



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA  
DE MÉXICO

---

---

ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES, UNIDAD  
MORELIA

Proyecciones de nicho ecológico en escenarios de cambio  
climático como herramienta en el análisis de vulnerabilidad  
de *Quercus hintonii*, especie endémica del Estado de  
México.

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:  
LICENCIADO EN CIENCIAS AMBIENTALES

P R E S E N T A:

JAVIER PIÑA TORRES

ESCUELA  
NACIONAL  
DE ESTUDIOS  
SUPERIORES  
  
UNIDAD MORELIA

DIRECTOR DE TESIS:  
DR. CESAR ANDRES TORRES MIRANDA

MORELIA, MICHOACAN, 2019



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO  
ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS SUPERIORES, UNIDAD MORELIA  
SECRETARÍA GENERAL  
SERVICIOS ESCOLARES

**MTRA. IVONNE RAMÍREZ WENCE**  
DIRECTORA  
DIRECCIÓN GENERAL DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR  
**PRESENTE**

Por medio de la presente me permito informar a usted que en la **sesión ordinaria 02** del **Comité Académico de la Licenciatura en Ciencias Ambientales** de la Escuela Nacional de Estudios Superiores (ENES) Unidad Morelia celebrada el día **18 de febrero del 2019**, acordó poner a su consideración el siguiente jurado para la presentación del Trabajo Profesional del alumno (a) **Javier Piña Torres** de la Licenciatura en **Ciencias Ambientales**, con número de cuenta **311018242**, con el trabajo profesional titulado: "Proyecciones de nicho ecológico en escenarios de cambio climático como herramienta en el análisis de vulnerabilidad de *Quercus hintonii*, especie endémica del Estado de México", bajo la dirección como **tutor** del Dr. César Andrés Torres Miranda.

El jurado queda integrado de la siguiente manera:

**Presidente:** Dr. Ernesto Vicente Vega Peña.  
**Vocal:** Dr. Erick de la Barrera Montpellier.  
**Secretario:** Dr. César Andrés Torres Miranda  
**Suplente 1:** Lic. Sergio Nicasio Arzeta  
**Suplente 2:** Mtra. Maribel Arenas Navarro

Sin otro particular, quedo de usted.

Atentamente  
**"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"**  
Morelia, Michoacán a, 29 de mayo del 2019.

  
**DR. VÍCTOR HUGO ANAYA MUÑOZ**  
SECRETARIO GENERAL

## **Agradecimientos institucionales.**

A la máxima casa de estudios de México, la Universidad Nacional Autónoma de México, de la cual soy miembro desde el bachillerato y que me ha permitido tener grandes experiencias de vida. Gracias por formarme personal y académicamente. A la Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, por los cuatro años de la licenciatura que me permitieron guardar ideas y conocimientos de todas las personas que la conforman. Espero poder transmitir parte de lo que aprendí en un futuro.

A los integrantes del Laboratorio de Biogeografía de la Conservación y Cambio Climático. A los que conforman el Laboratorio de Sistemas de Informática.

A los herbarios del Instituto de Ecología del Bajío A.C. (IEB) y el Herbario Nacional (MEXU), por abrirme sus puertas y proporcionar los datos que ayudaron a la realización de este trabajo. A los proyectos PAPIIT y PAPIIME IV201015, IA208218, PE216619 y PE211118, los cuales me brindaron herramientas y apoyos económicos que me permitieron culminar la carrera y realizar el trabajo de campo.

A mi tutor, el Dr. Cesar Andrés Torres Miranda por aceptarme como su estudiante y brindado parte de su tiempo y conocimiento con la intención de realizar una investigación de calidad. Muchas gracias.

A mis sinodales que revisaron y permitieron mejorar esta tesis:

Dr. Ernesto Vicente Vega Peña

Dr. Erick de la Barrera Montpellier

Mtra. Maribel Arenas Navarro

Lic. Sergio Nicasio Arzate

Dr. Cesar Andrés Torres Miranda

## **Agradecimientos personales.**

A mis padres por ser un ejemplo de fortaleza, carácter y unión que me permiten ser la persona que hoy soy. A mi hermano Daniel por tener que soportarme en los momentos mas estresantes de la creación de esta tesis y acompañarme a vivir en Morelia. A mi hermano Gabriel, espero que algún día este documento te sirva de inspiración y te permita llegar mas lejos. A ustedes cuatro los amo infinitamente.

A mis abuelos, tíos y primos que siempre están en las buenas y las malas, ustedes también guían parte de mi vida con sus ejemplos para hacerme mejor persona día con día.

A “Monti” por toda la amistad, apoyo moral y anécdotas que compartimos durante estos años, tu amistad me permitió aprender mucho de Morelia y de la vida, ¡Gracias!

A Gloria, Ximena, Dania, Evelin, Polo, Arthur, César, Emiliano, Carlos, JJ, Mauricio, Michelle, Manu, Karina, Annie, Carla y Mitzi por ser parte de mi “familia moreliana”, gracias por tantas anécdotas y hacerme saber que siempre podré confiar en ustedes.

A Douglas, por enseñarme todo lo que se del campo y permitirme acompañarte a conocer un poco de la biodiversidad del país (todo por una agalla).

A Palomares, por un gran apoyo moral y técnico en las creación de los mapas (sin ti el laboratorio de sistemas de información no sería lo mismo).

A todos los profesores, ayudantes y técnicos que me formaron durante estos años y me hacen comprometerme a generar investigaciones de calidad.

*“Si he visto más lejos es porque estoy sentado sobre los hombros de gigantes”*

## **Contenido.**

### **1. Resumen**

### **2. Introducción**

#### **2.1. Cambio climático**

##### **2.1.1 Escenarios de circulación de gases**

#### **2.2. Teoría del nicho ecológico**

#### **2.3. Modelado de nicho ecológico**

#### **2.4. Método de Evaluación del Riesgo de Extinción**

#### **2.5. Redes Terrestres Prioritarias para México**

#### **2.6. Diversidad del género *Quercus* en México**

##### **2.6.1 *Quercus hintonii***

### **3. Antecedentes**

#### **3.1 Los modelos de nicho en bosques templados mexicanos**

### **4. Justificación**

### **5. Hipótesis**

### **6. Objetivos**

#### **6.1 Objetivo General**

#### **6.2 Objetivos Particulares**

### **7. Área de estudio**

#### **7.1 Contexto geográfico**

#### **7.2 Contexto ambiental**

#### **7.3 Contexto biológico**

### **8. Métodos**

- 8.1. Base de datos de ocurrencias y del trabajo de campo**
- 8.2. Trabajo de campo**
- 8.3. Variables climáticas y topográficas**
- 8.4. Clasificación de cubiertas y tasa de pérdida**
- 8.5. Modelaje de nicho ecológico**
- 8.6. Validación estadística del modelo**
- 8.7. Proyecciones de cambio climático**
- 8.8. Ajuste de modelos en función de las coberturas**
- 8.9. Método de Evaluación del Riesgo de Extinción (MER)**
- 9. Resultados**
  - 9.1. Muestreos de vegetación y trabajo de campo**
  - 9.2. Análisis de cobertura**
  - 9.3. Validación estadística del MNE**
  - 9.4. Correlaciones entre atributos poblacionales y MNE**
  - 9.5. Proyección de nicho ecológico ante el cambio climático**
  - 9.6. Método de Evaluación del Riesgo de Extinción (MER)**
- 10. Discusión**
  - 10.1 Condiciones actuales del hábitat de *Q. hintonii***
  - 10.2 Modelos de Nicho Ecológico**
  - 10.3 Vulnerabilidad y conservación de *Q. hintonii***
- 11. Conclusión**
- 12. Bibliografía**

## 1. Resumen.

El objetivo de este trabajo es estimar la vulnerabilidad de *Q. hintonii*, el único encino endémico del sur del Estado de México. La evaluación de vulnerabilidad involucró: (a) Modelar el nicho ecológico (MNE) bajo condiciones climáticas actuales y proyectar la idoneidad del hábitat a condiciones climáticas futuras (2050 y 2070) en escenarios optimistas y pesimistas mediante *Maxent*; (b) Evaluar la concordancia del modelo de nicho ecológico con la realidad, incorporando atributos poblacionales de 20 sitios de muestreo; (c) Determinar cambio en las coberturas vegetales del 2001 al 2017 para el ajuste de los MNE actuales y sus proyecciones; (d) Usar el Método de Evaluación de Riesgo de Extinción (MER) que permita incluir en una categoría de riesgo de la NOM-059-SEMARNAT-2010 a la especie bajo estudio. La distribución potencial de la especie basado exclusivamente en la idoneidad de su hábitat podría aumentar en el futuro debido al cambio en las condiciones ambientales. Sin embargo, las tasas de pérdida de cobertura vegetal estiman hasta 23.5% de la extensión de los bosques de encino y pino de 2001 a 2017 que reflejan los altos porcentajes de deforestación, por lo que existe una reducción drástica del hábitat real por efectos del cambio ambiental. Los resultados del MER, resaltan la alta vulnerabilidad de la especie ante el cambio global proponiendo su incorporación en la categoría de Peligro de extinción (P) de la NOM-059 coincidiendo con la lista roja de la IUCN al asignarle una categoría de En Peligro (EN). Sin embargo, no hay correlación entre la probabilidad obtenida en los MNE y algún atributo poblacional que permita sustentar la teoría centro-abundante del nicho. Por estas razones, se considera que es prioritario establecer zonas de conservación en el extremo occidental del Estado de México, área donde se encuentran las densidades poblacionales más altas. De manera adicional, se promueve zonas de conservación de la especie, siendo el área natural protegida estatal "Sierra de Nanchititla" una de las opciones mas viables para conservar los ecosistemas asociados. Este análisis de vulnerabilidad es óptimo porque considera tanto el efecto del cambio climático, la tasa de deforestación que reduce el hábitat de las especies e incorpora atributos

poblacionales, proceso que podría ser repetido para cualquier especie arbórea en México con distribución restringida.

Palabras clave: vulnerabilidad, evaluación de riesgos, cambio climático, modelos de nicho ecológico, *Maxent*, análisis de coberturas.

## **Abstract.**

The target of this work is to estimate the vulnerability of *Q. hintonii*, the only one endemic oak of the south of the State of Mexico. The vulnerability evaluation involved: (a) Modelling the ecological niche under current climatic conditions and project the suitability of the habitat to future climatic conditions (2050 and 2070) in optimistic and pessimistic stages by means of Maxent; (b) Evaluate the congruity of the model of ecological niche with the reality, incorporating population attributes of 20 places of sampling; (c) Determine the changed in the vegetable coverages from 2001 to 2017 for the adjustment of the current model ecological niche and its projections; (d) Use the Evaluation method of Risk of Extinction (MER) that it allows to include in a category of risk of the NOM-059-SEMARNAT-2010 to the species under study. The potential distribution of the species based exclusively on the suitability of its habitat might increase in the future due to the change in the environmental conditions. Nevertheless, the valuations of loss of vegetable coverage estimate up to 23.5 % of the extension of the forests of oak and pine from 2001 to 2017 that reflect the high percentages of deforestation, therefore there exists a drastic reduction of the real habitat for effects of the environmental change. The results of the MER, they highlight the high vulnerability of the species before the global change proposing its incorporation in the category of Danger of extinction (P) of the NOM-059 coinciding with the red list of the IUCN on having assigned a category to him of In Danger (EN). Nevertheless, there is no correlation between the idoneity obtained in the model ecological niche and any population attribute that allows to sustain the theory center-abundant. For these reasons, it is considered that it is priority to establish conservation areas in the western end of the State of Mexico, area where the highest population densities are found. Additionally, areas of conservation of the species are promoted, being the state protected natural area "Sierra de Nanchititla" one of the most viable options for conserving associated ecosystems. This vulnerability analysis is optimal because it considers both the effect of climate change, the rate of deforestation that reduces the habitat of the species and incorporates population attributes, a process that could be repeated for any tree species in Mexico with restricted distribution.

process that might be repeated for any arboreal species in Mexico with restricted distribution.

Key words: Vulnerability, risk assessment, climate change, models of ecological niche, Maxent, analysis of coverages.

## 2. Introducción

México es uno de los cinco países megadiversos a nivel mundial (Sarukhán *et al.*, 2009; Flores-Villela y Gerez, 1994.). Prácticamente en todos los grupos de plantas, al igual que en invertebrados y vertebrados, existe una alta riqueza de especies, así como un elevado porcentaje de endemismos (CONABIO, 2009; Sarukhán *et al.*, 2009). Una de las razones que explican la alta diversidad del país, es la posición geográfica de su territorio, ya que, este se encuentra en los límites de dos regiones biogeográficas conocidas como Neártica y Neotropical, lo que aunado a la gran diversidad climática, fisiográfica, geológica y edáfica propicia una amplia diversidad de ecosistemas terrestres, en los cuales residen alrededor de 23,314 especies de plantas, de las que se estima que 50% son endémicas (Plascencia *et al.*, 2011; Villaseñor, 2016). Este nivel de biodiversidad en el país representa un reto para su estudio y la conservación de especies (Challenger y Soberón, 2008; Contreras-Medina *et al.*, 2010), cuyo objetivo es la comprensión de los patrones de distribución y pérdida de la biota mexicana.

Actualmente, la biodiversidad se ve amenazada por modificaciones ambientales debido a cambios en la cubierta vegetal que pueden ser provocadas por cambio climático (Vitousek *et al.*, 1997; Challenger y Dirzo, 2009; Röckstrom *et al.*, 2009) o por perturbaciones antropogénicas, provocando cambios en el uso y cubierta del suelo, contaminación y desertificación de cuerpos de agua, entre otros (IPCC, 2002).

Por otra parte, diferentes estudios han identificado un aumento de hasta 8°C en la temperatura a nivel global durante los últimos 100 años que no son atribuibles únicamente a causas naturales. La acumulación de gases de efecto invernadero tales como dióxido de carbono, metano y vapor de agua en la atmósfera causada por diferentes actividades humanas son los causantes de este aumento en la temperatura (IPCC, 2018; INE, 2014; Kirtman, 2013). Como consecuencia, en los últimos años, diferentes estudios han intentado modelar el comportamiento de las

condiciones climáticas para las próximas décadas considerando los efectos del cambio climático global, esto con el objetivo de visualizar las respuestas en el ambiente ante el aumento de temperaturas y modificaciones del régimen hidrológico futuro, así como posibles riesgos epidemiológicos, manejo de especies invasoras y de plagas, entre otros (Meehl y Washington, 2012; Peterson, 1999)

A nivel global, hay evidencias que sostienen que se han extinguido entre el 5 y 20% de las especies actuales (Chapin *et al.*, 2000). Bajo los escenarios de cambio climático, hay estimaciones que señalan que las extinciones a nivel global podrían alcanzar del 28 al 35% (Thomas *et al.*, 2004) de las especies. Estas pérdidas afectan tanto a individuos como poblaciones, así como la distribución geográfica de las especies y el funcionamiento de los ecosistemas, ya sea de forma directa o indirecta (Challenger & Dirzo, 2009). Sin embargo, no todas las especies responden de la misma manera a los cambios en el hábitat, pues existen especies que se ven beneficiadas bajo esquemas de perturbación (Rodríguez-Estrella, 1997; Pearce & Lindenmeyer, 1998; Yáñez-Arancibia, Twilley & Lara-Domínguez, 1998; Brown *et al.*, 2001; Arriaga & Gómez, 2004).

En México hay poca información sobre los efectos del cambio global en los patrones de distribución y abundancia de especies en los diferentes ecosistemas, por tal motivo, resulta pertinente evaluar y determinar los efectos del cambio global sobre la estructura y función de los ecosistemas con el fin de mitigarlos; redefinir y establecer áreas de conservación, así como generar programas de restauración ecológica en las zonas que así lo requieran (Balvanera *et al.*, 2016).

## **2.1 Cambio climático**

El IPCC (2001) define al cambio climático como una “importante variación estadística en el estado medio del clima o en su variabilidad, que persiste durante un período prolongado (décadas o incluso más). El cambio climático se puede

deber a procesos naturales internos o a cambios del forzamiento externo, o bien, a cambios antropogénicos persistentes en la composición de la atmósfera o en el uso de las tierras". El cambio en las condiciones atmosféricas se ha atribuido al incremento de gases como el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), ozono (O<sub>3</sub>), vapor de agua (H<sub>2</sub>O) y halocarburos (compuestos que contienen bromo, carbono, cloro y flúor); estos gases se generan, en su mayoría, gracias a la quema de combustibles fósiles y de biomasa. El CO<sub>2</sub>, es considerado como uno de los principales responsables de los cambios en el efecto invernadero, ya que su concentración ha aumentado 30% en un periodo que va de 1750 al 2000, alcanzando un pico desde los años 90's (IPCC, 2002).

Según estimaciones del IPCC (2018), el incremento de 1°C a causa de las actividades humanas representa un alto riesgo a la biodiversidad y los ecosistemas, tanto terrestres como marinos a nivel mundial, ya que este fenómeno tendrá repercusiones en la distribución de muchas especies. En el mismo estudio, el IPCC reporta que, si la temperatura incrementa 1°C con respecto a la actual, en 105,000 especies estudiadas, el 6% de los insectos, el 8% de las plantas y el 4% de los vertebrados restringirán su distribución actual a la mitad,. Sin embargo, si el aumento fuera de 2°C, el 18% de los insectos, 16% de las plantas y el 8 % de los vertebrados reducirían su distribución a más de la mitad de su distribución actual.

México está situado en el lugar número 13 de los países con más emisiones de gases de efecto invernadero con 3.74 toneladas de gases emitidas *per capita* (INECC, 2018). En concreto, cerca del 31% de estas emisiones son generadas por el cambio de uso de suelo asociados a procesos de deforestación (Arriaga y Gómez, 2004).

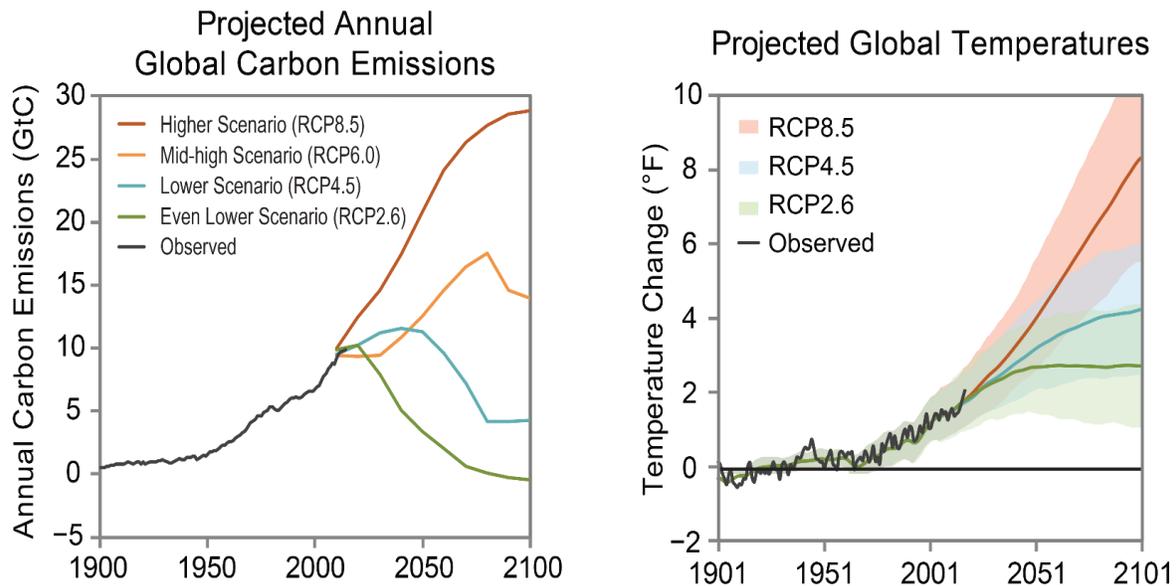
Los tipos de vegetación con mayor riesgo de pérdida, a causa del cambio climático, en el país son los bosques templados, los bosques tropicales y los bosques mesófilos de montaña, esto considerando un aumento de 2°C y una disminución del 10% en la precipitación en el país (Arriaga y Gómez, 2004). Esto

traerá consigo cambios en la extensión de los diferentes tipos de coberturas forestales en el país y, por lo tanto, la distribución de especies se verá modificada. Arriaga y Gómez (2004) mencionan que las comunidades vegetales que se verán reducidas en México a causa del cambio climático son los bosques de coníferas y encinos, matorral xerófilo, bosque mesófilo de montaña, la vegetación acuática y subacuática y el pastizal; mientras que, los bosques tropicales perennifolios, el bosque tropical caducifolio y subcaducifolio, así como el bosque espinoso podrían incrementar su superficie en el futuro.

### **2.1.1 Escenarios de circulación de gases**

La dinámica en la circulación de gases se ha estudiado con la finalidad de predecir la variabilidad atmosférica y el cambio climático a partir de modelos generados por simulaciones numéricas, sin embargo, no existe un modelo único para analizar estos cambios. Estos modelos están compuestos por diferentes variaciones en elementos como atmósfera, océano, suelo y hielo marino (Magaña, 2005; Landrum y Otto-Bliesner, 2013)

Dentro de los escenarios de cambio climático existen dos variantes principales, las cuales contemplan diferentes líneas evolutivas a partir de cuestiones demográficas, sociales, económicas y tecnológicas: a) escenarios optimistas: los que incluyen un escenario de reforestación y b) escenarios pesimistas: los que consideran una alta deforestación y extracción de madera (Magaña, 2005; Lawrence *et al.*, 2011; Lawrence, 2012; Landrum y Otto-Bliesner, 2013; Figura 1). En los escenarios optimistas, se estima un aumento máximo cercano a los 2° C, mientras que los escenarios pesimistas prevén un aumento de 5.7° C durante los siguientes 100 años (Wuebbles *et al.*, 2017).



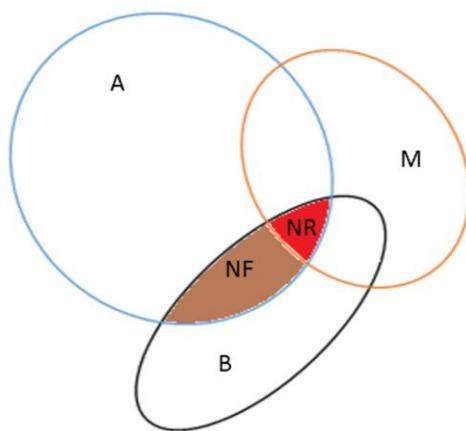
**Figura 1.** En el grafico izquierdo se muestran los diferentes escenarios de emisiones anuales de carbono (*Annual Carbon Emissions*) en gigatoneladas (GtC) a futuro. Mientras que el grafico derecho se muestra la respuesta en la temperatura en grados de Fahrenheit, partiendo del promedio de la temperatura en el periodo de tiempo comprendido entre 1901-1960. Los modelos optimistas (*even lowers*) (*representative concentration pathways*; RCP 2.6, verde) prevén un cambio de entre 0.6°-2.4°C. Los modelos “bajos” (*lowers*) (RCP 4.5, azul) muestran un aumento entre 1.3°-3.3°C. En esta grafica no se representan los cambios en la temperatura de los modelos medio-altos (*Mid-high*) (RCP 6.0), sin embargo, se prevé un cambio entre 1.6°-3.8°C, naranja). Por último, se muestran los escenarios pesimistas (*higher*) (RCP 8.5 naranja), con un cambio que va desde los 2.8-5.7°C. (Tomado de Wuebbles *et. al.*, 2017)

En México existe un retraso en la generación de escenarios futuros confiables, esto es debido a la alta heterogeneidad topográfica, climática y ecológica. Hoy en día, los modelos de cambio climático en México utilizan como referencia los Modelos Climáticos Globales o de Circulación General (*General Circulation Models*, *GCM* por sus siglas en inglés) (Balvanera *et al.*, 2016). Sin embargo, Magaña (2005) plantea que los escenarios preliminares de cambio climático para México revelan un aumento en la temperatura de entre 2°C a 3°C; además, la precipitación podría disminuir entre un 5% y 10% entre los años 2040 - 2070.

