



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA CHAPINGO

DIVISIÓN DE CIENCIAS FORESTALES

TÍTULO:

**MODELADO DE LA DISTRIBUCIÓN
POTENCIAL DE 24 ESPECIES
FORESTALES DE BOSQUE TEMPLADO
EN MÉXICO**

TESIS

**QUE COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS EN CIENCIAS FORESTALES**

Presenta:

Roberto Arreola Ramos

Director: Dr. Francisco J. Zamudio Sánchez

Co-Director: Dr. Alejandro I. Monterroso Rivas

Chapingo, Texcoco, Edo. de Méx., a Junio de 2016.



DIRECCIÓN GENERAL ACADÉMICA
CENTRO DE SERVICIOS ESCOLARES
OFICINA DE EXÁMENES PROFESIONALES



Modelado de la distribución potencial de 24 especies forestales de bosque templado en México

Tesis realizada por el C. **Roberto Arreola Ramos** bajo la dirección del Comité asesor abajo indicado, aprobada y aceptada como requisito parcial para obtener el grado de:

Maestro en Ciencias en ciencias Forestales

Director: _____
Dr. Francisco José Zamudio Sánchez

Co-Director: _____
Dr. Alejandro Ismael Monterroso Rivas

Asesor: _____
Dr. Enrique Guízar Nolazco

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el otorgamiento de la beca para realizar esta investigación.

A la Universidad Autónoma Chapingo por permitirme compartir conocimiento dentro sus espacios.

Al Dr. Alejandro I. Monterroso Rivas por sus precisos consejos, su sensatez y comprensión tanto en el ambiente científico como en la vida misma.

Al Dr. Francisco J. Zamudio Sánchez por aceptar dirigir esta tesis, por su entera confianza y sinceridad.

Al Dr. Enrique Guízar Nolzco por aceptar colaborar en la realización de esta investigación, por su comprensión.

Dedicatoria

A mi familia.

Biografía.

Roberto Arreola Ramos nació el 15 de febrero de 1987 en el Distrito Federal (hoy Ciudad de México). La mayor parte de su infancia y adolescencia la vivió en la zona de Aragón en el municipio de Nezahualcóyotl, Estado de México, donde cursó su educación primaria y secundaria. A los 14 años de edad ingresó a la Escuela Nacional Preparatoria #9 “Pedro de Alba”, de la Universidad Nacional Autónoma de México. Participó como finalista en el XIII Concurso Universitario Feria de las Ciencias con un trabajo sobre el efecto alelopático de plantas medicinales en el crecimiento de jitomate, junto con otros compañeros. En el año 2004 ingresó a la Facultad de Ciencias de la UNAM para estudiar Biología.

Su procedencia familiar, así como su interés por la ciencia y el medio ambiente, fueron razones decisivas para enfocar sus estudios en los bosques templados. Antes de terminar su carrera, trabajó un corto tiempo en el Laboratorio de Ecosistemas de Montaña en la Facultad de Ciencias. A través de las modalidades de taller del plan de estudios de la carrera de Biología en la Facultad, ingresó al taller de Métodos Avanzados de Manejo Forestal en el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. En el Laboratorio de Geomática del mismo Instituto, se desarrolló durante 5 años en proyectos de investigación del sector Forestal en México y cambio climático. En ese lapso, programó un trabajo de investigación en bosques y SIG Participativo en el Instituto de Geografía de la UNAM, mismo que no pudo desarrollarse.

Posterior a la obtención de su grado como Biólogo en 2013, trabajó como evaluador externo de los proyectos de Reforestación, Suelos y Plantaciones Comerciales por la Universidad Autónoma Chapingo en convenio con la Comisión Nacional Forestal.

En 2014 ingresó al Posgrado Forestal en la División de Ciencias Forestales de la UACH, donde realizó la presente investigación.

**“...lo que estamos haciendo con los
bosques del mundo no es más que
un reflejo de lo que estamos
haciendo con nosotros mismos y
con los demás...”**

Mahatma Gandhi

ÍNDICE

I. RESUMEN	1
II. INTRODUCCIÓN	2
III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	5
IV. OBJETIVOS	6
4.1. Objetivo general	6
4.2. Objetivos particulares	6
V. MARCO TEÓRICO Y ANTECEDENTES	7
5.1. Bases teóricas del nicho ecológico y distribución potencial	7
5.2. Modelos de Distribución de Especies	9
5.2.1. Validación del modelado	11
5.3. Bosques templados de México	12
5.4. Especies de estudio	18
5.4.1. <i>Abies religiosa</i> (Kunth) Schltdl. & Cham.	18
5.4.2. <i>Alnus acuminta</i> ssp. <i>arguta</i> (Schltdl.) Furlow	19
5.4.3. <i>Alnus jorullensis</i> Kunth ssp. <i>jorullensis</i>	20
5.4.4. <i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	21
5.4.5. <i>Callitropsis lusitanica</i> (Mill.) D.P. Little	22
5.4.6. <i>Pinus ayacahuite</i> Ehrenb. ex Schltdl. var. <i>ayacahuite</i>	22
5.4.7. <i>Pinus devoniana</i> Lindl.	23
5.4.8. <i>Pinus greggii</i> Engelm. ex Parl. var. <i>greggii</i>	24
5.4.9. <i>Pinus hartwegii</i> Lindl.	25
5.4.10. <i>Pinus herrerae</i> Martínez	26
5.4.11. <i>Pinus leiophylla</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	27
5.4.12. <i>Pinus montezumae</i> Lamb.	28
5.4.13. <i>Pinus patula</i> Schiede ex Schltdl.	29
5.4.14. <i>Pinus pringlei</i> Shaw	30
5.4.15. <i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl. var. <i>pseudostrobus</i>	30
5.4.16. <i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltdl. & Cham.	31
5.4.17. <i>Quercus affinis</i> Scheidw.	32
5.4.18. <i>Quercus candicans</i> Neé	33
5.4.19. <i>Quercus crassifolia</i> Humb. & Bonpl.	34
5.4.20. <i>Quercus crassipes</i> Humb. & Bonpl.	35
5.4.21. <i>Quercus laurina</i> Humb. & Bonpl.	36
5.4.22. <i>Quercus leiophylla</i> A. DC.	37

5.4.23. <i>Quercus mexicana</i> Humb. & Bonpl.	38
5.4.24. <i>Quercus rugosa</i> Neé.....	39
VI. MATERIALES Y MÉTODOS.....	41
6.1. Área de estudio	41
6.2. Insumos para modelado con Maxent	43
6.2.1. Localidades de presencia	43
6.2.2. Coberturas ambientales.....	44
6.3. Distribución potencial actual.....	46
6.4. Validación de la superficie potencial.....	47
VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	49
7.1. Localidades de presencia.....	49
7.2. Coberturas ambientales.....	52
7.3. Distribuciones potenciales	52
7.4. Validación de las distribuciones potenciales	92
VIII. CONCLUSIONES	95
IX. LITERATURA CITADA	96
X. ANEXOS.....	117
Anexo 1	117

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama BAM.....	8
Figura 2. Algunas características botánicas de <i>Abies religiosa</i>	18
Figura 3. Algunas características botánicas de <i>Alnus acuminata</i> Kunth.....	19
Figura 4. Algunas características botánicas de <i>A. jorullensis jorullensis</i>	20
Figura 5. Algunas características botánicas de <i>Arbutus xalapensis</i>	21
Figura 6. Algunas características botánicas de <i>Callitropsis lusitanica</i>	22
Figura 7. Algunas características botánicas de <i>Pinus ayacahuite</i>	23
Figura 8. Algunas características botánicas de <i>P. devoniana</i>	24
Figura 9. Algunas características botánicas de <i>P. greggii</i>	24
Figura 10. Algunas características botánicas de <i>P. hartwegii</i>	25
Figura 11. Herborizado con algunas características botánicas de <i>P. herrerae</i>	26
Figura 12. Algunas características botánicas de <i>P. leiophylla</i>	27
Figura 13. Algunas características botánicas de <i>P. montezumae</i>	28
Figura 14. Algunas características botánicas de <i>P. patula</i>	29
Figura 15. Algunas características botánicas de <i>P. pringlei</i>	30
Figura 16. Algunas características botánicas de <i>P. pseudostrobus</i>	31
Figura 17. Algunas características botánicas de <i>P. teocote</i>	32
Figura 18. Herborizado con algunas características botánicas de <i>Quercus affinis</i>	33
Figura 19. Herborizado con algunas características botánicas de <i>Q. candicans</i>	33
Figura 20. Herborizado con algunas características botánicas de <i>Q. crassifolia</i>	34
Figura 21. Herborizado con algunas características botánicas de <i>Q. crassipes</i>	35
Figura 22. Herborizado con algunas características botánicas de <i>Q. laurina</i>	36
Figura 23. Herborizado con algunas características botánicas de <i>Q. leiophylla</i>	38
Figura 24. Herborizado con algunas características botánicas de <i>Q. mexicana</i>	38
Figura 25. Herborizado con algunas características botánicas de <i>Q. rugosa</i>	39
Figura 26. Provincias fisiográficas de México donde se encuentran los ecosistemas templados.	43
Figura 27. Localidades de presencia por especie forestal.....	51
Figura 28. Distribución potencial de <i>Abies religiosa</i>	56

Figura 29. Distribución potencial de <i>Alnus acuminata arguta</i>	57
Figura 30. Distribución potencial de <i>A. jorullensis jorullensis</i>	59
Figura 31. Distribución potencial de <i>Arbutus xalapensis</i>	60
Figura 32. Distribución potencial de <i>C. lusitanica</i>	61
Figura 33. Distribución potencial de <i>P. ayacahuite ayacahuite</i>	62
Figura 34. Distribución potencial de <i>P. devoniana</i>	64
Figura 35. Distribución potencial de <i>P. greggii greggii</i>	65
Figura 36. Distribución potencial de <i>P. hartwegii</i>	67
Figura 37. Distribución potencial actual de <i>P. herrerae</i>	68
Figura 38. Distribución potencial de <i>P. leiophylla</i>	70
Figura 39. Distribución potencial de <i>P. montezumae</i>	71
Figura 40. Distribución potencial de <i>P. patula</i>	72
Figura 41. Distribución potencial de <i>P. pringlei</i>	74
Figura 42. Distribución potencial de <i>P. pseudostrobus pseudostrobus</i>	75
Figura 43. Distribución potencial de <i>P. teocote</i>	76
Figura 44. Distribución potencial de <i>Q. affinis</i>	78
Figura 45. Distribución potencial de <i>Q. candicans</i>	79
Figura 46. Distribución potencial de <i>Q. crassifolia</i>	81
Figura 47. Distribución potencial de <i>Q. crassipes</i>	82
Figura 48. Distribución potencial de <i>Q. laurina</i>	83
Figura 49. Distribución potencial de <i>Q. leiophylla</i>	85
Figura 50. Distribución potencial de <i>Q. mexicana</i>	86
Figura 51. Distribución potencial de <i>Q. rugosa</i>	87

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Matriz de confusión de la validación del modelado.....	11
Cuadro 2. Parámetros bioclimáticos.....	45
Cuadro 3. Coberturas utilizadas para la distribución potencial actual de cada especie forestal....	47
Cuadro 4. Localidades de presencia por especie.....	49
Cuadro 5. Superficie potencial actual por especie.....	53
Cuadro 6. Contribución de las variables climáticas a la distribución potencial actual por especie.....	90
Cuadro 7. Valores del AUC por especie.....	93

I. RESUMEN

RESUMEN

La distribución potencial (DP) de especies forestales de ecosistemas templados requiere mayor detalle para determinar las áreas donde pueden localizarse o establecerse con fines de reforestación, manejo forestal, plantaciones comerciales o conservación con el fin de mejorar la toma de decisiones del sector forestal en México. Se eligieron 24 especies de interés maderable para proyectar su distribución potencial en México, por medio del modelado de distribución de especies (MDS) con Maxent. Se obtuvieron 8,209 localidades de presencia de las 24 especies, así como 19 coberturas climáticas, tres topográficas y dos edáficas como insumos para el modelado. Los mapas de DP para 22 especies forestales presentaron modificaciones en relación a su información histórica, en 14 de ellas fue posible encontrar nuevas áreas con las condiciones ambientales para su localización o establecimiento y 16 especies proyectaron reducciones de sus áreas geográficas de distribución. El resultado de la validación través del análisis ROC fue altamente significativo en las 24 especies forestales, al presentar valores del $AUC > 0.8$ en todos los casos. En términos geográficos, la mayoría de las especies son posibles candidatas para la implementación de programas que ayuden a la preservación de sus áreas de distribución.

Palabras clave: distribución potencial, ecosistemas templados, especies forestales, Maxent, modelos de distribución de especies.

ABSTRACT

The Potential Distribution (PD) of forestry species of temperate ecosystems require more detail to decide areas where could be located for stabilize with reforestation purposes, forest management, commercial forestry plantations or conservation to help improve decision-making in the forest sector in Mexico. 24 species were chosen of wooden interest, to project its PD in Mexico, by species distribution models (SDM) with Maxent. They were obtained 8,209 occurrences of 24 species, as well as 19 coverage weather, three topographic, and two edaphic as inputs for the modeling. The PD maps presented modifications for the 22 forestry species regarding historic information, in 14 of them it was possible to find new areas with environmental conditions in order to facilitate their location. 16 species projected environmental reductions for their distribution. The result of the validation through analysis ROC was highly significant in the 24 forest species, the present values of $AUC > 0.8$ in all cases. Geographically most of the species are possible candidates for implementation of programs that help the preservation of their distribution areas.

Keywords: forestry species, Maxent, temperate ecosystems, potential distribution, species distribution models

II. INTRODUCCIÓN

El carácter megadiverso de México (CONABIO, 2006) dado por la diversidad biológica y cultural del país, es posible por su localización entre dos zonas biogeográficas importantes, la Neártica y la Neotropical (Morrone, 2005) que confieren características particulares al territorio. La cantidad de especies que alberga México representa entre el 8-12% de las conocidas mundialmente (Mittermeier y Goettsch, 1992) y en el caso de la vegetación, más de 22 mil especies componen la riqueza en cuanto a flora del territorio nacional (Villaseñor, 2003). Dichas especies de plantas se distribuyen en una o varias de las distintas regiones y provincias florísticas en que se divide al país, siendo las sierras y serranías las provincias donde se encuentra la vegetación de clima templado y templado húmedo propuestas por Rzedowski (2006).

El bosque de *Pinus* o pino, el bosque de *Quercus* o encino y el bosque mesófilo de montaña, son los tipos de vegetación que se encuentran principalmente en las cadenas montañosas de México y son las especies de estos grupos taxonómicos (pinos y encinos) las predominantes en dichos ecosistemas. La importancia de los pinos y encinos como fuente de recursos maderables es tal que la mayoría de la producción maderable del sector forestal en México se basa en el aprovechamiento de estos grupos de especies (SEMARNAT, 2014).

Sin embargo, la disminución en la cantidad y calidad de los bosques es producto de la deforestación por tala clandestina y malos manejos forestales, los incendios forestales, el sobrepastoreo, las plagas y enfermedades (SEMARNAT, 2013). De acuerdo con la FAO (2004), el aprovechamiento sustentable de los bosques en México se ve afectado debido, entre otras cosas, a que los métodos de planificación y manejo forestal requieren una alta

capacidad técnica y mayores recursos tanto técnicos como tecnológicos. En este sentido, la determinación de la distribución potencial de especies, se perfila como una herramienta básica útil en el sector forestal.

El término “distribución potencial” (DP) se deriva de las bases teóricas del nicho ecológico y hace referencia al área geográfica con las condiciones ambientales necesarias para ser ocupada por una especie (Jackson y Overpeck, 2000). Su conocimiento es de gran utilidad en estudios de biogeografía, biología de la conservación, ecología evolutiva y respuestas de la biodiversidad ante el cambio climático (Anderson *et al.*, 2002), y puede determinarse a través de los modelos de distribución de especies (MDS). Los MDS se basan en fundamentos matemáticos para encontrar relaciones entre las presencias de las especies y las variables ambientales, con la finalidad de conocer el área geográfica de posible distribución (Soberón y Nakamura, 2009). Maxent (Phillips *et al.*, 2006) es un MDS que utiliza el principio de máxima entropía para generar un mapa de distribución de especies en términos de probabilidad y es ampliamente utilizado por proyectar las distribuciones más precisas en relación a otros métodos (Elith *et al.*, 2006).

En el sector forestal mexicano, la DP tiene relevancia particular como herramienta científica base en estudios de reforestación (Torres-Meza *et al.*, 2009; Leal-Nares *et al.*, 2012), en el manejo forestal (Téllez *et al.*, 2005), en el establecimiento de plantaciones forestales comerciales (Martínez-Salvador y Prieto-Ruiz, 2011; Muñoz-Flores *et al.*, 2011b) y en el monitoreo de plagas forestales (Salinas-Moreno *et al.*, 2009). En relación a los trabajos que parten del interés en la restauración forestal o de la producción maderable, la mayoría considera una sola o un grupo no mayor de cinco especies,

condición que limita la expectativa en torno a la distribución posible de las áreas boscosas de México en el corto plazo.

Por tales razones, se eligieron 24 especies forestales de los bosques templados de México para proyectar su distribución potencial actual a través de Maxent con la intención de generar información útil en la toma de decisiones para el desarrollo del sector forestal en México.

III. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La distribución potencial de las especies forestales en México requiere mayor detalle para conocer las zonas adecuadas donde puedan localizarse o establecerse en el corto plazo con fines específicos, como herramienta en programas de reforestación, de manejo forestal, en plantaciones comerciales o en restauraciones ecológicas. Sin embargo, no existen muchos trabajos que incluyan un número relevante de especies debido a la gran cantidad de información que debe reunirse y a las complicaciones para interpretar la que se genera. En otros casos sólo se proyectan distribuciones potenciales a nivel local por algún interés particular en la especie de estudio. Por tales razones, en este trabajo se eligieron 24 especies de bosque templado con distribución natural en México e importantes por interés maderable.

IV. OBJETIVOS

4.1. Objetivo general

Modelar la distribución potencial actual de 24 especies forestales en México mediante el modelado de distribución de especies con Maxent, para localizar las áreas donde puedan encontrarse actualmente o establecerse en el corto plazo.

4.2. Objetivos particulares

- Generar un listado con localidades de presencia de 24 especies forestales en México mediante la investigación en colecciones biológicas, herbarios, servidores de información, inventarios forestales y reunir la cartografía necesaria como insumos esenciales para implementar el modelado de distribución de especies.
- Determinar la distribución potencial de 24 especies forestales en México con el algoritmo Maxent, para localizar las áreas donde puedan encontrarse o establecerse actualmente.
- Validar las distribuciones potenciales de las 24 especies forestales mediante el cálculo del área bajo la curva, para determinar la significancia estadística de las proyecciones.

V. MARCO TEÓRICO Y ANTECEDENTES

5.1. Bases teóricas del nicho ecológico y distribución potencial

Las bases teóricas del concepto de nicho ecológico tienen su origen en la investigación de Grinnell (1917a) sobre el ambiente del cuilacoche californiano (*Toxostoma redivivum*), pues menciona que el “nicho” que ocupa esta ave se debe a su comportamiento y la dependencia que tiene a tipos específicos de vegetación. En otra publicación (Grinnell, 1917b) argumenta que los animales ocupan áreas definidas con rangos de variables en relación a sus capacidades corporales.

Posteriormente, Elton (1927) en su libro “*Animal ecology*”, hace referencia a la conveniencia de tener un concepto que describa el papel que tiene un animal en su comunidad y no qué parecido tiene con el entorno, por lo que propone la palabra “nicho” como una concepción principalmente de consumo de recursos.

Décadas después, Hutchinson (1957) propuso el concepto de *Nicho Fundamental*, que hace referencia al hipervolumen con múltiples dimensiones y n variables necesarias para la existencia de una especie.

En los últimos años, como resultado de varias discusiones y adaptaciones útiles para el estudio de la ecología en torno al concepto de nicho ecológico a través de las tecnologías de la información, Jackson y Overpeck (2000) proponen el concepto de *Nicho Potencial*. Los autores evalúan la respuesta de comunidades de plantas a cambios ambientales en el pasado, y definen al Nicho Potencial en un espacio dado como la intersección entre el Nicho Fundamental y el espacio que incluye al conjunto de variables ambientales en un tiempo determinado.

En una amplia revisión sobre el concepto de nicho ecológico, Soberón y Nakamura (2009) definen dos tipos de nicho, el *Eltoniano* y el *Grinneliano*. El primero considera al espacio y las interacciones ecológicas a través del consumo de recursos de una especie, mientras que el segundo es determinado por las variables ambientales que no interactúan entre ellas de manera contundente y cambian poco en el tiempo, a las que llamaron “scenopoéticas” en referencia a Hutchinson (1978).

Sobre el nicho Grinnelliano, Soberón y Nakamura (2009) proponen un esquema basado en dos perspectivas: la ambiental y la geográfica. En la primera, se engloba un subconjunto de variables ambientales que la especie necesita del total de combinaciones posibles y conocidas de un espacio determinado. En la segunda, proyectan por medio de un mapa las áreas geográficas donde ocurren las combinaciones de variables del Nicho Potencial.

Además, los mismos autores proponen un diagrama al que llamaron BAM (*biotic, abiotic and movements*) (Figura 1), el cual

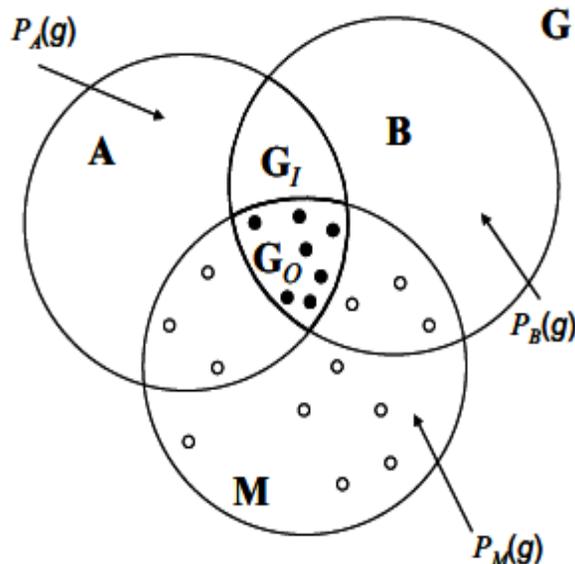


Figura 1. Diagrama BAM. Tomada de Soberón y Nakamura (2009). La descripción se encuentra en el texto.

describe el nicho ecológico de las especies. El diagrama contempla las interacciones bióticas (B), las abióticas (A) y el movimiento de las especies (M), donde G es el espacio geográfico, G_0 es el espacio donde actualmente se encuentra una especie hipotética y G_1 se refiere al área con las interacciones bióticas y ambientales donde puede

distribuirse la especie (Nicho Potencial) en función de los factores que afectan su movilización y las barreras del medio. Los puntos en color negro son los datos de colectas o localidades donde se sabe que históricamente se ha encontrado a la especie.

En relación a lo anterior, en este trabajo se utiliza la perspectiva de nicho Grinnelliano por medio de su proyección geográfica en mapas y se hace referencia a la G_I como Distribución Potencial (DP).

5.2. Modelos de Distribución de Especies

Los modelos de distribución de especies, de nicho ecológico o de idoneidad de hábitat según Kearney (2006), son casi sinónimos (Peterson y Soberón, 2012) en cuanto a su utilidad, ya que se emplean como herramienta para determinar la DP de las especies (Soberón y Nakamura, 2009). En este trabajo se hablará de modelos de distribución de especies (MDS) como consideración de las implicaciones biogeográficas y de las bases ecológicas que les conciernen (Peterson y Soberón, 2012).

Los MDS se apoyan en herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG) para ser implementados y requieren generalmente dos tipos de información: localidades de presencia/ausencia de las especies o sólo de presencia, y coberturas con información ambiental. Las localidades de presencia de las especies (o puntos de presencia u ocurrencias) son datos de colecta o certezas de que la especie se encontró en un punto geográfico específico y se requieren necesariamente en coordenadas geográficas. Los muestreos en campo, las colecciones científicas de especímenes biológicos y las redes de información sobre biodiversidad, son fuentes principales para la obtención de los puntos

de presencia de las especies. Las coberturas ambientales (o capas de información ambiental) son cuadrantes geográficos con información de variables ambientales reunida en celdas de archivos digitales (*raster*), sugeridos con resolución de acuerdo a los objetivos del estudio. Dichas coberturas pueden construirse empleando herramientas de SIG o bien, obtenerse como recurso libre a través de páginas de internet de instituciones u organizaciones. Algunas de las coberturas más utilizadas son las climáticas (temperatura y precipitación), las topográficas (altitud, pendiente y exposición), las coberturas del terreno (tipos de vegetación) y en algunos casos las edafológicas (tipo de suelo, textura, profundidad, pH) (Peterson *et al.*, 2011).

Históricamente, es en la década de los 80's cuando se inician los estudios que tratan de encontrar la distribución de especies utilizando MDS. Austin *et al.* (1985) realizaron aproximaciones de la relación vegetación-ambiente con Modelos Lineales Generalizados y Nix (1986) estableció los fundamentos del algoritmo BIOCLIM en estudios sobre la distribución de serpientes en Australia.

Actualmente existe variedad de MDS cuya diferencia fundamental radica en la información que requieren. Algunos de los MDS más utilizados debido a que requieren únicamente presencias son Maxent, que proyecta resultados en términos de probabilidad (Phillips *et al.*, 2006), Desktop GARP, cuyos resultados se basan en los principios de la teoría evolutiva (Stockwell y Peters, 1999) y BIOCLIM, referente a los rangos de las coberturas bioclimáticas (Nix, 1986).

5.2.1. Validación del modelado

La validación del modelado está determinada por la cantidad de localidades de presencia disponibles, ya que para llevarlo a cabo es recomendable dividir el total presencias en dos conjuntos: uno para la ejecución del MDS y el otro para su validación (Fielding y Bell, 1997; Peterson *et al.*, 2011).

El objetivo principal de que las proyecciones de la DP de especies cuenten con un indicativo de su validez en términos estadísticos, es que el modelado sea lo más cercano a las áreas de distribución reales. Existen distintas formas de validación de los modelos, como la sensibilidad (proporción de presencias correctamente predichas), la especificidad (proporción de ausencias correctamente predichas), el índice de KAPPA (Fielding y Bell, 1997) y la curva ROC (Hanley y McNeil, 1982) que se ha modificado y adaptado a los MDS (Peterson *et al.*, 2008).

Los tipos de validación se basan en los errores del modelado y se establecen de acuerdo a la condición predicha, ya sea una ausencia o una presencia, generalmente con referencia en la matriz de confusión de los errores (Cuadro 1):

Cuadro 1. Matriz de confusión de la validación del modelado.

		Estatus real	
		Presencia	Ausencia
Estatus de la predicción	Presencia	a	b
	Ausencia	c	d

Donde *a* son las localidades de presencia correctamente predichas (verdaderos positivos); *b* se refiere a las áreas donde la especie se encuentra ausente en la realidad y el modelo proyecta presencia (falsos positivos), también conocido como *error de comisión*; *c* indica

las áreas donde la especie se encuentra presente en la realidad y el modelo proyecta ausencia (falsos negativos), a este se le conoce como error de omisión; y *d* representa las localidades de ausencia correctamente predichas (verdaderos negativos).

Los métodos de validación mediante los indicativos de la matriz de confusión están sujetos a la cantidad de presencias disponibles, ya que se limitan a la utilización de una proporción de las presencias y cuando se dificulta el muestreo en campo de áreas grandes.

5.3. Bosques templados de México

México es considerado una zona de transición entre dos regiones biogeográficas, la Neártica y la Neotropical, con características topográficas, geológicas y climáticas particulares (Morrone, 2005) que determinan las regiones y provincias florísticas, y por consiguiente los tipos de vegetación del país.

De acuerdo con Rzedowski (2006), en México pueden reconocerse 10 tipos de vegetación, de los cuales tres de ellos se desarrollan principalmente en las cadenas montañosas: el Bosque de *Quercus* o latifoliadas y el Bosque de coníferas en los climas templados, así como el Bosque mesófilo de montaña, en condiciones de mayor humedad que los anteriores. La carta de Uso de suelo y Vegetación Serie IV (INEGI, 2010) indica que la superficie de los tipos de vegetación mencionados en conjunto suman 34205894.2 ha (17.41% del país), 15571810.9 ha (7.93%), 16750571 ha (8.53%), y 1841776.7 ha (0.94%) respectivamente, mismos que se encuentran en condiciones naturales e inducidas, así como conservadas y con algún grado de deterioro. Estas superficies boscosas se localizan principalmente en la Sierra Madre Occidental (con la mayor superficie), la Sierra

Madre Oriental, la Sierra Madre del Sur, el Eje Neovolcánico Transversal, en las sierras de Chiapas en Los Altos y al sur de la entidad, y con menor extensión en la Mesa del Centro y la Península de Baja California (*sensu* INEGI, 2014).

El bosque de *Quercus*, es una comunidad vegetal formada principalmente por árboles de este grupo taxonómico en su estrato más alto, los encinos. Este tipo de vegetación se encuentra ecológicamente relacionado con los bosques de coníferas y el bosque mesófilo de montaña, razón por la cual es común encontrar en esta vegetación encinos en los distintos estratos arbóreos. Aunque los encinares son característicos del clima templado y de las cadenas montañosas de México, no son exclusivos de estos y pueden encontrarse en la mayoría de las entidades del país, con excepción de los estados de Yucatán y Quintana Roo, en altitudes desde el nivel del mar hasta los 3100 msnm (Rzedowski, 2006).

El género *Quercus* agrupa a los llamados encinos o robles, y pertenece a la familia Fagaceae. Se trata de árboles y arbustos que viven generalmente en las partes bajas de montañas, con tallos leñosos, presentan hojas coriáceas con márgenes lisos, serrados u ondulados y sus frutos se conocen como bellotas. Se les asocia como individuos de larga vida debido a su lento desarrollo (Arizaga *et al.*, 2009). La diversidad de encinos en América se estima en aproximadamente 220 especies, de las cuales quizá 160-165 especies se encuentran en México (Kappelle, 2006).

