

# Distribución potencial e influencia del cambio climático sobre *Baccharis conferta* Kunth (Asteraceae) en un gradiente altitudinal

## Potential distribution and influence of climatic change on *Baccharis conferta* Kunth (Asteraceae) on an altitudinal gradient

María Guadalupe Ruiz-Gómez<sup>1</sup>; Lázaro Rafael Sánchez-Velásquez<sup>2</sup>; Jorge Antonio Gómez-Díaz<sup>1,3</sup>; Francisco Abelardo Cen-Pacheco<sup>4</sup>; Enrique Alarcón-Gutiérrez<sup>5</sup> & María del Rosario Pineda-López<sup>6,\*</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigaciones Tropicales, Universidad Veracruzana, José María Morelos 44. Col. Centro, 91000, Xalapa, Veracruz, México.

<sup>2</sup>Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada INBIOTECA, Universidad Veracruzana, Av. de las Culturas Veracruzanas No. 101, Col. Emiliano Zapata, 91090, Xalapa, Veracruz, México.

<sup>3</sup>Instituto de Investigaciones Biológicas, Universidad Veracruzana, Av. Dr. Luis Castelazo Ayala S/N, Industrial Animas, Xalapa, Veracruz, 91190, México.

<sup>4</sup>Facultad de Bioanálisis-Veracruz Boca del Río, Universidad Veracruzana, Calle Iturbide esquina Carmen Serdán s/n, Col. Centro, Veracruz, Veracruz, México.

<sup>5</sup>Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada INBIOTECA, Universidad Veracruzana, Av. de las Culturas Veracruzanas No. 101, Col. Emiliano Zapata, 91090, Xalapa, Veracruz, México.

<sup>6</sup>EcoDialogo, Universidad Veracruzana, Av. de las Culturas Veracruzanas s/n, Zona Universitaria, Campus USBI, Col. Emiliano Zapata, 91060. Xalapa, Veracruz, México.

\*Corresponding author: rpineda@uv.mx

### RESUMEN

Los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad incluyen el desplazamiento, aumento, reducción o extinción de las especies. Los modelos de distribución potencial nos permiten identificar su nicho ecológico e inferir la respuesta de las especies a los cambios climáticos. Los objetivos de este trabajo fueron modelar la distribución potencial actual de *Baccharis conferta* y bajo escenarios de cambio climático, determinar la superficie que se resguardará en el futuro en las Áreas Naturales Protegidas (ANP) y evaluar el efecto en el cambio altitudinal de la especie bajo escenarios de cambio climático. Mediante MaxEnt se modeló la distribución potencial actual y los escenarios para los años 2050 y 2070, con concentraciones de 538 y 936 ppm de CO<sub>2</sub>. Además, se compararon las áreas perdidas, ganadas y estables en ambos escenarios. Las variables que destacaron en la distribución fueron la temperatura media de la estación más seca, la estacionalidad de la temperatura y la precipitación de la estación más fría. A pesar de ser una especie con amplia distribución en el Eje Neovolcánico Transversal, los escenarios futuros muestran una reducción de hasta un 93 % de su distribución potencial actual, resguardándose en mayores elevaciones. Además, la superficie de *B. conferta* que se resguardará en el futuro en las ANP es muy baja, destacando la necesidad de expandirlas o establecer nuevas basándose en modelos de distribución futura. Las ANP, especialmente aquellas con gradientes altitudinales y microclimas capaces de mitigar el cambio climático, juegan un papel crucial como refugio de la biodiversidad en ecosistemas templados. Observamos una disminución significativa en el rango de elevación entre el presente y todos los escenarios futuros, reduciéndose en los escenarios futuros. La planificación de la conservación debe adaptarse a las predicciones de cambio climático para asegurar la supervivencia de especies como *B. conferta*.

**Palabras clave:** áreas naturales protegidas, conservación, MaxEnt, modelos de circulación global, trayectoria de concentración representativa.

### ABSTRACT

The effects of climate change on biodiversity include the displacement, increase, reduction, or extinction

of species. Potential distribution models allow us to identify their ecological niche and infer species' responses to climate change. The objectives of this work were to model the potential distribution of *Baccharis conferta* under climate change scenarios, to determine the area that will be protected in the future in Natural Protected Areas (NPA), and to evaluate the effect on the altitudinal change of the species under climate change scenarios. MaxEnt modeled the current potential distribution and scenarios for the years 2050 and 2070, with concentrations of 538 and 936 ppm of CO<sub>2</sub>. In addition, the areas lost, gained, and stable in both scenarios were compared. The variables most important in the distribution were the mean temperature of the driest season, the seasonality of temperature, and the precipitation of the coldest season. Despite being a species with a wide distribution in the Transverse Neovolcanic Axis, future scenarios show a reduction of up to 93 % of its current potential distribution, taking refuge at higher elevations. In addition, the area of *B. conferta* that will be protected in the future in NPA is exceptionally low, highlighting the need to expand or establish new ones based on future distribution models. NPA, especially those with altitudinal gradients and microclimates capable of mitigating climate change, play a crucial role as a refuge for biodiversity in temperate ecosystems. We observed a significant decrease in the elevation range between the present and all future scenarios, reducing in the future scenarios. Conservation planning must adapt to climate change predictions to ensure the survival of species such as *B. conferta*.

**Keywords:** conservation, global circulation models, MaxEnt, natural protected areas, representative concentration pathway.

## INTRODUCCIÓN

Uno de los efectos del cambio climático sobre la biodiversidad es el desplazamiento en los rangos de distribución de las especies, provocando incrementos o reducción en su superficie (Tinoco-Rueda *et al.* 2010, Durán *et al.* 2016), variaciones en su abundancia e incluso la extinción de estas (Beever & Belant 2012). Se ha documentado que las especies presentan adaptaciones a los nuevos medios dando lugar a cambios micro evolutivos *in situ* (Hughes 2000), respuestas fisiológicas y estructurales frente al cambio climático (Rennenberg *et al.* 2006), así como desplazamientos específicos y cambios fenológicos (Álvarez-Bravo *et al.* 2017).

Los incrementos de temperatura a causa del calentamiento global y los escenarios futuros al año 2050 sugieren que los ecosistemas montanos se verán más afectados por esta crisis (Guitérrez & Trejo 2014, Herzog *et al.* 2012), ya que las especies de montaña al ubicarse en las zonas más altas no tienen sitios donde puedan desplazarse (*e.g.* *Pinus hartwegii*, Guitérrez & Trejo 2014). Ante este escenario las Áreas Naturales Protegidas (ANP) pueden ayudar en la conservación de especies en peligro de extinción, amenazadas por el cambio climático y la perturbación humana. Se ha encontrado que las ANP pueden proteger especies con altos valores materiales, medicinales y de investigación científica contra la sobreexplotación y favorecer su recuperación (Wang *et al.* 2015).

En este sentido, los modelos de distribución potencial son una herramienta que ayudan a evaluar a corto y largo plazo la respuesta probable de las especies frente a las variaciones en las condiciones ambientales a escala global. Un ejemplo de ello es el modelado de nicho ecológico (ENM), el cual se ha utilizado como una herramienta para predecir cambios en las distribuciones geográficas y ecológicas de las especies frente al cambio climático global (Estrada-Contreras *et al.* 2015), proporcionando ideas innovadoras para su manejo y conservación (Martínez-Méndez *et al.* 2016). Además, estas técnicas permiten modelar la idoneidad del hábitat y proyectar en el espacio geográfico aquellos sitios que reúnen las condiciones propicias para la especie.

Una especie que nos interesa estudiar es *Baccharis conferta* Kunth, un arbusto dioico que por su amplia distribución permite analizar el comportamiento de sus poblaciones en diferentes ambientes y altitudes, siendo posible predecir el efecto del cambio climático sobre sus poblaciones mediante un análisis de distribución potencial actual y futuro. En la literatura, únicamente se tienen datos sobre su distribución geográfica a partir de ejemplares depositados en herbarios, sin embargo, no se ha documentado su área de distribución potencial en México, a pesar de su importancia ecológica al ser nodriza de especies como el oyamel (*Abies religiosa*), representando un papel primordial en áreas de regeneración natural en zonas de montaña (Carbajal-Navarro *et al.* 2019, Sánchez-Velásquez *et al.* 2011). Así mismo, esta especie

es aprovechada en la medicina tradicional (Prada 2015), es utilizada por las abejas para hacer su propóleo (Ruiz-Gómez 2014), presenta diversas actividades biológicas (Gutiérrez-Román *et al.* 2020) y puede servir para desarrollar antifúngicos botánicos (Ruiz-Gómez *et al.* 2020).

