

## IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN BOSQUES TEMPLADOS DEL SUR DE MÉXICO

### IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON TEMPERATE FORESTS IN SOUTHERN MEXICO

<sup>1,5</sup>Juan Carlos Guzmán-Santiago<sup>ORCID</sup>, <sup>1</sup>Vicente Espinosa-Hernández<sup>ORCID</sup>, <sup>2</sup>Rogelio Omar Corona-Núñez<sup>ORCID</sup>,  
<sup>3</sup>Iván Felipe Benavides-Martínez<sup>ORCID</sup>, <sup>4</sup>Juan Camilo Zapata-Calero<sup>ORCID</sup>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados. Campus Montecillo. Estado de México. México. <sup>2</sup>Universidad Autónoma Metropolitana. Unidad Cuajimalpa. Ciudad de México. México. <sup>3</sup>Datambiente. Departamento de Analítica de Datos Ambientales. Bogotá. Colombia. <sup>4</sup>Universidad Nacional de Colombia. Sede Palmira. Valle del Cauca, Palmira. Colombia. <sup>5</sup>Centro de Investigación, Divulgación y Asesoría Técnica Forestal y Agropecuaria, Isabel la Católica. Tlaxiaco-Oaxaca. México. <sup>§</sup>Autor de correspondencia: ([guzmansa.forest22@gmail.com](mailto:guzmansa.forest22@gmail.com)).

#### RESUMEN

Los modelos de distribución ayudan a entender los efectos del impacto del cambio climático en las especies vegetales a futuro. El objetivo fue generar un modelo de distribución espacial para 11 especies forestales de bosques templados del sur de México; bajo la hipótesis de que ante los escenarios de cambio climático las especies analizadas experimentarán modificaciones en su área de distribución potencial. Se utilizaron 1383 registros, con 19 variables bioclimáticas bajo las proyecciones de SSP126 y SSP585 al 2040 y 2100 proveniente del modelo CNRM-CM6-1, analizadas mediante tres algoritmos: Random Forest (RF), Modelos Aditivos Generalizados (MAG) y Modelos Lineales Generalizados (MLG). Estos se evaluaron mediante las métricas ROC, TSS y Kappa. El modelo RF fue el que tuvo el mejor desempeño con valores superiores al 98 % para las 11 especies en estudio. Los resultados muestran que entre los escenarios habrá pocos cambios al año 2040, ya que en el escenario pesimista (SSP585) las especies mostrarán una reducción en su distribución de  $1.3 \pm 0.9$  % en comparación con el escenario optimista (SSP-126). Sin embargo, para el año 2100, se estiman reducciones más significativas, ya que, en el escenario optimista, las especies podrían reducir su área de distribución en un promedio de  $44.0 \pm 9.4$  %, mientras que en el pesimista se reduciría un  $88.1 \pm 6.1$  %. Se prevé que para el año 2100 en el escenario SSP585 todas las especies se verán afectadas gravemente, en especial *Pinus devoniana*,

lo cual hace imperativo establecer estrategias de conservación lo antes posible.

**Palabras clave:** conservación de especies, escenario climático, modelo de distribución, Oaxaca, *Pinus*, *Quercus*.

#### ABSTRACT

Distribution models help us understand the future effects of climate change on plant species in the future. The objective was to generate a spatial distribution model of 11 forest species of temperate forests in southern Mexico; according to hypothesis that under climate change scenarios the analyzed species will experience changes in their potential distribution area. A total of 1383 records were used, with 19 bioclimatic variables under the SSP126 and SSP585 projections to 2040 and 2100 from the CNRM-CM6-1 model, analyzed using three algorithms: Random Forest (RF), Generalized Additive Models (MAG) and Generalized Linear Models (GLM). These were evaluated using the ROC, TSS and Kappa metrics. The RF model had the best performance with values above 98 % for the 11 species under study. The results show that between the scenarios there will be little change by the year 2040, as in the pessimistic scenario (SSP585) species will show a reduction in their distribution of  $1.3 \pm 0.9$  %, then in the optimistic scenario (SSP-126). However, by the year 2100, more significant reductions are estimated, since, in the optimistic scenario, species could reduce their distribution area by an average

of  $44.0 \pm 9.4$  %, while in the pessimistic scenario it would be reduced by  $88.1 \pm 6.1$  %. It is expected that by the year 2100 in the SSP585 scenario all species will be severely affected, especially *Pinus devoniana*, which makes it imperative to establish conservation strategies as soon as possible.

**Index words:** species conservation, climate scenario, distribution model, Oaxaca, *Pinus*, *Quercus*.

## INTRODUCCIÓN

El cambio climático es un fenómeno global que modifica los patrones climáticos a lo largo del tiempo y es variable, lo que suscita preocupación a nivel mundial debido a la rapidez con la que se manifiesta (Nieves, 2020). Ante escenarios de cambio climático se estima que habrá una reducción en la precipitación y aumento de la temperatura (IPCC, 2021).

De acuerdo, con el CMIP6 (Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados Fase 6, por sus siglas en inglés) indican que, para fin de siglo, la temperatura global aumentaría entre 0.6 y 2.0 °C en el escenario SSP 126 (concentraciones representativas, por sus siglas en inglés), y hasta 5.7 °C para el SSP585 (Allan et al., 2021). Además, las precipitaciones se reducirían entre un 0.2 % y un 12.9 % para el SSP126 y el SSP585, respectivamente. Mientras, que en México se estima que la temperatura promedio aumentaría entre 0.5 – 2.0 °C para el año 2030 y 3.7 °C para el 2090 (Sáenz-Romero et al., 2010).

El cambio climático impactará sobre todas las formas de vida del planeta. Por ejemplo, obligará a algunas especies a migrar a nuevas áreas y reducir su área de distribución, mientras que otras podrían ampliarla (Cruz-Cárdenas et al., 2016). Sin embargo, también se espera que las especies menos resilientes se extingan (Freeman et al., 2018), particularmente aquellas que deban aumentar su rango altitudinal (Lenoir et al., 2008).

Estos cambios ambientales dificultarán la supervivencia de varias especies, especialmente de aquellas presentes en ecosistemas geográficamente aislados (como las montañas), volviéndolas más sensibles a las perturbaciones (Romero et al., 2016), reduciendo su capacidad de adaptación lo que provocaría pérdidas de vegetación (Schaefer et al., 2008; Villanueva-Díaz et al., 2017).

Existen modelos de distribución de especies (MsDE) que son considerados como representaciones cartográficas que definen la capacidad de las especies de adaptarse en una zona específica en función de variables continuas o categóricas (Guisan y Zimmermann, 2000). Los MsDE son herramientas que permiten hacer proyecciones para identificar áreas de refugio potenciales y prever cómo podrían modificarse los patrones de biodiversidad en respuesta a distintos niveles del cambio climático y con esto, anticipar los impactos de este (Cayuela et al., 2009; Riahi et al., 2017). Con esto se pueden proponer alternativas contra el cambio climático (Ojeda-Bustamante et al., 2011; Wardle & Jonsson, 2014), en especial para especies que están en peligro de extinción (Trejo et al., 2011).