## 2.2 Teoría del nicho

El concepto de nicho se conceptualiza a partir de los trabajos de Grinnell (1917), quien coloca al ambiente como factor limitante para la distribución de las especies. Elton (1927) plantea que el nicho se trata del papel activo de los individuos de una especie en un ecosistema, resaltando el concepto de las interacciones bióticas. Hutchinson (1957) se refiere al nicho como un hipervolumen de  $n$ -dimensiones donde se encuentran las condiciones bióticas y abióticas en las cuales una especie puede sobrevivir. Esto permite clasificar el aspecto geográfico-climático a través de  $n$  variables, permitiendo identificar el espacio donde habita la especie o donde potencialmente lo podría hacer.

Pliscoff (2011) sugiere una distinción teórica en el concepto de nicho de Hutchinson: “el nicho fundamental” y “el nicho realizado”. Para comprender esta separación, se debe “conocer” la ecología de la especie a estudiar incluyendo las condiciones abióticas, bióticas y las regiones accesibles para la dispersión de la especie, así como su capacidad evolutiva como respuesta adaptativa y fisiológica a nuevas condiciones (resiliencia) (Soberón y Peterson, 2005). En este sentido, se parte del supuesto que la especie está presente en un área si se cumplen tres condiciones: a) condiciones abióticas favorables, b) condiciones bióticas favorables y c) registros de la especie (históricos y recientes). Si existe una zona que cumple con las características abióticas y bióticas necesarias, pero no hay registros de la especie, estamos hablando de un nicho fundamental. Si existen registros de la presencia de una especie en una zona geográfica que cuenta con las capacidades abióticas, bióticas y accesibilidad de dispersión, estamos hablando de un nicho realizado (Soberón y Peterson, 2005, Figura 2).



**Figura 2.** La mejor forma de explicar este concepto es el diagrama BAM, el cual ilustra la interacción de los factores bióticos (A), abióticos (B) y de los registros de la especie (M). La conjunción de los espacios  $A \cap B$  es considerado como el nicho fundamental (NF), mientras que el nicho realizado (NR) es representado por la conjunción de  $A \cap B \cap M$ . (Basado en Soberón y Peterson, 2011).

### 2.3 Modelado del nicho ecológico (MNE)

Desde finales de los 70s y principios de los 80s, se desarrolló un esquema metodológico que permitió aproximarse a la organización de las comunidades con el fin de predecir la distribución de biomas y las relaciones vegetación-ambiente (Pliscoff, 2011). La investigación resultante sentó las bases teóricas para el desarrollo de nuevas herramientas que permitieron proyectar en el espacio geográfico características ecológicas mediante la implementación de los sistemas de información geográficos (SIG) y el uso de grandes bases de datos. Es así como surgen diversas estrategias computacionales para el modelado del nicho ecológico de las especies, creando programas computacionales y pruebas estadísticas que permiten determinar la distribución espacial de las especies, basándose principalmente en registros de presencias/ausencias (Guisan y Zimmermann, 2000; Guisan y Thuiller, 2005; Elith y Leathwick, 2009) y la idoneidad de su hábitat.

Estos modelos consideran que las condiciones ambientales presentes en los sitios con registros de una especie pueden predecir el nicho ecológico en el espacio

geográfico (Peterson, 1999), dichos datos son obtenidos a partir de registros históricos, herbarios, colecciones o bases de datos que certifiquen observaciones de la especie (Bolívar, 2009). El modelado de nicho ha sido utilizado en estudios de conservación, ecología, evolución, epidemiología y manejo de especies invasoras, ya que estos se han vuelto sencillos de realizar (Peterson, 1999). Sin embargo, estos han recibido muchas críticas, una de las más importantes cuestiona si efectivamente se está respondiendo a las preguntas ecológicas básicas sobre las cuales fueron definidos (Austin, 2007) ya que la gran cantidad de información que se maneja y la complejidad de las técnicas estadísticas utilizadas actualmente podrían desviar los verdaderos factores que determinan la distribución de las especies (McGill, 2010), por esto, se debe ser cuidadoso al momento de la elección de las variables y los métodos de procesamiento de la información.

Una de las condiciones primordiales de estos modelos es identificar las variables climáticas más importantes para predecir la ocurrencia de la especie a estudiar (Phillips, 2004, 2006, 2017). Los datos, de preferencia, deben ser recientes (Pliscoff, 2011) ya que por factores humanos o naturales su distribución puede verse afectada. Los datos de presencia, así como los datos de ausencia, determinarán la exactitud de los resultados del modelaje.

*Maxent* (versión 3.4.1, Phillips *et al.*, 2017) es uno de los softwares más utilizados en el modelaje de la distribución de especies, el cual requiere solamente de una serie de registros espaciales de presencia asociadas a un conjunto de variables ambientales (Bolívar, 2009). El modelo de la distribución potencial es generado por la estimación de la distribución de probabilidad de máxima entropía (cercana a la uniforme) definido por un conjunto de reglas probabilísticas que representan la información parcial acerca de la distribución de una especie (Cruz-Cárdenas *et al.*, 2014; Phillips *et al.*, 2017). *Maxent* tiene como ventaja generar modelos deterministas de probabilidad con una base de datos de presencia limitada.

En los últimos años, existen nuevas aproximaciones que tienen por objetivo predecir la abundancia de las especies por medio de los MNE (Van Couwenberghe *et al.*, 2013; Hill *et al.*, 2017), las cuales tienen como sustento la teoría centro-abundante, la cual plantea que la abundancia de cualquier especie tiende a ser mayor hacia el centro de su distribución **ambiental**, existiendo una disminución hacia los límites del mismo (Brown, 1984; Guo *et al.*, 2005; Borregard y Rahbek, 2010; Martínez-Meyer *et al.*, 2013). La indagación de este supuesto es de gran ayuda para la conservación de especies con riesgo de extinción (Martínez-Meyer *et al.*, 2013). Sin embargo, muchos de los trabajos demuestran resultados mixtos al no encontrar siempre una relación directa entre la distribución geográfica y la abundancia (Sagarin *et al.*, 2006).

#### **2.4 Método de Evaluación del Riesgo de Extinción**

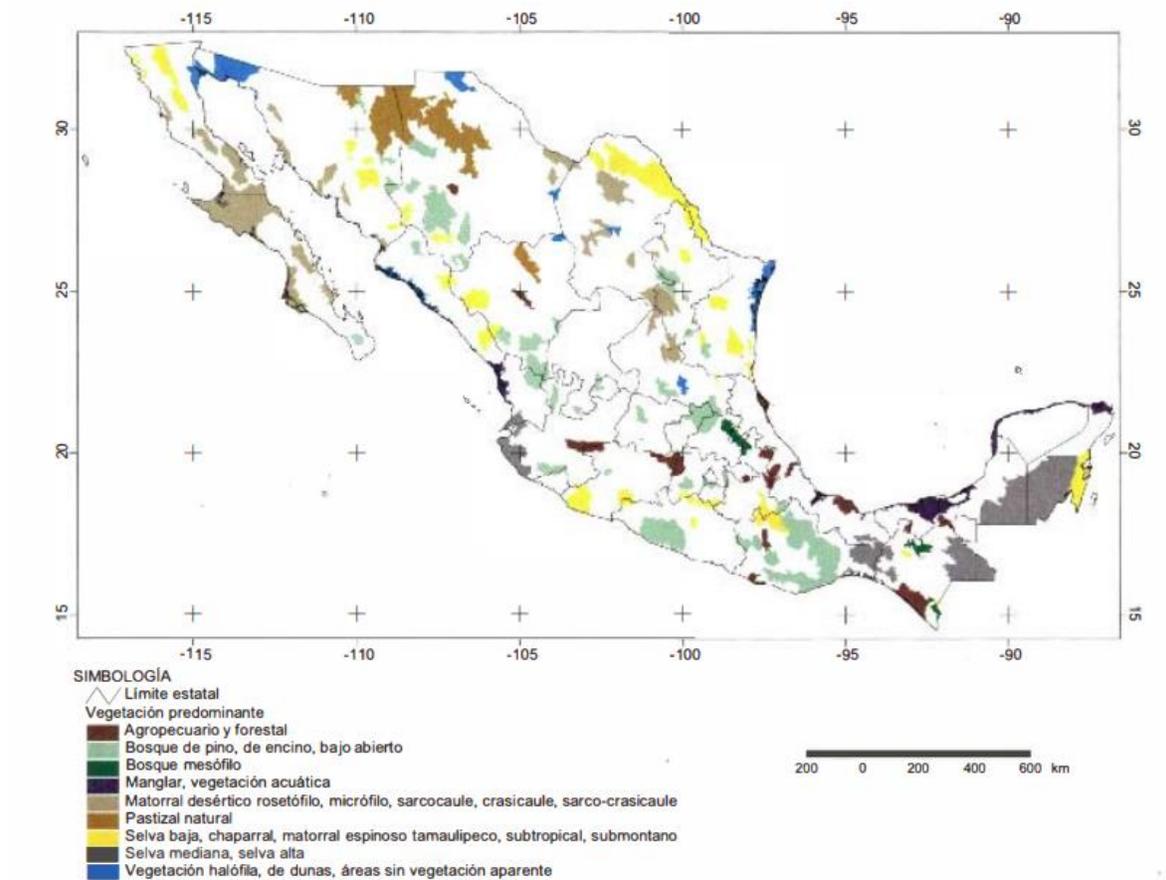
Desde el 2001, la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) ha realizado un importante esfuerzo por identificar especies o poblaciones de flora y fauna silvestres que se encuentran en riesgo de extinción mediante la integración de la norma oficial mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010. Actualmente, la lista está conformada por 2606 especies (entre anfibios, aves, hongos, invertebrados, mamíferos, peces, plantas y reptiles), clasificadas bajo diferentes categorías de riesgo. Existen 987 especies de plantas protegidas en esta lista, sin embargo, no se cuenta con ninguna especie de encino catalogado en esta.

La integración de especies a esta lista se realiza bajo criterios de inclusión, exclusión o cambio de categoría de riesgo para las especies o poblaciones, mediante un método de evaluación de su riesgo de extinción (MER). La implementación de este método se caracteriza por su fácil realización, siempre y cuando se cuente con la información necesaria para aplicarlo a cualquier especie silvestre dentro del territorio nacional.

La asignación de una especie bajo una categoría de riesgo es otorgada por medio del puntaje obtenido por la realización del MER o por vías directas establecidas en el mismo documento. Las categorías de riesgo establecidas en esta norma son: probablemente extinta en el medio silvestre (E), peligro de extinción (P), amenazadas (A) y sujetas a protección especial (Pr) (SEMARNAT, 2010).

## **2.5 Regiones Terrestres Prioritarias para México.**

Arriaga *et al.* (2000), considerando un futuro próximo con problemáticas ambientales de gran magnitud, propusieron un estudio de regionalización en el que se identificaron áreas que presentaban un alto valor de biodiversidad terrestre en el territorio mexicano basándose en criterios biológicos, así como en la amenaza para el mantenimiento de la biodiversidad y de oportunidad para su conservación. Estas regiones están delimitadas espacialmente en función de rasgos topográficos, ecorregiones, cuencas hidrológicas, áreas naturales protegidas, tipos de sustrato y de vegetación, y del área de distribución de algunas especies clave. Como resultado, se propusieron 151 regiones terrestre prioritarias (RTP), cubriendo 504,796 km<sup>2</sup> (Figura 3). El 95% estas áreas tienen una correlación espacial con las áreas naturales protegidas establecidas en el país.



**Figura 3.** Mapa de la distribución de las RTP y los ecosistemas que pretende proteger (tomado de Arriaga *et al.*, 2000).

De los ecosistemas de mayor importancia en las RTP propuestas, los bosques templados con mayor extensión territorial son los bosques de pino (61,693 km<sup>2</sup>) y los bosques de encino (48,897 km<sup>2</sup>), los cuales representan hasta el 22% de la superficie de conservación (Arriaga, 2000), lo que refleja la gran importancia de este tipo de ecosistemas para la conservación de la biodiversidad del país.

## 2.6 Diversidad del género *Quercus* en México.

Los individuos del género *Quercus* (familia Fagaceae) son comúnmente conocidos como encinos o robles. A nivel mundial se considera que existen alrededor de 450 especies de encinos, haciendo a este género el más numeroso dentro de su

familia (Valencia, 2004). El género *Quercus*, en América, está dividido en diferentes secciones: los encinos blancos (*Quercus*), rojos (*Lobatae*), los intermedios o de copa dorada (*Protobalanus*) y los *Virentes* (Valencia, 2004; Denk *et al*, 2017). En América, se contabilizan 234 especies de encinos, de las cuales México tiene al menos 161 especies (68.8%), que representan el 36% a nivel mundial, superando así a Estados Unidos con 90 especies (38.4%) y Centroamérica con 35 especies (15%) (Romero, 2006). De las especies descritas en México, 109 son endémicas, es decir, el 67.7% solo se encuentran en el territorio nacional; 44 especies pertenecen a la sección *Quercus*, 61 a los *Lobatae*, tres *Virentes* y un *Protobalanus* (Valencia, 2004, Cavender-Bares *et al*, 2015).

Una de las razones por la cuales México es considerado uno de los principales centros de diversificación de encinos (Valencia, 2004; Nixon, 2006; Reyes, 2006) se debe a que los encinos no se limitan a zonas montañosas, ya que estos se pueden encontrar en climas cálidos, húmedos y semiáridos (Romero, 2006). Por estas razones, los encinos se distribuyen en todos los estados del país, exceptuando Quintana Roo y Yucatán (Valencia, 2004) (Figura 4)



**Figura 4.** Mapa de la distribución del género *Quercus* en América (Tomado de Nixon, 2006)

En el territorio nacional, los encinos son el segundo recurso forestal maderable más utilizado, solo detrás de los pinos. Lo anterior pone a los encinos ante una

enorme presión, ya que, además de la sobreexplotación, existen otras causas que afectan el tamaño de sus poblaciones tales como el cambio de uso de suelo agropecuario e incendios forestales (SEMARNAT, 2012). A pesar de esto, se debe resaltar que ninguna de las especies de encino de México figura dentro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 (SEMARNAT, 2010)

### **2.6.1 *Quercus hintonii* E. F. Warb. 1939**

*Quercus hintonii* es un encino que pertenece a la sección *Lobatae* (encinos rojos). Es un elemento dominante de los bosques templados del suroeste del Estado de México y es la única especie endémica de esta región, por lo que se considera relevante a nivel nacional (Romero *et al.* 2000). Habita en bosques de encino-pino; forma asociaciones con *Q. magnoliifolia*, *Pinus oocarpa*, *P. pringlei*, *Clethra mexicana* y *Juniperus flaccida* en altitudes de 1300 a 1950 msnm. Florece en marzo y fructifica de junio a agosto (Romero *et al.*, 2002); teniendo por nombre común encino-roble, encino prieto y encino garrocha. Este encino es usado para la fabricación de diferentes tipos de cercas, postes de luz, para cultivos de café bajo sombra y leña. Los ejemplares de esta especie pueden medir hasta 15 m de altura, teniendo un tronco con diámetro de 30 a 50 cm; tiene hojas grandes de 5 - 21 cm de largo por 3 - 10 cm de ancho, coriáceas de color verde claro, generalmente lanceoladas, aristadas; el envés se caracteriza por presentar abundante tomento amarillento que le da un aspecto lanoso y con epidermis lisa. Es considerado caducifolio debido a que anualmente tira sus hojas en la estación seca (Valencia, 2002; Romero *et al.*, 2002; Reyes, 2006). La especie ha sido publicada en la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza en la categoría de En Peligro (EN) (IUCN, 2018).

## **3. Antecedentes**

Challenger (2009) indica que los factores de cambio global con mayor impacto ecosistémico en el país son: a) cambio en el uso de suelo que causan

deforestación, fragmentación y destrucción del hábitat en general, b) la sobreexplotación, c) la invasión de especies exóticas, d) la contaminación, e) las enfermedades emergentes y f) el cambio climático. Aunado a esto, la restricción de una especie a una o varias poblaciones pequeñas implica un riesgo de extinción implícito, ya que las causas que llevan a una población a extinguirse son: I) tamaños poblacionales pequeños; II) alta variación ambiental o demográfica, y III) tasas de crecimiento poblacional cercanas a cero (Lande *et al.* 2003).

Diferentes estudios asumen que el nicho de las especies permanece constante a lo largo del tiempo, por lo que proyectar los modelos de nicho ecológico (MNE) actual de una especie ante efectos de cambio climático ha sido ampliamente utilizado en biología de la conservación con el fin de predecir la localización de las especies en el futuro. Sin embargo, este método ha recibido múltiples críticas por utilizar solamente variables climáticas (Guisan y Thuiller, 2005) que predicen únicamente la idoneidad de su hábitat. A pesar de ello, el MNE de especies ante cambio climático representa una buena aproximación a los posibles efectos -en ocasiones dramáticos- del cambio climático sobre la biodiversidad (Pearson y Dawson, 2003). Esta herramienta nos permite evaluar cuantitativamente la posibilidad de que individuos de una especie habiten determinado espacio, siendo clave en temas relacionados como la gestión ambiental, en el diseño de reservas naturales y estrategias de mitigación, restauración de ecosistemas y poblaciones, vulnerabilidad por invasiones biológicas y modificación de la distribución de las especies ante el cambio climático (Peterson, 1999; Ceballos *et al.*, 2005; Soberón y Peterson, 2005; Challenger y Soberón, 2008; Lira-Noriega *et al.*, 2018; Suárez-Mota, 2018).

Los estudios sobre el MNE de plantas en México tiene años implementándose, estudios como los de Téllez-Valdés y Dávila-Aranda (2003), Villaseñor y Téllez-Valdés (2004), Pennington y Sarukhán (2005), Solano y Feria (2007), Villaseñor *et al.* (2007), Contreras-Medina *et al.* (2010) y Sáenz-Romero (2015), son ejemplos de esto. A lo largo del tiempo, las diferentes especies estudiadas han permitido

establecer protocolos para la implementación de técnicas, programas y algoritmos de modelaje idóneos que pueden ser replicados en otras especies en el país.

### 3.1 Los modelos de nicho en bosques templados mexicanos

Arriaga y Gómez (2004) analizaron los cambios en la distribución de 17 especies de pinos y 17 de encinos mediante el MNE realizado con GARP, identificando que las principales cubiertas vegetales en el país con riesgo a disminuir su extensión son los bosques de coníferas y encinos; por lo tanto, las especies de *Pinus* y *Quercus* serán de las especies más afectadas. Sin embargo, cuando se analiza a detalle, se identificaron especies que podrían expandir sus áreas de distribución en el futuro (año 2070) como *Q. crispipilis* y *Q. durifolia*, ambas especies tienen un rango altitudinal similar a *Q. hintonii*, además de una distribución restringida (Valencia, 2004; Pérez-Olvera y Dávalos-Sotelo, 2008). En el cuadro 1, se enlistan las 17 especies de encinos asociado al porcentaje de cambio en su distribución identificados en el estudio citado.

**Cuadro 1.** 10 de los 17 encinos estudiados presentaron un aumento en su área de distribución (Arriaga y Gómez, 2004)

| <b>Especie</b>         | <b>Porcentaje de cambio de área de distribución (%)</b> |
|------------------------|---|
| <i>Q. mexicana</i>     | -52.76  |
| <i>Q. laurina</i>      | -46.17  |
| <i>Q. scytophylla</i>  | -32.93  |
| <i>Q. rugosa</i>       | -25.7   |
| <i>Q. sideroxyla</i>   | -9.75   |
| <i>Q. segoviensis</i>  | -7.68   |
| <i>Q. peduncularis</i> | -7.47   |
| <i>Q. eduardii</i>     | 1.76  |
| <i>Q. durifolia</i>    | 4.84  |
| <i>Q. crassifolia</i>  | 17.05   |
| <i>Q. elliptica</i>    | 21.12   |
| <i>Q. laeta</i>        | 31.5  |
| <i>Q. magnifolia</i>   | 35.5  |
| <i>Q. obtusata</i>     | 39.62   |
| <i>Q. castanea</i>     | 49.33   |
| <i>Q. crispipilis</i>  | 61.81   |
| <i>Q. acutifolia</i>   | 122.31  |

Por otra parte, Gutiérrez y Trejo (2014) en su estudio de distribución de especies arbóreas de bosque templado, menciona que *Q. ocoteifolia*, de distribución restringida, y *Q. laurina*, de amplia distribución en bosques de alta humedad (Rivas-Rivas *et al.*, 2017) tienen un decremento en su distribución espacial. (Cuadro 2).

**Cuadro 2.** En el estudio de Gutiérrez & Trejo (2014), se utilizaron dos diferentes modelos, tratando de predecir la distribución de dos especies de encino bajo escenarios de cambio climático.

| Especie               | Escenario base     | HADGEMI A2         |             | HADGEMI B2         |             | MPIECHAM5 A2       |             | MPIECHAM5 B2       |             |
|-----------------------|--------------------|--------------------|-------------|--------------------|-------------|--------------------|-------------|--------------------|-------------|
|                       | 10 <sup>6</sup> ha | 10 <sup>6</sup> ha | % de cambio |
| <i>Q. laurina</i>     | 7.91               | 4.64               | -41         | 6.42               | -19         | 4.13               | -48         | 5.15               | -35         |
| <i>Q. ocoteifolia</i> | 0.27               | 0.11               | -60         | 0.15               | -44         | 0.08               | -69         | 0.12               | -54         |

#### 4. Justificación.

*Quercus hintonii* es una especie endémica al Estado de México con un área de distribución restringida, lo cual representa un riesgo latente de extinción ante el cambio global. El hecho de que esta especie sea un elemento fundamental en los bosques de encino del sur del estado hace que su conservación sea primordial para salvaguardar sus ecosistemas asociados. Por tanto, los MNE y su proyección a escenarios climáticos futuros puede ayudar a las autoridades correspondientes a instaurar y crear zonas de conservación en donde se puedan preservar sus poblaciones considerando el actual sistema de áreas naturales protegidas y la regiones terrestres prioritarias.

## 5. Hipótesis

Debido a los cambios ambientales futuros, se espera que *Q. hintonii*, con una distribución restringida, vea seriamente afectada la idoneidad de su hábitat bajo condiciones de cambio climático, agravando su situación de vulnerabilidad que, bajo la normatividad actual, debería de promover su inclusión en las lista de especies protegidas.

## 6. Objetivos.

### 6.1 Objetivo General

Identificar los efectos del cambio climático sobre la idoneidad del hábitat de *Quercus hintonii* con base en MNE, con el fin de sugerir estrategias de conservación de la especie y sus ecosistemas asociados.

### 6.2 Objetivos Particulares

- Elaborar una base de datos de los ejemplares depositados en colecciones científicas y literatura especializada de la especie *Q. hintonii* incorporando información obtenida en campo.
- Elaborar mapas de coberturas de la zona de estudio, en 2001 y 2017, con el fin de calcular la tasa de conversión de las coberturas vegetales donde habita *Q. hintonii*.
- Modelar el nicho ecológico actual y proyectar el modelo a las condiciones climáticas futuras (2050 y 2070) considerando diferentes escenarios de emisiones de CO<sub>2</sub>.