Considerando su distribución actual, nuestra hipótesis es que *B. conferta* es una especie sensible al cambio climático por establecerse en altitudes elevadas (Gutiérrez & Trejo 2014), considerando el fenómeno llamado “sin lugar a dónde ir” (“*nowhere to go*”, You *et al.* 2018), el cual establece que frente al cambio climático las especies tienden a migrar a zonas más altas, sin embargo, hay un punto en el que no podrán migrar más. Por todo esto, el presente estudio tiene como objetivos modelar la distribución potencial actual de *B. conferta* en México, modelar escenarios futuros (en los años 2050 y 2070), considerando concentraciones de 538 y 936 ppm de CO<sub>2</sub>, comparar las áreas perdidas, ganadas y estables en ambos escenarios, determinar la superficie que se resguardará en el futuro en las ANP, utilizando el método de máxima entropía (MaxEnt, Phillips *et al.* 2006) y evaluar el efecto en el cambio altitudinal de la especie bajo escenarios de cambio climático.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### OBJETO DE ESTUDIO

*Baccharis conferta* es un arbusto dioico, presenta semillas con mecanismos para la dispersión anemócora, nativo de México. Desempeña un papel crucial en la dinámica ecológica de su hábitat al actuar como una planta nodriza que facilita el crecimiento y la supervivencia de las plántulas de *Abies religiosa*. A través del “síndrome de planta nodriza”, *B. conferta* ofrece apoyo esencial a las plántulas de *A. religiosa*, mejorando su crecimiento y desarrollo bajo su dosel (Sánchez-Velásquez *et al.* 2011). Este proceso, demostrado en la Reserva de Biosfera de la Mariposa Monarca, resalta la importancia ecológica de *B. conferta* en la restauración de bosques de *A. religiosa*, al proporcionar protección contra factores de estrés ambiental y promover condiciones óptimas para el establecimiento de plántulas. Preservar *B. conferta* en los esfuerzos de reforestación contribuye significativamente al éxito de los proyectos de restauración, asegurando la viabilidad de los ecosistemas y la conservación de especies (Carbajal-Navarro *et al.* 2019). También, se ha encontrado que *B. conferta* desempeña un papel importante en la sucesión vegetal en áreas severamente perturbadas. En las primeras etapas de la sucesión, *B. conferta* es una especie dominante que contribuye al aumento de la riqueza de especies y al desarrollo físico de la comunidad vegetal. Junto

con otras especies, *B. conferta* facilita la colonización y el establecimiento de la vegetación en estos sitios perturbados. Su presencia temprana y su capacidad para adaptarse a las condiciones cambiantes del suelo y el clima son indicativos de su importancia ecológica como especie pionera en la restauración de ecosistemas después de eventos de disturbio severo, como erupciones volcánicas (García-Romero *et al.* 2015).

Además, se han reportado actividades biológicas de *B. conferta* como el efecto contra hongos fitopatógenos (Ruiz-Gómez *et al.* 2020), actividad antiinflamatoria en el modelo de edema del oído de ratones (Gutiérrez-Román *et al.* 2020), efecto en el control de nemátodos gastrointestinales (Cortes-Morales *et al.* 2019), actividad antiespasmódica (Weimann *et al.* 2002) y el uso de este arbusto en la medicina tradicional (Prada 2015). Por ejemplo, los Nahuas lo utilizan como una cura rápida contra espasmos de los órganos gastrointestinales (Weimann 1996). Además, es ampliamente utilizada para hacer escobas rústicas en el centro de Veracruz. Sin embargo, es necesario considerar que las zonas donde se distribuye esta especie son ampliamente utilizadas para el pastoreo (Campos *et al.* 2001) y la producción agrícola (Pineda-López *et al.* 2013) por lo que constantemente se ven afectadas sus poblaciones.

*B. conferta* tiene una amplia distribución en México, existen colectas del centro del país (Veracruz, Puebla, Tlaxcala, Hidalgo, Morelos, Michoacán, Estado de México, Querétaro, Guanajuato, Guerrero y Oaxaca), abarcando altitudes que van desde los 1.257 hasta los 3.670 m s.n.m. (SEINet Portal Network 2024, Ruiz-Gómez 2021). A pesar de su amplia distribución, hasta la fecha no se ha realizado un esfuerzo exhaustivo para crear un mapa detallado que muestre la distribución precisa de esta especie en todo su rango geográfico.

### MODELO DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL

Obtuvimos registros de *B. conferta* a partir de datos propios en el campo, datos de los herbarios XAL, CIB y MEXU, datos de la literatura y del Fondo para la información sobre la biodiversidad mundial (GBIF 2024). Se eligieron sólo los registros georreferenciados y se utilizaron solo aquellos recopilados después de 1970. Los puntos de datos obtenidos de fuentes secundarias se examinaron cuidadosamente para eliminar ubicaciones recurrentes y puntos de datos sin información geográfica detallada. Para garantizar la calidad y la representatividad de los datos de presencia de *B. conferta* utilizados en el modelado de distribución, se implementó un proceso de limpieza y filtrado detallado. Dado que un muestreo desigual puede introducir sesgos significativos en los modelos de nicho ecológico, se decidió limpiar los datos

para asegurar no más de una observación por kilómetro cuadrado (Elith & Leathwick 2009). Esta resolución se alinea con la de las capas ambientales utilizadas, permitiendo una integración precisa entre los datos de presencia y los factores ambientales. Para llevar a cabo esta limpieza, se aplicó una función específica en R, *clean\_dup*, diseñada para eliminar duplicados dentro de una distancia definida por el umbral de 1 km<sup>2</sup>. Posteriormente, utilizando las coordenadas de longitud y latitud, se aplicó la función *remove.duplicates* para filtrar las observaciones redundantes. Esta metodología aseguró que los puntos de presencia restantes estuvieran distribuidos uniformemente a lo largo del área de estudio y representaran adecuadamente las regiones conocidas por la presencia de la especie. Esta aproximación sistemática y rigurosa a la limpieza de datos es esencial para reducir el sesgo de muestreo y mejorar la confiabilidad de las predicciones del modelo (Elith & Leathwick 2009).

Siguiendo estos criterios de selección y eliminación, se utilizó un total de 563 registros de presencia separados espacialmente como datos de entrada para modelar la idoneidad del hábitat de *B. conferta*. Se utilizó el método MaxEnt v.3.4.1 para estimar la distribución geográfica potencial de *B. conferta*. Este algoritmo se basa en una aproximación estadística llamada máxima entropía, que formula predicciones utilizando información incompleta, en este caso, datos sobre la presencia de la especie para estimar su distribución potencial (Phillips *et al.* 2006). Para la modelar la distribución de la especie utilizando Maxent, se configuraron los siguientes parámetros en el software que permiten la inclusión de términos lineales, cuadráticos y de producto, especificados como 'linear=true', 'quadratic=true', y 'product=true', respectivamente. Además, se activaron las curvas de respuesta y el análisis jackknife para evaluar la importancia de las variables ('responsecurves=true', 'jackknife=true'). No se utilizó umbralización automática en las predicciones ('threshold=false'). Se definieron los puntos de prueba aleatorios en un total de 20 ('randomtestpoints=20') y se usaron dos hilos de procesamiento para la optimización computacional ('threads=2'). La regla para aplicar el umbral se fijó al percentil 10 del entrenamiento de presencia ('applythresholdrule=10 percentile training presence'). Se deshabilitaron la extrapolación y el acotamiento de los datos ('extrapolate=false', 'doclamp=false') y se estableció un límite de 1000 iteraciones máximas ('maximumiterations=1000'). Estos parámetros fueron seleccionados para maximizar la precisión del modelo mientras se evalúan de forma eficiente las contribuciones de cada variable ambiental (Phillips *et al.* 2006). Además, se generaron 10.000 puntos de pseudo-ausencia, siguiendo a Bobrowski & Schickhoff (2017). Los datos espaciales utilizados para MaxEnt incluyeron 19

variables de datos bioclimáticos de la base de datos de CHELSA v.1.2 (Karger *et al.* 2017) a una resolución de 30 segundos de arco. Estas variables abarcan una amplia gama de factores climáticos, tales como temperatura media anual, rango medio diario, isoterma, estacionalidad de la temperatura, temperatura máxima del mes más cálido, temperatura mínima del mes más frío, rango anual de temperatura, temperatura media de la estación más húmeda, de la estación más seca, de la estación más cálida y de la estación más fría, precipitación anual, del mes más húmedo y del mes más seco, estacionalidad de la precipitación, precipitación de la estación más húmeda, de la estación más cálida, de la estación más seca y de la estación más fría.

Cada una de estas variables proporciona detalles cruciales sobre las condiciones climáticas que afectan la distribución de la especie estudiada, ofreciendo así una base sólida para el análisis de la idoneidad del hábitat en el modelo. Además, las variables bioclimáticas de CHELSA han demostrado ser las variables más adecuadas en áreas montañosas y tropicales (Bobrowski & Schickhoff 2017).