Es frecuente que los bosques de *Quercus* se encuentren en masas puras o en asociación con especies del género *Pinus* (principalmente), pero también admiten en su composición árboles de los géneros *Abies*, *Alnus*, *Arbutus*, *Buddleia*, *Callitropsis*, *Cercocarpus*, *Crataegus*, *Fraxinus*, *Garrya*, *Juglans*, *Juniperus*, *Platanus*, *Populus*, *Prunus*, *Pseudotsuga* y *Salix*. En cuanto a los estratos inferiores, son numerosas las especies de

arbustos y herbáceas asociadas a los encinares, siendo la mayoría de ellas especies de las familias Compositae, Graminae, Leguminosae, Labiatae, Euphorbiaceae, Rosaceae, Onagraceae, Umbelliferae, Schrophulariaceae, Commelinaceae, Rubiaceae, Pteridaceae y Cyperaceae. Sobre hongos, las especies que mantienen relaciones micorrícicas con los encinos pertenecen a los géneros *Amanita*, *Russula*, *Lactarius*, *Boletus*, *Scleroderma*, entre otros. De líquenes, se encuentran bien representados *Sticta*, *Parmelia* y *Usnea*, mientras que de musgos, *Brachytecium*, *Bryum*, *Entodon*, *Leptodontium*, *Leucodon* y otros (Rzedowski, 2006).

La importancia económica de los encinares se basa primordialmente en la utilización de sus árboles como materia prima para construcción, elaboración de carbón, elaboración de mangos de herramientas, para implementos agrícolas, en confección de artesanías y para la elaboración de muebles. Como alimento, las bellotas de los encinos son utilizadas para el ganado porcino, las bellotas dulces son consumidas crudas por humanos y pueden tostarse y molerse para preparar bebidas parecidas al café. En relación a los aspectos medicinales, en algunas localidades, los encinos son mascados para calmar y curar dolencias dentales, o bien, son empleados como antidiarreicos y astringentes. La importancia ecológica de los encinares para las poblaciones humanas es que proveen de servicios ambientales como la producción de oxígeno, la captura de dióxido de carbono, reducen la erosión del suelo, regulan la temperatura atmosférica y forman parte del hábitat primordial de mamíferos, aves, insectos y plantas (Arizaga, *et al.*, 2009).

El bosque de coníferas es un tipo de vegetación compuesta de forma natural por especies de este grupo taxonómico (Pinophyta) (Gernandt y Pérez-de la Rosa, 2014), y en ocasiones por especies del género *Quercus* en menor proporción. Estos ecosistemas son

característicos de los climas templados y fríos del hemisferio norte, pero en México también pueden encontrarse en regiones con clima semiárido, semihúmedo y francamente húmedo, en altitudes desde el nivel del mar hasta el límite superior de la vegetación (Rzedowski, 2006).

Las coníferas son árboles y arbustos generalmente grandes, de tronco recto y corteza rugosa o lisa, cuya principal característica que da el nombre a este grupo es la estructura especializada que porta las semillas, el estróbilo, que generalmente tiene forma cono. En las coníferas, las ramas son verticiladas u opuestas, con hojas simples y en forma de aguja, escama, lineares, lanceoladas u oblongas, frecuentemente persistentes por más de un año y en ocasiones deciduas. Anatómicamente, la madera presenta xilema compacto con traqueidas gruesas y carece de vasos; en diferentes partes de la planta se encuentran canales resiníferos como en la madera, corteza, hojas y conos (Gernandt y Pérez-de la Rosa, 2014; Guízar, 2015). La diversidad de coníferas en el mundo se estima en aproximadamente 550 especies, presentes en casi todos los continentes con excepción de la Antártida (Eckenwalder, 2009). En México están representadas por cuatro familias y 94 especies, de las cuales 43 son endémicas del país (Gernandt y Pérez-de la Rosa, 2014).

Rzedowski (2006) reconoce seis tipos de bosques de coníferas de acuerdo con las especies de los géneros dominantes que propician condiciones ambientales particulares, por orden de importancia y extensión: bosque de *Pinus* o pino, matorral de *Pinus*, bosque de *Abies* u oyamel, bosque de *Pseudotsuga* y de *Picea*, bosque o matorral de *Juniperus* y bosque de *Cupressus* (actualmente *Callitropsis* para especies mexicanas).

La diversidad biológica que albergan los bosques de coníferas no es la única razón que los hace importantes, sino que las especies dominantes y más representativas como los pinos

y encinos, son la base de la industria forestal en México (Challenger, 1998). Las coníferas representan el grupo con mayor porcentaje (82.4 %) de la producción maderable en México durante el 2013 y años anteriores, en productos como la madera de aserrío, celulosa, chapa y triplay, postes y combustibles como la leña y el carbón, que provienen de los estados de Durango, Chihuahua, Michoacán, Oaxaca y Veracruz, principalmente. Estos bosques también proveen de otros productos no derivados de la madera tales como la tierra de monte, las resinas, los hongos, el heno, el musgo y semillas de las especies piñoneras, por mencionar los de mayor aporte nacional en relación a las toneladas producidas (SEMARNAT, 2014). Los servicios ambientales son otra fuente de beneficios para las poblaciones humanas, ya sean directos como locales o indirectos como ciudadanos de los centros urbanos más cercanos a estos ecosistemas.

Los bosques mesófilos de montaña son conocidos por tener la mayor diversidad florística por unidad de área que cualquier otro ecosistema en el país (Rzedowski, 1996) y por la particularidad de su aspecto visual, dado por la frecuente niebla que inunda el ambiente. Esta vegetación es considerada como zona de transición entre los bosques templados y las selvas húmedas, ya que presenta un clima templado y mayores condiciones de humedad que éstos, en un límite altitudinal inferior de 400 msnm en Veracruz hasta por encima de los 2700 msnm en los bosques de *Abies* como límite superior. El bosque mesófilo de montaña se desarrolla en relieves accidentados, en pendientes pronunciadas, laderas y cañadas donde se conserva la humedad y la vegetación se protege de la alta insolación así como de los fuertes vientos (Rzedowski, 2006).

Es común encontrar varios estratos arbóreos superiores y uno o dos arbustivos bien diferenciados en el bosque mesófilo de montaña. En los estratos superiores son

características las especies pertenecientes a los géneros *Abies*, *Acer*, *Alnus*, *Carpinus*, *Clethra*, *Crataegus*, *Dalbergia*, *Fagus*, *Juglans*, *Liquidambar*, *Meliosma*, *Pinus*, *Podocarpus*, *Prunus*, *Quercus*, entre muchos otros. Existen también en el bosque mesófilo plantas leñosas trepadoras de los géneros *Archibaccharis*, *Celastrus*, *Clematis*, *Gelsemium*, *Pasthenocissus*, *Rhus* y otros, epífitas bien representadas como líquenes, musgos y pteridofitas, así como fanerógamas del grupo de las orquídeas y las bromelias.

Los recursos naturales que proporciona en bosque mesófilo de montaña son muy variados y la mayoría se utilizan localmente con diferentes fines. Los más representativos en relación al impacto social y ambiental es la utilización de esta vegetación como espacio para el cultivo de café bajo sombra, que permite mantener la biodiversidad nativa (Challenger, 1998) y los servicios ambientales hidrológicos, ya que se consideran los ecosistemas que más agua captan por unidad de área (Challenger, 2003). El bosque mesófilo de montaña se considera un ecosistema amenazado (CONABIO, 2010), ya que su restringida localización y poca extensión (apenas el 0.94% del país. INEGI, 2010), lo hacen susceptible de desaparecer por los cambios en el uso del suelo para agricultura y ganadería (Rzedowski, 2006). Actualmente se reconoce al cambio climático, a la tala ilegal, a la sequía, a la densidad de caminos y a los conflictos por tenencia de la tierra como factores que se suman a la amenaza que sufren estos ecosistemas (CONABIO, 2010).

5.4. Especies de estudio

Las especies de estudio fueron 24, y todas ellas se distribuyen en uno o más de los ecosistemas templados que existen en México, como el bosque de pino, el bosque de encino y el bosque mesófilo de montaña, formando masas puras o asociaciones.

5.4.1. *Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham.

Sinónimos: *A. colimensis* Rushforth & Narave, *A. religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. var. *colimensis* (Rushforth & Narave) Silba, *A. religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham. var. *perotensis* Silba, *Pinus religiosa* Kunth (Farjon, 2013b).

Su nombre común es oyamel. Es un árbol monoico con altura que va de los 35-50 m y diámetro de 100-180 cm.

Fuste recto, cónico y con ramas extendidas. Su corteza es grisácea, áspera y agrietada. Las hojas son simples, alternas,

de 20-30 mm de largo y de 1-1.5 mm de ancho, con disposición espiral, de color verde oscuro en el haz y verde claro en el envés. Los frutos son conos cilíndricos, solitarios de 10-16 cm de largo y de 4-6 cm de ancho (CATIE, 2001).

Sus requerimientos ambientales de clima van de los -12-15 °C en cuanto a la temperatura y mayores a 1000 mm de precipitación (Mayen, 1987). Su rango de altitud se encuentra comúnmente entre los 2100-3100 msnm, aunque se le ha visto entre los 1200-4100 msnm (Farjon, 2013b). Se distribuye en Chiapas, Ciudad de México, Estado de México, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nuevo León, Oaxaca,



Figura 2. Algunas características botánicas de *Abies religiosa*. Tomada de CATIE, 2001.

Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa, Tlaxcala y Veracruz (Madrigal, 1964; Farjon, 2013b).

Se le considera una especie impactada por la deforestación y en algunos estados está sujeta a protección en áreas Naturales Protegidas.

5.4.2. *Alnus acuminata* ssp. *arguta* (Schltdl.) Furlow

Sinónimos: *Betula arguta* Schlectendal, Linnaea, *A. arguta* (Schlectendal) Spach, *A. rufescens* Liebman ex Hemsley, *A. jorullensis* var. η *acuminata*, f. *media* Winkler, Pflanzenreich (Furlow, 1979a).

Su nombre común más usado en Sudamérica es jaúl, o aliso y aile en regiones más al norte. Es un árbol de altura que va de los 15-35 m en ambiente natural. Su tronco es cilíndrico a ligeramente

ovalado, con ramificaciones alternas. La corteza es lisa y delgada, algunas veces ligeramente arrugada, con fisuras horizontales y es de color claro a gris oscuro. Sus hojas son simples, alternas, ovaladas, con borde aserrado, punta aguda y raramente redondeada con tamaños de 5.5-15 cm de largo y 3-8.5 cm de ancho. Presenta flores masculinas y femeninas separadas en la misma rama. El tamaño del fruto varía de 1-2 cm de largo y 1.2 cm de ancho (CATIE, 1995).



Figura 3. Algunas características botánicas de *Alnus acuminata* Kunth. Tomada de Paz y Mino, 2012.

Sus requerimientos ambientales de clima van de los 4-20 °C de temperatura y superiores a 2000 mm de precipitación. Se encuentra naturalmente de los 2000-3200 msnm, pero se ha encontrado desde 1500-3700 msnm. En México se distribuye de Sonora hacia el sureste a lo largo de la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre del Sur hasta Oaxaca, al este y norte de Michoacán hacia el sur de San Luis Potosí y norte de Veracruz, y en Chiapas (Furlow, 1979a).

5.4.3. *Alnus jorullensis* Kunth ssp. *jorullensis*

Sinónimos: *A. firmifolia* Fernald (Furlow, 1979b).

Su nombre común en México es aile. Se trata de un árbol cuya altura es normalmente superior a los 20 m y el diámetro del tronco es mayor a 1.8 m. Su corteza va de lisa a rugosa y de color marrón. Sus hojas de elípticas a oblongas u ovadas, el ápice es usualmente obtuso o redondeado y su tamaño va de 4.5-11 cm de largo y de 3.5-5.5 cm de ancho. Las inflorescencias femeninas de 4 mm de largo y 2.5 mm de diámetro. Las flores masculinas van de 1.2-1.5 mm de largo y 0.4-0.8 mm de ancho.



Figura 4. Algunas características botánicas de *Alnus jorullensis jorullensis*. Tomada de Carranza-González y Madrigal-Sánchez (1995).

Sus requerimientos ambientales de clima de 5-13 °C de temperatura y de 1500-2000 mm de precipitación (Álvarez-Valle, 1956). El aile se distribuye de los 2800-3800 msnm, pero ocasionalmente desde los 2200 msnm. En México se distribuye de Durango hacia el sur y

este de Jalisco, norte de Michoacán, Estado de México hacia Veracruz y el centro de Oaxaca (Furrow, 1979b).

5.4.4. *Arbutus xalapensis* Kunth

Sinónimos: *A. texana* Buckl.

Su nombre común es madroño. Es un árbol cuya altura varía alrededor de los 12 m. El color de su corteza va del rojo a café, gris o negro en edades maduras y exfolia anualmente. Las ramas son generalmente torcidas. Sus hojas son simples, alternadas,

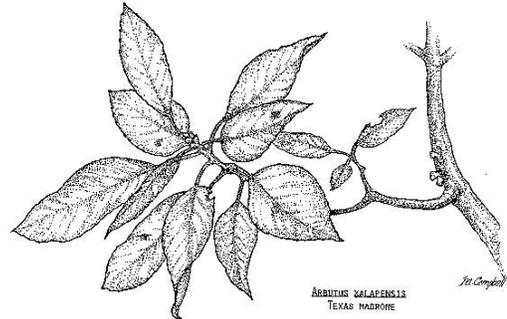


Figura 5. Algunas características botánicas de *Arbutus xalapensis*. Tomada de Campbell (2016).

gruesas y de textura coriácea, también son oblongas u ovado-elípticas. El color de las hojas es verde oscuro en el haz y verde claro en el envés, con textura glabra y pubescente, respectivamente. Las flores son blancas o ligeramente rosadas agrupadas en panículas de 8 cm de largo, mientras que los frutos son redondos, bayas de color que va del rojo brillante al amarillo, en racimos de 5-8 cm (Tirmenstein, 1990).

En relación al clima donde se distribuye, se ha observado que tolera temperaturas de -10 °C y en cuanto a precipitación requiere un mínimo de 400 mm anuales. Se distribuye entre los 1600-3200 msnm desde Chihuahua a Tamaulipas, Michoacán a Veracruz y hacia el sur de México (González-Elizondo y González-Elizondo, 1992).

5.4.5. *Callitropsis lusitanica* (Mill.) D.P. Little

Sinónimos: *Hesperocypris* (Mill.) Bartel, *Cupressus lindleyi* Klotzsch ex Endl. (Farjon, 2010).

En México, sus nombres más comunes son cedro blanco y ciprés. Es un árbol de 25-30 m de altura, de copa piramidal. Su corteza es gruesa y va del color rojizo al café con fisuras longitudinales. Sus hojas van del color azul al verde, ovadas y usualmente largas. El estróbilo es globoso, de 12 mm de ancho y de color verde-azuloso es estado joven y café al madurar. La cantidad de semillas por cono varían alrededor de 75 y miden 4 mm de largo.

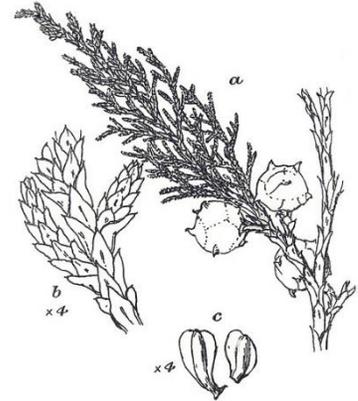


Figura 6. Algunas características botánicas de *Callitropsis lusitanica*. Tomada de Watson y Dallwitz (2008).

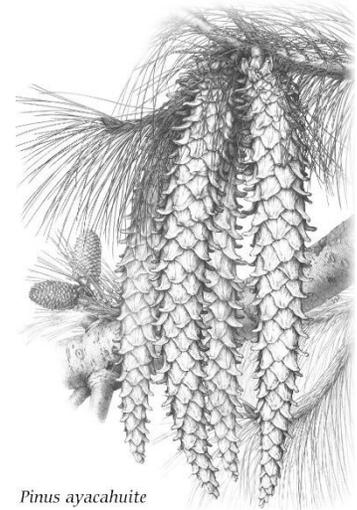
Sus requerimientos ambientales de clima en cuanto a temperatura son mayores a 12 °C promedio anual y de precipitación son de 1000-3000 mm. Se encuentra primordialmente entre los 2200-2900 msnm, pero se ha llegado a encontrar desde los 1700-4000 msnm. Se distribuye del sur de Chihuahua y Coahuila hacia todo el sur de México (Eckenwalder, 2009; Farjon, 2010).

5.4.6. *Pinus ayacahuite* Ehrenb. ex Schltl. var. *ayacahuite*

Sinónimos: sin sinonimia.

Sus nombres más comunes son pino .ayacahuite o acalocote. Es un árbol de 40-50 m de alto con un tronco de 1-5-2 m de diámetro, con corteza verde grisácea lisa en etapas tempranas y se torna café grisácea posteriormente. Sus acículas miden entre 10-18 cm y

se agrupan en conjuntos de 5-6. Los estróbilos masculinos son de color café amarillento y miden de 7-15 mm, mientras que los femeninos son de color café claro, se curvan al madurar y miden de 25-45 cm. Las semillas miden alrededor de 8-15 cm de longitud y de 10-30 mm de ancho (Eckenwalder, 2009).



Pinus ayacahuite

Sus requerimientos ambientales de temperatura son de 13 °C promedio anual y de precipitación entre los 700-1200 mm (Eguiluz-Piedra, 1978). Se encuentra entre los 2000-3200 msnm, pero se puede encontrar desde los 1500-3600 msnm

Figura 7. Algunas características botánicas de *Pinus ayacahuite*. Tomada de IDRI (2012).

(Eckenwalder, 2009) y se distribuye en las montañas de Chiapas, Guerrero, Oaxaca, Puebla (Perry, 1991) y el centro de México (Farjon, 2013c).

5.4.7. *Pinus devoniana* Lindl.

Sinónimos: *P. michoacana* Martínez, *P. russelliana* Lindl., Parlatore, *P. macrophylla* Lindl. *P. montezumae* var. *macrophylla* (Lindley).

Aunque tiene muchos nombres comunes, la sinonimia que presenta es bien identificada en el ámbito comercial y se le llama comúnmente pino michoacano. Se trata de un árbol de 20-30 m de altura con fuste cilíndrico y corteza agrietada, áspera y de color castaño rojizo. Las ramas son oscuras y con disposición horizontal, la copa es densa y piramidal. Sus acículas se agrupan en conjuntos de 5-6, de color verde brillante y con longitudes de 30-35 cm. Los estróbilos son subcilíndricos u oblongos, agrupados de 2-3, de color oscuro

y escamas con puntas cortas y gruesas. Los frutos van de la forma cónica a ovoide y son de color oscuro opaco.

Sus requerimientos ambientales de clima son de 16-21 °C de temperatura y de 1000-1700 mm (CATIE, 2001). En cuanto a la altitud, se encuentran de los 1200-2500 msnm pero se llegan presentar desde los 700-3000 msnm (Eckenwalder, 2009). Los estados donde se distribuye son Aguascalientes, Ciudad de México, Chiapas, Estado de México, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa, Tlaxcala, Veracruz y Zacatecas (Farjon y Filer, 2013).



Figura 8. Algunas características botánicas de *Pinus devoniana*. Tomada de IDRI (2012).

5.4.8. *Pinus greggii* Engelm. ex Parl. var. *greggii*

Sinónimos: sin sinonimia.

Su nombre más común el pino gregg. Es un árbol cuya altura varía alrededor de los 25 m y un tronco de 0.8 m de diámetro con corteza es café grisácea y lisa. La copa tiene forma de cúpula y a veces cilíndrica, con numerosas hendiduras horizontales. Las ramas son café rojizas a café grisáceas. Las acículas se agrupan en conjuntos de tres, y cada una de ellas mide de 10-15 cm de largo con color verde claro brillante. Los estróbilos

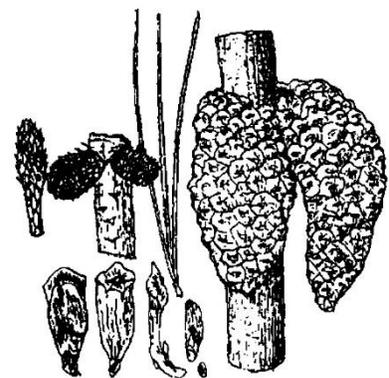


Figura 9. Algunas características botánicas de *Pinus greggii*. Tomada de CATIE (2001).

masculinos miden de 15-20 mm de largo y son de color café amarillento, mientras que los femeninos se agrupan en conjuntos de 3-6 alrededor de la rama y miden de 10-13 cm de largo, son de color café amarillento brillante (Eckenwalder, 2009).

Sus requerimientos ambientales de clima son de -1-29 °C en cuanto a temperatura y de 900-1500 mm de precipitación. En relación a la altitud, se encuentra de los 1300-2700 msnm, pero puede presentarse hasta los 3000 msnm, Se distribuye en la sierra Madre Oriental en los estados de Coahuila, Hidalgo, Nuevo León, Puebla, Querétaro y San Luis Potosí (Perry, 1991; Eckenwalder, 2009; Farjon y Filer, 2013).

5.4.9. *Pinus hartwegii* Lindl.

Sinónimos: *P. donell-smithii* M.T. Masters, *P. hartwegii* var. *rudis* (Endlicher) Silba, *P. montezumae* var. *hartwegii* (Lindley) ENGELMANN, *P. montezumae* var. *rudis* (Endlicher) G.R. Shaw, *P. rudis* Endlicher.

Su nombre más común en México es pino de las alturas. Es un árbol cuya altura se acerca a los 30 m y su tronco va de 0.7-1 m de diámetro de corteza color café grisácea. La copa de este árbol es densa e inicialmente es cónica, y cuando se amplía se vuelve ligeramente esférica. Las ramas son color café rojizo a tonalidades grisáceas

oscuras, con acículas agrupadas en conjuntos de 4-5 con una longitud de 10-17 cm por acícula y de color verde oscuro, en ocasiones verde azulada. Los estróbilos masculinos

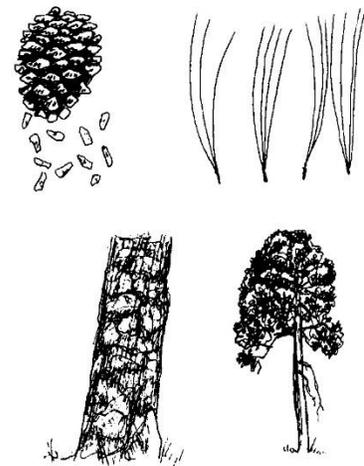


Figura 10. Algunas características botánicas de *Pinus hartwegii*. Tomada de CATIE (2001).

miden de 12-25 mm y son de color café rojizo, mientras que los femeninos miden de 8-12 cm y su color es verde purpúreo al madurar (Eckenwalder, 2009).

Sus requerimientos ambientales de clima son extremos, con temperaturas que van de -20-38 °C y precipitación de 800-1500 mm (CATIE, 2001). En relación a la altitud, se encuentra entre los 2700-4000 msnm, pero puede presentarse desde los 2300-4300 msnm (Eckenwalder, 2009). Se distribuye en los estados de Chiapas, Chihuahua, Ciudad de México, Coahuila, Durango, Estado de México, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nuevo León, Puebla, Tamaulipas, Tlaxcala y Veracruz (Farjon y Filer, 2013).

5.4.10. *Pinus herrerae* Martínez

Sinónimos: sin sinonimia.

En la literatura de habla inglesa es comúnmente conocido como pino herrera y en México como pino chino. Es un árbol de 35 m de altura con un tronco que mide de 0.8-1 m de diámetro con corteza café oscura y gruesa, de color café rojizo y oscuro. Sus ramas van del color café amarillento a café rojizo, con acículas agrupadas en conjuntos de tres que miden de 12-18 cm de longitud cada una y de color verde claro, en ocasiones verde amarillento. Los estróbilos masculinos



Figura 11. Herborizado con algunas características botánicas de *Pinus herrerae*. Tomada de Van Devender (1996).

miden de 10-18 mm cm de longitud y son de color café amarillento, mientras que los

femeninos miden de 3-5 cm de longitud, tienen forma esférica u ovoide y son de color café claro.

Sus requerimientos ambientales de clima son de -10-42 °C en cuanto a temperatura y de 600-1300 mm de precipitación. En relación a la altitud, esta especie se encuentra normalmente en altitudes de 1200-2400 msnm, pero puede hallarse desde los 1000-2600 msnm (Eckenwalder, 2009). Se distribuye en los estados de Chihuahua, Durango, Guerrero, Jalisco, Michoacán y Sinaloa (Farjon y Filer, 2013).

5.4.11. *Pinus leiophylla* Schiede ex Schltld. & Cham.

Sinónimos: *P. chihuahuana* Engelm.

Su nombre común en literatura de habla inglesa es pino chihuahua. Es un árbol cuya altura va de los 25-35 m, con tronco de 0.8-0.9 m de diámetro. Su corteza es de color café grisáceo, muy oscuro y gruesa. La copa es cónica en etapa juvenil y al madurar se vuelve irregular. Las ramas son color café rojizo, con acículas agrupadas en conjuntos de 3-5 y con longitud

de 7-14 cm, de color verde grisáceas. Los estróbilos masculinos miden de 10-20 mm de longitud y son de color café amarillento, mientras que los femeninos miden de 5-7 cm de longitud, de forma ovada y color verde en etapas iniciales y café claro al madurar.

Sus requerimientos ambientales de clima van de -15-38 °C en temperatura y de 700-1500 mm de precipitación. En cuanto a la altitud, se encuentra de los 1600-2800 msnm, pero

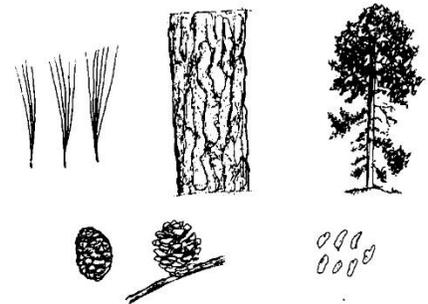


Figura 12. Algunas características botánicas de *Pinus leiophylla*. Tomada de CATIE (2001).

puede presentarse desde los 1500-3300 msnm (Eckenwalder, 2009). Se distribuye en los estados de Chihuahua, Colima, Durango, Estado de México, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Puebla, Sinaloa, Tlaxcala y Veracruz (Farjon y Filer, 2013).

5.4.12. *Pinus montezumae* Lamb.

Sinónimos: *P. gordoniana* K. Hartweg ex G. Gordon, *P. montezumae* var. *gordoniana* (K. Hartweg ex G. Gordon) Silba, *P. montezumar* var. *lindleyi* J.C. Loudon, *P. montezumae* var. *mezambranae* Carvajal, *P. oaxacana* var. *diversiformis* Debreczy & I. Rácz.

Su nombre común es pino montezuma. Es un árbol de 30-35 m de altura, con tronco de 0.7-1 m de diámetro y con corteza café grisácea oscura. Las ramas son de color café rojizo, con acículas agrupadas en conjuntos

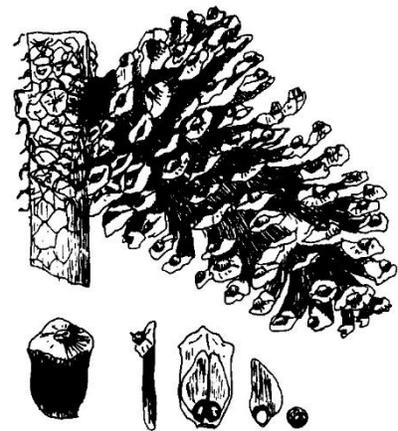


Figura 13. Algunas características botánicas de *Pinus montezumae*. Tomada de CATIE (2001).

de cinco, de 20-30 cm de longitud cada una y color que va del verde claro opaco al verde azulado. Los estróbilos masculinos miden de 2-5 cm de longitud y son de color café rojizo, mientras que los femeninos miden de 12-18 cm de longitud, de forma ovada a cilíndrica y de color verde en etapas iniciales y café amarillento brillante al madurar.

Sus requerimientos ambientales de clima van de los 8-24 °C de temperatura media anual y de 800-1500 mm de precipitación. En cuanto a la altitud, se encuentra normalmente de los 2000-3000 msnm, pero puede presentarse de los 1050-3500 msnm (Eckenwalder, 2009). Se distribuye en los estados de Chiapas, Ciudad de México, Estado de México,

Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Querétaro, Tamaulipas, Tlaxcala, Veracruz y Zacatecas (Farjon y Filer, 2013).

5.4.13. *Pinus patula* Schiede ex Schltdl.

Sinónimos: *P. patula* var. *longipedunculata* Loock ex M. Martínez

Sus nombres más comunes en México son pino llorón y pino patula en el ambiente comercial. Es un árbol de 35-40 m de altura, con un tronco que mide 1 m de diámetro y de corteza café rojiz brillante, lisa. Las ramas son caídas y de color café-naranja, con acículas agrupadas de 3-4 y miden de 15-25 cm de longitud,

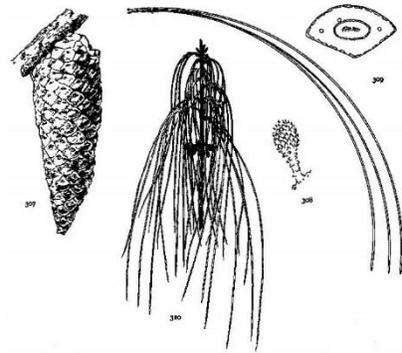


Figura 14. Algunas características botánicas de *Pinus patula*. Tomada de Russell-Shaw (1958).

delgadas y flexibles con color verde amarillento a verde oscuro. Los estróbilos masculinos miden de 15-20 mm de longitud y son de color café amarillento a rojizos, mientras que los femeninos miden de 7-10 cm de longitud, de forma ovada ligeramente asimétrica y son de color café amarillento brillante a café. Los frutos miden de 4-6 mm de longitud.