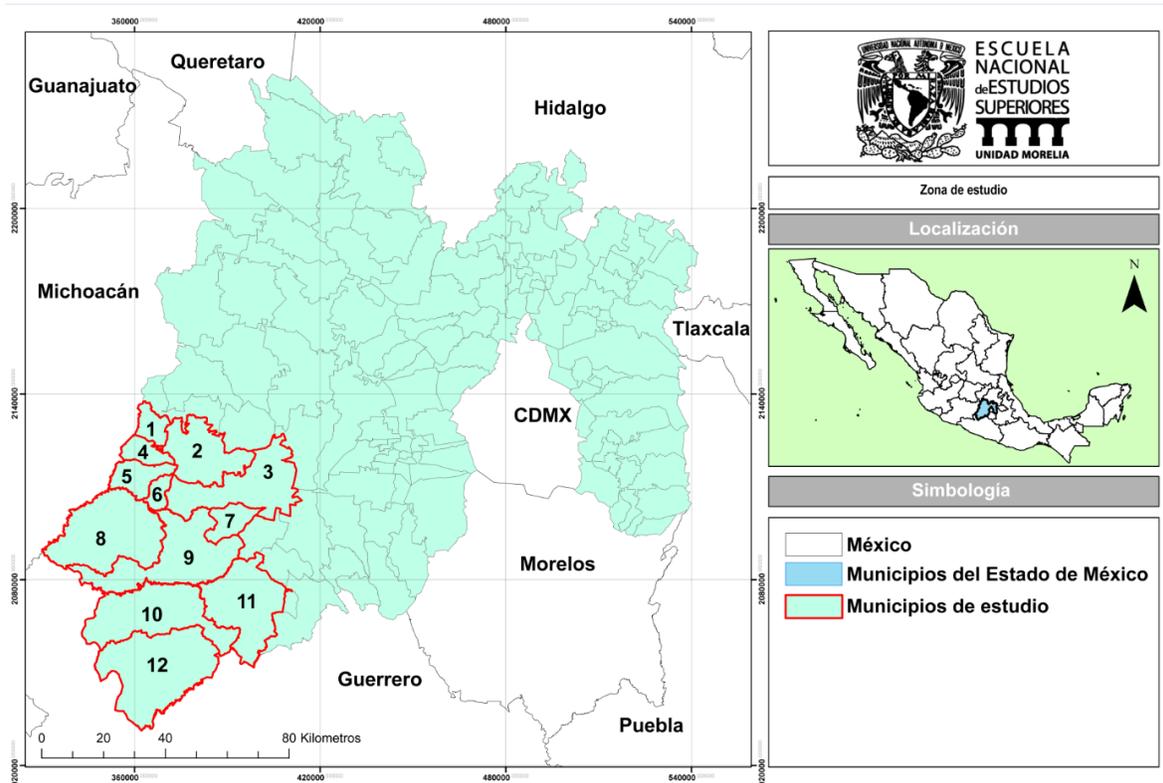
- Validar estadísticamente la adecuación de los modelos de distribución con los datos reales probando si la idoneidad del modelo puede estar correlacionado con atributos poblacionales.
- Realizar un método de evaluación de riesgo de *Q. hintonii* que permita su incorporación bajo una categoría de riesgo en la NOM-059-SEMARNAT-2010.
- Identificar zonas prioritarias para la conservación de la especie considerando la idoneidad del hábitat en el futuro y el cambio global.

## **7. Área de estudio**

### **7.1 Contexto Geográfico.**

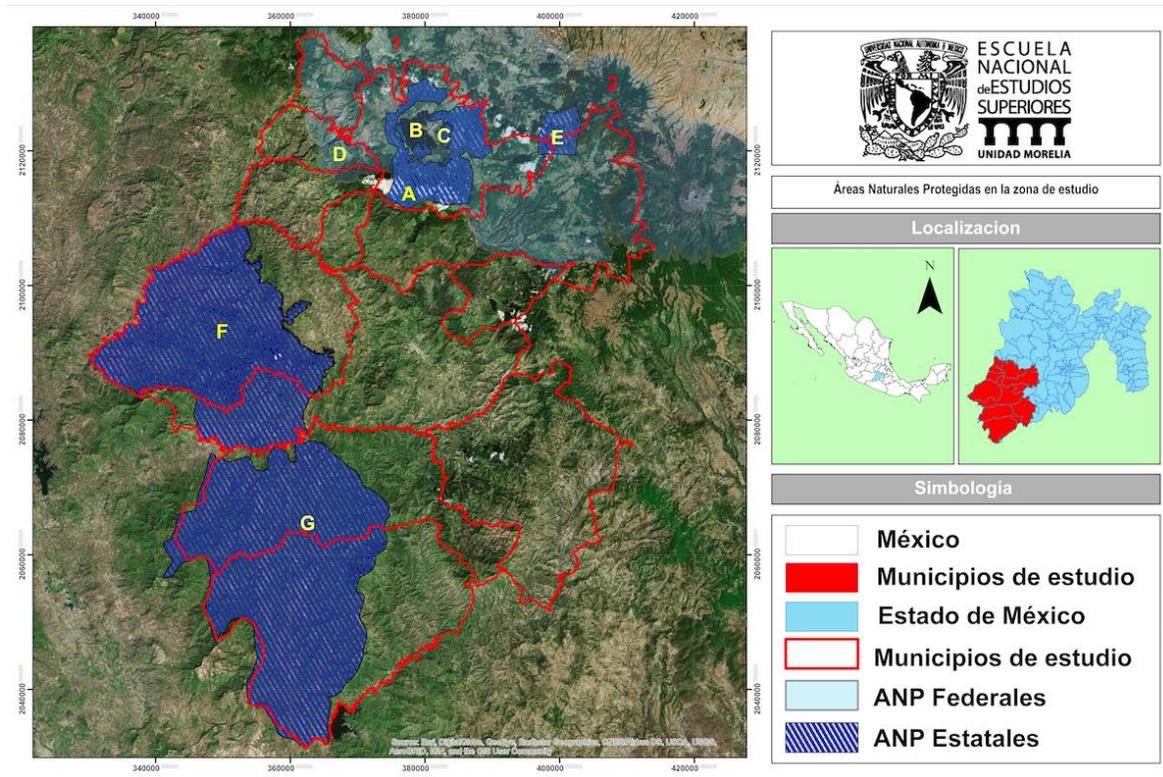
El Estado de México se localiza en la parte central de la República Mexicana, entre los paralelos 18° 21' 57" y 20° 17' 27" de latitud norte y entre los meridianos 98° 35' 50" y 100° 36' 45" de longitud oeste, alcanzando 22 488.95 km<sup>2</sup>, limitando por los estados de Querétaro e Hidalgo en el norte, con Puebla y Tlaxcala al este, Morelos, Guerrero y la Ciudad de México al sur, y Michoacán y Guerrero al oeste, teniendo elevaciones desde los 400 hasta los 5380 msnm (INEGI, 2011, Gobierno del Estado de México, 2013) y representando apenas el 1% de la superficie nacional. El estado tiene una compleja historia geológica y topográfica (Gobierno del Estado de México, 2008). La entidad se puede dividir en dos provincias fisiográficas, al norte con el Eje Neovolcánico y al sur con la Sierra Madre del Sur (Romero *et al.*, 2006). Este contexto geográfico nos hace dimensionar que el estado tiene una gran diversidad de climas, tipos de suelo y paisajes; lo cual provoca que encontremos una diversidad importante de flora y fauna.

En específico, este estudio se realizó en el suroeste del Estado de México, concretamente en los municipios de Amatepec, Ixtapan del oro, Temascaltepec, Luvianos, Otzoloapan, Tejupilco, Santo Tomás, San Simón de Guerrero, Sultepec, Tlatlaya, Valle de Bravo y Zacazonapan (Figura 5).

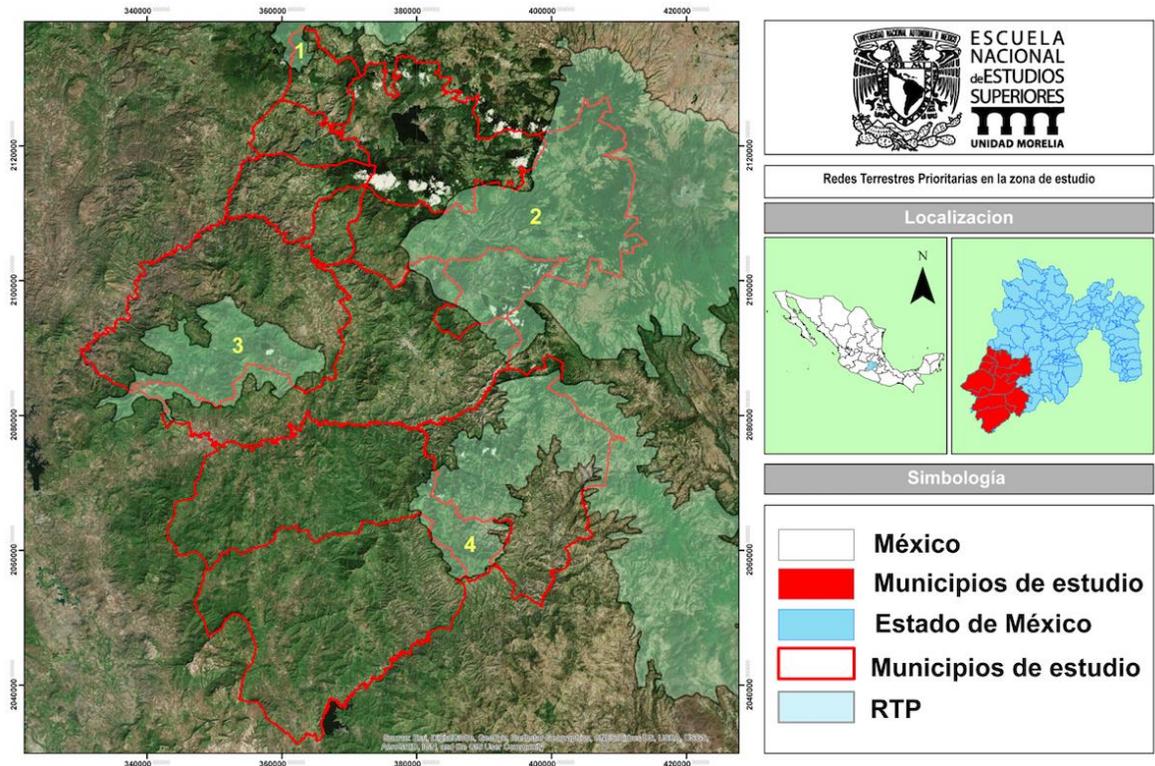


**Figura 5.** Mapa de la zona de estudio. Ixtapan del oro (1), Valle de Bravo (2), Temascaltepec (3), Santo Tomás (4), Otzoloapan (5), Zacazonapan (6), San Simón de Guerrero (7), Luvianos (8), Tejupilco (9), Amatepec (10), Sultepec (11) y Tlatlaya (12).

En la zona de estudio existen siete Áreas Naturales Protegidas (ANP) estatales y dos federales decretadas bajo diferentes categorías, sin embargo, el Parque Natural estatal “Sierra de Nanchititla” es la única área que tiene poblaciones de *Q. hintonii* (Figura 6). De las 151 RTP para México, solo los polígonos de las regiones “Sierra de Nanchititla” y “Sierras de Taxco-Huautla” están relacionadas con la presencia de este encino endémico del Estado de México (Figura 7).



**Figura 6.** En los municipios de estudio se ubican dos ANP federales: “Zona Protectora Forestal los terrenos constitutivos de las cuencas de los ríos Valle de Bravo, Malacatepec, Tlilostoc y Temascaltepec” (1) y “El Nevado de Toluca” (2). También se ubican siete ANP estatales “Valle de Bravo” (A), “Cerro Cuautenco” (B), “Monte Alto” (C), “Malpaís de Santo Tomás de los Plátanos” (D), “Corral de Piedra” (E), “Sierra de Nanchititla” (F) y la “Zona de recursos naturales Río Grande-San Pedro” (G).



**Figura 7.** Cuatro RTP propuestas por Arriaga (2000) se ubican en la zona de estudio: “Sierra de Chincua” (1), “Nevado de Toluca” (2), “Sierra de Nanchititla” (3) y “Sierras de Taxco-Huautla” (4).

## 7.2 Contexto Ambiental.

A nivel estatal, el Estado de México presenta una gran diversidad de climas, tales como templado subhúmedo C(w), semifrío C(E), frío E(T), seco estepario o semiárido templado B(s) y cálido A(w) según la clasificación climática de Köppen, esto es posible debido a su amplitud altitudinal antes descrita (Gobierno del Estado de México, 2007). En general, la temperatura media anual es de 16.8 °C y oscila entre los 12.2 y 22.5 °C, con una precipitación media anual de 999 milímetros (Gobierno del Estado de México, 2013).

En específico, en la zona suroeste del estado, las temperaturas medias anuales rondan los 28 °C con una precipitación de 1300 milímetros (Reyes, 2006).

### **7.3 Contexto biológico**

Debido al régimen climático tan heterogéneo, en el Estado de México convergen una amplia variedad de ecosistemas, desde bosques templados, selvas, matorrales, vegetación xerófila, hasta pastizales de alta montaña y vegetación acuática. (Ceballos *et al.*, 2009; Gobierno del Estado de México, 2007). Esto ha permitido que existan al menos 3524 especies de plantas, 888 insectos, 495 aves, 118 mamíferos, 93 reptiles, 51 anfibios y 25 peces de agua dulce (Ceballos *et al.*, 2009).

En general, la zona suroeste, presenta un clima cálido subhúmedo con lluvia en verano (García, 2004). Las cubiertas vegetales presentes son bosques de coníferas, bosques de encino, bosques de pino, selva baja caducifolia y subcaducifolia, bosques mesófilos de montaña y cultivos de manejo agropecuario (Centro Canadiense de Teledetección *et al.*, 2016). En los municipios de estudio se presentan poblaciones de *Q. hintonii* en bosques de *Quercus*, coexistiendo con tres especies abundantes: *Q. magnoliifolia*, *Q. obtusata*, y *Q. peduncularis*, las tres con amplia distribución a lo largo del país (Reyes, 2006).

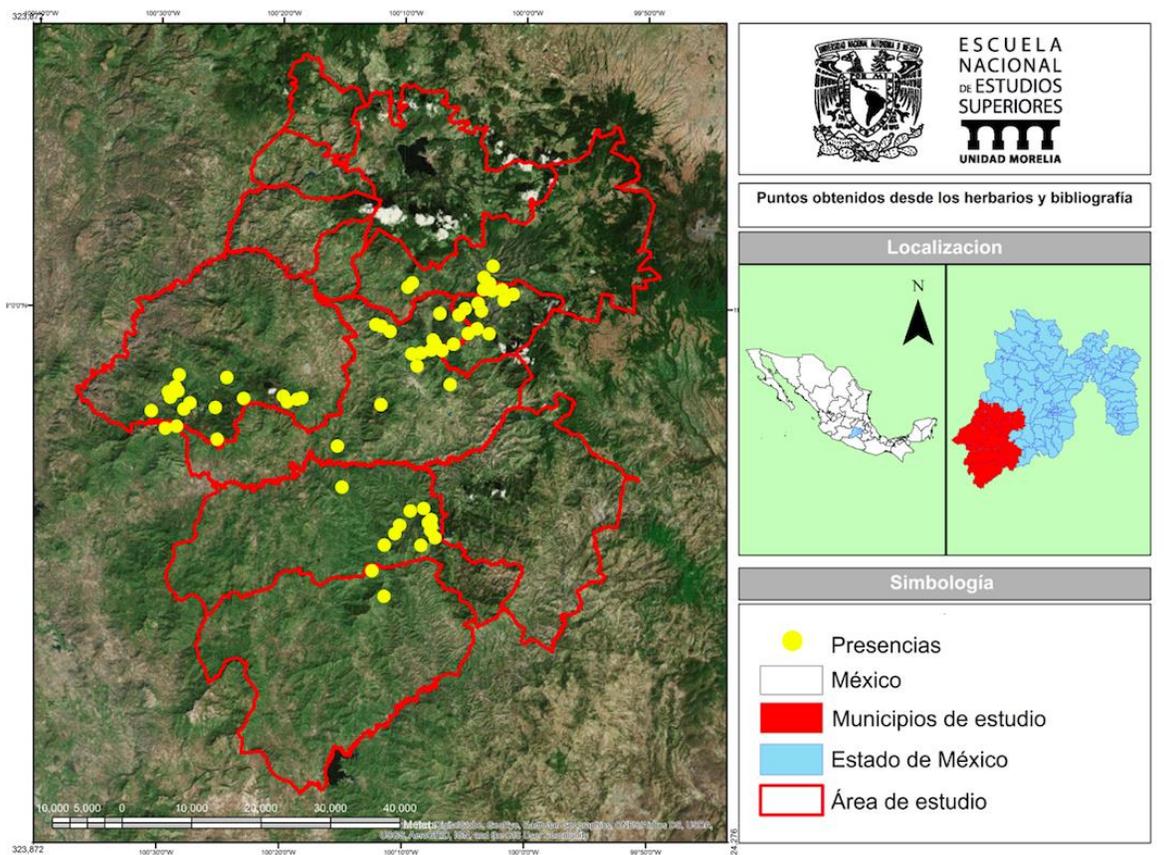
## **8. Métodos**

### **8.1 Base de datos de ocurrencias y del trabajo de campo**

Se generó una base de datos de localidades en donde se ha registrado la presencia de *Q. hintonii*. Se revisaron los ejemplares resguardados en el Herbario del Instituto de Ecología del Bajío A.C. (*IEB*) y el Herbario Nacional (*MEXU*). Se recopiló la información geográfica de diferentes estudios realizados para *Q. hintonii* [Aguilar y Romero (1995), Díaz-Pontones y Reyes-Jaramillo (2009), Reyes-Jaramillo (2006), Romero *et al.* (2000)]. De manera adicional se obtuvieron registros del portal *GBIF* (<https://www.gbif.org/species/2880370>, acceso 21 de

septiembre de 2017). Los registros sin coordenadas fueron georeferenciados utilizando la plataforma *Google Earth* y con cartas topográficas de INEGI.

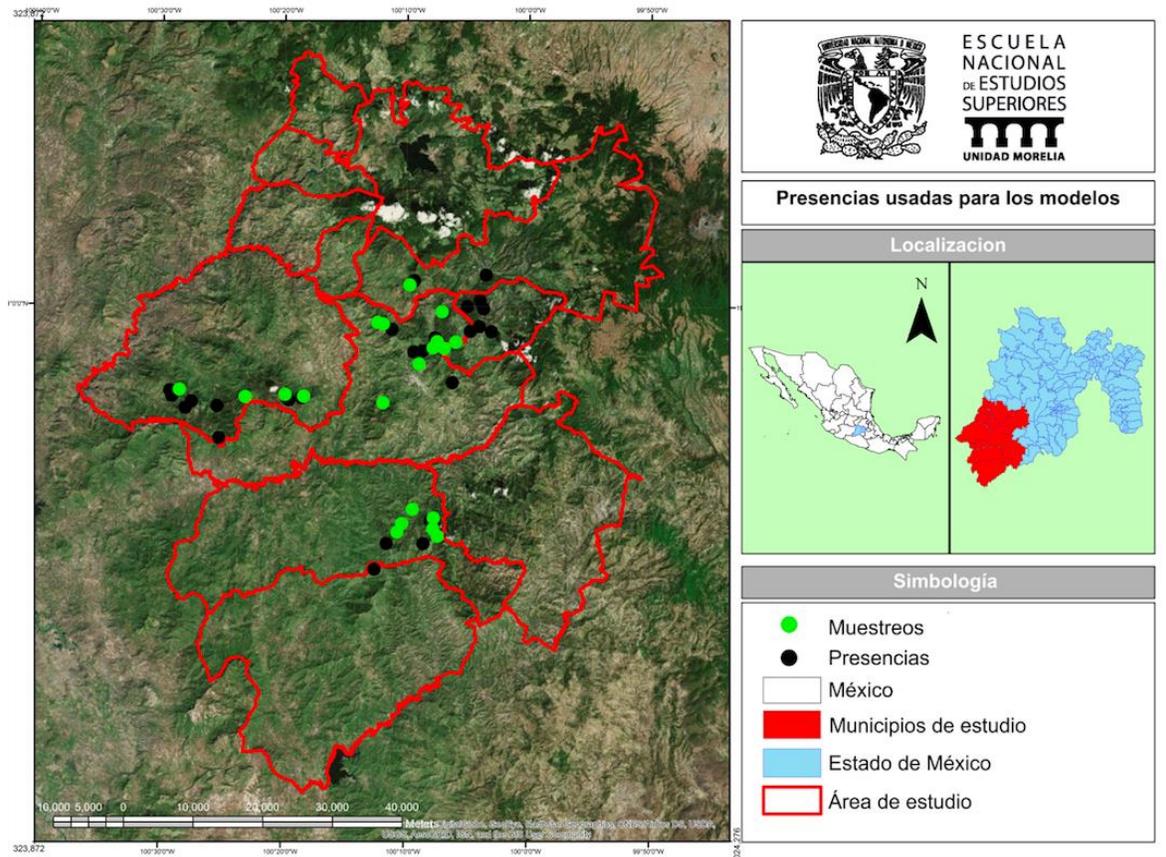
La base de datos incluye 56 registros (Figura 8), aunque no se consideraron aquellos ejemplares que tenían una referencia geográfica ambigua (e.g. donde solo se registra el nombre del municipio sin localidades específicas). De manera adicional, se eliminaron datos históricos donde se han registrado cambios de cobertura en los últimos años como lo propone Pliscoff (2011), así como los registros duplicados en los diferentes herbarios.



**Figura 8.** Los registros de presencia proporcionados por la consulta de fuentes bibliográficas se ubican en seis municipios del sur del Estado de México (Amatepec, Luvianos, Tejupilco, Tlatlaya, Temascaltepec y San Simón de Guerrero)

Después de la depuración de la base, el número de registros iniciales se redujo a 26. Este número se incrementó debido a 20 puntos de muestreo realizados en

campo, de tal manera, se obtuvo una base de datos que incluyen 46 registros de colecta (Figura 9).



**Figura 9.** 20 fueron los registros de presencia obtenidos por los muestreos realizados en campo, mientras que las presencias bibliográficas únicamente fueron 26.

## 8.2 Trabajo de campo

Se realizaron 20 muestreos de vegetación a lo largo del área de distribución de *Q. hintonii*, considerando sus puntos de colecta, mediante transectos de 10 x 10 metros, en donde se registró la abundancia, altura y diámetros a la altura del pecho (DAP) de aquellos individuos que superaban 4.77 cm de DAP, tanto de encinos como especies arbóreas asociadas. Con los datos obtenidos se calculó el índice de valor de importancia (IVI) el cual define que especies presentes contribuyen en el carácter y estructura de un ecosistema (Cottam y Curtis, 1956). Este valor se obtiene mediante la sumatoria de la frecuencia relativa, la densidad relativa y la dominancia relativa.

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{Frecuencia de la sp.}}{\text{Frecuencia de todas las spp}} \times 100$$

$$\text{Densidad relativa} = \frac{\text{Número de individuos de la sp.}}{\text{Número total de individuos}} \times 100$$

$$\text{Dominancia relativa} = \frac{\text{Dominancia de la sp.}}{\text{Dominancia de todas las especies}} \times 100$$

$$\text{IVI} = \frac{\text{Frecuencia relativa} + \text{Densidad relativa} + \text{Dominancia relativa}}{300}$$

En cada sitio de muestreo se registraron las coordenadas geográficas, así como características cualitativas del suelo, tipo de vegetación, grado de perturbación, especies asociadas, presencia/ausencia de plántulas y bellotas. El trabajo de campo se realizó de diciembre de 2017 a febrero de 2018.

Adicionalmente, se registraron coordenadas geográficas de manera aleatoria a lo largo de la zona de estudio, en donde se registraba además el tipo de cobertura y la presencia o ausencia de la especie. Esto proporcionó una segunda base de datos con 31 registros puntuales de las coberturas presentes en zonas adyacentes a la distribución de *Q. hintonii*, así como ausencias confirmadas de la especie en el área de estudio.

### **8.3 Variables climáticas y topográficas**

Las variables climáticas se derivan de valores mensuales de temperatura y precipitación con el fin de generar variables biológicamente significativas (Cuervo-Robayo, 2014). Para obtener las variables climáticas de la zona de estudio se recurrió a las capas bioclimáticas de Cuervo-Robayo *et al.* (2014), en donde se recopilan 19 variables para México obtenidas con el promedio mensual de cada una en un periodo que va desde 1910 al 2009 (Cuadro 3), por medio de los datos

de más de 5,000 estaciones meteorológicas. Estas capas climáticas tienen una resolución de ~1km<sup>2</sup>, por lo que se consideran de alta definición geográfica.