Para el área de estudio, las variables ambientales fueron revisadas para evitar colinealidad múltiple entre ellas utilizando la correlación de rangos de Spearman (Dormann *et al.* 2013). Utilizamos una matriz de correlación entre todas las variables para identificar aquellas que estuvieran altamente correlacionadas. El criterio considerado fue mantener aquellas que tuvieran un valor menor a 0,7, ya que una colinealidad alta podría conducir a un bajo rendimiento del modelo y a interpretaciones erróneas (Bobrowski & Schickhoff 2017). Asimismo, calculamos las correlaciones de Spearman por pares, lo que resultó en siete variables (Tabla 1), que fueron las que presentaron mayor importancia y no correlacionadas ( $r_s \leq 0,7$ ). Finalmente, los valores de AUC (área bajo la curva) y ROC parcial (proporción de omisión=0,05, porcentaje de puntos aleatorios=50 %, número de iteraciones para el Bootstrap=2000) se calcularon para describir el rendimiento del modelo o la precisión predictiva (Liu *et al.* 2005).

Con base en el resultado logístico del procedimiento de modelado de MaxEnt, y con el fin de convertir en binario el mapa de distribución de la especie, seleccionamos un valor de corte basado en la igualdad de sensibilidad de entrenamiento y especificidad, conocido como el punto de corte del índice de Youden. Este umbral fue de 0,310 en nuestro estudio, un método ampliamente utilizado en estudios de conservación de especies para maximizar la suma de la sensibilidad y especificidad, asegurando así un equilibrio entre la presencia verdadera detectada y la omisión de falsos positivos (Cao *et al.* 2013, Escalante *et al.* 2013). La selección de este umbral permite una interpretación precisa de las áreas de probable presencia de la especie, crucial para la aplicación efectiva

de medidas de conservación. Este método es especialmente valorado en la modelización de distribución de especies, ya que proporciona un criterio claro y justificado para la discriminación entre las áreas de presencia y ausencia potenciales, optimizando así la relevancia ecológica y la aplicabilidad de los modelos en gestiones conservacionistas. La selección de este umbral de corte se realizó después de una evaluación cuidadosa de los puntos de presencia actuales. El área de presencia dado en este umbral de corte se calculó para evaluar el cambio en el área desde la distribución potencial presente y futura.

En este estudio, todos los análisis estadísticos se realizaron utilizando el lenguaje de programación R v.3.4 (R Core Team 2017). En nuestro estudio se utilizaron varios paquetes de R, esenciales para el análisis espacial y el modelado de nicho ecológico. Estos incluyen *sp*, para el manejo de datos espaciales (Pebesma & Bivand 2005); *raster*, para manipulaciones de datos de ráster (Hijmans 2020); *dismo*, específico para modelos de distribución de especies (Hijmans et al. 2017); *rJava*, que facilita el uso de Java desde R (Urbanek 2019); *ntbox*, que ofrece herramientas para el manejo y análisis de datos de nicho (Osorio-Olvera et al. 2020) y *ENMGadgets*, que extiende las capacidades del paquete *dismo* para el modelado de nicho ecológico (Barve & Barve 2018). Cada uno de estos paquetes contribuye de manera significativa a las capacidades analíticas de nuestro trabajo, permitiéndonos realizar análisis robustos y reproducibles.

#### MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN BAJO ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO AL 2050 Y 2070

Para las proyecciones futuras, consideramos las mismas variables bioclimáticas, para los años objetivo 2050 y 2070 en función de los escenarios del IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*, Taylor et al. 2012) usando las Climatologías CMIP5 de la base de datos CHELSA (Karger et al. 2017). Para tener en cuenta las variaciones entre los MCG (Modelos de Circulación Global), calculamos para cada año objetivo la mediana de las predicciones de cuatro MCG de uso común recomendados para México: HadGEM2-AO, CCSM4, IPSL-CM5A-LR y MIROC-ESM-CHEM (van Vuuren et al. 2011). Para cada MCG, consideramos dos Trayectorias de Concentración Representativa, RCP (*Representative Concentration Pathway*) 4,5 y 8,5 (Moss et al. 2010).

El escenario RCP 4,5 es conservador, con una tendencia de acumulación de gases de efecto invernadero estable, con emisiones globales a largo plazo de gases de efecto invernadero, con una cobertura terrestre de uso de la tierra que estabiliza el forzamiento radiactivo a 4,5 W/m<sup>2</sup> (entre 538

y 650 ppm de CO<sub>2</sub>) en el año 2100 sin sobrepasar ese valor. Por otro lado, el escenario RCP 8,5 (936 ppm de CO<sub>2</sub>) supone un aumento continuo de emisiones globales a lo largo del siglo XXI (Allison et al. 2011). Por lo tanto, nuestras combinaciones de escenarios MCG y RCP abarcaron una amplia gama de posibles cambios en los resultados climáticos futuros. Para comparar los diferentes modelos, se tomó como referencia el área predicha de distribución presente como base y se calculó el cambio en píxeles en cada periodo y escenario.

Con la finalidad de conocer la superficie de *B. conferta* que será resguardada en las ANP bajo los escenarios evaluados, se utilizó la capa de ANP de la CONABIO del año 2017 y se usó la función *tabulate* de ArcGIS para calcular el número de km<sup>2</sup> (píxeles) dentro de cada ANP. Finalmente, para saber el efecto en el cambio altitudinal de *B. conferta*, tomamos los puntos de presencia actuales y extrajimos la elevación a la que se encuentran utilizando el conjunto de datos MERIT Digital Elevation Model (DEM) versión v1.0.3 (Yamazaki et al. 2017). Luego, para extraer las elevaciones de los escenarios futuros, generamos polígonos a partir de un raster binario que representa cada uno de estos escenarios. Dentro de cada polígono, generamos la misma cantidad de puntos de presencia al azar que en el presente (563 puntos). Estos puntos representan posibles localizaciones futuras de *B. conferta* en los diferentes escenarios. Para el análisis estadístico, utilizamos una prueba de Kruskal-Wallis para comparar las medianas entre los diferentes escenarios, debido a que no pasaron la prueba de normalidad de los residuos (Shapiro-Wilk) y pruebas post hoc (Dunn) para identificar diferencias significativas entre los grupos.

## RESULTADOS

#### MODELO DE DISTRIBUCIÓN POTENCIAL ACTUAL DE *BACCHARIS CONFERTA*

En México, el modelo de distribución potencial actual mostró condiciones climáticas muy adecuadas para *B. conferta* en la zona centro del país, cubriendo una superficie potencial de 114.225 km<sup>2</sup> (Tabla 2). Las variables de mayor importancia en el análisis de la distribución potencial actual fueron: la temperatura media de la estación más seca, la estacionalidad de la temperatura y la precipitación de la estación más fría, siendo las variables que inciden significativamente en la distribución de esta especie (Tabla 1). Nuestro modelo obtuvo un valor de AUC de 0,934 y un valor de ROC parcial de 1,746 ( $p < 0,001$ ), lo que muestra un funcionamiento óptimo del modelo.

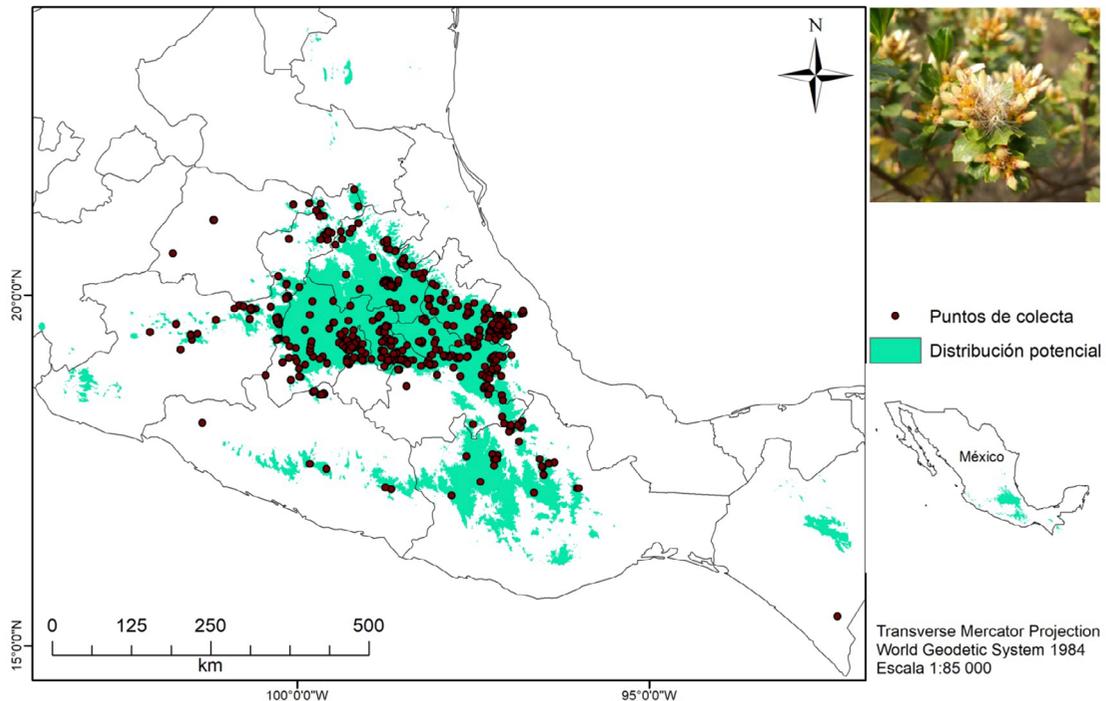
**TABLA 1.** Variables bioclimáticas seleccionadas de la base de datos de CHELSA v.1.2 utilizadas en el modelo Maxent de *Baccharis conferta*, tras la eliminación de variables correlacionadas. / Selected bioclimatic variables from CHELSA v.1.2 database used for the Maxent software model of *Baccharis conferta* after correlation removal.

