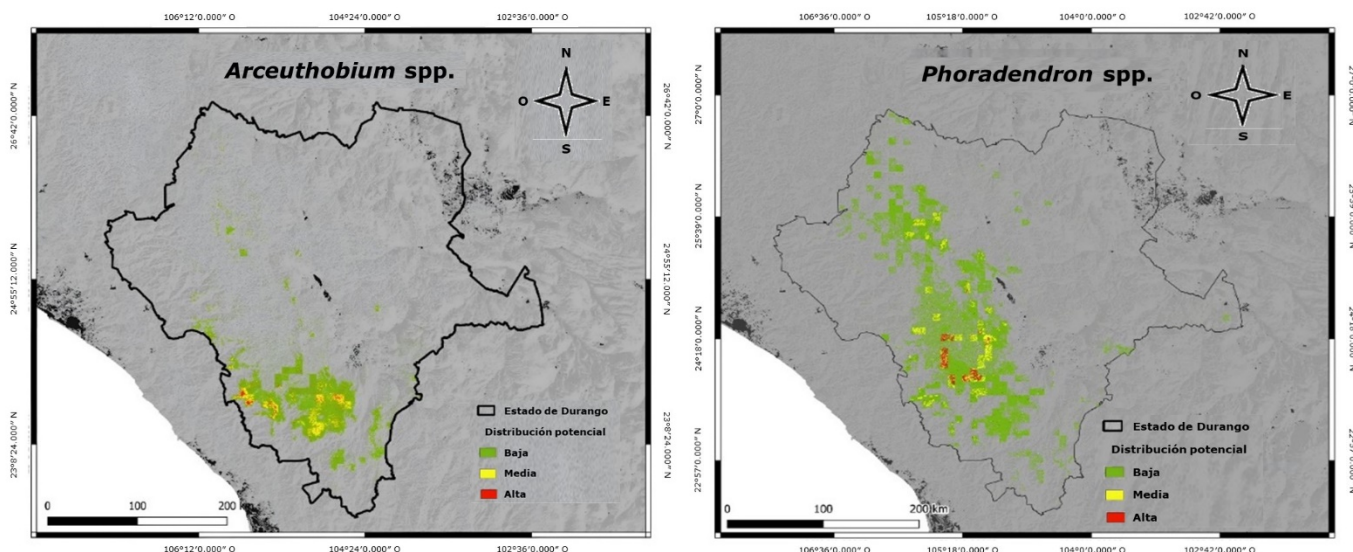


Figura 2. Modelo de distribución potencial del muérdago (de los géneros *Arceuthobium* y *Phoradendron*) en municipios de Durango, México.

Análisis del área de distribución potencial de las especies estudiadas

En el caso de *Arceuthobium* spp., la superficie con mayor probabilidad de distribución fue de 45 605.16 ha, y para *Phoradendron* spp. de 48 512.07 ha. Por lo tanto, los datos indican que el ecosistema analizado está bajo una presión constante por parte de las hemiparásitas. *Phoradendron* representa la mayor amenaza en cuanto a extensión geográfica, mientras que los brotes de *Arceuthobium* están más localizados, aunque son significativos (Cuadro 4). La probabilidad general más alta para la presencia de *Phoradendron* spp. en Durango puede explicarse por su gran plasticidad ecológica y su amplio intervalo de hospederos. A diferencia de *Arceuthobium*, que se limitan casi exclusivamente a las coníferas (principalmente del género *Pinus*). *Phoradendron* puede infectar tanto a gimnospermas, como a una gran variedad de angiospermas, entre ellas los encinos (*Quercus*) y leguminosas (Mathiasen et al., 2008). Esta capacidad de adaptación le permite habitar una mayor diversidad

de ecosistemas en la accidentada topografía de Durango, desde matorrales xerófitos hasta bosques templado-fríos.

Cuadro 4. Superficie probable por especie (ha) en el estado de Durango.