**Cuadro 3.** Información contenida en las capas bioclimáticas divididas por valores de temperatura y precipitación.

| Clave | Elemento  |
|-------|---|
| Bio01 | Temperatura media anual   |
| Bio02 | Rango de temperatura diurno medio (Temp. Máxima – Temp. Mínima) |
| Bio03 | Isotermalidad (Bio2 / Bio7) (* 100)                             |
| Bio04 | Estacionalidad de temperatura (desviación estándar * 100)       |
| Bio05 | Temperatura máxima del mes más cálido                           |
| Bio06 | Temperatura mínima del mes más frío                             |
| Bio07 | Rango de temperatura anual (Bio5 – Bio6)                        |
| Bio08 | Temperatura media del trimestre más húmedo                      |
| Bio09 | Temperatura media del trimestre más seco                        |
| Bio10 | Temperatura media del trimestre >más cálido                     |
| Bio11 | Temperatura media del trimestre más frío                        |
| Bio12 | Precipitación total anual                                       |
| Bio13 | Precipitación del mes más húmedo                                |
| Bio14 | Precipitación del mes más seco                                  |
| Bio15 | Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)   |
| Bio16 | Precipitación del trimestre más húmedo                          |
| Bio17 | Precipitación del trimestre más seco                            |
| Bio18 | Precipitación del trimestre más cálido                          |
| Bio19 | Precipitación del trimestre más frío                            |

Las variables topográficas fueron obtenidas por medio de un modelo digital de elevación (MDE) obtenido por medio de las cartas de curvas de nivel de CONABIO (1998). La visualización y manipulación de los atributos climáticos y topográficos se realizó con *ArcMap 10.2* (ESRI, 2013).

#### **8.4 Clasificación de cubiertas y tasa de pérdida**

Se realizó una clasificación supervisada de imágenes satelitales considerando los puntos de muestreo y referencias tomadas en campo para determinar las coberturas del sitio de estudio utilizando el software *ArcMap 10.2* (ESRI, 2013). Las fotografías de satélite fueron obtenidas en la plataforma *Earth Explorer*, las cuales tienen una resolución espacial de 30 m. Se descargaron imágenes con la fecha más cercanas al trabajo de campo y que no tuvieran alta presencia de nubosidad: 12 de diciembre de 2017. Se definieron ocho categorías para la clasificación de coberturas: poblado, cultivos, suelo expuesto, nubes, cuerpos de agua, selva, bosque de encino, bosque de pino.

Con el objetivo de calcular la tasa de conversión de las cubiertas vegetales asociadas a la distribución de *Q. hintonii*, se clasificaron las cubiertas del área de estudio, a partir de una fotografía del 22 de diciembre del año 2001.

La validación de los mapas de coberturas se realizó con 100 puntos elegidos aleatoriamente de la zona de estudio y con las referencias de campo, además de los datos de coberturas del Centro Canadiense de Teledetección *et al* (2016) y de ortofotos; esto para la capa de 2017. Para la capa de 2001, solo se utilizaron los datos de CONABIO (1999) más cercanos al 2001 y las ortofotos.

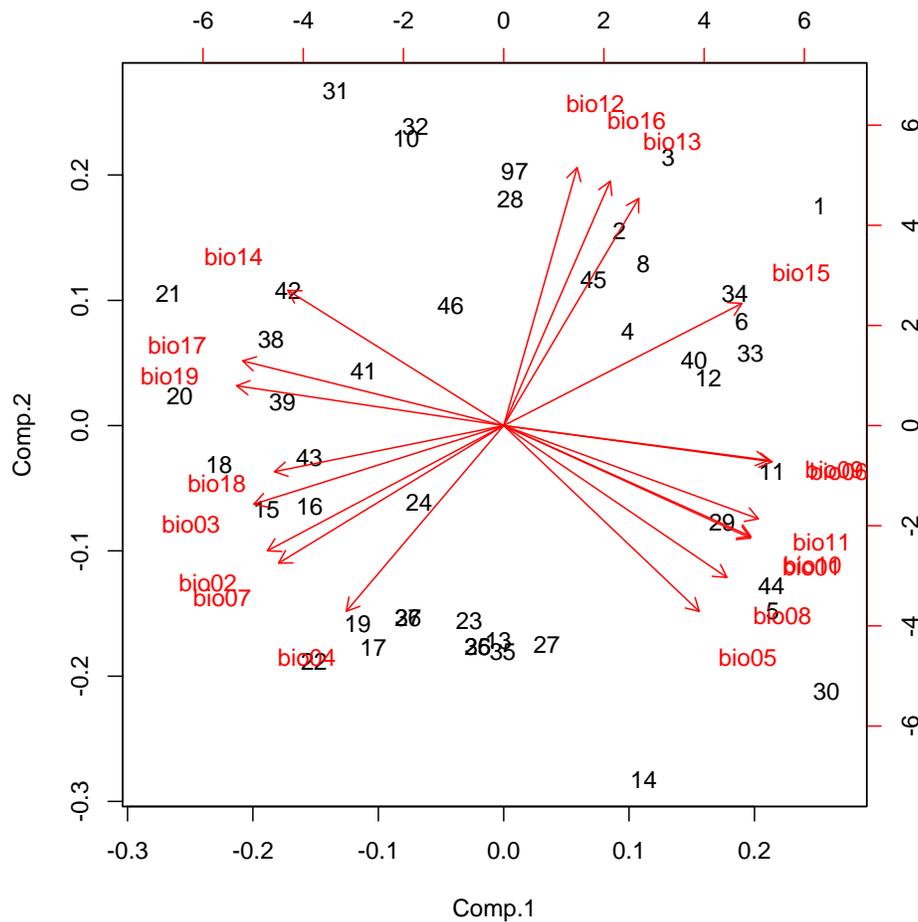
#### **8.5 Modelaje de nicho ecológico (MNE)**

Los modelos de distribución de *Q. hintonii* se elaboraron en el software *Maxent 3.4.1*, el cual calcula la probabilidad de que una especie se encuentre en un área definida mediante la combinación de estadísticos, asumiendo un criterio de máxima entropía (Phillips, 2004, 2006, 2017). *Maxent* utiliza los puntos de presencia de la especie a estudiar y un conjunto de variables ambientales, ya sean categóricas o continuas, con los que el programa realiza los cálculos probabilísticos correspondientes. Inicialmente, se consideraron 23 variables ambientales para obtener los modelos de distribución: 19 bioclimáticas (obtenidas

de Cuervo-Robayo, 2013), tres topográficas (elevación, pendiente y orientación) creadas a partir de los datos de CONABIO (1998) y una más de cobertura del área de estudio, esta última fue re-escalada a partir del mapa de coberturas obtenidas en el apartado anterior. Posteriormente, se analizó la colinealidad de las variables bioclimáticas y el porcentaje de contribución de cada variable en los modelos, apoyados en un Análisis de Componentes Principales (Figura 10), se decidió utilizar solamente ocho variables bioclimáticas (Cuadro 4), tres topográficas y las coberturas creadas.

**Cuadro 4.** Uno de los resultados obtenidos por *Maxent* es el porcentaje contribución al modelo de cada variable Las variables con un mayor porcentaje de contribución fueron los especificados en esta tabla

| Clave | Elemento                                   | % de Contribución |
|-------|--|-------------------|
| Bio08 | Temperatura media del trimestre más húmedo | 48.1              |
| Bio12 | Precipitación total anual                  | 12.7              |
| Bio03 | Isotermalidad (Bio2 / Bio7) (* 100)        | 12.6              |
| Bio06 | Temperatura mínima del mes más frío        | 11.7              |
| Bio18 | Precipitación del trimestre más cálido     | 5.2               |
| Bio14 | Precipitación del mes más seco             | 2.6               |
| Bio05 | Temperatura máxima del mes más cálido      | 1.4               |
| Bio16 | Precipitación del trimestre más húmedo     | 1.3               |



**Figura 10.** La obtención de este gráfico fue obtenida por el lenguaje de programación “RStudio”. La información proporcionada por este análisis permitió eliminar variables que presentaban colinealidad por medio de las características particulares de cada uno de los puntos de presencia en la base de datos.

Después de los análisis realizados se utilizaron solo ocho capas bioclimáticas de las 19 realizadas por Cuervo-Robayo (2014), las variables restantes fueron descartadas, esto con el fin de evitar redundancia y evitar la colinealidad entre variables (Benito de Pando y Peñas de Giles, 2007; Pérez y Font, 2012; Buira, 2016). Las variables ambientales seleccionadas fueron: a) isothermalidad, b) temperatura máxima del mes más cálido, c) temperatura mínima del mes más frío, d) temperatura media del trimestre más húmedo, e) precipitación total anual, f) precipitación del mes más seco, g) precipitación del trimestre más húmedo y h)

precipitación del trimestre más cálido.

Se obtuvieron 10 subconjuntos de datos, de 20 registros cada uno, de los 26 registros bibliográficos y de herbario, excluyendo aquellas localidades que se encontraban en un mismo píxel de las variables climáticas. Además, se utilizó un conjunto exclusivo con los datos de muestreo en campo. Se obtuvo un modelo en *Maxent* para cada submuestreo. Once modelos adicionales se obtuvieron sin considerar variables topográficas y de cobertura, esto con el fin de evaluar la contribución de las variables climáticas que explican mejor la distribución potencial de la especie. De esta manera, se consideraron un total de 22 modelos. Por último, se obtuvieron modelos adicionales considerando únicamente los 10 sitios con los valores más altos de abundancia, altura e IVI.

## **8.6 Validación estadística del modelo**

En algunos estudios, la validación de los modelos se realiza considerando solamente el área bajo la curva (*AUC* por sus siglas en inglés) que proporciona el archivo de salida de *Maxent*, sin embargo, esta validación ha sido criticada debido a las limitaciones relacionadas con los datos de presencia/ausencia (Lobo *et al.*, 2008), aunado a esto, se ha visto que los valores *AUC* siempre presentan valores superiores al 0.9, lo cual indicaría que todos los modelos son óptimos.

Debido a las razones anteriores, la evaluación estadística para determinar el mejor modelo se realizó con base en el índice de adecuación kappa (Cohen, 1960), el cual permite evaluar la concordancia de nuestro modelo con la realidad, esto a través de presencias y ausencias confirmadas de la especie registrados en el trabajo de campo. En este sentido, los valores kappa se obtienen a través de valores de omisión y comisión observados en cada modelo. Los valores de omisión (c) son aquellos en donde el modelo predice la ausencia de la especie, pero se tienen datos de presencia confirmadas. Los valores de comisión (b) son aquellos en donde el modelo predice una presencia en áreas con ausencia

confirmada (Cuadro 5). En este sentido, el mejor modelo tendrá un índice de kappa alto resultado de un bajo número de valores de omisión y comisión. Este proceso de validación se utilizó para cada subconjunto de datos cuando se consideraban o no las variables topográficas y la cobertura.

**Cuadro 5.** Representación de los valores usados para el índice Kappa (Basado en Abraira, 2000).

|                      | Presencias en campo | Ausencias en campo | Total             |
|----------------------|---------------------|--------------------|-------------------|
| Presencias predichas | a                   | b                  | r = a + b         |
| Ausencias predichas  | c                   | d                  | s = c + d         |
| Total                | t = a + c           | u = b + d          | n = a + b + c + d |

Para la validación de los modelos, los mapas de probabilidad obtenidos en *Maxent* fueron binarizados considerando un umbral de probabilidad de 0.7 como el óptimo. Aquellos pixeles que tenían valores por encima del umbral fueron considerados como presencias predichas por el modelo, mientras que, valores por debajo del umbral fueron considerados como ausencias predichas por el modelo. En la cuantificación de los valores de comisión, se consideraron los 31 puntos de ausencias confirmadas en campo; en el caso de la omisión, se utilizaron los puntos de presencia que no se utilizaron para generar el modelo de cada subconjunto.

La ecuación definida por Cohen (1960), para el cálculo del índice Kappa se expresa mediante la siguiente formula:

$$K = \frac{P_o - P_e}{1 - P_e}$$

Donde  $P_o$  es el porcentaje de las presencias en campo y predichas por el modelo y  $P_e$  son los acuerdos al azar, los cuales son calculados mediante las expresiones:

$$P_o = \frac{d+a}{n} \quad P_e = \frac{rt+us}{n^2}$$

Landis y Koch (1977, Cuadro 6), proponen una escala de valoración para este índice, el cual funciona como un buen indicador de la concordancia de los modelos a la realidad. Este estadístico fue implementado únicamente a los subconjuntos de 20 registros y los puntos de obtenidos por el trabajo de campo.

**Cuadro 6.** Escala de valoración del índice Kappa (Basado en Landis y Koch, 1977).

| Kappa ( $k^2$ ) | Grado de acuerdo |
|-----------------|------------------|
| <0.0            | Sin acuerdo      |
| 0.0 - 0.20      | Insignificante   |
| 0.21 - 0.40     | Mediano          |
| 0.41 - 0.60     | Moderado         |
| 0.61 - 0.80     | Sustancial       |
| 0.81 - 1.00     | Casi perfecto    |

## 8.7 Proyecciones de cambio climático

En el trabajo se usaron las proyecciones de cambio climático creados por la *Community Climate System Model (CCSM)* en su versión 4.0 (2011) disponible en *WorldClim*. Se seleccionó este modelo ya que es un sistema compuesto por cinco modelos separados que simulan la atmósfera, el océano, la tierra, el hielo marino más un componente acoplador central; este último, es el que permite ensamblar los modelos entre sí (Gent *et al.*, 2011; Landrum y Otto-Bliesner, 2013). En este modelo se consideran dos horizontes temporales: 2050 y 2070, a su vez con dos variantes: una optimista, la cual pronostica un aumento de alrededor de 3 °C a finales de 2070, y el pesimista, que predice un aumento de hasta 10 °C a finales de 2070. El subconjunto que obtuvo el índice *kappa* más alto y el que incluye los puntos de muestreo fueron los únicos que se proyectaron en estos dos horizontes temporales (tanto optimistas como pesimistas).

## 8.8 Ajuste de MNE en función de las coberturas

Al existir un riesgo latente de sobre predicción en la idoneidad de nicho de la especie, se determinó sobreponer las probabilidades obtenidas por *Maxent* con las capas de cobertura en donde se tiene registro de la especie de estudio. El umbral de predicción de ocurrencia de la especie se estableció en 0.7.

Los registros obtenidos de la especie estudiada se encontraban en los bosques de encino (BQ), bosques de pino-encino (BPQ) y bosques de encino-pino (BQP); por lo tanto, se determinó sumar el área de las cubiertas generadas de los BQ y los BP creando una clasificación de cubierta nombrada BQ+P. Dicho ajuste se realizó en todos los modelos generados por *Maxent*.

### **8.9 Método de Evaluación del Riesgo (MER)**

La NOM-059-SEMARNAT-2010 tiene por objetivo identificar las especies o poblaciones de flora y fauna silvestres que se encuentran en riesgo en el país. Este objetivo se cumple siguiendo una serie de criterios de inclusión, exclusión o cambio de categoría de riesgo para las especies o poblaciones, mediante el “Método de Evaluación del Riesgo de las Especies Silvestres en México” (MER) (SEMARNAT, 2010). El MER se basa en cuatro criterios independientes para asignar la categoría de riesgo a una especie mediante el uso de información específica que robustece la decisión. Los criterios considerados son:

- A) Amplitud de la distribución del taxón en México
- B) Estado del hábitat con respecto al desarrollo natural del taxón
- C) Vulnerabilidad biológica intrínseca del taxón
- D) Impacto de la actividad humana sobre el taxón

Es importante resaltar que cada criterio tiene diferentes apartados a cuantificar (Cuadros 7 a 10), los cuales permiten generar una suma ponderada dependiendo de cada uno. Estos criterios independientes representan una evaluación acumulativa de riesgo de las especies silvestres.

**Cuadro 7.** El primer criterio para la realización del MER es el aspecto de la distribución geográfica.

| <b>Criterio A. Características de la distribución geográfica</b>   |   |              |
|--|---|--------------|
| <b>Apartado 1</b>  | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| Extensión de la distribución (los porcentajes se determinaron considerando la extensión territorial de los biomas en el país). La extensión de la distribución debe considerar el área de ocupación (el área dentro de su extensión de presencia que es ocupada por el taxón, ya que esta última puede contener hábitats no adecuados, UICN, 1994) y no sólo la extensión de presencia (área contenida dentro de los límites continuos o imaginarios más cortos que pueden dibujarse para incluir todos los sitios conocidos en los que un taxón se halla presente). | a) El área de distribución es menor o igual a 1 km <sup>2</sup>                               | 4            |
|  | b) El área de distribución ocupa más de 1 km <sup>2</sup> , pero ≤ 1% del Territorio Nacional | 3            |
|  | c) El área de distribución ocupa >1 ≤5% del Territorio Nacional                               | 2            |
|  | d) El área de distribución ocupa >5 ≤40% del Territorio Nacional                              | 1            |
|  | e) El área de distribución ocupa > 40% del Territorio Nacional                                | 0            |
| <b>Apartado 2</b>  | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| Número de poblaciones o localidades conocidas existentes (en el caso de localidades se trata de puntos (3 mm de diámetro) que pueden ser discernibles en un mapa a una escala de 1:4 000 000).   | a) 1 a 3  | 3            |
|  | b) 4 a 8  | 2            |
|  | c) 9 a 25   | 1            |
|  | d) Mayor o igual que 26   | 0            |
| <b>Apartado 3</b>  | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| Número de provincias biogeográficas (CONABIO, 1997) en las que se encuentra el taxón (o que abarcaba su distribución histórica). El mapa que debe ser utilizado para determinar las provincias biogeográficas donde se presenta un taxón es el de la Comisión  | a) 1  | 3            |
|  | b) 2 a 3  | 2            |
|  | c) 4 a 5  | 1            |
|  | d) Mayor o igual que 6  | 0            |
| <b>Apartado 4</b>  | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| Representatividad de la distribución del taxón en el Territorio Mexicano. Se refiere a la importancia que pueden tener las poblaciones mexicanas dentro de la distribución geográfica de la especie.   | a) Distribución periférica o extralimital   | 1            |
|  | b) Distribución no periférica o extralimital  | 0            |

**Cuadro 8.** El criterio B se basa en las características del hábitat de la especie estudiada.

| <b>Criterio B. Características del hábitat.</b>   |                             |              |
|---|-----------------------------|--------------|
| <b>Apartado 1</b>   | <b>Consideración</b>        | <b>Valor</b> |
| ¿En cuántos tipos de vegetación se presenta? (sensu Rzedowski, 1978) (No deben considerarse presencias accidentales). El mapa que debe ser utilizado para determinar el o los tipos de vegetación donde se presenta un taxón es el de Vegetación Potencial de | a) 1                        | 3            |
|   | b) 2                        | 2            |
|   | c) 3                        | 1            |
|   | d) Mayor o igual que 4      | 0            |
| <b>Apartado 2</b>   | <b>Consideración</b>        | <b>Valor</b> |
| ¿El taxón tiene un hábitat especializado? Se refiere a la presencia del taxón sólo en un hábitat especializado permanente (si el hábitat es   | a) Sí                       | 1            |
|   | b) No                       | 2            |
| <b>Apartado 3</b>   | <b>Consideración</b>        | <b>Valor</b> |
| ¿La permanencia de la población es dependiente de un hábitat primario?  | a) Sí                       | 1            |
|   | b) No                       | 2            |
| <b>Apartado 4</b>   | <b>Consideración</b>        | <b>Valor</b> |
| ¿La permanencia de la población requiere de regímenes de perturbación particulares o está asociada a etapas transitorias en la  | a) Sí                       | 1            |
|   | b) No                       | 2            |
| <b>Apartado 5</b>   | <b>Consideración</b>        | <b>Valor</b> |
| Amplitud del intervalo altitudinal que ocupa el taxón.  | a) Menor que 200 m          | 3            |
|   | b) 200 m - < 500            | 2            |
|   | c) 500 m - <1000 m          | 1            |
|   | d) Mayor o igual que 1000 m | 0            |

**Cuadro 9.** El criterio C esta definido mayormente por la ecología de la especie.

| <b>Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca.</b>   |   |              |
|---|---|--------------|
| <b>Apartado 1</b>   | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| Número total de individuos (si no se tienen estimaciones asignar un valor de 0).  | a) Menor o igual que 500  | 3            |
|   | b) 501 – 5,000  | 2            |
|   | c) 5,001 – 50,000   | 1            |
|   | d) Mayor o igual que 50,001   | 0            |
| <b>Apartado 2</b>   | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| Reclutamiento (si no existe información, asignar un valor de 0). Se refiere al fenómeno en el que nuevos individuos se unen a la población, y muchas veces hace referencia a los individuos derivados de un proceso de reproducción sexual. Un bajo reclutamiento puede manifestarse de varias maneras. | a) Hay observaciones de reclutamiento en todas las poblaciones                | 0            |
|   | b) Hay observaciones de reclutamiento en algunas poblaciones                  | 2            |
|   | c) Hay observaciones de la ausencia de reclutamiento en todas las poblaciones | 4            |
| <b>Apartado 3</b>   | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| ¿Hay evidencia de densodependencia en la reproducción?  | a) Sí   | 1            |
|   | b) No   | 2            |
| <b>Apartado 4</b>   | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| ¿Hay clonalidad (capacidad de generar nuevos individuos independientes por medio de reproducción asexual)? Algunos estudios sugieren que la clonalidad permite la permanencia de algunas especies.  | a) Sí   | 1            |
|   | b) No   | 2            |
| <b>Apartado 5</b>   | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| ¿Hay evidencia de decrecimiento de las poblaciones en el país?  | a) Sí   | 1            |
|   | b) No   | 2            |
| <b>Apartado 6</b>   | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| ¿Hay evidencia de una varianza muy grande en la fecundidad? En algunas especies los individuos reproductivos muy grandes contribuyen desproporcionadamente a la fecundidad de la población.   | a) Sí   | 1            |
|   | b) No   | 2            |
| <b>Apartado 7</b>   | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| ¿El taxón es dioico, los individuos son dicógamos o autoincompatibles?  | a) Sí   | 1            |
|   | b) No   | 2            |
| <b>Apartado 8</b>   | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| ¿La floración es sincrónica o gregaria?   | a) Sí   | 1            |
|   | b) No   | 2            |
| <b>Apartado 9</b>   | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| ¿El taxón produce pocos propágulos (en comparación con otros miembros de su linaje)?  | a) Sí   | 1            |
|   | b) No   | 2            |
| <b>Apartado 10</b>  | <b>Consideración</b>  | <b>Valor</b> |
| Variación molecular (heterocigosis). Se refiere a la cantidad de variación genética detectada usando indicadores de diversidad genética o heterocigosis. Su nivel depende del marcador utilizado.   | a) Baja (= 10%)   | 1            |
|   | b) Alta (> 10%)   | 2            |

| <b>Apartado 11</b>  | <b>Consideración</b> | <b>Valor</b> |
|---|----------------------|--------------|
| Estructura genética molecular (Fst, Gst, proporción de la variación genética encontrada entre poblaciones). Este estimador es menos sensible al marcador utilizado y en este caso se consideran niveles bajos a aquellos por debajo de 20%. Se recomienda comparar los valores con especies cercanas. Los valores aquí expresados como bajo y alto son guías que ayudan a tomar una decisión y no deben de considerarse valores generales (si sólo existe una población asignar un valor de 1). | a) Baja (= 20%)      | 1            |
|   | b) Alta (> 20%)      | 2            |

| <b>Apartado 12</b>   | <b>Consideración</b> | <b>Valor</b> |
|--|----------------------|--------------|
| Cantidad de variación genética (estimada indirectamente mediante otros caracteres). Cuando no se cuente con información genética molecular se puede estimar la cantidad de variación genética evaluando la variación en caracteres morfológicos, susceptibilidad a patógenos, etc. Por ejemplo, el agave tequilero sufrió varias enfermedades que resultaron en una baja de la producción. Esto es evidencia de un bajo nivel de variación genética que en el caso de agave está apoyado por su propagación clonal, así como estudios moleculares. | a) Baja              | 1            |
|  | b) Alta              | 2            |

| <b>Apartado 13</b>  | <b>Consideración</b> | <b>Valor</b> |
|---|----------------------|--------------|
| Nivel de diferenciación entre poblaciones (estimada indirectamente mediante otros caracteres). Cuando no haya estimadores de diferenciación genética, se puede usar el grado de diferenciación fenotípica (morfológica, fisiológica, de susceptibilidad a patógenos, etc.). También se ha encontrado en plantas una relación entre la tasa de entrecruzamiento y el grado de diferenciación poblacional, de tal forma que si la especie preferentemente se autofecunda, probablemente tenga una alta diferenciación y viceversa (si sólo existe una población asignar un valor de 1). | a) Baja              | 1            |
|   | b) Alta              | 2            |

| <b>Apartado 14</b>  | <b>Consideración</b> | <b>Valor</b> |
|---|----------------------|--------------|
| ¿El taxón requiere una “nodriza” para su establecimiento? | a) Sí                | 1            |
|   | b) No                | 2            |

| <b>Apartado 15</b>  | <b>Consideración</b> | <b>Valor</b> |
|---|----------------------|--------------|
| ¿El taxón requiere un hospedero o forofito específico (en el caso de holoparásitas o hemiparásitas y epífitas o hemiepífitas, respectivamente)? | a) Sí                | 1            |
|   | b) No                | 2            |

| <b>Apartado 16</b>                            | <b>Consideración</b> | <b>Valor</b> |
|---|----------------------|--------------|
| ¿El taxón requiere un polinizador específico? | a) Sí                | 1            |
|   | b) No                | 2            |

| <b>Apartado 17</b>                       | <b>Consideración</b> | <b>Valor</b> |
|--|----------------------|--------------|
| ¿El taxón tiene un dispersor específico? | a) Sí                | 1            |
|  | b) No                | 2            |

| <b>Apartado 18</b>                        | <b>Consideración</b> | <b>Valor</b> |
|---|----------------------|--------------|
| ¿El taxón presenta mirmecofilia obligada? | a) Sí                | 1            |
|   | b) No                | 2            |

| <b>Apartado 19</b>                                       | <b>Consideración</b> | <b>Valor</b> |
|--|----------------------|--------------|
| ¿El taxón presenta dependencia estricta de la micorriza? | a) Sí                | 1            |
|  | b) No                | 2            |

| <b>Apartado 20</b>   | <b>Consideración</b> | <b>Valor</b> |
|--|----------------------|--------------|
| ¿El taxón sufre una afectación importante por depredadores, patógenos (incluyendo competencia muy intensa con especies alóctonas o invasoras)? | a) Sí                | 1            |
|  | b) No                | 2            |