Variable	Descripción	Importancia de la variable (%)
Bioclim 9	Temperatura media de la estación más seca	62,0
Bioclim 4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar)	25,5
Bioclim 19	Precipitación de la estación más fría	3,4
Bioclim 16	Precipitación de la estación más húmeda	3,2
Bioclim 18	Precipitación de la estación más caliente	2,8
Bioclim 3	Isotermalidad (Bio 2/Bio 7)	2,1
Bioclim 15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)	1,0

En la mayoría de los casos, los sitios de recolecta se ubicaron dentro del área de distribución potencial, aunque esta se extiende un poco más al oeste del centro de México (Fig. 1). El modelo de distribución potencial mostró condiciones climáticas muy adecuadas para *B. conferta* en el centro-sur de México, ocupando parte de los estados de Oaxaca, Guerrero, Puebla, Morelos, Estado de México, Tlaxcala,

Veracruz, Hidalgo, Querétaro, Guanajuato, Michoacán y en menor escala en Chiapas. Asimismo, el modelo extiende su distribución potencial a Jalisco y Tamaulipas. En general, esta especie se encuentra en bosques de coníferas y matorrales de zonas áridas y semiáridas. Sobre todo, se observó que se distribuye en zonas abiertas.

### *Baccharis conferta* Kunth



**FIGURA 1.** Sitios de colecta y área de distribución potencial de *B. conferta* en el año 2020. / Collection sites and potential range of *B. conferta* in the year 2020.

**TABLA 2.** Cambios en la distribución de *Baccharis conferta* bajo los escenarios evaluados. / Changes in the distribution of *Baccharis conferta* under the evaluated scenarios.

	Presente	RCP 4,5 al 2050	RCP 8,5 al 2050	RCP 4,5 al 2070	RCP 8,5 al 2070
Superficie (km <sup>2</sup> )	114.225	27.345	23.083	31.285	16.228
Porcentaje	100 %	24 %	20 %	27 %	14 %
Disminución		90 %	91 %	87 %	93 %
Ganancia		14 %	11 %	13 %	8 %

**MODELACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN BAJO ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO AL 2050 Y 2070**

La distribución a futuro de *B. conferta* se reduce drásticamente en los cuatro escenarios evaluados (Fig. 2 y 3), con una disminución de hasta un 93 % respecto a la distribución potencial actual (Tabla 2). Analizando cada uno de los escenarios, podemos observar que para el año 2050, incluyendo un RCP 4,5 con 538 ppm de CO<sub>2</sub> (tendencia de acumulación de gases de efecto invernadero estable), se espera una disminución del 90 % del área de distribución, conservándose 27.345 km<sup>2</sup> (Tabla 2). Bajo este escenario, *B. conferta* se mantiene estable en zonas de mayor altitud, por ejemplo: el Parque Nacional Cofre de Perote en el centro de Veracruz, la Malinche en Tlaxcala, el Pico de Orizaba, en el Parque Nacional Iztaccíhuatl-Popocatepetl, el Nevado de Toluca situado al centro del Estado de México y al Sur del país se mantiene de manera más considerable en los estados de Guerrero, Oaxaca y Chiapas (Fig. 2). Cabe mencionar que de los 27.345 km<sup>2</sup> de superficie que se mantiene bajo este escenario, únicamente 1.172 km<sup>2</sup> se encuentran dentro de ANP (Tabla 3).

Al modelar la distribución potencial al año 2070 incluyendo un RCP 4,5 con 538 ppm de CO<sub>2</sub>, se estima una pérdida del 87 % de la superficie, manteniéndose 31.285 km<sup>2</sup> (Tabla 2), observamos que la especie recoloniza pequeñas zonas de refugio, por ejemplo, en el estado de Veracruz, en la zona de Altotonga y Perote. Así como en Teziutlán, Puebla se nota una ligera ganancia de la especie (Fig. 2, color verde). Bajo este escenario, se mantendrán 977,959 km<sup>2</sup> en ANP (Tabla 3).

El escenario al año 2050, con una tendencia de acumulación de gases de efecto invernadero creciente; RCP 8,5 (936 ppm de CO<sub>2</sub>), muestra que disminuirá un 91 %

de la superficie potencial de la especie, manteniéndose un total de 23.083 km<sup>2</sup> (Tabla 2), bajo este escenario se reducen las áreas ubicadas alrededor de las montañas y volcanes antes mencionados, así como en Oaxaca y Guerrero (Fig. 3). Cabe mencionar que de los 23.083 km<sup>2</sup> sólo 1.069 km<sup>2</sup> se mantendrán en ANP (Tabla 3).

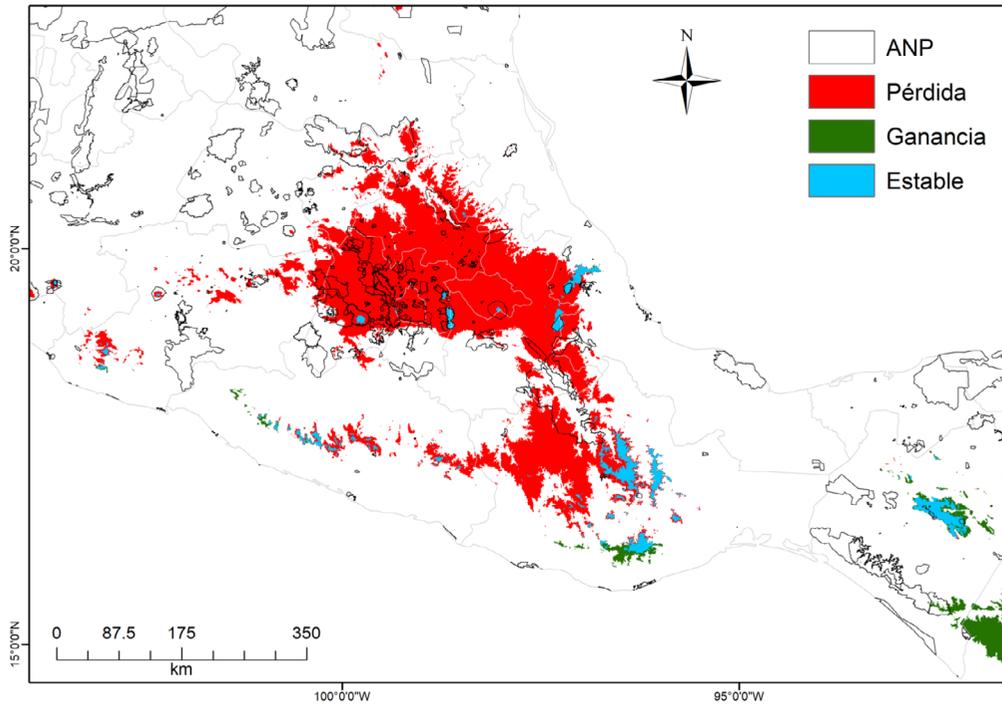
Asimismo, el escenario al año 2070 con una tendencia de acumulación de gases de efecto invernadero creciente; RCP 8,5 (936 ppm de CO<sub>2</sub>), no prevé una recuperación de la especie en 50 años, tal como se observó bajo el escenario con RCP 4,5. Al contrario, se denota la pérdida de área para la especie en todas las zonas de refugio (Fig. 3). Bajo este escenario se espera una reducción de la superficie potencial del 93 %, manteniéndose 16.228 km<sup>2</sup> de la superficie. Además, de dicha superficie, sólo se mantendrán 843 km<sup>2</sup> dentro de las ANP (Tabla 3).

Además de las áreas perdidas, el modelado permitió comparar áreas ganadas y estables. En los años 2050 y 2070 con un RCP 4,5 las áreas de ganancia serán de 14 % y 13 % respectivamente y las áreas estables representan el 10 y 13 % en cada año evaluado (Tabla 2, Fig. 2).