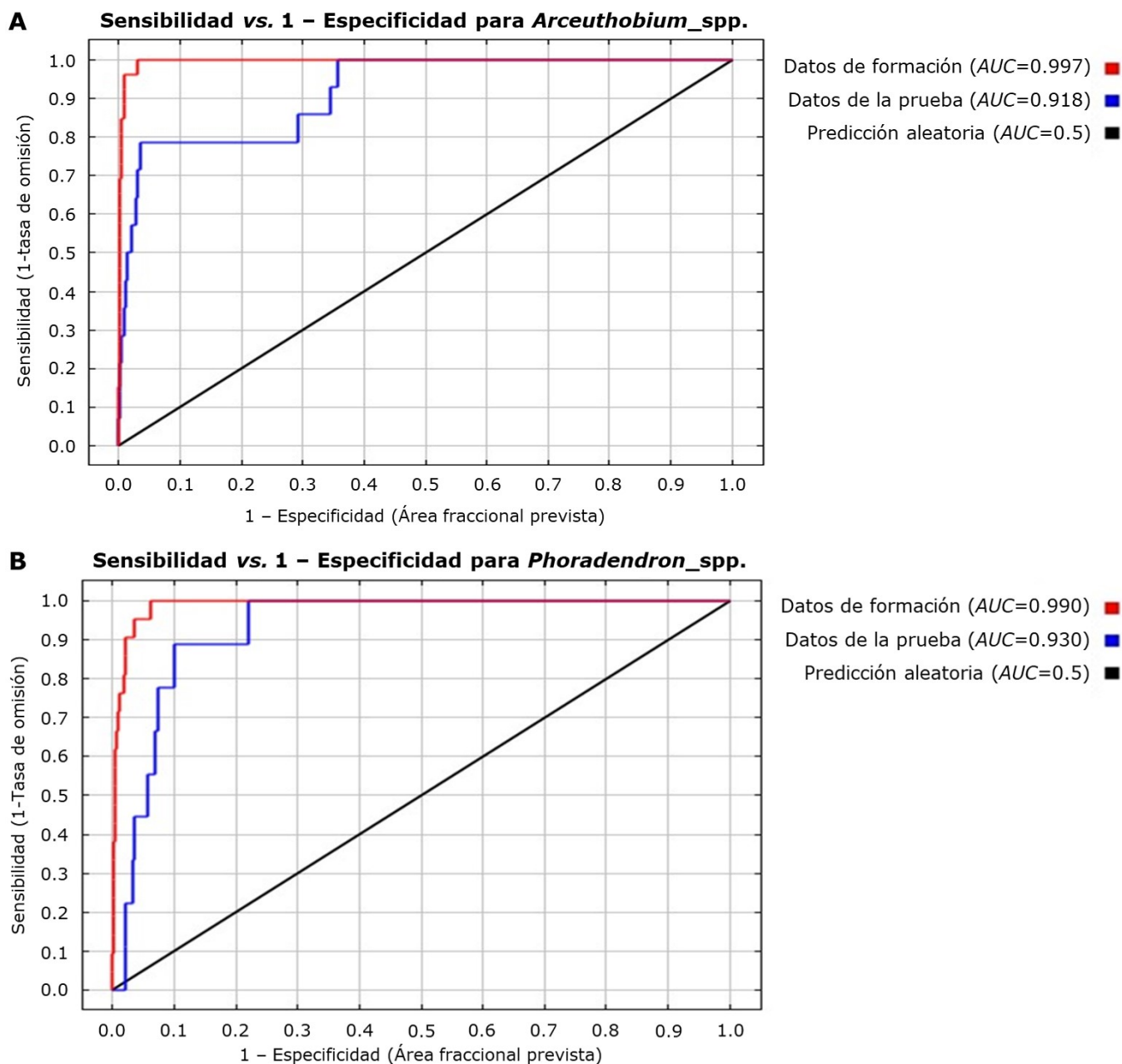
Probabilidad	<i>Arceuthobium</i> (ha)	% relativo	<i>Phoradendron</i> (ha)	% relativo
Baja	736 673.43	82.72	1 499 309.92	89.87
Media	108 350.83	12.16	120 560.06	7.23
Alta	45 605.16	5.12	48 512.17	2.91
Total	890 629.42	100	1 668 382.15	100