Oaxaca es uno de los estados de mayor biodiversidad biológica de México, donde varias especies del género *Pinus* sobresalen (Sosa-Díaz et al., 2024; Comisión Estatal Forestal [CEF], 2024), sin embargo, poco se conoce sobre temas como MsDE ante escenarios futuros de cambio climático para que se pueda tomar decisiones correctas sobre el manejo de los bosques, en particular de las especies forestales (Guzmán-Santiago et al., 2023). Es por esto, que el objetivo de investigación fue realizar la modelación de la distribución espacial de 11 especies forestales presentes en bosques templados de Oaxaca, México; basado en el modelo CNRM-CM6-1 (Centre National de Recherches Meteorologiques, Toulouse 31057, Francia) para el SSP126 y SSP585. La hipótesis es que, ante los escenarios de cambio climático, las especies bajo estudio experimentarán modificaciones en su área de distribución potencial.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Oaxaca se encuentra entre las coordenadas extremas 18°42' y 15°39' N, 93°52' y 98°32' O, con una altitud máxima de 3750 m y mínima de 20 m. Tiene una extensión territorial de 95 354 km<sup>2</sup>, limita al norte con los estados Veracruz y Puebla, al este con Chiapas, al sur con el Océano Pacífico y al oeste con Guerrero. Se compone por ocho regiones económicas: Cañada, Costa, Istmo, Mixteca, Papaloapan, Sierra Norte, Sierra Sur y Valles Centrales (Álvarez, 1994; Instituto Nacional de Estadística y Geografía Información geográfica [INEGI], 2023) (Figura I).

Oaxaca es la entidad federativa con mayor riqueza de especies con respecto al resto del país,

ya que se concentra alrededor del 67.1 % de ecosistemas de México, y se clasifica de la siguiente forma: los bosques templados representan el 54.1 %, las selvas altas y medianas (24.3 %), selvas bajas (18.4), y en menor medida el manglar (0.5 %), zonas áridas y semiáridas (0.4 % cada una) (CEF, 2024).

Las especies analizadas con distinto número de registro fueron: *Arbutus xalapensis* Kunth (302), *Clethra mexicana* DC (108), *Pinus devoniana* Lindl. (57), *P. oocarpa* Schiede ex Schltdl. (172), *P. teocote* Schiede ex Schltdl. & Cham. (67), *Quercus acutifolia* f. abrupta Trel. (118), *Q. castanea* Née (94), *Q. crassifolia* Benth. (102), *Q. elliptica* Newberry (81), *Q. magnoliifolia* Née (129) y *Q. rugosa* Née (153) (Figura I).

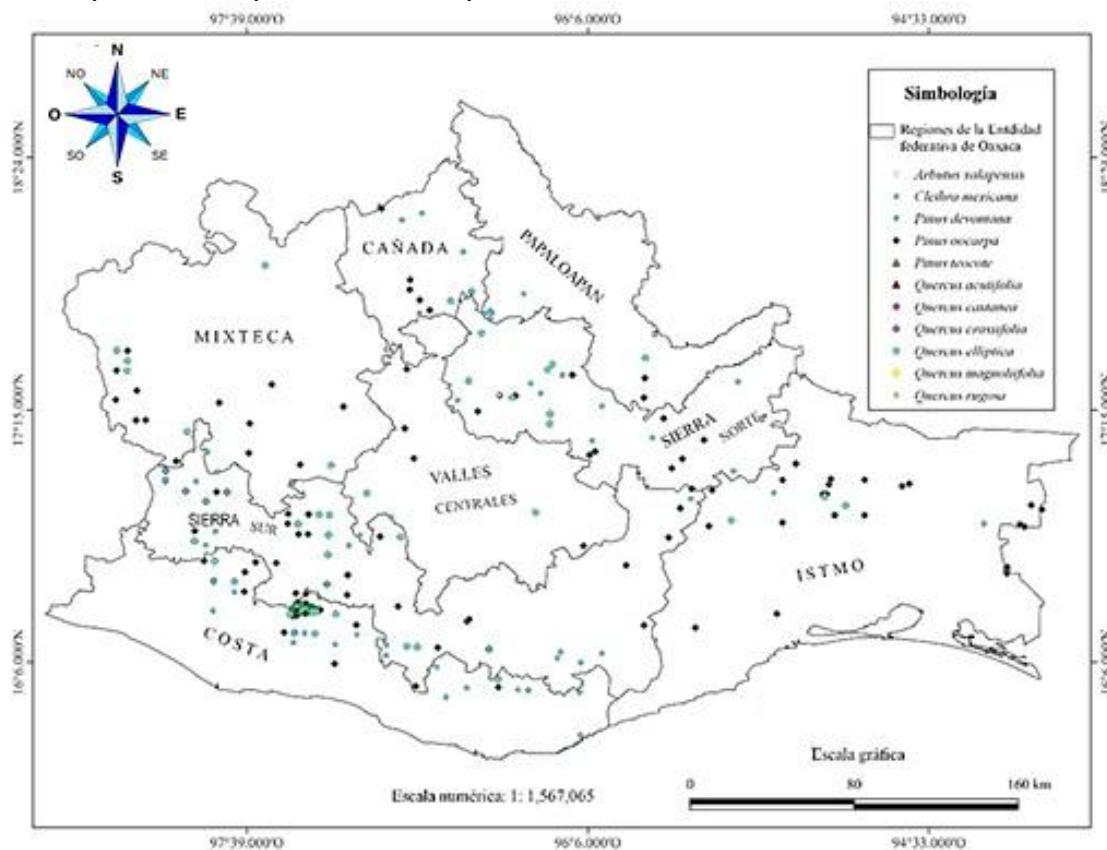


Figura I. Área de estudio y distribución de 11 especies de bosque templado en distintas regiones económicas de Oaxaca, México.

### Registro de las especies

Se recopiló un total de 2200 registros de las especies de las diferentes fuentes, como el Inventario Nacional Forestal y Suelos (INFiS) (Comisión Nacional Forestal. Inventario Nacional Forestal y de Suelos [CONAFOR], 2023), iNaturalist (<https://www.inaturalist.org>), Global Biodiversity Information Facility (GBIF, 2023) e Inventario Forestal de la comunidad de San Juan Quiahije (IF\_SJQ, esta información fue proporcionada directamente por el comisariado de la comunidad).

Sin embargo, para evitar la sobre representación de los datos se realizó la depuración, quedando finalmente 1383 registros de las 11 especies.