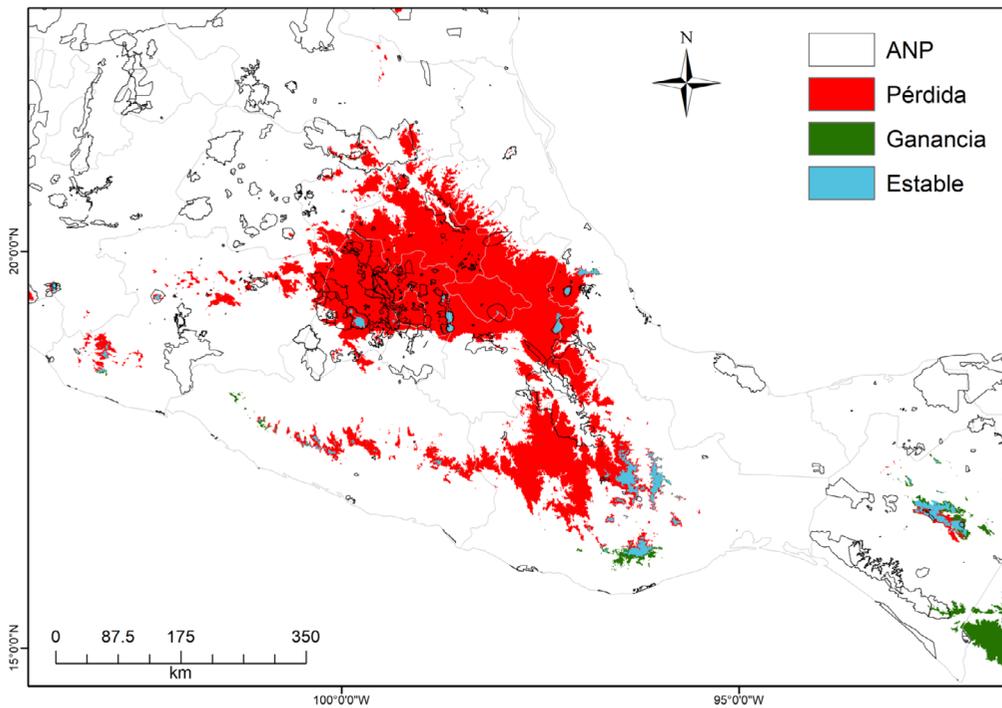
Por otro lado, el modelo que comparó la distribución potencial de *B. conferta* en los años 2050 y 2070 con un RCP 8,5 denota que se reduce el área de distribución potencial de manera principal en la Sierra Madre Oriental en los estados de Puebla y Veracruz y en la Sierra Madre del Sur en los estados de Guerrero y Oaxaca. Sin embargo, el Parque Nacional Cofre de Perote continúa siendo un área de refugio para la especie dentro del área estable (9 y 7 % en cada año) (Fig. 3). Asimismo, este escenario indica que el área de ganancia disminuye a través del tiempo, pues para 2050 se tiene 11 % y para el 2070 un 8 % (Tabla 2, Fig. 3).

**TABLA 3.** Superficie (en km<sup>2</sup>) de *Baccharis conferta* que será resguardada en las Áreas Naturales Protegidas bajo escenarios de cambio climático. / Surface area (in km<sup>2</sup>) of *Baccharis conferta* that will be protected in Natural Protected Areas under climate change scenarios.

Área Natural Protegida	RCP 4,5 al 2050	RCP 8,5 al 2050	RCP 4,5 al 2070	RCP 8,5 al 2070
Archipiélago de Bosques y Selvas de la Región Capital	0,8	0,0	0,8	0,0
Benito Juárez	4,8	0,8	3,2	0,0
Bosque Mesófilo Nevado de Colima	2,4	8,9	0,0	6,5
Bosques de Coníferas Chanal	42,0	41,2	42,0	29,9
Cofre de Perote o Nauhcampatépetl	117,0	85,5	117,0	56,5
Cordón Pico El Loro-Paxtal	125,1	97,6	89,6	62,1
Cumbres del Ajusco	4,0	4,0	3,2	3,2
Desierto de los Leones	0,8	0,8	0,0	0,0
El Recreo	0,8	0,8	0,8	0,0
El Triunfo	8,9	7,3	5,6	2,4
Hierve El Agua	4,0	5,6	3,2	4,0
Huitepec-Los Alcanfores	1,6	1,6	1,6	1,6
Humedales de Montaña La Kisst	0,8	0,0	0,8	0,0
Insurgente Miguel Hidalgo y Costilla	0,8	1,6	0,8	0,0
Iztaccíhuatl-Popocatépetl	291,3	205,8	267,9	199,3
La Montaña Malinche o Matlalcuéyatl	33,9	14,5	33,1	8,9
La Sepultura	0,0	0,0	0,8	0,0
Lagunas de Zempoala	0,0	0,8	0,0	0,0
Lic. Isidro Fabela	3,2	1,6	0,0	0,0
Mariposa Monarca	7,3	9,7	0,0	1,6
Montes Azules	1,6	0,0	0,0	0,0
Nevado de Toluca	170,3	221,9	101,7	175,1
El Salto de Atlautla-Ecatzingo	4,8	0,0	0,0	0,0
Manantiales Cascada Diamantes	8,1	0,0	0,0	0,0
Parque Otomí-Mexica	35,5	36,3	13,7	19,4
Pico de Orizaba	186,4	153,3	196,9	135,6
Pico de Tancítaro	27,4	47,6	15,3	42,0
Rancho Nuevo	28,2	28,2	29,0	25,8
Reserva Biótica Gertrude Duby	1,6	1,6	1,6	0,0
Río de Pancho Poza	0,0	0,0	0,8	0,0
San Juan del Monte	3,2	0,0	4,0	0,0
Sierra de Manantlán	12,9	45,2	4,8	24,2
Tehuacán-Cuicatlán	1,6	0,0	7,3	0,0
Volcán Nevado de Colima	39,5	46,8	30,7	45,2
Z.P.F.	1,6	0,0	1,6	0,0
<b>Superficie total (km<sup>2</sup>)</b>	<b>1.172,421</b>	<b>1.069,138</b>	<b>977,959</b>	<b>843,207</b>



**FIGURA 2.** Distribución potencial de *B. conferta* en los años 2050 y 2070 con una tendencia de acumulación de gases de efecto invernadero estable de 538 ppm de CO<sub>2</sub> (RCP 4,5). Se muestra la superficie de Áreas Naturales Protegidas. / Potential distribution of *B. conferta* in the 2050s and 2070s with a stable greenhouse gas accumulation trend of 538 ppm CO<sub>2</sub> (RCP 4.5). The surface of Protected Natural Areas is shown.

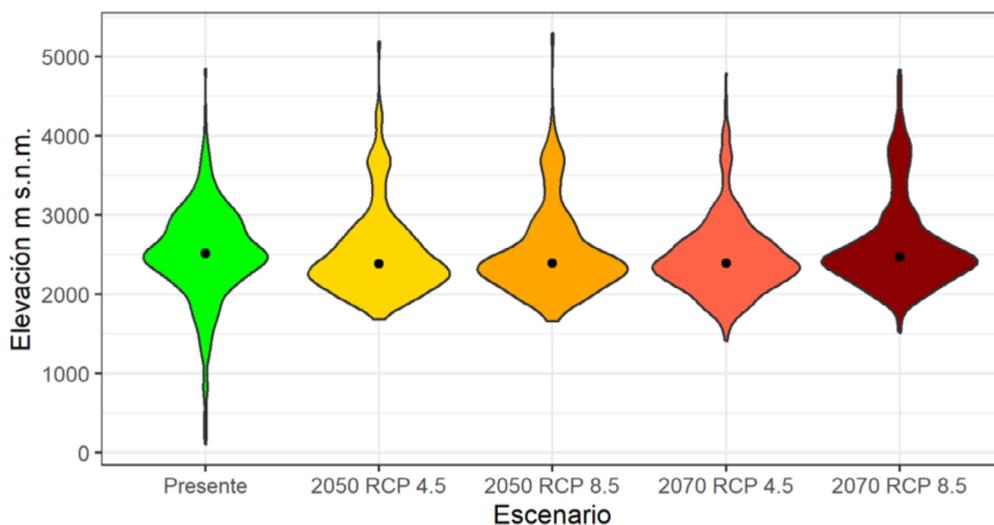


**FIGURA 3.** Distribución potencial de *B. conferta* en los años 2050 y 2070 con una tendencia de acumulación de gases de efecto invernadero creciente de 936 ppm de CO<sub>2</sub> (RCP 8,5). Se muestra la superficie de Áreas Naturales Protegidas. / Potential distribution of *B. conferta* in the 2050s and 2070s with a trend of increasing greenhouse gas accumulation of 936 ppm CO<sub>2</sub> (RCP 8.5). The surface of Protected Natural Areas is shown.