La gestión forestal en el estado de Durango debería dar prioridad al seguimiento de las 48 512 ha y las 45 605 ha identificadas como de alta probabilidad de presencia para el muérdago, ya que representan los focos potenciales de infección que ponen en peligro la salud forestal y la producción maderera ante escenarios de cambio climático que favorecen el estrés hídrico en los huéspedes (Endara-Agramont *et al.*, 2022).

Se ha identificado un total de 94 117.33 ha como zonas de alta probabilidad para ambos géneros de muérdago. Estas zonas deben considerarse epicentros de presión fitosanitaria. La bibliografía especializada indica que en esas zonas la intensidad de la infección tiende a reducir el aumento del diámetro y la altura de los árboles hospederos, lo que afecta la productividad maderera y la captura de carbono (Mathiasen *et al.*, 2008).

De acuerdo al análisis estadístico de los registros obtenidos de la Conafor (2023), los valores del *AUC* de cada modelo fueron óptimos, de acuerdo con Pérez-Miranda *et al.* (2019), quienes señalan que los modelos con valores de *AUC* de 0.75 resultan útiles para predecir la distribución de las especies; en este sentido, los valores de *AUC* superiores a 0.9 obtenido en este trabajo indican que los modelos son descritos, en gran medida, mediante las variables bioclimáticas: para *Arceuthobium*, el valor fue de 0.91 y para *Phoradenron* de 0.9 (Figura 3). Con base en la curva *ROC*, los modelos

resultantes son mejores que un modelo aleatorio; ya que presentan un intervalo mínimo de errores de omisión y de comisión (menos de 25 %), dado que los conjuntos de entrenamiento y de prueba se mantuvieron lo más próximos posible entre sí (Chávez et al., 2025).



A = Especies del género *Arceuthobium*; B = Especies del género *Phorandendron*

Figura 3. Área bajo la curva.

Por todo lo anterior, se observa que en el estado de Durango existen bosques templados que permiten el establecimiento de plantas hemiparásitas como el muérdago, debido principalmente a las temperaturas y las precipitaciones de cada región. Además, la presencia del muérdago y la mortalidad que provoca tienen importantes repercusiones ecológicas y económicas en los bosques y zonas recreativas gravemente infestados (Mathiasen *et al.*, 2008). Por lo tanto, deben considerarse otros factores externos observados sobre el terreno que facilitan la propagación de la enfermedad y aumentan su gravedad con el tiempo (Queijeiro-Bolaños *et al.*, 2014). Entre estos factores destacan los incendios forestales, la tala excesiva, la proximidad de los árboles a las carreteras entre otros disturbios.

Conclusiones

Los encinos del estado de Durango están afectados por el muérdago enano y el muérdago verdadero en diversos grados. Las variables de temperatura (*BIO6*) y precipitación (*BIO19*) influyen directamente en su dispersión. Debido a la elevada idoneidad prevista por el modelo, el muérdago verdadero (*Phoradendron* spp., con 48 512.07 ha) presenta la mayor superficie de idoneidad, mientras que el muérdago enano (*Arceuthobium* spp., con 45 605.16 ha) ocupa una superficie menor.