### Análisis de las variables bioclimáticas

La información bioclimática consistió en las 19

capas bioclimáticas obtenidas de Worldclim ([https://www.worldclim.org/data/cmip6/cmip6\\_clim30s.html](https://www.worldclim.org/data/cmip6/cmip6_clim30s.html)) de 30 segundos de arco. Las variables bioclimáticas representan tendencias anuales (temperatura media anual, precipitación anual), estacionalidad (rango anual de temperatura y precipitación) y factores ambientales extremos o limitantes (temperatura del mes más frío y cálido, y precipitación de los trimestres húmedo y seco) (Fick & Hijmans, 2017) (Tabla I). Además, se integraron variables topográficas como altitud y pendiente, obtenidas de la página de USGS Earth Explorer; donde el cálculo de la pendiente se derivó de la información altitudinal a través del uso de la librería ráster.

Para analizar la colinealidad entre variables se utilizó la correlación de Pearson y el Análisis de Componentes Principales (PCA).

**Tabla I.** Variables ambientales empleadas en la modelación de la distribución potencial de las 11 especies

| Clave  | Descripción (Unidad)                                                             |
|--------|----------------------------------------------------------------------------------|
| Bio_1  | Temperatura media anual (°C)                                                     |
| Bio_2  | Rango medio diurno (media mensual (temperatura máxima - temperatura mínima) (°C) |
| Bio_3  | Isotermalidad (BIO2/BIO7) (×100) (°C)                                            |
| Bio_4  | Estacionalidad de la temperatura (desviación estándar × 100) (°C)                |
| Bio_5  | Temperatura máxima del mes más cálido (°C)                                       |
| Bio_6  | Temperatura mínima del mes más frío (°C)                                         |
| Bio_7  | Rango de temperatura anual (BIO5-BIO6) (°C)                                      |
| Bio_8  | Temperatura media del trimestre más húmedo (°C)                                  |
| Bio_9  | Temperatura media del trimestre más seco (°C)                                    |
| Bio_10 | Temperatura media del trimestre más cálido (°C)                                  |
| Bio_11 | Temperatura media del trimestre más frío (°C)                                    |
| Bio_12 | Precipitación anual (mm)                                                         |
| Bio_13 | Precipitación del mes más húmedo (mm)                                            |
| Bio_14 | Precipitación del mes más seco (mm)                                              |
| Bio_15 | Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación) %                  |
| Bio_16 | Precipitación del trimestre más húmedo (mm)                                      |
| Bio_17 | Precipitación del trimestre más seco (mm)                                        |
| Bio_18 | Precipitación del trimestre más cálido (mm)                                      |
| Bio_19 | Precipitación del cuarto más frío (mm)                                           |

Los rasters utilizados en la modelación corresponden a una resolución de 0.0083 grados en la dimensión “X” como en la “Y”. Cada celda del raster representa un área de aproximadamente de 1-km en el ecuador. Tiene 363 filas y 563 columnas, sumando un total de 204,369 celdas. El sistema de coordenadas utilizado es WGS84. Las celdas son de tamaño de 0.86 km<sup>2</sup> y distribuidas de forma regular en toda la región en estudio.

### Filtrado de datos de presencia

Para asegurar la calidad y precisión de los datos de presencia utilizados en el modelado, se eliminaron los duplicados, utilizando las funciones `duplicated()` y `distinct()` del paquete “dplyr”. Esto asegura que cada registro de presencia sea único y evita sesgos de sobrerepresentación en el análisis.

### Análisis geoespacial y generación del modelo de distribución

El modelado de distribución de las especies se realizó utilizando las ocurrencias de las especies, las variables climáticas actuales y los escenarios futuros. Para garantizar la mayor confiabilidad de los modelos se utilizó una convergencia de 0.00001 y una máxima de 1000 iteraciones. La calibración del modelo de distribución potencial de cada una de las 11 especies se realizó a través de la selección aleatoria del 80 % de los datos de las ocurrencias, y el restante 20 % se utilizaron para la validación ciega de la modelación.

Y se completó con la creación del mismo número de pseudo-ausencias para cada especie. Las distribuciones de las especies fueron evaluadas a través del uso de tres algoritmos: Random Forest (RF), Modelos Aditivos Generalizados (MAG) y Modelos Lineales Generalizados (MLG). Los modelos se evaluaron utilizando las métricas de la Curva Característica de Operación del Receptor (ROC), la Estadística de Sensibilidad Verdadera (TSS) y el índice Kappa (Kappa). El modelo que tuvo el mejor desempeño fue utilizado para todos los subsecuentes análisis. Toda la modelación se realizó dentro del lenguaje de programación RStudio (R Core Team, 2024) con el paquete *biomod2*.

El análisis de la distribución potencial de las especies se realizó mediante la información climática histórica del 1970-2000. Mientras que para las distribuciones futuras se empleó la información climática de los periodos 2021-2040 (2040) y 2081-2100 (2100). La información climática futura se basó en el modelo general de circulación utilizado el CNRM-CM6-1. Adicionalmente, se evaluaron dos escenarios para cada periodo futuro, un optimista y un pesimista. Se consideró como escenario optimista la trayectoria socioeconómica compartida SSP126, mientras que el escenario pesimista correspondió al SSP585.

### Tasas de pérdida de distribución

A través de la comparación de los escenarios futuros para cada uno de los periodos y la distribución potencial de las especies se calculó la superficie que muestra probabilidades de pérdida, permanencia o ganancia para cada una de las 11 especies.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Contribución de las variables

A pesar de la colinealidad presente y los resultados obtenidos del análisis de componentes principales (PCA), el modelo se desempeñó mejor al incluir todas las variables. Esto puede explicarse por algunos factores, como: interacciones complejas, validación cruzada e información adicional.

La contribución de cada variable al modelo varía en función del número de registros disponibles, el tipo de análisis realizado y el algoritmo empleado (Jiménez-Salazar y Méndez-González, 2021), lo que puede generar diferencias en los resultados, incluso para una misma especie. Aunque se detectó cierto grado de colinealidad entre las variables bioclimáticas, el modelo predictivo mostró un mejor desempeño al integrar todas las variables climáticas. Esto puede explicarse por la adición de información relevante (la inclusión de todas las variables permite capturar mayores detalles y variaciones en los datos), las interacciones complejas (que no siempre son

completamente representadas en un análisis de componentes principales, PCA) y la validación cruzada (que asegura una buena generalización del modelo a datos no observados, justificando la inclusión de todas las variables). De hecho, la exclusión de variables colineales podría limitar la estimación de los efectos de factores ambientales clave (García et al., 2019).

A manera de ejemplo, el análisis revela que *Arbutus xalapensis* tiene una distribución bien definida (diagrama a) (Figura 2).