A su vez, observamos diferencias significativas en la elevación de la distribución de *B. conferta* entre los distintos escenarios evaluados. La prueba de Kruskal-Wallis reveló una diferencia significativa en la elevación entre los escenarios ( $\chi^2$  de Kruskal-Wallis=12,69,  $p=0,0129$ ). Al realizar el análisis *post hoc* utilizando el método de Dunn, observamos una disminución significativa en el rango de elevación entre el presente (mediana=2.517 m s.n.m.) y los escenarios futuros, reduciéndose el rango de elevación en los escenarios del 2050 RCP 4,5 ( $p=0,140$ ), 2050 RCP 8,5 ( $p=0,031$ ) y del 2070 RCP 4,5 ( $p=0,003$ ). Sin embargo, esta tendencia no se observa en el escenario más extremo (2070 RCP 8,5), donde

las elevaciones son comparativamente similares.

Además, comparando los escenarios futuros, los únicos cambios significativos se producen bajo el escenario RCP 8,5, donde se registra un aumento significativo ( $p=0,004$ ) en la elevación entre 2050 (mediana=2.389 m s.n.m.) y 2070 (mediana=2.468 m s.n.m.) (Fig. 4). También se observa una pérdida significativa de la distribución de *B. conferta* en elevaciones más bajas en todos los escenarios futuros. Esto se evidencia al observar los valores mínimos de elevación para cada escenario futuro: 1.685 m s.n.m. en 2050 RCP 4,5; 1.660 m s.n.m. en 2050 RCP 8,5; 1.409 m s.n.m. en 2070 RCP 4,5 y 1.517 m s.n.m. en 2070 RCP 8,5 (Fig. 4).



**FIGURA 4.** Comparación de la elevación de la distribución de *B. conferta* en diversos escenarios, resaltando la mediana mediante un punto. / Comparison of the elevation of the distribution of *B. conferta* in various scenarios, highlighting the median with a dot.

## DISCUSIÓN

La superficie actual de *B. conferta* está influida por variables bioclimáticas asociadas con la temperatura media de la estación más seca, la estacionalidad de la temperatura, la precipitación de la estación más fría, la precipitación de la estación más húmeda y de la estación más caliente. Otros estudios sobre modelado de especies de la misma familia (Asteraceae) también han asociado algunas de estas variables para modelar su distribución potencial (Kurpis *et al.* 2019). Esta especie se encuentra ampliamente distribuida en el centro de México, principalmente en áreas montañosas. A pesar de que otras especies de este género tienen una capacidad de invasión notable (Olivares-Pinto 2022), según

todos los escenarios proyectados para el futuro, se espera una drástica disminución en la superficie de esta especie (entre 87 % y 93 %), estos resultados son acordes con los datos de predicción del cambio climático futuro de diversos autores (Loarie *et al.* 2009, Nogués-Bravo *et al.* 2007). Thomas *et al.* (2012) encontraron que *Baccharis sarothroides* exhibió un patrón similar de disminución de rango geográfico en América del Norte. Tal patrón puede explicarse porque ambas especies tienen rangos geográficos contemporáneos restringidos a montañas. Por ejemplo, *B. conferta* se distribuye principalmente tanto en zonas montañosas de la Sierra Madre Oriental y la Sierra Madre del Sur, como en altiplanicies ubicadas en Hidalgo, Estado de México y Tlaxcala. En escenarios futuros, las montañas de mayor altitud servirán

como refugio para la especie y solo 1.172,421 km<sup>2</sup> de superficie estará protegida por alguna ANP en el escenario más prometedor (2050, RCP 4,5) (Tabla 3).

Se ha demostrado que las especies que se distribuyen en zonas de montaña tienden a desplazarse a zonas más altas por efectos del cambio climático (You *et al.* 2018), este fenómeno se corroboró en los escenarios evaluados (Fig. 2 y 3) y en la disminución significativa en el rango de elevación entre el presente y todos los escenarios futuros (Fig. 4).

Aunado a lo anterior, las especies, al no poder migrar más, se enfrentan a un fenómeno llamado “sin lugar a dónde ir” (“*nowhere to go*”, You *et al.* 2018). Esta adaptación de las especies de desplazarse a zonas de mayor altitud no resulta optimista a largo plazo, ya que podrían extinguirse a diferencia de las especies de altitudes bajas (Herzog *et al.* 2012), por no contar con un hábitat alpino suficiente para facilitar la migración futura (You *et al.* 2018). Por lo que, *B. conferta* al ser una especie de montaña se puede considerar particularmente vulnerable al cambio climático (Pérez-García 2013) al no tener acceso a altitudes bajas, donde actualmente se distribuye ampliamente.

Asimismo, en un estudio previo, observamos que en el Cofre de Perote las poblaciones más numerosas y con organismos más altos de esta especie, se distribuyen en zonas bajas (2.900 m s.n.m.) comparadas con poblaciones que se distribuyen en zonas más altas (3.450 y 3.670 m s.n.m.). Los organismos de zonas bajas median 2,70 m, mientras que los organismos ubicados a 3.670 m s.n.m median 50 cm (Ruiz-Gómez, 2021). De manera que, aunque existan refugios para esta especie en el futuro en zonas muy altas, es de esperarse que los organismos no podrán desarrollarse de manera óptima. Además, en un trabajo anterior, determinamos una amplia variación en la duración de las fenofases de *B. conferta* en diferentes altitudes, presentando periodos más largos de floración en altitudes más altas (Ruiz-Gómez *et al.* 2020), lo que implica mayor gasto energético de los organismos, esto puede estar causando que no se desarrollen en talla de manera óptima.

A pesar de eso, se predicen áreas de ganancia en los resultados, la mayor ganancia se espera en los escenarios 2050 y 2070 RCP 4,5 (14 y 13 %, Tabla 2), estas zonas de ganancia se localizan en los estados de Guerrero, Oaxaca y Chiapas (Figura 2). Los datos de ganancia más bajos se predicen en los escenarios 2050 y 2070 RCP 8,5 (11 y 8 %, Tabla 2) y dichas zonas de ganancia se distribuyen en los mismos estados.

Otro estudio realizado en zonas templadas con 16 especies forestales de México mostró que las especies estudiadas se verán afectadas negativamente para el 2050 como consecuencia del incremento de la temperatura en

todo el territorio nacional y la disminución de la precipitación en casi todos los meses del año (Gómez-Díaz *et al.* 2011) lo cual pudimos corroborar en los modelos. En el mismo estudio, se propone que los ecosistemas templados serán más afectados por efecto del cambio climático y sobre todo en el Eje Neovolcánico Transversal, donde podrían desaparecer muchas áreas idóneas para las especies que evaluaron.

Nuestros modelos de nicho demostraron que, en comparación con la precipitación, las variables relacionadas con la temperatura son factores de influencia más importantes en la posible distribución futura de *B. conferta* (Tabla 1), lo que implica que las plantas adaptadas al frío muestran mayor sensibilidad al cambio climático. La variable climática que resultó ser determinante en la distribución potencial de la especie fue la temperatura media de la estación más seca, *B. conferta* se distribuye en zonas altas de montaña donde se encuentran rangos de temperaturas determinantes para su distribución. Sin embargo, la especie tiene un límite de tolerancia frente a la temperatura, por lo que posiblemente no se adaptará fácilmente a los cambios de temperatura por el cambio climático, sobre todo en condiciones con mayores temperaturas en la estación más seca. Resultados similares se han encontrado en algunas especies del género *Rhodiola* de la Meseta Qinghai-Tibetana (You *et al.* 2018).

El análisis de distribución potencial futuro muestra una reducción de 87 a 93 % en la distribución de *B. conferta* en los años 2050 RCP 4,5 y 2070 RCP 8,5 respectivamente, nuestros resultados coinciden con el análisis de las tendencias futuras en diferentes escenarios climáticos de Pérez-García (2013), quienes sugieren una pérdida promedio en rangos potenciales de 76,8 a 98,4 % para matorrales subalpinos y alpinos para el año 2080. Consideramos que la disminución del área de distribución de *B. conferta* en el futuro también está asociada, además del incremento en la temperatura en todo el territorio nacional, con la disminución de la precipitación en casi todos los meses del año que se ha reportado anteriormente (Gómez-Díaz *et al.* 2011). Se estima que las poblaciones de *B. conferta* de baja elevación necesitan temperaturas más altas relativamente estables y precipitaciones más homogéneas durante todo el año, mientras que las poblaciones de mayor elevación están adaptadas a temperaturas relativamente bajas, mayores diferencias de temperatura estacional y diaria y a precipitaciones más heterogéneas y esporádicas.

Por otro lado, debemos considerar que *B. conferta* es una especie clave que determina la supervivencia de otras especies acompañantes, al actuar como nodriza de especies como *Abies religiosa* (Sánchez-Velásquez *et al.* 2011). Se sabe que *A. religiosa* puede disminuir sus niveles de idoneidad para el año 2050 (Gómez-Díaz *et al.* 2011), si además sumamos la reducción de *B. conferta* que requiere para establecerse,

el problema para *A. religiosa* se puede agravar. Por ello, en términos de estrategia de conservación, las especies nodrizas deben ser utilizadas como una técnica de reforestación alternativa que facilite el establecimiento de plántulas de sotobosque, pues se ha corroborado que la supervivencia de *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra* fue mayor cuando se plantó debajo de individuos de *Salvia lavandulifolia* (Castro *et al.* 2004). Estos resultados alertan sobre la necesidad de establecer prácticas de manejo que resguarden el hábitat de estas especies y garanticen su futuro (Pérez-García 2013).