Los mapas del perfil bioclimático y de la distribución potencial de las diferentes plantas hemiparásitas, no solo facilitan la localización hipotética, sino que también podrían servir como herramienta para elaborar planes de gestión para reducir las poblaciones de los muérdagos. En Durango, la dispersión del muérdago no es aleatoria. Mientras que el muérdago enano se adapta específicamente a la estructura del bosque, el muérdago verdadero lo hace al microclima. Esto significa que la gestión forestal en Durango debe ser diferenciada: el control de *Arceuthobium* requiere una corta de saneamiento, mientras que la vigilancia de *Phoradendron* debe centrarse en las zonas soleadas y húmedas de las laderas. La investigación realizada constituye una

herramienta predictiva esencial; ya que permite pasar de una gestión reactiva a una preventiva, en la cual se dé prioridad a las medidas de saneamiento y seguimiento en las zonas donde se ha detectado mayor vulnerabilidad.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Instituto Politécnico Nacional CIIDIR-Durango su apoyo a esta investigación.

Conflicto de interés

Los autores declaran que no tienen ningún conflicto de intereses real ni potencial.

Contribución por autor

Mónica Yazmín Flores-Villegas: análisis formal, metodología, redacción, revisión y corrección del manuscrito; María Berenice González Maldonado: revisión del manuscrito. Todos los autores participaron en la concepción de la investigación y aprobaron la versión final del manuscrito.

Referencias

- Aitken, S. N., Yeaman, S., Holliday, J. A., Wang, T., & Curtis-McLane, S. (2008). Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications*, 1(1), 95-111. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2007.00013.x>
- Arce-Acosta, I., Suzán-Azpiri, H., & García Rubio, O. (2016). Biotic factors associated with the spatial Distribution of the mistletoe *Psittacanthus calyculatus* in a tropical deciduous forest of central Mexico. *Botanical Sciences*, 94(1), 89-96. <https://doi.org/10.17129/botsci.263>
- Avalos-Jiménez, A., Marcelaño-Flores, S. M. L., Nájera-González, O., & Flores-Vilchez, F. (2023). Potential coffee distribution in a Central-Western Region of Mexico. *Ecologies*, 4(2), 269-287. <https://doi.org/10.3390/ecologies4020018>
- Backs, J. R., & Ashley, M. V. (2021). *Quercus* conservation genetics and genomics: past, present, and future. *Forests*, 12(7), Article 882. <https://doi.org/10.3390/f12070882>
- Balvanera, P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas*, 21(1-2), 136-147. <https://www.revistaecosistemas.net/index.php/ecosistemas/article/view/33>
- Baranowska, M., Łukowski, A., Korzeniewicz, R., Kowalkowski, W., & Korzeniewicz, R. (2025). Predicting parasitic plants *Loranthus europaeus* range shifts in response to climate change. *Scientific Reports*, 15, Article 18932. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-03631-2>
- Brandt, J. P., Hiratsuka, Y., & Pluth, D. J. (2005). Germination, penetration and infection by *Arceuthobium americanum* on *Pinus banksiana*. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(8), 1914-1930. <https://doi.org/10.1139/x05-113>
- Carrillo-Aguilar, D. M., Flores-Villegas, M. Y., García-Ramírez, P., Chávez-Simental, J. A., & Domínguez-Calleros, P. A. (2021). Distribución potencial de insectos descortezadores de los géneros *Dendroctonus* e *Ips* en la Sierra Madre Occidental de Durango, México. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes*, 29(84), Artículo e3240. <https://doi.org/10.33064/iycuaa2021843240>