Las variables bioclimáticas con mayor contribución a la distribución potencial de las especies modeladas fueron principalmente **Bio4** (estacionalidad de la temperatura), **Bio12** (precipitación anual), **Bio18** (precipitación del trimestre más cálido) y **Bio19** (precipitación del trimestre más frío). Estas variables destacan consistentemente en los tres algoritmos de modelado evaluados (MAG, MLG y RF), lo que sugiere que tanto la variabilidad térmica anual como los patrones de precipitación estacional son factores clave en la delimitación ecológica de las especies estudiadas. La fuerte influencia de estas

variables indica que los nichos climáticos de estas especies están estrechamente vinculados con condiciones climáticas específicas, por lo que posibles alteraciones en dichos parámetros derivadas del cambio climático podrían afectar significativamente su distribución futura. No obstante, es importante señalar que, para fortalecer la interpretación ecológica de estos patrones, se requiere el desglose porcentual de la contribución de cada variable por especie y modelo, lo cual permitiría identificar diferencias específicas en la sensibilidad climática de cada taxón.

### Capacidad de predicción del modelo

La evaluación de los modelos basado en las métricas Kappa, ROC y TSS muestran que el modelo Random Forest (RF) fue el más robusto al medir la sensibilidad y especificidad de sus predicciones. Para el caso específico de las especies *Pinus teocote*, *Quercus elliptica* y *Q. castanea* tuvo un desempeño de > 98 %. El Modelo Aditivo Generalizado (MAG) tuvo el segundo mejor desempeño alcanzando valores > 86 % (Tabla 2). Mientras que el Modelos Lineales Generalizados (MLG) presentó un desempeño > 49.15 % donde *Quercus acutifolia* obtuvo el valor más bajo.

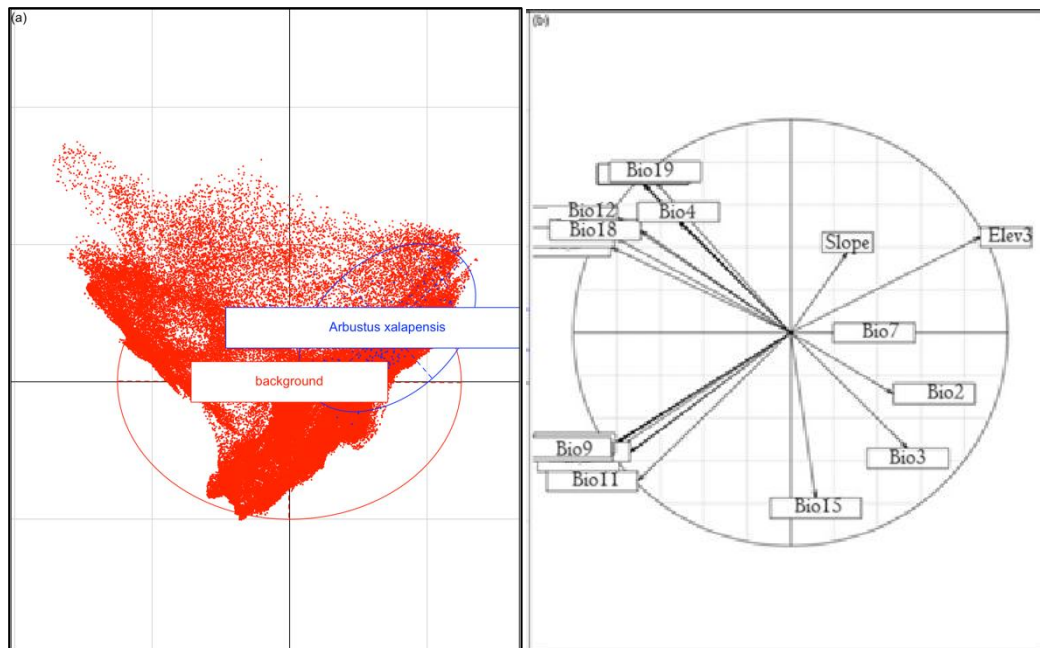


Figura 2. Ejemplo de análisis de componentes principales (PCA) para *Arbutus xalapensis*, donde, a) proyección de nicho ecológico y b) Contribución de las variables ambientales



**Tabla 2.** Desempeño de los modelos según las métricas de precisión (%)

| Especies                     | Kappa |       |       | ROC   |       |       | TSS   |       |       |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
|                              | MAG   | MLG   | RF    | MAG   | MLG   | RF    | MAG   | MLG   | RF    |
| <i>Arbustus xalapensis</i>   | 86.37 | 92.02 | 99.33 | 93.68 | 92.02 | 99.33 | 94.68 | 92.02 | 99.33 |
| <i>Clethra mexicana</i>      | 90.74 | 82.4  | 99.07 | 94.44 | 82.40 | 99.07 | 94.44 | 82.40 | 99.07 |
| <i>Pinus devoniana</i>       | 96.49 | 89.47 | 99.98 | 96.49 | 89.47 | 99.98 | 96.49 | 89.47 | 99.98 |
| <i>Pinus oocarpa</i>         | 94.73 | 74.85 | 98.83 | 94.73 | 84.79 | 99.98 | 95.90 | 83.62 | 99.98 |
| <i>Pinus teocote</i>         | 95.52 | 79.10 | 98.50 | 94.03 | 98.50 | 98.50 | 95.52 | 88.06 | 98.50 |
| <i>Quercus acutifolia</i>    | 94.91 | 49.15 | 99.15 | 94.91 | 71.18 | 99.98 | 94.91 | 84.74 | 99.15 |
| <i>Quercus castanea</i>      | 90.42 | 69.14 | 98.93 | 90.42 | 80.85 | 98.93 | 90.42 | 86.17 | 98.93 |
| <i>Quercus crassifolia</i>   | 86.53 | 89.15 | 99.63 | 93.65 | 95.63 | 99.98 | 93.56 | 95.64 | 99.98 |
| <i>Quercus elliptica</i>     | 96.29 | 74.07 | 98.76 | 96.29 | 75.30 | 98.76 | 96.29 | 77.77 | 98.76 |
| <i>Quercus magnoliifolia</i> | 86.04 | 79.07 | 99.22 | 89.92 | 85.27 | 99.22 | 90.69 | 85.27 | 99.22 |
| <i>Quercus rugosa</i>        | 88.88 | 83.00 | 99.34 | 91.50 | 85.62 | 99.34 | 92.15 | 85.62 | 99.34 |

Kappa = estadística Kappa de Cohen, ROC = área bajo la curva, TSS = estadística de habilidad verdadera, MAG = Modelos Aditivos Generalizados, MLG = Modelos Lineales Generalizados, RF = Random Forest (bosque aleatorio).

Además, el clima desempeña un papel fundamental en la presencia y distribución de las especies, especialmente al modelar áreas geográficas extensas (Pearson y Dawson, 2003). En este contexto, se observó que el rendimiento del modelo no solo depende de la cantidad de registros, sino también de la variabilidad en la distribución de las especies. Indicadores como la curva ROC, el índice TSS y el coeficiente kappa (Allouche et al., 2006) evidenciaron que el algoritmo Random Forest presentó un desempeño superior, con valores por encima del 98 % para todas las especies evaluadas.