Asimismo, es relevante reconocer el papel imprescindible de las ANP como refugio de la biodiversidad de ecosistemas templados. En especial aquellos que contengan gradientes altitudinales y microclimas con las condiciones para amortiguar los efectos del cambio climático. En este estudio observamos que la superficie de *B. conferta* que se resguardará en el futuro en las ANP no es suficiente, presenta porcentajes muy bajos (4,2 % en el escenario más favorable), haciendo evidente la necesidad de establecer nuevas ANP, con base en resultados de modelación futura que permitan detectar zonas de refugio para especies vulnerables al cambio climático.

Asimismo, algunas poblaciones son más vulnerables por distribuirse en sitios contiguos a campos de cultivo, asentamientos humanos e incendios forestales (Hernández-López & Munguía-Lino 2023). Por ejemplo, el Parque Nacional Cofre de Perote es uno de los refugios que se predijo para *B. conferta*, sin embargo en esta ANP se presentan cambios en el uso del suelo, fragmentación, crecimiento de la frontera agrícola, extracción de leña para uso doméstico (Pineda-López *et al.* 2013), así como pastoreo de ganado ovino y caprino (Campos *et al.* 2001) e incendios forestales (Pensado-Fernández *et al.* 2014), ocasionando fragmentos de hábitat cada vez más pequeños y aislados entre sí. Dicha fragmentación involucra tanto la pérdida de hábitat como la pérdida de continuidad de este (Fahrig 2003), disminuyendo el tamaño de las poblaciones, disminución en la diversidad genética, induciendo la extinción local y la consiguiente pérdida de biodiversidad. Si este tipo de actividades ocurren en algunas ANP, el resto del área donde se espera que perdure la especie en el futuro resulta ser aún más vulnerable.

En conclusión, obtuvimos que la distribución potencial actual de *B. conferta* en México es de 114.225 km<sup>2</sup>. Sin embargo, al modelar escenarios futuros se predice una reducción considerable de la distribución potencial de esta especie, de manera específica al año 2050 con una concentración de 538 ppm de CO<sub>2</sub> se espera una reducción del 90 % y con una concentración de 936 ppm de CO<sub>2</sub> se espera una reducción del 87 %. Por otro lado, al año 2070 con una concentración de 538 ppm de CO<sub>2</sub> se espera una reducción del 91 % y con una concentración de 936 ppm de CO<sub>2</sub> se estima una disminución

del 93 % de su distribución potencial actual. Además, la mayor ganancia se espera en los escenarios 2050 y 2070 RCP 4,5 (538 ppm de CO<sub>2</sub>) enfatizando la importancia de generar estrategias que modulen las emisiones de CO<sub>2</sub> a través del tiempo. La superficie que se resguardará en el futuro en las ANP es de 977 km<sup>2</sup> si mantenemos una tendencia de acumulación de gases de efecto invernadero estable (RCP 4,5) y 843 km<sup>2</sup> en el 2070 suponiendo un aumento continuo de emisiones globales a lo largo del siglo XXI (RCP 8,5). Estos resultados señalan la necesidad de generar nuevas ANP o ampliarlas en sitios donde se estima que se refugiarán especies vulnerables al cambio climático, haciendo énfasis en la conservación de especies que facilitan el establecimiento de otras que se encuentran en riesgo como es el caso de *B. conferta*, que funge como nodriza de *Abies religiosa*.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al CONACyT la beca de doctorado número 285104 otorgada a la primera autora. Además, agradecemos a Rogelio Lara, Eire Ramírez e Israel Estrada por su colaboración en campo.

## REFERENCIAS

- Allison, T., Calvin, K., Smith, S., Kyle, P., Volke, A., Patel, P., Delgado-Arias, S., Bond-Lamberty, B., Wise, M., Clarke, L., Edmonds, J. 2011. RCP4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. *Climatic Change* 109(77): 77-94.
- Álvarez-Bravo, A., Salazar-García, S., Ruiz-Corral, J.A., Medina-García, G. 2017. Scenarios of how climate change will modify the 'Hass' avocado producing areas in Michoacán. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 18: 4035-4048.
- Barve, V., Barve, N. 2018. "ENMGadgets: Tools for pre and post processing in ENM workflow". R package version 0.1.0. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=ENMGadgets>
- Beever, A., Belant, J.L. 2012. *Ecological consequences of climate changes: mechanisms, conservation, and Management*. CRC Press y Taylor and Francis Group, Florida, USA. 342 pp.
- Bobrowski, M., Schickhoff, U. 2017. Why input matters: Selection of climate data sets for modelling the potential distribution of a treeline species in the Himalayan region. *Ecological Modelling* 359: 92-102.
- Calderón, G., Rzedowski, J. 2005. *Flora fanerógamica del Valle de México*. Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Pátzcuaro, Michoacán. 975 pp.
- Campos, A., Oleschko, K., Cruz, L., Etchevers, J., Hidalgo, C. 2001. Estimación de alófono y su relación con otros parámetros químicos en Andisoles de montaña del volcán Cofre de

- Perote. *Terra Latinoamericana* 19: 105-116.
- Cao, Y., De Walt, R.E., Robinson, J.L., Tweddale, T., Hinz, L., Pessino, M. 2013. Using Maxent to model the historic distributions of stonefly species in Illinois streams: the effects of regularization and threshold selections. *Ecological Modelling* 259: 30-39.
- Carbajal-Navarro, A., Navarro-Miranda, E., Blanco-García, A., Cruzado-Vargas, A.L., Gómez-Pineda, E., Zamora-Sánchez, C., Pineda-García, F., O'Neill, G., Gómez-Romero, M., Lindig-Cisneros, R., Johnsen, K.H., Lobit, P., López-Toledo, L., Herrerías-Diego, Y., Sáenz-Romero, C. 2019. Ecological restoration of *Abies religiosa* forests using nurse plants and assisted migration in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico. *Frontiers in Ecology and Evolution* 7: 421.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J., Gómez, J., Gómez-Aparicio, L. 2004. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in mediterranean mountains: a 4-year study. *Restoration Ecology* 12: 352-358.
- Cortes-Morales, J.A., Olmedo-Juárez, A., Trejo-Tapia, G., González-Cortazar, M., Domínguez-Mendoza, B.E., Mendoza-de Gives, P., Zamilpa, A. 2019. *In vitro* ovicidal activity of *Baccharis conferta* Kunth against *Haemonchus contortus*. *Experimental Parasitology* 197: 20-28.
- Dormann, C.F., Elith, J., Bacher, S., Buchmann, C., Carl, G., Carré, G., Lautenbach, S. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36(1): 27-46.
- Durán, N., Loya, J.L., Ruiz, J.A., González, D.R., García, J.D., Martínez, S. 2016. Impactos del cambio climático en la distribución potencial de *Morus alba* L. en México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 7: 2511-2521.
- Elith, J., Leathwick, J.R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* 40: 677-697.
- Escalante, T., Rodríguez, T.G., Linaje, M., Illoldi, R.P., González, L.R. 2013. Identification of areas of endemism from species distribution models: threshold selection and Nearctic mammals. *TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas* 16(1): 5-17.
- Estrada-Contreras, I., Equihua, M., Castillo-Campos, G., Rojas-Soto, O. 2015. Climate change and effects on vegetation in Veracruz, Mexico: an approach using ecological niche modelling. *Acta Botanica Mexicana* 112: 73-93.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515.
- García-Romero, A., Alanís-Anaya, R.M., Muñoz-Jiménez, J. 2015. Environmental factors that affect primary plant succession trajectories on lahars (Popocatepetl Volcano, Mexico). *Journal of Mountain Science* 12: 1254-1266.
- GBIF. 2024. GBIF.org GBIF Occurrence Download. <https://doi.org/10.15468/dl.yz63tv> Accessed: May 7, 2024.
- Gómez-Díaz, J.D., Monterroso, A.I., Tinoco, J.A., Toledo, M.L., Conde, C., Gay, C. 2011. Assessing current and potential patterns of 16 forest species driven by climate change scenarios in México. *Atmósfera* 24: 31-52.
- Gutiérrez, E., Trejo I. 2014. Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 179-188.
- Gutiérrez-Román, A.S., Trejo-Tapia, G., Herrera-Ruiz, M., Monterrosas-Brisson, N., Trejo-Espino, J.L., Zamilpa, A., González-Cortazar, M. 2020. Effect of terpenoids and flavonoids isolated from *Baccharis conferta* Kunth on TPA-induced ear edema in mice. *Molecules* 25: 1379-1392.
- Hernández-López, L., Munguía-Lino, G. 2023. Distribución, estado de conservación y amenazas de *Lobelia villaregalis* (Campanulaceae) en el Bosque La Primavera, Jalisco. *Botanical Sciences* 101(3): 725-743.
- Herzog, S., Martínez, R., Jorgensen, P., Tiessen, H. 2012. Cambio climático y biodiversidad en los Andes Tropicales. IAI, SCOPE, MacArthur Foundation, Paris. 426 pp.
- Hijmans, R.J. 2020. Raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 3.3-13.
- Hijmans, R.J., Phillips, S., Leathwick, J., Elith, J. 2017. dismo: Species Distribution Modeling. R package version 1.1-4.
- Hugall, A., Moritz, C., Moussalli, A., Stanisic, J. 2002. Reconciling paleodistribution models and comparative phylogeography in the Wet Tropics rainforest land snail *Gnarosophia bellendenkerensis* (Brazier 1875). *Proceedings of the National Academy of Sciences* 99: 6112-6117.
- Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology and Evolution* 15: 56-61.
- Karger, D.N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R.W., Kessler, M. 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data* 4: 170122.
- Kurpis, J., Serrato-Cruz, M.A., Arroyo, T.P.F. 2019. Modeling the effects of climate change on the distribution of *Tagetes lucida* Cav. (Asteraceae). *Global Ecology and Conservation* 20: e00747.
- Loarie, S.R., Duffy, P.B., Hamilton, H., Asner, G., Field, C.B., Ackerly, D.D. 2009. The velocity of climate change. *Nature* 462: 1052-1055.
- Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P., Pearson, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28(3): 385-393.
- Martínez-Méndez, N., Aguirre-Planter, E., Eguiarte, L.E., Jaramillo-Correa, J.P. 2016. Modelado de nicho ecológico de las especies del género *Abies* (Pinaceae) en México: Algunas implicaciones taxonómicas y para la conservación. *Botanical Sciences* 94: 5-24.
- Moss, R.H., Edmonds, J.A., Hibbard, K.A., Manning, M.R., Rose, S.K., van Vuuren, D.P., Carter, T.R., Emori, S., Kainuma, M., Kram, T., Meehl, G.A., Mitchell, J.F.B., Nakicenovic, N., Riahi, K., Smith, S.J., Stouffer, R.J., Thomson, A.M., Weyant, J.P., Wilbanks, T.J. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463(7282): 747-756.