Sus requerimientos ambientales de clima son de 12-18 °C de temperatura media anual y de 1000-1500 mm de precipitación. En relación a la altitud, se encuentra en ambiente natural de los 1800-2800 msnm, aunque se puede presentar desde los 1400-3300 msnm (Eckenwalder, 2009). Se distribuye en los estados de Chiapas, Ciudad de México, Estado de México, Hidalgo, Morelos, Oaxaca, Puebla, Querétaro, Tamaulipas, Tlaxcala y Veracruz (Farjon y Filer, 2013).

5.4.14. *Pinus pringlei* Shaw

Sinónimos: sin sinonimia.

Su nombre común en México es pino rojo. Es un árbol de 25 m de altura, con tronco de 0.9-1 m de diámetro y corteza de color café rojiza a café grisácea. Las ramas son robustas y rígidas, de color café rojizo, con acículas en grupos de tres y con longitud de 18-25 cm gruesas, rígidas, de color verde brillante. Los estróbilos masculinos miden 15-25 mm de longitud y de color café amarillento, mientras que los femeninos miden de 5-8 cm de longitud, son ligeramente asimétricos con forma ovada y de color café amarillento brillante. Los frutos miden de 4-6 mm de largo.

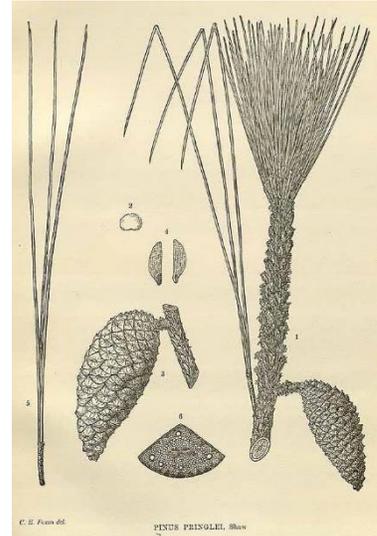


Figura 15. Algunas características botánicas de *Pinus pringlei*. Tomada de Sargent (1855).

Sus requerimientos ambientales de clima van de -4-40 °C de temperatura y de 600-1700 mm de precipitación. En cuanto a la altitud, se encuentra entre los 1750-2600 msnm, pero puede presentarse desde los 1500-2800 msnm (Eckenwalder, 2009). Se distribuye en el Estado de México, Guerrero, Michoacán, Morelos y Oaxaca (Farjon y Filer, 2013).

5.4.15. *Pinus pseudostrobus* Lindl. var. *pseudostrobus*

Sinónimos: *P. oaxacana* Mirov var. *diversiformis* Debreczy & Rácz, *P. pseudostrobus* Lindl. var. *apulcensis* (lindl.) Shaw, *P. pseudostrobus* Lindl. var. *estevesii* Martínez.

Su nombre común en literatura de habla inglesa es falso pino blanco (*false white pine*). Es un árbol de 40-50 m de altura, con un tronco de 1-1.5 m de diámetro y corteza color café

rojiza a café grisácea, lisa y rugosa en diferentes sitios. Las ramas son gruesas de color café rojizas, con acículas en grupos de cinco y de 20-30 cm de longitud, delgadas, flexibles y caídas, de color verde amarillento oscuro a verde brillante. Los estróbilos masculinos están densamente agrupados, miden 2-3 cm de longitud y son de color café rojizo claro, mientras que los femeninos miden de 10-15 cm de longitud, tienen forma ovada o cilíndrica ligeramente curvada, y son de color café amarillento a café rojizo al madurar. Los frutos miden de 5-7 mm de longitud.



Figura 16. Algunas características botánicas de *Pinus pseudostrobus*. CATIE (2000).

Sus requerimientos ambientales de clima van de -9-40 °C de temperatura y de 500-2000 mm de precipitación. En cuanto a la altitud, se encuentra entre los 1800-2800 msnm, pero puede hallarse desde los 800-3250 msnm (Eckenwalder, 2009). Se distribuye en los estados de Chiapas, Ciudad de México, Coahuila, Durango, Estado de México, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Sinaloa, Tlaxcala y Veracruz (Frjon y Filer, 2013).

5.4.16. *Pinus teocote* Schiede ex Schltdl. & Cham.

Sinónimos: *P. besseriana* Roetzl, *P. patula* var. *stricta* Benth. ex Endl., *P. mulleriana* Roetzl, *P. microcarpa* Roetzl, *P. hugelii* Roetzl ex Carrière.

Su nombre más común en México es ocote. Es un árbol cuya altura oscila entre los 20-25 m, con un tronco que mide 0.7-0.8 m de diámetro y corteza gruesa, de color café grisácea

oscura y con fisuras ásperas profundas. Las ramas son color café rojizo y son cerosas, con acículas en grupos de tres, de 10-5 cm de longitud y color verde claro brillante. Los estróbilos masculinos miden de 1-2 cm de longitud y de color café amarillento, mientras que los femeninos miden de 4-6 cm de longitud, tienen forma ovoide a cónica y son de color café claro. Los frutos miden de 3-5 mm de longitud.

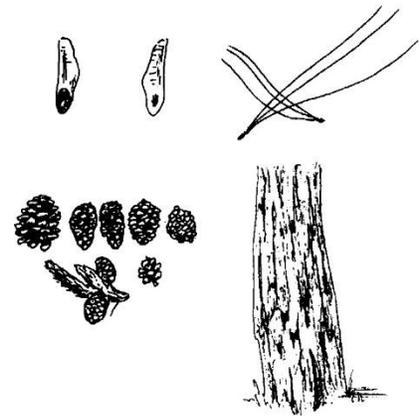


Figura 17. Algunas características botánicas de *Pinus teocote*. CATIE (2001).

Sus requerimientos ambientales de clima van de -14-38

°C en cuanto a temperatura y de 600-1500 mm de precipitación. En relación a la altitud, se encuentra de los 1000-3000 msnm, pero puede hallarse hasta los 3300 msnm (Eckenwalder, 2009). Se distribuye en los estados de Aguascalientes, Chiapas, Chihuahua, Ciudad de México, Coahuila, Durango, Estado de México, Guanajuato, Guerrero, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Nayarit, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sinaloa, Tamaulipas, Veracruz y Zacatecas (Farjon y Filer, 2013).

5.4.17. *Quercus affinis* Scheidw.

Sinónimos: *Q. commutata* Liebm., *Q. lancifolia* Benth., *Q. nitens* Mart. & Gal., *Q. nitens* var. *subintegra* A. DC.

Su nombre más común en México es encino manzanillo. Es un árbol de 6-0 m de altura con corteza lisa en estado joven y al madurar se vuelve escamosa y gris oscura. Sus yemas son de color castaño oscuro. Las hojas maduras tienen textura semicoriácea, son elípticas

o elíptico-lanceoladas y miden 3-11 cm de longitud y 1-3 de ancho, el ápice es agudo, acuminado y aristado, mientras que el margen es plano, cartilaginoso, entero o dentado serrado. El haz es de color verde o verde-grisáceo, glabro y el envés del mismo color. Las flores masculinas son 7 agrupadas en amentos y mide 13-19 cm. Las inflorescencias femeninas miden 2-8 mm de longitud. Los frutos son anuales o bianuales, solitarios o en pares, de 8-13 cm de largo (Romero-Rangel *et al*, 2015).

Sus requerimientos ambientales de la altitud son entre los

1200-2600 msnm en los estados de Guanajuato, Hidalgo, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Tamaulipas y Veracruz (Zavala, 1995; Valencia, 2004).



Figura 18. Herborizado con algunas características botánicas de *Quercus affinis*. Tomada de De la Paz Pérez-Olvera (2006).

5.4.18. *Quercus candicans* Neé

Sinónimos: *Q. acuminata* acuminata Martens & Galeotti, *Q. alamo* Benth., *Q. calophylla* Schldl. & Cham., *Q. candicans* f. *michoacana* Trel. *Q. chimaltenangana* f. *gemma* C.H. Muller. *Q. flavida* Liebm. *Q. intermedia* Martens & Galeotti, *Q. umbrosa* Endl.

Su nombre común es encino aguacatillo. Es un árbol de 6-25 m de corteza café grisácea. Sus yemas son ovoides de 3-5 mm de longitud de color castaño. Las hojas tienen textura



Figura 19. Herborizado con algunas características botánicas de *Quercus candicans*. Tomada de Hahn

semicoriácea en la madurez, son ovadas y a veces elípticas, de 10-17 cm de largo. El ápice de la hoja es agudo u obtuso, el margen es revoluto cartilaginoso y dentado-serrado, y tiene de 7-15 nervaduras secundarias en cada lado. Las flores son estaminadas, en amentos de 5-6 cm de longitud. Los frutos son anuales o bianuales, solitarios o en pares, ovoides de 13-21 mm de largo por 11-17 mm de diámetro (Romero-Rangel *et al*, 2015).

Sus requerimientos ambientales altitudinales van de los 1200-2700 msnm y se distribuye en los estados de Chiapas, Chihuahua, Ciudad de México, Col., Durango, Estado de México, Guerrero, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Puebla, San Luis Potosí, Sinaloa, Sonora, Tlaxcala y Veracruz (Valencia, 2004; Arizaga *et al.*, 2009).

5.4.19. *Quercus crassifolia* Humb. & Bonpl.

Sinónimos: *Q. brachystachys* Benth., *Q. chicamolensis* Trel., *Q. errans* Trel., *Q. crassifolia* var. *errans* Trel., *Q. felipensis* Trel., *Q. mollis* Mart. & Gal., *Q. moreliana* Trel., *Q. miguelitensis* Trel., *Q. orbiculata* Trel., *Q. spinulosa* Mart. & Gal., *Q. splendens* var. *pallidior* A.DC, *Q. stipularis* Humb. & Bonpl.

Su nombre común es encino chicharrón. Es un árbol de 10-15 m de altura con tronco de 1 m de diámetro y corteza color café grisáceo oscura, fisurada en placas cuadradas. Sus yemas son ovoides de 3-7 mm de largo y color castaño rojizo.

Las hojas tienen textura coriácea, ligeramente rugosas, oblongo obovadas o elípticas, de



Figura 20. Herborizado con algunas características botánicas de *Quercus crassifolia*. Tomada de Vásquez (1989).

4.15 cm de largo por 2-10 de ancho y margen engrosado, revoluto y dentado. El haz es de color verde amarillento lustroso con abundantes tricomas en la nervadura primaria, el envés es amarillento, anaranjado o café. Las flores son estaminadas, en amentos de 10 cm de longitud. Los frutos son anuales o bianuales, solitarios o en pares, sésiles y de 10-17 mm de largo por 8-11 mm de diámetro (Romero-Rangel *et al.*, 2015).

Sus requerimientos altitudinales van de los 1300-2900 msnm y se distribuye en los estados de Chiapas, Chihuahua, Ciudad de México, Durango, Estado de México, Guerrero, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Tlaxcala, Veracruz y Zacatecas (Zavala, 1995; Valencia, 2004; Arizaga *et al.*, 2009).

5.4.20. *Quercus crassipes* Humb. & Bonpl.

Sinónimos: *Q. castanea* var. *glabrata* (Liebm. ex Seem.) Trel., *Q. colimae* f. *zauzillo* Trel., *Q. colimae* Trel., *Q. confertifolia* Humb. et Bonpl., *Q. crassipes* var. *angustifolia* Humb. et Bonpl., *Q. cuajimalpana* Trel., *Q. imbricariaefolia* Trel., *Q. malifolia* Trel.; *Q. mexicana* Benth., *Q. mexicana* f. *confertifolia* (Bonpl.) Trel., *Q. mexicana* sensu Trel., *Q. mexicana* var. *glabrata* Liebm. ex Seem., *Q. mexicana* f. *angustifolia* (Bonpl.) Trel.; *Q. obovalifolia* Trel.

Su nombre común es encino capulincillo. Es un árbol de 3-20 m de altura con tronco de 0.4-1 m de diámetro y corteza gris



Figura 21. Herborizado con algunas características botánicas de *Quercus crassipes*. Tomada de Hahn (2012).

oscura, fisurada y escamosa. Las hojas tienen textura semicoriácea, agostamente elípticas y lanceoladas, de 13-9 cm de largo por 1-3.2 cm de ancho y ápice agudo, aristado, de margen engrosado, revuelto y entero. El haz es verde o grsáceo, poco lustroso, glabro o con indumento disperso, mientras que el envés es de amarillento a grisáceo. Las flores son estaminadas, en amentos de 2.5-4.5 cm de longitud. Los frutos son bianuales, solitarios o en pares, de 11-22 mm de largopor 9-14 mm de diámetro (Romero-Rangel *et al.*, 2015).

Sus requerimientos de altitud son de 1100-2800 msnm y se distribuye en la Ciudad de México, Colima, Estado de México, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Oaxaca, Puebla, Querétaro y Tlaxcala (Zavala, 1995; Valencia, 2004; Arizaga *et al.*, 2009)

5.4.21. *Quercus laurina* Humb. & Bonpl.

Sinónimos: *Q. barbinervis* Benth., *Q. bourgaei* Trel., *Q. bourgaei* var. *ilicifolia* Trel., *Q. caeruleocarpa* Trel., *Q. castanea* var. *tridens* A.DC., *Q. chrysophylla* Humb. et Bonpl., *Q. lanceolata* Humb. et Bonpl., *Q. laurina* var. *barbinervis* (Benth.)Wenz., *Q. laurina* var. *major* (A.DC.) Wenz., *Q. major* (A.DC) Trel., *Q. malinaltepecana* Trel., *Q. nitens* var. *major* A.DC., *Q. orizabae* Liebm., *Q. roseovenulosa* Trel., *Q. salicifolia* var. *tlapuxahuensis* (A.DC.) Wenz., *Q. tlapuxahuensis* A.DC., *Q. tlapuxahuensis* var. *obconica* Trel., *Q. treleasana* A.Camus, *Q. tridens* Humb. et Bonpl.



Figura 22. Herborizado con algunas características botánicas de *Quercus laurina*. Tomada de González-Medrano (1974).

Su nombre común es encino blanco. Es un árbol de 10-30 m de altura con tronco de .15-1 m de diámetro y corteza escamosa con color castaño a grisáceo oscuro. Las hojas tienen textura semicoriácea, lanceoladas o elíptico-oblanceoladas, de 4.2-9.5 cm de longitud por 1.3-4 cm de ancho, con ápice agudo o acuminado y margen plano o revoluto, a veces ondulado, entero o dentado. El haz es verde lustroso, con indumento de tricomas en la base de la nervadura central, mientras que el envés es verde amarillento, lustroso. Las flores son estaminadas, en amentos pubescentes de 4 cm de longitud. Los frutos son anuales o bianuales, solitarios, en pares o grupos de tres, sésiles con longitud de 12-16 mm y diámetro de 7-10 mm (Romero-Rangel *et al.*, 2015).

Sus requerimientos de altitud van de los 1600-3000 msnm y se distribuye en la Ciudad de México, Colima, Estado de México, Guerrero, Guanajuato, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nayarit, Oaxaca, Puebla, Querétaro, Sinaloa, Tlaxcala y Veracruz (Zavala, 1995; Valencia, 2004; Arizaga *et al.*, 2009).

5.4.22. *Quercus leiophylla* A. DC.

Sinónimos: *Q. excelsa* Liebm., *Q. lancifolia* var. *monocarpa* Wenz., *Q. leiophylla* f. *subintegra* Trel., *Q. toxicodendrifolia* Trel.

No existen nombre comunes en apariencia. Es un árbol que alcanza los 30 m de altura con un tronco mayor a 1 m de diámetro y corteza gris pálida. Las hojas son deciduas y de

textura semicoriácea, de elípticas a lanceoladas de 5-18 cm de longitud por 3-7 cm de anchura, el ápice es acuminado y el margen redondeado. El haz de las hojas en verde y glabro cuando son maduras.

Sus requerimientos de altitud van de los 1950-3000 m y se distribuye en los estados de Hidalgo, Oaxaca, Puebla y Veracruz (Valencia, 2004).

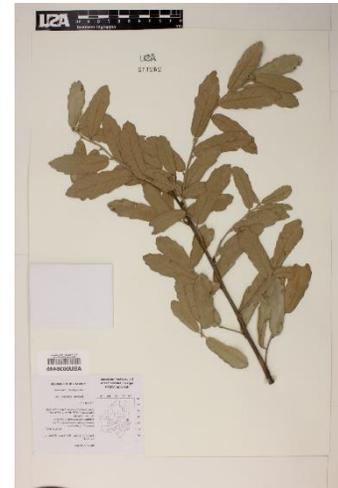


Figura 23. Herborizado con algunas características botánicas de *Quercus leiophylla*. Tomada de Encina (1999).

5.4.23. *Quercus mexicana* Humb. & Bonpl.

Sinónimos: *Q. castanea* var. *integra* Oerst., *Q. castanea* var.

mexicana (Bonpl.) A.DC., *Q. malifolia* Trel. *Q. mexicana* f. *lanulosa* Trel., *Q. mexicana* f. *perfertilis* Trel., *Q. pablillensis* C.H.Müll., *Q. rugulosa* M.Martens et Galeotti.

Su nombre común es encino tezahuatl. Es un árbol usualmente pequeño de 3-15 m de altura y corteza oscura a gris clara, escamosa. Las hojas miden 3-10 cm de longitud por 1-4 de ancho, el ápice es acuminado a redondeado, el margen es grueso y ligeramente revuelto. El haz es de color verde oscuro, lustroso. Las flores se encuentran en amentos de 3-4.5 cm de longitud, con numerosas flores. Los frutos miden de 1-1.5 cm de longitud.



Figura 24. Herborizado con algunas características botánicas de *Quercus mexicana*. Tomada de Hahn (2012).

Sus requerimientos altitudinales van de los 2230-3050 msnm y se distribuye en la Ciudad de México, Coahuila,

Estado de México, Hidalgo, Nuevo León, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Tamaulipas, Tlaxcala y Veracruz (Valencia, 2004).

5.4.24. *Quercus rugosa* Neé

Sinónimos: *Q. ariaefolia* Trel., *Q. conglomerata* Trel., *Q. decipiens* M.Martens et Galeotti, *Q. diversicolor* Trel., *Q. diversicolor* var. *mearnsii* Trel., *Q. diversicolor* var. *socorronis* Trel., *Q. durangensis* Trel., *Q. durangensis* Trel., *Q. innuncupata* Trel., *Q. macrophylla* var. *rugosa* (Née) Wenz., *Q. purpusii* Trel., *Q. reticulata* f. *applanata* (Trel.) A.Camus, *Q. reticulata* f. *cóncava* (Trel.) A.Camus, *Q. reticulata* f. *crenata* (Trel.) A.Camus, *Q. reticulata* f. *dugesii* Trel., *Q. reticulata* f. *longa* Trel., *Q. reticulata* f. *pungens* C.H.Müll., *Q. reticulata* Humb. et Bonpl., *Q. reticulata* subsp. *rhodophlebia* (Trel.)

A.Camus, *Q. reticulata* var. *conglomerata* (Trel.) A.Camus, *Q. reticulata* var. *squarrosa* Trel., *Q. reticulata* var. *typica* A.Camus, *Q. rhodophlebia* f. *applanata* Trel., *Q. rhodophlebia* f. *typica* A.Camus, *Q. rhodophlebia* Trel., *Q. rodophlebia* f. *cóncava* Trel., *Q. rodophlebia* f. *crenata* Trel., *Q. suchiensis* E.F.Warb., *Q. uhdeana* Trel., *Q. vellifera* Trel., *Q. vellifera* Trel.

Su nombre común es encino avellano. Es un árbol de 15-35 m de altura y tronco de 1 m de diámetro con corteza café oscura escamosa. Las hojas son de textura coriácea, rugosas, miden entre 6-15 cm de longitud y 4-12 cm de ancho, el ápice es obtuso y a veces agudo



Figura 25. Herborizado con algunas características botánicas de *Quercus rugosa*. Tomada de Landrum (1998).

con un margen crenado a dentado-serrado. El haz es verde grisáceo, ligeramente lustroso, glabro o con pocos tricomas, mientras que el envés es amarillento a castaño. Las flores masculinas se encuentran en amentos de 1.5-3 cm de longitud o más, con 20-26 flores, mientras que las femeninas están en amentos de 12-13 mm de longitud y son numerosas. Los frutos son anuales y solitarios o agrupados de 2-5, ovoides o angostamente elípticos y miden de 13-28 mm de largo por 8-11 mm de diámetro (Romero-Rangel *et al.*, 2015).

Sus requerimientos de altitud van de los 1800-3000 msnm y se distribuye en los estados de Aguascalientes, Baja California Sur, Chiapas, Chihuahua, Ciudad de México, Coahuila, Colima, Guanajuato, Guerrero, Durango, Hidalgo, Jalisco, Michoacán, Morelos, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Querétaro, San Luis Potosí, Sonora, Veracruz y Zacatecas (Little, 1976; Zavala, 1995; Valencia, 2004; Arizaga *et al.*, 2009).

VI. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Área de estudio

México es un país que se encuentra en el continente americano, que colinda al norte con Estados Unidos de América, al sur con Belice y Guatemala, al este con el océano Atlántico y al oeste con el océano Pacífico. Sus coordenadas extremas son las siguientes.

- Norte: 32° 43' 06'' N
- Sur: 14° 32' 27'' N
- Este: 86° 42' 36'' W
- Oeste: 118° 27' 24'' W

El territorio mexicano tiene una superficie de 196437500 ha, y se encuentra dentro de los 20 países más extensos del mundo.

En cuanto a los componentes del medio biofísico, México se encuentra entre dos regiones biogeográficas importantes: la Neártica y la Neotropical.

La región Neártica incluye las áreas áridas subtropicales del norte del país, en las provincias biogeográficas de California, Baja California, Sonora, el Altiplano Mexicano y Tamaulipas. Los eventos de vicarianza se relacionan con la formación de la Sierra Madre Occidental (que a su vez aisló a los desiertos del norte) y la expansión del Mar de Cortés (que aisló a la Península de Baja California). La zona de transición incluye las zonas montañosas del centro del país, en las provincias biogeográficas de la Sierra Madre Oriental, la Sierra Madre Occidental, el Eje Volcánico Transmexicano, la Cuenca del Balsas y la Sierra Madre del Sur.

En el caso de la región Neotropical, se incluyen las áreas tropicales húmedas y subhúmedas del sur de México, en las provincias de la Costa Pacífica Mexicana, Golfo de México, Chiapas y la Península de Yucatán (Morrone, 2005).

Dichos componentes biogeográficos permiten la diversidad de climas existentes en México. La amplitud altitudinal, la ubicación en ambos lados del trópico de Cáncer y la influencia de los océanos por la forma del continente, pueden ser los factores más determinantes del clima en México. Uno de los atributos más constantes que definen los tipos de clima en México, es quizá la ocurrencia tan marcada de las estaciones hídricas, más que las térmicas (Rzedowski, 2006). De acuerdo con E. García (2004), en México se presentan cuatro de los cinco tipos de clima del mundo, los A (tropicales lluviosos), los B (secos), los C (templados lluviosos) y los E (fríos) en áreas muy reducidas.

Estos componentes del medio biofísico son posiblemente los que determinan mayormente los 10 tipos de vegetación que se desarrollan en México (Rzedowski, 2006), mencionados anteriormente. Es necesario mencionar que en el interés particular en los bosques templados descritos por el autor se basa en la presencia de las especies estudiadas en el presente trabajo. Por esta razón, nos referiremos a las provincias propuestas por Morrone (2005) con algunas modificaciones y únicamente las que consideran los sistemas montañosos donde se distribuyen los ecosistemas templados en México (Figura 26).



Figura 26. Provincias fisiográficas de México donde se encuentran los ecosistemas templados.

6.2. Insumos para modelado con Maxent

6.2.1. Localidades de presencia

Las localidades de presencia en coordenadas geográficas de las 24 especies forestales fueron obtenidas del *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF, 2015) y del Inventario Nacional Forestal y de Suelos 2004-2009 (CONAFOR, 2012), de las que sumaron un total de 11726. La primera fuente reúne información de reportes científicos, de colecciones científicas de instituciones y herbarios en todo el mundo. La segunda fuente, el inventario forestal, cuenta con datos del arbolado con diámetro normal mayor a 7.5 cm en localidades de 1 ha dentro de una malla de 5 x 5 km en México.

La información de las localidades se sometió a un proceso de depuración que consideró solo las presencias de las especies en los polígonos relacionados con vegetación natural de coníferas y latifoliadas, con base en la carta de Uso de Suelo y Vegetación de la Serie IV (INEGI, 2010). Posteriormente, se utilizó información bibliográfica de cada especie acorde a la entidad y la altitud donde se distribuyen actualmente, mediante su delimitación con el Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0 (CEM) (INEGI, 2013) con resolución de 30 m y la carta División Política Estatal escala 1:250000 (CONABIO, 2012). Fueron eliminados registros duplicados con la finalidad de evitar la ponderación de tales localidades.

Como resultado final del proceso se obtuvieron 8209 localidades de presencia de las especies forestales en condiciones naturales.

6.2.2. Coberturas ambientales

Las coberturas ambientales se eligieron con base en la concepción del nicho Grinnelliano por su carácter scenopoético (Hutchinson, 1978), de poca interacción entre ellas o con cambios notorios en periodos de tiempo largos. Las variables fueron climáticas, topográficas y edáficas.

En el caso de la información de clima, se emplearon los 19 predictores bioclimáticos (Cuadro 2) propuestos por Hijmans (2006).

Cuadro 2. Parámetros bioclimáticos.

Variable	Descripción
bio1	Temperatura media anual (°C)
bio2	Rango de la temperatura media diaria
bio3	Isotermalidad
bio4	Estacionalidad de la temperatura
bio5	Temperatura máxima del mes más cálido (°C)
bio6	Temperatura mínima del mes más frío
bio7	Rango de la temperatura anual (°C)
bio8	Temperatura promedio del trimestre más lluvioso (°C)
bio9	Temperatura promedio del trimestre más seco (°C)
bio10	Temperatura promedio del trimestre más cálido (°C)
bio11	Temperatura promedio del trimestre más frío (°C)
bio12	Precipitación anual (mm)
bio13	Precipitación del mes más lluvioso (mm)
bio14	Precipitación del mes más seco (mm)
bio15	Estacionalidad de la precipitación
bio16	Precipitación del trimestre más lluvioso (mm)
bio17	Precipitación del trimestre más seco (mm)
bio18	Precipitación del trimestre más cálido (mm)
bio19	Precipitación del trimestre más frío (mm)

Los parámetros bioclimáticos se obtuvieron del Atlas Climático Digital de México (ACDM) (Fernández-Eguiarte *et al.*, 2010), debido a que cuenta con información específica para México y partes de Norteamérica. Dichos parámetros fueron generados con datos del Servicio Meteorológico Nacional del año 1902-2011 y tienen una resolución espacial de 1 km² (aprox.) por celda.

La información topográfica se obtuvo del CEM (INEGI, 2013) y las variables fueron: altitud (msnm), pendiente (°) y exposición. Las últimas dos variables se construyeron con la cobertura de altitud en el módulo *Spatial Analyst* de ArcGIS 10.1®.

En cuanto a la información edafológica, fue extraída del Conjunto de datos vectoriales edafológico escala 1:250000, Serie II (INEGI, 2014), con referencia para México y en las variables: tipo de suelo y textura del suelo.

La totalidad de la información ambiental fue procesada en coberturas digitales en formato ASCII para la ejecución de Maxent, con resolución de 1 km² por celda y en el *datum* WGS 1984.

6.3. Distribución potencial actual

El modelado de la distribución potencial se ejecutó con el algoritmo de máxima entropía (Maxent, v. 3.3.3e.) (Phillips *et al.*, 2006). Este algoritmo trata de encontrar la relación entre las localidades de presencia georreferenciadas y las variables ambientales del espacio geográfico en estudio, cuyo resultado es generado en términos de la probabilidad de presencia de la especie mediante el principio de máxima entropía.

La razón principal de la utilización de Maxent en este trabajo es que se trata de uno de los algoritmos que proyecta distribuciones más precisas en relación a otros métodos (Elith *et al.*, 2006), sin que implique considerablemente el número de localidades disponibles para las especies (Wisz *et al.*, 2008).

Una vez reunidas las localidades de presencia de las especies y las coberturas ambientales, se dividieron aleatoriamente las localidades de presencia para cada especie en dos conjuntos (Fielding y Bell, 1997), uno para la ejecución de Maxent que consideró el 70% y el otro para la validación de las proyecciones con el restante 30%. La ejecución de

Maxent se completó con la incorporación de las coberturas de los parámetros bioclimáticos actuales, las topográficas y las edáficas (Cuadro 3).

Cuadro 3. Coberturas utilizadas para la distribución potencial actual de cada especie forestal.

Variable	Tipo
bio1-19	bioclimáticas*
altitud, pendiente y exposición	topográficas**
tipo de suelo y textura del suelo	edáficas***

*ACDM (con base en Worldclim) **CEM 3.0 ***Datos vectoriales edafológicos, Serie II

Como resultado, el archivo del mapa de salida de Maxent fue transformado y la superficie se reclasificó en una categoría de aptitud de modo que sólo se consideró el área potencial con probabilidad mayor a 0.5 ($P > 0.5 \rightarrow$ Área con aptitud para la especie).

Los mapas de aptitud resultantes fueron sobrepuestos con el área con superficie forestal (bosques) de la carta de Uso de Suelo y Vegetación Serie IV (INEGI, 2010) para cotejar el área de aptitud proyectada por Maxent con el área de bosque conocida actualmente.