- Cavender-Bares, J., González-Rodríguez, A., Pahlich, A., Koehler, K., & Deacon, N. (2011). Phylogeography and climatic niche evolution in live oaks (*Quercus* series *Virentes*) from the tropics to the temperate zone. *Journal of Biogeography*, 38(5), 962-981. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02451.x>
- Chávez, D., Nénger, N., Bolaños-Carriel, C., Espinosa-Marín, J., Bastidas, W., & García, L. (2025). Ecological modeling of the potential distribution of the mistletoe *Phoradendron nervosum* (Viscaceae) parasitism in Ecuador. *Agriculture*, 15(16), Article 1732. <https://doi.org/10.3390/agriculture15161732>
- Cobos, M. E., Jiménez, L., Nuñez-Penichet, C., Romero-Alvarez, D., & Simoes, M. (2018). Sample data and training modules for cleaning biodiversity information. *Biodiversity Informatics*, 13, 49-50. <https://doi.org/10.17161/bi.v13i0.7600>
- Comisión Nacional Forestal. (2023). *Sistema Nacional de Monitoreo Forestal. Sistema Satelital de Monitoreo Forestal*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://snmf.cnf.gob.mx/mapas-samof/>
- Comisión Nacional Forestal. (2025). *Sistema Integral de Vigilancia y Control Fitosanitario Forestal* [Mapas de alerta temprana] Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. <https://sivicoff.cnf.gob.mx/frmMapasdeRiesgodePlagasForestales.aspx>
- Correoso-Rodríguez, M. (2022). Expansión y hospederos de la Hemiparásita, *Phoradendron nervosum*, en el Campus de la Universidad ESPE, Quito, Ecuador. *Revista CIENCIA*, 24(2), 17-30. https://www.academia.edu/81243364/Expansion_and_hosts_of_the_Hemiparasite_Phoradendron_nervosum_in_the_ESPE_University_Campus_Quito_Ecuador
- Díaz-Limón, M. P., Cano-Santana, Z., & Queijeiro-Bolaños, M. E. (2016). Mistletoe infection in an urban forest in Mexico City. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.004>
- Endara-Agramont, A. R., Heredia-Bobadilla, R. L., García-Almaraz, L. A., Luna-Gil, A. A., Franco-Maass, S., & Cibrián-Llenderal, V. D. (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(2022), Artículo e935008. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2022.93.5008>

- ESRI. (2021). *ArcMap* (Version 10.8) [Computer software]. Environmental Systems Research Institute. <https://www.esri.com/en-us/arcgis/arcgis-full-motion-video>
- Felicísimo, Á. M., Muñoz, J., Mateo, R. G., & Villalba, C. J. (2012). Vulnerabilidad de la flora y vegetación españolas ante el cambio climático. *Ecosistemas*, 21(3), 1-8. <https://www.redalyc.org/pdf/540/54024838001.pdf>
- Geils, B. W., Wiens, D., & Hawksworth, F. G. (2002). Chapter 3. *Phoradendron* in Mexico and the United States. In B. W. Geils, J. Cibrián-Tovar & B. Moody (Tech. Coords.), *Mistletoes of North American conifers* [General Technical Report RMRS-GTR-98] (pp. 19-28). United States Department of Agriculture. <https://research.fs.usda.gov/treesearch/27736>
- Giménez, A. L., Giannini, N. P., Schiaffini, M. I., & Martin, G. M. (2015). Geographic and potential distribution of a poorly known South American bat, *Histiotus macrotus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Acta Chiropterologica*, 17(1), 143-158. <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2015.17.1.012>
- González-Elizondo, M. S., González-Elizondo, M., & Márquez-Linares, M. A. (2006). *Vegetación y ecorregiones de Durango*. CIIDIR Unidad Durango. https://www.researchgate.net/profile/M-Socorro-Gonzalez-Elizondo/publication/322244135_Vegetacion_y_Ecorregiones_de_Durango/links/5bd9ba8092851c6b279c733a/Vegetacion-y-Ecorregiones-de-Durango.pdf?__cf_chl_tk=aDIrdVhnWLTC8g3I9YscJrQoInqiONsE9SgwMqXubqg-1773417280-1.0.1.1-RdMbhXUiMnmr5mWfKyEN3PprF6oWgr7Re3DAZqbMPFk
- González-Hidalgo, J. C., Echeverría, M. T., & Pellicer, F. (2013). Space variations of the sediment texture in hillslopes of different aspect in semiarid environment (Aragon). *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 20-21, 7-22. <https://doi.org/10.18172/cig.1006>
- Gorgonio-Ramírez, M., Clark-Tapia, R., Campos, J. E., Monsalvo-Reyes, A., & Alfonso-Corrado, C. (2017). Diversidad y estructura genética de *Quercus crassifolia* en sitios de manejo forestal y uso local en Sierra Juárez, Oaxaca. *Madera y Bosques*, 23(2), 85-98. <https://doi.org/10.21829/myb.2017.2321122>
- Hernández-Pérez, S. (2020). *Proyecto Valoración económica regional y local de los bosques de Cachalú, Santuario de flora y fauna y las minas del municipio del Encino (Santander)*. Instituto Alexander Von Humboldt.

