

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO
SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO



EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA DISTRIBUCIÓN ACTUAL Y
POTENCIAL DE *Rhynchopsitta terrisi*, *Pinus pinceana* y *Pinus cembroides*

Tesis

Que presenta CITLALI PÉREZ DÍAZ

Como requisito parcial para obtener el Grado de

MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN

Saltillo, Coahuila

Diciembre 2019

EFFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA DISTRIBUCIÓN ACTUAL Y
POTENCIAL DE *Rhynchopsitta terrisi*, *Pinus pinceana* y *Pinus cembroides*

Tesis

Elaborada por CITLALI PÉREZ DÍAZ como requisito parcial para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN con
la supervisión y aprobación del Comité de Asesoría



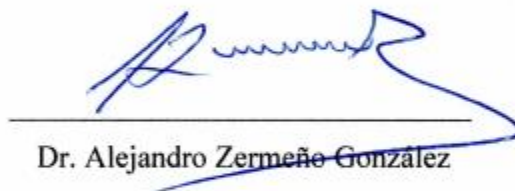
Dr. Jorge Méndez González

Asesor Principal



M. C. Librado Sosa Díaz

Asesor



Dr. Alejandro Zermeño González

Asesor



Dr. Marcelino Cabrera De la Fuente

Subdirector de Postgrado UAAAN

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (UAAAN) por permitirme realizar la Maestría en Ciencias en Ingeniería de la producción.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por la beca otorgada y poder realizar el estudio de postgrado.

De manera especial y sincera al Dr. Jorge Méndez González por darme la oportunidad de poder realizar la tesis de Maestría y por compartir sus conocimientos el cual ayudó en ampliar los conocimientos y el desarrollo de nuevas habilidades.

Al M. C. Librado Sosa Díaz por el apoyo en la metodología de este trabajo y al Dr. Alejandro Zermeño por haber aceptado ser parte del comité y por la disponibilidad en la revisión del escrito.

Al Dr. Mario Alberto García Aranda por su tiempo y conocimiento en el manejo de los sistemas de información geográfica.

Este trabajo ha requerido de esfuerzo y dedicación, sin el apoyo y cooperación de todas las personas que, de manera desinteresada, no hubiese sido posible su finalización, a todas y cada una ellas. ¡Muchas Gracias!

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado con todo mi cariño para mi familia; de manera especial a mi esposo; quienes han puesto toda su confianza para lograr un objetivo más en la vida.

A mis maestros, compañeros y amigos por el apoyo mutuo en el proceso de la formación profesional.

A la Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro (UAAAN) y en especial al programa de la Maestría en Ciencias en Ingeniería en Sistemas de Producción (ISP) por permitirme ser parte de otra generación.

ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	iii
DEDICATORIA	iv
LISTA DE TABLAS	vii
LISTA DE FIGURAS	viii
RESUMEN.....	ix
ABSTRACT	xi
INTRODUCCIÓN	1
OBJETIVOS	3
Objetivo General	3
Objetivos Específicos	3
Hipótesis	3
REVISIÓN DE LITERATURA.....	4
La cotorra serrana en México	4
Problemática de la Cotorra Serrana	4
<i>Pinus pinceana</i> y <i>Pinus cembroides</i>	5
Cambio climático	6
Modelos de circulación acoplados océano-atmósfera	6
Escenarios de cambio climático	8
Modelos de distribución de especies	9
Diagrama BAM	10
Evaluación de modelos de distribución.....	11
MATERIALES Y MÉTODOS	12
Registros de presencia de las especies.....	12
Área de calibración	13
Selección de variables climáticas	13
Calibración, creación y transferencia del modelo	13
Modelos de idoneidad actual y futura.....	14
Solapamiento de Nicho.....	14
RESULTADOS.....	15
El modelo de nicho de las especies.....	15

Contribución de las variables bioclimáticas y perfil bioclimático.....	16
Áreas de idoneidad actual	19
Nuevas áreas y áreas no aptas.....	21
Traslape de nichos entre las especies.....	24
DISCUSIÓN	26
CONCLUSIONES	30
REFERENCIAS	31

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Número de registros usados para modelación de nichos y distribución de especies.	12
Tabla 2. Perfil bioclimático y contribución de las variables acorde al análisis de componentes principales de <i>Rhynchopsitta terrisi</i> R.T. Moore (n = 280), <i>Pinus pinceana</i> Gordon (n = 454) y <i>Pinus cembroides</i> Zucc. (n = 2,205) obtenidos para el año 2050 de tres modelos de circulación general (MCG's) bajos dos vías de concentración (RCP's) 4.5 y 8.5.....	17
Tabla 3. Áreas de distribución potencial y efectiva / temperatura al 2050 en nuevas áreas aptas y áreas de alto impacto de <i>Rhynchopsitta terrisi</i> R.T. Moore, <i>Pinus pinceana</i> Gordon y <i>Pinus cembroides</i> Zucc. para el año 2050 en dos vías de concentración representativas (RCP's) 4.5 y 8.5 y tres modelos de circulación general (MCG's).	23
Tabla 4. Similitud de nicho entre las tres especies a escala global en tres MCG's y RCP's 4.5 y 8.5.....	25

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Modelo de nicho realizado de <i>Rhynchopsitta terrisi</i> R.T. Moore (A), <i>Pinus pinceana</i> Gordon (B) y <i>Pinus cembroides</i> Zucc. (C) construido con valores de Bio5, 6 y 12 a México y registros de cada especie, con elipsoide al 99 %.....	15
Figura 2. Histograma de frecuencia de tres variables ambientales de mayor contribución en el periodo actual (barras) con el modelo CCSM4 bajo dos vías de concentración representativa (RCP's) 4.5 y 8.5 (líneas) al 2050, en <i>Rhynchopsitta terrisi</i> R.T. Moore (A-C; n = 280), <i>Pinus pinceana</i> Gordon (D-F; n = 454) y <i>Pinus cembroides</i> Zucc. (G-I; n = 2,205).	18
Figura 3. Áreas de idoneidad actual (A-C) y superficie de idoneidad por entidad federativa (D-F) de <i>Rhynchopsitta terrisi</i> R.T. Moore (A), <i>Pinus pinceana</i> Gordon (B) y <i>Pinus cembroides</i> Zucc. (C), estratificada en tres niveles (baja, media y alta) a través de cuantiles relativos, en dos enfoques de modelación: sin extrapolación (A) con extrapolación (B y C).	20
Figura 4. Nuevas áreas aptas, de alto y bajo impacto en México (A-C) y el mundo (D-F) de <i>Rhynchopsitta terrisi</i> R.T. Moore (A y D), <i>Pinus pinceana</i> Gordon (B y E) y <i>Pinus cembroides</i> Zucc. (C y F) y Paridad Orientada a la Movilidad para el año 2050 con RCP 4.5 (G-I).....	22
Figura 5. Distribución altitudinal actual de <i>Rhynchopsitta terrisi</i> R.T. Moore (A), <i>Pinus pinceana</i> Gordon (B) y <i>Pinus cembroides</i> Zucc. (C) y en áreas nuevas de idoneidad predicha en México para el año 2050 estimada con tres modelos de circulación general (MCG's) en dos RCP's (4.5 y 8.5).....	24

RESUMEN

EFFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA DISTRIBUCIÓN ACTUAL Y POTENCIAL DE *Rhynchopsitta terrisi* R.T. Moore, *Pinus pinceana* Gordon y *Pinus cembroides* Zucc.

POR

CITLALI PÉREZ DÍAZ

MAESTRÍA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA DE SISTEMAS DE PRODUCCIÓN

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DR. JORGE MÉNDEZ GONZÁLEZ -ASESOR-

SALTILLO, COAHUILA

DICIEMBRE 2019

Los modelos de nicho ecológico son una herramienta trascendente para evaluar la respuesta de las especies al cambio climático. El objetivo de este estudio fue modelar la distribución actual y potencial de *Rhynchopsitta terrisi* R. T. Moore, *Pinus pinceana* Gordon y *Pinus cembroides* Zucc., usando registros de cada especie, 15 variables bioclimáticas, tres Modelos de Circulación General (MCG's) para el año 2050, bajo dos vías de concentración representativa (RCP's) y comparar la similaridad y equivalencia de traslape de nicho. La calibración, selección, evaluación y transferencia del modelo fueron llevados a cabo en 'kuenm' un paquete de R que usa como algoritmo a Maxent. Las variables que mejor explicaron la distribución de estas especies fueron Bio10 y Bio11. Los tres MCG's predicen similar, en las nuevas áreas de idoneidad se observa un desplazamiento de 45, 500 y 100 km respectivamente hacia latitud norte, pero hacia menores altitudes (entre 250 y 800 m). Las tres especies comparten áreas de distribución, pero la prueba de similitud y equivalencia indica que no hay un traslape total de nicho. El cambio climático podría tener un impacto significativo la distribución futura en estas especies. Excepto para *P. cembroides*, se predicen pérdidas de áreas idóneas actuales.

Palabras clave: cotorra serrana, especies endémicas, kuenm, Maxent, pinos piñoneros.

ABSTRACT

CLIMATE CHANGE EFFECTS ON ACTUAL ON ACTUAL AND POTENTIAL
DISTRIBUTION OF *Rhynchopsitta terrisi* R.T. Moore, *Pinus pinceana* Gordon y *Pinus*
cembroides Zucc.

BY

CITLALI PÉREZ DÍAZ

MASTER OF SCIENCE IN PRODUCTION OF SYSTEMS ENGINEERING

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA AGRARIA ANTONIO NARRO

DR. JORGE MÉNDEZ GONZÁLEZ -ADVISOR-

SALTILLO, COAHUILA

DECEMBER 2019

Ecological niche modeling is an important tool to assess the response of species to climate change. The objective of this study was to model the current and potential distribution of *Rhynchopsitta terrisi* R. T. Moore, *Pinus pinceana* Gordon and *Pinus cembroides* Zucc. using occurrence for each species, 15 environmental variables, three General Circulation Models (GCMs) for the year 2050, under two representative concentration pathways (RCPs) and compare the similarity and equivalency of niche overlap. The calibration, selection, evaluation and model transfers were carried out in ‘kuenm’ an R package that used like MaxEnt algorithm. The environmental variables that best explained the distribution included Bio10 y Bio11. The three GCMs predict similar results, in the new suitable areas it noted a displacement of 45,500 and 100 km respectively, towards north latitudes, but toward lower elevation (between 250 and 800 m). The three species share distribution areas, but the test of niche similarity and equivalence there is no complete niche overlap. Climate Change would have a significant impact on future distribution of these species. Except for *P. cembroides*, losses of current suitable areas are predicted.

Keywords: cotorra serrana, endemic species, kuenm, Maxent, pinyon pine species.

INTRODUCCIÓN

El aumento de la concentración de Gases de Efecto Invernadero en la atmósfera ha acelerado el incremento de temperatura (IPCC, 2018), con ello se modifica el sistema climático afectando tanto a la población humana como a la biodiversidad, flora y la fauna de todo el mundo (IPCC, 2019).

La cotorra serrana oriental (*Rhynchopsitta terrisi* R. T. Moore, 1947) es una especie endémica de México, considerada en peligro de extinción (EN) por la lista roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (Howell y Webb, 1995; Macías-Caballero, 1998; SEMARNAT, 2010; BirdLife International, 2017), habita en las montañas del noreste y centro de México (Berlanga et al., 2008), muestra preferencia por los bosques de pino-oyamel-ayarín (*Pinus*, *Abies* y *Pseudotsuga*) (Ortiz-Maciel et al., 2000), basando su dieta principalmente de semillas de pinos (Lawson y Lanning, 1980) tales como *Pinus pinceana* Gordon y *Pinus cembroides* Zucc. (Ledig et al., 2001; Macías-Caballero, 1998). *P. pinceana* es una especie endémica a México en peligro de extinción incluida en la Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2010 (SEMARNAT, 2010), presente en las zonas áridas lo cual causa que su distribución sea discontinua y dispersa (Ledig et al., 2001). *P. cembroides*, originaria de México, una de las especies de mayor distribución, se extiende desde el sur de los Estados Unidos de América (Macías-Caballero, 1998; Sánchez, 2008), es una especie que se adapta y resiste a condiciones climáticas difíciles.