6.4. Validación de la superficie potencial

Los mapas de distribución actual se sometieron a un proceso de validación basado en la técnica de la construcción de la curva ROC (*Received Operating Characteristic*) (Hanley y McNeil, 1982), aplicada y modificada para modelos de nicho ecológico (Peterson *et al.*, 2008). El área bajo la curva indica que si el valor es más alto de 0.5 la distribución potencial es distinta a una distribución azarosa, es decir, los datos de entrada (localidades y coberturas) presentan una relación definida. Por lo tanto, el proceso de validación sirvió

también para indicar si la información que alimentó al algoritmo Maxent fue la suficiente para mostrar la significancia de las localidades y las coberturas en el modelado.

Para la validación se empleó el *software* Partial-ROC v. 1.0 (Barve, 2008). Este programa se alimenta de los datos de las localidades de presencia de las especies no usadas en Maxent (30%) y del área de aptitud para cada categoría, derivado de una reclasificación de la salida de Maxent ($P=0.05$, para cada categoría). Lo anterior se emplea para determinar los verdaderos positivos y el área de aptitud por categoría sustituye a los falsos negativos. Se programaron 50 puntos en el *bootstrapping* para determinar los falsos positivos y los “verdaderos negativos” en 200 repeticiones del proceso.

El valor del área bajo la curva resultante para la distribución de cada especie fue promediado, se le calculó la desviación estándar, el valor mínimo y el valor máximo de las 200 repeticiones para dar argumento estadístico a la propia validación.

VII. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1. Localidades de presencia

Las localidades de presencia totales de las 24 especies forestales fueron 8209 (Cuadro 4), cuya descripción precisa de las fuentes y sobre su utilización en este trabajo se encuentra en el Anexo 1.

Cuadro 4. Localidades de presencia por especie

Especie	Localidades de presencia
<i>A. religiosa</i>	166
<i>Alnus acuminata arguta</i>	177
<i>A. jorullensis jorullensis</i>	190
<i>Arbutus xalapensis</i>	1873
<i>Callitropsis lusitanica</i>	118
<i>Pinus ayacahuite ayacahuite</i>	88
<i>P. devoniana</i>	292
<i>P. greggii greggii</i>	81
<i>P. hartwegii</i>	190
<i>P. herrerae</i>	429
<i>P. leiophylla</i>	725
<i>P. montezumae</i>	141
<i>P. patula</i>	143
<i>P. pringlei</i>	108
<i>P. pseudostrabus pseudostrabus</i>	436
<i>P. teocote</i>	764
<i>Quercus affinis</i>	57
<i>Q. candicans</i>	224
<i>Q. crassifolia</i>	496
<i>Q. crassipes</i>	77
<i>Q. laurina</i>	306
<i>Q. leiophylla</i>	15
<i>Q. mexicana</i>	173
<i>Q. rugosa</i>	940
Total	8209

En relación a las localidades obtenidas y las resultantes de la depuración, se tuvo una diferencia de 3520 (aprox. 30% del total inicial) que indica la existencia de errores en la

información base de las presencias de las especies. Los errores fueron principalmente determinaciones inexactas de los especímenes y coordenadas geográficas imprecisas, dos de los errores típicos en la mayoría de las bases de datos de especímenes biológicos (Soberón y Peterson, 2004) que no necesariamente anulan el proceso de modelado. Dichos errores fueron observables en el proceso de depuración, la mayoría de ellos, procedentes del Inventario Nacional Forestal y de Suelos, situación que puede entenderse a razón de que representa la fuente que aporta la mayoría de las presencias en este estudio (80% aprox.). El servidor GBIF y el INFyS representan dos fuentes de información fundamentales para este tipo de estudios en México, al menos en lo que respecta a flora, ya que el GBIF reúne información de múltiples colecciones y herbarios del mundo, mientras que el INFyS es una fuente reciente (2004-2009) de datos de la vegetación existente en el país. En dichas fuentes, con algunas excepciones, la mayoría de las especies de interés están bien representadas en una o en ambas.

Aunque generalmente el número de colectas y el conocimiento de cada especie obedecen al interés humano, las localidades obtenidas para cada especie podrían relacionarse con las características ecológicas de cada una de ellas. *Arbutus xalapensis*, *Pinus teocote* y *Quercus rugosa*, que presentaron el mayor número de registros, son especies que se caracterizan como generalistas (Tirmenstein, 1990; Vázquez-Yanes *et al.*, 1999; Farjon, 2010), ya que se distribuyen en un amplio rango en las variables propias de su nicho, son más adaptables y pueden encontrarse en diversos ambientes. En cambio, *Q. leiophylla* que presenta el menor número de localidades (15), es una especie que se distribuye en un ambiente particularmente restringido y se reconoce como una especie poco estudiada (Nixon, 1998; Valencia y Gual-Díaz, 2014). Además, las diferencias entre la cantidad de

localidades registradas para las 24 especies pueden estar subordinadas no sólo a factores de interés humano o al clima y el ambiente, sino a las interacciones entre especies que se ha demostrado juegan un papel importante en los patrones de distribución de las especies (Suttle *et al.*, 2009).

Las especies forestales de esta investigación se encuentran principalmente en los ecosistemas templados que en México están representados principalmente por coníferas del género *Pinus* y latifoliadas del género *Quercus* (Challenger y Soberón, 2008; SEMARNAT, 2014). Puede observarse que la totalidad de las 24 especies se distribuyen



Figura 27. Localidades de presencia por especie forestal.

en las provincias fisiográficas del territorio mexicano que se caracterizan por ser primordialmente cadenas montañosas (Figura 27).

7.2. Coberturas ambientales

En este trabajo se evitó considerar elementos no propios del hábitat de las especies de estudio, como cuerpos de agua, con la intención no sobreestimar las áreas potenciales. Esto se logró mediante la utilización de la cobertura de tipo de suelo de la Serie II de INEGI (2014) que hace esta exclusión. Además, la inclusión de variables estáticas como las topográficas y especialmente el tipo de suelo, es recomendable como información adicional explicativa para las proyecciones de la distribución potencial (Stanton *et al.*, 2012). Sin embargo, se difiere con estos autores en la recomendación de emplear la cobertura de uso de suelo para el modelado, ya que se cree que podría llevar a proyecciones erróneas y difíciles de interpretar, pues dicha cobertura presenta cambios constantes y no existen propuestas de su proyección a futuro.

No obstante, los resultados obtenidos de la validación del modelado reflejan la posibilidad de que las coberturas de las variables utilizadas en esta investigación, fueron suficientes para dar significancia a las proyecciones, situación que se discutirá más adelante.

7.3. Distribuciones potenciales

Las superficies potenciales actuales (Cuadro 5) se muestran por especie con los datos de la superficie total potencial y la proporción de ésta que se encuentra tanto dentro como fuera de la superficie conocida de bosques en la carta de Uso de Suelo Y Vegetación Serie IV (INEGI, 2010).

Cuadro 5. Superficie potencial actual por especie.

Especie	Superficie potencial total (ha)	Superficie potencial dentro de bosques		Superficie potencial fuera de bosques	
		ha	%	ha	%
<i>A. religiosa</i>	506762.8	385880.5	76.1	120882.4	23.9
<i>Alnus acuminata arguta</i>	1492768.5	1170587.0	78.4	322181.5	21.6
<i>A. jorullensis jorullensis</i>	1161242.2	846090.8	72.9	315151.4	27.1
<i>Arbutus xalapensis</i>	9301340.0	8173447.6	87.9	1127892.4	12.1
<i>Callitropsis lusitanica</i>	3840715.4	2811586.4	73.2	1029128.9	26.8
<i>Pinus ayacahuite ayacahuite</i>	954542.0	765159.6	80.2	189382.4	19.8
<i>P. devoniana</i>	4975037.7	3506960.0	70.5	1468077.6	29.5
<i>P. greggii greggii</i>	490559.5	387852.3	79.1	102707.1	20.9
<i>P. hartwegii</i>	360246.6	292775.4	81.3	67471.2	18.7
<i>P. herrerae</i>	3056780.4	2788695.9	91.2	268084.5	8.8
<i>P. leiophylla</i>	4893935.0	4417178.5	90.3	476756.6	9.7
<i>P. montezumae</i>	1422125.2	1037273.5	72.9	384851.7	27.1
<i>P. patula</i>	1147696.5	780591.4	68.0	367105.1	32.0
<i>P. pringlei</i>	1864417.4	1476908.0	79.2	387509.4	20.8
<i>P. pseudostrobus pseudostrobus</i>	3425600.2	2592369.3	75.7	833230.9	24.3
<i>P. teocote</i>	3364473.2	2958188.4	87.9	406284.7	12.1
<i>Quercus affinis</i>	741754.7	534711.5	72.1	207043.2	27.9
<i>Q. candicans</i>	2830790.4	2110640.2	74.6	720150.2	25.4
<i>Q. crassifolia</i>	4594558.3	3376904.3	73.5	1217654.0	26.5
<i>Q. crassipes</i>	1567784.1	885013.2	56.4	682771.0	43.6
<i>Q. laurina</i>	2565277.9	1902053.9	74.1	663224.0	25.9
<i>Q. leiophylla</i>	3279426.9	2020707.2	61.6	1258719.7	38.4
<i>Q. mexicana</i>	825943.7	653879.2	79.2	172064.5	20.8
<i>Q. rugosa</i>	6599576.5	5648035.2	85.6	951541.3	14.4

Las áreas de DP de las especies forestales van de los cientos de miles de hectáreas hasta poco menos de los 10 millones de estas unidades. La especie que menor área presentó fue *Pinus hartwegii* con 360246.6 ha, un equivalente al 0.18% del territorio nacional, mientras que la especie que mayor DP proyectó fue *Arbutus xalapensis* con 9301340 ha, correspondientes al 4.74% de México. En relación a las dimensiones, el modelado de nicho ecológico con Maxent indica que en el país existen las condiciones ambientales para

que cualquier especie de las estudiadas aquí pueda establecerse con alto potencial en los ecosistemas templados, los cuales ocupan individualmente entre el 0.94 y el 8.53% del territorio nacional (INEGI, 2010).

El área de DP de las especies se sitúa mayormente en las zonas donde se encuentran actualmente bosques templados, con un porcentaje que va del 56.4 al 91.2% por lo que podría obviarse el establecimiento de cada una de las especies con fines particulares. Sin embargo, también se muestran áreas potenciales para las especies fuera de las zonas con presencia de bosque, situación que indica la existencia de posibilidades ambientales de otro orden para aumentar la distribución de los ecosistemas templados. En términos de su extensión, las especies con mayor potencial para ocupar zonas desprovistas de bosque son *Alnus jorullensis jorullensis*, *Quercus affinis*, *Q. crassipes* y *Q. leiophylla* en cuanto a las latifoliadas, así como *Callitropsis lusitanica*, *P. devoniana*, *P. montezumae* y *P. patula* por las coníferas.

Aunque en el modelado de distribución de especies típicamente se observan áreas potenciales mayores a las reales, también existen factores de escala local que no son factibles de medir bajo este método y limitan la dispersión de las especies (Soberón y Peterson, 2005). Algunos de ellos son las barreras geográficas, las interacciones bióticas y en el mayor de los casos, las modificaciones humanas a los ecosistemas forestales tales como la deforestación y la tala inmoderada, que inciden directa e indirectamente disminuyendo la probabilidad de dispersión en las especies arbóreas (Montoya, 2008).

La utilización de la carta de Vegetación (INEGI, 2010) únicamente como elemento comparativo con las DPs, se considera de suma importancia en la interpretación de los mapas (Leal-Nares *et al.*, 2012) y en el presente trabajo proporcionó la evidencia para la

localización de las zonas donde actualmente no existe cubierta forestal que pueden ocuparse por las especies maderables. De acuerdo con los resultados del área potencial, por requerimientos ambientales, técnicamente es posible recuperar las áreas que actualmente se encuentran desprovistas de bosque en el porcentaje calculado para cada especie mediante trabajos de reforestación y/o plantaciones forestales.

Los 24 mapas de la DP son presentados en orden alfabético e individualmente para describir el comportamiento del área de distribución, las similitudes y las diferencias que existen con otros mapas o con la información documentada actualmente. También se enfatiza en algunos aspectos del hábitat y los usos de cada especie que podrían incidir sobre su distribución conocida.

El área de DP del oyamel (*A. religiosa*) (Figura 28) se cuantificó en 506762.8 ha, que corresponde a 0.26% del territorio nacional. Esta área se encuentra en mayor proporción a lo largo del Eje Neovolcánico y en menor al este de la Sierra Madre del Sur en los estados de Oaxaca y Guerrero, por orden de mayor extensión del área potencial. Lo anterior coincide con las parcialmente con las descripciones de Madrigal (1964) y Eckenwalder (2009) a diferencia de que los autores no describen áreas con hábitat idóneo para la especie en la zona norte del estado de Oaxaca, como en este mapa.

Sin embargo, la posibilidad de emplear alternativamente al oyamel para su establecimiento en dicha zona tiene como sustento que el porcentaje de distribución potencial fuera de áreas con presencia actual de bosque que mostró puede no ser

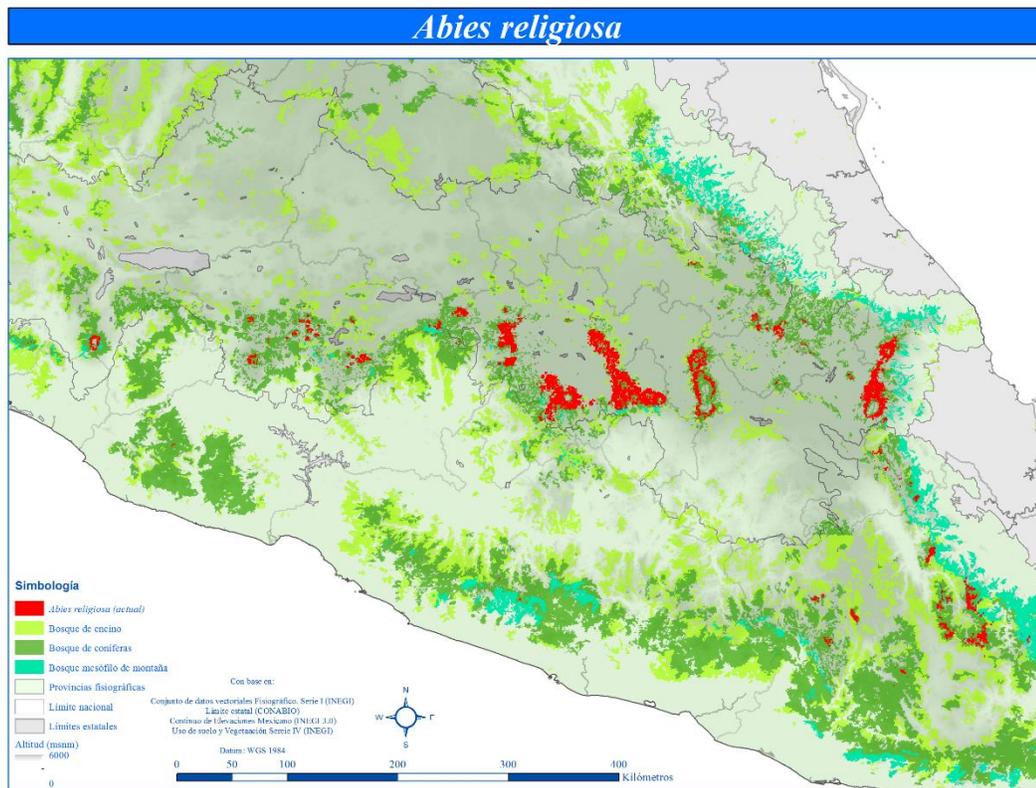


Figura 28. Distribución potencial de *A. religiosa*.

despreciable (23.9%) en relación a las coníferas que presentaron los mayores resultados (26.8-32%). Por si fuera poco, la reforestación con esta especie en las mismas zonas donde se distribuye naturalmente ha generado buenas expectativas en zonas sujetas a conservación (Castellanos-Acuña *et al.*, 2014).

Las áreas potenciales para para esta especie en el estado de Oaxaca en la Sierra Madre del Sur (Figura 28), sugieren que la ausencia documentada de *A. religiosa* en esta zona se debe a la presencia de otras especies del género (*A. guatemalensis* y *A. hickelii*) que ocupan este nicho actualmente (Jaramillo-Correa *et al.*, 2008). La semejanza del nicho entre las especies mencionadas puede explicarse por la sobreposición parcial de sus requerimientos ambientales, pues *A. guatemalensis* y *A. hickelii* se distribuyen en los

2700-3600 y 2500-3000 msnm respectivamente (CATIE, 2000; Farjon, 2013a), mientras que *A. religiosa* se ha encontrado desde los 1200-4100 msnm (Farjon, 2013b). Los eventos de especiación que dieron origen a las especies de *A.* mencionadas son relacionados con la reemergencia del mar del Istmo de Tehuantepec durante el Plioceno, circunstancias que pudieron incidir en las diferencias sutiles en cuanto a sus requerimientos bajos de temperatura (García-Mendoza *et al.*, 2004).

La DP actual de *Alnus acuminata arguta* (Figura 29) se calculó en 1492768.5 ha, equivalentes al 0.76% del territorio mexicano. Se localizó principalmente en la Sierra Madre Occidental, al centro del Eje Neovolcánico Transversal, en la Sierra Madre del Sur en Oaxaca y Guerrero, y en pequeñas proporciones al sur de la Sierra Madre Oriental y en



Figura 29. Distribución potencial de *A. acuminata arguta*.

las Sierras de Chiapas. La DP de esta especie muestra coincidencias parciales con la descripción hecha por Furlow (1979a), ya que además en esta investigación se proyectan nuevas áreas potenciales en la Sierra Madre Oriental, pero también su ausencia en el estado de Sonora.

En el caso de *A. acuminata arguta*, podría hablarse de una reducción del hábitat debido a las condiciones climáticas actuales, ya que como Furlow (1979a) menciona la presencia de esta especie en el estado de Sonora que no se muestran en su DP (Figura 29). Sin embargo, la capacidad de esta especie para reforestación es conocida por su rápido crecimiento (Restrepo-Uribe y Bellefleur, 1996) y la importancia de su establecimiento en etapas tempranas de sucesión florística en los bosques degradados de México (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999) la hacen potencialmente útil en programas de restauración para las áreas donde se distribuye actualmente.

En el caso del aile (*A. jorullensis jorullensis*), la DP (Figura 30) resultó en 1161242.2 ha, 0.16% del territorio nacional menos que *A. acuminata arguta*, y se localizó en el Eje Neovolcánico Transversal en mayor proporción, en la Sierra Madre Occidental y en la Sierra Madre del Sur en el estado de Oaxaca. En relación a la descripción de Furlow (1979b), la DP a nivel regional de *A. jorullensis jorullensis* es muy parecida, y sólo pueden especularse algunas diferencias en el centro de México que coinciden con estudios más recientes (Nieto de Pascual y Zamora-Martínez, 1989).

La semejanza en las distribuciones potenciales de las dos especies de *Alnus* del presente trabajo puede deberse a la similitud de sus requerimientos altitudinales, ya que *A. acuminata arguta* se ha encontrado de los 1500-3200 msnm (Furlow, 1979a), mientras que *A. jorullensis jorullensis* de los 2200-3800 msnm (Furlow, 1979b). No obstante, los

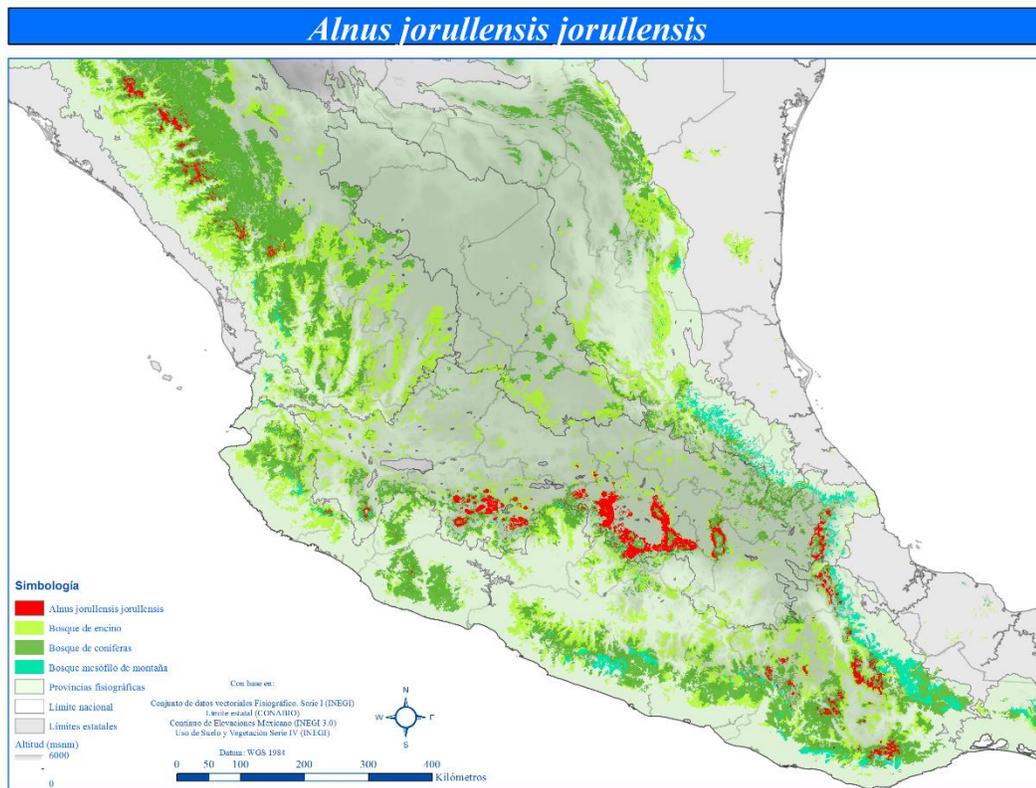


Figura 30. Distribución potencial de *A. jorullensis jorullensis*.

procesos de especiación pudieron ser determinantes en los cambios en el clima del Oligoceno, cuando ocurrió la inclusión del género como componente de los bosques templados (Wolfe, 1972).

Con áreas potenciales más extensas bien diferenciadas en la zona centro del Eje Neovolcánico Transversal (Figura 30) respecto de *A. acuminata arguta*, el aile (*A. jorullensis jorullensis*) podría ser competente en los apoyos de restauración forestal de dicha zona, donde los núcleos urbanos son elementos importantes de considerar en torno al tema (Nieto de Pascual y Zamora-Martínez, 1989).

El madroño (*Arbutus xalapensis*) es la especie que mayor área potencial presentó en este trabajo, con 9301340 ha que corresponden al 4.74% del país. El mapa de la Figura 31

indica que la DP actual *A. xalapensis* se localiza en la Sierra Madre Occidental con la mayor extensión, en la Sierra Madre del Sur, en el Eje Neovolcánico Transversal, en la Sierra Madre Oriental y en el estado de Chiapas. En comparación con la descripción de González-Elizondo y González-Elizondo (1992), la DP de *A. xalapensis* indica coincidencias en la zona norte y centro de México, en la Sierra Madre Occidental, La

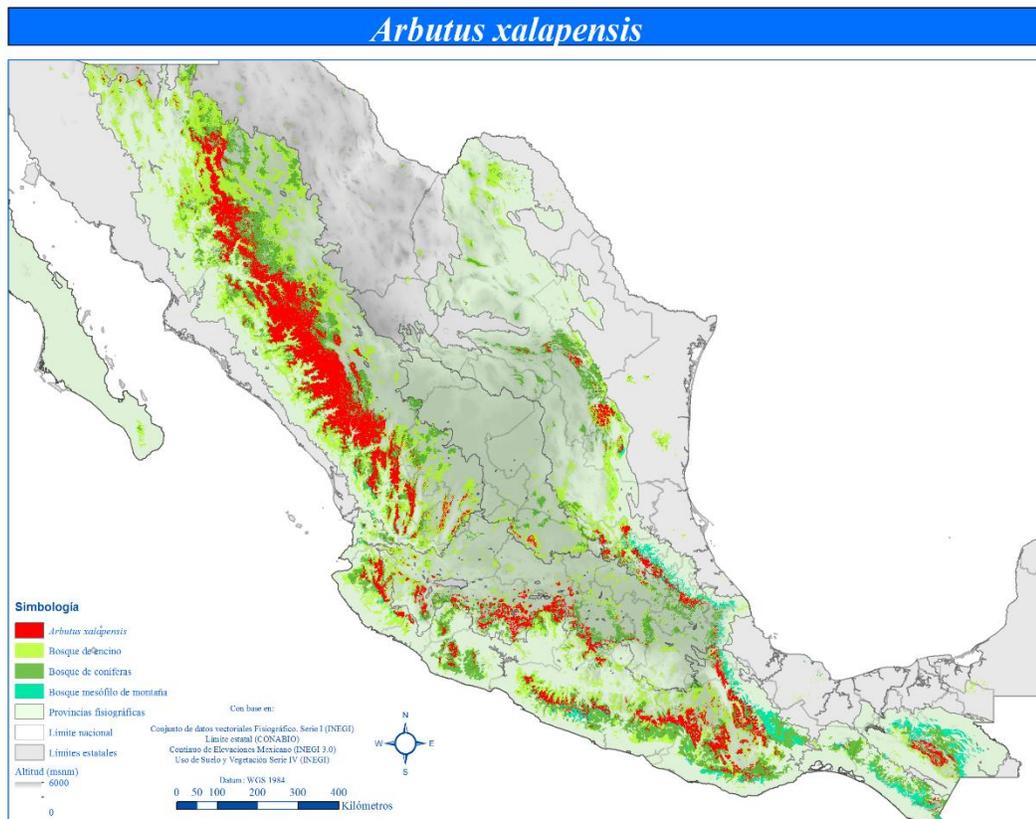


Figura 31. Distribución potencial de *A. xalapensis*.

Sierra Madre Oriental y el Eje Neovolcánico Transversal. Además se observan posibles áreas de DP hacia el sur del territorio nacional, donde hasta ahora no se ha documentado su presencia.

Aunque el madroño no es utilizado comúnmente con fines de reforestación, las extensas áreas potenciales (9301340 ha) que se calcularon aquí ofrecen una expectativa del alto

potencial para su uso en la restauración de suelos e incluso para cercos vivos, como se ha registrado en diversas partes de México (Ramírez-Marcial *et al.*, 2003; Niembro-Rocas *et al.*, 2010).

La DP del cedro blanco (*Callitropsis lusitanica*) (Figura 32) presenta un área de 3840715.4 ha, equivalente al 1.96% del territorio mexicano. Dicha área se localiza en el Eje Neovolcánico Transversal, en la Sierra Madre del Sur, en el estado de Chiapas y en localidades al este de la Sierra Madre Occidental. La distribución conocida (Eckenwalder, 2009) de esta especie concuerda con el mapa de DP actual. Sin embargo, en el presente

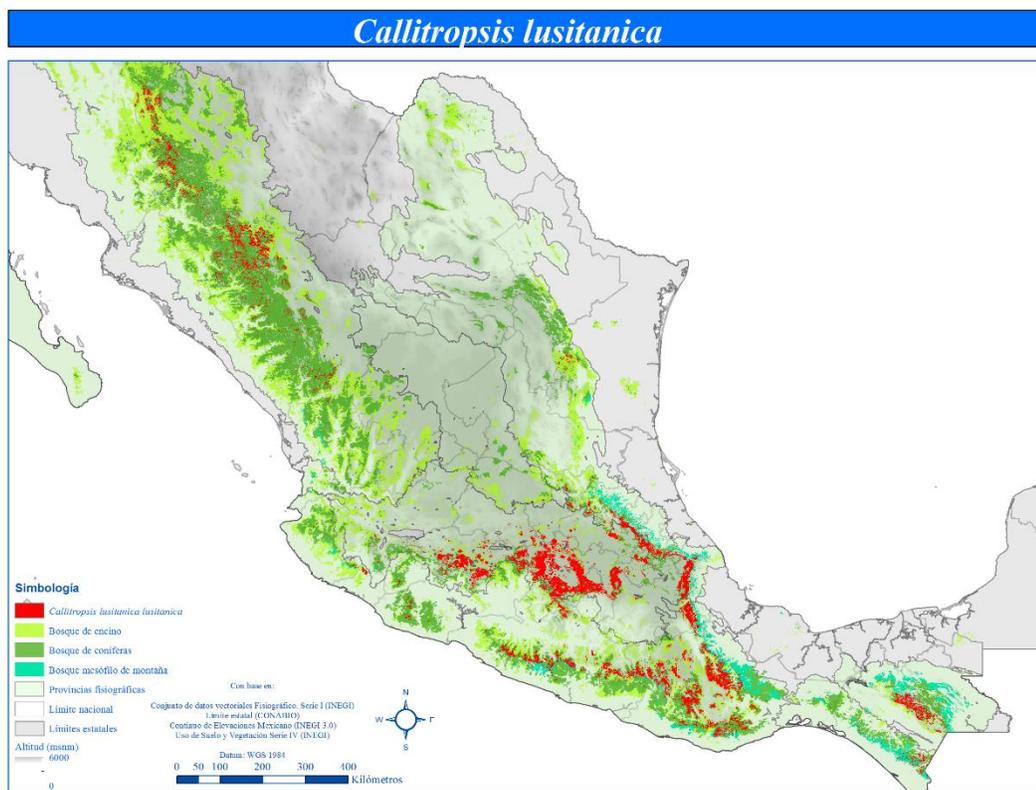


Figura 32. Distribución potencial de *C. lusitanica*.

trabajo se proyectan áreas al norte y al sur de la Sierra Madre Oriental, donde se localiza

con *C. benthamii* (Endl.) D.P. Little, en una situación donde probablemente comparten el nicho las dos variedades (Farjon, 2010).

Las capacidades del cedro blanco para reforestación por su crecimiento en suelos pobres en nutrientes, ya han sido identificadas localmente en diferentes partes del mundo (Farjon, 2005). El mapa de DP (Figura 32) y su extensión como una de las especies que mayor área presentaron en este trabajo (3840715.4 ha), lo perfilan como sumamente útil en programas de reforestación a nivel nacional.