**Cuadro 10.** El impacto antropogénico es caracterizado por el criterio D.

| <b>Criterio D. Impacto de la actividad humana</b>   |  |              |
|---|--|--------------|
| <b>Apartado 1</b>   | <b>Consideración</b>   | <b>Valor</b> |
| ¿Cómo afecta al taxón la alteración antrópica del hábitat?  | a) Es beneficiado por el disturbio   | -1           |
|   | b) No le afecta o no se sabe   | 0            |
|   | c) Es perjudicado por el disturbio   | 1            |
| <b>Apartado 2</b>   | <b>Consideración</b>   | <b>Valor</b> |
| ¿Cuál es el nivel de impacto de las actividades humanas sobre el hábitat del taxón (impacto = fragmentación, modificación, destrucción, urbanización, pastoreo o contaminación del hábitat y se refiere tanto a la intensidad como a la extensión)?   | a) El hábitat remanente no permite la viabilidad de las poblaciones existentes | 4            |
|   | b) El impacto es fuerte y afecta a todas las poblaciones                       | 3            |
|   | c) El impacto es fuerte en algunas o moderado en todas las poblaciones         | 2            |
|   | d) El impacto es moderado y sólo afecta algunas poblaciones                    | 1            |
|   | e) No hay impacto significativo en ninguna población                           | 0            |
| <b>Apartado 3</b>   | <b>Consideración</b>   | <b>Valor</b> |
| ¿Existe evidencia (mediciones, modelos o predicciones) que indique un deterioro en la calidad o extensión del hábitat como efecto de cambios globales (e.g., sensibilidad a cambio climático) o se prevé un cambio drástico en el uso del suelo?  | a) Sí  | 1            |
|   | b) No  | 2            |
| <b>Apartado 4</b>   | <b>Consideración</b>   | <b>Valor</b> |
| ¿Cuál es el impacto del uso sobre el taxón? Se refiere tanto a la intensidad como a la extensión; el uso puede implicar la extracción, la cosecha de propágulos o la remoción de parte de la biomasa de un individuo. El uso por la población humana de ciertas especies es un factor de riesgo que puede llevarlas a la extinción, pero hay muy distintas intensidades de uso. El impacto de uso puede ser observado en el decremento o remoción de algunas poblaciones o en la disminución del vigor de los individuos, que podría tener efectos negativos en su fecundidad, dependiendo de la forma de extracción. La gran mayoría de las Plantas no son usadas en absoluto por los humanos, por lo que el impacto del uso es inexistente. | a) El impacto de uso implica la remoción de las poblaciones                    | 4            |
|   | b) El impacto de uso es fuerte y afecta a todas las poblaciones                | 3            |
|   | c) El impacto de uso es fuerte en algunas o moderado en todas las poblaciones  | 2            |
|   | d) El impacto de uso es moderado y sólo afecta algunas poblaciones             | 1            |
|   | e) No hay impacto de uso significativo en ninguna población                    | 0            |
| <b>Apartado 5</b>   | <b>Consideración</b>   | <b>Valor</b> |
| ¿El es cultivado o propagado ex situ? (a nivel nacional o internacional). La propagación disminuye la presión de colecta sobre muchas especies de importancia comercial, además de que el material cultivado puede llegar a ser fuente de especímenes en  | a) Sí  | 1            |
|   | b) No  | 2            |

Dependiendo de la sumatoria obtenida del análisis de la especie, o bien, por medio de una asignación directa basada en criterios preestablecidos, las especies pueden ser ubicadas en tres diferentes categorías de riesgo: en peligro de extinción, amenazada o sujetas a protección especial (Cuadro 11).

**Cuadro 11.** La especie estudiada puede ser propuesta en la lista si cumple con alguna de estas características.

| Categoría de riesgo                | Puntaje obtenido  |
|------------------------------------|---|
| En peligro de extinción (P)        | a) Mayor igual a 2<br>b) Vías directas:<br>I. Cuando en las características de la distribución geográfica, el área de distribución sea menor o igual a 1 km <sup>2</sup> ;<br>II. Cuando demográficamente, el número total de individuos sea igual o menor que 500;<br>III. Cuando el nivel de impacto de las actividades humanas sobre el hábitat del taxón, el hábitat remanente no permite la viabilidad de las poblaciones existentes;<br>IV. Cuando la especie tenga poblaciones hiperdispersas con una densidad de población de 1 individuo cada 5 ha o menor; y que además la sumatoria del criterio D sea mayor que 0.4 |
| Amenazada (A)                      | Mayor igual que 1.7 y menor que 2<br>b) Vía directa: Cuando la especie tenga poblaciones hiperdispersas con una densidad de población de 1 individuo cada 5 ha o menor, y que la sumatoria del criterio D sea mayor que 0.3 y menor que 0.4   |
| Sujetas a Protección Especial (Pr) | a) Mayor igual que 1.5 y menor que 1.7<br>b) Mayor igual a 1 y menor que 1.5 y que la sumatoria del criterio D sea igual mayor que 0.3  |

## 9 Resultados

### 9.1 Muestreos de vegetación y trabajo de campo

En total se registraron 158 árboles, de siete especies diferentes: *Arbutus* sp., *Clethra* sp., *Cupressus* sp., *Q. hintonii*, *Q. magnoliifolia*, *Q. obtusata* y *Pinus* sp. La especie más abundante fue *Q. hintonii* con 87 individuos mientras que para *Q. obtusata* y *Arbutus* sp. únicamente se registró un individuo por especie. Las características de cada muestreo permitieron identificar como hábitat preferente de la especie a los bosques de encino (BQ), bosques de encino-pino (BQP) y pino-encino (BPQ) que presentan diferentes niveles de perturbación. A pesar de la perturbación observada, se encontraron plántulas de *Q. hintonii* en 9 cuadrantes, mientras que la presencia de bellotas se registró en 4. En cuanto a las características generales del suelo, se observaron suelos arcillosos entre rojizos y marrones con presencia de deslaves recientes en algunos cuadrantes.

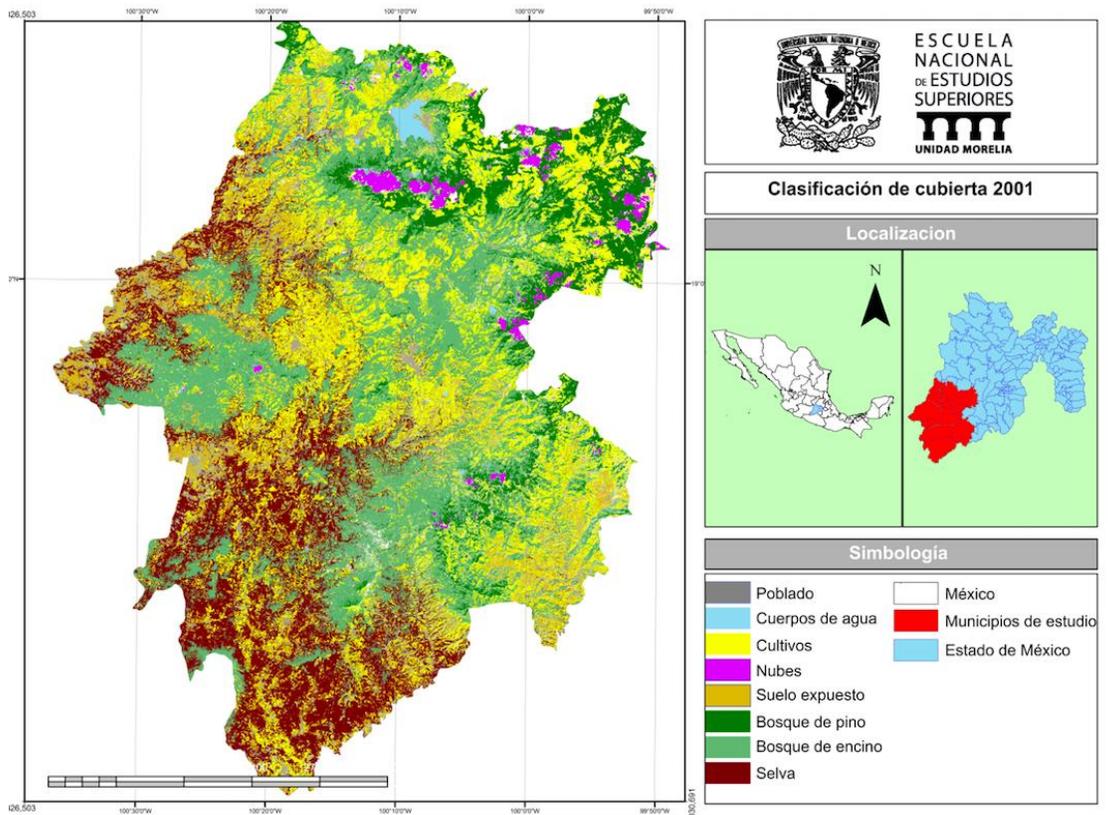
La obtención de las diferentes medidas y observaciones en los 20 cuadrantes realizados permitió generar la base de datos donde se calculó la abundancia, el DAP promedio, altura promedio, cobertura promedio e IVI de *Q. hintonii* (Cuadro 12).

**Cuadro 12.** Estos fueron los atributos poblacionales obtenidos por medio del trabajo de campo. Se registro la ausencia (A) y presencia (P) de plántulas y bellotas de cada cuadrante.

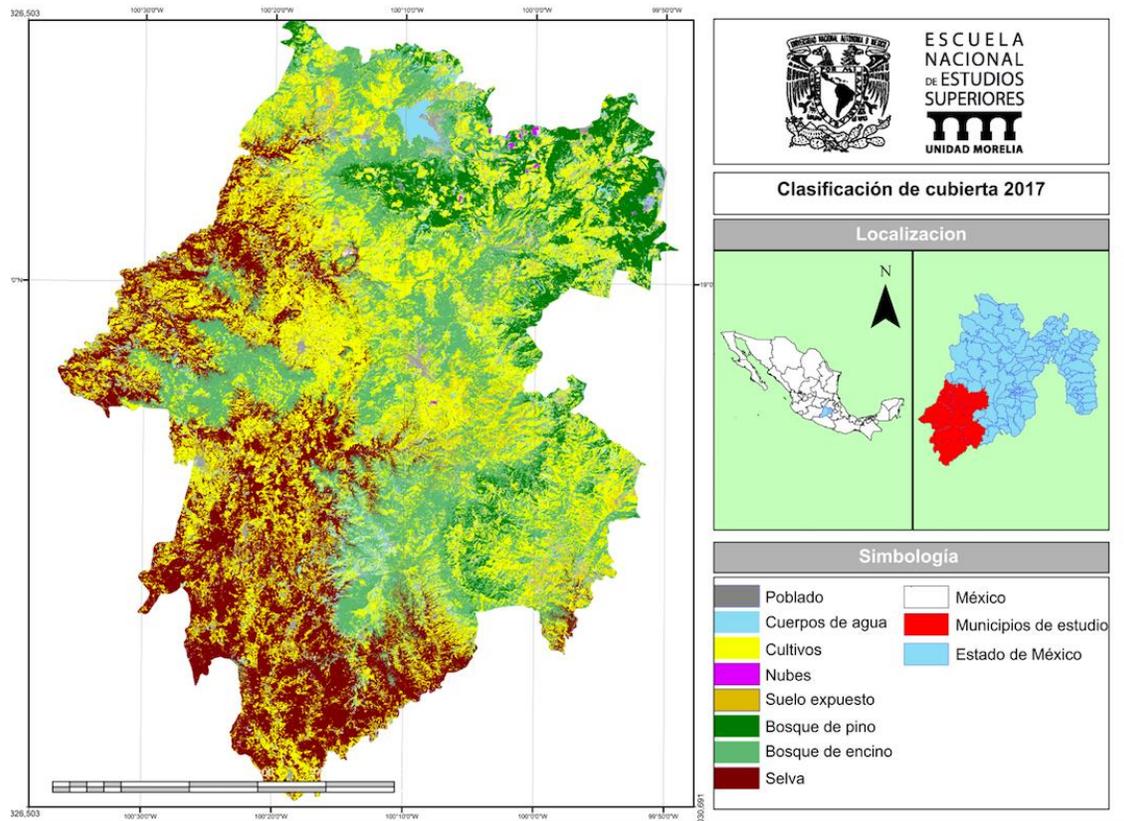
| Cuadrante | Abundancia | DAP promedio (cm <sup>2</sup> ) | Altura promedio (m) | Cobertura promedio (m <sup>2</sup> ) | IVI (%) | Vegetación | Plántulas | Bellotas |
|-----------|------------|---------------------------------|---------------------|--------------------------------------|---------|------------|-----------|----------|
| 1         | 2          | 15.15                           | 4.5                 | 2.97                                 | 24.16   | BQ         | A         | A        |
| 2         | 4          | 10.9                            | 3.53                | 6.9                                  | 60.13   | BPQ        | A         | A        |
| 3         | 5          | 21.94                           | 13.16               | 41.65                                | 50.61   | BQP        | A         | A        |
| 4         | 4          | 38.02                           | 17.48               | 110.39                               | 67.6    | BQ         | A         | A        |
| 5         | 3          | 15.54                           | 4.23                | 22.4                                 | 40.19   | BQP        | A         | A        |
| 6         | 2          | 28.65                           | 15                  | 85.5                                 | 25.68   | BQP        | A         | A        |
| 7         | 6          | 9.61                            | 5.45                | 8.04                                 | 55.15   | BPQ        | A         | A        |
| 8         | 7          | 21.83                           | 6.66                | 46.18                                | 79.08   | BPQ        | A         | A        |
| 9         | 1          | 40.11                           | 12                  | 270.85                               | 49.51   | BQ         | P         | A        |
| 10        | 2          | 14.4                            | 5.75                | 21.16                                | 43.22   | BQ         | P         | A        |
| 11        | 5          | 37.53                           | 13                  | 103.93                               | 67.97   | BQ         | A         | A        |
| 12        | 4          | 14.72                           | 5.7                 | 24.82                                | 57.98   | BPQ        | P         | A        |
| 13        | 5          | 20.63                           | 11.8                | 49.4                                 | 53.16   | BQP        | P         | A        |
| 14        | 5          | 16.93                           | 7.72                | 40.33                                | 57.78   | BQ         | P         | A        |
| 15        | 5          | 17.73                           | 7.2                 | 43.77                                | 65.05   | BQP        | P         | A        |
| 16        | 11         | 12.73                           | 6.78                | 34.63                                | 100     | BQ         | P         | P        |
| 17        | 5          | 12.27                           | 9.9                 | 17.84                                | 25.87   | BQ         | P         | P        |
| 18        | 3          | 28.49                           | 14.33               | 58.08                                | 53.02   | BQ         | A         | P        |
| 19        | 5          | 31.51                           | 11.93               | 63.39                                | 100     | BQ         | A         | P        |
| 20        | 6          | 19.49                           | 8.18                | 51.49                                | 58.92   | BQ         | P         | A        |

## 9.2 Análisis de coberturas

Los resultados fueron comprobados con 100 puntos al azar de diferentes coberturas, en donde 78 puntos fueron acertados para el año 2001 (Figura 11), mientras que para el año 2017 fueron 83 puntos acertados (Figura 12). Se calculó el área total de la cobertura de bosques de encino, siendo 1519.89 km<sup>2</sup> para 2001 y 1069.73 km<sup>2</sup> para 2017. Esto representa una pérdida de cobertura del 29.6% y una tasa de deforestación de 1.85% anual. Los resultados indican que la cobertura con mayor pérdida son los bosques de encino, mientras que los cultivos incrementan su extensión (Cuadro 13).



**Figura 11.** Las principales coberturas clasificadas para el año 2001 fueron los cultivos y los bosque de encino.



**Figura 12.** Para el año 2017, se calcula una pérdida aproximada a los 500 km<sup>2</sup> de los bosques de encino, mientras que los cultivos aumentaron cerca 600 km<sup>2</sup>.

**Cuadro 13.** La extensión de las coberturas se realizó por medio del SIG ArcMap 10.2 (ESRI, 2013).

| Coberturas       | Extensión en km <sup>2</sup> del año 2001 | Extensión en km <sup>2</sup> del año 2017 |
|------------------|---|---|
| Poblado          | 239.77                                    | 219.61                                    |
| Cultivos         | 1062.37                                   | 1601.47                                   |
| Suelo expuesto   | 392.93                                    | 101.90                                    |
| Bosque de pino   | 420.27                                    | 413.55                                    |
| Bosque de encino | 1519.89                                   | 1069.73                                   |
| Selvas           | 885.63                                    | 1018.89                                   |

Al igual que en la validación estadística del modelo, se determinó sumar las áreas de los BQ y los BP con el fin de calcular el área de pérdida de esta cobertura. La extensión fue de 1940.16 km<sup>2</sup> para el año 2001, mientras que para el año 2017, la

extensión fue de 1483.28 km<sup>2</sup>; esto supone una tasa de pérdida del 23.5% anual en el suroeste del Estado de México, con una tasa de deforestación calculada del 1.46% anual en el periodo estudiado.

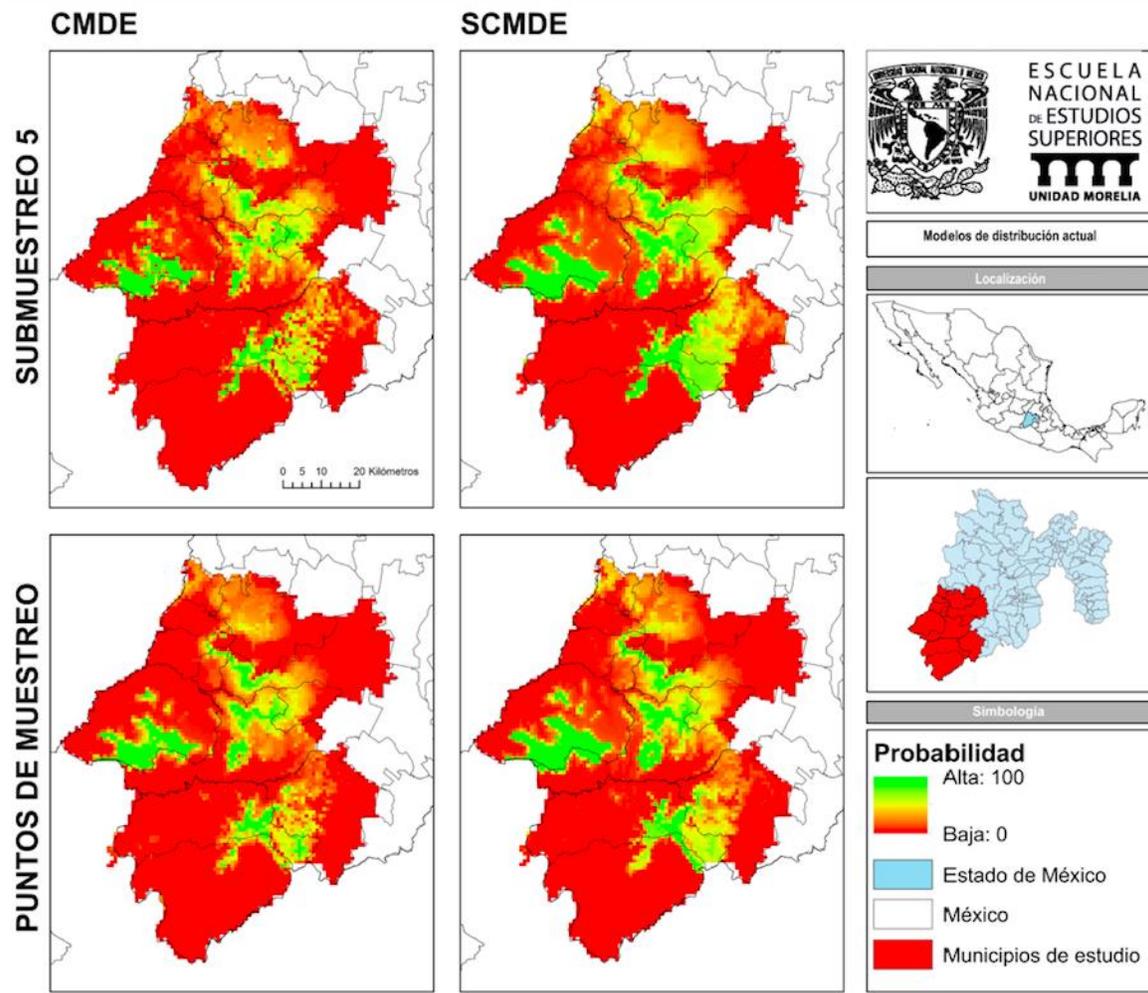
### 9.3 Validación estadística del MNE

Obtuvimos resultados disímiles con la inclusión (CMDE) y exclusión (SCMDE) de las variables topográficas y de cobertura en los 22 diferentes submuestreos (Cuadro 14), obteniendo valores de adecuación que oscilan entre 0.27 (mediana adecuación del modelo) hasta **0.79** (sustancial adecuación del modelo). El análisis valoró al submuestreo 5 como el de mayor concordancia con los datos reales, por lo que, se considera a este como el modelo que mas acerca a la distribución real de la especie en la actualidad (nicho realizado).

**Cuadro 14.** Solamente se obtuvo un valor que se categorizaba como sustancial de los 22 modelos realizados

| Set de datos | 1           | 2           | 3           | 4           | 5           | 6           | 7           | 8           | 9           | 10          | Muestreos   |
|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| SCMDE        | <b>0.57</b> | <b>0.38</b> | <b>0.55</b> | <b>0.43</b> | <b>0.79</b> | <b>0.31</b> | <b>0.27</b> | <b>0.28</b> | <b>0.46</b> | <b>0.43</b> | <b>0.34</b> |
| CMDE         | <b>0.57</b> | <b>0.41</b> | <b>0.30</b> | <b>0.46</b> | <b>0.38</b> | <b>0.33</b> | <b>0.27</b> | <b>0.53</b> | <b>0.57</b> | <b>0.29</b> | <b>0.42</b> |

Considerando el submuestreo 5, el modelo obtenido con CMDE, la extensión del área de distribución fue de 280.97 km<sup>2</sup>, mientras que, con el SCMDE la extensión fue de 442.1km<sup>2</sup>. La extensión del modelo obtenido con los puntos de muestreo en campo, para el caso de CMDE fue de 278.54km<sup>2</sup>, para el SCMDE fue de 376.52 km<sup>2</sup> (Figura 13).



**Figura 13.** En este mapa se puede observar de manera cualitativa el cambio de la extensión de la idoneidad de nicho dependiendo de los puntos de presencia y variantes utilizadas. Los mapas representados en la parte superior corresponden al modelo con mayor índice de kappa; mientras que los de la parte inferior son los realizados por los puntos de muestreo.