El modelado de nicho ecológico (MNE) es un conjunto de herramientas que ayudan a estimar la distribución geográfica de las especies (Guisan y Thuiller, 2005; Peterson et al., 2011) para evaluar los efectos de cambio climático y con ello, a la toma de decisiones para su conservación (Searcy y Shaffer, 2016). Algunos de los algoritmos que se han usado para la generación de MNE han sido Maxent (Phillips et al., 2006), BIOCLIM (Busby, 1991); GARP (Stockwell, 1999) entre otros. Maxent está basado en la máxima entropía donde solo requiere datos de presencia y variables ambientales (Phillips et al., 2006).

La distribución de una especie depende de muchos otros factores, el «diagrama BAM» lo clarifica desde el punto de vista de MNE (Soberón y Nakamura, 2009; Soberón et al., 2017). Entre los factores que determinan la distribución de una especie se encuentran: i) condiciones abióticas necesarias («A»), ii) condiciones bióticas favorables («B») (McGill

et al., 2006) y iii) las que hayan estado accesibles a la dispersión de las especies desde la región de su origen histórico («M»).

Existen ya algunos estudios enfocados a la modelación actual de *R. terrisi* (Monterrubio-Rico et al., 2015); en *P. pinceana* (Cruz-Cárdenas et al., 2016); Sosa, 2017; López et al., 2018; Romero-Sánchez et al., 2018) y en *P. cembroides* (Aceves-Rangel et al., 2018; García-Aranda et al., 2018), sin embargo, es importante evaluar los efectos de cambio climático sobre la distribución futura de las especies, para determinar nuevas áreas, áreas ya no idóneas y el nicho en el que coexisten. En este sentido, Warren et al. (2008) desarrollaron una metodología para medir la similitud del nicho ecológico para comparar la equivalencia contra el conservadurismo del nicho.

OBJETIVOS

Objetivo General

Modelar la distribución actual y potencial de *R. terrisi*, *P. pinceana* y *P. cembroides*, usando tres Modelos de Circulación General (MCG's): CCSM4, HadGEM2-AO y MIROC5 para el año 2050 (2041 - 2060) bajo dos vías de concentración representativa (RCP's) 4.5 y 8.5

Objetivos Específicos

- Conocer las variables climáticas asociadas a su presencia y los impactos del cambio climático sobre la distribución actual y futura de estas especies y posibles desplazamientos.
- Evaluar y comparar la similaridad y equivalencia de la idoneidad de nicho entre estas especies

Hipótesis

Las especies son sensibles al clima y por consiguiente su distribución geográfica podría modificarse al 2050 y que sus nichos son similares.

REVISIÓN DE LITERATURA

La cotorra serrana en México

La Cotorra Serrana Oriental (*Rhynchopsitta terrisi* R.T. Moore) es endémica de México (Enkerlin et al., 1997). Vive en una franja restringida a unos 300 km de largo por 60 km de ancho, en una región de la Sierra Madre Oriental (SMO) que va desde la Sierra de Zapalinamé, en Coahuila; pasando por el Parque Nacional Cumbres de Monterrey y parte del Municipio de Rayones en Nuevo León, hasta la Reserva de la Biosfera del Cielo en Tamaulipas. Es una especie de ambientes boscosos y montañosos de altura (Monterrubio et al., 2015), por lo que vive en climas templados (Cw) con invierno seco, a altitudes elevadas que van de los 1,900 a los 3,000 msnm. Es de tamaño mediano, ligeramente mayor que la Cotorra Serrana Occidental: en promedio mide de 40 a 45 cm de largo, y pesa aproximadamente 460 gr. (Howell y Webb, 1995). Su pico es grande, ganchudo y curvo de color negro. De cola corta, percha erguida, piernas cortas pero fuertes y los dedos de los pies zigodáctilos, es decir dos dedos hacia el frente y dos hacia atrás (CONABIO 2011).

Problemática de la Cotorra Serrana

Desde la época de la conquista aumentó el interés por capturar individuos de la familia de los psitácidos. A partir del siglo XVI, adquirieron mayor popularidad entre los mexicanos, principalmente como mascotas. Durante el siglo XX este intenso comercio, aunado al tráfico ilegal, tuvo como consecuencia que entre 1970 y 1982, México fuera el mayor exportador de aves vivas para el comercio de mascotas provenientes de los países del neotrópico, exportando en promedio 14,500 psitácidos mexicanos, anualmente a Estados Unidos. Durante el periodo de 1981 a 1985 Estados Unidos importó un mínimo de 703 mil psitácidos; y aún en 1987 México constituía la mayor fuente de contrabando de aves silvestres. Además, solamente entre 1982 y 1983, 104,530 individuos de la familia fueron capturados en México para el mercado doméstico interno (CONABIO 2011).

Como consecuencia de la historia cultural de este grupo de aves en México y adicionalmente a la acelerada pérdida de su hábitat, las poblaciones silvestres de psitácidos en el territorio nacional se han visto fuertemente impactadas. Además, la

destrucción, modificación, conversión e incendios de bosques son los principales factores de la disminución de la población (Enkerlin et al., 1997). De acuerdo con la NOM-059-SEMARNAT-2010, actualmente la población silvestre de *R. terrisi*, se encuentra amenazada. además, se anticipa que el cambio climático reducirá más sus hábitats disponibles (Monterrubio et al., 2015).

El Pino representa la mayor fuente de alimento para la especie, además de ser sitios de percha (Ortiz-Maciel, 2000), las especies de pino con las que coexiste la cotorra serrana son *P. pinceana* con *P. cembroides*.

Pinus pinceana* y *Pinus cembroides

Se ha reconocido 43 géneros de pinos en México (Farjon, 1997); uno de ellos es *Pinus pinceana* Gordon que es endémica de México y fue descrita para el centro del país en el siglo XIX (Gordon, 1858). *P. pinceana* se distribuye a lo largo de la Sierra Madre Oriental, norte y centro (Villarreal et al., 2001). La distribución de la especie se encuentra dispersa y no es continua (Farjon y Styles 1997; Ledig et al. 2001). Forma parte de una vegetación de tipo matorral submontano subinerme y matorral desértico rosetófilo (Rzedowski, 1978), donde las especies más comunes son *Acacia greggii* A. Gray (guajillo), *Helietta parvifolia* (A. Gray) Benth. (barreta), *Cordia boissieri* C. DC. (anacahuíta), *Acacia rigidula* Benth. (chaparro prieto), *Gochnatia hypoleuca* (DC.) A. Gray (ocotillo), *Mortonia greggii* A. Gray (afinador), *Calia secundiflora* (Gomez-Ortega) entre otros. *Pinus pinceana* se encuentra incluido en la norma oficial NOM-059-ECOL-2010 (SEMARNAT, 2010), bajo la categoría de “peligro de extinción”, siendo mencionado como parte de la flora en riesgo para el estado de Nuevo León (Alanís et al., 2004). Esta especie crece como árbol pequeño o arbusto grande, su madera tiene un uso limitado. Las ramas se usan como leña y las semillas son comestibles, pero producidas con poca frecuencia.

La segunda especie que se estudió fue *Pinus cembroides* Zucc. que se distribuye a una altitud de 800 a 3200 m el suelo va de someros a profundos con textura de areno-arcilloso a migajón-arenosa; pedregrosos; bien drenados; pH: de 4 a 8; la materia orgánica con porcentajes medios en el horizonte “A” (CONAFOR, 2014). Originario de las regiones del noroeste, del norte y del centro de México, de los estados con climas templados y

semiáridos como son: Baja California Norte, Baja California Sur, Sonora, Chihuahua, Durango, Coahuila, Zacatecas, Nuevo León, Tamaulipas, San Luis Potosí, Aguascalientes, Jalisco, Querétaro, Hidalgo, Tlaxcala, Veracruz, México, Puebla y Guanajuato. En Estados Unidos se encuentra naturalmente en las regiones semiáridas montañosas del sur y centro de Arizona, Nuevo México y oeste de Texas (Bailey y Hawksworth, 1987). Abarca una superficie aproximada de 800,000 a 1,000,000 ha, sobre las faldas orientales de la Sierra Madre Occidental, desde Sonora hasta Jalisco; y en las laderas occidentales de la Sierra Madre Oriental desde Nuevo León hasta Puebla. Forma parte del bosque de coníferas abierto, en los límites o áreas de contacto con zonas áridas y semiáridas (Caballero y Ávila, 1989). *P. cembroides* presenta en climas semiáridos, con una precipitación de 350 a 700 mm anuales, la temperatura varía de 10 a 18°C con una mínima absoluta de 10°C y una máxima absoluta de 35 °C (Mohedano-Caballero et al., 1999). Las semillas de *P. cembroides* son comestibles, del cual se abastece el 90% del mercado nacional mexicano, lo cual trae beneficios socioeconómicos a la población de las zonas rurales donde este se desarrolla (Almaraz, 1992). El pino piñonero es susceptible de ataque de plagas, incendios, heladas y sequías, los roedores y aves también ocasionan daños a la semilla o piñón en la época de fructificación (Martínez et al., 1985).

Cambio climático

De acuerdo con el Grupo intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC), la definición de cambio climático es cualquier cambio en el clima a través del tiempo, ocasionados por la naturaleza o actividad humana. Los retos que plantea el cambio climático antropogénico hacen necesaria una valoración correcta de sus impactos para establecer mejores estrategias de adaptación y definir las medidas de mitigación más adecuadas. Las decisiones a tomar deben estar basadas en el mejor conocimiento posible de las condiciones climáticas actuales y una estimación adecuada de las proyecciones climáticas (Hughes, 2000).

Modelos de circulación acoplados océano-atmósfera

La herramienta básica para realizar estimaciones de proyecciones climáticas son los modelos de circulación general acoplados océano-atmósfera (MCGAO; Calle y Calzado,

2013). Estos modelos proporcionan las características de gran escala de las proyecciones climáticas. Los modelos de circulación general de la atmósfera (MCG) son algoritmos matemáticos para simular el sistema climático de la tierra. Los escenarios describen líneas evolutivas plausibles de las condiciones climáticas y otros aspectos del futuro, principalmente relacionadas con aspectos socio-económicos y las emisiones de gases de efecto invernadero y aerosoles asociadas (Calle y Calzado, 2013).

Existen diferentes MCG's que son los siguientes: CCSM4 (Community Climate System Model version 4): El Modelo del Sistema Climático Comunitario (CCSM) fue creado por NCAR en 1983 como un modelo de atmósfera global disponible gratuitamente para uso de la comunidad más amplia de investigación climática. Es un modelo climático acoplado para simular el sistema climático de la Tierra. Compuesto por cinco modelos separados que simulan simultáneamente la atmósfera, el océano, la tierra, el hielo terrestre y el hielo marino de la Tierra, más un componente acoplador central (Danabasoglu et al., 2012).

HadGEM2-AO es una configuración del modelo HadGEM2, el modelo fue creado por UK Met Office Hadley Centre. Es una simulación de sólo atmósfera con otras interfaces de componentes sustituidas por la entrada de archivos auxiliares. Los componentes del sistema terrestre incluidos son el ciclo del carbono terrestre y oceánico y la química troposférica. La vegetación terrestre y el carbono están representados por el modelo dinámico de vegetación global, TRIFFID, que simula la cobertura y el balance de carbono de 5 tipos de vegetación (árbol de hoja ancha, árbol de hoja de aguja, pasto C3, pasto C4 y arbusto) (Collins et al., 2011).