Un ejemplo claro es *Pinus devoniana*, que, a pesar de contar con un número reducido de observaciones, mostró resultados eficientes en las tres métricas bajo el modelo Random Forest, alcanzando un TSS del 99 %. Estos resultados respaldan los estudios de Wisz et al. (2008) y Guzmán-Santiago et al. (2023), quienes también lograron resultados convincentes al emplear modelos de conjuntos. Esto demuestra que no es estrictamente necesario disponer de al menos 80 observaciones para llevar a cabo análisis robustos de este tipo, como lo indican Corona-Núñez et al. (2017).

La mayoría de los estudios de este tipo en México se han centrado sobre el género *Pinus*, para los escenarios SSP245 (nivel medio) y el pesimista, SSP585 (Cruz-Cárdenas et al., 2016; Aceves-Rangel et al., 2018; Pérez-Miranda et al., 2019). Sin embargo, poco se conoce sobre el efecto que tendría el escenario SSP126 por considerarse optimista (mayor cobertura forestal) (O'Neill et al., 2016). Esta investigación muestra cambios en las distribuciones de las especies, resultados similares fueron reportados para la especie *Keteleeria davidiana* en varias regiones de China (Zhang et al., 2023).

### Análisis de umbral óptimo de adaptación

El rango de sensibilidad de las especies oscila de 0.62 a 0.99 con un promedio de  $0.93 \pm 0.11$  (Tabla 3). Las curvas ROC muestran que la distribución de las especies está relacionada con las variables climáticas. Por ejemplo, *Clethra mexicana* es la especie que evidencia una sensibilidad baja del 0.62, lo que indica que la capacidad del modelo de identificar los casos positivos es baja. En general el modelo es consistente a la hora de identificar la presencia de las especies con adaptabilidades superiores al 50 %.

Tabla 3. Desempeño predictivo específico por especie

| Nombre                       | Umbral | Precisión | Sensibilidad |
|------------------------------|--------|-----------|--------------|
| <i>Arbutusxalapensis</i>     | 0.52   | 0.86      | 0.97         |
| <i>Clethra mexicana</i>      | 0.41   | 0.81      | 0.62         |
| <i>Pinus devoniana</i>       | 0.46   | 0.88      | 0.98         |
| <i>Pinusoocarpa</i>          | 0.49   | 0.91      | 0.98         |
| <i>Pinusteocote</i>          | 0.55   | 0.90      | 0.97         |
| <i>Quercus acutifolia</i>    | 0.53   | 0.92      | 0.97         |
| <i>Quercus castanea</i>      | 0.52   | 0.86      | 0.95         |
| <i>Quercus crassifolia</i>   | 0.45   | 0.86      | 0.99         |
| <i>Quercus elliptica</i>     | 0.53   | 0.95      | 0.95         |
| <i>Quercus magnoliifolia</i> | 0.64   | 0.92      | 0.89         |
| <i>Quercus rugosa</i>        | 0.58   | 0.92      | 0.95         |

### Distribución potencial de las especies forestales

Con base en el análisis del modelo *RF* para las 11 especies forestales se aprecia que la mayoría tienen presencia en las altitudes  $\leq 2500$  m. Las ocho regiones del territorio oaxaqueño tienen condiciones aptas para la distribución de las especies, donde *Pinus devoniana* es la de mayor superficie de distribución actual (23 559.70 km<sup>2</sup>), en comparación con el resto. En cuanto al género *Quercus*, la especie *Quercus elliptica* es la que muestra una distribución menor, teniendo una superficie de 11 419.70 km<sup>2</sup> (Tabla 3).

### Cambios en la distribución espacial de las especies forestales

Ante escenarios de cambio climático se observa que las especies muestran pocas diferencias en los cambios estimados para el año 2040 para ambos escenarios (SSP126 y 585). Se estima que en el escenario pesimista las especies mostrarán una distribución de  $1.3 \pm 0.9$  % menos, que en el escenario optimista. Los mayores cambios se observan para el año 2100 donde estos cambios son del  $44.1 \pm 6.5$  %. Se estima que en promedio para el escenario optimista las especies tendrán una reducción en su distribución del  $44.0 \pm 9.4$  %, en contraste con el pesimista que sería de  $88.1 \pm 6.1$  %.

Las especies que se espera que muestren mayor reducción de su distribución potencial para el año

2100 para los escenarios optimista y pesimista son *Quercus elliptica* (46.8 % y 94.6 %) < *Quercus acutifolia* (51.2 y 85.6 %) < *Pinus devoniana* (55.5 y 95.2 %) < *Pinus oocarpa* (62.8 y 93.5 %). Para los mismos escenarios *Arbutus xalapensis* y *Quercus crassifolia* podrían reducir su superficie en al menos 33 % en el escenario optimista y hasta el 78 % en el pesimista. No obstante, *Pinus teocote* es la que tiende a ganar más sitios idóneos con 5252.0 km<sup>2</sup>, mientras que *Quercus castanea* es la que menos sitios de idoneidad (54.2 km<sup>2</sup>) presenta (Tabla 4).

Con base en lo anterior, Guzmán-Santiago et al. (2023), en su estudio con un modelo de conjunto obtuvieron que *Pinus devoniana* y *P. oocarpa* perderían para el año 2030 una superficie de 41.9 %, 31.7 %, respectivamente. Estos resultados son similares a los obtenidos en este estudio con el escenario SSP126 para el 2040 con SSP126, con cambios similares (36 % y 48 % respectivamente). Mientras que para el año 2090 en el escenario SSP585 estos mismos autores encontraron que las especies las especies más afectadas, serán *Quercus castanea* (91.0 %), *Q. rugosa* (88.18 %), *Q. elliptica* (82.4 %), *Pinus teocote* (56.2 %) y *P. devoniana* (42.3 %), lo cual concuerda con este estudio con el escenario SSP585 para el año 2100.