Con el objetivo de descartar áreas con coberturas en donde no se pudiera presentar la especie, para eliminar la sobre predicción asociada al modelo, se determinó extraer las coberturas de BQ y BQ+P del mejor modelo de nicho obtenido. Estos resultados son diferentes a los obtenidos inicialmente, ya que el área de distribución potencial se vio reducida hasta en un 41% para el caso del submuestreo 5 SCMDE con BQ, mientras que para BQ+P la reducción fue del 38% (Cuadro 15). En el modelo de los puntos de muestreo, hubo una reducción

del 39% con BQ y 38% en el caso BQ+P.

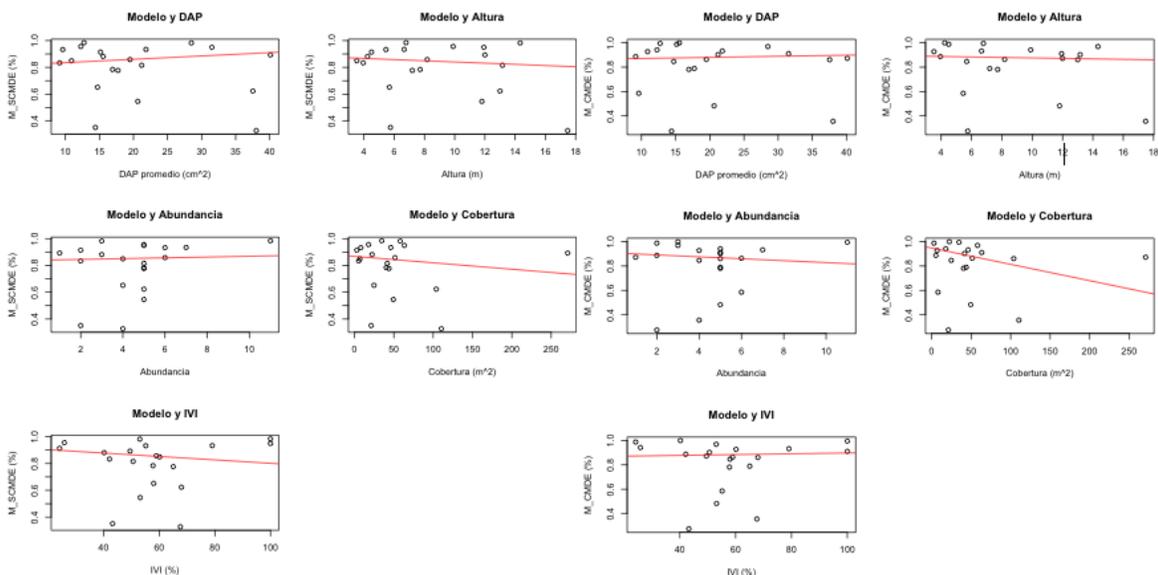
**Cuadro 15.** Únicamente se realizó la extracción de píxeles con los modelos SCMDE, ya que los modelos CMDE ya incluían el uso de la capa de coberturas.

| 5 SCMDE | Modelo | BQ     | BQ+P   |
|---------|--------|--------|--------|
| Actual  | 442.1  | 259.11 | 273.68 |

| M SCMDE | Modelo | BQ     | BQ+P  |
|---------|--------|--------|-------|
| Actual  | 376.52 | 228.34 | 233.2 |

## 9.4 Correlaciones entre atributos poblacionales y MNE

Los datos obtenidos en la caracterización estructural se correlacionaron con la probabilidad de ocurrencia de los muestreos obtenidos en *Maxent* para cada modelo realizado (Figura 14). En ningún caso hubo correlaciones significativas (Cuadro 16).



**Figura 14.** No se obtuvo alguna relación entre algún atributo funcional y las probabilidades en los modelos de *Maxent*.

**Cuadro 16.** Ningún atributo poblacional muestra una correlación con la probabilidad obtenida por *Maxent*.

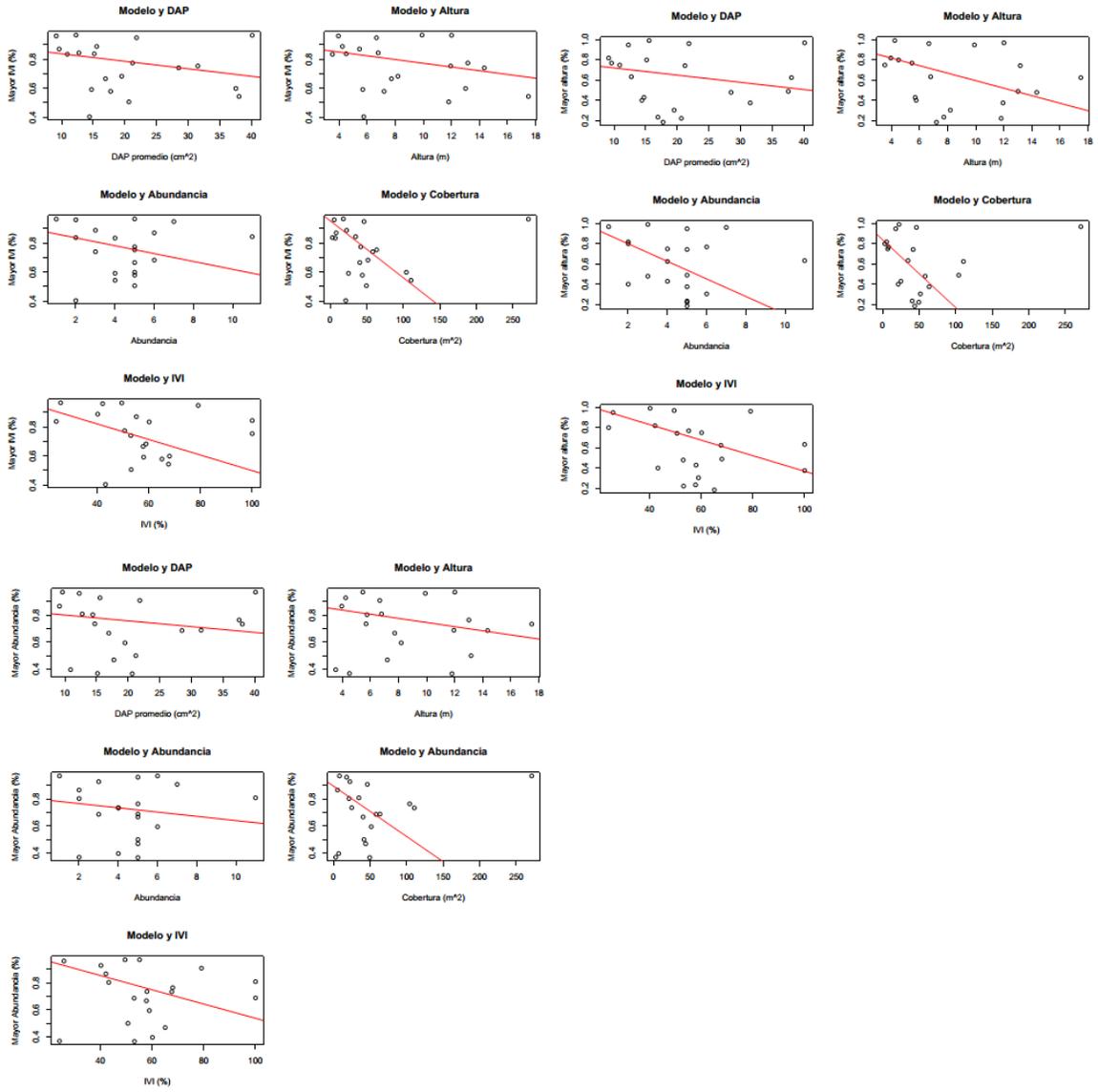
**Correlaciones Pearson del modelo de los puntos de muestreo**

|              |                        | DAP Promedio | Altura promedio | Abundancia | Cobertura Promedio | IVI  |
|--------------|------------------------|--------------|-----------------|------------|--------------------|------|
| Modelo CMDE  | Correlación de Pearson | -.105        | -.229           | .154       | -.058              | .052 |
|              | Significancia          | .659         | .330            | .517       | .807               | .827 |
| Modelo SCMDE | Correlación de Pearson | -.239        | -.278           | .254       | -.099              | .073 |
|              | Significancia          | .311         | .235            | .280       | .677               | .760 |

(\*\*) La correlación es significativa al nivel 0,01.

(\*) La correlación es significativa al nivel 0,05.

Los modelos obtenidos con los muestreos que tienen los 10 valores más altos de abundancias, altura promedio e IVI, se volvieron a comparar con las probabilidades obtenidas en *Maxent* (Figura 15), obteniendo resultados similares a los modelos obtenidos cuando se incluyen todos los puntos de muestreo (Cuadro 17)



**Figura 15.** En los modelos realizados con los 10 puntos de muestreo con las mayores abundancias, alturas e IVI tampoco se obtuvieron los resultados esperados.

**Cuadro 17.** Al igual que los modelos generados con los puntos de muestreo, los modelos con los mayores valores de IVI, altura promedio y abundancia no presentan alguna correlación significativa.

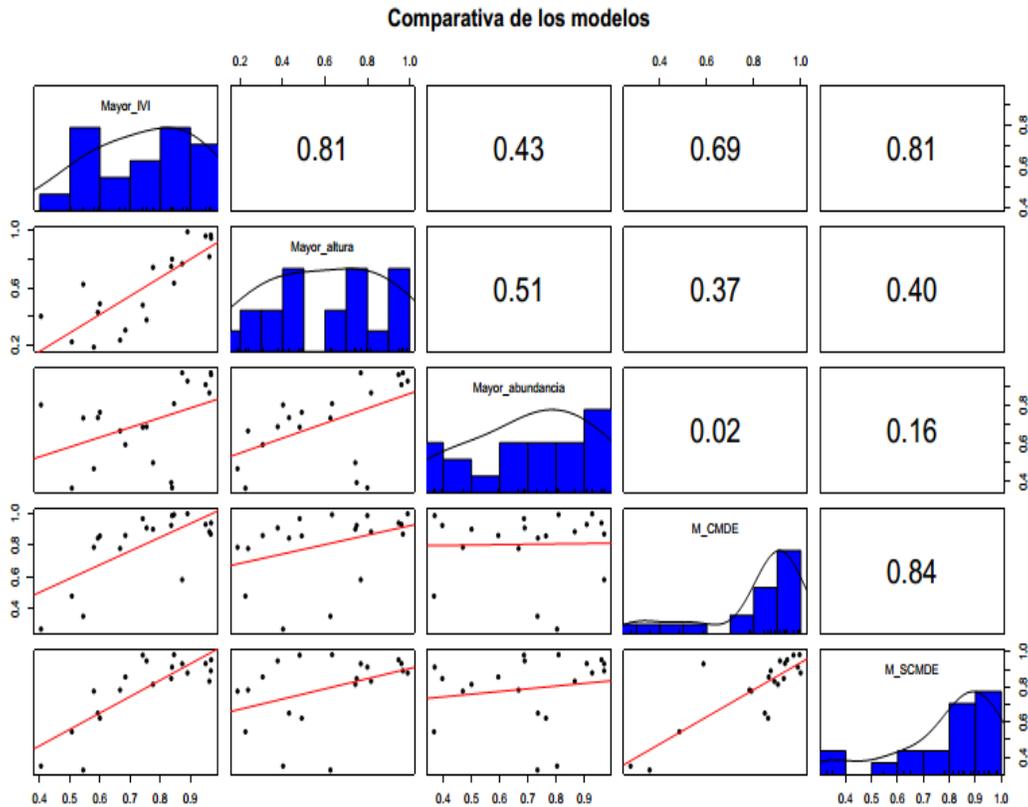
**Correlaciones Pearson modelos de Atributos funcionales**

|                        |                        | DAP Promedio | Altura promedio | Abundancia | Cobertura Promedio | IVI   |
|------------------------|------------------------|--------------|-----------------|------------|--------------------|-------|
| Modelo IVI             | Correlación de Pearson | -.195        | -.287           | .042       | .039               | -.127 |
|                        | Significancia          | .410         | .219            | .860       | .871               | .595  |
| Modelo Altura Promedio | Correlación de Pearson | -.081        | -.198           | -.162      | .102               | -.314 |
|                        | Significancia          | .734         | .404            | .495       | .669               | .178  |
| Modelo Abundancia      | Correlación de Pearson | .070         | -.038           | .028       | .249               | .024  |
|                        | Significancia          | .769         | .873            | .906       | .290               | .920  |

(\*\*) La correlación es significativa al nivel 0,01.

(\*) La correlación es significante al nivel 0,05.

Adicionalmente, se compararon las probabilidades de ocurrencia de los modelos CMDE, SCMDE, así como los obtenidos con los 10 puntos que tienen mayor IVI, mayor altura y mayor abundancia. En estas comparaciones se obtuvieron valores altos de correlación, siendo la mayor entre los modelos con los 20 puntos (con o sin variables topográficas y de cobertura). Mientras que el modelo que únicamente cuenta con los 10 puntos de mayor IVI resulta con una correlación del 0.81 con respecto al mejor submuestreo de 20 sin considerar variables topográficas y de cobertura (Figura 16).



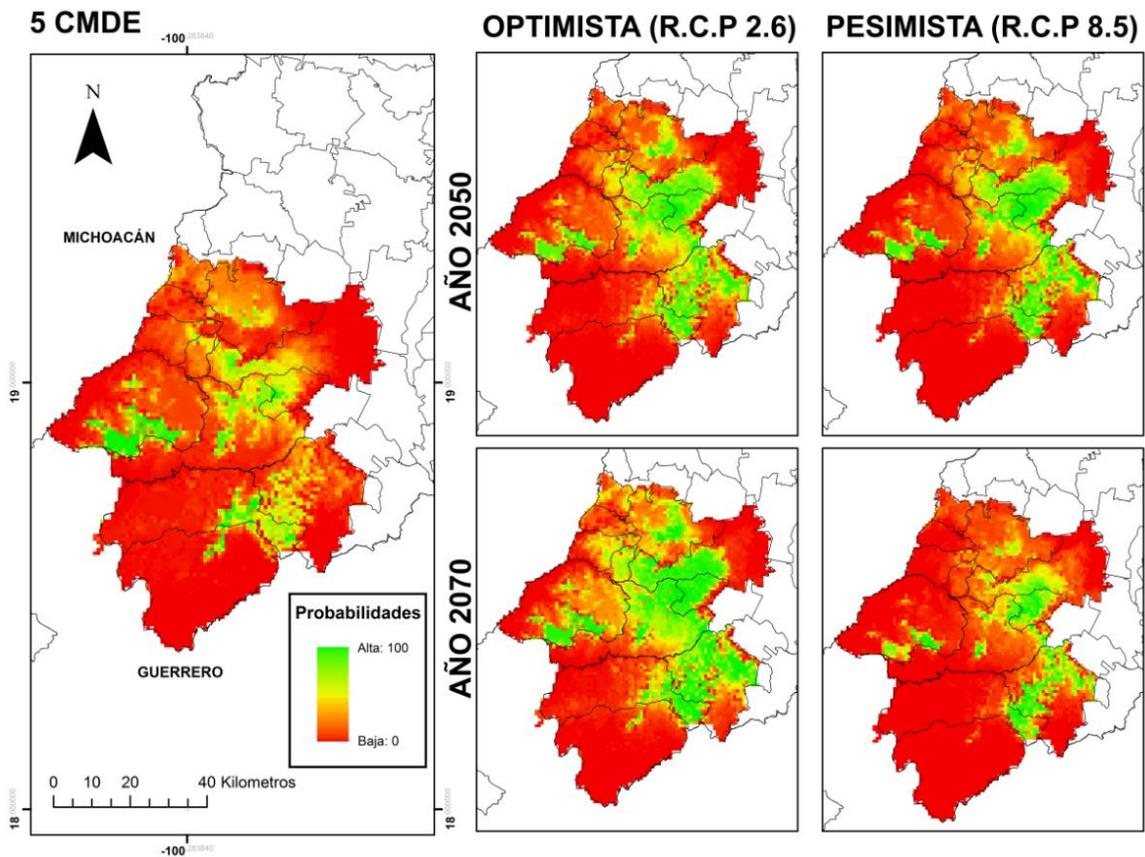
**Figura 16.** En el eje X y Y tenemos el porcentaje de probabilidad de cada punto de muestreo. Los modelos con mayor relación son los obtenidos por los valores mas altos de IVI y el realizado con los puntos de muestreo SCMDE. En contraparte, el modelo con las mayores abundancias y el modelo obtenido por los puntos de muestreo CMDE, tienen la relación más baja.

### 9.5 Proyección de nicho ecológico ante el cambio climático

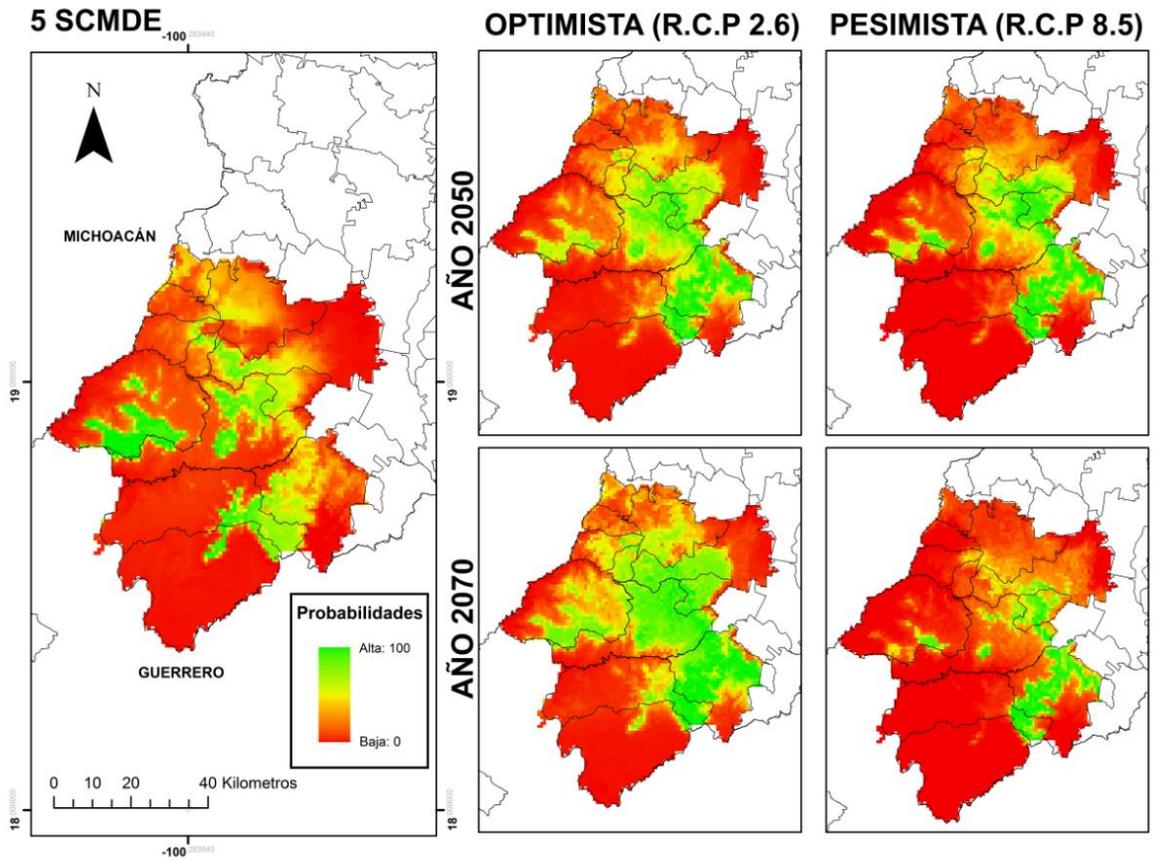
En las proyecciones para 2050 se identifica un considerable aumento en el área de distribución de la especie, tanto en escenarios optimistas como pesimistas. En las proyecciones del 2070 únicamente los modelos optimistas siguen aumentando la extensión de la idoneidad de nicho, mientras que los pesimistas, tienden a reducir su extensión (Cuadro 18 y Figuras 17 a 19).

**Cuadro 18.** Se considero un umbral de 0.7 para considerar la presencia predicha por el programa *Maxent*. Se predice un aumento de hasta un 278% en el área de distribución de la especie para el año 2050. Para el año 2070 se prevé un aumento de hasta 380% con respecto a lo actual.

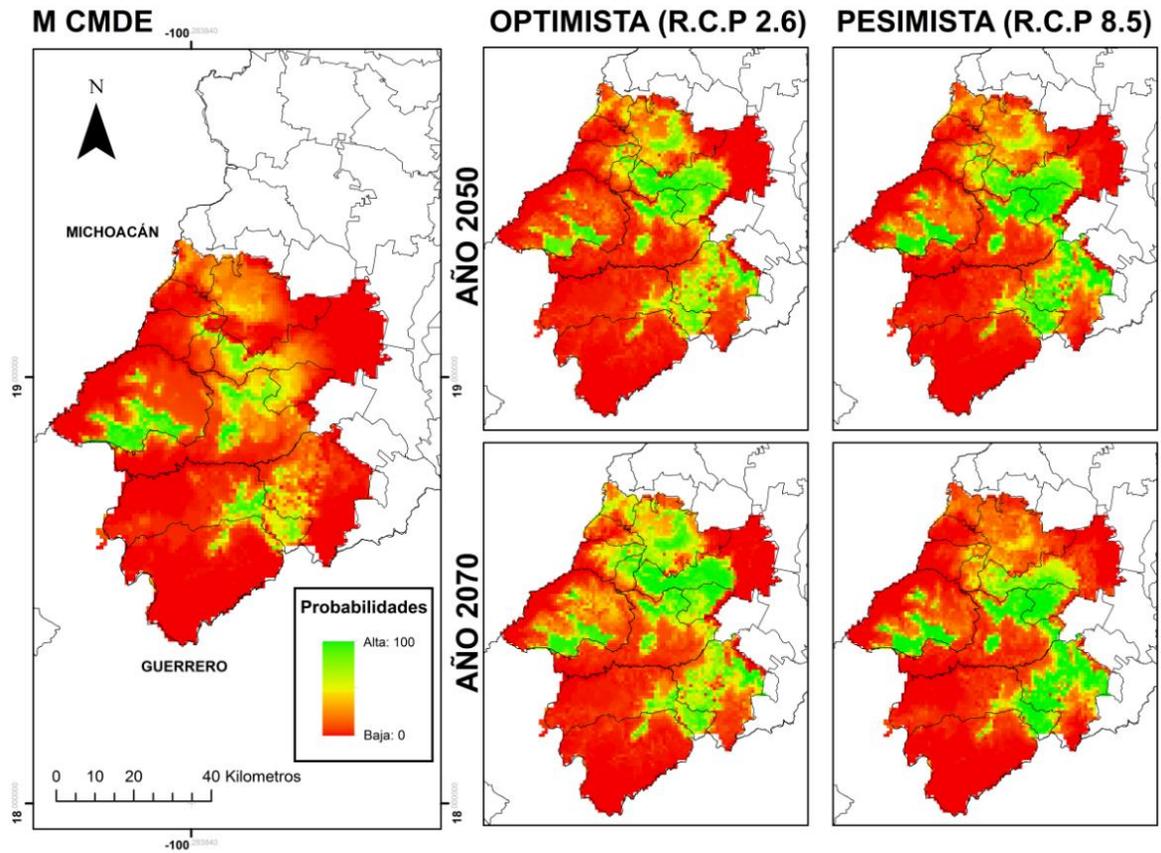
|                | 5 CMDE km <sup>2</sup> | 5 SCMDE km <sup>2</sup> | M CMDE km <sup>2</sup> | M SCMDE km <sup>2</sup> |
|----------------|------------------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|
| Actual         | 280.97                 | 442.1                   | 278.54                 | 376.52                  |
| Optimista 2050 | 683.4                  | 616.19                  | 608.09                 | 388.66                  |
| Optimista 2070 | 1066.39                | 1266.39                 | 846.96                 | 790.28                  |
| Pesimista 2050 | 627.53                 | 586.23                  | 774.08                 | 619.43                  |
| Pesimista 2070 | 365.99                 | 381.37                  | 761.94                 | 400                     |



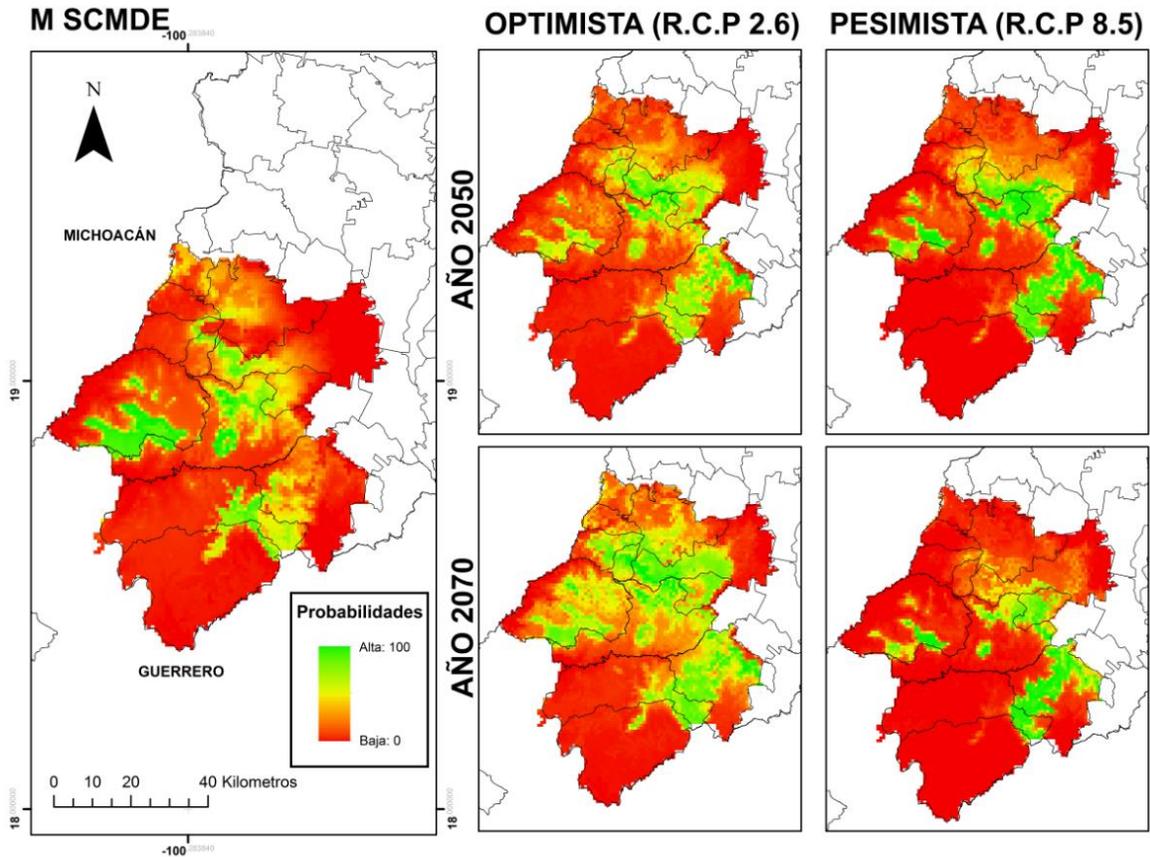
**Figura 17.** De forma cualitativa, se aprecian diferencias entre las proyecciones de cambio climático a los años 2050 y 2070 de los datos del subconjunto 5 CMDE.