MIROC5 (Modelo de Investigación Interdisciplinaria sobre el Clima) se desarrolló en base a MIROC3.2, conjuntamente en el Centro de Investigación del Sistema Climático (CCSR), Universidad de Tokio; Instituto Nacional de Estudios Ambientales (NIES); y la Agencia de Japón para la Ciencia y Tecnología de la Tierra Marina acopla los siguientes modelos de componentes. El océano es el Modelo de Componentes Oceánicos del CCSR que incluye un modelo de hielo marino y la tierra que incluye un módulo de río (Watanabe et al., 2010).

Escenarios de cambio climático

Los escenarios de emisión son descripciones del futuro que afectan el balance de la radiación de la tierra, provocado por sustancias vertidas a la atmósfera, tales como Gases de Efecto Invernadero (GEI) y aerosoles, junto con otras condiciones relacionadas con el uso del suelo y la cubierta de la tierra (Moss et al., 2010). Los escenarios actuales representan los forzamientos más importantes, los procesos asociados, los posibles impactos (físicos, ecológicos y económicos) y las posibles respuestas recomendadas a tomadores de decisión y formuladores de política. Fueron desarrollados por la “Integrated Assessment Modelling Community” (IAMC). Actualmente incluyen submodelos de vegetación interactiva, ciclo de carbono y una mejor representación de química atmosférica (Moss et al., 2010).

Los estudios de cambio climático toman en cuenta el flujo neto de energía radiativa hacia la superficie de la tierra (forzamiento radiativo) medido en el borde superior de la troposfera (a unos 12.000 metros sobre el nivel del mar) como resultado de cambios internos en la composición de la atmósfera, o cambios en el aporte externo de energía solar, expresado en vatios/metro² (W/m²), es decir, cualquier cambio en la radiación (calor) entrante o saliente de un sistema climático o a diferentes cantidades de gases activos radiativos (Rodríguez, 2013).

Los escenarios de emisiones se clasifican de acuerdo al forzamiento radiativo: El RCP 2.6 asume que las emisiones globales anuales de GEI generarán un forzamiento radiativo de ~3 W/m² y éstas llegarán a valores máximos entre los años 2010 y 2020 y a partir de entonces las emisiones tenderán a disminuir sustancialmente (Moss et al., 2010).

El RCP 4.5 el forzamiento radiativo será de ~4,5 W/m² y las emisiones llegarán a valores máximos alrededor del año 2040 para después disminuir (Moss et al., 2010).

El RCP 6.0 asume un forzamiento radiativo de ~6 W/m², estas emisiones llegarán a valores máximos el año 2080 y a partir de entonces habrá una reducción (Moss et al., 2010).

El RCP 8.5 el forzamiento radiativo considerado es de ~8.5 W/m² con emisiones que seguirán aumentando durante el próximo siglo (Moss et al., 2010).

Modelos de distribución de especies

La distribución de especies obedece a procesos complejos donde las relaciones bióticas tienen una influencia importante (Mateo et al., 2011). La base conceptual de este campo, que podría denominarse “ecología distribucional”, está en los trabajos clásicos de ecología y biogeografía (Andrewartha y Birch 1954; Udvardy 1969). El gran valor de este tipo de información relacionada con la distribución geográfica de las especies incrementó recientemente debido a la popularidad de un tipo de métodos generados a finales de los años 70’s y principios de los 80’s (Soto et al., 1984) y que se han desarrollado intensamente en los últimos 20 años (Peterson et al., 1999; Guisan y Zimmermann, 2000; Elith et al., 2006).

Existen alternativas para estimar los patrones de distribución geográfica de las especies, mediante el uso de modelos empíricos predictivos de distribución potencial, ejemplo de ello son: BIOCLIM (Envolventes Bioclimáticas) (Busby, 1991), MLJ (Modelado Lineal Generalizado), Domain (Domain Modelling), GARP (Genetic Algorithm for Rule Prediction) (Stockwell y Peters, 1999) y MAG (Modelado Aditivo Generalizado) o MaxEnt (Máxima entropía) (Phillips, Dudík y Schapire, 2004). MaxEnt puede ser utilizado con datos de solo presencia, es decir, cuando existen registros de donde está presente la especie, pero no se conoce si una “no presencia” es una “ausencia verdadera” o simplemente es resultado de que dicha especie no se buscó en el sitio (Margules y Sarkar, 2009).

En los últimos años, el modelado de nicho ecológico ha incrementado su aplicación en diferentes campos de estudio como: la ecología, la evolución, la biogeografía y la biología de la conservación; también se le conoce como modelos de nicho, o modelos de distribución potencial de especies (García, 2008). El modelado se ha definido como la generalización de una realidad que solo se conoce parcialmente, mediante simulación o formulación matemática. Para el uso de los modelos de distribución de especies deben considerarse tres aspectos: i) que se parte de datos conocidos sobre la distribución del organismo; ii) que son los datos con diferentes variables independientes que describen las condiciones ambientales se asocian matemática o estadísticamente; y iii) que se extrapola la relación al resto del área de estudio y se obtiene un mapa de probabilidad de presencia de la especie (García, 2008).

En México las primeras estimaciones sobre distribución de psitácidos fueron realizadas por Navarro-Sigüenza y Peterson, (2007), mediante modelos de nicho ecológico con el algoritmo GARP, variables climáticas de WorldClim y registros históricos de presencia de las especies procedentes de colecciones científica, Monterrubio-Rico et al. (2015 y 2016) realizaron un estudio para evaluar la disponibilidad actual y futura de hábitat de la especie, utilizando modelos de nicho ecológico.

Estos estudios también se han enfocado en especies arbóreas, siendo el género *Pinus* el que más aportes ha tenido, ejemplo de ello son: Ávila et al. (2014) quienes generaron un modelo para *Pinus herreare* Martínez en el Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Quila (occidente de Jalisco); en Michoacán Cruz-Cárdenas et al. (2016), generaron modelos bajo escenarios de cambio climático para dos especies de *Abies* y 10 de *Pinus*, Pérez et al. (2013) hicieron lo propio para *Pinus patula* y *P. pseudostrobus* Lindl. en el estado de México. Se ha estimado la distribución de especies género *Abies*, *Pinus*, *Pseudotsuga* (Ramos-Dorantes et al., 2017) y especies invasoras (i. e. *Tamarix ramosissima* Ledeb. y *Atriplex semibaccata* R. Br.).

Diagrama BAM

Un área de distribución, en general, depende de muchos factores, más que el simple nicho fundamental de la especie. Una manera muy simplificada de expresar lo anterior es el llamado «diagrama BAM» (Soberón y Peterson, 2005). Entre los factores que determinan causalmente el área de distribución de una especie, se encuentran sus tolerancias ambientales (su nicho fundamental), la presencia o ausencia de otras especies (polinizadoras, dispersoras, competidoras, depredadoras, etc.) y las posibilidades de dispersión en períodos de tiempo y desde áreas originales relevantes.

El diagrama BAM muestra que una especie tiene altas probabilidades de ser observada en aquellas regiones del planeta donde: i) deben existir las condiciones abióticas necesarias («A»), ii) condiciones bióticas favorables («B») (McGill et al., 2006) y iii) hayan estado accesibles a la dispersión de la especie desde la región de su origen histórico («M») (Svenning y Skov, 2004). La zona denotada por GO, o área ocupada es la intersección de favorabilidad biótica y abiótica, y de accesibilidad histórica, por lo que la especie puede ser observada/recolectada en esa región.

Por definición, las variables ambientales en GO constituyen el nicho realizado (NR). La zona GI es una región con condiciones favorables pero que se ha mantenido fuera de las capacidades de dispersión de la especie. La región A es favorable a la especie si se hace abstracción de las interacciones y por lo tanto su medio ambiente corresponde a la idea de «nicho fundamental» de Hutchinson (1957).

Evaluación de modelos de distribución

La evaluación se basa en técnicas, como lo son las curvas ROC (Operating Receiver Characteristic). El área bajo la curva (AUC, por sus siglas en inglés) ROC es un estadístico de prueba ampliamente utilizado que mide la capacidad que tiene el modelo de discriminar las presencias del resto del entorno disponible para la especie (Gormley et al., 2013) y la importancia de las variables ambientales predictoras se evalúan a partir del promedio del porcentaje de contribución al modelo final de cada una para las especies (Lecours et al., 2016).

La mejor forma de evaluar los modelos de distribución de especies se realiza comparando las predicciones contra un conjunto de presencias independiente a la construcción de los mismos (Pearson et al., 2007) o creando matrices de confusión donde se registran las localidades verdaderas clasificadas como presencias por el modelo (Allouche et al., 2006), En algunos trabajos se han dividido los datos de presencia en porcentajes variables para el entrenamiento y evaluación del modelo, dando mayor prioridad (mayor porcentaje de presencias) al entrenamiento. Dichas particiones están en función de la cantidad de presencias disponibles y el criterio del investigador. Aceves-Rangel et al. (2018) usaron el 50 % del total de registros para entrenamiento y el resto para validación, en la modelación de 20 especies de pinos, mientras que Cruz-Cárdenas et al. (2014) destinaron el 75 % de registros para entrenamiento y 25 % para la validación del modelo, en la modelación de *Liquidambar styraciflua* L., *Quercus rubramenta* Trel. y *Roldana robinsoniana* (Greenm.) H. Rob. y Brettell.

MATERIALES Y MÉTODOS

En el área de estudio de *R. terrisi* es clima árido y semicálido con temperatura media anual entre 9.8 y 22 °C, precipitación desde 200 a 1,640 mm, a una altitud de 1,900 a 3,750 m (Howell y Webb, 1995; Monterrubio-Rico et al., 2015). Los climas donde se distribuyen *P. pinceana* y *P. cembroides* son semiáridos y templados con temperatura media anual entre 12 y 18 °C, lluvias de 400 a 1,000 mm. Los límites altitudinales de *P. cembroides* son de 1,350 a 3,000 m y 1,400 a 2,600 m para *P. pinceana* (Rzedowski, 2006).

Registros de presencia de las especies

Los registros de presencia de las especies, pasaron por un proceso de limpieza, eliminando duplicados, localidades inciertas, equívocas en latitud, longitud y altitud (Cobos et al., 2018). Los registros atípicos se eliminaron a través de Análisis de Componentes Principales (ACP) empleando 15 variables bioclimáticas, con el paquete de R 'FactoMineR' (Lê et al., 2008) descartando aquellos fuera de la elipse al 99 %. Para disminuir la autocorrelación entre registros se usó el paquete spThin (Aiello-Lammens et al., 2015) estableciendo una distancia de 5 km entre registros. Para la modelación, los registros de cada especie se dividieron en entrenamiento (85 %) y validación (15 %).

Tabla 1. Número de registros usados para modelación de nichos y distribución de especies.

	Base de datos					Proceso de limpieza		
	GBIF	AC	INFyS	REMIB	Total	Limpios	Mod.	Valid.
<i>R. terrisi</i>	6,822	64	0	0	6,886	280	83	49
<i>P. pinceana</i>	694	67	18	62	841	454	88	67
<i>P. cembroides</i>	2,298	52	1,242	356	3,948	2205	635	301

Donde: GBIF = Global Biodiversity Information Facility. AC = Artículos científicos. INFyS = Inventario Nacional Forestal y de Suelo. REMIB = Red Mundial de Información sobre la Biodiversidad. Mod. = Modelación. Valid = Validación.