**Tabla 4.** Tasa de pérdida total de la distribución de las especies forestales.

| Especies                     | Superficie factible actual (Km <sup>2</sup> ) | 2040-SSP126 (%) | 2100-SSP126 (%) | 2040-SSP585 (%) | 2100-SSP585 (%) |
|------------------------------|-----------------------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
|                              |                                               | Optimista       |                 | Pesimista       |                 |
| <i>Arbustus xalapensis</i>   | 18071.01                                      | 25.51           | 33.79           | 25.93           | 78.42           |
| <i>Clethra mexicana</i>      | 15513.41                                      | 22.23           | 36.69           | 24.17           | 85.91           |
| <i>Pinus devoniana</i>       | 23559.70                                      | 36.98           | 55.50           | 38.61           | 95.19           |
| <i>Pinus oocarpa</i>         | 13578.00                                      | 48.31           | 62.78           | 50.70           | 93.54           |
| <i>Pinus teocote</i>         | 15582.26                                      | 32.23           | 43.32           | 32.58           | 87.79           |
| <i>Quercus acutifolia</i>    | 19653.59                                      | 35.53           | 51.21           | 36.06           | 85.59           |
| <i>Quercus castanea</i>      | 16023.73                                      | 28.16           | 40.83           | 30.59           | 91.80           |
| <i>Quercus crassifolia</i>   | 18787.00                                      | 22.89           | 32.94           | 23.70           | 78.62           |
| <i>Quercus elliptica</i>     | 11419.70                                      | 36.50           | 46.79           | 36.64           | 94.63           |
| <i>Quercus magnoliifolia</i> | 17798.21                                      | 30.55           | 43.65           | 32.06           | 93.20           |
| <i>Quercus rugosa</i>        | 15892.06                                      | 25.99           | 36.42           | 27.96           | 84.11           |

#### Distribuciones futuras de las especies

Para representar todos los escenarios que se trabajaron se utilizó un rango de 0-1000 donde 0 es nula adaptabilidad y 1000 es totalmente adaptado a una escala de tiempo de 2025 a 2100. La **figura 3** ayuda a comprender mejor los cambios significativos en la distribución, sobre todo en el escenario SSP585 del año 2100, que es considerado como el más drástico. De acuerdo con el análisis, la región Costa (Juquila) y Sierra Sur (Sola de Vega) son zonas donde existe una mayor representación de distribución de las especies.

Con base en los modelos se estima una ligera expansión de las especies (*Arbustus xalapensis*, *Pinus devoniana*, *P. oocarpa*, *P. teocote*, *Quercus acutifolia*, *Q. crassifolia*, *Q. castanea*, *Q. elliptica*, *Q. magnoliifolia* y *Q. rugosa*) hacia la región Mixteca, Cañada y Sierra Norte (entre Oeste y Norte), aunque adicionalmente, *P. oocarpa* y *P. devoniana* se expandirán hacia la Sierra Sur (Putla) y la Mixteca (Juxtlahuaca), lo cual es algo similar

con lo reportado por Guzmán-Santiago et al. (2023) en las mismas zonas de estudio. Mientras, que *Clethra mexicana* le quedaría algunos sitios de sobrevivencia hacia el norte (Cañada y Sierra Norte), asimismo en zona sur de la región Costa. No obstante, *Pinus devoniana* es la que proyecta una mayor adaptabilidad.

Los resultados obtenidos sugieren que todas las especies forestales evaluadas tendrán cambios significativos en contraste con su distribución potencial. Las especies no sólo mostrarán una reducción en su superficie, sino que se prevé una migración a otras regiones, similar a otros estudios (Gómez-Guerrero et al., 2021). Con escenarios similares, estos resultados coinciden con lo reportado para algunas especies en Asia (*Quercus brantii*, *Q. coccifera*, *Q. libani* y *Q. aegilops*), que indican que estas especies migrarán a mayores altitudes (Safaei et al., 2021; Mirhashemi et al., 2023).

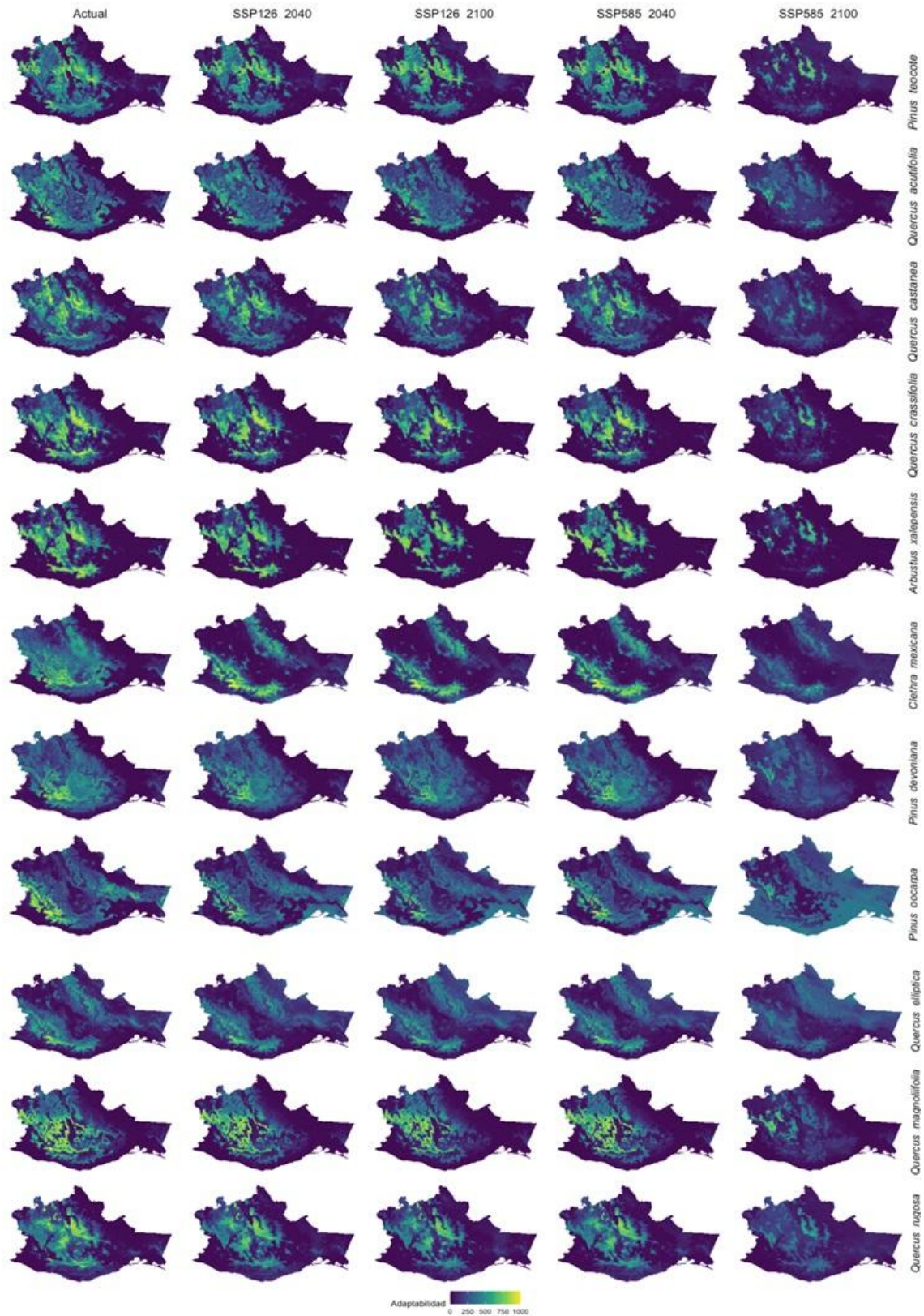


Figura 3. Cambios en la distribución espacial de las especies forestales bajo diferentes escenarios climáticos.