<https://repository.agrosavia.co/server/api/core/bitstreams/115a5109-0e1c-4800-8d67-28aea0f57622/content>

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2008). *Relieve continental* [Base de datos]. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. <https://www.inegi.org.mx/temas/relieve/continental/>

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2011). *Variables cartográficas, escala 1:250 000, Serie II Edafología* [Mapa]. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. <https://www.inegi.org.mx/>

Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2015). *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI (Capa Unión)* [Metadato geográfico]. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. <https://ideinfoteca.semarnat.gob.mx/AtlasD/meta/vegetacion/vegetacion%20actual%20serie%20VI.html>

Keča, N., Koufakis, I., Dietershagen, J., Nowakowska, J. A., & Oszako, T. (2016). European oak decline phenomenon in relation to the climatic changes. *Folia Forestalia Polonica*, 58(3), 170-177. <https://doi.org/10.1515/ffp-2016-0019>

Mateo, R. G., Felicísimo, A. M., & Muñoz, J. (2011). Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural*, 84(2), 217-240. <http://dx.doi.org/10.4067/S0716-078X2011000200008>

Mathiasen, R. L., Nickrent, D. L., Shaw, D. C., & Watson, D. M. (2008). Mistletoes: Pathology, systematics, ecology, and management. *Plant Disease*, 92(7), 988-1006. <https://doi.org/10.1094/PDIS-92-7-0988>

Méndez-Encina, F. M., Méndez-González, J., & Cerano-Paredes, J. (2020). Distribución actual y potencial de *Dendroctonus mexicanus* Hopkins bajo dos escenarios de cambio climático. *Madera y Bosques*, 26(2), Artículo e2622002. <https://doi.org/10.21829/myb.2020.2622002>

Moreno-Rico, O., Velásquez-Valle, R., Sánchez-Martínez, G., Siqueiros-Delgado, M. E., de La Cerda-Lemus, M., & Díaz-Moreno, R. (2010). Diagnóstico fitopatológico de las principales enfermedades en diversas especies de encinos y su distribución en la

- Sierra Fría de Aguascalientes, México. *Polibotánica*, (29), 165-189. <https://www.scielo.org.mx/pdf/polib/n29/n29a9.pdf>
- Návar-Cháidez, J. de J. (2011). Modelación del contenido de agua de los suelos y su relación con los incendios forestales en la Sierra Madre Occidental de Durango, México. *Madera y Bosques*, 17(3), 65-81. <https://doi.org/10.21829/myb.2011.1731143>
- Pérez-Miranda, R., Romero-Sánchez, M. E., González-Hernández, A., Rosales-Mata, S., Moreno-Sánchez, F., & Arriola-Padilla, V. J. (2019). Modelado de la distribución actual y bajo cambio climático de pinos piñoneros endémicos de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(56), 218-237. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i56.613>
- Phillips, S. J., & Dudik, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2), 161-175. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- Queijeiro-Bolaños, M. E., & Cano-Santana, Z. (2015). Dinámica temporal de la infestación por muérdago enano (*Arceuthobium globosum* y *A. vaginatum*) en Zoquiapan (Parque Nacional Iztaccíhuatl Popocatepetl), México. *CienciaUAT*, 9(2), 6-14. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-78582015000100006
- Queijeiro-Bolaños, M., Cano-Santana, Z., & García-Guzmán, G. (2014). Incidence, severity, and aggregation patterns of two sympatric dwarf mistletoe species (*Arceuthobium* spp.) in Central Mexico. *European Journal of Forest Research*, 133, 297-306. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0762-6>
- Radosavljevic, A., & Anderson, R. P. (2014). Making better Maxent models of species distributions: Complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography*, 43(4), 629-643. <https://doi.org/10.1111/jbi.12227>
- Ramón, P., De la Cruz, M., Zavala, I., & Zavala, M. A. (2016). Factors influencing the dispersion of *Arceuthobium oxycedri* in Central Spain: evaluation with a new null model for marked point patterns. *Forest Pathology*, 46(6), 610-621. <https://doi.org/10.1111/efp.12279>
- Sarkar, S., Sánchez-Cordero, V., Londoño, M. C., & Fuller, T. (2009). Systematic conservation assessment for the Mesoamerica, Chocó, and tropical Andes biodiversity