Área de calibración

El área de calibración del modelo de nicho, que representa el área accesible para la especie denominada «M» del diagrama de BAM (Soberón y Peterson, 2005) se delimitó en ArcGIS 10.5, aplicando un buffer de 60 km al total de registros ‘limpios’ e independientes de cada especie.

Selección de variables climáticas

Se emplearon las variables bioclimáticas propuestas por Karger et al. (2017), quienes han demostrado se predice mejor que modelar con WorldClim, descartando Bio8, 9, 18 y 19, dado que combinan información de temperatura y precipitación (Escobar et al., 2014). La pre-selección de variables bioclimáticas y su contribución se realizó a través de ACP empleando el total de registros limpios e independientes empleando el paquete ‘FactoMineR’ (Lê et al., 2008), obteniendo el índice de Kaiser Meyer Olkin (KMO) (Hair et al., 2006; Ongsomwang y Jantakat, 2012; Quillfeldt et al., 2013). De este modo se obtuvieron tres grupos de variables bioclimáticas no correlacionadas ($r \leq 0.80$) y de mayor contribución, que fueron probadas para modelar la distribución de cada especie.

Calibración, creación y transferencia del modelo

La calibración, creación, evaluación y transferencia del modelo de nichos se realizó en R (R Core Team, 2019) empleando ‘kuenm’ (Cobos et al., 2019) un paquete de R que usa como algoritmo de modelación a Maxent. Se evaluaron 7 tipos de respuesta, 7 multiplicadores de regularización (0.1, 0.4, 0.7, 1.0, 2.0, 3.0 y 4.0) y tres grupos de variables bioclimáticas, generando cientos de modelos candidatos. La selección del modelo fue acorde a su significancia estadística, ROC parcial (Curva Operada por el Receptor (Peterson et al., 2008), tasa de omisión (< 0.05) (Peterson et al., 2011) y criterio de Información Aikaike (AICc) (Warren y Seifert, 2011). Los modelos finales, se transfirieron al año 2050 y a todo el mundo, utilizaron tres modelos de circulación general (MCG’s): CCSM4 (Gent et al., 2011), HadGEM2-A0 (Collins et al., 2011) y MIROC5 (Watanabe et al., 2010) bajo dos vías de concentración representativa de CO₂ (RCP’S) 8.5 y 4.5, a través de tres opciones: i) sin extrapolación ii) con extrapolación y iii) extrapolación con clamping (Escobar et al., 2014). El riesgo de extrapolación

(transferencia) se evaluó a través de MOP (Mobility- Oriented Parity) que identifica zonas de extrapolación estricta (Owens et al., 2013).

Modelos de idoneidad actual y futura

Los modelos/mapas de idoneidad actual de cada especie se estratificaron en alta, media y baja, utilizando cuantiles relativos (INEGI, 2010), además se binarizaron al umbral de 10 percentil (Radosavljevic y Anderson, 2014) para determinar: i) nuevas áreas aptas (donde la especie ocurre potencialmente en el futuro pero que no son aptas para la ocurrencia en condiciones actuales), ii) áreas de alto impacto, (donde la especie ocurre potencialmente en la actualidad, pero no es apta en el futuro) y iii) áreas de bajo impacto (donde la especie ocurre potencialmente en la actualidad y en el futuro).

Solapamiento de Nicho

Se estimaron parámetros de similaridad (I) y equivalencia (D) para conocer el grado de traslape del nicho entre las tres especies, ambos índices tienen valores entre 0 (no traslape) y 1 (traslape total), se usó el paquete de R 'NicheOverlap' basado de SDM (Modelación de distribución de especies) (Warren et al., 2008).

RESULTADOS

El modelo de nicho de las especies

De un total de 6,886 registros para *R. terrisi*, 841 de *P. pinceana* y 3,948 de *P. cembroides*, quedaron únicamente 83 (1.2%), 88 (10.5%) y 635 (16.1%), e independientes 49, 67 y 301 respectivamente. De los 7 tipos de respuesta, 7 multiplicadores de regularización y tres grupos de variables bioclimáticas resultaron 147 modelos candidatos para cada especie, todos significativos ($p \leq 0.05$). El tipo de respuesta para *R. terrisi* fue lineal+product con regularizador 0.7; para los pinos fue cuadratic+product con regularizador 0.1. El índice de KMO de *R. terrisi* (0.70), *P. pinceana* (0.73) y *P. cembroides* (0.67) fue mayor a 0.5 lo que justifica el análisis de componentes principales (Hair et al., 2006; Quillfeldt et al., 2013).

Por otra parte, el nicho realizado (fig. 1) construido con 50 mil valores de Bio5 [temperatura máxima del mes más cálido (°C)], Bio6 [temperatura mínima del mes más frío (°C)] y Bio12 [precipitación anual (mm)] de todo el país, muestra las diferentes formas y tamaños de las 'envolturas' (elipsoide al 99 %) del nicho de cada especie, distribuido sobre los climas secos, y cálidos, variando desde -6.9 hasta 39.9 °C (fig. 1B) y desde 274 hasta 1445.0 mm de precipitación (fig. 1A).

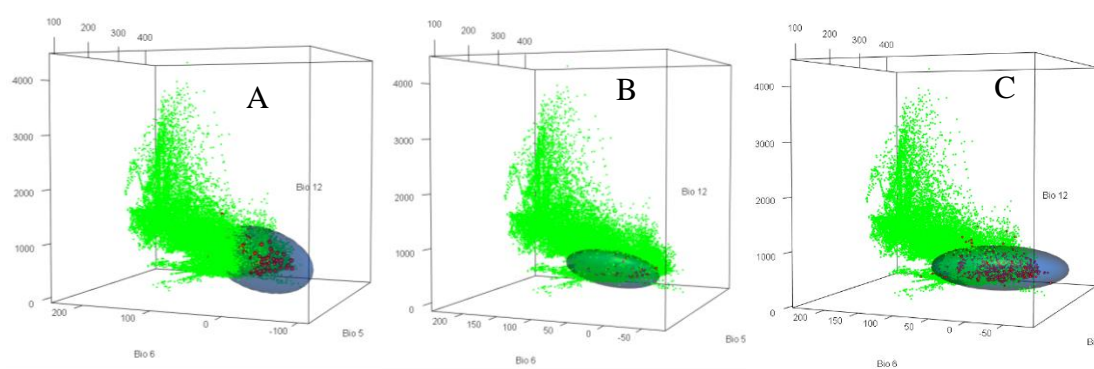


Figura 1. Modelo de nicho realizado de *Rhynchopsitta terrisi* R.T. Moore (A), *Pinus pinceana* Gordon (B) y *Pinus cembroides* Zucc. (C) construido con valores de Bio5, 6 y 12 a México y registros de cada especie, con elipsoide al 99 %.

Contribución de las variables bioclimáticas y perfil bioclimático

Acorde al ACP, las variables bioclimáticas de mayor contribución para *R. terrisi* fueron Bio5 [temperatura máxima del mes más cálido (°C)] y Bio6 [temperatura mínima del mes más frío (°C)] (CP 1 y 2); en *Pinus*, Bio15 [estacionalidad en la precipitación (mm)] (CP 3), considerando 15 variables. La varianza explicada por los primeros tres componentes principales fue de 87 %.

Los resultados muestran que Bio10 [temperatura media del trimestre más cálido (°C)] y Bio11 [temperatura media del trimestre más frío (°C)] son importantes para modelar la distribución de las tres especies (Tabla 2), los MCG's predicen que donde actualmente se distribuyen estas especies, para el 2050, éstas podrían aumentar en un promedio de 2 °C. En Bio2 [temperaturas diurnas (°C)] y Bio7 [rango anual de temperatura (°C)] se espera incremente 2.5 °C. En Bio1 [temperatura media anual (°C)] alcanzaría 1.5 °C más. La Bio12 [precipitación anual (mm)], Bio13 [precipitación del mes más lluvioso (mm)] y Bio14 [precipitación del mes más seco (mm)] se mantendrían casi constantes al 2050 en los tres MCG's y en ambos RCP's.

Tabla 2. Perfil bioclimático y contribución de las variables acorde al análisis de componentes principales de *Rhynchopsitta terrisi* R.T. Moore (n = 280), *Pinus pinceana* Gordon (n = 454) y *Pinus cembroides* Zucc. (n = 2,205) obtenidos para el año 2050 de tres modelos de circulación general (MCG's) bajos dos vías de concentración (RCP's) 4.5 y 8.5.

Variable	CCSM4		HadGEM2A-AO		MIROC5		CP 1 (%)	CP 2 (%)	
	Actual	RCP 4.5	RCP 8.5	RCP 4.5	RCP 8.5	RCP 4.5			RCP 8.5
<i>R. terrisi</i>									
Bio10*	107-284	122-299	125-304	131-309	127-305	126-304	130-308	13.0	2.6
Bio13**	48-268	50-280	47-317	54-319	52-300	48-312	50-282	2.0	15.3
Bio11*	-0.41-179	20-199	25-204	23-201	22-200	17-196	17-197	11.9	2.3
Bio14**	7-26	6-24	6-22	6-21	6-23	6-26	5-19	5.5	8.9
<i>P. pinceana</i>									
Bio11*	37-170	57-192	62-195	60-194	60-194	54-188	54-188	1.5	27.3
Bio10*	132-300	145-315	155-318	153-327	151-321	149-320	155-324	9.2	5.2
Bio7*	179-281	180-276	229-328	191-295	185-285	209-314	217-326	8.9	5.3
Bio2*	87-123	101-139	140-180	100-144	99-141	128-167	138-179	8.1	6.7
Bio13**	31-195	35-196	36-200	34-233	32-208	39-225	38-199	9.5	0.4
<i>P. cembroides</i>									
Bio4***	1619-7414	1567-7591	1634-7579	1784-7455	1703-7333	1704-7342	1748-7553	12.1	3.7
Bio10*	94-338	107-355	115-355	112-361	113-360	110-350	116-360	11.9	3.5
Bio11*	-4-224	16-240	11-246	23-239	23-240	17-239	18-241	1.0	16.6
Bio1*	60-259	78-273	82-278	84-276	83-277	78-274	83-278	1.9	15.3
Bio12**	138-1659	139-1561	140-1637	106-1718	123-1729	120-1621	110-1571	7.1	7.6
Bio3*	32-59	37-65	46-69	35-63	36-63	46-71	49-73	9.0	2.3

Donde: “*” = °C x 10; “**” = mm, “***” = desviación estándar * 100, CP = componente principal. Nota: Las variables climáticas constituyen el set de cada especie.

Acorde a la prueba de jackknife la contribución de las tres variables más importantes es como sigue: en *R. terrisi* y *P. pinceana* Bio11 = 63.9 y 37.0 %, Bio10 = 28.5 y 29.6 % y Bio13 = 4.7 y 15.1 % (fig. 2A-F); En *P. cembroides*, Bio1, Bio10 y Bio12 contribuyen con 40.7, 25.3 y 11.7 % (fig. 2G-I).

