



ARTÍCULO

Modelado de la distribución potencial y efectos del cambio climático en *Porlieria chilensis* (guayacán) en la zona central de Chile.

Marcelo Hernández Nauto^{1*} 

¹ Corporación Nacional Forestal, Gerencia de Fiscalización Forestal y Evaluación Ambiental, Dpto. Evaluación Ambiental. Santiago, Chile. marcelo.hernandez@conaf.cl

*Autor para correspondencia

DOI: <https://doi.org/10.52904/0718-4646.2026.661>

Recibido: 31.03.2026; Aceptado: 13.05.2026.

RESUMEN

Este estudio modeló la distribución potencial actual y futura de *Porlieria chilensis* (guayacán), especie endémica y vulnerable, en las provincias de Chacabuco y Santiago, Chile. La distribución potencial se estimó mediante el algoritmo Maxent, utilizando 85 puntos de ocurrencia y 19 variables bioclimáticas de *WorldClim*. Se analizaron diversos escenarios de cambio climático para el horizonte 2021-2040 con el fin de identificar las variables determinantes y proyectar variaciones en la idoneidad del hábitat. Las proyecciones futuras, periodo 2021-2040, se basaron en cuatro Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP126, 245, 370 y 585) del modelo de circulación general ACCESS-CM2. La robustez de los modelos se validó mediante el Área Bajo la Curva (AUC), mientras que la contribución de las variables climáticas se determinó mediante la prueba de *Jackknife*. Todos los modelos exhibieron una capacidad predictiva con valores de AUC superiores a 0,80. Los resultados revelan que la especie posee un nicho térmico estrecho, limitado principalmente por la temperatura máxima del mes más cálido (Bio5), con un umbral crítico de 31 °C, y el rango diurno promedio (Bio2). Las proyecciones indican una degradación sistemática del hábitat; el escenario SSP370 resultó ser el más crítico, con un aumento del 7,25 % en áreas inadecuadas y una pérdida del 15 % en hábitats moderadamente aptos. La crisis climática amenaza la estabilidad del guayacán, promoviendo la fragmentación del hábitat en parches aislados. Es imperativo implementar estrategias de conservación adaptativa, incluyendo la identificación de refugios climáticos, corredores biológicos y programas de migración asistida para mitigar el riesgo de extinción local.

Palabras clave: *Porlieria chilensis*, modelos de distribución de especies, cambio climático, idoneidad de hábitat, Maxent.

SUMMARY

This study aimed to model the current and future potential distribution of *Porlieria chilensis* (Guayacán), an endemic and vulnerable species, within the provinces of Chacabuco and Santiago, Chile. The research sought to identify the most significant bioclimatic variables for its presence and assess the impact of different climate change scenarios on habitat suitability for the 2021–2040 periods. The maximum entropy algorithm (Maxent) was employed, utilizing 85 georeferenced presence records and 19 bioclimatic variables from *WorldClim*. Future modeling integrated four Shared Socioeconomic Pathways (SSP126, SSP245, SSP370, and SSP585) from the ACCESS-CM2 general circulation model. Model performance was evaluated using the Area Under the Curve (AUC), and variable contribution was determined through the Jackknife test. All models exhibited high predictive performance with AUC values exceeding 0.80. The species exhibits a narrow thermal niche, primarily constrained by the Max Temperature of Warmest Month (Bio5), with a critical threshold at 31 °C, and Mean Diurnal Range (Bio2). Future projections indicate systematic habitat degradation; the SSP370 scenario is the most severe, projecting a 7.25 % increase in unsuitable areas and a 15% loss of moderately suitable habitats. The climate crisis threatens the ecological stability of *P. chilensis*, driving habitat fragmentation into isolated patches. Urgent adaptive conservation strategies are required, including the identification of climatic refugia, the establishment of biological corridors, and the evaluation of assisted migration programs to mitigate the risk of local extinction.

Keywords: *Porlieria chilensis*, species distribution models, climate change, habitat suitability, Maxent.



INTRODUCCIÓN

El aumento de emisiones de gases de efecto invernadero, que conduce a eventos climáticos extremos más frecuentes e intensifica aún más el impacto del cambio climático en los ecosistemas, es producto del acelerado desarrollo social (IPCC, 2014; Guo *et al.*, 2024). Eventos climáticos como temperaturas extremadamente altas y las sequías, que generan estrés abiótico y biótico, pueden perjudicar el crecimiento vegetal y la salud de los bosques (Kumar *et al.*, 2021; Wei *et al.*, 2024). Los cambios de temperatura y precipitación traídos por el cambio climático modifican los procesos fisiológicos de las plantas, afectando el crecimiento, desarrollo, reproducción, estabilidad y distribución geográfica (Wei *et al.*, 2024). El cambio climático ha impactado profundamente la distribución natural de las especies, la biodiversidad y la sostenibilidad de los ecosistemas (Zhang *et al.* 2021; Guo *et al.*, 2024). El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) de las Naciones Unidas estima que, si la temperatura promedio de la Tierra aumenta entre 2 y 3 °C, alrededor del 20 al 30 % de toda la biodiversidad terrestre estará en alto riesgo de extinción para fines de siglo (IPCC, 2014). En el último siglo, la temperatura de la tierra y el océano mostró un calentamiento de aproximadamente 1,0 °C, que puede aumentar otros 1,4 °C a 5,0 °C para 2100, si no reducimos las emisiones de gases de efecto invernadero (IPCC, 2019; Lima *et al.*, 2022). Por lo tanto, los cambios en las condiciones ambientales podrían alterar los procesos y respuestas fisiológicas de las especies, los procesos metabólicos, la fenología y la dispersión de semillas. Las plantas pueden responder adaptándose a las nuevas condiciones, o modificando, o reduciendo su área de distribución geográfica (Wei *et al.*, 2024). Muchos estudios revelan que el cambio climático es una causa importante de pérdida de biodiversidad (Koç *et al.*, 2024; Hosseini *et al.*, 2024), fragmentación del hábitat y cambios en los patrones espaciales de las especies; puede aumentar el riesgo de extinción de las especies en peligro de extinción (Shen *et al.*, 2022; Guo *et al.*, 2024; Hayat *et al.*, 2024), cuando se altera la idoneidad del hábitat de las especies (Lima *et al.*, 2022), puede alterar el comportamiento de los organismos, las interacciones entre especies, la estructura y funcionamiento de los ecosistemas y la distribución de las especies en el paisaje (Arroyo *et al.*, 2019). También ha influido en el crecimiento y la supervivencia de las especies vegetales, especialmente de aquellas con un nicho ecológico estrecho (Wei *et al.*, 2024). Provoca alteraciones que pueden afectar funciones como la captura del carbono y la cantidad almacenada en el suelo, los ciclos de nutrientes, la productividad, la polinización y la resistencia a los patógenos, entre otras (Prober *et al.*, 2012). Además, con cambios en la distribución de las especies, el cambio climático puede producir la transformación de los ecosistemas, lo que genera una alta incertidumbre con respecto a la disponibilidad y calidad de los servicios ecosistémicos a nivel local y global (Arroyo *et al.*, 2019). En consecuencia, el cambio climático ha traído impactos de gran alcance en los patrones de distribución de las especies vegetales en las últimas décadas, constituyendo una causa primaria de su declive y pérdida (Wei *et al.*, 2024). El cambio climático continúa debido al aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la actualidad, y representa una amenaza para las plantas y afecta la estabilidad y función de los ecosistemas (Koç *et al.*, 2024).

Evaluar los impactos del cambio climático en el área de distribución y patrón espacial de especies amenazadas y en peligro de extinción es crucial para monitorear y restaurar poblaciones nativas en sus hábitats naturales. En la última década, el modelado de la distribución de especies se ha convertido en una herramienta analítica para la planificación de la conservación y la gestión de la biodiversidad (Wei *et al.*, 2024). Los modelos de distribución de especies (en adelante, MDE), también denominados modelos de nicho ecológico, son la herramienta metodológica más ampliamente utilizada para representar la distribución potencial de las especies a través del reconocimiento de las características específicas de cada una de estas (Elith & Leathwick, 2009; Benavides *et al.*, 2024; Guzmán-Santiago *et al.*, 2024; Guo *et al.*, 2024). Los MDE han mostrado la capacidad de reproducir la distribución potencial utilizando datos de ocurrencia de especies, en combinación con el uso de variables bioclimáticas correspondientes (Guisan & Zimmermann 2000; Wang *et al.*, 2024), para identificar sitios potencialmente adecuados para especies, tanto en rangos nativos como nuevos, y en diferentes escalas temporales (Franklin, 2013; Guisan *et al.*, 2013; Robinson *et al.*, 2017). Estos modelos, en conjunto con los de circulación general (MCG), pueden ser proyectados a futuro para entender los cambios en la distribución potencial de las especies (Jiménez-García & Peterson 2019; Guzmán-Santiago *et al.*, 2024; Wang *et al.*, 2024); para evaluar su vulnerabilidad al cambio climático y adaptación ecológica; para promover el mantenimiento de la biodiversidad (Atwater *et al.*, 2018; Guo *et al.*, 2024; Qasim *et al.*, 2024); para investigar los impactos del cambio climático en la distribución de las especies; y para evaluar la idoneidad del hábitat (Hosseini *et al.*, 2024). Ellos han

presentado una gran aplicación en el ámbito de la conservación, evolución y manejo de especies invasoras, entre otros (Mateo *et al.*, 2011; Moreno *et al.*, 2011; Zurell *et al.*, 2020).

Los MDE son en esencia representaciones cartográficas de especies o ecosistemas que contienen similares condiciones bióticas y abióticas en una zona geográfica que en la actualidad no está presente. Son, además, una relación estadística entre la categoría actual y las variables independientes usadas como indicadores, por ejemplo: topográficas, ecológicas, geológicas y/o climáticas de la zona de estudio. Sin embargo, poseen limitaciones espaciales y temporales, las que pueden variar año a año por acción antrópica o natural, por lo que dependerá de la toma de datos y el procesamiento para que los resultados sean lo más acertados a la realidad (Loyola, 2017).

Los algoritmos de modelado como BIOCLIM y GARP (Plasencia-Vázquez, 2022) o Maxent (Phillips *et al.*, 2017) han sido utilizados para evaluar el impacto en la distribución y permanencia de especies ante el cambio climático, a partir de variables climáticas y registros de presencia (Ledig *et al.*, 2010; Monterroso-Rivas *et al.*, 2013; Rodríguez-Ruiz *et al.*, 2024). El modelo de máxima entropía (Maxent) es un algoritmo especializado que se ha usado con frecuencia para predecir la idoneidad de hábitat actual y futura de especies de diversos grupos biológicos empleando registros de presencia-absencia (Phillips *et al.*, 2006; Martínez-Sifuentes *et al.*, 2020). El conocimiento de la idoneidad de hábitat de especies forestales permite distinguir los diferentes patrones ambientales que contribuyen a su establecimiento, lo que favorece la obtención de información importante en actividades de conservación y gestión de recursos genéticos (Hernández-Ruiz *et al.*, 2016).

Poutay y Plissock (2023) en su informe “Modelo de distribución de especies en Chile: proyecciones futuras bajo escenario de riesgo climático” concluyen que, la flora de la zona central de Chile, específicamente entre las regiones de Coquimbo y Maule, enfrentará una reducción significativa en los escenarios futuros. Además, agregan que en el futuro existiría la probabilidad de un recambio de las especies que conforman los ecosistemas actuales en las zonas de mayor cambio en la adecuación o idoneidad climática, aumentando además el riesgo de extinción de las especies. Este riesgo sería mucho mayor en especies que tienen menor rango de distribución y especialmente en aquellas cuyo rango se circunscribe a las zonas con mayor cambio futuro.

Porlieria chilensis (guayacán) es un arbusto o árbol pequeño siempreverde de hasta 6 m de altura, endémico de Chile y declarado oficialmente como Vulnerable, se desarrolla en este rango de riesgo climático. Crece entre la IV Región (provincia de Elqui, 29°27'S) y la VI Región (provincia de Colchagua, 34°15'S), desde el nivel del mar hasta los 1.300 m de altitud (Hechenleitner *et al.*, 2005). Al respecto, los objetivos del presente estudio son: 1) desarrollar modelos de distribución predictiva y mapear hábitat óptimo de *Porlieria chilensis*, bajo un escenario potencial actual y bajo escenario de cambio climático, en dos provincias de la Región Metropolitana; y 2) identificar las variables bioclimáticas más relevantes vinculadas a la presencia de esta especie vulnerable.