hotspots: A preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation*, 18, 1793-1828.
<https://doi.org/10.1007/s10531-008-9559-1>

Sosa-Díaz, L., Méndez-González, J., García-Aranda, M. A., Cambrón-Sandoval, V. H., Villarreal-Quintanilla, J. Á., Ruiz-González, C. G., & Montoya-Jiménez, J. C. (2018). Distribución potencial de barrenadores, defoliadores, descortezadores y muérdagos en bosques de coníferas de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(47), 187-208. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i47.159>

Townsend-Peterson, A., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Bastos-Araújo, M. (2011). *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton University Press.
https://www.researchgate.net/publication/230709994_Ecological_Niches_and_Geographic_Distributions

Uribe-Salas, M. D., Rocha-Ramírez, V., Gregorio-Cipriano, R., Fernández-Pavía, S. P., & Alvarado-Rosales, D. (2019). Declinamiento y muerte de los encinos (*Quercus* spp.) en México, estado actual del conocimiento. *Tecnociencia Chihuahua*, 13(1), 50-59.
https://www.researchgate.net/publication/364191678_Declinamiento_y_muerte_de_los_encinos_Quercus_spp_en_Mexico_estado_actual_del_conocimiento_Declination_and_death_of_oaks_Quercus_spp_in_Mexico_current_state_of_knowledge

Vázquez-Collazo, I., Villa-Rodríguez, A., & Madrigal-Huendo, S. (2006). *Los muérdagos (Loranthaceae) en Michoacán* (Libro Técnico Núm. 2). Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias.
<https://es.scribd.com/document/175824753/Libro-Muerdago-PDF>

Villaseñor, J. L., López-Mata, L., Cruz-Cárdenas, G., Ortiz, E., & Cadena, J. (2014). *Modelación de la riqueza y distribución potencial del bosque húmedo de montaña* [Manual de Procedimiento para Modelación JM013]. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/JM013_Anexo_4_Manual_Procedimiento.pdf

Walas, Ł., Kędziora, W., Ksepko, M., Rabska, M., Tomaszewski, D., Thomas, P. A., Wójcik, R., & Iszkuło, G. (2022). The future of *Viscum album* L. in Europe will be

shaped by temperature and host availability. *Scientific Reports*, 12, Article 17072. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-21532-6>

WorldClim. (2020). *Historical climate data* (Version 2.1) [Climate database]. WorldClim. <https://www.worldclim.org/data/worldclim21.html>



Todos los textos publicados por la **Revista Mexicana de Ciencias Forestales** –sin excepción– se distribuyen amparados bajo la licencia *Creative Commons 4.0 Atribución-No Comercial (CC BY-NC 4.0 Internacional)*, que permite a terceros utilizar lo publicado siempre que mencionen la autoría del trabajo y a la primera publicación en esta revista.