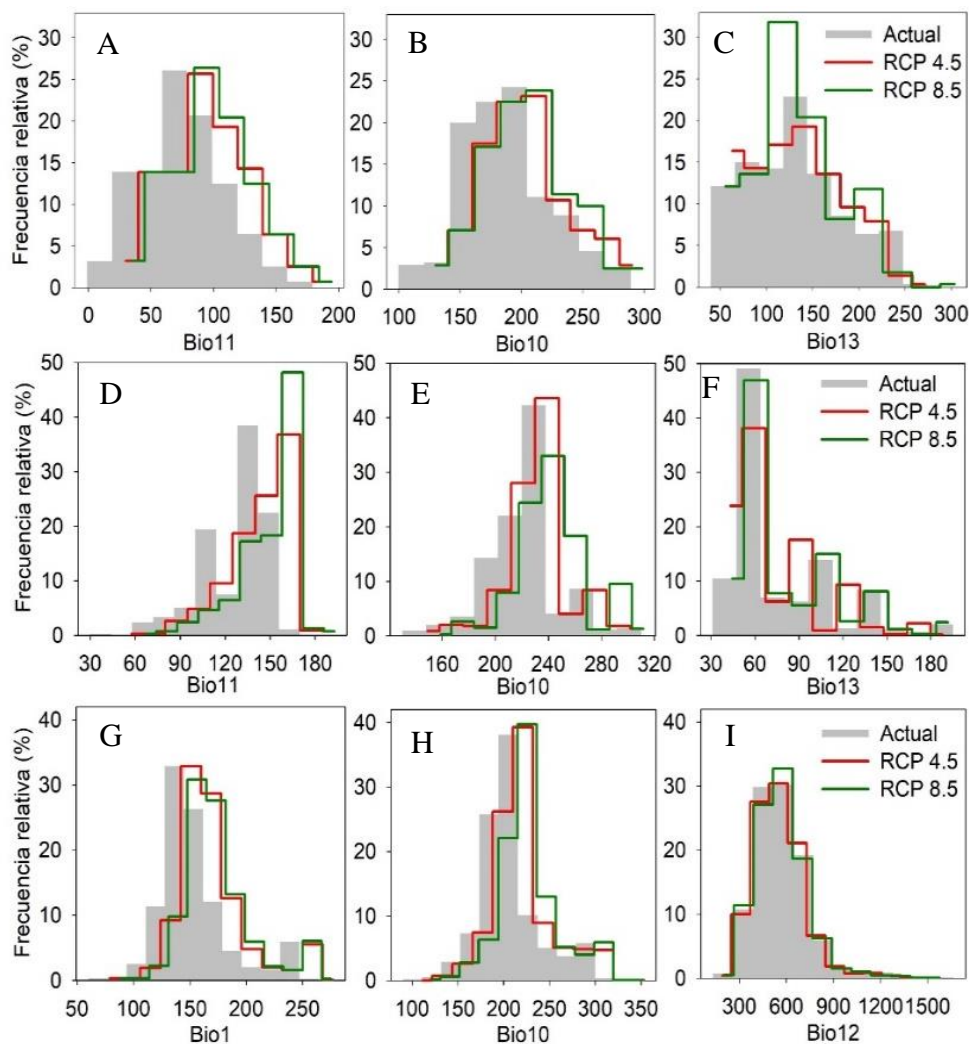


Figura 2. Histograma de frecuencia de tres variables ambientales de mayor contribución en el periodo actual (barras) con el modelo CCSM4 bajo dos vías de concentración representativa (RCP's) 4.5 y 8.5 (líneas) al 2050, en *Rhynchopsitta terrisi* R.T. Moore (A-C; n = 280), *Pinus pinceana* Gordon (D-F; n = 454) y *Pinus cembroides* Zucc. (G-I; n = 2,205).

Los histogramas de los valores de las Bios muestran una distribución cercana a la normal, el valor de la curtosis en *R. terrisi* varía de 2.4 (Bio13) a 2.9 (Bio10); en *P. pinceana* de 3.1 (Bio13) a 3.9 (Bio11), lo que no ocurre en *P. cembroides* pues la curtosis llega hasta 5.5 (Bio12). La mayoría de los registros de *R. terrisi* se ubican entre 2 y 12 °C (fig. 2A) y de 14 a 25 °C (fig. 2B) en Bios 11 y

10. Donde se distribuye *P. pinceana*, las temperaturas varían de 6 hasta 15 °C (fig. 2D) y desde 17 hasta 32 °C (fig. 2E) en Bios 11 y 10. *Pinus cembroides* puede distribuirse la temperatura media va desde 10 a 25 °C (fig. 2G), incluso hasta 30 °C (fig. 2H) y donde la precipitación anual es de 1500 mm (fig. 2I). La precipitación, en estas regiones, varia de 30 (fig. 2F) hasta 250 mm (fig. 2C), en Bio 13.

Áreas de idoneidad actual

La superficie de alta idoneidad de *R. terrisi* (11.9 % de «M») es observada principalmente en Nuevo León (3.3 mil km²) (fig. 3A y 3D). En *P. pinceana* la alta idoneidad representa 15 % de «M» (fig. 3B) y se registra en los estados de Coahuila (11 mil km²), Nuevo León (9.1 mil km²) y San Luis Potosí (3.4 mil km²) (fig. 3E), mientras que en *P. cembroides* la alta idoneidad se ubica principalmente en Chihuahua, Durango y Coahuila (fig. 3C) con 77.5, 37.5 y 15.3 mil km² (fig. 3C y 3F) respectivamente, mismo que también se observa en Arizona, California, Nuevo México y Texas.

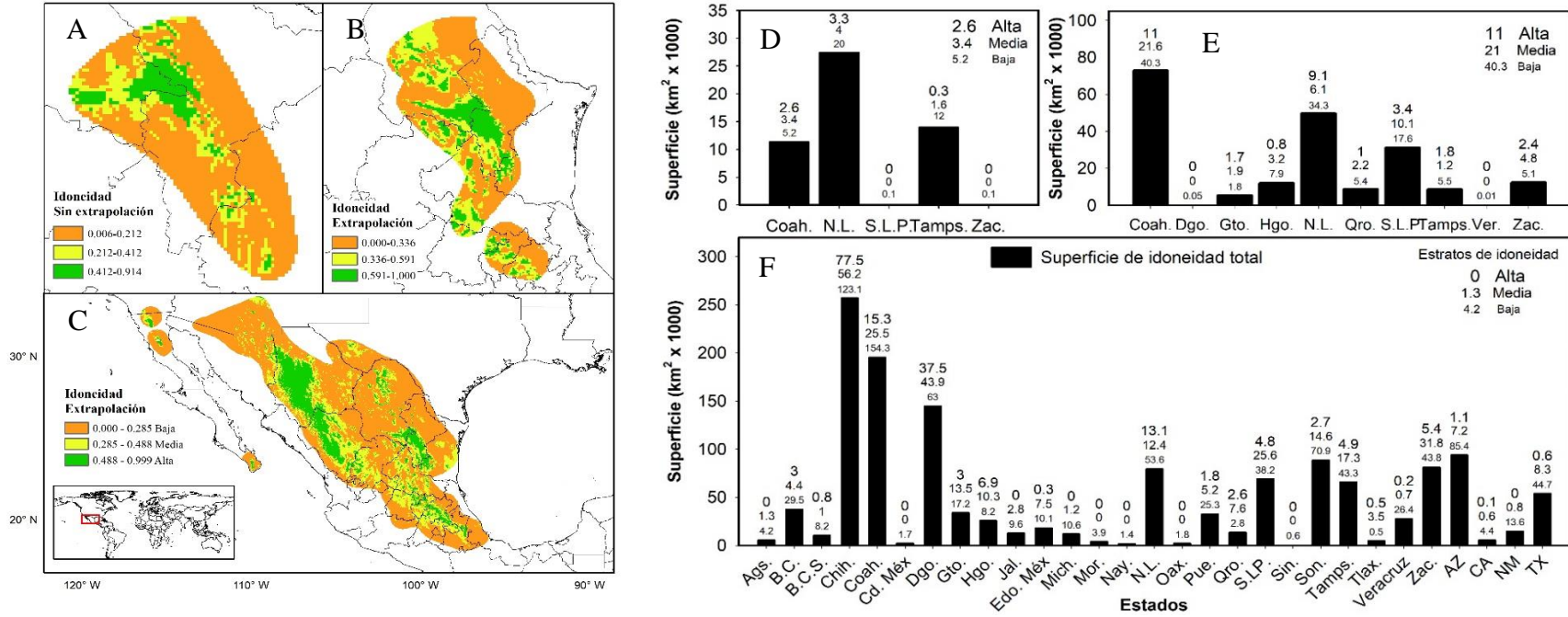


Figura 3. Áreas de idoneidad actual (A-C) y superficie de idoneidad por entidad federativa (D-F) de *Rhynchopsitta terrisi* R.T. Moore (A), *Pinus piniceana* Gordon (B) y *Pinus cembroides* Zucc. (C), estratificada en tres niveles (baja, media y alta) a través de cuantiles relativos, en dos enfoques de modelación: sin extrapolación (A) con extrapolación (B y C).

Nuevas áreas y áreas no aptas

Las figuras 4A-F se obtuvieron binarizando la idoneidad de cada especie al umbral de 10 percentil (0.2422, 0.2702 y 0.1978) respectivamente. La transferencia del modelo actual al 2050 predijo nuevas áreas idóneas, pero también pérdida de áreas idóneas para las tres especies. Como ejemplo, en México, se predicen 150, 485 y 413 mil km² de nuevas áreas idóneas para *R. terrisi*, *P. pinceana* y *P. cembroides*, acorde a cada RCP y modelo (fig. 4A- 4C), pero pérdidas (áreas de alto impacto) de 18, 2 y 0.1 mil km². En general los tres MCG's y los dos RCP's predicen mayores áreas nuevas que pérdida de áreas (tabla 3). La transferencia de los modelos a todo el mundo revela áreas idóneas en diferentes regiones geográficas para las tres especies (fig. 4D- 4F) especialmente para *R. terrisi* (fig. 4D) y en menor proporción para *P. pinceana* (fig. 4E). El análisis de MOP indica que menos del 50 % de las nuevas áreas idóneas predicadas para *R. terrisi* y *P. pinceana* son válidas (fig. 4G y 4H), en *P. cembroides* casi en su totalidad muestra bajo riesgo de transferencia (fig. 4I).

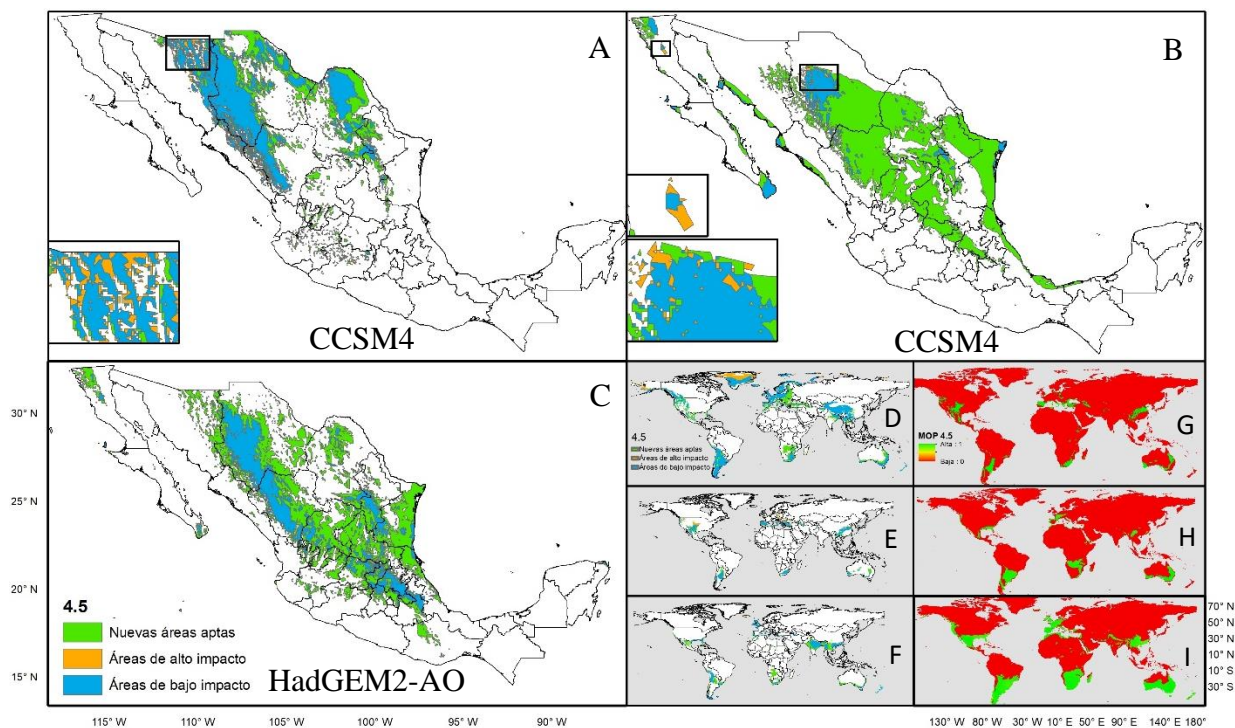


Figura 4. Nuevas áreas aptas, de alto y bajo impacto en México (A-C) y el mundo (D-F) de *Rhynchopsitta terrisi* R.T. Moore (A y D), *Pinus pinceana* Gordon (B y E) y *Pinus cembroides* Zucc. (C y F) y Paridad Orientada a la Movilidad para el año 2050 con RCP 4.5 (G-I).