Por otra parte, para disminuir la vulnerabilidad de estos ecosistemas, resulta fundamental adoptar estrategias de manejo que ayuden a mitigar los efectos del cambio climático (Dawson et al., 2011). Por lo que, se considera necesario reducir las presiones antropogénicas como el cambio de uso de suelo en terrenos forestales (Mendoza-Ponce et al., 2020), prevenir el impacto derivados por los incendios (Corona-Núñez et al., 2020), así como implementar programas de migración asistida (Gómez-Ruiz & Lindig-Cisneros, 2017) específicamente para las especies *Pinus devoniana* que mostraron que sus futuros sitios de distribución no se encuentran interconectados con su distribución potencial.

De las 11 especies analizadas, *Quercus acutifolia* es la única que está catalogada como “vulnerable” según la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2023), la cual requiere especial atención en términos de manejo y conservación. En contraste, el resto de las especies evaluadas se encuentran clasificadas como de “preocupación menor”, por lo que no presentan, por ahora riesgos significativos (<https://www.iucnredlist.org/>). Sin embargo, ante escenarios de cambio climático, estas especies mostrarán cambios importantes, particularmente en el escenario SSP585. Es importante resaltar que, las once especies evaluadas mostrarán cambios importantes en su distribución potencial, inclusive en el escenario optimista. Esta condición refleja cómo los ecosistemas templados estarán expuestos a nuevas presiones que incrementarán su vulnerabilidad y podrían llevar a la extinción local de ciertas especies, similar a lo reportado por Cassini (2011). Así mismo, se estima que estas futuras condiciones afecten en la estructura y composición de las especies, los servicios ambientales, y efectos en cadena que pueden promover la pérdida de especies de plantas y animales.

## CONCLUSIONES

En todos los escenarios evaluados sugieren que para el año 2100 se prevé que las 11 especies

perderán un alto porcentaje de hábitats idóneas, en especial *Pinus devoniana*. Esta condición resalta la necesidad de establecer un plan de acción inmediata para su conservación, incluyendo la migración asistida. De las 11 especies analizadas, *Quercus acutifolia* es la única que está catalogada como vulnerable de acuerdo con la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), por lo que también requiere especial atención. Se recomienda realizar más levantamiento de datos y depositarlos en los repositorios de las diferentes plataformas para realizar más investigaciones y contrastar o validar los resultados obtenidos.

## AGRADECIMIENTOS

Este estudio fue apoyado por la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) mediante la beca otorgada al primer autor para la estancia postdoctoral, con el proyecto ID 2524710 (gestionado por el mismo beneficiado). La investigación se llevó a cabo en el Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Texcoco, México.

A las autoridades agrarias de la comunidad de San Juan Quiahije, Juquila, así como a los colegas, Ing. Gregorio Morales, Biol. María del Sol y a las brigadas por su apoyo en el levantamiento de datos en el campo.

## REFERENCIAS

- Aceves-Rangel, L. D., Méndez-González, J., García-Aranda M. A. y Nájera-Luna, J. A. (2018). Distribución potencial de 20 especies de pinos en México. *Agrociencia*, 52(7), 1043-1057.
- Álvarez, L. R. (1994). *Geografía general del estado de Oaxaca*. 2a. ed., Oaxaca: Carteles Editores, pp. 14-26.
- Allan, R. P., Arias, P. A., Berger, S., Canadell, J. G., Cassou, C., Chen, D., Cherchi, A., Connors, S. L., Coppola, E., Cruz, F. A., Plattner, G. K. & Zickfeld, K. (2021). *Climate change 2021. The physical science basis*. Summary for

- polycymakers. In: V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, B. Zhou (Eds.), *Climate change 2021. The physical science basis. Working group I contribution to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change* (pp. 1-31).
- Allouche, O., Tsoar, A. & Kadmon, R. (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43(6), 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Cassini, M.H. (2011). Ranking threats using species distribution models in the IUCN Red List assessment process. *Biodiversity and Conservation*, 20(14), 3689-3692. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0126-9>
- Cayuela, L., Golicher, D. J., Newton, A. C., Kolb, M., De Albuquerque, F. S., Arets, E. J. M. M., & Pérez, A. M. (2009). Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science*, 2(3), 319-352.
- Corona-Núñez, R. O., Mendoza-Ponce, A. & López-Martínez, R. (2017). Model selection changes the spatial heterogeneity and total potential carbon in a tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 405, 69-80. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.018>
- Corona-Núñez, R.O., Li, F. & Campo, J. E. (2020). Fires represent an important source of carbon emissions in Mexico. *Global Biogeochemical Cycles*, 34(12), e2020GB006815. <https://doi.org/10.1029/2020GB006815>
- CEF (Comisión Estatal Forestal). (2024). Superficie Forestal Estatal. <https://www.oaxaca.gob.mx/coesfo/superficie-forestal-estatal/>
- CONAFOR (Comisión Nacional Forestal). (2023). *Inventario Nacional Forestal y de Suelos*. <https://snmf.cnf.gob.mx/datos-del-inventario/>
- Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Silva, J. T., Bernal-Santana, N., Estrada-Godoy F. y López-Sandoval, J. A. (2016). Modelado de la distribución potencial de especies de *Pinaceae* bajo escenarios de cambio climático en Michoacán. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22(2), 135-148. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2015.06.027>
- Dawson, T. P., Jackson, S. T., House, J. L., Prentice, I. C. & Mace, G. M. (2011). Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. *Science* 332(6025), 53-58. <http://dx.doi.org/10.1126/science.120030>
- Fick, S. E & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Freeman, B.G., Lee-Yaw, J. A., Sunday J. M. & Hargreaves, A. L. (2018). Expanding, shifting and shrinking: The impact of global warming on species' elevational distributions. *Global Ecology and Biogeography*, 27(11), 1268-1276. <https://doi.org/10.1111/geb.12774>
- García, C. G., García, C. B., Gómez, R. S. y Pérez, J. A. (2019). Regresión con variables ortogonales y regresión alzada en el modelo STIRPAT. *Estudios de Economía Aplicada*, 35(3), 717-734.
- GBIF (Global Biodiversity Information Facility). (2023). Bases de datos geográficos disponibles para las 11 especies en estudio. <https://www.gbif.org/what-is-gbif>
- Gómez-Guerrero, A., Correa-Díaz, A. y Castruita-Esparza, L. U. (2021). Cambio climático y dinámica de los ecosistemas forestales. *Revista Fitotecnia Mexicana*, 44(4), 673-673. <https://doi.org/10.35196/rfm.2021.4.673>
- Gómez-Ruiz, P. A. y Lindig-Cisneros, R. (2017). La restauración ecológica clásica y los retos de la actualidad: La migración asistida como estrategia de adaptación al cambio climático.