**Figura 18.** Para el caso del subconjunto 5 SCMDE, las proyecciones para el año 2070 son totalmente distintas en los escenarios optimistas y pesimistas.



**Figura 19.** Los modelos obtenidos por los puntos de muestreo CMDE incrementan el área de idoneidad de nicho hasta en un 65%.



**Figura 20.** El modelo representado en esta figura parece tener el comportamiento mas estable de los cuatro antes vistos.

Los modelos de proyección, en escenario optimistas y pesimistas, fueron cortados con la capa resultante de las coberturas de BQ y BQ+P, esto con el objetivo de considerar únicamente las zonas donde existen poblaciones actuales que podrían mantenerse en el futuro. Los resultados contrastan con las proyecciones obtenidas únicamente con *Maxent*, ya que el área de distribución se redujo hasta en un 94%. El modelo que mas cambia es el de los puntos de muestreo ya que en promedio hay una pérdida de hasta 87% según lo proyectado por *Maxent* (Cuadro 19 y 20).

**Cuadro 19.** Al realizar el ajuste con la capa de cobertura, se hace notorio la sobrestimación de los modelos. Siendo bastante evidente para la proyección optimista para el año 2070.

| 5 SCMDE        | Modelo km <sup>2</sup> | BQ km <sup>2</sup> | BQP km <sup>2</sup> |
|----------------|------------------------|--------------------|---------------------|
| Actual         | 442.1                  | 259.11             | 273.68              |
| Optimista 2050 | 616.19                 | 100.4              | 114.17              |
| Optimista 2070 | 1266.39                | 97.98              | 111.74              |
| Pesimista 2050 | 586.23                 | 104.45             | 109.31              |
| Pesimista 2070 | 381.37                 | 54.25              | 59.92               |

**Cuadro 20.** En los modelos realizados con los puntos de muestreo se espera una mayor disminución del área de idoneidad del nicho para el 2050.

| M SCMDE        | Modelo km <sup>2</sup> | BQ km <sup>2</sup> | BQP km <sup>2</sup> |
|----------------|------------------------|--------------------|---------------------|
| Actual         | 376.52                 | 228.34             | 233.2               |
| Optimista 2050 | 388.66                 | 60.73              | 63.16               |
| Optimista 2070 | 790.28                 | 45.34              | 47.77               |
| Pesimista 2050 | 619.43                 | 106.07             | 107.69              |
| Pesimista 2070 | 400                    | 59.92              | 59.92               |

## 9.6 Método de Evaluación del Riesgo de Extinción (MER)

Una vez generada y consultada la información pertinente, se realizó el MER, cuyos criterios no pudieron ser completados en su totalidad, debido a la falta de información sobre con la estructura y diversidad genética de las poblaciones que no fueron consideradas en este estudio. Los criterios analizados fueron:

Criterio A.

- 1) La extensión de la distribución que se consideró fue la obtenida por el modelo M SCMDE traslapando la cobertura de BQ+P, la cual estima 233.2 km<sup>2</sup>. El territorio mexicano abarca 1'953,162 km<sup>2</sup> (CONABIO, 1998), de

modo que el 1% de esta extensión es 19,531.62 km<sup>2</sup>. Por lo tanto, se asignó un valor de 3 para este apartado.

- 2) El número de poblaciones consideradas fueron los puntos de muestro (20), puesto que cumplen con por lo menos 1 km de distancia entre cada punto. Esto implica por lo menos 20 poblaciones distribuidas en sureste del Estado de México.
- 3) Dentro del metadato de “Provincias biogeográficas de México” (CONABIO, 1997), la zona de distribución se ubica en dos provincias: Depresión del Balsas y Eje Volcánico; sin embargo, al estar en el límite de ambas, se le asignó el valor máximo (3).
- 4) Al ser una especie endémica al Estado de México (Romero, 2002) y al no existir registros de presencia de poblaciones en otros países, se determinó considerarla con distribución periférica.

Sumando los valores y dividiéndolos entre el valor de ponderación específico del criterio A, se obtuvo el subtotal de 0.78 (Cuadro 21).

**Cuadro 21.** Estos fueron los valores asignados para cada apartado del criterio A.

| Criterio A. Características de la distribución geográfica         |   |             |
|---|---|-------------|
| Apartado  | Asignación  | Valor       |
| 1) Extensión de la distribución                                   | El área de distribución ocupa más de 1 km <sup>2</sup> , pero <1% del Territorio Nacional | 3           |
| 2) Número de poblaciones conocidas                                | 9 a 25  | 1           |
| 3) Número de provincias biogeográficas en la que se encuentra     | 1   | 3           |
| 4) Representatividad de la distribución en el Territorio Mexicano | Distribución periférica o extralimital  | 1           |
|   | <b>Total</b>  | <b>8</b>    |
|   | <b>Subtotal del criterio A</b>  | <b>0.73</b> |

#### Criterio B.

- 1) Según la Vegetación Potencial de Rzedowski (1990), la especie se presenta en dos clasificaciones: bosque tropical caducifolio y bosque de coníferas y encinos; sin embargo, al encontrarse en un ecotono entre dos

tipos de vegetación y que, en los muestreos, la especie únicamente se registró en BQ y BQP, se le asignó el valor máximo (3).

- 2) Al ser una especie endémica al Estado de México (Romero, 2002) y a que las características específicas en la que se encuentra, como el tipo de vegetación, o el hecho de que se encuentra sobre suelos con características de regosoles (SEMARNAT, 1998), se consideró que tiene un hábitat especializado.
- 3) Al estar reportado principalmente en BQ, se puede considerar que es una especie dependiente de un hábitat primario.
- 4) La especie se distribuye en una zona donde hay una presión de deforestación bastante grande, por lo que se puede requerir de un manejo especializado para su conservación.

Los valores sumados para este criterio dieron como resultado un subtotal de 0.78 (Cuadro 22).

**Cuadro 22.** El criterio B denoto que la especie bajo estudio depende un hábitat especializado.

| <b>Criterio B. Características del hábitat</b>  |                   |              |
|---|-------------------|--------------|
| <b>Apartado</b>   | <b>Asignación</b> | <b>Valor</b> |
| 1) Tipos de vegetación  | 1                 | 3            |
| 2) Hábitat especializado  | Sí                | 1            |
| 3) ¿La permanencia de la población es dependiente de un hábitat primario?   | Sí                | 1            |
| 4) ¿La permanencia de la población requiere de regímenes de perturbación particulares o está asociada a etapas transitorias en la sucesión? | Sí                | 1            |
| 5) Amplitud del intervalo altitudinal   | 500 m - <1000 m   | 1            |
| <b>Total</b>  |                   | <b>7</b>     |
| <b>Subtotal del criterio B</b>  |                   | <b>0.78</b>  |

### **Criterio C.**

- 1) Considerando el área muestreada en comparación de la totalidad la zona de distribución, se estima un número total de individuos mayor a 50,001.

- 2) Se tienen registros de plántulas y bellotas en algunos cuadrantes realizados para esta investigación por lo que el reclutamiento de individuos de la especie se encuentra presente en algunas poblaciones.
- 3) No se tomaron registros de densodependencia en la reproducción.
- 4) En esta especie no se tiene información de clonalidad.
- 5) Dentro de los registros resguardados en los herbarios visitados se tienen presencias en localidades de años anteriores a 1990. Se confirmó la ausencia de los individuos en los muestreos en campo, además se tiene evidencia de pérdida en la cubierta vegetal durante los últimos años.
- 6) En campo, se registró que los individuos con DAP y alturas más grandes estaban asociados a mayor producción de bellotas (semillas en suelo dentro de su área de cobertura) pero no fue cuantificado.
- 7) No se tienen registros.
- 8) En esta especie no se tiene registro de floración sincrónica, aunque es considerada bianual (Romero, 2000, 2002, 2006).
- 9) No se tienen registros de producir propágulos.
- 10) No se tienen datos de la variación molecular.
- 11) No se tienen datos de la estructura genética molecular.
- 12) No se tienen datos de la cantidad de variación genética.
- 13) No se tienen datos del nivel de diferenciación entre las poblaciones.
- 14) La especie no tiene el requerimiento de alguna especie “nodriza”.
- 15) *Q. hintonii* no requiere de algún hospedero o forofito específico.

- 16) Los encinos no tienen el requerimiento de un polinizador específico ya que tienen un síndrome anemocórico (García-Mozo *et al.*, 2008).
- 17) Los encinos son comúnmente dispersados por roedores o diferentes aves (Díaz-Pontones y Reyes- Jaramillo, 2009).
- 18) No se cuenta con registros de mirmecofilia obligada.
- 19) Se tiene identificado que los encinos crean asociaciones con micorrizas (De Román y De Miguel, 2000).
- 20) Se tiene identificado que algunos insectos y hongos atacan a las bellotas cuando estas están en suelo (Díaz-Pontones y Reyes- Jaramillo, 2009).

Después de analizar la información, este criterio obtuvo un subtotal de 0.39 (Cuadro 23).

**Cuadro 23.** Para este criterio no se logró recopilar toda la información requerida.

| Criterio C. Vulnerabilidad biológica intrínseca.                   |  |             |
|--|--|-------------|
| Apartado   | Asignación   | Valor       |
| 1) Demografía  | Mayor o igual que 50,001                           | 0           |
| 2) Reclutamiento   | Hay observaciones de reclutamiento en algunas pobl | 2           |
| 3) ¿Hay evidencia de densodependencia en la reproducción?          | No   | 0           |
| 4) ¿Hay clonalidad?  | No   | 1           |
| 5) ¿Hay evidencia de decrecimiento de las poblaciones en el país?  | Sí   | 1           |
| 6) ¿Hay evidencia de una varianza muy grande en la fecundidad?     | Sí   | 1           |
| 7) ¿La especie es dioica, los individuos son dicógamos o autoincor | No   | 0           |
| 8) ¿La floración es sincrónica?                                    | No   | 0           |
| 9) ¿El taxón produce pocos propágulos?                             | Sí   | 1           |
| 10) Variación molecular  | Sin datos  | 0           |
| 11) Estructura genética molecular                                  | Sin datos  | 0           |
| 12) Cantidad de variación genética                                 | Sin datos  | 0           |
| 13) Nivel de diferenciación entre poblaciones                      | Sin datos  | 0           |
| 14) Requerimiento de "nodriza"                                     | No   | 0           |
| 15) Requerimiento de hospedero o forofito específico               | No   | 0           |
| 16) Requerimiento de un polinizador específico                     | No   | 0           |
| 17) Dispersor específico   | Sí   | 1           |
| 18) Mirmecofilia obligada  | No   | 0           |
| 19) Dependencia estricta de la micorriza                           | Sí   | 1           |
| 20) Afectación importante por depredadores, patógenos              | No   | 1           |
| <b>Total</b>   |  | <b>9</b>    |
| <b>Subtotal del criterio C</b>                                     |  | <b>0.39</b> |

#### Criterio D.

- 1) Las actividades antrópicas han afectado severamente al hábitat de *Q. hintonii*, pues este ha visto reducida su extensión en los últimos años por el cambio en cubierta vegetal donde se han incrementado zonas de cultivo y urbanas. Además, en muchos sitios de colecta se presentan desechos humanos.
- 2) El nivel de impacto de las actividades humanas se puede medir en diferentes escalas: remoción de la cubierta vegetal, plantaciones de café, extensión de zonas de pastoreo, urbanización, tiraderos de residuos humanos, aprovechamiento desmedido de los recursos maderables, etc. Sin embargo, en algunas poblaciones cercanas al Parque Natural de Recreación Popular denominado “Sierra de Nanchititla” no presenta afectaciones antropogénicas aparentes.
- 3) La tasa de deforestación que se dio entre los años 2001 al 2017 sientan un buen precedente de cómo las cubiertas vegetales han perdido extensión territorial por el cambio de uso de suelo, pues se observa que los BQ tienen una reducción de hasta el 30%, esto se observa incluso en regiones de conservación como el Parque Natural “Sierra de Nanchititla”. Dado a que no se cuenta con un plan de manejo forestal para la zona, se prevé que esta deforestación, si bien puede disminuir, pueda seguir existiendo.
- 4) Se tiene registro de que la especie tiene usos en la fabricación de diferentes tipos de cercas, postes de luz, para cultivos de café bajo sombra y leña (Romero, 2002, 2006; Díaz-Pontones y Reyes- Jaramillo, 2009).
- 5) A pesar de que Garín (2012) menciona la posibilidad de que *Q. hintonii* fuera introducido en España desde el Jardín Botánico de Iturran, no se tiene ningún registro de propagación *ex situ*.

Para el caso del criterio D se asignó un valor subtotal de 0.7 (Cuadro 24).

**Cuadro 24.** En este criterio, se enfatiza como las actividades humanas han perjudicado el hábitat de la especie estudiada.

| Criterio D. Impacto de la actividad humana   |  |            |
|--|--|------------|
| Apartado   | Asignación   | Valor      |
| 1) Afectación de la alteración antrópica al hábitat  | Es perjudicado por el disturbio  | 1          |
| 2) Nivel de impacto de las actividades humanas sobre el hábitat  | El impacto es fuerte y afecta a todas las poblaciones                      | 3          |
| 3) ¿Existe evidencia que indique un deterioro en la calidad o extensión del hábitat como efecto de cambios globales o se prevé un cambio drástico en el uso del suelo? | Sí   | 1          |
| 4) Impacto del uso sobre la especie  | El impacto de uso es fuerte en algunas o moderado en todas las poblaciones | 2          |
| 5) ¿Es cultivado o propagado <i>ex situ</i> ?  | No   | 0          |
| <b>Total</b>   |  | <b>7</b>   |
| <b>Subtotal del criterio D</b>   |  | <b>0.7</b> |

Después de analizar y valorizar cada criterio, se calculó un valor de 2.6 puntos (Cuadro 25), lo cual coloca a *Q. hintonii* en la categoría de Peligro de extinción (P).

**Cuadro 25.** Después de realizar el MER, se obtuvo un valor que sobrepasa lo establecido para ubicar a una especie en la categoría de Peligro de extinción.

| Criterio   | Subtotal | Ponderación |
|--|----------|-------------|
| A. Características de la distribución geográfica | 8        | 0.73        |
| B. Características del hábitat                   | 7        | 0.78        |
| C. Vulnerabilidad biológica intrínseca           | 8        | 0.39        |
| D. Impacto de la actividad humana                | 7        | 0.7         |
| <b>Total</b>                                     |          | <b>2.6</b>  |

## 10 Discusión

### 10.1 Condiciones actuales del hábitat de *Q. hintonii*

Después de ser verificados, en imágenes de satélite o en campo, 30 registros de colecta tuvieron que ser eliminados, debido a pérdida de cobertura vegetal; aunado a esto, en los ejemplares resguardados en los herbarios, existen ejemplares que no corresponden a la especie estudiada, los cuales también fueron eliminados de la base de datos que se utilizó para realizar los MNE.

Los resultados de este estudio sugieren que *Q. hintonii* es una especie de gran importancia de los BQ y BQP en el suroeste del Estado de México, ya que es un elemento constante y dominante en estos bosques. Las poblaciones se desarrollan en suelos arcillosos que retienen una gran cantidad de humedad, a pesar de que se presenten en un clima cálido subhúmedo. Algunas poblaciones presentaron bellotas y plántulas, sin embargo, es necesario realizar un estudio específico cuyo objetivo sea caracterizar las condiciones y atributos poblacionales asociadas a un mayor reclutamiento de *Q. hintonii*.

Las principales coberturas vegetales fueron desde bosques de coníferas hasta selvas bajas caducifolias y subcaducifolias, estas últimas en el sur del Estado de México. Dichas coberturas han sido modificadas por presiones antropogénicas, provocando que las coberturas de los BQ disminuyan de un 41%, en 2001, a un 31% para el año 2017, por lo que, se asume un deterioro importante de la estructura de flora y fauna que dependen de estos bosques.

## **10.2 Modelos de Nicho Ecológico**

El procedimiento de submuestreos y su posterior validación permitió identificar un único modelo como “sustancial” de los 22 modelos totales. Lo anterior es de suma importancia, ya que trabajar con modelos que no cumplieran con alta concordancia con la realidad, puede sesgar los resultados, provocando interpretaciones sesgadas de las proyecciones ante cambio climático, ya que, tiene un error implícito de sub o sobre predicción de las áreas de distribución.

Uno de los principales problemas en la modelación con *Maxent* fue la sobreestimación calculada cuando se consideran únicamente variables climáticas, pues al traslapar las capas de probabilidad resultantes de los modelos que excluían las variables topográficas y de cobertura se encontró una sobreestimación en la extensión del área de idoneidad de nicho, lo cual puede

provocar errores en la toma de decisiones para designar áreas para la protección de esta especie. Los modelos que incluyen variables topográficas y de cobertura, para los MNE actuales, disminuyen los errores asociados a la sobrestimación, por lo que, se considera que estas capas contribuyen en una mejor delimitación de la distribución actual de la especie.

El problema de la sobre predicción aumenta al proyectar la distribución de la especie ante escenarios de cambio climático, puesto que, se sobreestima la idoneidad del hábitat futuro hasta en un 94%. Por estas razones, es necesario que, en el proceso de modelación y proyección, se realice un ajuste de los modelos con base en coberturas vegetales actuales y, de ser posible, incorporar estimaciones de la superficie vegetal a futuro, ya que en caso de no hacerlo se podría asegurar de manera errónea que las poblaciones de *Q. hintonii* verán un aumento en su distribución en escenarios futuros como algunos estudios sugieren.

El error de sobre predicción puede deberse a la resolución de las variables ambientales. Si se generan capas ambientales con mayor resolución geográfica, se podrían delimitar de mejor manera las condiciones ambientales óptimas para el desarrollo de las poblaciones. Aunado a esto, incluir variables edafológicas, también ayudarían a refinar los MNE.

Un resultado que no se esperaba en este estudio, es la baja correlación entre las probabilidades resultantes de *Maxent* y algunos atributos poblaciones cuantificados en campo. En este sentido, se esperaba que algún atributo poblacional tuviera una correlación positiva con las probabilidades obtenidas por *Maxent* (e. g: Strokes *et al.*, 2004; García *et al.*, 2010; Hill *et al.*, 2017), esto bajo la teoría centro-abundante del nicho (Guo *et al.*, 2005; Martínez-Meyer *et al.*, 2013), en donde se menciona que las poblaciones más cercanas al hábitat óptimo se ven más favorecidas en sus atributos poblacionales. Esta baja correlación puede ser causa de la presión antropogénica a las poblaciones de *Q. hintonii*, ya que se tiene registros de un uso intensivo de la especie para la elaboración de diferentes

herramientas, o bien, deforestan para la creación de cultivos o para introducir ganado.

Al analizar las correlaciones entre los valores de probabilidad de los modelos obtenidos con los puntos de muestro en comparación con los 10 puntos de los cuadrantes con mayor DAP, altura, abundancias, cobertura e IVI, se logra observar que aquellos puntos con mayor IVI tienen una correlación del 81%. Lo cual sugiere que el IVI es una característica importante de las poblaciones para establecer su área de distribución.

Si bien *Maxent* es una herramienta de fácil acceso y sencilla al momento de la interpretación de datos, se debe considerar el uso de diferentes algoritmos y métodos que permitan calcular la distribución potencial actual y futura de la especie. Con el uso de estos algoritmos se puede obtener más información para la toma de decisiones para la conservación de esta especie.

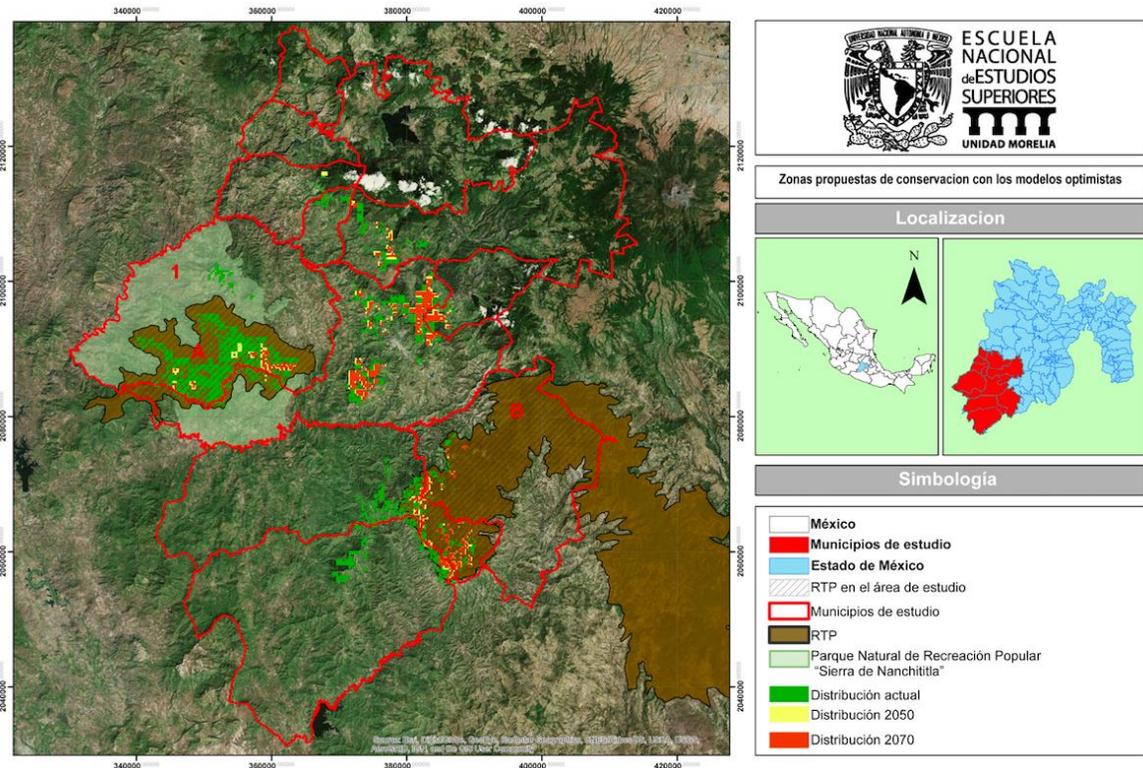
### **10.3 Vulnerabilidad y conservación de *Q. hintonii***

Para completar el MER se recurrió a la información existente de la especie, aunado a los resultados de este estudio. A pesar de la información incompleta, el análisis realizado permite clasificar a *Q. hintonii* como una especie bajo la categoría de Peligro de extinción (P). Este resultado hace ver la realidad de la especie en la actualidad, ya que el riesgo latente de extinción en la naturaleza va en aumento por el cambio ambiental en su área de distribución.