En cuanto a los pinos, la DP de la variedad típica de *Pinus ayacahuite* (Figura 33) se calculó en 954542 ha, tan solo 0.49% de la superficie de México. Se localizó en la Sierra Madre del Sur en los estados de Oaxaca y Guerrero, en el Eje Neovolcánico Transversal

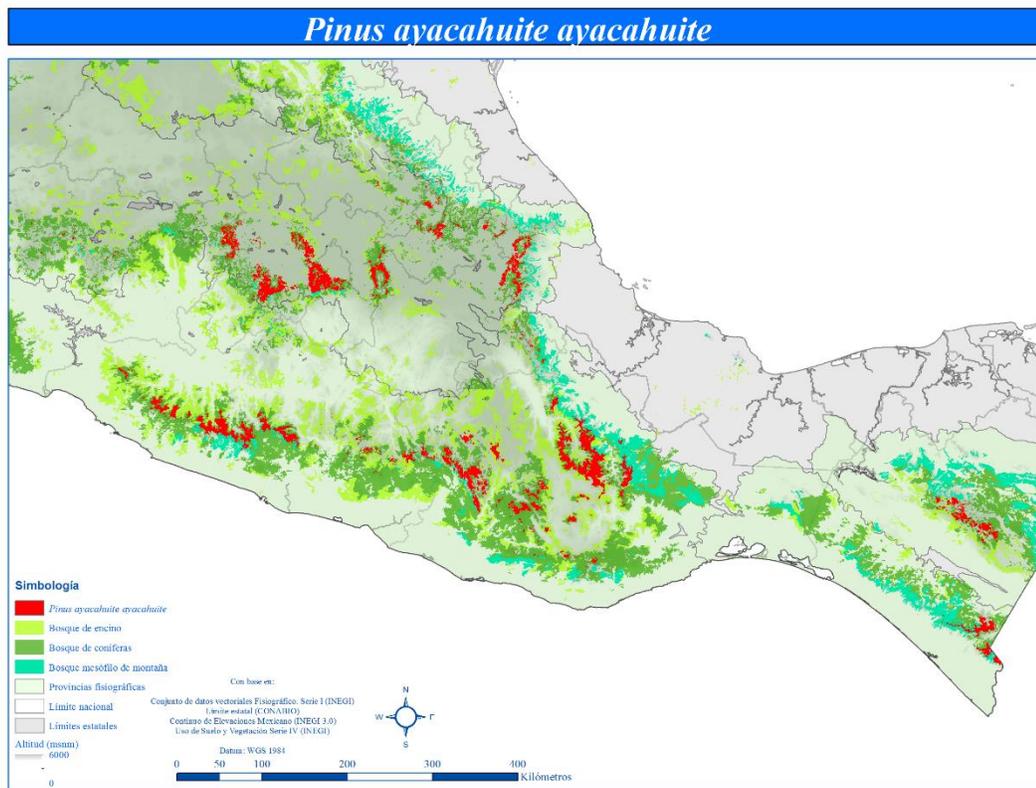


Figura 33. Distribución potencial de *P. ayacahuite ayacahuite*.

mayormente en el centro y este, así como en el estado de Chiapas. Al comparar el mapa con el de Perry (1991) y la descripción de Farjon (2013c), se observaron coincidencias en la mayoría de lo que el autor refiere, con la novedad de la DP del pino ayacahuite proyecta algunas áreas de posible distribución en el estado de Hidalgo y Michoacán.

Aunque esta variedad de pino no se localizó en el estado de Hidalgo y Michoacán, se ha observado que vive en asociación con *P. montezumae*, *P. hartwegii* y *A. jorullensis* en el estado de Puebla (Hernández, 1976). Considerando el mapa de DP (Figura 33) y que las especies con que se asocia también se encuentran en los estados de Hidalgo y Michoacán (Furrow, 1979b; Perry, 1991; Farjon, 2013d), es factible explorar en el establecimiento de asociaciones (o individualmente) de pino ayacahuite con fines de aprovechamiento en las franjas altitudinales de concordancia (2800-3500 msnm) que ocurren en tales entidades.

La DP del pino michoacano (*P. devoniana*) (Figura 34) corresponde a una de las más extensas de este trabajo y fue cuantificada en 4975037.7 ha, que equivalen al 2.53% del territorio nacional. Se localizó en el Eje Neovolcánico Transversal con mayor extensión en los estados del oeste, al sur de la Sierra Madre Occidental, al este de la Sierra Madre del Sur y en el estado de Chiapas. En cuanto a la documentación de Eckenwalder (2009), existen algunas coincidencias con el mapa de DP de esta especie, a diferencia que en el presente trabajo se proyectan áreas potenciales en los estados de Durango, Jalisco y Sinaloa. El mapa de localidades de presencia de Farjon y Filer (2013) es más congruente con el de esta investigación. Sin embargo, la DP actual de *P. devoniana* no presenta áreas potenciales en San Luis Potosí, mientras que los autores mencionados sí.

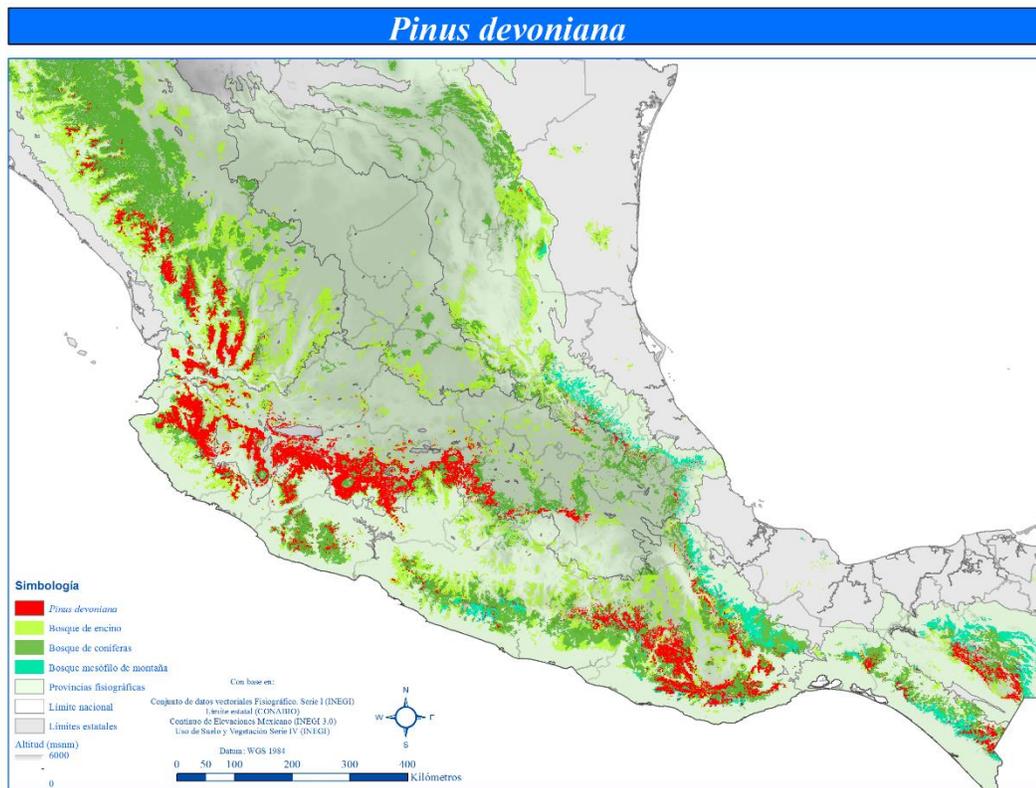


Figura 34. Distribución potencial de *P. devoniana*.

El potencial del pino michoacano para explorar sobre su establecimiento con fines de aprovechamiento, puede ser respaldado por el resultado que indica la mayor extensión de DP entre los pinos de este trabajo (4975037.7 ha) y por su ocurrencia en la Sierra Madre Occidental (Figura 34), donde también se distribuye *P. leiophylla* (Farjon y Filer, 2013) y con el que se ha documentado que vive en asociación (CATIE, 2001). El establecimiento de *P. devoniana* podría evaluarse individualmente o a manera de asociación en la franja altitudinal que va de los 1500-3000 msnm donde concuerda con *P. leiophylla*.

En cuanto a la variedad típica de *P. greggii* (Figura 35), ésta presenta una de las distribuciones potenciales con menor extensión respecto de las especies aquí estudiadas, con 490559.5 ha proporcionales a tan sólo 0.25% del territorio mexicano. Dicha área se

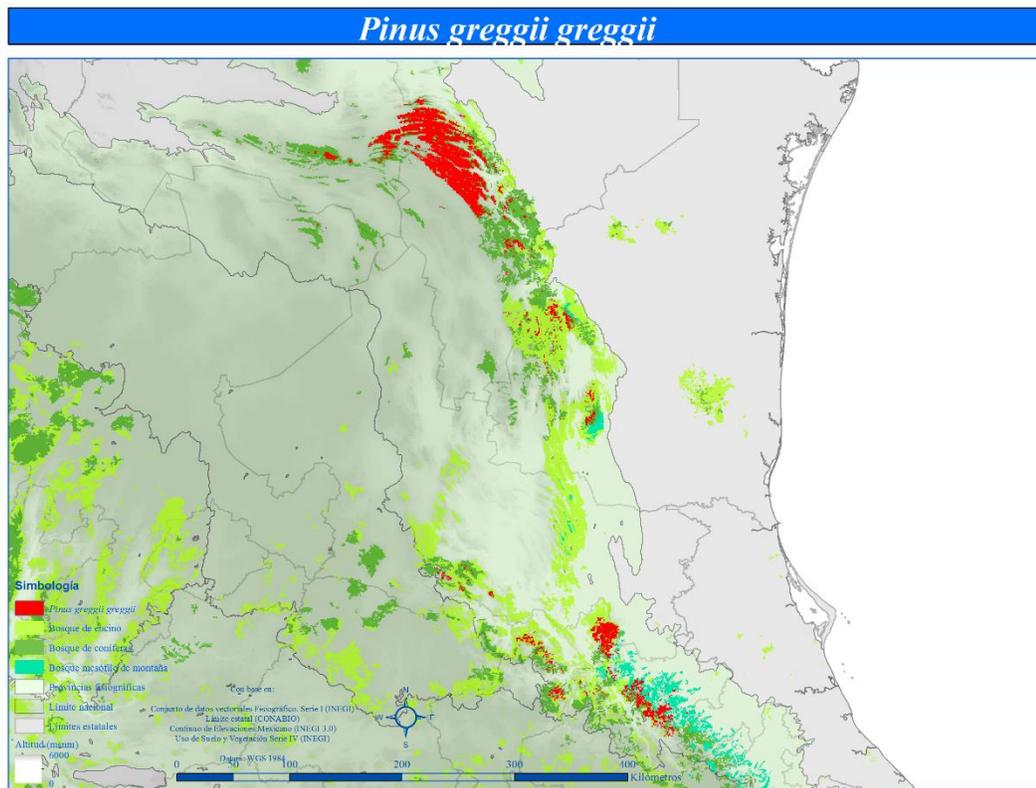


Figura 35. Distribución potencial de *P. greggii greggii*.

ubicó principalmente en la Sierra Madre Oriental y una sola localidad posible en la Mesa del Centro al oeste de San Luis Potosí. Sobre esta especie, existen coincidencias con el mapa de Perry (1991), la descripción de Eckenwalder (2009) y concordancia con las localidades registradas en el mapa de Farjon y Filer (2013). Sin embargo, el mapa de DP proyecta nuevas áreas para el estado de Tamaulipas.

Aunque se trata de una especie que actualmente no es demandada como madera para construcción, se está desarrollando un interés particular en *P. greggii* para usarla en plantaciones comerciales no sólo en México sino también en países de África, Asia y Sudamérica (Farjon, 2013e). En las áreas que el presente estudio identifica como potenciales para la distribución de este pino, se han establecido plantaciones comerciales

con éxito moderadamente bueno (Hernández-Ramos *et al.*, 2014). Sin embargo, la viabilidad del establecimiento de las plantaciones de este pino en las áreas donde se distribuye naturalmente puede generar reservas debido al bajo porcentaje de sobrevivencia de la especie (Benítez-Benítez, 2010). Además, existen plantaciones de esta especie con éxito casi nulo (Muñoz-Flores *et al.*, 2012) debido quizá a la ausencia de las condiciones naturales adecuadas para la supervivencia de la especie en otras partes de México. Esta circunstancia da motivo para enfatizar en la ausencia de áreas potenciales de *P. greggii greggii* fuera del noreste de México (Figura 35), ya que un eje primordial en el proceso de modelado para la presente investigación es encontrar áreas donde las especies puedan establecerse en las condiciones más próximas a las naturales. Por lo tanto, en el caso de México, es sugerente adoptar buenas prácticas de manejo forestal para este pino o incluso de conservación cuando el manejo no es sustentable (Ramírez-Herrera *et al.*, 2005), con la intención de mantener las poblaciones en sus lugares de distribución natural.

La DP de *P. hartwegii*, (Figura 36), aunque se encuentra en más entidades que *P. greggii greggii*, presenta la menor extensión en este trabajo con tan sólo 360246.6 ha iguales al 0.18% de la superficie del país. El área potencial de esta especie se encuentra en el Eje Neovolcánico Transversal en los estados de México, Puebla, Veracruz, el Distrito Federal y al este de Michoacán, al norte de la Sierra Madre Oriental, en la Sierra Madre del Sur en el estado de Oaxaca y se presenta una localidad en el estado de Chiapas. En comparación con otros autores, existen semejanzas de este mapa con el de Perry (1991), quien además presenta localidades de distribución en Jalisco y al oeste de Michoacán. Eckenwalder (2009) menciona que también se distribuye en Chihuahua y Farjon y Filer (2013) muestran la presencia de esta especie en Durango, Guerrero y al norte de Jalisco.

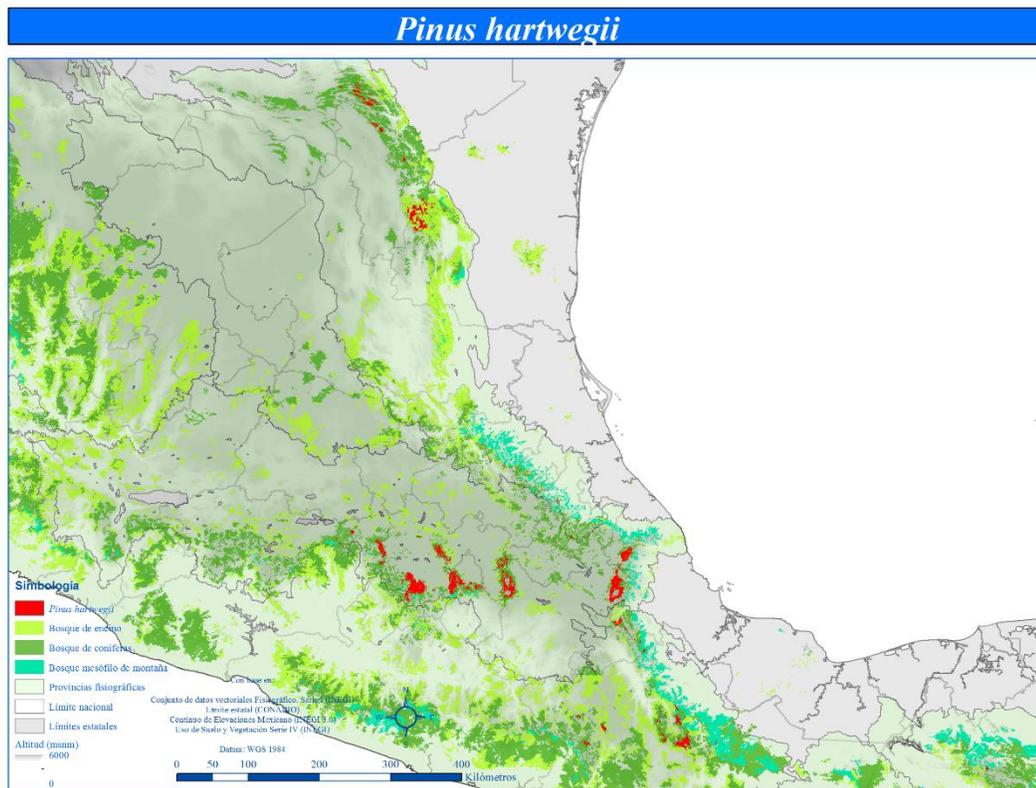


Figura 36. Distribución potencial de *P. hartwegii*.

La ausencia de *P. hartwegii* en los estados de Chihuahua, Durango, Guerrero y Jalisco, de manera semejante a lo que ocurre con *A. acuminata arguta*, podría catalogarse como una reducción actual de su hábitat por tratarse de un taxón de carácter especialista, cuya distribución en México se restringe a los límites altitudinales superiores de la vegetación. El estudio del cambio climático en esta especie ha mostrado un impacto potencial elevado en su distribución a nivel nacional (Arriaga y Gómez-Mendoza, 2004; Gutiérrez y Trejo, 2014), por lo que existe la posibilidad de que el mapa de DP (Figura 36) muestre la ocurrencia de dichos actualmente. Sin embargo, la migración asistida (Aitken *et al.*, 2008; Sáenz-Romero *et al.*, 2010) con efectos de desplazamiento para sus poblaciones hacia áreas locales determinadas como potenciales, donde actualmente no se encuentra la

especie, podría ser una opción viable que ya ha sido evaluada para *P. hartwegii* en el centro de México (García-Martínez, 2013).

Sobre *P. herrerae*, se tiene un área de DP (Figura 37) de 3056780.4 ha, equivalente al 1.56% del territorio mexicano. La mayor extensión de dicha área se localizó a lo largo de la Sierra Madre Occidental, y la menor al oeste de la Sierra Madre del Sur y en el Eje Neovolcánico Transversal al centro del estado de Michoacán. Este mapa presenta similitud al de Perry (1991) pero con mayor extensión, mayor semejanza en la distribución mencionada por Eckenwalder (2009) y con la que se muestra en el mapa de Farjon y Filer (2013). Sin embargo el mapa de DP de este pino proyectó nuevas áreas para los estados de Colima, Nayarit y Sonora.

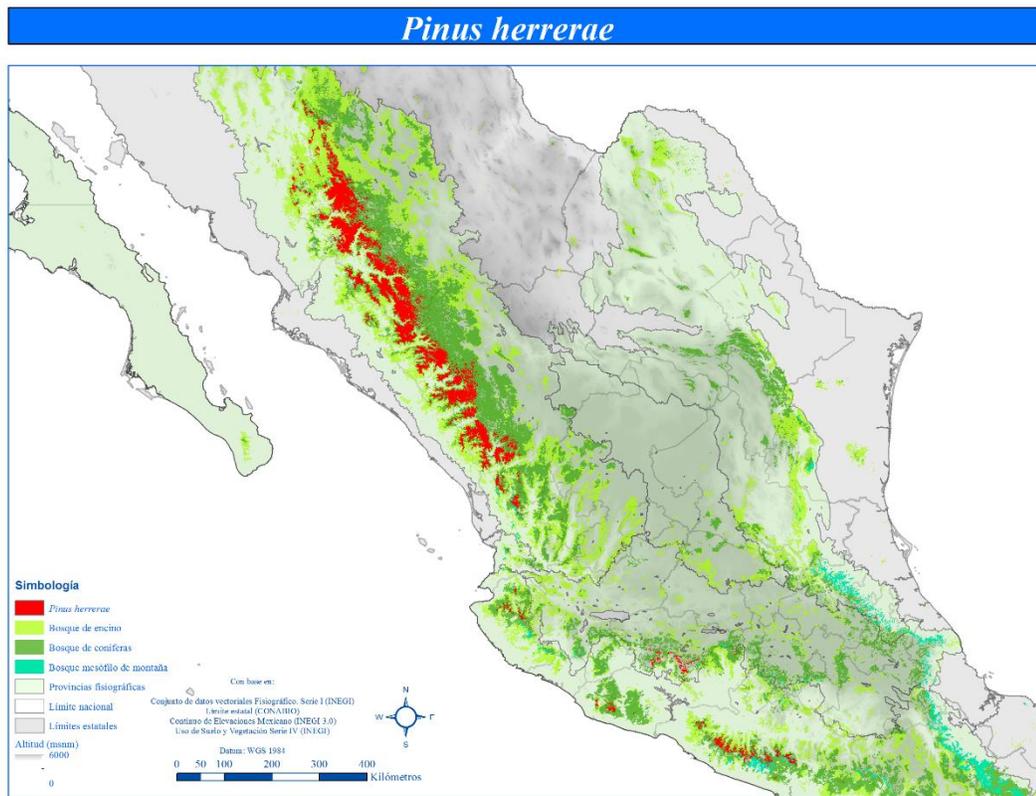


Figura 37. Distribución potencial actual de *P. herrerae*.

Existen algunas razones que podrían sugerir que la reforestación y las buenas prácticas de manejo forestal para *P. herrerae*, son una opción viable para emplearlo como recurso forestal y que ecológicamente se perseveren sus poblaciones. En primer lugar, en el presente trabajo esta especie no presentó áreas potenciales relevantes (8.8) fuera de la distribución conocida de bosque, siendo una de las que menor área presentó en este aspecto. Y en el segundo, las plantaciones comerciales establecidas con pocos fundamentos técnicos por debajo de los 1800 msnm incluso en los lugares donde se distribuye naturalmente muestran diversas enfermedades (Farjon, 2013f). Sin embargo, podría explorarse la posibilidad del establecimiento de sistemas silvícolas de *P. herrerae* en asociación con las especies de pino que concuerda en franjas altitudinales y con las que se distribuye naturalmente. En este trabajo se observó concordancia de las áreas potenciales de *P. herrerae* con otras especies como *A. acumminata arguta*, *A. jorullensis jorullensis*, *C. lusitánica*, de pino como *P. devoniana*, *P. leiophylla*, *P. montezumae*, *P. pringlei*, *P. pseudostrobus pseudostrobus* y *P. teocote*, así como con las de encinos de las especies *Q. candicans*, *Q. crassifolia*, *Q. crassipes*, *Q. laurina* y *Q. leiophylla*. Algunas de estas asociaciones naturales ya han sido descritas anteriormente (Perry, 1991; Rzedowski, 2006).

Para la DP de *P. leiophylla* (Figura 38) se cuantificaron 4893935 ha, correspondientes al 2.49% del territorio nacional. La mayor extensión de la DP de esta especie se localizó a lo largo de la Sierra Madre Occidental y el restante en pequeñas localidades en el Eje Neovolcánico Transversal. De acuerdo con Perry (1991), Eckenwalder (2009) y Farjon y Filer (2013), esta especie también se encuentra en la Sierra Madre del Sur y no se presentan áreas potenciales en el mapa de esta investigación.

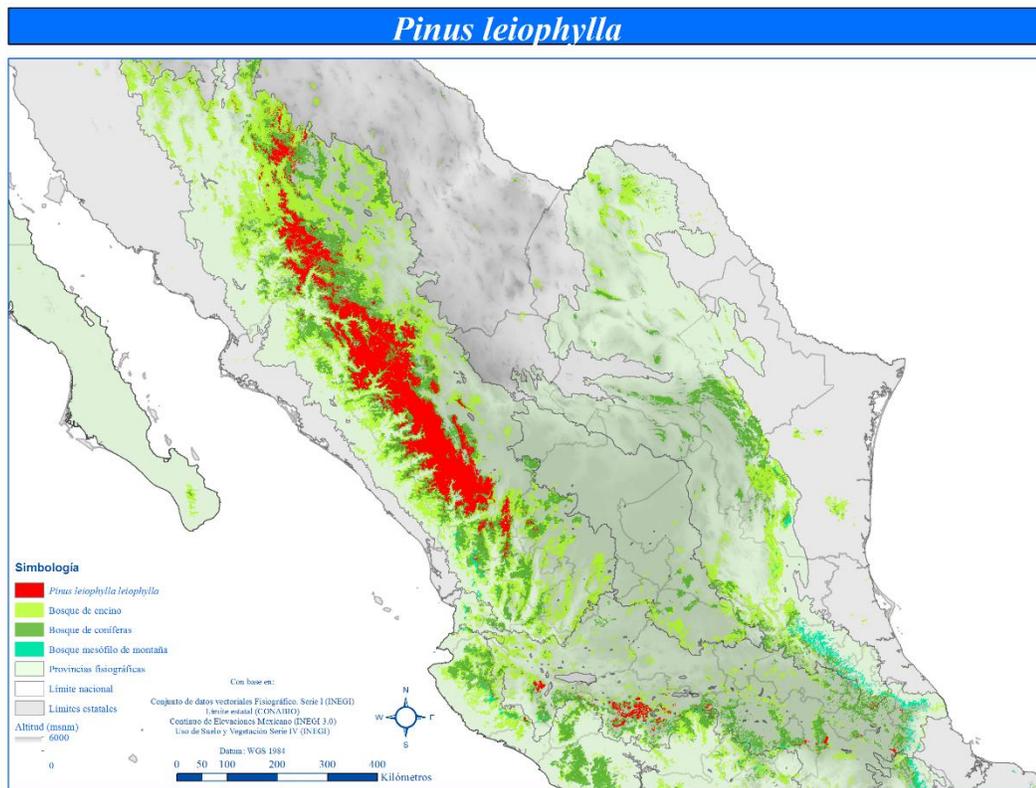


Figura 38. Distribución potencial de *P. leiophylla*.

Es posible que la ausencia de *P. leiophylla* en la Sierra Madre del Sur, proyectada en el mapa de DP incluso aunque se registran localidades de presencia para dicha especie en el lugar, indique una pérdida de hábitat debida a cambios condiciones ambientales en la región montañosa. De manera semejante a *P. hartwegii*, con *P. leiophylla*, se han previsto pérdidas significativas de las áreas de distribución futuras por cambios en el clima de México (Arriaga y Gómez-Mendoza, 2004). Aunque no es demandado por la calidad de su madera, la explotación de *P. leiophylla* se basa en la producción de resina (Farjon, 2013g), por lo que es sugerente que la utilización de esta especie se base en el manejo forestal sustentable y se promueva la reforestación en áreas de la Sierra Madre Occidental donde ocurre la mayor DP, con el objetivo de perseverar sus poblaciones en el corto plazo.

En cuanto a *P. montezumae* (Figura 39), la DP fue calculada en 1422125.2 ha, apenas el 0.72% del territorio nacional. Dicha distribución puede observarse mayormente en el Eje Neovolcánico Transversal, al este y centro de la Sierra Madre del Sur, al norte de la Sierra Madre Occidental y en el estado de Chiapas. En comparación con el mapa de Perry (1991), la DP de *P. montezumae* se encuentra en las mismas provincias fisiográficas pero con menor extensión. Respecto de la descripción de Eckenwalder (2009) y del mapa de Farjon y Filer (2013), la DP de este pino no proyecta las localidades registradas para la Sierra Madre Occidental.



Figura 39. Distribución potencial de *P. montezumae*.

La ausencia de áreas potenciales para *P. montezumae* en la Sierra Madre Occidental al norte del estado de Jalisco, podría implicar como en el caso de otras especies estudiadas

aquí, cambios en las áreas con las condiciones adecuadas para su distribución. Además, la amplia demanda de *P. montezumae* como recurso maderable ha propiciado la reducción histórica de sus áreas de distribución a granjas con algunos individuos (Farjon, 2013h). Dichas situaciones podrían explorarse en relación a la ausencia de la especie en sus áreas de distribución histórica y al estudio del cambio climático local. En otras escalas, la pérdida de áreas distribución potencial futura para *P. montezumae* ha sido menos drástica que para *P. hartwegii* y *P. leiophylla*, pero significativa (Arriaga y Gómez-Mendoza, 2004; Pérez-Miranda *et al.*, 2014).

En cuanto a *P. patula*, su DP (Figura 40) fue cuantificada en 1147696.5 ha, y respecto de su proporción del territorio mexicano es menor a *P. montezumae*, ya que equivale al

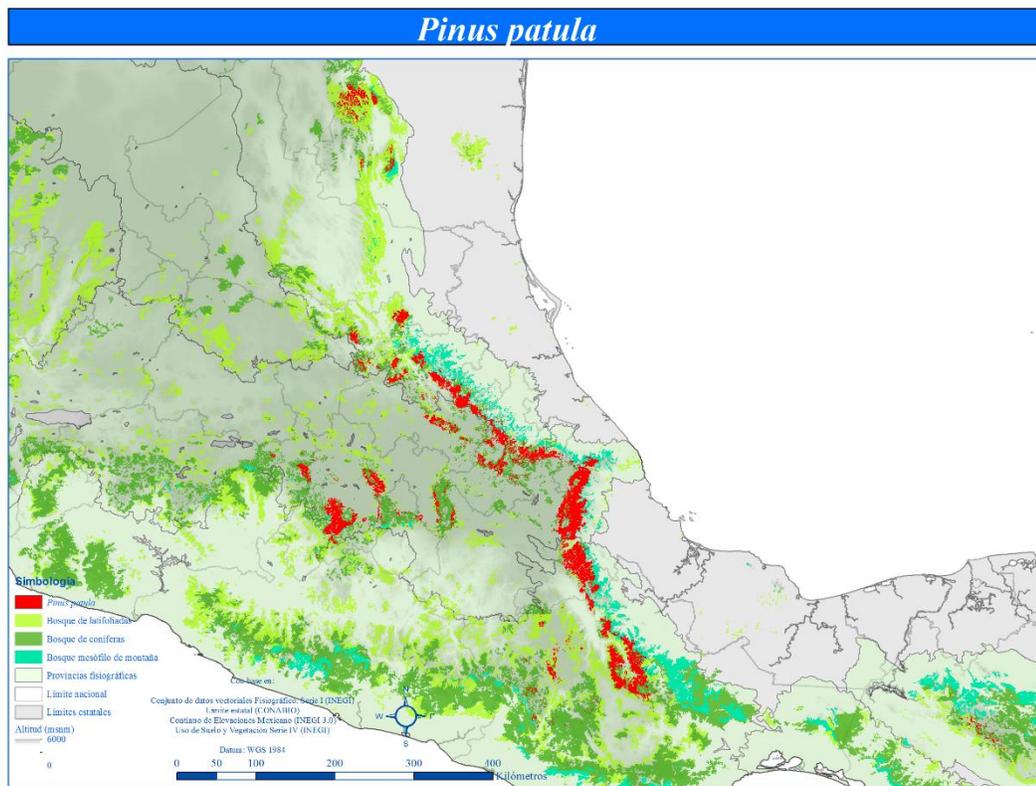


Figura 40. Distribución potencial de *P. patula*.