MATERIAL Y MÉTODO

Área de Estudio

El área de estudio comprende las provincias colindantes de Chacabuco (33°08'00" S y 70°46'00" O) y Santiago (33°25'00" S; 70°33'00" O), ambas situadas en la Región Metropolitana de Chile (Figura 1). La provincia de Chacabuco se ubica al norte de la región y está integrada por tres comunas, mientras que la provincia de Santiago alberga 32 comunas. El tipo forestal predominante en ambas unidades administrativas es el esclerófilo (Donoso, 1981). No obstante, la provincia de Chacabuco se destaca por poseer una superficie de este tipo forestal que triplica a la de Santiago y por registrar la presencia exclusiva de los tipos forestales palma chilena y roble-hualo (CONAF, 2024). Bajo la clasificación de la *Sinopsis Bioclimática y Vegetacional de Chile* (Luebert & Plissock, 2017), el área de estudio se circunscribe al piso vegetacional del matorral arborescente esclerófilo mediterráneo interior de *Quillaja saponaria* y *Porlieria chilensis*, ecosistema donde esta última especie alcanza su máxima relevancia fisionómica. El régimen climático predominante es el mediterráneo, caracterizado por un periodo seco prolongado.

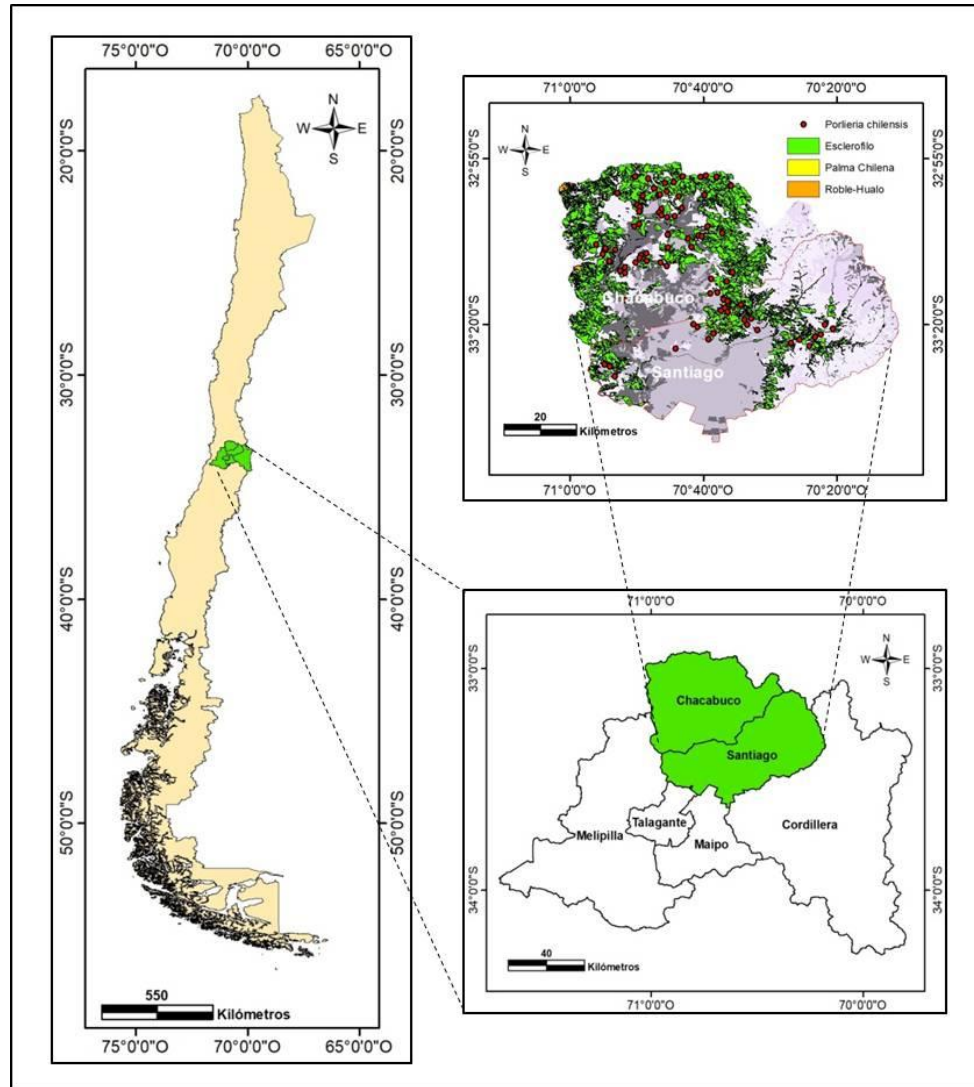


Figura 1. Área de estudio y registro de presencia de *Porlieria chilensis* en las provincias de Chacabuco y Santiago de la región Metropolitana de Chile.

Registros Geográficos de Presencia de *Porlieria chilensis*.

Para desarrollar los modelos, se seleccionó un conjunto de 85 registros geográficos de *Porlieria chilensis*, ubicados en áreas clasificadas como bosque y pradera-matorral, de acuerdo con la cartografía actualizada del *Informe Técnico de los Recursos Vegetacionales de la Región Metropolitana* (CONAF, 2024). Con el fin de reducir el sesgo espacial en la modelación, se aplicó un criterio de distanciamiento mínimo de un kilómetro entre cada registro. La selección final se obtuvo a partir de una base de datos compuesta por 1.500 registros de presencia en las provincias de Santiago y Chacabuco, construida mediante información técnica de proyectos evaluados por el Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) y expedientes sectoriales ingresados a la Corporación Nacional Forestal (CONAF), bajo las solicitudes de excepcionalidad establecidas en el artículo 19 de la Ley N° 20.283 sobre Recuperación del Bosque Nativo y Fomento Forestal.

Variables Bioclimáticas Actuales y Futuras.

Se descargaron 19 capas actuales y futuras de variables bioclimáticas (**Cuadro 1**) del portal *WorldClim* versión 2.1¹, que ofrece datos climáticos máximos, mínimos y medias para valores de temperatura y precipitación para el periodo actual (1970-2000) (Fick y Hijmans, 2017), con una resolución espacial de 30 segundos (1 km²) para modelar la distribución potencial actual de *Porlieria chilensis*.

Para la modelación climática futura, se eligió el periodo de tiempo 2021-2040, bajo el escenario de cuatro Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (*Shared Socioeconomic Pathways*) (SSP): SSP126, SSP245, SSP370 y SSP585, que representan la sostenibilidad, el equilibrio, la rivalidad regional y las vías de desarrollo basadas en combustibles fósiles, respectivamente (Fan *et al.*, 2020; Mao *et al.*, 2024). Estas trayectorias describen futuros alternativos de desarrollo socioeconómico y representan, a partir de una narrativa y de variables cuantitativas, cómo podría evolucionar el mundo en las décadas siguientes, y qué desafíos suponen esos cambios para la mitigación y la adaptación (Escoto *et al.*, 2017; Ruiz-García *et al.*, 2022). Se derivaron las proyecciones climáticas futuras para el modelo de circulación general (MCG) ACCESS-CM2, con una resolución de 30 segundos, modelo correspondiente al conjunto de datos de la Fase 6 del Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados (CMIP6). Los datos del CMIP6 constituyen los datos más actualizados y disponibles sobre modelos climáticos globales (Torres-Guasca, 2023).

Cuadro 1. Variables bioclimáticas de datos actuales y futuros descargados de *WorldClim*, para la modelación de la distribución potencial de *Porlieria chilensis*.

Variable	Descripción
Bio1	Temperatura media anual
Bio2	Rango medio diurno (Media de la (max temp - min temp) mensual)
Bio3	Isotermicidad (BIO2/BIO7) (x 100)
Bio4	Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar x 100)
Bio5	Temperatura máxima del mes más cálido
Bio6	Temperatura mínima del mes más frío
Bio7	Rango anual de temperaturas (BIO5-BIO6)
Bio8	Temperatura media del trimestre más húmedo
Bio9	Temperatura media del trimestre más seco
Bio10	Temperatura media del trimestre más cálido
Bio11	Temperatura media del trimestre más frío
Bio12	Precipitación anual
Bio13	Precipitación del mes más húmedo
Bio14	Precipitación del mes más seco
Bio15	Estacionalidad de la precipitación
Bio16	Precipitación del trimestre más húmedo
Bio17	Precipitación del trimestre más seco
Bio18	Precipitación del trimestre más cálido
Bio19	Precipitación del trimestre más frío

Selección de Variables Bioclimáticas.

Se extrajo la información climática de las 19 variables (**Cuadro 1**), correspondiente a los 85 puntos de presencia de *Porlieria chilensis*, considerando tanto el escenario actual como los proyectados. Dado que la correlación entre variables puede comprometer la uniformidad espacial y la capacidad predictiva de los modelos de distribución de especies (Gonçalves *et al.*, 2024), se evaluó la colinealidad mediante el coeficiente de correlación de Pearson (r) (Guzmán-Santiago *et al.*, 2024; Hayat *et al.*, 2024; Hosseini *et al.*, 2024).

¹ <https://www.worldclim.org/data/index.html>

Para mitigar los efectos de la multicolinealidad, se excluyó a aquellas variables con una correlación superior a 0,7 (Martínez-Sifuentes *et al.*, 2020; Merow *et al.*, 2013). Posteriormente, el conjunto inicial de 19 variables se integró en una construcción preliminar del modelo Maxent para determinar su importancia mediante la prueba de *Jackknife*. Esta prueba permitió identificar la contribución relativa de cada predictor y definir los requerimientos ambientales críticos para la subsistencia de la especie en las provincias de Chacabuco y Santiago (Ávila *et al.*, 2024). Finalmente, los modelos definitivos se construyeron utilizando únicamente las variables no correlacionadas que presentaron el mayor aporte al desempeño del modelo (Ávila *et al.*, 2024; Shi *et al.*, 2021; Tarnian *et al.*, 2021).

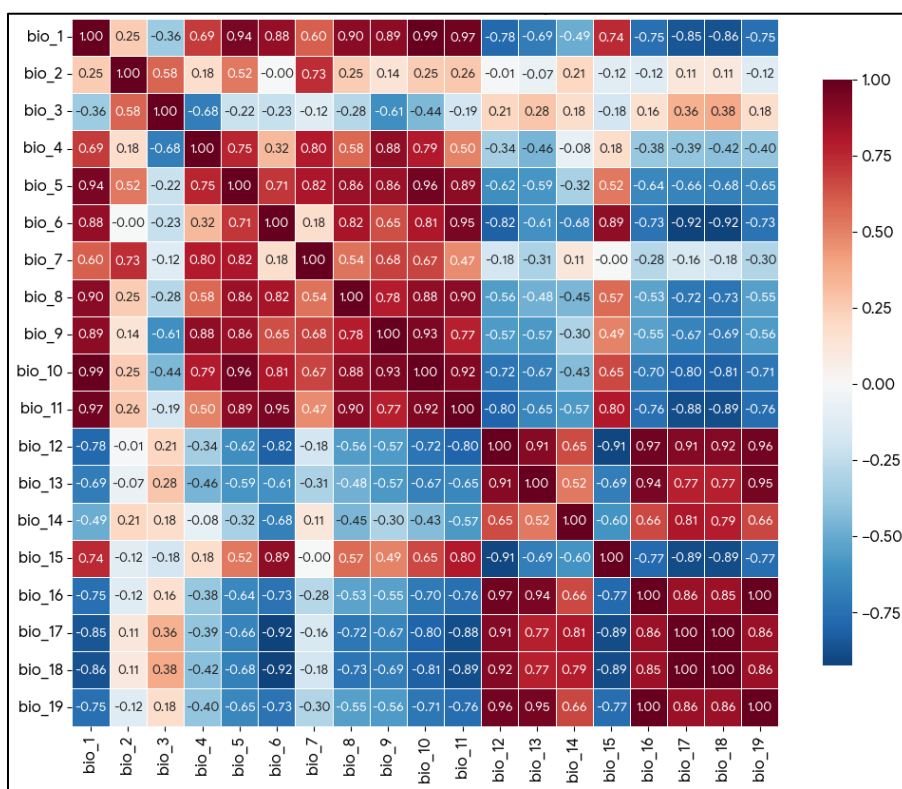


Figura 2. Matriz de correlación de Pearson (r) de las 19 variables predictoras. Las correlaciones negativas se muestran en color azul, las positivas se muestran en rojo. La intensidad del color representa la magnitud de los coeficientes de correlación.