La alta vulnerabilidad de la especie se documenta ampliamente en este estudio, pues habita en una región montañosa que presenta bosques de coníferas y encinares cercanos a centros de población rodeados de una gran extensión de selva baja caducifolia que, además, sufre de una alta pérdida de bosque. Este proceso se identifica incluso en áreas de conservación como El Parque Natural de

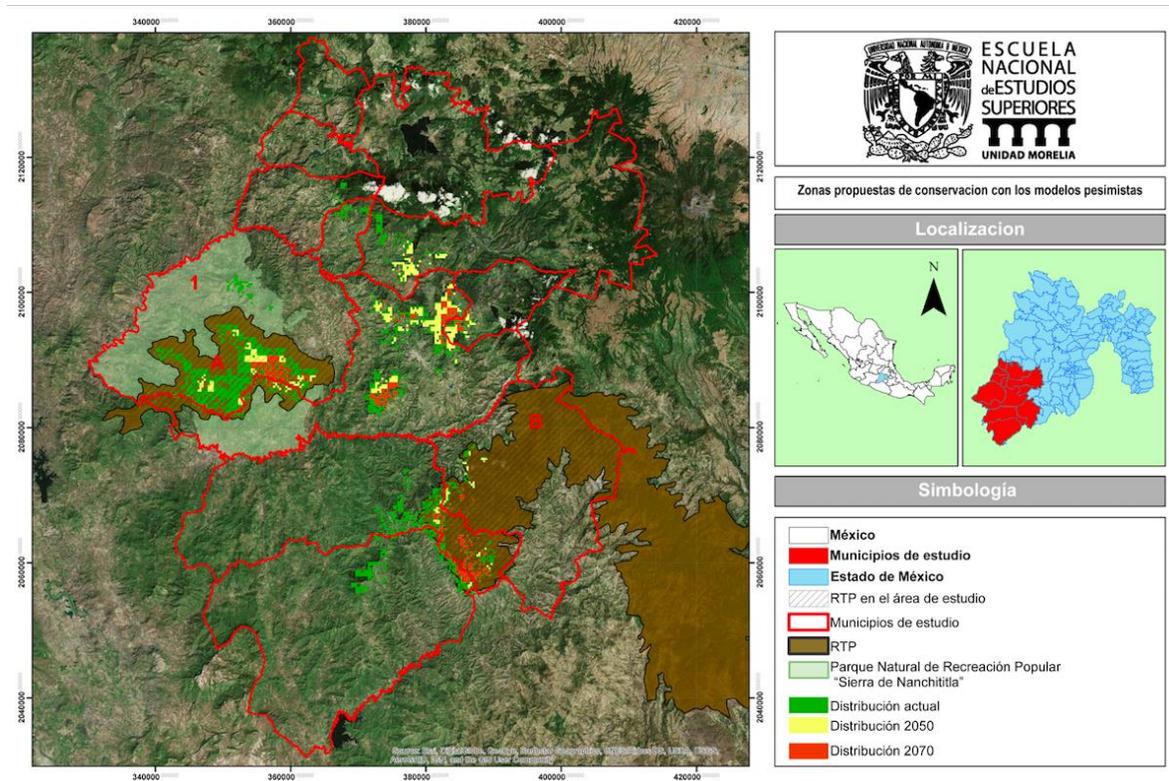
Recreación Popular “Sierra de Nanchititla” donde la reducción de cobertura ha sido de 32% de 2001 a 2017. Esta consideración denota la necesidad de que la ANP tenga un plan de manejo, en el que *Q. hintonii* pueda ser un elemento central para la conservación de la zona.

El estudio considera las RTP (CONABIO, 2000) como zonas de oportunidad para la conservación de la especie, de manera específica la RTP “Cascadas de Nanchititla” y “Sierras de Taxco-Huautla”. Sin embargo, el análisis de la distribución de la especie en escenarios futuros optimistas indica que las poblaciones ubicadas en el norte y sur de Tejupilco tendrán un comportamiento estable en comparación de las poblaciones restantes, esto a pesar de que se encuentran más cercanos a puntos poblacionales, lo cual implicaría mayores afectaciones antropogénicas. En este sentido, las poblaciones actuales ubicadas en Nanchititla tendrán una disminución en su distribución futura, mientras que, las poblaciones situadas dentro de la RTP “Sierras de Taxco-Huautla” parecen tener un comportamiento mas estable ante las proyecciones de cambio climático (Figura 21).



**Figura 21.** Los resultados sugieren que dentro de la RTP "Sierra de Nanchitla" se encuentra el continuo más grande de poblaciones de *Q. hintonii*

En cuanto al comportamiento de las poblaciones ante los escenarios pesimistas de cambio climático, se puede observar que todas las poblaciones dentro del área de estudio tienen un decremento en sus zonas de distribución (Figura 22).



**Figura 22.** La propuesta mas viable en primera instancia para la conservación de la especie bajo estudio y de sus ecosistemas asociados es la región de Nanchititla, la cual se encuentra dentro de las ANP y la RTP “Sierra de Nanchititla”.

## 11 Conclusión

Los resultados finales muestran a *Q. hintonii* como una especie altamente vulnerable ante el cambio climático, por lo que tomar medidas de conservación se vuelve una prioridad si se desea conservar al único encino endémico al Estado de México por lo que se recomienda de manera enfática su inclusión en la lista de especies en peligro de la NOM-059-SEMARNAT-2010 bajo la categoría de Peligro de extinción (P). Lo anterior es justificado además por el reconocimiento internacional de la especie en la lista roja propuesta por el IUCN bajo la categoría de En Peligro (EN).

Por las razones anteriores, se propone generar un plan de manejo del área de estudio en el que *Q. hintonii* sea una especie central que permita conservar a sus

ecosistemas asociados, ya que, este encino es un elemento estructural importante en la cobertura forestal de la ANP “Sierra de Nanchititla”. Además, el polígono propuesto RTP “Cascadas de Nanchititla”, da mayor peso a la conservación de la vegetación ya que las RTP son consideradas como regiones de gran importancia por la conservación debido a su alto valor biológico, lo cual podría promover la recategorización de esta ANP que genere mayores beneficios a la flora y fauna.

En el caso de la RTP “Sierras de Taxco-Huautla”, se propone crear una ANP que resguarde a las poblaciones de la especie que ahí se ubiquen, sin embargo, harían falta mayores esfuerzos de caracterización del área ya que solo considerar a *Q. hintonii* no es suficiente para justificar su creación. Sin embargo, el polígono abarca diferentes estados del país en los que se pueden encontrar diferentes especies y ecosistemas que den mayor peso para la conservación de la zona. A pesar de la existencia de poblaciones que se ubican fuera de las zonas de conservación anteriormente mencionadas, se considera que, al estar cercanas tanto a localidades de alta densidad poblacional como a redes de carreteras principales, representarían un esfuerzo mucho mayor para su conservación, ya que estas tienen mayor presión comparadas con los polígonos de conservación propuestos.

Este tipo de análisis proporciona una primera aproximación a los límites de la distribución de una especie, especialmente para aquellas especies para las cuales se dispone de información de distribución limitada o de solo presencia. Por lo tanto, es importante ver los MNE como un primer paso en la identificación de sitios potencialmente adecuados para la conservación.

El uso de herramientas para predecir la distribución de especies basadas en su nicho ecológico son una buena opción para realizar análisis de vulnerabilidad de elementos de flora y fauna, ya que los resultados son sencillos de interpretar. De la misma forma, es una manera de poder tomar decisiones respecto a la importancia que se le debe dar a la conservación de las especies endémicas en el

país, las cuales pueden ver afectada su distribución ante efectos de cambio global. Sin embargo, se debe considerar que estas herramientas tienen una dependencia muy marcada a la calidad de la información y de la definición de esta, por lo que la escala geográfica con la que se desea trabajar es un factor relevante para este tipo de estudios.

Por último, se considera el análisis de vulnerabilidad propuesto como óptimo ya que considera tanto el efecto del cambio climático, la tasa de deforestación que reduce el hábitat de las especies e incorpora atributos poblaciones de la especie bajo estudio, proceso que podría ser repetido para cualquier especie arbórea en México con distribución restringida. La inclusión de datos genéticos de la especie, otorgaría mayor robustez en el análisis de vulnerabilidad.

## 12 Bibliografía

- Aguilar E., M de L., Romero R., S. 1995. Estudio taxonómico de cuatro especies de encino (*Quercus*) descritas por Warburg. *Acta botánica mexicana*. Vol 31, pp. 63-71.
- Arriaga C., L., Espinoza-Rodríguez J. M., Aguilar-Zúñiga, C., Martínez-Romero, E., Gómez-Mendoza, L., Loa Loza, E. (coords.). 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Arriaga, L., Gómez, L. 2004. El cambio climático y la vegetación en México. en: Cambio climático: Una visión desde México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Ecología. México. pp. 255-265.

- Austin, M. P. 2007. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling*. Vol. 200, pp. 1-19.
- Balvanera, P., Arias-González, J.E., Rodríguez-Estrella, R., Almeida-Leñero, L., Schmitter-Soto, J. J. (eds.). 2016. Una mirada al conocimiento de los ecosistemas de México. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Benito de Pando, B., Peñas de Giles, J. 2007. Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. *GeoFocus* Vol. 7, pp. 100-119.
- Bolívar, B. 2009. Análisis del hábitat óptimo y modelado de nicho ecológico para la conservación del venado cola blanca en el centro de Veracruz (Tesis de maestría). Instituto de Ecología, Xalapa. México.
- Borregaard, M., Rahbek, C. 2010. Causality of the relationship between geographic distribution and species abundance. *The quarterly review of biology*. Vol: 85, pp. 3-25.
- Brown, J. 1984. On the relationship between abundance and distribution species. *The American Naturalist*. Vol.124, pp. 255-279.
- Brown, J., Whitham, T., Ernest, S., Gehring, C. 2001. Complex species interactions and the dynamics of ecological systems: long-term experiments. *Science*, Vol. 293, pp. 643-650.
- Buirra, A. 2016. Aplicación de modelos de nicho ecológico para la localización de seis plantas amenazadas en el parque natural de Els Ports (noreste de la Península Ibérica). *Pirineos*. Vol. 171, e017.

- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hopper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Díaz, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*. Vol. 405, pp. 234-242.
- Challenger, A., R. Dirzo. 2009. Factores de cambio y estado de la biodiversidad, en *Capital natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO. México. pp. 37-73
- Centro Canadiense de Teledetección, Sector Ciencias de la Tierra, ministerio de Recursos Naturales. 2016. Cobertura del suelo de México, 2011, a 250 metros. Centro Canadiense de Teledetección, Sector Ciencias de la Tierra, ministerio de Recursos Naturales. Earth Sciences Sector, Natural Resources Canada), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), Comisión Nacional Forestal (CONAFOR), Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), Servicio Geológico de Estados Unidos (U.S. Geological Survey, USGS), (2016). Cobertura del suelo de México, 2011, a 250 metros. Ottawa, Ontario, Canadá, Centro Canadiense de Teledetección (Canada Centre for Remote Sensing, CCRS); Sioux Falls, Dakota del Sur, Estados Unidos, Servicio Geológico de Estados Unidos (U.S. Geological Survey, USGS). Aguascalientes, Aguascalientes, México, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI); Montreal, Quebec, Canadá, Comisión para la Cooperación Ambiental.
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1999. Uso de suelo y vegetación modificado por CONABIO. Escala 1: 1000000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, México.

- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 2009. Capital natural de México, vol. II, Estado de conservación y tendencias de cambio. CONABIO. México.
- Cruz-Cárdenas, G., Villaseñor, J.L., López-Mata, L., Martínez-Meyer, E., Ortiz, E. 2014. Selección de predictores ambientales para el modelado de la distribución de especies en Maxent. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, Vol. 20, pp. 187-201.
- Cuervo-Robayo, A., Téllez-Valdés, O., Gómez-Albores, M., Venegas-Barrera, C., Manjarrez, J., Martínez-Meyer, E. 2014. An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*. Vol. 34, pp. 2427–2437.
- De Román, M., De Miguel, A. M. 2000. Identificación y descripción de las ectomicorrizas de *Quercus ilex* l. subsp. *ballota* (desf.) samp. En una zona quemada y una zona sin alterar del Carrascal de Nazar (Navarra). Universidad de Navarra. *Serie Botanica*. Vol. 13, pp. 1-42.
- Díaz-Pontones, D., Reyes J., I. 2009. Producción y almacenamiento de bellotas de *Quercus hintonii* Warburg (Fagaceae) de la Depresión del Balsas, México. *Polibotánica* Vol. 27, pp. 131-143.
- Espinosa, D., Ocegueda, S. 2008. El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural, en Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México, pp. 33-65.
- Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, I., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K. S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberón, J., Williams, S., Wisz,

M. S, Zimmermann, N. E. 2006. Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography*. Vol. 29, pp. 129-151.

- Fa, J.E., Morales L.M. 1991. Mammals and protected areas in the Trans-Mexican Neovolcanic Belt en Latin American Mammalogy. History, biodiversity and conservation. The University of Oklahoma Press. Estados Unidos de América. pp. 199-226.
- Fernández N. R., Rodríguez, J. C., Arreguín, S. M de L., Rodríguez, J. A. 1998. Listado florístico de la cuenca del río Balsas, México. *Polibotánica* Vol. 9, pp. 1-151.
- Flores-Villela, O., Gerez, P. 1994. Biodiversidad y conservación en México: vertebrados, vegetación y uso del suelo. México. CONABIO.
- García, M., Goñi, D., Guzmán, D. 2010. Living at the edge: local versus positional factors in the Long-Term population dynamics of an endangered orchid. *Conservation Biology*. Vol. 24, pp. 1219-1229.
- García-Mozo, H., Chuine, I., Aira, M. J., Belmonte, J., Bermejo, D., Díaz, B., Gutiérrez, M., Rodríguez-Rajo, J., Ruiz, L., Trigo, M. M., Tormo, R., Valencia, R., Galán, C. 2008. Regional phenological models for forecasting the start and peak of the *Quercus* pollen season in Spain. *Agricultural and Forest Meteorology*. Vol. 148, pp. 372-380.
- Gobierno del Estado de México. 2007. Situación de la flora y fauna del Estado de México respecto a la NOM-059-SEMARNAT-2001. Secretaria del Medio Ambiente. México.

- Gobierno del Estado de México. 2008. Inventario de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero y Vulnerabilidad del Estado de México ante el Cambio Climático Global. Secretaria del Medio Ambiente. México.
- Gobierno del Estado de México. 2013. Programa Estatal de Acción Ante el Cambio Climático del Estado de México. Secretaria del Medio Ambiente., México.
- Gómez-Tuena, A., Orozco-Esquivel. T., Ferrari, L. 2005. Protogénesis ígnea de la Faja Volcánica Transmexicana. *Boletín de la sociedad Geológica Mexicana*. Vol. 3, pp. 227-283
- Guisan, A.; Edwards, J. R., Hastie, T. 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distribution: Setting the scene. *Ecological Modelling*. Vol. 157, pp. 89-100.
- Guisan, A., & Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology letters*. Vol. 8, pp. 993-1009.
- Gutiérrez, E. & Trejo, I., Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México. 2014. *Revista mexicana de biodiversidad*. Vol. 85, pp. 179-188.
- Guo, Q. F., Taper, M., Schoenberger, M., Brandle, J. 2005. Spatial-temporal population dynamics across species range: from centre to margin. *Oikos* Vol. 108, pp, 47-57.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra J.L., Jones P.G., Jarvis, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, Vol. 25, pp. 1965-1978.

- Hill, L., Hector, A., Hemery, G., Smart, S., Tanadini, M., Brown, N. 2017. Abundance distribution for tree species in Great Britain: A two-stage approach to modeling abundance using species distribution modeling and random forest. *Ecology and Evolution*. Vol. 7, pp. 1043-1056.
- Holt, R. D., 1990. The microevolutionary consequences of climate change. *Trends in Ecology & Evolution*. Vol 5, pp. 311-315.
- INECC. 2018. Sexta Comunicación Nacional y Segundo Informe Bienal de Actualización ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. SEMARNAT. México.
- IPCC. 2001. Anexo B. Glosario de términos. IPCC Tercer Informe de Evaluación.
- IPCC. 2002. Documento técnico V del IPCC: Cambio Climático y Biodiversidad. Unidad de Apoyo Técnico del Grupo de Trabajo II. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático. Ministerio de Ciencia, tecnología y Medio Ambiente.
- Lande, R., Engen, S., Saether, B. 2003. Stochastic population dynamics in ecology and conservation. *Oxford Series in Ecology and Evolution*. Oxford University Press, Oxford
- Landrum, L., Otto-Bliesner, B. L. 2013. Last Millennium Climate and Its Variability in CCSM4. *Journal of Climate*. Vol. 26, pp. 1085-1111.
- Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, Vol. 17, pp. 145–151.

- Magaña-Rueda, V. O. 2005. El cambio climático global, ¿Qué significa?, en Más allá del cambio climático. Instituto Nacional de Ecología. México. pp. 79-94.
- Marrone, J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. Vol. 76, pp. 207-252.
- Martínez-Meyer, E., Díaz-Porrás, D., Townsend-Peterson, A., Yañez-Arenas, C. 2013. Ecological niche structure and rangewide abundance patterns of species. *Biology letters*. Vol. 9.
- McGill, B. 2010. Matters of scale. *Science*. Vol. 328, pp. 575-576.
- Nixon, K.C. 2006. Global and Neotropical Distribution and Diversity of Oak (genus *Quercus*) and Oak Forests. *Ecological Studies*. Vol.185, pp. 1-13.
- 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*, Vol. 12, pp. 361-371.
- Pearce, J., Lindenmayer, D. 1998. Bioclimatic Analysis to Enhance Reintroduction Biology of the Endangered Helmeted Honeyeater (*Lichenostomus melanops cassidix*) in Southeastern Australia. *Restoration Ecology*. Vol. 6, pp. 238-243.
- Pérez, N., Font, X. 2012. Predicting cascular plant richness patterns in Catalonia (NE Spain) using species distribution models. *Applied Vegetation Science*. Vol. 15, pp. 390-400.

- Pérez-Olvera, C., Dávalos-Sotelo, R. 2008. Algunas características anatómicas y tecnológicas de la madera de 24 especies de *Quercus* (encinos) de México. *Madera y bosques*. Vol. 13, pp. 43-80.
- Peterson, A., Soberón, J., Sánchez-Cordero, V. 1999. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. *Science*. Vol. 285, pp. 1265-1267.
- Phillips, S. J., M. Dudík, and R. E. Schapire. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling en Proceedings of the Twenty-First International Conference on Machine Learning. Association for Computer Machinery Press, Banff. Canada. pp. 655–662.
- Phillips, S., Anderson, R., Schapire, R. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distribution. *Elsevier*. Vol 190, pp. 231-259.
- Phillips, S. J., Dudík, M., Schapire, R. E. 2017. Maxent software for modeling species niches and distributions v. 3.4.1.
- Plascencia, R., Castañón. A., Raz-Guzmán, A. 2011. La biodiversidad en México su conservación y las colecciones biológicas. *Ciencias*. Vol. 101, pp-36-43
- Pliscoff, Patricio, Fuentes-Castillo, Taryn. 2011. Modelación de la distribución de especies y ecosistemas en el tiempo y en el espacio: una revisión de las nuevas herramientas y enfoques disponibles. *Revista de geografía Norte Grande*. Vol. 48, pp.61-79
- Reyes J., I., 2006. *Quercus hintonii* Warb.: especie endémica del encinar del SW del Estado de México. *ContactoS*. Vol. 60, pp. 64-72.
- Rivas-Rivas, M. B., Ramírez-Marcial, N., Perales, H., Levy-Tacher, S. I., Bonfil, C. 2017. Supervivencia y crecimiento de tres especies de *Quercus*

bajo condiciones contrastantes de cobertura en el sur de México. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*. Vol. 23, pp. 275-288

- Romero R., S., Rojas, C., Almonte, C. 2000. *Quercus hintonii* Warb. (Fagaceae) encino endémico de la depresión del Balsas, México y su propagación. *Polibotánica*. Vol. 11, pp. 121-127.
- Rzedowski, J., 2006. Vegetación de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- RStudio Team. 2015. RStudio: Integrated Development de R. RStudio, Inc., Boston, MA. Estados Unidos de América.
- Sagarin, R., Gaines, S., Gaylord, B. 2006. Moving beyond assumptions to understand abundance distribution across the range of species. *Trends Ecology Evolution*. Vol: 21, pp. 524-530.
- Sarukhán, J., (coord.). 2009. Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. México, CONABIO.
- SEMARNAT. 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-ECOL-2001, 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. *Diario Oficial de la Federación*. 2a Sección.
- SEMARNAT. 2012. Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. SEMARNAT. México.

- Soberón, J., Peterson, A.T., 2011. Ecological niche shifts and environmental space anisotropy: a cautionary note. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. Vol. 82, pp. 1348-1355.
- Stokes, K., Bullock, J., Watkinson, A. 2004. Population dynamics across a parapatric range boundary: *Ulex gally* and *Ulex minor*. *Journal of Ecology*. Vol. 92, pp. 142-155.
- Suárez-Mota, M., Tellez-Valdés, O., Lira-Saade, R, Villaseñor, J., 2013. Una regionalización de la Faja Volcánica Transmexicana con base en su riqueza florística. *Botanical Science*. Vol. 91, pp. 93-105.
- Suárez-Mota, M., Tellez-Valdés, O. 2014. Red de áreas prioritarias para la conservación de la biodiversidad del Eje Volcánico Transmexicano analizando su riqueza florística y variabilidad climática. *Polibotánica*, Vol. 38, pp. 67-93.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L, Williams, S.E.. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*. Vol. 427, pp. 145-148.
- Valencia, S. 2004. Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. Vol. 75, pp. 33-53.
- Van Couwenberghe, R., Collet, C., Pierrat, J., Verheyen, K., Gégout, J. 2013. Can species distribution model be used to describe plant abundance patterns?. *Ecography*. Vol: 36, pp. 665-674.

- Villaseñor, J. L., Ortiz, E. 2014. Biodiversidad de las plantas con flores (División Magnoliophyta) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. Vol. 85, pp. 134-142.
- Villaseñor, J. L. 2016. Catálogo de las plantas vasculares nativas de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. Vol. 87, pp. 559-902.
- Wuebbles, D., Fahey, D., Hibbard, K. 2017. Climate Science Special Report (CSSR) (Washington, DC: US Global Change Research Program)
- Yarza, E. 2003. Los volcanes del Sistema Volcánico Transversal. *Investigaciones geográficas*. Vol. 50, pp. 221-234.
- Yáñez-Arancibia, A., Twilley, R.R., Lara-Domínguez A.L. 1998. Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madrea y bosques*. Vol. 4, pp. 3-19.