0.58%. La DP de *P. patula* se ubica en el centro y este del Eje Neovolcánico Transversal, al norte y sur de la Sierra Madre Oriental, en la Sierra Madre del Sur en el estado de Oaxaca y en Chiapas. El mapa de DP del pino pátula, coincide en su mayoría con el mapa de Perry (1991) y la descripción de Eckenwalder (2009), y además muestra áreas de posible distribución en Chiapas, al centro y suroeste del Estado de México, así como al este de Michoacán. Del mismo modo sucede con el mapa de Farjon y Filer (2013), con la diferencia que éste muestra localidades con presencia de esta especie al sur del estado de Guerrero.

P. patula es considerada una de las especies maderables de pino más importantes de México, por su rápido crecimiento y por las características de su fuste (Farjon, 2013i). La sugerencia de explorar en la utilización de esta especie en programas de reforestación y plantaciones comerciales puede apoyarse en que presentó el mayor porcentaje (32%) de área potencial fuera del área conocida de bosque en cuanto a las coníferas. Además, el establecimiento de plantaciones comerciales de este pino en el estado de México ha presentado resultados con rendimientos de madera significativos (Ramírez, 1978). Aunque en el presente trabajo no se proyectaron áreas potenciales para *P. patula* en Michoacán, existen trabajos de reforestación y plantaciones en el Estado con buen desarrollo (Muñoz-Flores *et al.*, 2010), por lo que su establecimiento en otros ambientes de escala nacional y mundial (Palmberg-Lerche y Ball, 1998) podría obedecer a factores de otro nivel de análisis.

Para *P. pringlei*, se calcularon 1864417.4 ha de área de DP (Figura 41), proporcionales al 0.95% del territorio nacional. Dicha área se localizó mayormente en la Sierra Madre del Sur, en sus delimitaciones con el Eje Neovolcánico Transversal y en el estado de Chiapas

con algunas localidades. En relación al mapa presentado por Perry (1991), la descripción de Eckenwalder y el mapa de localidades de Farjon y Filer (2013), la DP actual de *P. pringlei* se localiza en las mismas áreas, con reducciones en su extensión para el estado de México pero con proyección de áreas para el estado de Chiapas, Hidalgo, Jalisco y Puebla.

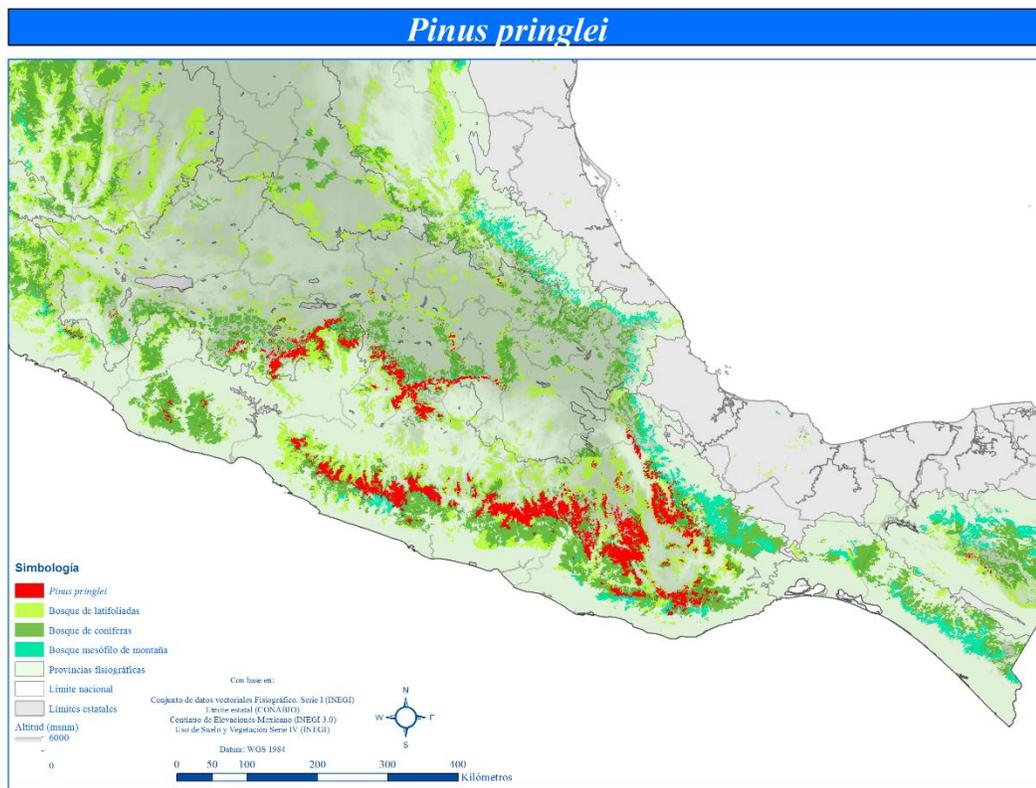


Figura 41. Distribución potencial de *P. pringlei*.

La aparición de nuevas áreas de distribución para *P. pringlei* en Chiapas, Hidalgo, Jalisco y Puebla podría justificar investigaciones para establecerlo en dichas entidades de manera individual o en asociación con las especies que concuerda en rangos altitudinales. Su establecimiento podría realizarse con meros fines de reforestación o como madera para construcción, que pesar de no ser de alta demanda, también se comercializa (Farjon, 2013j).

El área de DP de *P. pseudostrobus pseudostrobus* (Figura 42) fue calculada en 3425600.2 ha, las cuales equivalen al 1.74% del territorio mexicano. Esta área se localizó en la Sierra Madre del Sur, en el Eje Neovolcánico Transversal, al noreste y al sur de la Sierra Madre Oriental y en el estado de Chiapas. El mapa de DP de *P. pseudostrobus pseudostrobus* presenta coincidencias con la mayoría de la información que presentan Farjon y Filer (2013), con excepción de que no proyecta las localidades de la Sierra Madre Occidental registradas en el mapa de los autores.

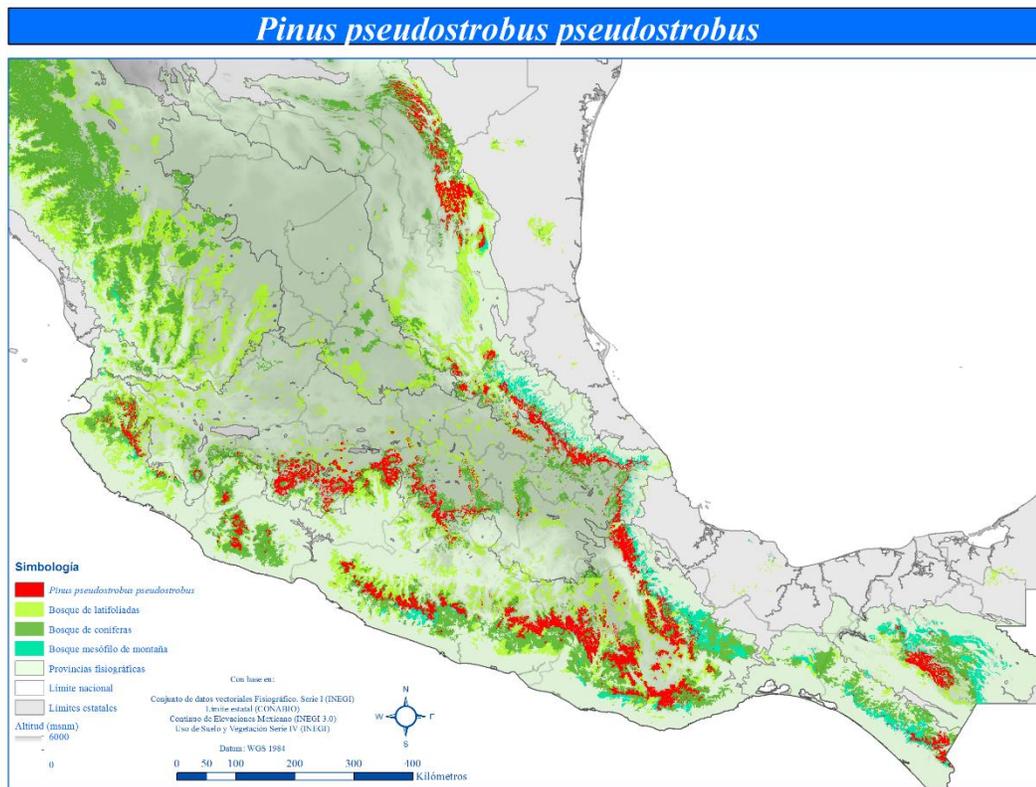


Figura 42. Distribución potencial de *P. pseudostrobus pseudostrobus*.

Dichas diferencias podrían no ser resultado de la pérdida del hábitat de este pino, sino de distintas implicaciones de carácter taxonómico que ya se han discutido años atrás (Stead, 1983), situación que pudo haber impedido identificar correctamente los registros de

colecta e incidir en el mapa de DP resultante. No obstante, su amplio aprovechamiento como madera de aserrío en construcciones ligeras ha reducido sus masas casi al agotamiento (Farjon, 2013k). La recuperación de las poblaciones de *P. pseudostrobus pseudostrobus* es viable a través de la reforestación y plantaciones en las entidades donde se distribuye naturalmente, ya que se trata de una especie altamente recurrida para este fin con excelentes resultados en distintas partes del país (Domínguez-Calleros *et al.*, 2001; Muñoz-Flores *et al.*, 2011a; Gómez-Romero *et al.*, 2013; Sigala-Rodríguez *et al.*, 2015).

En cuanto al *P. teocote*, se cuantificó un área de DP (Figura 43) de 3364473.2, que corresponde al 1.71% del territorio de México. La DP se ubica mayormente en un área continua y extensa en el centro de la Sierra Madre Occidental, en zonas fragmentadas en

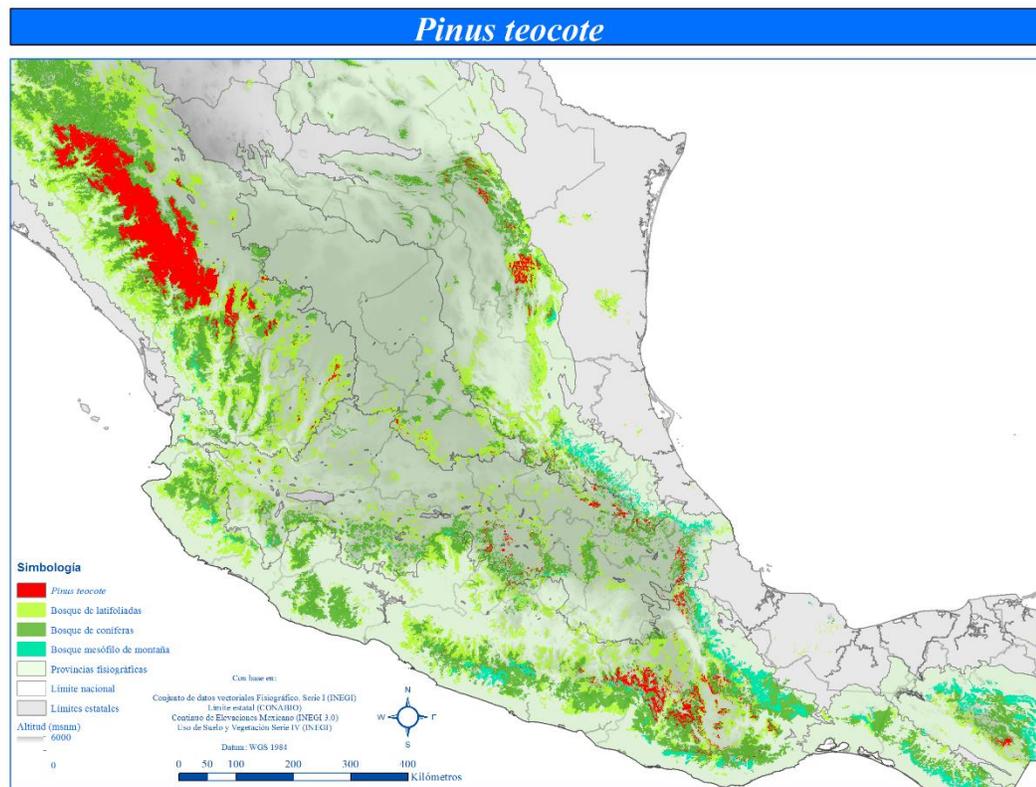


Figura 43. Distribución potencial de *P. teocote*.

la Sierra Madre del Sur, en el centro y sur de la Sierra Madre Oriental, en el Eje Neovolcánico Transversal y en el estado de Chiapas. Este mapa presenta diferencias con el de Perry (1991) y con el de localidades de Farjon y Filer (2013) en relación a que no proyecta áreas potenciales puntualmente en el norte de Chihuahua y Coahuila, pero además se observan que las áreas son menos extensas.

Es posible que la ausencia de esta especie en los extremos norte del país, donde históricamente se ha registrado su presencia, presente una reducción de su hábitat por su sobreexplotación (Farjon, 2013) no sólo en dichos lugares, sino de manera general en otras partes del país donde se distribuye naturalmente. Existe un trabajo relevante que indica la posible reducción del hábitat para *P. teocote* en porcentaje significativo causada por el cambio climático en el mediano plazo (Gómez-Mendoza y Arriaga, 2007), por lo que es probable que sus áreas de distribución sufran dicho impacto en la actualidad.

En relación a los encinos, el encino manzanillo (*Quercus affinis*) es la especie de este grupo que menor área de DP (Figura 44) presentó en esta investigación, con 741754.7 ha que corresponden apenas al 0.38% del territorio del mexicano. Esta área fue localizada en su mayoría al sur y centro de la Sierra Madre Oriental, al este de la Sierra Madre del Sur en Oaxaca y en algunas localidades al este del Eje Neovolcánico Transversal. Al comparar la DP de *Q. affinis* con el mapa sugerido por Valencia (1994) y con la revisión de Zavala (1995), se observan distribuciones semejantes, sólo con diferencias en la zona del Eje Neovolcánico Transversal donde no se proyectan áreas para el Estado de México y Tlaxcala. Sin embargo, en una publicación más reciente la misma autora (Valencia, 2004) redefine la distribución de esta especie sin considerar a las entidades mencionadas. No

obstante, se muestran algunas localidades del estado de Coahuila para la posible distribución de esta especie.

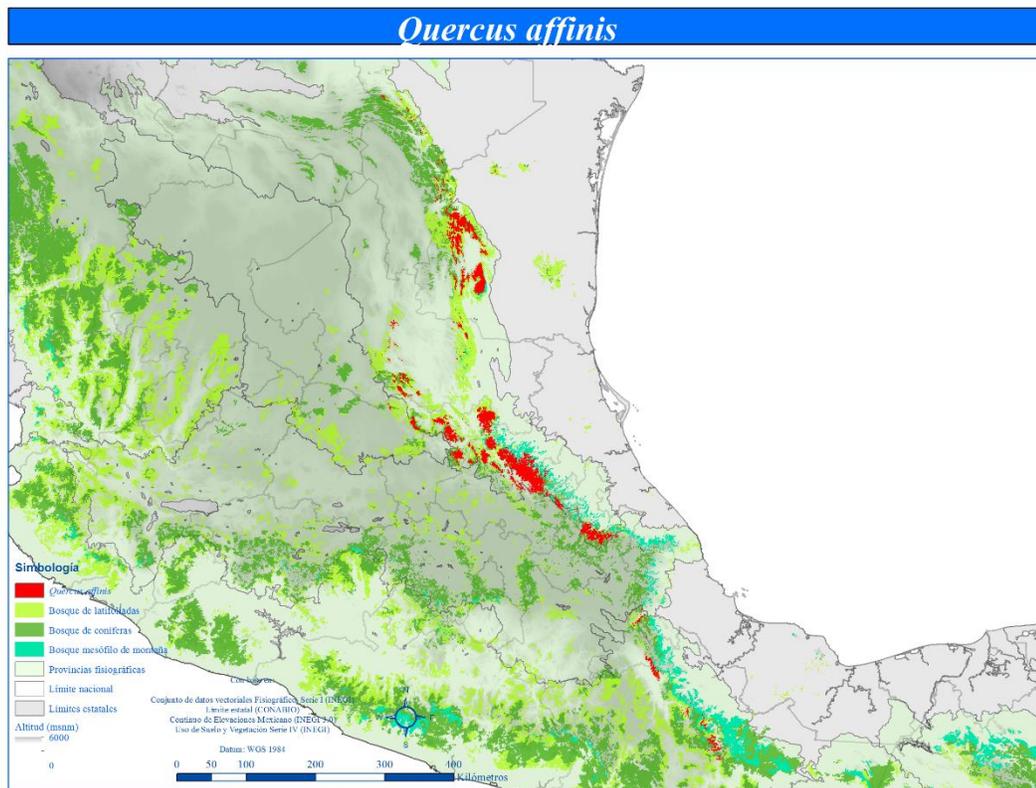


Figura 44. Distribución potencial de *Q. affinis*.

Si bien el mapa anterior muestra poca relevancia con las nuevas áreas de distribución para el encino manzanillo, su amplia utilización como madera de aserrío para construcción (De la Paz Pérez-Olvera *et al.*, 2000; Flores-Velázquez *et al.*, 2007) y su condición de especie vulnerable (González-Espinosa *et al.*, 2011), permiten apoyar la idea de llevar a cabo buenas prácticas de manejo forestal para perseverarlo en sus lugares de distribución natural.

Para *Q. candicans* se calculó un área de DP (Figura 45) de 2830790.4 ha, que equivalen al 1.44% del territorio mexicano. La mayoría de dicha área se observa fragmentada y se

localiza en la Sierra Madre del Sur, en el Eje Neovolcánico Transversal, La Sierra Madre Occidental, y en menor proporción al sur de la Sierra Madre Oriental y en el estado de Chiapas. En el mapa de DP de *Q. candicans* se observan semejanzas y diferencias con la descripción de Zavala (1995), con la de Valencia (2004) y la de Arizaga *et al.* (2009). El primer autor indica que la especie se distribuye también en los estados de Colima, San Luis Potosí, situación que se refleja en el mapa de DP para esta especie, pero no así con los estados de Sonora. En cuanto a la descripción de la segunda autora, *Q. candicans* no se encuentra en los estados Colima, Guanajuato, Querétaro y San Luis Potosí, sin embargo, sí se proyectan áreas de posible presencia en el mapa de esta investigación. Por el contrario, la distribución de Arizaga *et al.* (2009) es muy parecida en relación a las

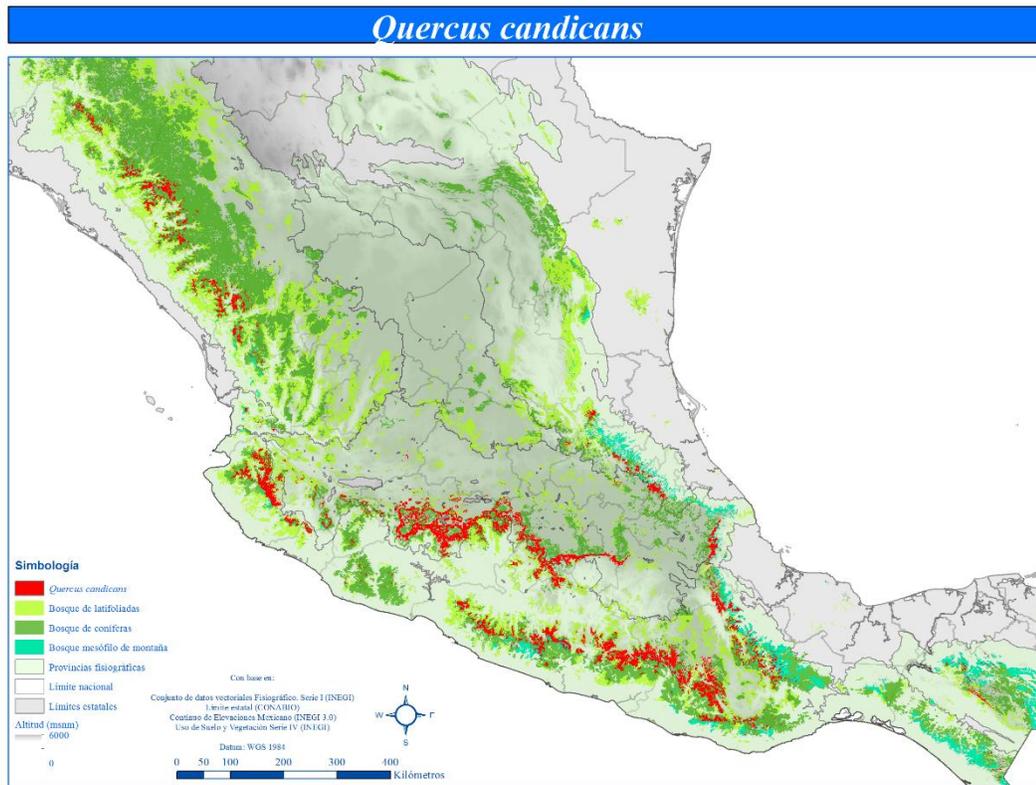


Figura 45. Distribución potencial de *Q. candicans*.

entidades con la DP proyectada en el mapa (Figura 45). Sin embargo, el mapa de DP indica que no existen las condiciones ambientales para la presencia de *Q. candicans* en Sonora.

La única entidad donde se proyectaron nuevas áreas potenciales que no describen los autores es Querétaro. Como componente de los bosques mesófilos de montaña (Valencia y Gual-Díaz, 2014), *Q. candicans* es una especie que ha sido afectada por los usos domésticos de su madera, así como por la transformación de su hábitat a terrenos para el cultivo de aguacate (Arizaga *et al.*, 2009), situación que la ha situado como especie vulnerable (González-Espinosa *et al.*, 2011). Por lo anterior, los incentivos para la preservación de esta especie podrían ser viables a través de la reforestación y conservación, no solo en los lugares donde se distribuye naturalmente sino que podrían explorarse también en el estado de Querétaro y Tlaxcala.

Q. crassifolia es uno de los encinos que mayor DP (Figura 46) tuvo en este trabajo, con 4594558.3 ha, cuya proporción del territorio mexicano es del 2.34%. La distribución de esta especie se localizó mayormente en la Sierra Madre del Sur, en el estado de Chiapas, en el Eje Neovolcánico Transversal, al sur y centro de la Sierra Madre Oriental y en algunas localidades de la Mesa del Centro en Guanajuato. Al comparar con la documentación de Zavala (1995), Valencia (2004) y Arizaga *et al.* (2009), el mapa de DP de *Q. crassifolia* no proyecta áreas potenciales para Chihuahua, Durango y Zacatecas, mientras que sí para los estados de Nuevo León y Tamaulipas. En cuanto a la distribución restante, existen coincidencias con los autores.

Aunque se cree que las poblaciones de *Q. crassifolia* están seguras por su abundancia y densidad en masas comúnmente puras (Wenzell y Kenny, 2015), así como por el amplio

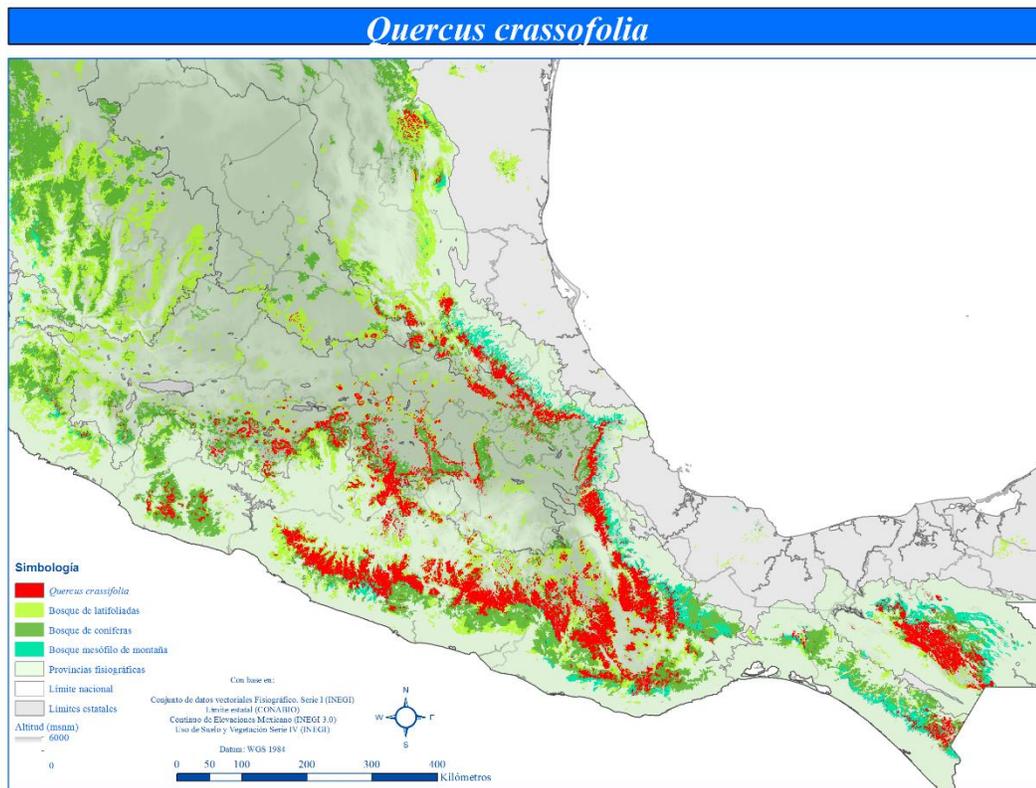


Figura 46. Distribución potencial de *Q. crassifolia*.

rango altitudinal donde se distribuyen (600-3000 msnm), es posible que la pérdida de su hábitat en Chihuahua, Durango, San Luis Potosí y Zacatecas ocurra actualmente. Dicha pérdida puede ser la consecuencia histórica de la tala, incendios y la transformación de sus áreas de distribución a cultivos (Arizaga *et al.*, 2009) y el posible cambio de clima, que también prevé impactos para esta especie en el mediano plazo (Gómez-Mendoza y Arriaga, 2007).

La DP de *Q. crassipes* (Figura 47) se cuantificó en 1567784 ha, equivalentes al 0.8% de la superficie del país. Dicha área se localizó a lo largo del Eje Neovolcánico Transversal, mayormente en la zona centro, al este y oeste de la Sierra Madre del Sur, en la zona sur de la Mesa del Centro y en sus límites al norte con la Sierra Madre Oriental. En relación

a la descripción de Zavala (1995) y la de Valencia (2004), la DP de *Q. crassipes* presenta mayor semejanza con la segunda autora, con nuevas áreas potenciales al norte del estado de Guerrero.

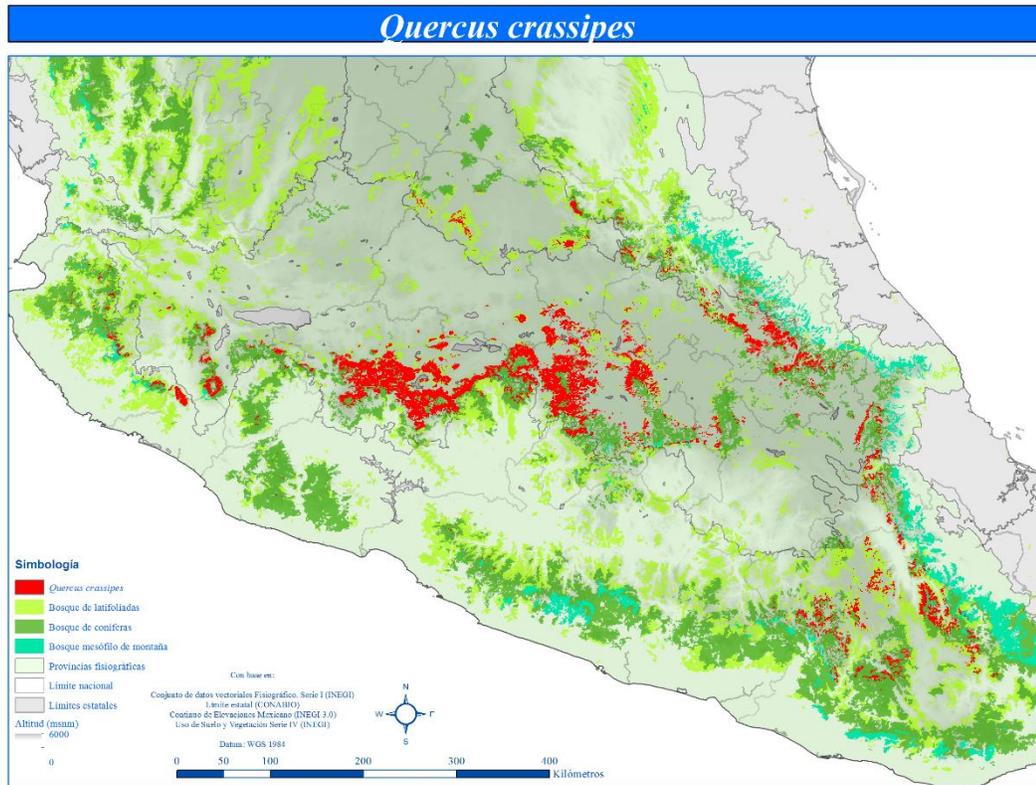


Figura 47. Distribución potencial de *Q. crassipes*.