La distribución sistemática de 10,000 (*R. terrisi*) y 25,000 (*Pinus*) puntos en las nuevas áreas y en las áreas de bajo impacto, en los tres MCG's y en los dos RCP's (fig. 4A-4C) y acorde a una prueba de "t" de Student, se demuestra ($p < 0.05$) que la temperatura en las nuevas áreas es menor (desde 0.1 hasta 0.7 °C menos) que en las áreas de bajo impacto (tabla 3); es decir, un posible desplazamiento de las especies sería hacia 0.35 °C menos. Contrario a lo que podría esperarse, la mediana de la altitud en todos los MCG's y RCP's, es menor que a la distribución altitudinal actual de las especies (fig. 5A-5C), en promedio son 850, 250 y 450 m menos con respecto a la altitud (mediana) actual. Entre RCP's, se predice mayor altitud en el RCP 8.5 que en el 4.5.

Tabla 3. Áreas de distribución potencial y efectiva en México, predichas al 2050 en nuevas áreas y en áreas de alto impacto de *Rhynchopsitta terrisi* R.T. Moore, *Pinus pinceana* Gordon y *Pinus cembroides* Zucc. en dos vías de concentración representativas (RCP's) 4.5 y 8.5 y tres modelos de circulación general (MCG's), e incremento de temperatura al 2050 en ambas áreas.

	<i>R. terrisi</i>		<i>P. pinceana</i>		<i>P. cembroides</i>	
	RCP 4.5	RCP 8.5	RCP 4.5	RCP 8.5	RCP 4.5	RCP 8.5
Modelo CCSM4						
Nuevas áreas aptas (km ²) / (°C)	150678 / 1.4 ^a	158926 / 2.2 ^a	485801 / 1.4 ^a	353576 / 1.7 ^a	436959 / 0.8	527116 / 1.1
Áreas de alto impacto (km ²) / (°C)	18342 / 1.7 ^b	8629 / 2.3 ^b	2750 / 1.9 ^b	112694 / 2.1 ^a	0.0 / 0.0	0.0 / 0.0
Áreas de bajo impacto (km ²)	220578	211291	60606	193251	171388	82211
Modelo HadGEM2-AO						
Nuevas áreas aptas (km ²) / (°C)	178367 / 1.3 ^a	139277 / 1.7 ^a	468960 / 2.1 ^a	465448 / 2.1 ^a	413797 / 1.5	424051 / 1.4
Áreas de alto impacto (km ²) / (°C)	11108 / 1.7 ^b	18694 / 2.3 ^a	2657 / 2.3 ^b	11016 / 2.7 ^a	0.0 / 0.0	0.0 / 0.0
Áreas de bajo impacto (km ²)	192073	231881	77221	81168	194040	183985
Modelo MIROC5						
Nuevas áreas aptas (km ²) / (°C)	111703 / 1.4 ^a	175279 / 1.7 ^a	435689 / 1.3 ^a	471438 / 1.7 ^a	518243 / 1.3	546557 / 1.1
Áreas de alto impacto (km ²) / (°C)	11820 / 1.5 ^b	9066 / 1.8 ^a	70413 / 2.0 ^a	41717 / 2.0 ^b	0 / 0.0	0 / 0.0
Áreas de bajo impacto (km ²)	258865	195834	111062	75221	91058	62904

Donde: Letras diferentes son estadísticamente significativas (P < 0.05), comparando datos de Bio11 para *R. terrisi* y *P. pinceana* y Bio1 en *P. cembroides* entre RCP's y MCG CCSM4.

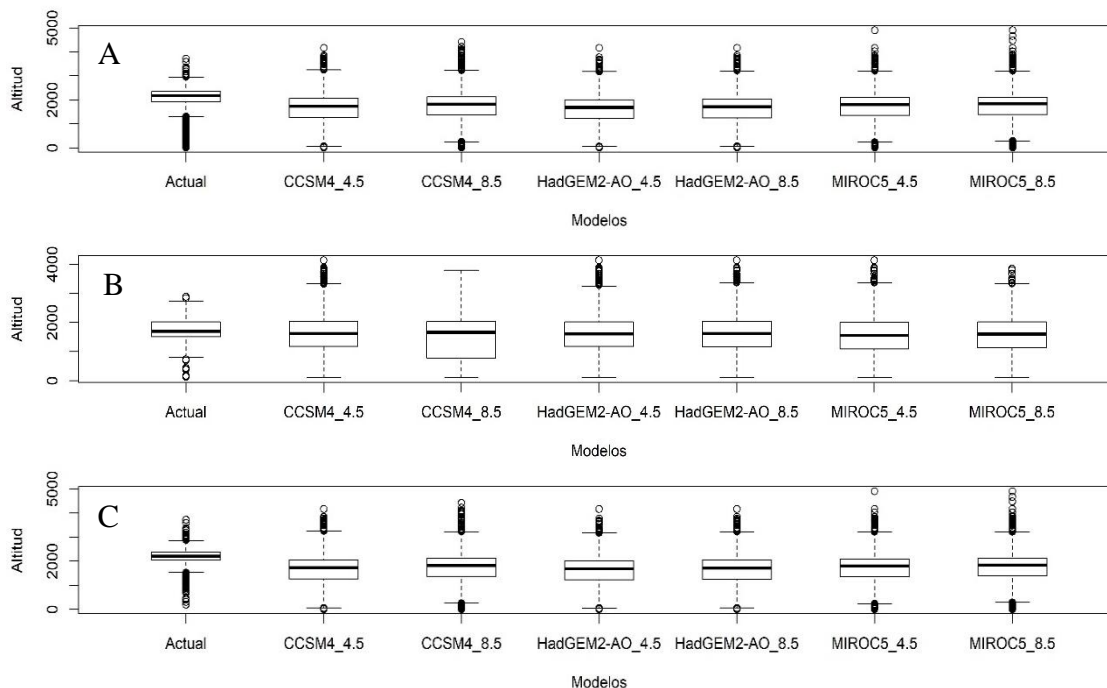


Figura 5. Distribución altitudinal actual de *Rhynchopsitta terrisi* R.T. Moore (A), *Pinus pinceana* Gordon (B) y *Pinus cembroides* Zucc. (C) y en áreas nuevas de idoneidad predicha en México para el año 2050 estimada con tres modelos de circulación general (MCG's) en dos RCP's (4.5 y 8.5).

Traslape de nichos entre las especies

Los resultados demuestran que actualmente, la similaridad y equivalencia de nichos es más alta entre las especies de pino ($I = 0.57$; $D = 0.35$). El nicho de *R. terrisi* es más similar a *P. cembroides* ($I = 0.58$). El valor de I , estimado en los modelos de idoneidad de las especies al 2050, demuestran el mismo patrón, pero en promedio la similitud disminuye de 0.57 (actual) a 0.53 (todos los MCG's y RCP's) entre los pinos, y de 0.58 a 0.28 entre *R. terrisi* y *P. cembroides*, lo mismo ocurre en D , pero a tasas menores. En general, la similaridad (I) y equivalencia (D) de nichos entre las especies es más baja al futuro.

Tabla 4. Similitud de nicho entre las tres especies a escala global en tres MCG's y RCP's 4.5 y 8.5.

		Actual		CCSM4				HadGEM2A-AO				MIROC5			
		I	D	I	D	I	D	I	D	I	D	I	D	I	D
				RCP 4.5		RCP 8.5		RCP 4.5		RCP 8.5		RCP 4.5		RCP 8.5	
sp1	sp2	0.32	0.14	0.22	0.11	0.22	0.12	0.22	0.12	0.22	0.12	0.24	0.13	0.21	0.11
sp1	sp3	0.58	0.32	0.30	0.12	0.24	0.08	0.29	0.12	0.29	0.12	0.28	0.10	0.25	0.09
sp2	sp3	0.57	0.35	0.50	0.28	0.52	0.31	0.49	0.28	0.50	0.29	0.57	0.35	0.58	0.37

Donde: I = Similitud. D = Equivalencia. sp1= *R. terrisi*. sp2 = *P. pinceana*. sp3 = *P. cembroides*.

DISCUSIÓN

Todos los modelos de idoneidad de estas especies (*R. terrisi* (147), *P. pinceana* (147) y *P. cembroides* (147) resultaron estadísticamente significativos; 87.1, 0.7 y 99.3 % cumplieron con la tasa de omisión (< 0.05 %), pero, en definitiva, los que pasaron todos los criterios (significativos, tasa de omisión y AICc), sugeridos por Cobos et al. (2019) y Raghavan et al. (2019) fueron 2, 1 y 1 modelos respectivamente, mismos que fueron seleccionados, lo que hace suponer que éstos son robustos. El cumplimiento de estos criterios no siempre ocurre, en *Agelastes meleagrides* Bonaparte, en África occidental Freeman et al. (2019a) reportaron que solo el 15 % de estos pasaron estos criterios, más tarde, este mismo autor con otras especies de aves, *Psittacus erithacus timneh* Fraser, *Malimbus ballmanni* Wolters y *Picathartes gymnocephalus* Temminck, Freeman et al. (2019b) reportaron que el 99 % de sus modelos pasaron estos criterios.

Se ha sugerido (Peterson et al., 2008; Bentz et al., 2010; Cruz et al., 2014) que la selección y contribución de las variables se haga a través de ACP, ya que los modelos obtenidos presentan mayor precisión, atendiendo a esto, en este trabajo la contribución de variables ambientales se obtuvo a través de este procedimiento. El ACP's, se justificó en las tres especies pues el índice de KMO (0.67) rebasó el valor de 0.5 sugerido por Hair et al. (2006) y Quillfeldt et al. (2013). En este mismo contexto, Quillfeldt et al. (2013) obtuvieron un valor de KMO de 0.667 al comparar la superposición de nichos en aves marinas (*Pachyptila belcheri* Mathews y *Pachyptila desolata* Gmelin), en el Atlántico Sur. La varianza acumulada explicada por los primeros tres CP's fue mayor a 87 % en las tres especies de este estudio, haciendo lo propio, Serrano-Rodríguez et. al. (2017) muestran en *Campylorhynchus yucatanicus* Hellmayr, que los primeros dos CP's aportaron el 61 % de varianza; las variables de mayor aporte en esta ave fueron Bio5, 6, 2 y 1 y con la selección de jackknife fue Bio12 y 13. En este estudio, las variables de mayor contribución obtenidas a través de: i) ACP y mediante ii) jackknife también fueron diferentes (tabla 2), lo anterior se explica por sí solo, puesto que en el primer caso se utilizaron 15 variables y en el segundo caso, incluyó solo las variables preseleccionadas que formaron cada set.