- Nogués-Bravo, D., Araujo, M.B., Errea, M.P., Martínez-Rica, J.P. 2007. Exposure of global mountain systems to climate warming during the 21st Century. *Global environmental change* 17: 420-428.
- Olivares-Pinto, U., Barbosa, N.P., Fernandes, G.W. 2022. Global invasibility potential of the shrub *Baccharis druncunculifolia*. *Brazilian Journal of Botany* 45(3): 1081-1097.
- Osorio-Olvera, L., Lira-Noriega, A., Soberón, J., Peterson, A.T., Falconi, M., Contreras-Díaz, R.G., Martínez-Meyer, E., Barve, V., Barve, N. 2020. NTBOX: An R package with graphical user interface for modelling and evaluating multidimensional ecological niches. *Methods in Ecology and Evolution* 11: 1199-1206.
- Pebesma, E.J., Bivand, R.S. 2005. Classes and methods for spatial data in R. *R News* 5(2): 9-13.
- Pensado-Fernández, J.A., Sánchez-Velásquez, L.R., Pineda-López, M.R., Díaz-Fleischer, F. 2014. Plantaciones forestales vs regeneración natural *in situ*: El caso de los pinos y la rehabilitación en el Parque Nacional Cofre de Perote. *Botanical Sciences* 92(4): 617-622.
- Pedroso, H., Rocha-Filho, L., Lomônaco, C. 2010. Variación fenotípica de plantas del Cerrado (Sabana brasileña) frente a la heterogeneidad ambiental. *Ecosistemas* 19(1): 24-36.
- Pérez-García, N., Font, X., Ferré, A., Carreras, J. 2013. Drastic reduction in the potential habitats for alpine and subalpine vegetation in the Pyrenees due to twenty-first-century climate change. *Regional Environmental Change* 13(3): 1157-1169.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190(3-4): 231-259.
- Pineda-López, M.R., Ortega-Solis, R., Sánchez-Velásquez, L.R., Ortiz-Ceballos, G., Vázquez-Domínguez, G. 2013. Estructura poblacional de *Abies religiosa* (Kunth) Schldt. et Cham., en el ejido El Conejo del Parque Nacional Cofre de Perote, Veracruz, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 19(3): 375-385.
- Prada, J. 2015. Análisis metabólico de la especie *Baccharis latifolia* (Asteraceae) en la sabana de Bogotá. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Básicas, Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, Colombia. 95 pp.
- R Core Team. 2017. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R version 3.4. The R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Rennenberg, H., Loreto, F., Polle, A., Brilli, F., Fares, S., Beniwal, R.S., Gessler, A. 2006. Physiological responses of forest trees to heat and drought. *Plant Biology* 8: 556-571.
- Ruiz-Gómez, M.G. 2014. Determinación del origen botánico de propóleos producidos en la región de Jalisco, Veracruz. Tesis de Maestría en Química Bioorgánica. Unidad de Servicios de Apoyo en Resolución Analítica, Universidad Veracruzana. Veracruz, México. 164 pp.
- Ruiz-Gómez, M.G. 2021. Distribución potencial al cambio climático, fenología y efecto antifúngico de *Baccharis conferta* K. Tesis de Doctorado en Ciencias en Ecología y Biotecnología. Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana. Veracruz, México. 112 pp.
- Ruiz-Gómez, M.G., Cen-Pacheco, F.A., Pineda-López, M.R., Bravo-Ruiz, O., Alarcón-Gutiérrez, E., Sánchez-Velásquez, L.R. 2020. Bioprospección modulada por la fenología, el sexo y el gradiente altitudinal: el caso de *Baccharis conferta* sobre *Myrothecium roridum* y *Alternaria solani*. *Botanical Sciences* 98(3): 473-486.
- Sánchez-Velásquez, L.R., Domínguez-Hernández, D., Pineda-López, M.R., Lara-González, R. 2011. Does *Baccharis conferta* shrub act as a nurse plant to the *Abies religiosa* seedling? *The Open Forest Science Journal* 4: 67-70.
- SEINet Portal Network. 2024. <https://swbiodiversity.org/seinet/index.php>. Accessed: May 28, 2024.
- Taylor, K.E., Stouffer, R.J., Meehl, G.A. 2012. An Overview of CMIP5 and the Experiment Design. *Bulletin of the American Meteorological Society* 93(4): 485-498.
- Thomas, K.A., Guertin, P.P., Gass, L. 2012. Plant distributions in the southwestern United States; a scenario assessment of the modern-day and future distribution ranges of 166 species. U.S. Geological Survey, Virginia, USA. 83 pp.
- Tinoco-Rueda, J.A., Gómez-Díaz, J.D., Monterroso-Rivas, A.I. 2010. Efectos del cambio climático en la distribución potencial del maíz en el estado de Jalisco, México. *Terra Latinoamericana* 29: 161-168.
- Urbanek, S. 2019. rJava: Low-Level R to Java Interface. R package version 0.9-11.
- van Vuuren, D.P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G.C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S.J., Rose, S.K. 2011. The representative concentration pathways: an 830 overview. *Climatic Change* 109: 5-31.
- Wang, C.J., Wan, J.Z., Mu, X.Y., Zhang, Z.X. 2015. Management planning for endangered plant species in priority protected areas. *Biodiversity and Conservation* 24(10): 2383-2397.
- Weimann, C. 1996. Indigenous medicinal plants in Mexico: the example of the Nahua (Sierra de Zongolica). *Botanica Acta* 110: 62-72.
- Weimann, C., Göransson, U., Pongprayoon-Claeson, U., Claeson, P., Bohlin, L., Rimpler, H., Heinrich, M. 2002. Spasmolytic effects of *Baccharis conferta* and some of its constituents. *Journal of Pharmacy and Pharmacology* 54: 99-104.
- Yamazaki, D., Ikeshima, D., Tawatari, R., Yamaguchi, T., O'Loughlin, F., Neal, J.C., Sampson, C. C., Kanae S., Bates, P.D. 2017. A high accuracy map of global terrain elevations. *Geophysical Research Letters* 44: 5844-5853.
- You, J., Qin, X., Ranjitkar, S., Loughheed, S.C., Wang, M., Zhou, W., Wang, Y. 2018. Response to climate change of montane herbaceous plants in the genus *Rhodiola* predicted by ecological niche modelling. *Scientific reports* 8: 1-12.

Received: 30.08.2023

Accepted: 26.06.2024

Editor: Alfredo Saldaña