Modelación de la Distribución Potencial Actual y Futura

Se desarrollaron modelos de distribución potencial para determinar la idoneidad del hábitat de *Porlieria chilensis*. Estos modelos se construyeron utilizando observaciones de terreno y variables bioclimáticas como predictores de áreas geográficas adecuadas (Alverdi, 2020). Se empleó el software Maxent versión 3.4.4, basado en el principio de máxima entropía, para estimar la distribución potencial actual y futura de la especie. Este algoritmo fue seleccionado por su alta precisión en predicciones geográficas utilizando exclusivamente registros de presencia y por su robustez en el procesamiento de muestras pequeñas (Elith *et al.*, 2006; Bambach *et al.*, 2013; García *et al.*, 2013; Marcer *et al.*, 2013; Brouwer, 2020; Martínez-Sifuentes *et al.*, 2020) (West *et al.*, 2016).

Para la ejecución de los modelos, las variables bioclimáticas se integraron con los registros de presencia, los cuales se dividieron aleatoriamente en un 75 % para entrenamiento y un 25 % para validación. Se aplicaron los parámetros predeterminados del programa, incluyendo una regularización múltiple de 1, un máximo de 10,000 puntos de fondo, 500 iteraciones, un umbral de convergencia de 0,00001 y una

prevalencia por defecto de 0,5. El tipo de ejecución de réplicas se configuró mediante validación cruzada y la salida del modelo fue de tipo logística. Para el modelo actual, se utilizaron las variables Bio5, Bio8, Bio12, Bio13 y Bio17. Los predictores para los escenarios de cambio climático se detallan en el **Cuadro 2**.

Cuadro 2. Variables bioclimáticas seleccionadas bajo escenario de cambio climático de cuatro trayectorias socioeconómicas compartidas (SSP) durante el periodo 2021-2040.

Trayectoria socioeconómica compartida (SSP)	Variable
SSP126	Bio2, Bio5, Bio7, Bio9, Bio11, Bio12 y Bio13
SSP245	Bio2, Bio8, Bio9, Bio12 y Bio13
SPP370	Bio2, Bio7, Bio9, Bio11 Bio14, Bio15 y Bio19
SSP585	Bio1, Bio2, Bio9, Bio12 Bio13, Bio17 y Bio19

Evaluación de los Modelos

Para validar el desempeño de las predicciones actuales y futuras, se utilizó el estadístico Área Bajo la Curva (AUC), derivado del análisis de la Curva Característica Operativa del Receptor (ROC) (Phillips *et al.*, 2006; Martínez-Sifuentes *et al.*, 2020; Medina *et al.*, 2021; Ávila *et al.*, 2024). El AUC proporciona una métrica entre 0 y 1 para medir la capacidad predictiva del modelo: valores inferiores a 0,5 sugieren un rendimiento similar al azar; entre 0,7 y 0,9 indican un desempeño bueno, mientras que valores superiores a 0,9 califican el modelo como excelente (Mateo *et al.*, 2011; Damaneh *et al.*, 2022; Osorto, 2022; Ávila *et al.*, 2024; Hayat *et al.*, 2024). Un AUC más elevado refleja una mayor probabilidad de que el modelo asigne correctamente valores de idoneidad superiores a sitios de presencia real frente a puntos aleatorios.

Complementariamente, se aplicó la prueba de *Jackknife* no solo para cuantificar la contribución individual y relativa de las variables ambientales en la generación de los modelos, sino también para identificar aquellos que poseen información única y no redundante (Phillips *et al.*, 2006). Esta prueba permite evaluar la relevancia de los predictores mediante tres indicadores gráficos clave: la barra azul cuantifica la capacidad predictiva de una variable al actuar de forma aislada, la barra turquesa señala la pérdida de ganancia al omitirla (donde una menor longitud revela información esencial e irremplazable) y la barra roja determina la ganancia total del modelo al integrar todas las variables.

Modelos de Distribución Potencial Actual y Bajo Escenario de Cambio Climático

Los mapas de idoneidad de hábitat se generaron mediante el modelo logístico de Maxent, el cual produce una cuadrícula de salida que facilita su integración y análisis en sistemas de información geográfica (Phillips y Dudík, 2008; Quesada-Quiroz *et al.*, 2016). El resultado constituye una función exponencial que describe la probabilidad de distribución sobre la región de estudio, coincidiendo con el nicho fundamental de la especie. Esta probabilidad se expresa en una escala de 0 a 1, donde los valores cercanos a 0 indican áreas no idóneas y los cercanos a 1 representan una alta probabilidad de ocurrencia o áreas idóneas o adecuadas para la especie (Fuentes *et al.*, 2019; Vaca *et al.*, 2021; Torres-Guasca, 2023; Ávila *et al.*, 2024).

Los archivos en formato ASCII generados por el algoritmo fueron procesados en ArcGIS v. 10.2.2. v. 10.2 (ESRI, 2014). Para la edición y generación de modelos binarios (presencia-ausencia), se empleó el umbral de presencia *Maximum training sensitivity plus specificity*. La aplicación de este umbral permite una distinción estadística clara entre las zonas adecuadas y no adecuadas para la especie. Finalmente, los mapas resultantes fueron reclasificados en cuatro niveles (**Cuadro 3**).

Cuadro 3. Niveles de área de hábitat adecuado para *Porlieria chilensis*.

Valor	Significado
0,00 – 0,25	Hábitat inadecuado
0,25 – 0,50	Hábitat poco adecuado
0,50 – 0,75	Hábitat moderadamente adecuado
0,75 – 1,00	Hábitat muy adecuado

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación del Rendimiento del Modelo de Distribución Potencial Actual y Modelos Futuros

Con el fin de validar la suficiencia de los datos de presencia de *Porlieria chilensis* y corroborar la robustez estadística de las modelaciones, se evaluó la capacidad predictiva mediante el análisis del Área Bajo la Curva (AUC) de las Características Operativas del Receptor (ROC). El modelo de distribución potencial actual presentó un ajuste óptimo a los datos de entrada, como se observa en la **Figura 3**.

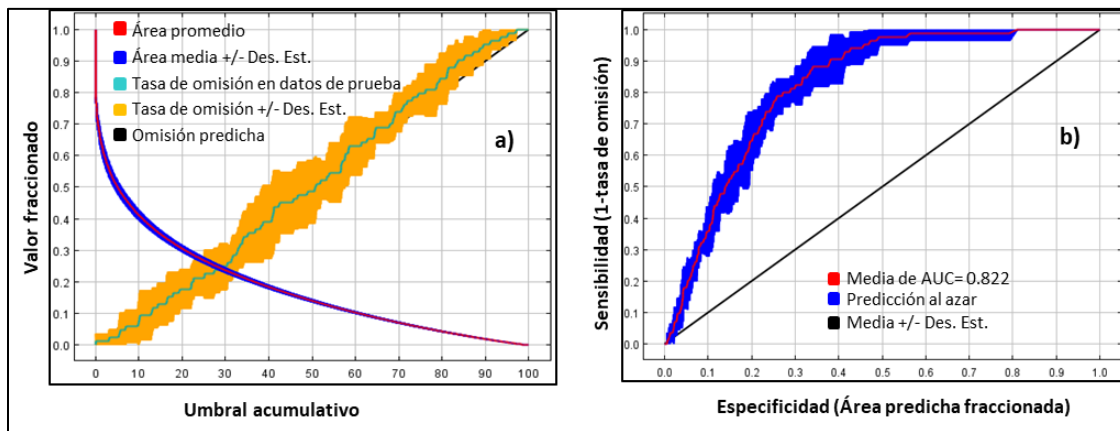


Figura 3. Tasa de omisión y área predicha (a) y curva ROC (*Receiver operating characteristic*) y valor UAC (área bajo la curva) (b) para el modelo de distribución potencial actual, generado por Maxent para *Porlieria chilensis*.

En la **Figura 3a**, la línea turquesa representa la variación de la tasa de omisión en los datos de prueba, la cual indica el porcentaje de registros de presencia real que el modelo no logró predecir. La estrecha correspondencia entre la omisión observada (línea turquesa) y la omisión predicha (línea negra) confirma que el modelo es consistente con la predicción teórica y no subestima el hábitat de *P. chilensis*. Asimismo, el rápido descenso de la línea roja (área predicha) sugiere que el algoritmo discrimina eficazmente áreas específicas de idoneidad en lugar de generalizar la distribución en todo el territorio.

De acuerdo con la **Figura 3b**, el modelo actual alcanzó un AUC promedio de 0,822 ($\pm 0,026$), lo que califica su desempeño como alto. Este valor implica una probabilidad del 82,2 % de que el modelo asigne una mayor idoneidad a un punto de presencia real que a uno generado aleatoriamente (Tesfamariam *et al.*, 2022). En este contexto, la sensibilidad representa la proporción de localidades de prueba correctamente predichas, mientras que el área predicha fraccional (1 - especificidad) indica la proporción de píxeles con condiciones adecuadas para la especie (Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2017; Tesfamariam *et al.*, 2022). Estos resultados coinciden con los estándares de desempeño reportados en la literatura especializada (Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2017; Damaneh *et al.*, 2022; Osorto, 2022; Tesfamariam *et al.*, 2022; Ávila *et al.*, 2024; Hayat *et al.*, 2024).

Respecto a las proyecciones para el periodo 2021-2040 (**Figura 4**), todos los escenarios futuros exhibieron una buena capacidad predictiva, con valores de AUC superiores a 0,80: a) SSP126 ($0,808 \pm 0,024$), b) SSP245 ($0,809 \pm 0,060$), c) SSP370 ($0,816 \pm 0,039$) y d) SSP585 ($0,822 \pm 0,032$). La baja desviación estándar observada en estas réplicas confirma la estabilidad de los modelos, asegurando que los resultados son consistentes frente a variaciones en la ejecución del algoritmo.

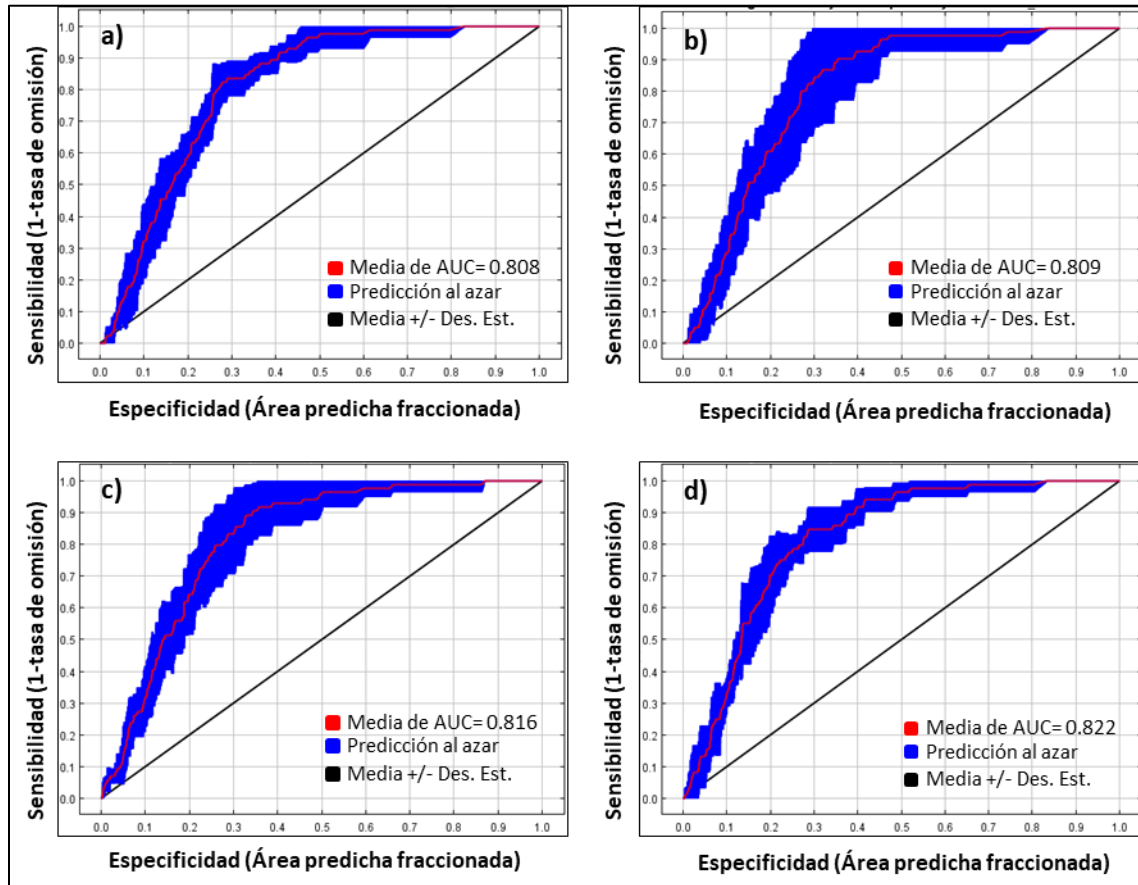


Figura 4. Curvas ROC (*Receiver Operating Characteristic*) para los modelos futuros, período 2021-2040, generados por Maxent para *Porlieria chilensis*: a) Modelo SSP126; b) Modelo SSP245; c) Modelo SPP370 y d) Modelo SSP585.