La concordancia de nicho en algunas zonas de México para *Q. crassipes* y *Q. crassifolia* (Figs. 47 y 46, respect.) tienen fundamento en eventos de hibridación natural (Tovar-Sánchez y Oyama, 2004), de modo tal que su uso para los mismos fines mantienen a *Q. crassipes* en una categoría de especie amenazada por la transformación de su hábitat a cultivos y la tala inmoderada (Arizaga *et al.*, 2009). Lo anterior podría motivar programas para reforestación y conservación de su ambiente natural como alternativa al resguardo de sus poblaciones.

Para *Q. laurina* se tiene un área de DP (Figura 48) de 2565277.9 ha, proporcionales al 1.31% del territorio mexicano. Dicha distribución se ubicó en mayormente en la Sierra Madre del Sur, a lo largo del Eje Neovolcánico Transversal, al sur de la Sierra Madre Oriental, y en mínima proporción al sur de la Mesa del Centro y en Chiapas. En relación al mapa de Valencia (1994) y su descripción (Valencia, 2004), la DP de *Q. laurina* es muy parecida y de ausencia de esta especie se proyecta en el estado de Tlaxcala. Además, se proyectan nuevas áreas potenciales para el estado de Chiapas, Nuevo León, San Luis Potosí y Tamaulipas.

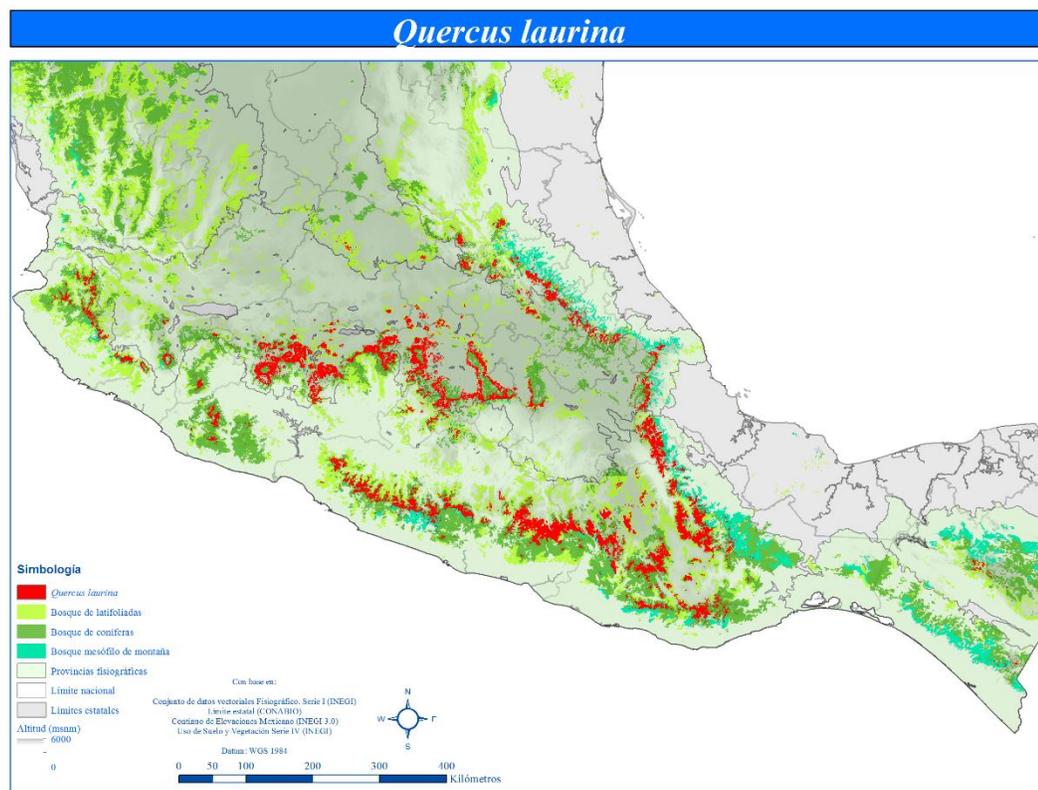


Figura 48. Distribución potencial de *Q. laurina*.

Aunque los usos de *Q. laurina* para madera de construcción (De la Paz Pérez-Olvera *et al.*, 2006) podrían no determinar riesgo su distribución (Arizaga *et al.*, 2009), la reducción

actual de su hábitat en el estado de Tlaxcala, y condiciones favorables en Chiapas, Nuevo León y Tamaulipas, podrían sugerir modificaciones en el clima que inciden en su presencia. Al respecto, proyecciones con cambio climático para esta especie han determinado la posible modificación de sus áreas de distribución en un mediano plazo (Gutiérrez y Trejo, 2014). Como opción viable para perserverar sus poblaciones es recomendable el manejo forestal sustentable de la especie, ya que actualmente no se cuenta con esquemas para su aprovechamiento en algunos estados del territorio mexicano (Arizaga *et al.*, 2009). Dichos esquemas podrían explorarse de manera individual o en asociación con las especies de pino que se encuentra naturalmente y con *Q. affinis*, con la que concuerda en distintas regiones al noreste y este de México debido a que se trata de especies emparentadas que han sufrido procesos de hibridación natural (González-Rodríguez *et al.*, 2004; Ramos-Ortíz *et al.*, 2015).

En el caso de *Q. leiophylla* (Figura 49) se tiene un área de DP de 3279426.9 ha, 1.67% del territorio nacional. Esta se localizó principalmente al este de la Sierra Madre del Sur en un área continua y extensa, y de manera fragmentada en la restante proporción de la Sierra mencionada, a lo largo del Eje Neovolcánico Transversal y al sur de la Sierra Madre Occidental. Aunque se conocen pocos detalles sobre su distribución y existen pocas colectas de esta especie, Valencia (2004) indica que se encuentra en los estados de Hidalgo, Oaxaca, Puebla y Veracruz, lo cual coincide parcialmente con el mapa de DP para *Q. leiophylla*.

Aunque las áreas de distribución potencial son extensas en relación a las especies de encinos en el presente trabajo, el desconocimiento de distintos aspectos ecológicos de *Q. leiophylla* (Valencia, 2004) pudo haber generado una proyección no errónea, pero

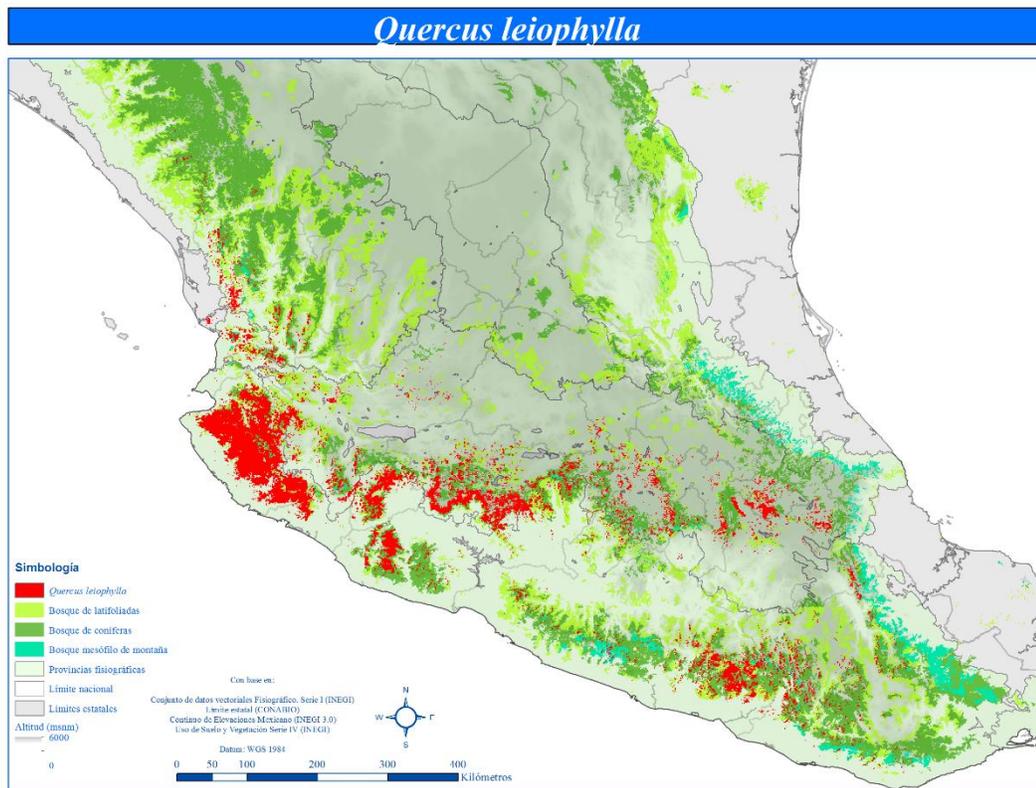


Figura 49. Distribución potencial de *Q. leiophylla*.

confusa. La exclusión de esta especie como elemento de los bosques mesófilos de montaña en México, tiene como argumento lo mencionado anteriormente, ya que existen sinonimias con *Q. lancifolia* y *Q. ocoteifolia* (Valencia y Gual-Díaz, 2014) que se distribuyen en altitudes que van de los 1750-3100 msnm (Valencia, 2004), pero que también ocurren las zonas del mapa de DP. No obstante, estas circunstancias abren la pauta para la exploración en busca de mayores colectas científicas que corroboren dicha información, o bien, induzcan la exporación de su establecimiento en las áreas potenciales proyectadas en la presente investigación.

En cuanto a la DP de *Q. mexicana* (Figura 50), se tiene un área de las más reducidas para este grupo con 825943.7 ha, proporcionales al 0.42% del territorio nacional. Dicha

distribución puede observarse mayormente al noreste y sur de la Sierra Madre Oriental, al sur de la Mesa del Centro, al este de la Sierra Madre del Sur y en algunas localidades del centro y este del Eje Neovolcánico Transversal. En relación a la descripción de Valencia (2004), la DP de *Q. mexicana* no presenta áreas en la Ciudad de México ni en el estado de Tlaxcala, pero sí proyecta áreas para Guanajuato y Oaxaca.

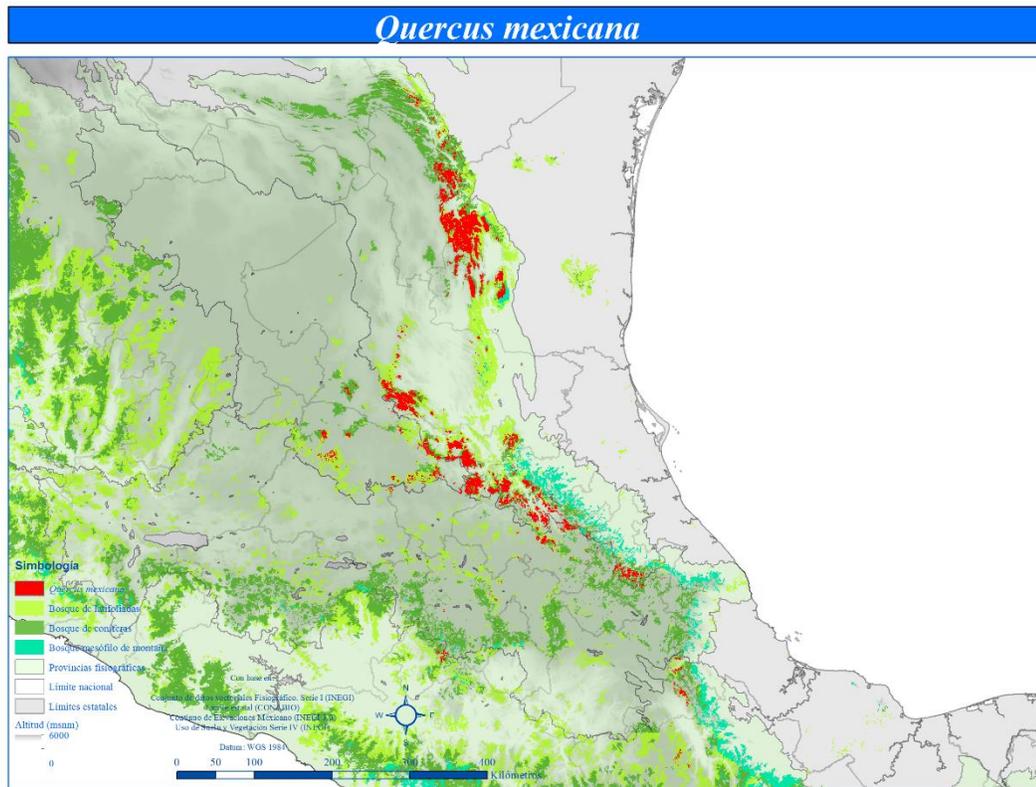


Figura 50. Distribución potencial de *Q. mexicana*.

El potencial cambio de la distribución actual por las condiciones climáticas actuales, podría ser el motivo de las diferencias en la distribución de *Q. mexicana* respecto de la autora, ya que estudios indican que en el mediano plazo habrá cambios significativos en la superficie para esta especie (Arriaga y Gómez-Mendoza, 2004). La migración asistida

de esta especie hacia los estados de Guanajuato y Oaxaca podría ayudar a perseverar las poblaciones de esta especie en el territorio mexicano.

Y para *Q. rugosa* (Figura 51), se calcularon 6599576.5 ha, cantidad que representa una de las áreas DP más extensas de este trabajo, equivalentes al 3.36% de la superficie de México. Esta superficie se localizó mayormente a lo largo de toda la Sierra Madre Occidental, en el Eje Neovolcánico Transversal, en la Sierra Madre del Sur principalmente al este, y en menor proporción en la Sierra Madre Oriental al sur y este, en la Mesa del Centro al sur y en Chiapas. En comparación con el mapa de Little (1976), la DP de *Q. rugosa* coincide en la mayoría de las áreas de distribución excepto en el norte de Coahuila y en la Península de Baja California donde no se proyectan áreas. De manera semejante,

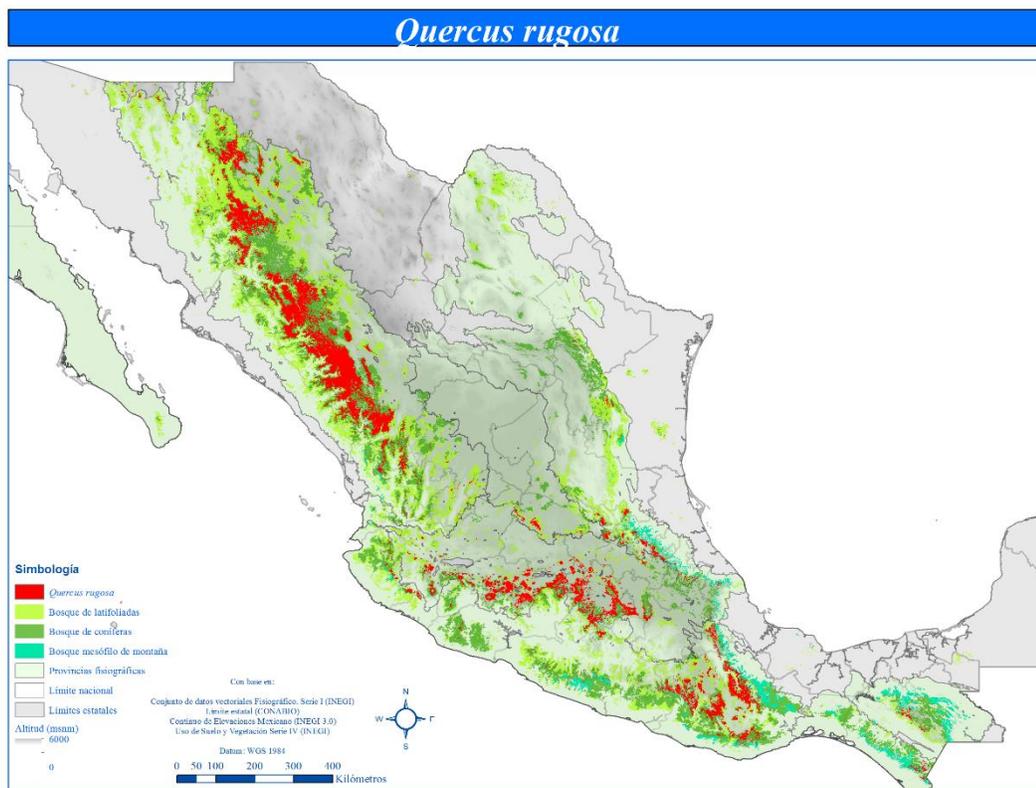


Figura 51. Distribución potencial de *Q. rugosa*.

la descripción de Valencia (2004) presenta congruencias en la distribución para la mayoría de las entidades, con excepción de Chihuahua y Tamaulipas. En cuanto a la descripción de Arizaga *et al.* (2009), la DP presenta alta similitud y únicamente se proyectan nuevas áreas para los estados de Nayarit y Tamaulipas.

Aunque no es una especie amenazada (González-Espinosa *et al.*, 2011), la migración asistida como técnica de apoyo podría ayudar a preservar las poblaciones y evitar la reducción del hábitat de *Q. rugosa* en el mediano plazo (Gómez-Mendoza y Arriaga, 2007) mediante su establecimiento en donde se distribuye naturalmente, así como en los estados de Nayarit y Tamaulipas. Su utilización en los programas de rehabilitación y restauración (Olvera-Morales *et al.*, 2011) es importante cuando se realiza durante las etapas tempranas de sucesión secundaria con suelos de nivel de erosión moderado (Vázquez-Yanes *et al.*, 1999).

Los mapas anteriores muestran que al menos 22 especies presentaron modificaciones en la distribución al compararlas con los mapas y descripciones de autores especializados en los taxones estudiados aquí o en el sector forestal en general, situación que se discutirá en torno a las variables de importancia. Al menos en 14 especies se observaron áreas de DP que no se habían documentado anteriormente en mapas. Lo anterior indica que las especies podrían establecerse no sólo en relación a la posible extensión de sus áreas, sino que cada taxón puede encontrarse en áreas donde no se ha documentado actualmente, generando mayor información para el conocimiento de cada especie (Gaubert *et al.*, 2006).

Sobre las especies que proyectaron áreas potenciales que no están documentadas, no es posible saber si actualmente se encuentran los taxones. En caso de no estar en dichas áreas, bajo el análisis con MDS, no existe la posibilidad de saber si la ausencia se debe a factores

naturales que impiden la dispersión natural de las 14 especies que proyectaron nuevas áreas de distribución. Tampoco es posible saber si existen interacciones ecológicas que las excluyan, si la ausencia de algún factor ecológico de escala local podría no permitir su establecimiento en la actualidad (Aráujo y Guisan, 2006) o si existen factores de alteración por malas prácticas de aprovechamiento forestal o por cambios en el uso de suelo. La única forma de saber si el taxón se encuentra en dichas áreas es por medio de una visita de campo y una colecta científica, la cual se ve limitada en este trabajo por sus propias dimensiones y deja abierta la posibilidad a investigaciones posteriores. Sin embargo, la ausencia comprobada de las 14 especies permitiría considerar a las nuevas áreas de distribución como información útil para programas de reforestación, de manejo forestal o de establecimiento de plantaciones comerciales, de manera semejante a lo que se ha considerado como migración asistida (Aitken *et al.*, 2008; Sáenz-Romero *et al.*, 2010).

La mayoría de las especies que presentaron reducciones o ausencia de la distribución potencial (16) respecto de otros mapas y descripciones, son especies de las que se ha estudiado el impacto que el cambio climático tendrá en ellas, por lo que la posibilidad de que dichos cambios se tribuyan a los cambios en el clima actual podría no estar errada. La tala inmoderada, la colecta de leña y los cambios en el uso del suelo, afectan no sólo de manera directa la distribución natural de las especies forestales, sino que dichas actividades son las responsables de la emisión de CO₂ en un 12% a nivel mundial y por lo tanto del cambio climático global que también afecta a las especies (Smith *et al.*, 2014).

Es necesario mencionar que el establecimiento de las especies con fines de reforestación, de manejo forestal o plantaciones comerciales requiere de mayor cantidad de elementos de carácter técnico, ecológico en escala local y depende de las condiciones

socioeconómicas de los terrenos donde se deseen llevar a cabo (Musálem, 2006; CONAFOR, 2010; Vargas-Larreta, 2013). Sin embargo, como los procesos de modelado en general, las proyecciones de la DP son sólo una aproximación tangible que permite encontrar los requerimientos ambientales para las especies forestales en términos de áreas geográficas técnicamente localizables.

La prueba de *Jackknife* realizada por Maxent en el momento de su ejecución, indica la contribución de las variables más importantes en la DP de las especies, que en este trabajo fueron bio5, bio8, bio10 y bio4 (Cuadro 6).

Cuadro 6. Contribución de las variables climáticas a la distribución potencial actual de cada especie.

Especie	Variables por orden de contribución*		
	1	2	3
<i>A. religiosa</i>	bio5	bio8	bio10
<i>Alnus acuminata arguta</i>	bio5	bio8	bio10
<i>A. jorullensis jorullensis</i>	bio5	bio8	bio10
<i>Arbutus xalapensis</i>	bio5	bio8	bio10
<i>Callitropsis lusitanica</i>	bio5	bio8	bio10
<i>Pinus ayacahuite ayacahuite</i>	bio5	bio8	bio4
<i>P. devoniana</i>	bio5	bio8	bio4
<i>P. greggii greggii</i>	bio5	bio8	bio14
<i>P. hartwegii</i>	bio8	bio5	bio10
<i>P. herrerae</i>	bio10	bio5	bio1
<i>P. leiophylla leiophylla</i>	bio1	bio10	bio8
<i>P. montezumae</i>	bio5	bio8	bio10
<i>P. patula</i>	bio5	bio8	bio10
<i>P. pringlei</i>	bio4	bio5	bio8
<i>P. pseudostrobus pseudostrobus</i>	bio5	bio8	bio10
<i>P. teocote</i>	bio5	bio8	bio10
<i>Quercus affinis</i>	bio5	bio14	bio4
<i>Q. candicans</i>	bio5	bio8	bio12
<i>Q. crassifolia</i>	bio4	bio5	bio8
<i>Q. crassipes</i>	bio8	bio5	bio10
<i>Q. laurina</i>	bio5	bio8	bio4
<i>Q. leiophylla</i>	bio4	bio15	bio16

<i>Q. mexicana</i>	bio5	bio8	bio14
<i>Q. rugosa</i>	bio8	bio10	bio5

*El numero 1 indica la variable de mayor contribución, el 2 la segunda y el 3 la tercera

Por lo anterior, se puede inferir que la mayoría de las especies forestales de este trabajo responden principalmente a las variables climáticas como las temperaturas máximas que ocurren en el trimestre más lluvioso y en el trimestre más cálido. La importancia de la temperatura en las especies de plantas es tal que determina la expansión de los rangos de sus variables de acuerdo a su latitud y altitud, de modo que en las zonas cercanas a los polos y de altitudes elevadas las temperaturas bajas son el factor limitante, mientras que hacia el ecuador la distribución se limita por las altas temperaturas y la sequía (Woodward, 1987).

Además, se sabe que las dinámicas poblacionales y el comportamiento de los individuos en las especies arbóreas en general están determinados de manera importante por la temperatura (Körner, 2012). Por lo anterior, existe la posibilidad de que los cambios actuales en la temperatura ambiental respecto de las últimas décadas, hayan inducido alguna alteración en la ecología de las especies forestales aquí estudiadas y modificado sus rangos de distribución, como ocurre generalmente en especies arbóreas (Matías, 2012).

No obstante, los efectos de las condiciones climáticas sobre la vegetación en México han sido proyectados con modelos climáticos y sugieren que el aumento en las temperaturas, así como el decremento de la precipitación propiciarían cambios y principalmente una disminución en la superficie de los bosques templados (Villers y Trejo, 1998).

Por su parte, el soporte estadístico de los supuestos relacionados con los mapas de distribución de este apartado, está dado por la significancia estadística del modelado de cada especie.

7.4. Validación de las distribuciones potenciales

El cálculo del área bajo la curva (AUC) muestra que para todas las distribuciones actuales se obtuvieron resultados mayores a 0.5 (Cuadro 7): en 23 especies el AUC fue >0.9 con desviaciones estándar < 0.1 unidades, lo cual muestra que las áreas de DP son altamente significativas y no sólo estas, sino la propia validación al mostrar desviaciones bajas.

Sólo la distribución de *Callitropsis lusitánica* tuvo un AUC apenas superior a 0.8 con una desviación de 0.167, lo cual indica que el mapa de DP de esta especie es también altamente significativo. Sin embargo, es posible que existan mínimos errores en la información que alimentó Maxent, ya que los valores de la desviación, así como los máximos y mínimos del AUC presentan diferencias marcadas con respecto a las demás especies. Dichos errores podrían presentarse en las localidades de presencia de *C. lusitánica*, ya que las variables ambientales fueron las mismas para todas las especies y la semejanza de nicho con la variedad *C. benthamii* (Farjon, 2010) podría ser un factor limitante para su correcta identificación.

Cuadro 7. Valores del AUC por especie.

Especie	AUC			
	\bar{x}	s	X _{max}	X _{min}
<i>A. religiosa</i>	0.995	0.001	0.997	0.993
<i>Alnus acuminata arguta</i>	0.978	0.003	0.986	0.972
<i>A. jorullensis jorullensis</i>	0.987	0.003	0.992	0.982
<i>Arbutus xalapensis</i>	0.903	0.005	0.914	0.885
<i>Callitropsis lusitanica</i>	0.805	0.167	0.971	0.244
<i>Pinus ayacahuite ayacahuite</i>	0.984	0.004	0.991	0.978
<i>P. devoniana</i>	0.939	0.009	0.963	0.919
<i>P. greggii greggii</i>	0.993	0.002	0.999	0.990
<i>P. hartwegii</i>	0.995	0.002	0.998	0.992
<i>P. herrerae</i>	0.939	0.020	0.961	0.706
<i>P. leiophylla leiophylla</i>	0.939	0.007	0.956	0.915
<i>P. montezumae</i>	0.981	0.002	0.987	0.977
<i>P. patula</i>	0.986	0.004	0.994	0.982
<i>P. pringlei</i>	0.968	0.008	0.988	0.955
<i>P. pseudostrobus pseudostrobus</i>	0.947	0.009	0.969	0.937
<i>P. teocote</i>	0.956	0.004	0.968	0.943
<i>Quercus affinis</i>	0.986	0.007	0.998	0.979
<i>Q. candicans</i>	0.966	0.002	0.971	0.963
<i>Q. crassifolia</i>	0.937	0.011	0.957	0.915
<i>Q. crassipes</i>	0.974	0.006	0.993	0.970
<i>Q. laurina</i>	0.963	0.004	0.976	0.955
<i>Q. leiophylla</i>	0.959	0.035	0.995	0.917
<i>Q. mexicana</i>	0.983	0.002	0.992	0.980
<i>Q. rugosa</i>	0.912	0.006	0.932	0.898

Es preciso decir que la información resultante se basa en las presencias de las especies y aunque comúnmente existen errores de comisión (sobreestimación) en el modelado de nicho ecológico, el valor del AUC generado por el análisis ROC en este trabajo indica alta significancia estadística en los modelos y por consecuente bajo error de comisión.

Aunque se ha estimado que el sesgo en la cantidad de ocurrencias de especies de distintos climas puede originar diferencias en el AUC (Loiselle *et al.*, 2008), la alta significancia estadística de los mapas de DP de las 24 especies forestales indicó que la diferencia en la

cantidad de localidades entre especies no influyó en la precisión de las proyecciones (Loiselle *et al.*, 2008; Wisz *et al.*, 2008). La evidencia es que la especie que menor cantidad de localidades tuvo (15) presentó una significancia estadística (AUC=0.959) con mínima diferencia (AUC=0.903) a la especie que mayor cantidad de ocurrencias registró (1873).

Además, la posibilidad de que la cantidad de localidades de presencia de cada especie, así como la combinación de variables utilizadas en el modelado, resultaron ser suficientes para generar proyecciones de alta significancia estadística tiene sustento en los valores de AUC, mayores a 0.9 en la mayoría de las especies.

VIII. CONCLUSIONES

Los servidores globales de información de biodiversidad y el Inventario Nacional Forestal y de Suelos, representan las fuentes de información con mayor cantidad de datos actualizados y georreferenciados en lo que respecta a vegetación.

La mayoría de las especies forestales presentaron modificaciones potenciales en las áreas de distribución actual en relación a la documentación histórica. Poco más de la mitad de las especies aquí estudiadas proyectaron nuevas áreas potenciales de distribución natural y otra semejante proporción tuvo reducciones u omisiones en las mismas.

Las diferencias entre la cantidad de localidades de presencia disponibles para cada especie son irrelevantes para generar proyecciones de distribución potencial con Maxent altamente significativas. Además, la combinación de las localidades de presencia con variables climáticas, topográficas y edafológicas es suficiente para obtener distribuciones significativas.

La validación del análisis ROC presentó áreas bajo la curva que indican alta significancia estadística en todas las proyecciones de la distribución potencial.

IX. LITERATURA CITADA

- Aitken, S.N., S. Yeaman, J.A. Holliday, T. Wang and S. Curtis-McLane. 2008. *Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations*. Evolutionary Applications. 1: 95-111.
- Álvarez-Valle, H. 1956. *Estudio forestal del jaúl (Alnus jorullensis HBK.) en Costa Rica*. Tesis de Magister Agriculturae. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas. Costa Rica. 87 p.
- Anderson, R., M. Gómez-Laverde and A.T. Peterson. 2002. *Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models*. Global Ecology & Biogeography. II: 131-141.
- Araújo, M.B. y A. Guisan. 2006. *Five (or so) challenges for species distribution modelling*. Journal of Biogeography. 33: 1677-1688.
- Arizaga, S., J. Martínez-Cruz, M. Salcedo-Cabrales y M.A. Bello-González. 2009. *Manual de la biodiversidad de encinos michoacanos*. SEMARNAT. México. pp. 12-14, 26-29, 38-45.
- Arriaga, L., y L. Gómez-Mendoza. 2004. *Posibles efectos del cambio climático en algunos componentes de la biodiversidad en México*. En: Cambio climático. Una visión desde México. 2004. (Martínez, A., y A. Fernández-Bremauntz (comps.)). SEMARNAT-INE. México. pp. 255-265.
- Austin, M.P., R.B. Cunningham and P.M. Fleming. 1985. *New approaches to direct gradient analysis using environmental scalars and statistical curve-fitting procedures*. En: Plant community ecology. Papers in honor of Robert H. Wittaker. Vol. 7. Advances in vegetation science. Springer. Netherlands. pp. 31-47.