- Revista de Ciencias Ambientales*, 51(2), 31-51.  
<http://dx.doi.org/10.15359/rca.51-2.2>
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135(2-3), 147-186. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(00\)00354-9](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(00)00354-9)
- Guzmán-Santiago, J. C., De los Santos-Posadas, H. M., Ángeles-Pérez, G., Vargas-Larreta, B., Gómez-Cárdenas, M., Rodríguez-Ortiz, G. y Corona-Núñez, R. O. (2023). 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>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). (2021). *Summary for policymakers*. En V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J. B. R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu & B. Zhou (Eds.), *Climate change 2021: The physical science basis*. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (pp. 1-36).
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía Información Geográfica). (2023). *División por entidad federativa con base en el marco geoestadístico*. [www.inegi.gob.mx/geo/informaciongeografica/oaxaca](http://www.inegi.gob.mx/geo/informaciongeografica/oaxaca).
- Jiménez-Salazar, M. Á. y Méndez-González, J. (2021). Actual and potential distribution of *Pinus engelmannii* Carrière under climate change scenarios. *Madera y Bosques*, 27(3), e2732117. <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2732117>
- Lenoir, J., Gégout, J. C., Marquet, P. A., De Ruffray, P. & Brisse, H. (2008). A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320(5884), 1768-1771. <https://doi.org/10.1126/science.1156831>
- Mendoza-Ponce, A. V., Corona-Núñez, R. O., Kraxner, F. & Estrada, F. (2020). Spatial prioritization for biodiversity conservation in a megadiverse country. *Anthropocene*, 32, 100267. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2020.100267>
- Mirhashemi, H., Heydari, M., Karami, O., Ahmadi, K. & Mosavi, A. (2023). Modeling Climate Change Effects on the distribution of oak forests with machine learning. *Forests*, 14(3), 469. <https://doi.org/10.3390/f14030469>
- Nieves, V. A. (2020). Modelado de distribución de especies en los bosques de los andes meridionales. *Papeles de Geografía*, 66, 195-207. <https://doi.org/10.6018/geografia.409051>
- Ojeda-Bustamante, W., Sifuentes-Ibarra, E., Íñiguez-Covarrubias, M., & Montero-Martínez, M. J. (2011). Impacto del cambio climático en el desarrollo y requerimientos hídricos de los cultivos. *Agrociencia*, 45(1), 1-11.
- O'Neill, B. C., Tebaldi, C., Van-Vuuren, D. P., Eyring, V., Friedlingstein, P., Hurtt, G., Knutti, R., Kriegler, E., Lamarque, J. F., Lowe, J., Meehl, G. A., Moss, R., Riahi, K. & Sanderson, B. M. (2016). The scenario model intercomparison project (ScenarioMIP) for CMIP6. *Geoscientific Model Development*, 9(9), 3461-3482. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-3461-2016>
- Pérez-Miranda, R., Romero-Sánchez, M. E., González-Hernández, A., Rosales-Mata, S., Moreno-Sánchez, F. y Arriola-Padilla, V. J. (2019). Modelado de la distribución actual y bajo cambio climático de pinos piñoneros endémicos de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(56), 218-237. <https://doi.org/10.29298/rmcf.v10i56.613>
- Pearson, R. G. & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. *Global Ecology and Biogeography*, 12(5), 361-371. <https://doi.org/10.1046/j.1466->

- [822X.2003.00042.x](#) R Core Team. (2024). *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria. Versión 4.2.2. <http://www.r-project.org>
- Riahi K., Van Vuuren D. P., Kriegler E., Edmonds J., O'Neill B. C., Fujimori S., Bauer N., Calvin k, Dellink R., Fricko O., Lutz W., Popp A., Crespo C. J., KC S., Leimbach M., Jiang L., Kram T., Rao S., Emmerling J... Tavoni M. (2017). The shared socioeconomic pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: An overview. *Global Environmental Change*, 42, 153-168. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.05.009>
- Romero, C., Lindig-Cisneros, R. A., Joyce, D. G., Beaulieu, J., Bradley, J. C. & Jaquish, B. C. (2016). Assisted migration of forest populations for adapting trees to climate change. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22(3), 303-323. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2014.10.052>
- Sáenz-Romero, C., Rehfeldt, G. E., Crookston, G. E., Pierre, N. L., St-Amant, D., Beaulieu, J. & Richardsan, B. A. (2010). Contemporary and projected spline climate surfaces for Mexico and their use in understanding climate-plant relationships. *Climatic Change*, 102, 595-623. <https://doi.org/10.1007/s10584-009-9753-5>
- Safaei, M., Rezayan, H., Firouzabadi, P. Z. & Sadidi, J. (2021). Optimization of species distribution models using a genetic algorithm for simulating climate change effects on Zagros forests in Iran. *Ecological Informatics*, 63, 101288. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101288>
- Schaefer, H. C., Jetz, W. & Böhning-Gaese, K. (2008). Impact of climate change on migratory birds: community reassembly versus. *Global Ecology and Biogeography*, 17(1), 38-49. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00341.x>
- Sosa-Díaz, L., Valdez-Lazalde, J. R., López-Mata, L., Ángeles-Pérez, G., & De los Santos-Posadas, H. M. (2024). Riqueza, diversidad, endemismo y determinantes ambientales de *Pinus* L. en Oaxaca, México. *Botanical Sciences*, 102(4), 1093-1111. <https://doi.org/10.17129/botsci.3490>
- Trejo, I., Martínez-Meyer, E., Calixto-Pérez, E., Sánchez-Colón, S., Vázquez-De La Torre, R. & Villers-Ruiz, L. (2011). Analysis of the effects of climate change on plant communities and mammals in México. *Atmósfera*, 24(1), 1-14.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). (2023). *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://www.iucnredlist.org/>
- Villanueva-Díaz, J., Rubio-Camacho, E. A., Chávez-Durán, A. A., Zavala-Aguirre, J. L., Cerano-Paredes, J. y Martínez-Sifuentes, A. R. (2017). Respuesta climática de *Pinus oocarpa* Schiede Ex Schetl en el Bosque La Primavera, Jalisco. *Madera y Bosques*, 24(1), e2411464. <https://dx.doi.org/10.21829/myb.2018.2411464>
- Wardle, D. A. & Jonsson, M. (2014). Long-term resilience of above-and belowground ecosystem components among contrasting ecosystems. *Ecology*, 95(7), 1836-1849. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/13-1666.1>
- Wis, M. S., Hijmans, R. J., Li, J., Peterson, A. T., Graham, C. H., Guisan, A. & NCEAS Predicting species distributions working group. (2008). Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions*, 14(5), 763-773. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x>
- Zhang, Q., Shen, X., Jiang, X., Fan, T., Liang, X. & Yan, W. (2023). MaxEnt modeling for predicting suitable habitat for endangered tree *Keteleeria davidiana* (Pinaceae) in China. *Forests* 14(2), 394. <https://doi.org/10.3390/f14020394>