Análisis de las Principales Variables Bioclimáticas Predictivas que Determinan la Distribución de *Porlieria chilensis*.

El software Maxent cuantifica la importancia de los predictores ambientales mediante su contribución porcentual, un indicador que determina el peso relativo de cada variable en la configuración del modelo. En el **Cuadro 4** se detallan estos porcentajes junto con la importancia de permutación para las condiciones actuales y los cuatro escenarios futuros proyectados para el periodo 2021-2040.

En el modelo de distribución potencial actual, las variables con mayor influencia sobre la ocurrencia de *P. chilensis* son la temperatura máxima del mes más cálido (Bio5), con una contribución del 48,5 %, seguida de la temperatura media del trimestre más húmedo (Bio8), aportando un 23,1 % y la precipitación del trimestre más seco (Bio17), con un 17,9 %. Estas tres variables explican en conjunto el 89,5 % del modelo. Es relevante destacar que, aunque Bio5 lidera la contribución, Bio8 presenta la mayor importancia de permutación (40,9 %) y la mayor ganancia individual en la prueba de *Jackknife* (**Figura 5a**). Esto implica

que el éxito predictivo del modelo depende críticamente de Bio8; su eliminación reduciría el rendimiento en un 49,9 %. La relevancia de Bio5 y Bio8 sugiere que el guayacán está limitado por umbrales térmicos, vinculados a su resistencia al calor extremo estival y su metabolismo durante el periodo de mayor disponibilidad hídrica (trimestre más húmedo).

Bio17 aporta información única e insustituible (**Figura 5a**, barra turquesa más corta) sobre la supervivencia de guayacán, que las temperaturas no pueden explicar. El modelo se ve muy afectado al eliminar Bio17, variable que actúa como un factor crítico que refleja la capacidad de la especie para sobrevivir a la sequía prolongada, característica propia del clima mediterráneo y semiárido de Chile ([Santibáñez et al., 2013](#), [Luebert & Plischoff, 2017](#)). Los bajos aportes de la precipitación anual (Bio12, 4,7 %) frente a la estacionalidad (Bio13, 5,7 %) sugieren que para esta especie es más relevante la distribución temporal de la precipitación que el total acumulado.

Cuadro 4. Contribución porcentual e importancia de permutación de las variables bioclimáticas en la predicción de los modelos de distribución potencial actual y futuros, en un escenario de cambio climático para *Porlieria chilensis*.

Variable	(Contribución porcentual %; Importancia de Permutación %)				
	Actual	SSP126	SSP245	SSP370	SSP585
Bio1	-	-	-	-	(27,2; 39,2)
Bio2	-	(39,4; 7,6)	(50,3; 16,3)	(39,2; 25,4)	(34,7; 4,9)
Bio5	(48,5; 15,2)	(3,9; 10,5)	-	-	-
Bio7	-	(12,8; 5,5)	-	(8,7; 0,0)	-
Bio8	(23,1, 40,9)	-	(20,8; 14,3)	-	-
Bio9	-	(15,4; 47,6)	(19,9; 23,8)	(11,0; 9,5)	(11,9; 15,2)
Bio11	-	(19,5; 1,0)	-	(14,9; 26,6)	-
Bio12	(4,7; 13,8)	(7,5; 19,1)	(6,9; 25,9)	-	(0,9; 5,5)
Bio13	(5,7; 3,2)	(1,5; 8,6)	(2,2; 19,7)	-	(3,0; 9,6)
Bio14	-	-	-	(8,0; 21,0)	-
Bio15	-	-	-	(3,5; 5,2)	-
Bio17	(17,9; 3,2)	-	-	-	(5,6; 15,2)
Bio19	-	-	-	(14,7; 12,3)	(16,7; 10,4)

En los escenarios futuros (SSP245, SSP370 y SSP585), la importancia de las variables se desplaza hacia la oscilación térmica. El rango medio diurno (Bio2) se convierte en la variable predictora dominante. Este cambio indica una alta sensibilidad de *P. chilensis* a las fluctuaciones térmicas diarias típicas de los valles interiores.

Para el escenario SSP126, las variables Bio2 (39,4 %) y Bio11 (19,5 %) lideran la contribución. Sin embargo, la temperatura media del trimestre más seco (Bio9) posee la mayor importancia de permutación (47,6 %), aportando información única que no puede ser reemplazada por otros predictores; lo que indica que, si se elimina el efecto de la temperatura del trimestre más seco, el modelo pierde mucha precisión (**Cuadro 4**). El rango diurno promedio (Bio2) (**Figura 5b**) destaca por ofrecer la mayor ganancia aislada. Sin embargo, la temperatura media del trimestre más seco (Bio9) posee la mayor importancia de permutación y contiene información estructural única que, de ser eliminada, reduce significativamente la capacidad predictiva del modelo (**Figura 5b**). Esta información sugiere que la distribución de *Porlieria chilensis* está fuertemente determinada por la oscilación diaria (Bio2) y las condiciones térmicas durante el periodo de mayor aridez (Bio9), lo que resulta coherente con su ecología como especie adaptada a ambientes mediterráneos y semiáridos de Chile Central ([Santibáñez et al., 2013](#)).

En el escenario SSP245, Bio2 domina con un 50,3 % de contribución, lo que refleja que la especie está fuertemente vinculada a climas con oscilaciones térmicas diarias específicas, típicas de las zonas mediterráneas y semiáridas de Chile ([Santibáñez et al., 2013](#)). No obstante, la precipitación anual (Bio12) registra la mayor importancia de permutación (25,9 %), evidenciando que el modelo es extremadamente sensible a cambios en los regímenes de lluvia a largo plazo, lo que sugiere que el modelo es

extremadamente sensible a los cambios de lluvia anual. Si el régimen de lluvias cambia (por ejemplo, cambio climático), el área de distribución de *P. chilensis* se verá severamente alterada. Nuevamente, Bio2 se posiciona como el predictor más potente de forma aislada (**Figura 5c**). En este escenario, la omisión de Bio9 (barra turquesa más corta) y de la precipitación anual (Bio12) reduce la ganancia del modelo, lo que sugiere que ambos factores contienen información hidrotérmica esencial para la persistencia de la especie.

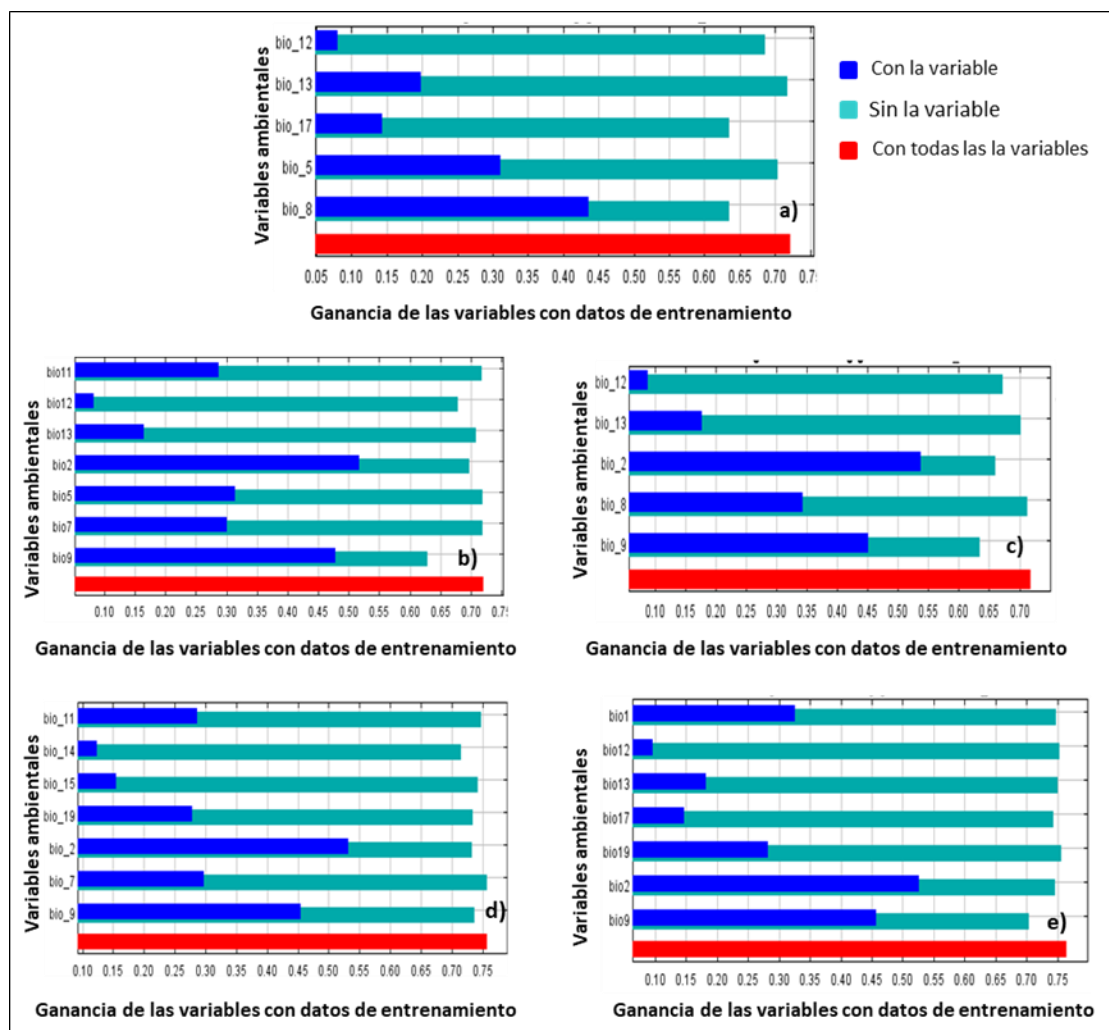


Figura 5. Análisis de la prueba de *Jackknife* de la contribución de cada variable a la ganancia de entrenamiento regularizada para *Porlieria chilensis*: **a)** Modelo de distribución potencial actual; **b)** Modelo SSP126; **c)** Modelo SSP245; **d)** Modelo SPP370 y **e)** Modelo SSP585. Las barras color azul oscuro indican la ganancia obtenida al usar cada variable de forma aislada; las barras turquesa indican la ganancia obtenida al eliminar la variable individual del modelo completo; las barras rojas indica la ganancia obtenida al usar todas las variables.

Bajo el escenario SSP370, Bio2 mantiene su relevancia (39,2 %), pero la temperatura media del trimestre más frío (Bio11) presenta la mayor importancia de permutación (26,6 %) (**Cuadro 4**). Bio2 continúa siendo la variable con mayor información útil por sí sola (**Figura 5d**). No obstante, la precipitación del mes más seco (Bio14) es el factor que más disminuye la ganancia al ser omitido, y tiene la mayor cantidad de información que no está presente en las otras variables, aportando matices únicos sobre el estrés hídrico que no están presentes en el resto de los predictores. Bio2 es el factor determinante; la especie responde fuertemente a la oscilación de temperatura; Bio9 viene a ser el factor crítico, al definir la supervivencia del

periodo de mayor estrés; y Bio11, factor secundario, relevante para definir límites por heladas o frío. El modelo de *Porlieria chilensis* está dominado principalmente por variables de temperatura (especialmente la oscilación térmica diaria y las temperaturas en periodos secos). Esto sugiere que la especie es muy sensible a los extremos térmicos del clima mediterráneo chileno (Santibáñez *et al.*, 2013; Luebert y Plissock, 2017).