El perfil bioclimático es de suma importancia pues en él se definen las tolerancias climáticas de la especie, y una forma de lograr que este sea adecuado, es seleccionado de

la mejor manera las variables bioclimáticas, en este sentido, Beaumont et al. (2005) han establecido que además de la contribución de las variables, éstas presenten una distribución normal, o algún sesgo. Aquí, además de pre-seleccionar las variables a través de ACP, se eligieron por su distribución de frecuencias. Los histogramas de las diferentes variables bioclimáticas de las tres especies presentaron distribución cercana a la normal o tuvieron algún sesgo (fig. 2), ejerciendo de este modo gran influencia en el perfil bioclimático de la especie.

La variable Bio10 [temperatura media del trimestre más cálido (°C)], resultó ser importante para predecir la distribución de las tres especies (tabla 2, fig. 2). En *R. terrisi* las variables más importantes fueron Bio11, 10 y 13, lo cual difiere con lo que reportan Monterrubio-Rico et al. (2015) en esta misma especie, quienes reportaron a Bio18 (51.9 %), como la más importante; lo anterior se explica debido a que ellos siguieron otra metodología. Se supone que los modelos propuestos aquí son robustos por: i) una limpieza exhaustiva de registros (ver metodología), eliminando desde el 44.1 (*P. cembroides*) hasta el 95.9 % de los registros (*R. terrisi*), ii) eliminar variables (Bio8, 9, 18 y 19) por arrojar predicciones sesgadas al combinar información de precipitación y temperatura en la misma capa (Escobar et al., 2014), iii) hacer una pre-selección de variables a través de ACP (Peterson et al., 2008) y por la forma de la distribución de frecuencias (Beaumont et al., 2005), iv) probar diferentes conjuntos de variables, diferentes tipos de respuestas y varios multiplicadores de regularización y seleccionar de entre cientos de modelos candidatos (Cobos et al., 2019).

Las variables de mayor contribución reportadas para aves han sido Bio12, 4 y 11 (*P. erithacus timneh*, *M. ballmanni* y *P. gymnocephalus*) en África Occidental (Freeman et al., 2019b), Plasencia-Vázquez et al. (2014) mencionan a Bio9 (64.19 %) y Bio16 (19.13 %) en *Amazona oratrix* Ridgway y *Amazona xantholora* Gray, más por su parte Serrano-Rodríguez et al. (2017) demuestran que en *C. yucatanicus* a Bio12 (49 %) y Bio13 (31 %) en la Península de Yucatán México. Como se puede constatar, no solo las variables derivadas de temperatura (Bios 1 a 11) y precipitación (Bios 12 a 19), explican la distribución de las aves sino también se ha demostrado que la lluvia influye de manera negativa en la reproducción de la cotorra serrana (Ortiz-Maciel et al., 2014).

En *P. pinceana* de este estudio, las variables que mejor explicaron la distribución fueron Bio11, 10 y 13. Cruz-Cárdenas et al. (2016) reportan a Bio5 y 6 como las más importantes, López et al. (2018) a Bio14 y 17, pero Romero-Sánchez et al. (2018) indican que Bio7, 6, 5 y 11 son las que mejor explican la distribución de esta especie. En *P. cembroides* resultaron como las más importantes Bio1, 10 y 12, García-Aranda et al. (2018) indican que en esta especie Bio9 y Bio5 (26.9 y 11.6 %) son las que contribuyen más al modelo, por su parte los resultados de Aceves-Rangel et al. (2018) en *P. cembroides* coinciden con las mismas variables de este trabajo que fueron Bio1 (37 %) y Bio12 (10.3 %). Como se puede ver, todos los casos difieren, lo anterior es debido, a que algunos estudios son regionales (García-Aranda et al. 2018)), el número de registros es diferente (caso de todos los autores), en la mayoría de los casos no usan un área de calibración, la metodología no es la misma y tampoco las variables bioclimáticas utilizadas, o se incluyen otras variables, lo que sugiere diferentes resultados.

El rango altitudinal actual de *R. terrisi* es de 1900 a 3,750 m (Howell y Webb, 1995), Monterrubio-Rico et al. (2015) reportan una altitud entre 1500 y 2500 m, la altitud acorde a los registros colectados para esta especie (tabla 1) varía de 462 a 3632 m. *Pinus pinceana* posee un rango altitudinal de 1400 a 2600 m (Rzedowski, 2006), los registros (tabla 1) varían desde 138 a 2880 m. mientras que en los límites altitudinales de *P. cembroides* son de 1350 a 3000 m (Rzedowski, 2006) y la altitud obtenida de los registros actuales de esta especie varían de 100 a 3723 (tabla 1). A pesar de hacer una buena limpieza de los registros, puede observarse altitud contrastante, puede o no ser cierta, este es el riesgo al confiar en las bases de datos, y más aún al no hacer una buena limpieza, sin embargo, todos los registros usados aquí, están incluidos en el área de calibración, ésta se modificó varias veces por registros atípicos resultantes del espacio ambiental y del ACP's.

No obstante, los tres MCG's y ambos RCP's sugieren cambios significativos en la distribución altitudinal de las tres especies, en las nuevas áreas (fig. 4) y acorde a la mediana, se predican 800, 250 y 450 menos que en las áreas de alto impacto (áreas que son idóneas actualmente pero no en el futuro), en todos los casos, las nuevas áreas idóneas, expandiéndose a todas latitudes y longitudes (fig 4). Lo anterior, resulta contrario a lo que mencionan Sáenz-Romero et al. (2006) en *Pinus oocarpa* Schiede, señalando que las áreas idóneas de esta especie ocurrirían a 300 m más de altitud al año 2090, similarmente, pero

si hacer modelaciones, Hughes (2000) indica que, debido al calentamiento global y cambio climático, los climas de la actualidad ocurrirían en el futuro a mayores altitudes y latitudes. Peterson et al. (2001) observaron que los efectos del cambio climático en la distribución geográfica de la familia de aves Cracidae podría ocurrir desplazamiento, adaptación o extinción local.

Por causas de cambio de uso de suelo, actividades agrícolas, forestales y pecuarias la distribución potencial idónea de especies ha disminuido más de la mitad en 500 años (Klein-Goldewijk et al., 2011; Jantz et al., 2015). Monterrubio-Rico et al. (2015) predicen que el clima de los bosques de coníferas asociados a la distribución de *R. terrisi* desaparecerá en 2090 y habrá menor disponibilidad de hábitat, es de suponer que la incertidumbre aumenta cuando el tiempo de transferencia es mayor. En este estudio la transferencia es solo al 2050, más cercano, pero se obtienen nuevas áreas idóneas tanto para las especies de pino como del ave, además, pocos autores validan el riesgo de transferencia del modelo (Owens et al., 2013; Sequeira et al., 2018; Raghavan et al., 2019), como se hizo para los modelos de estas especies.

La transferencia y evaluación del modelo de nicho ecológico a otra región y tiempo es común en diversos análisis de biogeografía (Sequeira et al., 2018) sin embargo, pueden causar problemas como no identificar la correlación entre variables (Elith et al., 2011).

Por lo revisado en la literatura (Lawson y Lanning, 1980; Macías-Caballero, 1998), se suponía similaridad y equivalencia de nicho entre *R. terrisi* y *P. pinceana* sin embargo, resultó que la similaridad es mayor con *P. cembroides* y por lógico mayor entre especies de pinos. Estudios sobre similaridad y equivalencia han sido realizados por Manzanilla et al., (2019) entre *P. montezumae* y *P. pseudostrobus* donde el valor D fue de 0.430 e I de 0.610, diferentes a los encontrados en *P. pinceana* y *P. cembroides* siendo de 0.57 y 0.35. Warren et al. (2008) proponen que la hipótesis de identidad del nicho se rechace con valores bajos de I e D, apoyando la no existencia de un traslape total del nicho ecológico de estas tres especies.

CONCLUSIONES

Los análisis de componentes principales resultaron eficientes para eliminar valores atípicos de los registros de presencia, pero también para hacer una pre-selección de las variables bioclimáticas. La Bio10 y Bio11 entre otras, fueron las variables que determinan la distribución actual y futura de *R. terrisi*, *P. pinceana* y *P. cembroides*. En general los tres MCG's y los dos RCP's predicen al 2050 más nuevas áreas idóneas, que áreas de alto impacto (pérdida de áreas idóneas), mismas que se observan en menores altitudes (850, 250 y 450 respectivamente), pero expandiéndose en latitud y longitud con respecto a la distribución actual. La excepción, los MCG's no predicen pérdida de áreas idóneas para *P. cembroides*. Las nuevas áreas idóneas en las tres especies ocurren en temperaturas más bajas (0.35 °C menos que en áreas de alto impacto), a pesar del incremento de temperatura de casi 2 °C estimadas al 2050 por los MCG's. Las tres especies comparten áreas de distribución, entre especies de pino, los valores de similaridad y equivalencia son mayores, aun así, no hay un traslape total de nicho.

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, 1043-1057.
- Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B. y Anderson, R. P. (2015). spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38, 541-545. <https://doi.org/10.1111/ecog.01132>
- Arizmendi, M. C. y Márquez, L. (2000). Áreas de Importancia para la conservación de las aves en México (AICAs). CIPAMEX-CONABIO-CCA-FMCN, México DF.
- Bentz, B. J., Régnière, J., Fettig, C. J., Hansen, E. M., Hayes, J. L., Hicke, J. A., Kelsey, R. J., Negrón, J. F. y Seybold, S. J. (2010). Climate change and bark beetles of the western United States and Canada: Direct and indirect effects. *BioScience*, 60, 602-613. <https://doi.org/10.1525/bio.2010.60.8.6>
- Berlanga, H., Rodríguez-Contreras, V., de Ita, A. O., Escobar, M., Rodríguez, L., Vieyra, J. y Vargas, V. (2008). Red de conocimientos sobre las aves de México (AVESMX). CONABIO. Recuperado el 01 de julio de 2019. <http://avesmx.conabio.gob.mx/>
- BirdLife International. (2017). *Rhynchopsitta terrisi*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2017:<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T22685772A116817604.en>.
- Busby, J. R. (1991). BIOCLIM-a bioclimate analysis and prediction system. *Plant protection quarterly*, 61, 8-9.
- Cobos, M.E., Peterson, A.T., Barve, N. y Osorio-Olvera, L. (2019). kuenm: an R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ* 7:e6281 <https://doi.org/10.7717/peerj.6281>
- Cobos, M. E., Jiménez, L., Nuñez-Penichet, C., Romero-Álvarez, D. y Simoes, M. (2018). Sample data and training modules for cleaning biodiversity information. *Biodiversity Informatics*, 13, 49-50. <https://doi.org/10.17161/bi.v13i0.7600>
- Collins, W. J., Bellouin, N., Doutriaux-Boucher, M., Gedney, N., Halloran, P., Hinton, T. et al. (2011). Development and evaluation of an Earth-System model-HadGEM2, *Geosci. Model Dev*, 4, 1051-1075. <https://doi.org/10.5194/gmd-4-1051-2011>,
- Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Silva, J. T., Bernal-Santana, N., Estrada-Godoy, F. y López-Sandoval, J. A. (2016). Potential distribution model of Pinaceae species under climate change scenarios in Michoacán. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22, 135-148.

- Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Villaseñor, J. L. y Ortiz, E. (2014). Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 189-199.
- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E. y Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43-57. DOI 10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x.
- Escobar, L. E., Lira-Noriega, A., Medina-Vogel, G. y Peterson, A. T. (2014). Potential for spread of the white-nose fungus (*Pseudogymnoascus destructans*) in the Americas: use of Maxent and NicheA to assure strict model transference. *Geospatial health*, 9, 221-229.
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). (2018). Expert Review of the IPCC Special Report on 1.5 °C Global Warming [Comunicado de Prensa]. Recuperado el 01 de octubre de 2019 <https://www.ipcc.ch>.
- Freeman, B., Jiménez-García, D., Barca, B. y Grainger, M. (2019a). Using remotely sensed and climate data to predict the current and potential future geographic distribution of a bird at multiple scales: the case of *Agelastes meleagrides*, a western African forest endemic. *Avian Research*, 10, 1-9. <https://doi.org/10.1186/s40657-019-0160-y>
- Freeman, B., Sunnarborg, J. y Peterson, A. T. (2019b). Effects of climate change on the distributional potential of three range-restricted West African bird species. *The Condor*. 1-10. <https://doi.org/10.1093/condor/duz012>
- García-Aranda, M. A., Méndez-González, J. y Hernández-Arizmendi, J. Y. (2018). Distribución potencial de *Pinus cembroides*, *Pinus nelsonii* y *Pinus culminicola* en el Noreste de México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 5, 3-13. <http://dx.doi.org/10.19136/era.a5n13.1396>
- Gent, P. R., Danabasoglu, G., Donner, L. J., Holland, M. M., Hunke, E. C., Jayne, S. R. y Worley, P. H. (2011). The community climate system model version 4. *Journal of Climate*, 24, 4973-4991. <https://doi.org/10.1175/2011JCLI4083.1>
- Guisan, A. y Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8, 993-1009.
- Hair, J. F., Black, W. C., Babin, B. J., Anderson, R. E. y Tatham, R. L. (2006). Multivariate data analysis. Recuperado de https://is.muni.cz/el/1423/podzim2017/PSY028/um/_Hair_-_Multivariate_data_analysis_7th_revised.pdf
- Howell, S. N. y Webb, S. (1995). A guide to the birds of México and Northern Central America. (pp. 1-851). Oxford University Press.
- Hughes, L. (2000). Biological consequences of global warming: is the signal already apparent?. *Trends Ecol. Evol.* 15, 56-61.

- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). (2010). Sistema para la Consulta de Información Censal 2010. Recuperado el 03 de Julio, 2019 de: http://gaia.inegi.org.mx/scince2/documentos/scince/metodo_notaTecnica.pdf
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). (2019). Las decisiones que adoptemos ahora son fundamentales para el futuro de los océanos y la criósfera [Comunicado de Prensa]. Recuperado el 01 de octubre de 2019 <https://www.ipcc.ch>.
- Jantz, S. M., Barker, B., Brooks, T. M., Chini, L. P., Huang, Q., Moore, R. M. et al. (2015). Future habitat loss and extinctions driven by land-use change in biodiversity hotspots under four scenarios of climate-change mitigation. *Conservation Biology*, 29, 1122-1131. <https://doi.org/10.1111/cobi.12549>
- Karger, D. N., Conrad, O., Böhrner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W. et al. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4, 1-20. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>
- Klein-Goldewijk, K., Beusen, A., Van Drecht, G. y de Vos, M. (2011). The HYDE 3.1 spatially explicit database of human-induced global land-use change over the past 12000 years. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 73-86. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00587.x>
- Lawson, P. W., y Lanning, D. V. (1980). Nesting and status of the Maroon-fronted Parrot (*Rhynchopsitta terrisi*) (En Conservation of New World parrots: Proceedings of the ICBP working group meeting (pp. 385-392). St. Lucia.
- Lê, S., Josse, J. y Husson, F. (2008). FactoMineR: an R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25, 1-18.
- Ledig, F. T., Capó-Arteaga, M. A., Hodgskiss, P. D., Sbay, H., Flores-López, C., Thompson Conkle, M., y Bermejo-Velázquez, B. (2001). Genetic diversity and the mating system of a rare Mexican piñon, *Pinus pinceana*, and a comparison with *Pinus maximartinezii* (Pinaceae). *American Journal of Botany*, 88, 1977-1987. <https://doi.org/10.2307/3558425>
- López, M. J. I., Marroquín, C. J. J. y Treviño, G. E. J. (2018). Modelo de la distribución potencial de *Pinus pinceana* Gord en el noreste de México. *Ciencia UANL*, 21, 41-47. <https://doi.org/10.29105/cienciauanl21.89-4>
- Macías-Caballero, C. (1998). Comportamiento de anidación y monitoreo de la productividad de la Cotorra Serrana Oriental (*Rhynchopsitta terrisi*) en el norte de México e implicaciones para su conservación. Centro de Calidad Ambiental. Monterrey, N.L., Tecnológico de Monterrey: 94.
- Manzanilla, Q. U., Delgado, V. P., Hernández, R. J., Molina, S. A., García, M. J. J. y Rocha, G. M. D. C. (2019). Similaridad del nicho ecológico de *Pinus montezumae* y *P. pseudostrobus* (Pinaceae) en México: implicaciones para la selección de áreas productoras de semillas y de conservación. *Acta Botánica Mexicana*, 126, 1-22. <https://dx.doi.org/10.21829/abm126.2019.1398>

- McGill, B. J., Enquist, B. J., Weiher, E. y Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 179-185. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>
- Monterrubio-Rico, T. C., Charre-Medellin, J. F. y Sáenz-Romero, C. (2015). Current and future habitat availability for Thick-billed and Maroon-fronted parrots in northern Mexican forests. *Journal of Field Ornithology*, 86, 1-16. <https://doi.org/10.1111/jof.12084>
- Monterrubio-Rico, T. C., Charre-Medellín, J. F., Pacheco-Figueroa, C., Arriaga-Weiss, S., Valdez-Leal, J. D. D., Cancino-Murillo, R. et al. (2016). Distribución potencial histórica y contemporánea de la familia Psittacidae en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 1103-1117. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.004>
- Ongsomwang, S. y Jantakat, Y. (2012). Prediction of dry dipterocarp forest distribution using ecological niche model in ping basin of northern Thailand. *Journal of Environmental Science and Engineering*, 1, 636-643.
- Ortiz-Maciél, S. G. (2000). *Uso del paisaje por la cotorra serrana oriental (Rhynchopsitta terrisi)*. Tesis de Maestría. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Campus Monterrey.
- Ortiz-Maciél, S. G., Salinas-Melgoza, A., Valdéz-Juárez, S. O., Lopez-Toledo, L. y Enkerlin-Hoeflich, E. (2014). Influence of stochastic processes and catastrophic events on the reproductive dynamics of the endangered Maroon-fronted Parrot *Rhynchopsitta terrisi*. *Ibis*, 156, 299-310. <https://doi.org/10.1111/ibi.12141>
- Owens, H. L., Campbell, L. P., Dornak, L. L., Saupe, E. E., Barve, N., Soberón, J. et al. (2013). Constraints on interpretation of ecological niche models by limited environmental ranges on calibration areas. *Ecological Modelling*, 263, 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.04.011>
- Peterson, A. T. (2011). Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence. *Journal of Biogeography*, 38, 817-827. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02456.x>
- Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M. y Araújo, M. B. (2011). Ecological niches and geographic distributions. *Monographs in Population Biology* 49. Princeton University Press.
- Peterson, A.T., Sánchez-Cordero, V. Soberón, J. Bartley, J. Budemeier, R.W. y Navarro-Sigüenza, A.G. (2001). Effects of global climate change on geographic distributions of Mexican Cracidae. *Ecological Modelling*, 144, 21-30. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00345-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00345-3)
- Peterson, A. T., M. Papes y J. Soberón. (2008). Rethinking receiver operating characteristic analysis. *Ecological Modelling*, 213, 63-72. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.11.008>

- Phillips, S. J., Anderson, R. P. y Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Plasencia-Vázquez, A. H., Escalona-Segura, G. y Esparza-Olguín, L. G. (2014). Modelación de la distribución geográfica potencial de dos especies de psitácidos neotropicales utilizando variables climáticas y topográficas. *Acta Zoológica Mexicana*, 30, 471-490.
- Quillfeldt, P., Masello, J. F., Navarro, J. y Phillips, R. A. (2013). Year-round distribution suggests spatial segregation of two small petrel species in the South Atlantic. *Journal of Biogeography*, 40, 430-441. <https://doi.org/10.1111/jbi.12008>
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Radosavljevic, A. y Anderson, R. P. (2014). Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography*, 41, 629-643. <https://doi.org/10.1111/jbi.12227>
- Raghavan, R. K., Barker, S. C., Cobos, M. E., Barker, D., Teo, E. J. M., Foley, D. H. y Peterson, A. T. (2019). Potential spatial distribution of the newly introduced long-horned tick, *Haemaphysalis longicornis* in North America. *Scientific Reports*, 9, 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37205-2>
- Rzedowski, J. (2006). Vegetación de México. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Romero-Sánchez, M., Pérez-Miranda, R., González-Hernández, A., Velasco-García, M., Velasco-Bautista, E. y Flores, A. (2018). Current and potential spatial distribution of six endangered pine species of Mexico: Towards a conservation strategy. *Forests*, 9, 747-767. <https://doi.org/10.3390/f9120767>
- Sáenz-Romero, C., Guzmán-Reyna, R. R. y Rehfeldt, G. E. (2006). Altitudinal genetic variation among *Pinus oocarpa* populations in Michoacán, Mexico: implications for seed zoning, conservation, tree breeding and global warming. *Forest Ecology and Management*, 229, 340-350. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.014>
- Sánchez, González A. (2008). Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y Bosques*, 14(1), 107-120.
- Searcy, C. A. y Shaffer, H. B. (2016). Do ecological niche models accurately identify climatic determinants of species ranges?. *The American Naturalist*, 187, 423-435. <https://doi.org/10.1086/685387>
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2010). Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo.

- Sequeira, A. M. M., Bouchet, P. J., Yates, K. L., Mengersen, K. y Caley, M. J. (2018). Transferring biodiversity models for conservation: opportunities and challenges. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 1250-1264. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12998>
- Serrano-Rodríguez, A., Segura, G. E., Vázquez, A. H. P., Elias, E. E. I. y Ruiz-Montoya, L. (2017). Distribución potencial y conectividad del paisaje: criterios para reevaluar el grado de amenaza de *Campylorhynchus yucatanicus* (Aves: Troglodytidae). *Revista de Biología Tropical*, 65, 1554-1568.
- Soberón, J. y Nakamura, M. (2009). Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 19644-19650. <https://doi.org/10.1073/pnas.0901637106>
- Soberón, J., Osorio-Olvera, L. y Peterson, T. (2017). Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 437-441. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rmb.2017.03.011>
- Sosa, D., L. (2017). Modelos de distribución potencial de seis coníferas endémicas y en peligro de extinción en México. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. Saltillo, Coahuila.
- Stockwell, D. (1999). The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, 13, 143-158. <https://doi.org/10.1080/136588199241391>
- Warren, D. L. y Seifert, S. N. (2011). Ecological niche modeling in MaxEnt: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21, 335-342. <https://doi.org/10.1890/10-1171.1>
- Warren, D. L., Glor, R. E. y Turelli, M. (2008). Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution. *Evolution*, 62, 2868-2883. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.2008.00482.x>
- Watanabe, M., Suzuki T., Oishi R., Komuro Y., Watanabe S., Emori S., Takemura T. et al. (2010). Improved climate simulation by MIROC5: Mean states, variability, and climate sensitivity. *Journal of Climate*, 23, 6312-6335. <https://doi.org/10.1175/2010JC LI3679.1>
- WWF. (2017). Cambio climático y energía. Recuperado el 05 de julio, 2019 de: <https://bit.ly/2OGtMaN>