En el escenario extremo SSP585, Bio2 (34,7 %) y Bio1 (27,2 %) son los principales contribuyentes y las que más ayudan a definir la ganancia inicial (**Cuadro 4**). La temperatura media anual (Bio1) adquiere la mayor importancia de permutación (39,2 %), sugiriendo que, bajo un desarrollo basado en combustibles fósiles, los límites térmicos globales condicionarán drásticamente la persistencia de la especie. Bio9 y Bio17 presentan una importancia de permutación idéntica (15,2 %), lo que sugiere que las condiciones extremas del trimestre más seco (tanto térmicas como hídricas) son determinantes para mantener la integridad del modelo (**Cuadro 4**). La importancia de las variables del trimestre más seco (Bio9 y Bio17) confirma que la especie está fuertemente limitada por el estrés hídrico y térmico estival, un rasgo característico del bosque y matorral esclerófilo.

En el escenario de mayores emisiones, Bio2 (rango medio diario) se mantiene como el predictor individual más fuerte (**Figura 5e**) y que contiene la información más útil, por sí solo, para identificar el nicho ecológico de la especie; es la variable más potente de forma individual para predecir la presencia de *P. chilensis*. Sin embargo, la variable que más disminuye la ganancia y el AUC cuando se omite es Bio9 (temperatura media del trimestre más seco), ella emerge como la limitante crítica del modelo, poseyendo información crucial e irremplazable sobre la supervivencia de la especie ante el estrés térmico e hídrico estival.

En conjunto, estos resultados confirman que *P. chilensis* está adaptada a regímenes con marcadas oscilaciones térmicas, entre el día y la noche, y que su distribución está condicionada por factores críticos de estrés durante los periodos más secos del año, típicos de las zonas semiáridas, valles de interiores y zonas mediterráneas de Chile (Santibáñez *et al.*, 2013).

El análisis de las curvas de respuesta (**Figura 6**) permite profundizar en la caracterización del nicho ecológico de *Porlieria chilensis*, identificando los umbrales fisiológicos y climáticos que limitan su idoneidad de hábitat bajo condiciones actuales y escenarios futuros (Mao *et al.*, 2024). La **Figura 6** sistematiza la respuesta de la especie ante los factores climáticos determinantes, empleando una escala logística de idoneidad desde condiciones marginales (0) hasta óptimas (1). La robustez del modelamiento se evidencia mediante el promedio de las réplicas y su respectiva desviación estándar, reflejando la dinámica de las áreas potencialmente adecuadas frente al cambio climático.

El modelo actual revela una especialización térmica marcada, particularmente en relación con los extremos estacionales de verano e invierno. La idoneidad aumenta exponencialmente con la temperatura máxima del mes más cálido (Bio5), alcanzando su pico óptimo a los 30 °C. No obstante, existe un umbral crítico de tolerancia muy estricto: a partir de los 31 °C, la probabilidad de presencia cae drásticamente hacia la nulidad, lo que sugiere un alto riesgo fisiológico ante eventos de calor extremo (**Figura 6a**). Respecto al periodo invernal, la especie requiere temperaturas moderadas durante el trimestre más húmedo (Bio8) para su establecimiento. La idoneidad es máxima entre los 9 °C y 10 °C, volviéndose nula en condiciones de congelación (0 °C), lo que posiciona al frío excesivo como un factor restrictivo clave (**Figura 6b**).

Un patrón consistente en todos los escenarios futuros (SSP126, 245, 370 y 585) es la fuerte dependencia de la especie respecto al rango diario de temperatura (Bio2). La idoneidad máxima se concentra en el intervalo de 14 °C a 15,5 °C de oscilación térmica diaria. Existe una correlación positiva donde, a mayor diferencia térmica entre el día y la noche, mayor es la probabilidad de ocurrencia, lo que ratifica la adaptación evolutiva de *P. chilensis* a los ecosistemas mediterráneos y semiáridos de interior de Chile central (Santibáñez *et al.*, 2013).

Bajo los escenarios SSP126 y SSP370, la respuesta a la temperatura del trimestre más frío (Bio11) muestra una preferencia por inviernos templados, con un óptimo cercano a los 10 °C (**Figuras 6d y 6h**). No obstante, el modelo SSP370 revela una meseta, de baja probabilidad constante, que se extiende hasta los -13 °C,

sugiriendo que *P. chilensis* posee mecanismos fisiológicos para tolerar eventos de heladas severas, aunque estos no representen condiciones óptimas para su desarrollo.

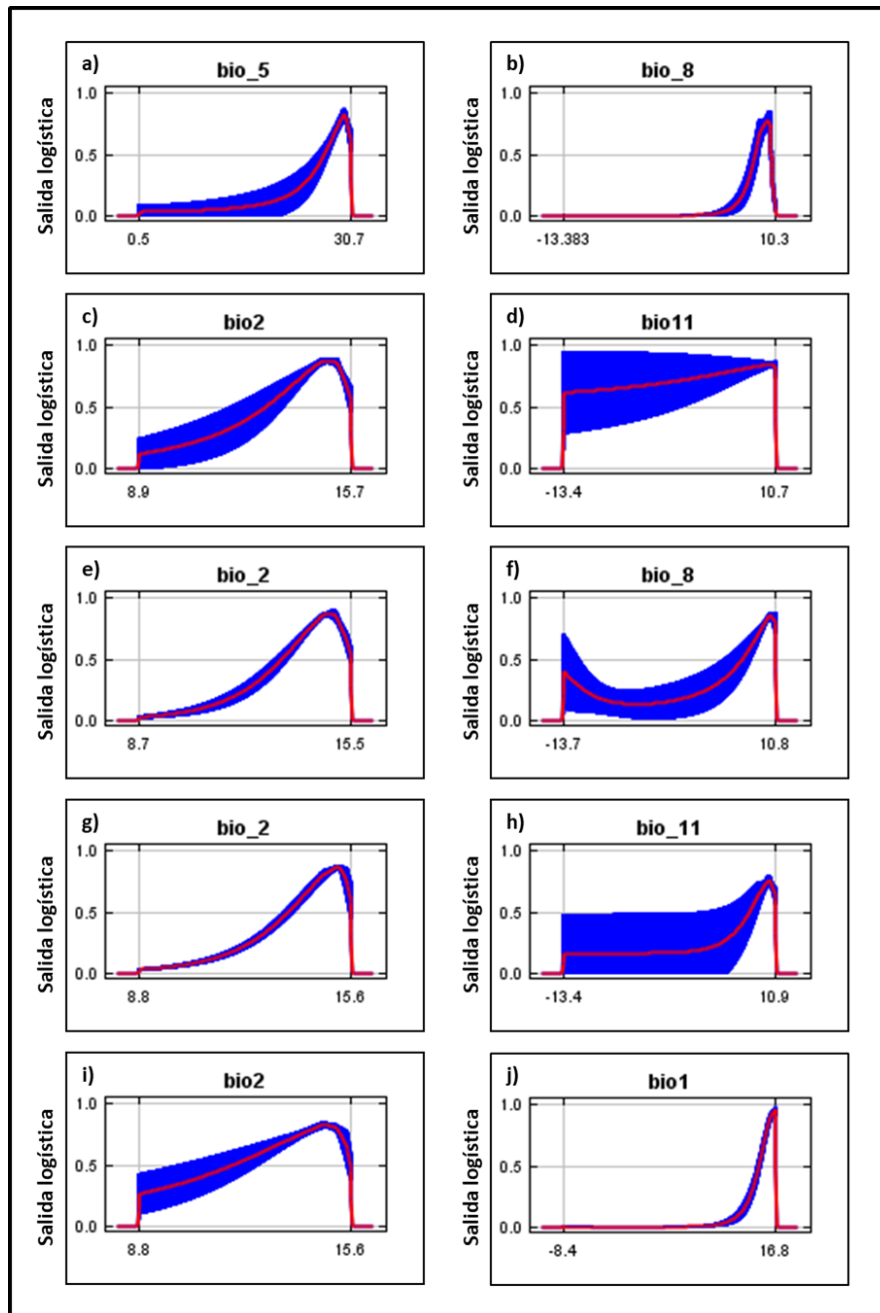


Figura 6. Curvas de respuestas individuales de los principales predictores ambientales de cada modelo: distribución potencial actual (a, b); SSP126 (c, d); SSP245 (e, f); SSP370 (g, h); SSP585 (i, j).

Bajo el escenario de desarrollo basado en combustibles fósiles (SSP585), la especie exhibe una especialización térmica restrictiva. Respecto al rango diurno promedio (Bio2), la mayor idoneidad de hábitat se observa entre los 14 °C y 15 °C (**Figura 6i**); la correlación positiva entre la probabilidad de ocurrencia y la amplitud térmica sugiere una adaptación preferencial a entornos con marcadas oscilaciones térmicas,

típicas de los ecosistemas mediterráneos y semiáridos de Chile (Santibáñez *et al.*, 2013). En cuanto a la temperatura media anual (Bio1), la probabilidad de presencia es nula por debajo de los 10 °C y presenta un incremento exponencial a partir de los 12 °C, alcanzando un óptimo cercano a 1.0 en los 17 °C (Figura 6j). La caída abrupta de la idoneidad inmediatamente después de dicho máximo, evidencia un nicho térmico estrecho y una baja resiliencia ante el incremento de las temperaturas medias por sobre este límite. En síntesis, el modelo predice que la persistencia de *P. chilensis* está condicionada a regímenes de alta oscilación térmica y temperaturas medias moderadas, quedando excluida de ambientes con frío persistente o calor extremo.

Los resultados del modelamiento concuerdan con la descripción fitogeográfica de la especie. *Porlieria chilensis* es un componente estructural del piso vegetacional correspondiente al matorral arborescente esclerófilo mediterráneo interior de *Quillaja saponaria* y *P. chilensis* (Luebert & Plischoff, 2017), integrando lo que Donoso (1981) define como el tipo forestal esclerófilo. Su distribución se restringe a zonas bajo la influencia de un clima mediterráneo, caracterizado por un régimen térmico de veranos calurosos con temperaturas máximas que superan frecuentemente los 30 °C e inviernos moderados con heladas ocasionales en los fondos de valle (Luebert & Plischoff, 2017).

De acuerdo con Santibáñez *et al.* (2013), la zona de estudio se sitúa bajo un régimen semiárido. En este entorno, la aridez se manifiesta a través de una prolongada estación estival seca y una fuerte concentración de precipitaciones en los meses de invierno (junio-agosto), con valores que oscilan entre los 250 y 450 mm anuales. No obstante, la extrema variabilidad interanual de las lluvias y la diferencia en los periodos de receso vegetativo entre la costa y el interior (1 a 3 meses más largo en el interior, según Santibáñez *et al.*, 2013) imponen desafíos fisiológicos significativos que explican la sensibilidad de la especie a las variables térmicas y de precipitación identificadas en los modelos de este estudio.

A pesar de la relevancia ecológica del guayacán, existe una preocupante escasez de literatura específica sobre los efectos del cambio climático en su distribución espacial. No obstante, las proyecciones disponibles coinciden en la gravedad del escenario futuro. Loaiza *et al.* (s.f.) estiman una reducción drástica de hasta el 60 % de su nicho potencial para el año 2050, descenso atribuido directamente a las sequías prolongadas que caracterizan las trayectorias socioeconómicas compartidas (SSP).

El fenómeno de la sequía no es aislado, sino que se inserta en una crisis sistémica del bosque esclerófilo en Chile central. Loyola (2017) sostiene que la distribución actual de estas formaciones está siendo severamente reconfigurada por el estrés hídrico acumulado. El impacto fisiológico de esta alteración ha sido subrayado por Miranda *et al.* (2020), quienes advierten que la perturbación en los patrones de temperatura y precipitación induce una caída en la productividad fotosintética, actuando como un precursor crítico de la mortalidad arbórea. Evidencia de este deterioro es el fenómeno del "pardeamiento" o "browning" reportado por CONAF (2025), que señala una degradación ecológica y alteraciones fenológicas profundas en el bosque nativo.

La vulnerabilidad de la flora se intensifica geográficamente entre las regiones de Coquimbo y Maule. Poutay y Plischoff (2023) señalan una disminución crítica en la adecuación climática de las especies de esta zona, mientras que Plischoff (2023) concluye que el forzamiento climático obligará a una reorganización total de los ecosistemas terrestres del país. La gravedad de esta transición es cuantificada por Cueto *et al.* (2025), quienes postulan que el bosque mediterráneo chileno se encuentra al borde del colapso, con un declive del vigor en el 90,9 % de las masas forestales y una reducción de la cobertura del dosel en un tercio de su superficie total.

En síntesis, la convergencia entre los resultados de este modelamiento y la literatura científica consultada sugiere que *P. chilensis* enfrenta un riesgo de extinción funcional en gran parte de su rango actual. Sin intervenciones de conservación urgentes y una gestión territorial que considere los umbrales críticos de temperatura aquí identificados, la viabilidad a largo plazo de la especie y los servicios ecosistémicos asociados al bosque mediterráneo interior están seriamente comprometidos.

Mapas de Predicción de la Distribución de Especies y la Idoneidad de Hábitat en las Condiciones Actuales y Futuras

El modelamiento de la idoneidad de hábitat para *Porlieria chilensis* permite proyectar la distribución espacial de la especie bajo condiciones actuales y escenarios de cambio climático. La **Figura 7** ilustra las variaciones geográficas para el periodo 2021–2040, utilizando el modelo de circulación global ACCESS-CM2 bajo cuatro Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP), mientras que en el **Cuadro 5** se cuantifican las superficies asociadas a cada nivel de idoneidad.

Los resultados revelan una tendencia sistemática hacia la degradación del nicho ecológico de *P. chilensis* en todos los escenarios evaluados. Si bien la distribución actual muestra núcleos consolidados de alta idoneidad de hábitat “Muy adecuado” y “Moderadamente adecuado” (**Figura 7a**), las proyecciones indican una transición crítica hacia estados de menor calidad ambiental (**Cuadro 5**).

Un hallazgo fundamental es el incremento constante de la categoría “Inadecuado” (color azul, **Figura 7**). En el escenario SSP370, esta superficie se expande a 246.534,54 ha, lo que representa un aumento del 7,25 % (16.673 ha) respecto al presente. Este fenómeno sugiere una homogeneización del paisaje hacia condiciones desfavorables, reduciendo drásticamente las probabilidades de establecimiento y supervivencia de la especie. Paralelamente, la categoría “Moderadamente adecuado” presenta la mayor contracción relativa, con una pérdida cercana al 15 % (10.561 ha) bajo el escenario SSP370 (**Cuadro 5**). Dado que esta categoría funciona habitualmente como zona de amortiguamiento y conectividad, su reducción fragmenta los núcleos de alta idoneidad, transformando un hábitat previamente continuo en parches aislados rodeados por una matriz adversa.

Aunque los escenarios moderados (SSP126 y SSP245) presentan un ligero incremento inicial en las áreas “Muy adecuadas” (2,98 % y 8,07 %, respectivamente), este comportamiento debe interpretarse con cautela. Es probable que represente una concentración de refugios en zonas de mayor altitud o latitud, más que una expansión real del rango. Esta hipótesis se confirma al observar el escenario extremo SSP585, donde las áreas óptimas comienzan a retraerse (1,02 %), indicando que se ha superado el umbral de resiliencia climática de la especie. Al comparar los mapas del escenario actual con los futuros (**Figura 7**), se nota que, aunque los parches de hábitat “Muy adecuados” (color rojo) pueden persistir o concentrarse, quedan rodeados por una matriz creciente de baja idoneidad o “Inadecuados” (color azul). Esto aumenta el riesgo de aislamiento de las poblaciones y reduce la conectividad entre los núcleos de distribución.

El modelo SSP370 se perfila como el más perjudicial, al combinar la mayor expansión de áreas no aptas con la mayor pérdida de hábitats moderados, lo que podría traducirse en una contracción severa del rango de distribución y un aumento de la vulnerabilidad biológica local.

Cuadro 5. Superficie de hábitat adecuado para la especie *Porlieria chilensis* de modelos de idoneidad de hábitat potencial actual y modelos para escenarios de emisiones futuros (SSP).

Tipo de hábitat	Actual (ha)	SSP126 (ha)	SSP245 (ha)	SSP370 (ha)	SSP585 (ha)
Inadecuado	229.862	233.155	234.584	246.535	238.799
Poco adecuado	66.618	65.457	63.885	59.970	67.353
Moderadamente adecuado	70.772	67.390	67.249	60.211	62.497
Muy adecuado	43.098	44.382	46.575	44.796	42.657

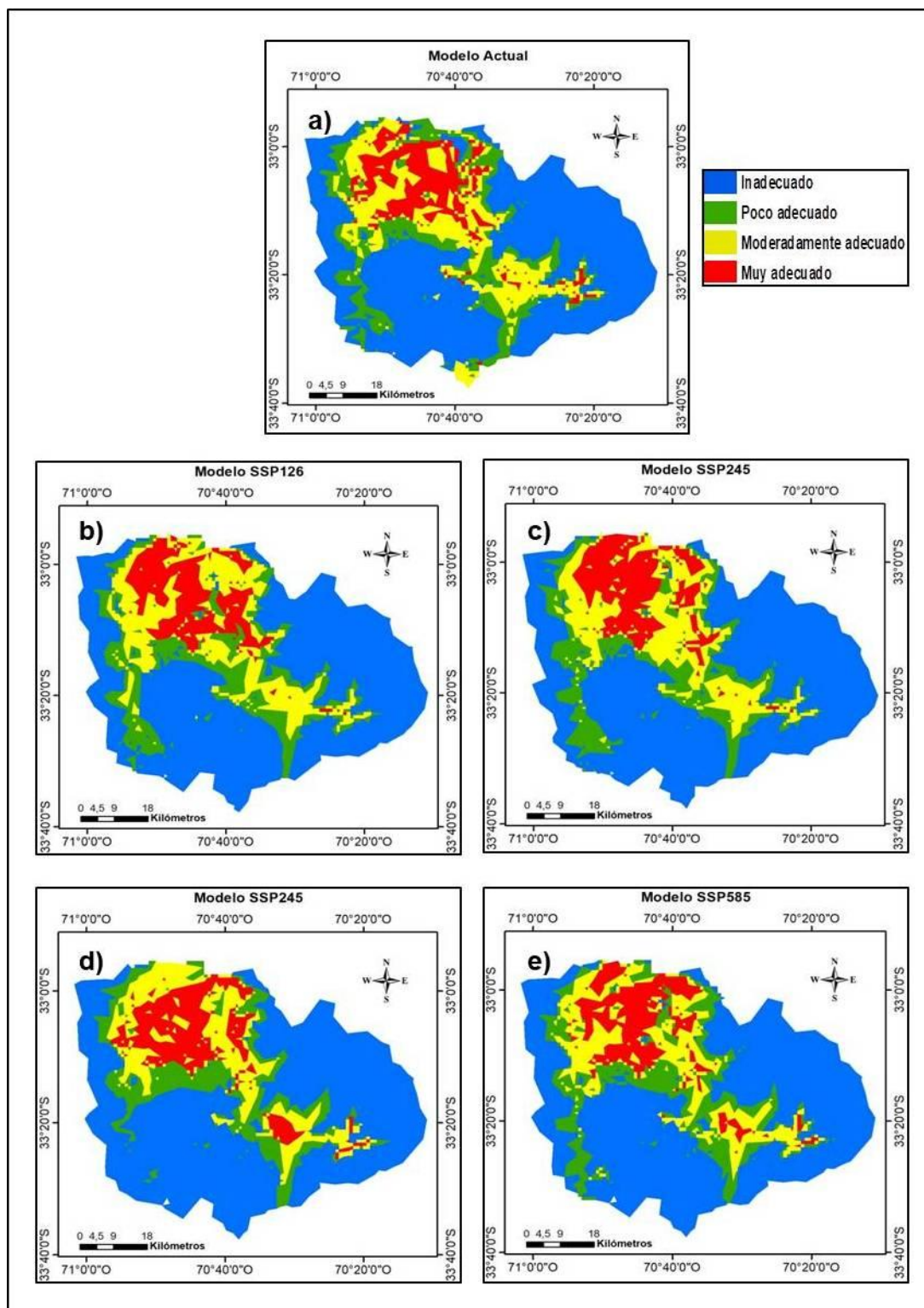


Figura 7. Proyección potencial actual y futura (2021-2040) de mapas de idoneidad de hábitat bajo escenarios de emisiones futuras (SSP) para *Porlieria chilensis*, en las provincias de Chacabuco y Santiago.

Dada la categoría de Vulnerable de la especie, la evidencia de fragmentación y la limitada evidencia científica disponible, es imperativo implementar estrategias que prioricen los refugios climáticos. Estos espacios permiten mitigar los impactos al resguardar zonas heterogéneas que facilitan la adaptación o migración de la especie (Henson *et al.*, 2017; Michalak *et al.*, 2018; Pliscoff, 2022). Se proponen cuatro ejes fundamentales de acción:

1. Gestión de hábitat y conectividad: Priorizar áreas "Muy adecuadas" y establecer corredores biológicos que aseguren el flujo génico frente a la fragmentación proyectada y la migración hacia zonas estables, contrarrestando la dominancia de hábitats inadecuados en escenarios futuros.
2. Migración asistida: Evaluar el traslado controlado de germoplasma hacia zonas con mayor estabilidad térmica y pluviométrica, facilitando la adaptación ante el desplazamiento de los nichos ecológicos (Ipinza y Müller-Using, 2021).
3. Restauración y resiliencia hídrica: Seleccionar sitios de restauración bajo criterios bioclimáticos estrictos (precipitación anual y rangos térmicos invernales) y ejecutar obras de conservación de suelos para optimizar la infiltración pluvial ante el déficit hídrico proyectado en los escenarios climáticos más severos.
4. Monitoreo estratégico: Establecer parcelas de seguimiento en el límite norte de su distribución para detectar tempranamente la contracción del nicho y el fracaso en el reclutamiento, además de vigilar poblaciones en zonas de alto estrés estival, para prevenir extinciones locales por superposición de umbrales fisiológicos.

Limitaciones de este Estudio.

El modelo de distribución de *Porlieria chilensis* presenta limitaciones derivadas del sesgo en los datos de presencia y la falta de registros de ausencia real, lo que puede generar imprecisiones en la predicción del hábitat. Metodológicamente, el uso de un número limitado de variables bioclimáticas resulta insuficiente, omitiendo factores clave como el suelo, la topografía y la incertidumbre inherente a los modelos de circulación general (MCG). Además, el estudio no integra presiones antrópicas críticas —como la actividad minera, agrícola, incendios y cambios de uso de suelo— que influyen directamente en su estado de vulnerabilidad. Por ello, se concluye que el hábitat potencial modelado puede no coincidir con el real, subrayando la necesidad de incorporar variables adicionales y reducir las suposiciones internas del modelo en futuras investigaciones.

CONCLUSIONES

El presente estudio demuestra que la crisis climática actual y proyectada constituye una amenaza crítica para la estabilidad ecológica de *Porlieria chilensis* en la zona central de Chile. Este estudio permitió modelar con alta precisión la idoneidad del hábitat actual y futuro de *Porlieria chilensis*, una especie endémica y vulnerable, proporcionando una base científica para su conservación en dos provincias de la Región Metropolitana.

El algoritmo Maxent demostró ser una herramienta eficaz para modelar el nicho ecológico de la especie, alcanzando valores de AUC superiores a 0,80 en todos los escenarios evaluados (actual y futuros). Estos resultados confirman una alta capacidad predictiva, validando el uso de modelos de máxima entropía para la gestión de especies amenazadas con registros de presencia específicos. Mediante el modelado de máxima entropía (Maxent), se determinó que la especie posee un nicho ecológico térmico estrecho y altamente especializado, condicionado principalmente por la temperatura máxima del mes más cálido (Bio5), la temperatura media del trimestre más húmedo (Bio8) y el rango diurno promedio (Bio2). La identificación de un umbral crítico de tolerancia térmica a los 31 °C y la dependencia de oscilaciones térmicas diarias específicas entre 14 °C y 15.5 °C, marcan la vulnerabilidad fisiológica de la especie ante los eventos climáticos extremos.

Las proyecciones futuras para el periodo 2021-2040, bajo diversos escenarios de emisiones (SSP), revelan una tendencia sistemática hacia la degradación y fragmentación del hábitat. Particularmente, el escenario SSP370 se perfila como el más perjudicial, proyectando un incremento del 7,25 % en áreas inadecuadas y una contracción del 15 % en hábitats moderadamente adecuados, lo que transforma el paisaje en un sistema de parches aislados con baja conectividad biológica. Aunque se observan persistencias de núcleos de alta idoneidad, estos quedan rodeados por una matriz ambiental adversa que incrementa el riesgo de aislamiento y extinciones locales.

En consecuencia, la viabilidad a largo plazo de *P. chilensis*, especie actualmente declarada como Vulnerable, depende de la implementación urgente de estrategias de conservación adaptativa, especialmente en la provincia de Chacabuco, donde la presencia del tipo forestal esclerófilo es predominante, en sitios que conservan o adquieran una idoneidad de hábitat “Muy adecuado”. Es imperativo transitar hacia una gestión que priorice la identificación de refugios climáticos, el establecimiento de corredores biológicos que aseguren el flujo génico y la evaluación de programas de migración asistida hacia zonas de mayor estabilidad térmica y pluviométrica. Sin intervenciones que consideren estos criterios bioclimáticos y promuevan la resiliencia hídrica, la especie enfrenta un riesgo inminente de declive poblacional severo, en sintonía con el colapso proyectado para el ecosistema mediterráneo chileno.

REFERENCIAS

- Alverdi, V. (2020).** Modelado de distribución de especies en los bosques de los Andes meridionales. Papeles de Geografía, N° 66. Pp: 195-207. <https://doi.org/10.6018/geografia.409051>
- Arroyo, M. T. K., Pauchard, A., Alarcón, D., Armesto, J., Bozinovic, F., Bustamante, R., Echeverría, C. et al. (2019).** Impactos del cambio climático en la biodiversidad y las funciones ecosistémicas en Chile. En: Marquet, P.A. et al. (Eds.). Biodiversidad y cambio climático en Chile: Evidencia científica para la toma de decisiones. Informe de la mesa de biodiversidad. Comité Científico COP25; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación. Pp: 1-66 En: https://minciencia.gob.cl/uploads/filer_public/d4/15/d41549d2-4080-4ef1-be0d-b647d723180e/impactos_del_cambio_climatico_en_la_biodiversidad.pdf
- Atwater, D.Z., Ervine, C. & Barney, J.N. (2018).** Climatic niche shifts are common in introduced plants. (2018). Nat. Ecol. Evol. N°2. Pp: 34-43. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0396-z>
- Ávila, C., Griffith, D. & Espinosa, C. (2024).** Modelos de distribución de especies y estado de conservación de murciélagos amenazados en la región tumbesina de Ecuador y Perú. Revista de Biología Tropical, 72: e54459. <https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71i1.54459>
- Bambach, N., Meza, F.J., Gilabert, H. & Miranda, M. (2013).** Impacts of climate change on the distribution of species and communities in the Chilean Mediterranean ecosystem. Regional Environmental Change 13(6): 1.245-1.257. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0425-7>
- Benavides, E., Sadler, J., Graham, L. & Matthews, T. (2024).** Species distribution models and island biogeography: Challenges and prospects. Global Ecology and Conservation, 51, e02943. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2024.e02943>
- Brouwer, M. (2020).** Análisis de la distribución potencial de especies representativas de Canarias y su proyección en diferentes escenarios de cambio climático. (Trabajo de Fin de Grado, Sección de Biología, Universidad de Laguna). 21p. Repositorio Institucional. En: <https://riull.ull.es/xmlui/bitstream/handle/915/21695/Analisis%20de%20la%20distribucion%20potencial%20de%20especies%20representativas%20de%20Canarias%20y%20su%20proyeccion%20en%20diferentes%20escenarios%20de%20cambio%20climatico..pdf?sequence=1>
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). (2024).** Monitoreo de cambios, corrección gráfica y actualización del catastro de los recursos vegetacionales de la Región Metropolitana: Informe técnico (Actualización 2019). Departamento de Monitoreo de Ecosistemas y Cambio Climático. <https://sit.conaf.cl>
- CONAF (Corporación Nacional Forestal). (2025).** Determinación del impacto de la mega sequía en las emisiones por degradación en bosques mediterráneos y templados de Chile (Nota Informativa N° 41). Estrategia Nacional de Cambio Climático y Recursos Vegetacionales (ENCCRV). <https://www.enccrv.cl>

- Cueto, D.A., Alaniz, A. J., Hidalgo-Corrotea, C., Vergara, P.M., Carvajal, M.A., y Barrios-Saravia, A. (2025). Chilean Mediterranean forest on the verge of collapse? Evidence from a comprehensive risk analysis. *Science of the Total Environment*, 964, 178557. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178557>
- Damaneh, J.M., Ahmadi, J., Rahmadian, S., Sadeghi, S.M.M., Nasiri, V. & Borz, S.A. (2022). Prediction of wild pistachio ecological niche using machine learning models. *Ecological Informatics* 72 (8): 101907. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101907>
- Donoso, C. (1981). Tipos Forestales de los Bosques Nativos de Chile. Documento de Trabajo N°38. Investigación y desarrollo forestal (CONAF/PNUD/FAO). Publicación FAO, Chile.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., S. Ferrier, Guisan, A., et al. (2006). Novel methods-improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* N° 29. Pp: 129–151. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x>
- Elith, L. & Leathwick, J.R. (2009). Species distribution models: Ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review Ecology, Evolution, and Systematics* 40: 677-697. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120159>
- Escoto, A., Sanchéz, L. & Gachuz, S. (2017). Trayectorias Socioeconómicas Compartidas (SSP): nuevas maneras de comprender el cambio climático y social. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 32(3): 669-693. <http://dx.doi.org/10.24201/edu.v32i3.1684>
- ESRI. (2014). ArcGIS Desktop: Release 10.2. Environmental Systems Research Institute.
- Fan, X., Miao, C., Duan, Q., Shen, C., & Wu, Y. (2020). The performance of CMIP6 versus CMIP5 in simulating temperature extremes over the global land surface. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 125(18), e2020JD033031. <https://doi.org/10.1029/2020jd033031>
- Fick, S.E. & Hijmans, R.J. (2017). WorldClim 2: nuevas superficies climáticas con resolución espacial de 1 km para áreas terrestres globales. *Revista Internacional de Climatología*, 37 (12): 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Franklin, J. (2013). Species distribution models in conservation biogeography: Developments and challenges. *Divers. Distrib.* N° 19. Pp: 1217–1223. <https://doi.org/10.1111/ddi.12125>
- Fuentes, I.M., González-Oliva, L., Baró, I., González, M.T. & Mancina, C.A. (2019). Efecto potencial del cambio climático sobre la distribución de plantas asociadas a bosques húmedos del oriente de Cuba. *Acta Botánica Cubana*, 218(2): 160-170. En: <https://revistasgeotech.com/index.php/abc/article/download/295/240/>
- García, K., Lasco, R., Inés, A., Lyon, B., y Pulhin, F. (2013). Predicting geographic distribution and habitat suitability due to climate change of selected threatened forest tree species in the Philippines. *Applied Geography*, N° 44. Pp: 12-22. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2013.07.005>
- Gonçalves Pedroza, C.E., Menezes Sousa, P.R. & de Brito, S.F. (2024). Uso do modelo Maxent para prever a potencial distribuição de *Prosopis juliflora* no Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira De Meio Ambiente*, 12(2): 51-63. En: <https://revistabrasileirademeioambiente.com/index.php/RVBMA/article/view/1571>
- Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J.B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P.R., Tulloch, A.I.T., Regan, T.J. et al. (2013). Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters*, 16(12): 1424-1435. <https://doi.org/10.1111/ele.12189>
- Guisan A. & Zimmermann N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, N° 135. Pp: 147-186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Guo, J., Zhang, M., Bi, Y., Zhao, Z., Wang, R. & Li, M. (2024). Spatiotemporal distribution prediction of the relict and endangered plant *Tetraena mongolica* in inner Mongolia, China, under climate change. *Sci. Rep.*, N° 14, 28478. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-79088-6>

- Guzmán-Santiago, J.J., Santos-Posadas, H.M., Ángeles-Pérez, G., Vargas-Larreta, B., Gómez-Cárdenas, M., Rodríguez-Ortiz, G. & Corona-Núñez, R.O. (2024). Efecto del cambio climático en la distribución de las especies de clima templado en Oaxaca, México. *Botanical Sciences*, 102(1): 39-53. <https://doi.org/10.17129/botsci.3355>
- Hayat, U., Shi, J., Wu, Z., Rizwan, M. & Haider, M.S. (2024). Which SDM Model, CLIMEX vs. Maxent, Best Forecasts *Aeolesthes sarta* Distribution at a Global Scale under Climate Change Scenarios? *Insects* 15(5): 324. <https://doi.org/10.3390/insects15050324>
- Hechenleitner, P., Gardner, M.F., Thomas, P.I., Echeverría, C., Escobar, B., Brownless, P. & Martínez, C. (2005). Plantas amenazadas del centro-sur de Chile. Distribución, conservación y propagación. Primera edición. Universidad Austral de Chile y Real Jardín Botánico de Edimburgo. 188 p.
- Henson, S.A., Beaulieu, C., Ilyina, T., John, J.G., Long, M.C., Séférián, R., Tjiputra, J., & Sarmiento, J.L. (2017). Rapid emergence of climate change in environmental drivers of marine ecosystems. *Nature Communications*, 8, 14682. <https://doi.org/10.1038/ncomms14682>
- Hernández-Ruiz, J., Herrera-Cabrera, B.E., Delgado-Alvarado, A., Salazar-Rojas, V.M., Bustamante-González, A., Campos-Contreras, J.E., & Ramírez-Juárez, J. (2016). Distribución potencial y características geográficas de poblaciones silvestres de *Vanilla planifolia* (Orchidaceae) en Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical*, 64(1): 251-262. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v64i1.17849>.
- Hosseini, N., Ghorbanpour, M. & Mostafavi, H. (2024). Habitat potential modelling and the effect of climate change on the current and future distribution of three *Thymus* species in Iran using Maxent. *Sci Rep* 14, 3641. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-53405-5>
- IPCC. (2014). Summary for policymakers. In: Field, C.B., Barros, V.R., Dokken, D.J., Mach, K.J., Mastrandrea, M.D., Bilir, T.E., Chatterjee, M. et al. (Eds.). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1-32. En: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/ar5_wgII_spm_en-1.pdf
- IPCC. (2019). Summary for Policymakers. In: Shukla, P.R., Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H.O., Roberts, D.C., Zhai, P., Slade, R., et al. (Eds.). *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. En: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/4/2019/12/02_Summary-for-Policymakers_SPM.pdf
- Ipinza, R. & Müller-Using, S. (2021). *Migración asistida de Araucaria araucana*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) y Ministerio de Agricultura de Chile (MINAGRI). <https://doi.org/10.4060/cb2901es>
- Jiménez-García, D. & Peterson, A.T. (2019). Climate change impact on endangered cloud forest tree species in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90, e902781. <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2781>
- Koç, D.K., Beyza Ustaoglu, B. & Biltekin, D. (2024). Effect of climate change on the habitat suitability of the relict species *Zelkova carpinifolia* Spach using ensemble species distribution modeling. *Scientific Reports*, 14, 27967. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-78733-4>
- Kumar, D., Rawat, S. & Joshi, R. (2021). Predicting the current and future suitable habitat distribution of the medicinal tree *Oroxylum indicum* (L.) Kurz in India. *Jour. Appl. Res. Med. Aromatic Plants*, 23, 100309. <https://doi.org/10.1016/j.jarmap.2021.100309>.
- Ledig, F. T., Rehfeldt, G.E., Saenz-Romero, C. & Flores-Lopez, C. (2010). Projections of suitable habitat for rare species under global warming scenarios. *American Journal of Botany*, 97(6): 970-987. <https://doi.org/10.3732/ajb.0900329>
- Lima, V.P., de Lima, R.A.F., Joner, F., Siddique, I., Raes, N. & ter Steege, H. (2022). Climate change threatens native potential agroforestry plant species in Brazil. *Sci Rep.*, 12, 2267. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-06234-3>

- Loayza, A.P., Ríos, R.S., Carvajal, D.E., & Gatica, A. (s. f.). Estado de conservación de *Porlieria chilensis*: Evaluación a través de modelos poblacionales matriciales, ecología y patrones de distribución. Informe final de proyecto. Fondo de Investigación del Bosque Nativo; Corporación Nacional Forestal. En: https://investigacion.conaf.cl/archivos/repositorio_documento/2019/04/015-2012-Loayza-Informe-Final.pdf
- Loyola Díaz, C.D. (2017). Distribución actual y potencial del tipo forestal esclerófilo en la Zona Central de Chile. Memoria de título, Universidad de Chile. Repositorio Académico de la Universidad de Chile. En: <https://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/151378/Distribucion-actual-potencial-tipo-forestal-esclerofilo-Zona-Central-de-Chile.pdf?sequence=1>
- Luebert, F., & Pliscoff, P. (2017). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. 2da Edición. Santiago de Chile: Editorial Universitaria. 384 pp.
- Mateo, R.G., Felicísimo, Á.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>.
- Mao, X., Zheng, H., Luo, G., Liao, S., Wang, R., Tang, M., & Chen, H. (2024). Climate change favors expansion of three *Eucalyptus* species in China. *Frontiers in Plant Science*, 15, 1443134. <https://doi.org/10.3389/fpls.2024.1443134>.
- Marcer, A., Sáez, L., Molowny-Horas, R., Pons, X., & Pino, J. (2013). Using species distribution modelling to disentangle realized versus potential distributions for rare species conservation. *Biological Conservation*, 166(2013): 221–230. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.07.001>
- Martínez-Sifuentes, A.R., Villanueva-Díaz, J., Manzanilla-Quiñones, U., Becerra-López, J.L., Hernández-Herrera, J.A., Estrada-Avalos, L., & Velázquez-Pérez, A.H. (2020). Spatial modeling of the ecological niche of *Pinus greggii* Engelm. (Pinaceae): a species conservation proposal in Mexico under climatic change scenarios. *IForest*, N°13. Pp: 426-434. <https://doi.org/10.3832/for3491-013>.
- Medina-Amaya, M., Ruiz-Gómez, M.G. & Gómez Díaz, J.A. (2021). Análisis de la Distribución de *Cedrela Salvadorensis* Standl. (Meliaceae) e Implicaciones para su Conservación. *Gayana Bot*, 78(2): 172-183. En: <https://gayanabotanica.cl/index.php/gb/article/view/404>
- Merow, C., Smith, M.J. & Silander, J.A. (2013). A practical guide to Maxent for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, N° 36. Pp: 1058–1069. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>
- Michalak, J. L., Lawler, J. J., Roberts, D. R., y Carroll, C. (2018). Distribution and protection of climatic refugia in North America. *Conservation Biology*, 32(6): 1414–1425. <https://doi.org/10.1111/cobi.13155>
- Miranda, A., Carrasco, J., González, M., Mentler, R., Moletto, Í., Altamirano, A. & Lara, A. (2020). Informe Proyecto ARCLIM: Bosques Nativos y Plantaciones Forestales. Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia, U. de La Frontera, Instituto de Sistemas Complejos de Ingeniería, UCh y UACH coordinado por Centro de Ciencia del Clima y la Resiliencia y Centro de Cambio Global UC para el Ministerio del Medio Ambiente a través de La Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ). Temuco. En: https://arclim.mma.gob.cl/media/informes_consolidados/06_BOSQUESNATIVOS_PLANTACIONESFORESTALES.pdf
- Monterroso-Rivas, A. I., Gómez-Díaz, J.D. & Tinoco-Rueda, J.A. (2013). Bosque mesófilo de montaña y escenarios de cambio climático: una evaluación en Hidalgo, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(1): 29-43. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2012.03.029>.
- Moreno, R., Zamora, R., Molina, J.R., Vázquez, A. & Herrera, M.Á. (2011). Predictive modeling of microhabitats for endemic birds in South Chilean temperate forests using Maximum entropy (Maxent). *Ecological Informatics*, 6(6): 364–370. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2011.07.003>.
- Osorio, M. (2022). Los modelos de cambio climático futuro como predictores de la reducción del área de distribución de dos especies de cíclidos endémicos de Honduras. *Biología Acuática* N° 38. <https://doi.org/10.24215/16684869e028>
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, N° 190. Pp: 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>

- Phillips, S.J. & Dudík, M. (2008). Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, N° 31. Pp: 161-175. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.5203.x>
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E. & Blair, M.E. (2017). Opening the black box: An open-source release of Maxent. *Ecography*, N° 40. Pp: 887- 893. <https://doi.org/10.1111/ecog.03049>
- Plasencia-Vázquez, A.H., Vélchez-Ponce, C.R., Ferrer-Sánchez, Y. & Veloz-Portillo, C.E. (2022). Efecto del cambio climático sobre la distribución potencial del hongo *Moniliophthora roreri* y el cultivo de cacao (*Theobroma cacao*) en Ecuador continental. *Terra Latinoamericana*, 40. <https://doi.org/10.28940/terra.v40i0.1151>
- Pliscoff, P. (2022). Identificación de refugios climáticos terrestres y marinos para la biodiversidad en la Patagonia chilena (Informe de Proyecto). Programa Austral Patagonia; Universidad Austral de Chile. En: https://programaaustralpatagonia.cl/wp-content/uploads/2022/12/Pliscoff_Refugios_Patagonia_FINAL-2.pdf
- Pliscoff, P. (2023). Análisis de vulnerabilidad de los ecosistemas terrestres de Chile bajo escenarios de cambio climático (Informe Consultoría para la Actualización del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático en Biodiversidad). Centro UC Cambio Global / Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB). En: https://expedientes.mma.gob.cl/storage/2025/06/09/expedientes/pdf/doc_7_20250609145512.pdf
- Poutay, M., y Pliscoff, P. (2023). Modelos de distribución de especies en Chile: proyecciones futuras bajo escenarios de riesgo climático (Informe Consultoría de Vulnerabilidad para Actualización del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático en Biodiversidad). Centro UC Cambio Global / Instituto de Ecología y Biodiversidad (IEB). En: https://expedientes.mma.gob.cl/storage/2025/06/09/expedientes/pdf/doc_7_20250609145229.pdf
- Prober, S.M., Thiele, K.R., Rundel, P.W., Yates, C.J., Berry, S.L., Byrne, M., Christidis, L. et al. (2012). Facilitating adaptation of biodiversity to climate change: a conceptual framework applied to the world's largest Mediterranean-climate woodland. *Climatic Change*, 110(1-2): 227-248. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0092-y>.
- Qasim, S., Mahmood, T., Rakha, B.A., Nadeem, M.N., Akrim F., Aslam, A. & Belant, J.L. (2024). Predicting current and future habitat of Indian pangolin (*Manis crassicaudata*) under climate change. *Sci. Rep.* N°14, 7564. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-58173-w>
- Quesada-Quiroz, M., Acosta-Vargas, L., Arias-Aguilar, D. & Rodríguez-González, A. (2016). Modelación de nichos ecológicos basado en tres escenarios de cambio climático para cinco especies de plantas en zonas altas de Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 14(34): 1-12. <https://doi.org/10.18845/rfmk.v14i34.2991>
- Robinson, N.M., Nelson, W.A., Costello, M.J., Sutherland, J.E., & Lundquist, C.J. (2017). A Systematic Review of Marine-Based Species Distribution Models (SDMs) with Recommendations for Best Practice. *Frontiers in Marine Science*, 4, 421. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00421>
- Rodríguez-Ruiz, R., Juárez-Agis, A., García-Sánchez, S., Olivier-Salome, B., Ortiz-Bermúdez, E. & Ramírez-Barrios R. (2024). Modelado de idoneidad ambiental e implicaciones del cambio climático en la distribución de *Pseudotsuga menziesii* (MIRB.) Franco para México. *Revista Ciencias Ambientales*, 58(1): 108-124. <https://doi.org/10.15359/rca.58-1.7>
- Ruiz-García, P., Monterroso-Rivas, A.I., Sánchez-Torres G., Vargas-Castilleja, R.C., Báez-Vásquez, J. & Conde-Álvarez, A.C (2022). Breve Guía para la Selección, Descarga y Aplicación de Escenarios de Cambio Climático para México. De acuerdo con los últimos escenarios del IPCC. UACH-UNAM-BUAP-UAT-ISF-México, A.C. 98 p. En: <http://cirenam.chapingo.mx/cambio-climatico/folleto/>
- Santibáñez, F., Santibáñez, P., Caroca, C., & Roa, P. (2013). Atlas de cambio climático de la zona semiárida de Chile. Centro de Agricultura y Medio Ambiente), Universidad de Chile, Ministerio del Medio Ambiente. En: <https://educacion.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2015/09/Atlas-CC-ZonaAridas-Semiáridas-Chile.pdf>
- Shen, Y., Zhang, Y, Zhong, W., Xia, H., Hao, Z., Zhang, C. & Li, H. (2022). Predicting the impact of climate change on the distribution of two relict *Liriodendron* species by coupling the Maxent model and actual physiological indicators in relation to stress tolerance. *J. Environ. Manage.* 322, 116024. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116024>

- Shi, X., Yin, Q., Sang, Z., Zhu, Z., Jia, Z. & Ma, L. (2021). Prediction of potentially suitable areas for the introduction of *Magnolia wufengensis* under climate change. *Ecol. Indic.* 127, 107762. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107762>.
- Tarnian, F., Kumar, S., Azarnivand, H., Chahouki, M.A.Z. & Mossivand, A.M. (2021). Assessing the effects of climate change on the distribution of *Daphne mucronata* in Iran. *Environ. Monit. Assess.* 562. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09311-8>
- Tesfamariam, B.G., Gessesse, B. & Melgani, F. (2022). Maxent-based modeling of suitable habitat for rehabilitation of *Podocarpus* forest at landscape-scale. *Environ. Syst. Res.* 11, 4. <https://doi.org/10.1186/s40068-022-00248-6>
- Torres Guasca, J. E. (2023). Modelo de distribución geográfica de la especie *Leopardus tigrinus* (VU) bajo escenarios de cambio climático en Colombia. Trabajo de grado de Especialización, Universidad Antonio Nariño. Repositorio Institucional. En: <https://repositorio.uan.edu.co/items/12fd7998-bcbd-414f-9c25-e77432097624>
- Vaca, M.L., Vaca, V.E., Chusquicullma, D.F. & Ati, G.M. (2021). Modelado de Maxent, predicción de la distribución espacial de la vicuña en Ecuador. *Alfa publicaciones*, 3(3.1): 406-424. <https://doi.org/10.33262/ap.v3i3.1.109>
- Wang, F., Yuan, X., Sun, Y. & Liu, Y. (2024). Species distribution modeling based on Maxent to inform biodiversity conservation in the Central Urban Area of Chongqing Municipality. *Ecological Indicators*, 158, 111491. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111491>.
- Wei, L., Wang, G., Xie, C., Gao, Z., Huang, Q. & Jim, C.Y. (2024). Predicting suitable habitat for the endangered tree *Ormosia microphylla* in China. *Sci. Rep.* 14 (1), 10330. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-61200-5>
- West, A. M., Kumar, S., Brown, C.S., Stohlgren, T.J. & Bromberg, J. (2016). Field validation of an invasive species Maxent model. *Ecological Informatics*, N°36. Pp: 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2016.11.001>
- Zhang, M., Jiang, D., Yang, M., Ma, T., Ding, F., Hao, M., Chen, Y., Zhang, C., Zhang, X. & Li M. (2021). Influence of the Environment on the Distribution and Quality of *Gentiana dahurica* Fisch. *Front Plant Sci.* 9, 706822. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.706822>
- Zurell, D., Franklin, J., König, C., Bouchet, P. J., Dormann, C. F., Elith, J., Fandos, G. et al. (2020). A standard protocol for reporting species distribution models. *Ecography*, 43(9): 1261-1277. <https://doi.org/10.1111/ecog.04960>