- Barve, N. 2008. *Tool for Partial-ROC ver. 1.0*. Biodiversity Institute, Lawrence, KS, USA.
- Benítez-Benítez, M. 2010. *Sobrevivencia y crecimiento en altura de Pinus greggii Engelm., en plantaciones del noreste de México*. Tesis de Licenciatura. Ingeniero Forestal. División de Agronomía. UAAAN. México. 37 p.
- Campbell, M. 2016. *The balcones escarpment: sketches*. Disponible en https://www.lib.utexas.edu/geo/balcones_escarpment/campbell.html?p=print (Revisado en Junio de 2016).
- Carranza-González, E., y X. Madrigal-Sánchez. 1995. *Flora del Bajío y de regiones adyacentes*. Instituto de Ecología A.C.-CONACyT-CONABIO. México. 22 p.
- Castellanos-Acuña, D., R.A. Linding-Cisneros, M.A. Silva-Farias y C. Sáenz-Romero. 2014. *Zonificación altitudinal provisional de A. religiosa en un área cercana a la Reserva de la Biósfera de la Mariposa Monarca, Michoacán*. Revista Chapingo Serie Ciencias forestales y del Ambiente. 20(2): 215-225.
- CATIE. 1995. *Alnus acuminata ssp. arguta, (Schlectendal) Furlow especie de árbol de uso múltiple en América Central*. CATIE. Costa Rica. 40 p.
- CATIE. 2000. *Manejo de semillas de 100 especies forestales de América Latina*. CATIE. Costa Rica. 204 p.
- CATIE. 2001. *Manejo de semillas de 75 especies forestales de América Latina*. CATIE. Costa Rica. 156 p.

- Challenger, A. 1998. *Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México: pasado, presente y futuro*. CONABIO-IB, UNAM-Agrupación Sierra Madre S.C. México. 847 p.
- Challenger, A. 2003. *La situación actual del medio ambiente en Veracruz: los servicios ambientales y la conservación ecológica*. En: Memorias del Primer Simposio-Taller Internacional sobre Servicios Ambientales en el estado de Veracruz. CGEVER-IE S.A.-CONAFOR. México.
- Challenger, A., y J. Soberón. 2008. *Los ecosistemas terrestres*. En: Capital natural de México, vol. 1. Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO. México. pp. 87-108.
- CONABIO. 2006. *Capital natural y bienestar social*. CONABIO. México. pp. 1-20.
- CONABIO. 2010. *El bosque mesófilo de montaña en México: Amenazas y oportunidades para su conservación y manejo sostenible*. CONABIO. México. pp. 26-30.
- CONABIO. 2012. *División política estatal escala 1:250000*. Disponible en <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> (Descargado en Febrero de 2015).
- CONAFOR. 2010. *Prácticas de reforestación. Manual básico*. CONAFOR. México. 64 p.
- CONAFOR. 2012. *Inventario Nacional Forestal y de Suelos: Informe 2004-2009*. Comisión Nacional Forestal. México. 212 p.

- De la Paz Pérez-Olvera, C., R. Dávalos-Sotelo y E. Guerrero-Cuacuil. 2000. *Aprovechamiento de la madera de encino en México*. Madera y Bosques. 6(1): 3-13.
- De la Paz Pérez-Olvera, C., S. Vélez-Jiménez y J. Ceja-Romero. 2006. *Anatomías de la madera de ocho especies de Quercus (Fagaceae) de Oaxaca, México*. Madera y Bosques. 12(1): 63-94.
- Domínguez-Calleros, P.A., J.J. Návar-Cháidez y J.A. Loera-Ortíz. 2001. *Comparación del rendimiento de pinos en la reforestación de sitios marginales en Nuevo León*. Madera y Bosques. 7(1): 27-35.
- Eckenwalder, J.E. 2009. *Conifers of the world: The complete reference*. Timber Press. USA. pp. 13-19, 114, 223-224, 427, 433-436, 443-444, 450-451, 461-462, 467.
- Eguiluz-Piedra, T. 1978. *Ensayo de integración de los conocimientos sobre el género Pinus en México*. Tesis de Licenciatura. Ingeniero Agrónomo especialista en Bosques. DEISB. ENA. México. 623 p.
- Elith, J., C.H. Graham, R.P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R.J. Hijmans, F. Huettmann, J.R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L.G. Lohmann, B.A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J.McC. Overton, A.T. Peterson, S.J. Phillips, K.S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R.E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.S. Wisz, and N.E. Zimmermann. 2006. *Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data*. Ecography 29: 129-151.
- Elton, C.S. 1927. *Animal ecology*. Macmillan Co. NY. USA. pp. 63-68.

- Encina, J.A. 1999. *Arizona State University Vascular Plant Herbarium*.
<http://www.madreaan.org/symbflora/collections/individual/index.php?occid=1849189> (Revisado en Junio de 2016).
- FAO. 2004. *Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020: Informe nacional México*. FAO. Italia. pp. 51-87.
- Farjon, A. 2010. *A Handbook of the World's Conifers*. Brill. Leiden, Netherlands. pp. 307-308, 772.
- Farjon, A. 2013a. *A. hickelii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42286A2969866. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42286A2969866.en> (Revisado en Junio de 2016).
- Farjon, A. 2013b. *A. religiosa*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T39592A2929657.en> (Revisado en Marzo de 2016).
- Farjon, A. 2013c. *Pinus ayacahuite*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42344A2974142. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42344A2974142.en> (Revisado en Junio de 2016).
- Farjon, A. 2013d. *Pinus hartwegii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42367A2975679. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42367A2975679.en> (Revisado en Junio de 2016).

- Farjon, A. 2013e. *Pinus greggii*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T32630A2822678. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T32630A2822678.en> (Revisado en Junio de 2016).
- Farjon, A. 2013f. *Pinus herrerae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42369A2975774. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42369A2975774.en> (Revisado en Junio de 2016).
- Farjon, A. 2013g. *Pinus leiophylla*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42376A2976226. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42376A2976226.en> (Revisado en Junio de 2016).
- Farjon, A. 2013h. *Pinus montezumae*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42382A2976574. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42382A2976574.en> (Revisado en Junio de 2016).
- Farjon, A. 2013i. *Pinus patula*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42389A2977049. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42389A2977049.en> (Revisado en Junio de 2016).
- Farjon, A. 2013j. *Pinus pringlei*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42403A2977612. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42403A2977612.en> (Revisado en Junio de 2016).
- Farjon, A. 2013k. *Pinus pseudostrobus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42404A2977667. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42404A2977667.en> (Revisado en Junio de 2016).

- Farjon, A. 2013l. *Pinus teocote*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T42422A2979110. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T42422A2979110.en> (Revisado en Junio de 2016).
- Farjon A., and D. Filer. 2013. *An atlas of the world's conifers. An analysis of their distribution, biogeography, diversity and conservation status*. Brill. Netherlands. pp. 97, 100-104, 113.
- Fernández-Eguiarte, A., J. Zavala-Hidalgo y R. Romero-Centeno. 2010. *Digital Climatic Atlas of Mexico*. 3rd International Conference on Cartography and GIS. Nessebar, Bulgaria. CD Proceedings ISSN: 1314-0604
- Fielding, A.H., and J.F. Bell. 1997. *A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models*. Environmental Conservation. 24 (1): 38-49.
- Flores-Velázquez, R., J.V. Rangel-Piñón, J. Quintanar-Olguín, M.E. Fuentes-López y L. Vázquez-Silva. 2007. *Calidad de maquinado de la madera de Quercus affinis y Quercus laurina*. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 13(1): 41-46.
- Furlow, J. 1979a. *The systematics of the american species of Alnus (Betulaceae)*. Rhodora. 81 (825): 1-121.
- Furlow, J. 1979b. *The systematics of the american species of Alnus (Betulaceae)*. Rhodora. 81 (826): 151-248.
- García, E. 2004. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía, UNAM. México. pp. 11-21.

- García-Martínez, M.F. 2013. *Patrones de distribución de Pinus hartwegii como posible estrategia de adaptación al cambio climático en el Parque Nacional Nevado de Toluca*. Tesis de Licenciatura. Licenciado en Geografía. UAEM. México. 110 p.
- García-Mendoza, A.J., M.J. Ordóñez y M. Briones-Salas. 2004. *Biodiversidad de Oaxaca*. Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund. México. p. 151.
- Gaubert, P., M. Papeş and A.T. Peterson. 2006 *Natural history collections and the conservation of poorly known taxa: Ecological niche modeling in central African rainforest genets (Genetta spp.)*. Biological Conservation. 130: 106-117.
- GBIF. 2015. *Global Information Facility. Portal de datos de biodiversidad*. Disponible en www.gbif.org (Revisado en febrero de 2015).
- Gernandt, D., y J.A. Pérez de la Rosa. 2014. *Biodiversidad de Pinophyta (coníferas) en México*. Revista Mexicana de Biodiversidad. 85: S126-S133.
- Gómez-Mendoza, L., y L. Arriaga. 2007. *Modeling the effect of climate change on the distribution of oak and pin species of Mexico*. Conservation Biology. 21(2): 1545-1555.
- Gómez-Romero, M., J. Villegas, C. Sáenz-Romero y R. Lindig-Cisneros. 2013. *Efecto de la micorrización en el establecimiento de Pinus pseudostrobus en cárcavas*. Madera y Bosques. 19(3): 51-63.
- González-Elizondo, S., y M. González Elizondo. 1992. *El género Arbutus (Ericaceae) en la Sierra Madre Occidental, consideraciones sobre su taxonomía*

y *distribución*. Boletín del Instituto de Botánica. Universidad de Guadalajara. 2(1): 39-41.

- González-Espinosa, M., J.A. Meave, F.G. Loera-Hernández, G. Ibarra-Manríquez y A.C. Newton. 2011. *The red list of Mexican Cloud Forest Trees*. Fauna & Flora International. UK. pp. 34, 104.
- González-Medrano, F. 1974. *Arizona State University Vascular Plant Herbarium*. Disponible en <http://swbiodiversity.org/seinet/collections/individual/index.php?occid=1849777> (Revisado en Junio de 2016).
- González-Rodríguez, A., D.M. Arias, S. Valencia y K. Oyama. 2004. *Morphological and RAPD analysis of hybridization between Quercus affinis and Q. laurina (Fagaceae), two Mexican red oaks*. American Journal of Botany. 91(3): 401-409.
- Grinnell, J. 1917a. *The Niche-Relationships of the California Thrasher*. University of California Press - The Auk. 34(4): 427-433.
- Grinnell, J. 1917b. *Field Tests of Theories Concerning Distributional Control*. The University of Chicago Press - The American Naturalist. 52(602): 115-128.
- Guízar, E. 2015. *Manual de claves para identificación en Botánica Forestal*. División de Ciencias Forestales. UACH. México. 181 p.
- Gutiérrez, E., e I. Trejo. 2014. *Efecto del cambio climático en la distribución potencial de cinco especies arbóreas de bosque templado en México*. Revista Mexicana de Biodiversidad. 85(1): 179-188.

- Hahn, M. 2012. *Phylogeny of the oaks of the Americas: Diversification of an ecologically important clade across the tropical-temperate divide*. Disponible en <http://quercus.myspecies.info/taxonomy/term/31> (Revisado en Junio de 2016).
- Hanley, J.A. and B.J. McNeil. 1982. *The meaning and use of the Area Under a Receiver Operating Characteristic (ROC) Curve*. Radiology. 143 (1): 29-36.
- Hernández, S.R. 1976. *Campo Experimental Forestal San Juan Tetla, Puebla*. Ciencia Forestal. 3: 50-60.
- Hernández-Ramos, J., J.J. García-Magaña, E.H. Olvera-Delgadillo, J.C. Velarde-Ramírez, X. García-Cuevas y H.J. Muñoz-Flores. 2014. *Índice de sitio para plantaciones de Pinus greggii Engelm., en Metztlán, Hidalgo, México*. Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente. 20(2): 167-176.
- Hijmans, R.J. 2006. *Arc Macro Language (AML®) version 2.3 for calculating 19 bioclimatic predictors*. Museum of Vertebrate Zoology, University of California at Berkeley, California. USA. Disponible en <http://www.worldclim.org/bioclim-aml> (Revisado en Febrero de 2015).
- Hutchinson, G. E. 1957. *Concluding Remarks*. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology. 22: 415-427.
- Hutchinson, G.E. 1978. *An Introduction to Population Ecology*. Yale University Press, USA.
- IDRI. 2012. *Dendrological Atlas Project*. Disponible en <http://interdendr.org/plates.html> (Revisado en Junio de 2016).
- INEGI. 2010. *Conjunto Nacional de Uso de Suelo y Vegetación a escala 1:250000, Serie IV*. DGG-INEGI. México.

- INEGI. 2013. *Continuo de Elevaciones Mexicano 3.0.*
<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/descarga.aspx>
(Descargado en Febrero de 2015).
- INEGI. 2014. *Conjunto de datos vectoriales edafológico, escala 1:250000 Serie II.* INEGI. México.
- Jackson, S. T. y J.T. Overpeck. 2000. *Responses of plant populations and communities to environmental changes of the late Quaternary.* *Paleobiology.* 26: 194-220.
- Jaramillo-Correa, J.P., E. Aguirre-Planter, D.P.Khasa, L.E. Eguiarte, D. Piñero, G.R. Furnier and J. Bousquet. 2008. *Ancestry and divergence of subtropical montane forest isolates: molecular biogeography of the genus A. (Pinaceae) in southern Mexico and Guatemala.* *Molecular Ecology.* 17: 2476-2490.
- Kapelle, M. 2006. *Ecology and Conservation of Neotropical Montane Oak Forests.* Springer-Verlag Berlin Heidelberg. Germany. pp. 3-13.
- Kearney, M. 2006. *Habitat, environment and niche: What are we modelling?* *Oikos.* 115: 186-191.
- Körner, C. 2012. *Functional ecology of the global high elevation tree limits.* Springer. DOI: 10.1007/978-3-0348-0396-0. 220 p.
- Landrum, S.1998. *Arizona State University Vascular Plant Herbarium.* Disponible en <http://www.madrean.org/symbflora/collections/individual/index.php?occid=6572>
40 (Revisado en Junio de 2016).

- Leal-Nares, O., M.E. Mendoza, D. Pérez-Salicrup, D. Geneletti, E. López-Granados y E. Carranza. 2012. *Distribución potencial del Pinus martinezii: un modelo espacial basado en conocimiento ecológico y análisis multicriterio*. Revista mexicana de Biodiversidad. 83: 1152-1170.
- Little, E. Jr. 1976. *Atlas of United States trees, volume 3, minor Western hardwoods*. Department of Agriculture Miscellaneous Publication, USA. 1314: 13 p., 290 maps.
- Loiselle, B.A., P.M. Jorgenses, T. Consiglio, I. Jiménez, J.G. Blake, L.G. Lohmann and O.M. Montiel. 2008. *Predicting species distributions from herbarium collections: Does climate bias in collection sampling influence model outcomes?* Journal of Biogeography. 35(1): 105-116.
- Madrigal, S.X. 1964. *Contribución al conocimiento de los bosques de oyamel (A. religiosa H.B.K. Schl. et Cham.) en el Valle de México*. Tesis de Licenciatura. Escuela Nacional de Ciencias Biológicas. IPN. México. 111 p.
- Mayen, L. 1987. *Evaluación de los efectos de tres tipos de agua en el tiempo y porcentaje de germinación de semillas de oyamel (A. religiosa)*. Tesis de Licenciatura. Ingeniero Agrícola. FES Cuautitlán. UNAM. México.
- Martínez-Salvador, M., y J.A. Prieto-Ruiz. 2011. *Determinación de áreas potenciales para el establecimiento de plantaciones forestales comerciales en la región norte de México*. SAGARPA. INIFAP. Folleto Técnico No. 47. 35 p.
- Matías, L. 2012. *Cambios en los límites de distribución de especies arbóreas como consecuencia de las variaciones climáticas*. Ecosistemas: 21(3): 91-96.

- Mittermeier, R.A., y C.Goettsch. 1992. *La importancia de la diversidad biológica de México*. CONABIO. México. 12 p.
- Montoya, D. 2008. *Habitat loss, dispersal, and the probability of extinction of tree species*. Communicative and Integrative Biology. 1(2). 146-147.
- Morrone, J. 2005. *Hacia una síntesis biogeográfica de México*. Revista Mexicana de Biodiversidad. 76 (2): 207-252.
- Muñoz-Flores, H.J., G. Orozco-Gutiérrez, V.M. Coria-Ávalos y J.J. García-Magaña. 2010. *Factores ambientales de Pinus patula Schl. et Cham. y su adaptación a las condiciones de la Sierra Purépecha*. Foresta Veracruzana. 12(2). 27-33.
- Muñoz-Flores, H.J., G. Orozco-Gutierrez, V.M. Coria-Ávalos, J.J. García-Sánchez, Y.Y. Muñoz-Vega y G.Salvador-Cruz. 2011a. *Evaluación de Pinus pseudostrobus Lindl. y Pinus greggii Engelm. cons dos densidades de plantación en Michoacán, México*. Foresta Veracruzana. 13(1): 29-35.
- Muñoz-Flores, H.J., T. Sáenz-Reyes, J.J. García-Sánchez, E. Hernández-Máximo y J. Anguiano-Contreras. 2011b. *Áreas potenciales para establecer plantaciones forestales de Pinus pseudostrobus Lindl. Y Pinus greggii Engelm. en Michoacán*. Revista Mexicana de Ciencias Forestales. 5(2): 29-44.
- Muñoz-Flores, H.J., V.M. Coria-Ávalos, J.J. García-Sánchez, E. Velasco-Bautista y G. Martínez-Molina. 2012. *Evaluación de una plantación de Pinus greggii Engelm., con dos espacimientos*. Revista Mexicana de Ciencias Forestales. 13(1): 29-35.

- Musálem, M.A. 2006. *Silvicultura de plantaciones forestales comerciales*. División de Ciencias Forestales, UACH. México. 213 p.
- Niembro-Rocas, A., M. Vázquez-Torres y O. Sánchez-Sánchez. 2010. *Árboles de Veracruz: 100 especies para la reforestación estratégica*. Comisión Organizadora del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave para la Conmemoración del Bicentenario de la Independencia Nacional y del Centenario de la Revolución Mexicana-Secretaría de Educación del Estado de Veracruz. México. 256 p.
- Nieto de Pascual, C., y M. Zamora-Martínez. 1989. *Características del aile (Alnus jorullensis HBK ssp. Jorullensis) en el Valle de México*. Ciencia Forestal. 65 (14): 99-114.
- Nix, H. 1986. *A biogeographic analysis of Australian elapid snakes*. En: Atlas of elapid snakes of Australia. Australian Flora and Fauna Series 7. AGPS. Australia. pp. 4-15.
- Nixon, K. 1998. *Quercus excelsa*. The IUCN Red List of Threatened Species 1998: e.T32871A9737525. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1998.RLTS.T32871A9737525.en> (Revisado en Marzo de 2016).
- Olvera-Morales, D., S. Castillo-Argüero, P. Guadarrama, J. Ramos-Zapata, J. Álvarez-Sánchez y L. Hernández-Cuevas. 2011. *Establecimiento de plántulas de Quercus rugosa Neé inoculadas con hongos micorrizógenos arbusculares en un bosque templado de México*. Boletín de la Sociedad Botánica de México. 89(89): 115-121.
- Palmberg-Lerche, C., y J.B. Ball. 1998. *El estado actual de las plantaciones forestales en América Latina y el Caribe y examen de las actividades relacionadas*

con el mejoramiento genético. Primer Congreso Latinoamericano IUFRO/FAO: “El manejo sustentable de los Recursos Forestales, Desafío del Siglo XXI. Valdivia, Chile. 13 p.

- Paz, G., y C. Mino. *Bio Art*. Disponible en: <http://guillermopazyminoelaboratory.blogs.umassd.edu/bio-art/> (Revisado en Junio de 2016).
- Pérez-Miranda, R., F. Moreno-Sánchez, A. González-Hernández y V. Arriola-Padilla. 2014. *Distribución de A. religiosa (Kunth) Schltdl. et Cham. y Pinus montezumae Lamb. ante el cambio climático*. Revista Mexicana de Ciencias Forestales. 5(25): 18-33.
- Perry, J.P. 1991. *The pines of Mexico and Central America*. Timber Press. USA. 231 p.
- Peterson, A.T., M. Papeş and J. Soberón. 2008. *Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modelling*. Ecological Modelling. 213: 63-72.
- Peterson, A. T., J. Soberón, R. Pearson, R. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura and M. Bastos. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press. USA. pp. 62-96.
- Peterson, A.T., and J. Soberón. 2012. *Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right*. *Naturaleza & Conservação*. 10(2): 102-107.
- Phillips, S.J., R.P. Anderson and R.E. Schapire. 2006. *Maximum entropy modeling of species geographic distributions*. Ecological Modelling. 190: 231-259.

- Ramírez, D.E. 1978. *Evaluación de una plantación de Pinus patula del Estado de México*. 1a Reunión Nacional de Plantaciones Forestales. INIF, SFF-SARH. México. Publicación especial. 13: pp. 338-350.
- Ramírez-Herrera, C., J.J. Vargas-Hernández y J. López-Upton. 2005. *Distribución y conservación de las poblaciones naturales de Pinus greggii*. Acta Botánica Mexicana. 72: 1-16.
- Ramírez-Marcial, N., A. Camacho-Cruz y M. González-Espinosa. 2003. *Guía para la propagación de especies leñosas nativas de los Altos y montañas del norte de Chiapas*. Ecosur. México. 39 p.
- Ramos-Ortíz, S., K. Oyama, H. Rdríguez-Correa and A. González-Rodríguez. 2015. *Geographic structure of genetic and phenotypic variation in the hybrid zone between Quercus affinis and Q. laurina in Mexico*. Plant Species Biology. DOI: 10.1111/1442-1984.12109.
- Restrepo-Uribe, G., et P. Bellefleur. 1996. *L'aulne des Andes de Colombie: Écologie et identification*. Bois et Forêts des Tropiques. 247: 53-68.
- Romero-Rangel, S., E.C. Rojas-Zenteno y L.E. Rubio-Licon. 2015. *Encinos de México. Quercus, Fagaceae. 100 especies (Pocket)*. FES Iztacala-UNAM. 250 p.
- Russell-Shaw, G. 1958. *The genus Pinus*. Disponible en http://www.basiscarpentrytechniques.com/Forestry/The%20Genus%20Pinus/26798-h.htm#Page_86 (Revisado en Junio de 2016).
- Rzedowski, J. 1996. *Análisis preliminar de la flora vascular de los bosques mesófilos de montaña de México*. Acta Botánica Mexicana. 35: 25-44.

- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. 1ª edición digital. CONABIO. México. pp. 160-168, 274-339.
- Sáenz-Romero, C., G.E. Rehfeldt, N.L. Crookston, P. Duval, R. St-Amant, J. Beaulieu and B.A. Richardson. 2010. *Spline models of contemporary, 2030, 2060 and 2090, climates for Mexico and their use in understanding climate-change impacts on the vegetation*. *Climate Change*. 102: 595-623.
- Salinas-Moreno, Y., C.F. Vargas-Mendoza, G. Zúñiga, J. Víctor. A. Ager y J.L. Hayes. 2009. *Atlas de la distribución geográfica de los descortezadores del género Dendroctonus (Curculionidae: Scolytinae) en México*. IPN-CONAFOR. México. 90 p.
- Sargent, C.S. 1855. *Trees and shrubs, illustration of new or little known ligneous plants*. 1: t.100. Disponible en http://plantgenera.org/illustration.php?id_illustration=152641 (Revisado en Junio de 2016).
- SEMARNAT. 2013. *Informe de la situación del medio ambiente en México: Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave y de desempeño ambiental 2012*. SEMARNAT. México. pp. 39-116.
- SEMARNAT. 2014. *Anuario estadístico de la producción forestal 2013*. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. 230 p.
- Sigala-Rodríguez, J.A., M.A. González-Tagle y J. Jiménez-Pérez. 2015. *Análisis de supervivencia para una reforestación con Pinus pseudostrobus Lindl. En el sur de Nuevo León*. *Ciencia UANL*. 75: 61-66.

- Smith P., M. Bustamante, H. Ahammad, H. Clark, H. Dong, E. A. Elsidig, H. Haberl, R. Harper, J. House, M. Jafari, O. Masera, C. Mbow, N. H. Ravindranath, C. W. Rice, C. Robledo Abad, A. Romanovskaya, F. Sperling, and F. Tubiello. 2014. *Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU)*. In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press. United Kingdom and USA. pp. 819-828.
- Soberón, J., and A.T. Peterson. 2004. *Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data*. *Phylosophical transactions of The Real Society of London. Biological Sciences*. 359(1444): 689-698.
- Soberón, J., and A.T. Peterson. 2005. *Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas*. *Biodiversity Informatics*. 2. 1-10.
- Soberón, J., and M. Nakamura. 2009. *Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions*. *PNAS*. 106: 19644-19650.
- Stanton, J., R. Pearson, N. Horning, P. Ersts and R. Akçakaya. 2012. *Combining static and dynamic variables in species distribution models under climate change*. *Methods in Ecology and Evolution*. 3: 349-357.
- Stead, J.W. 1983. *A study of variation and taxonomy of the Pinus pseudostrabus complex*. *Commonwealth Forestry*. 62: 25-35.

- Stockwell, D. and D. Peters. 1999. *The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction*. International Journal of Geographical Information Science 13: 143-158.
- Suttle, K.B., M.A. Thomsen and M.E. Power. 2007. *Species interactions reverse grassland responses to changing climate*. Science. 315: 640-642.
- Téllez-Valdés, O., Y.M. Chávez-Huerta, A. Gómez-Tagle y M.V. Gutiérrez-Garduño. 2005. *Modelado bioclimático como herramienta para el manejo forestal: estudio de cuatro especies de Pinus*. Revista Mexicana de Ciencias Forestales. 29(95): 61-82.
- Tirmenstein, D.A. 1990. *Arbutus xalapensis*. En: Fire Effects Information System. Forest Service. USDA. Disponible en: <http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/arbxa/all.html> (Revisado en Marzo de 2016).
- Torres-Meza, M. de J., A.D. Báez-González, L.H. Maciel-Pérez, E. Quezada-Guzmán and J.S. Sierra-Tristán. 2009. *GIS-based modeling of the geographic distribution of Quercus emoryi Torr. (Fagaceae) in Mexico and identification of significant environmental factors influencing the species distribution*. Ecological Modelling. 220: 3599-3611.
- Tovar-Sánchez, E., and K. Oyama. 2004. *Natural hybridization and zones between Quercus crassifolia and Quercus crassipes in Mexico: morphological and molecular evidence*. American Journal of Botany. 91(9): 1352-1363.
- Valencia, S. 1994. *Contribución a la delimitación taxonómica de tres especies del género Quercus, subgénero Erythrobalanus*. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias, UNAM. 174 p.

- Valencia, S. 2004. *Diversidad del género Quercus (Fagaceae) en México*. Boletín de la Sociedad Botánica de México. 75: 33-53.
- Valencia, S., y M. Gual-Díaz. 2014. *La familia Fagaceae en el bosque mesófilo de montaña de México*. Botanical Sciences. 92(2): 193-204.
- Van Devender, T.R. 1996. *Arizona State University Vascular Plant Herbarium*. Disponible en <http://swbiodiversity.org/seinet/collections/individual/index.php?occid=1112223> (Revisado en Junio de 2016).
- Vargas-Larreta, B. 2013. *Manual de mejores prácticas de manejo forestal para la conservación de la biodiversidad en ecosistemas templados de la región norte de México*. CONAFOR-PNUD. México. 87 p.
- Vásquez, L. 1989. *Neo Tropical Herbarium Specimens*. Disponible en <http://fm1.fieldmuseum.org/vrrc/?page=view&id=23989> (Revisado en Junio de 2016).
- Vázquez-Yanes, C., A.I. Batis-Muñoz, M.I. Alcocer-Silva, M. Gual-Díaz y C. Sánchez Dirzo. 1999. *Árboles y arbustos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación*. CONABIO-Instituto de Ecología, UNAM. México. Reporte técnico J084. Pp. 45-48, 124-127.
- Villaseñor, J.L. 2003. *Diversidad y distribución de las magnoliophyta de México*. Interciencia. 28(3): 160-167.
- Villers-Ruiz, L., e I. Trejo. 1998. *Evaluación de la vulnerabilidad en los ecosistemas forestales*. En: Cambio climático. Una visión desde México. 2004.

(Martínez, A., y A. Fernández-Bremauntz (comps.)). SEMARNAT-INE. México. pp. 239-254.

- Watson, L., and M.J. Dallwitz. 2008. *The families of gymnosperms*. Disponible en <http://delta-intkey.com/gymno/www/cupressa.htm> (Revisado en Junio de 2016).
- Wenzell , K. & Kenny, L. 2015. *Quercus crassifolia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T194090A2297643. Disponible en <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T194090A2297643.en> (Revisado de Junio de 2016).
- Wisz, M.S., R.J. Hijmans, J. Li, A.T. Peterson, C.H. Graham, A. Guisan and NCEAS Predicting Species Distribution Working Group. 2008. *Effects of simple size on the performance of species distribution models*. Diversity and Distributions. 14: 763-773.
- Wolfe. 1972. *An interpretation of Alaskan Tertiary floras*. In: A. Graham, Ed. Floristics and Paleofloristics of Asia and Eastern North America. Amsterdam. pp. 201-233.
- Woodward, F.I. 1987. *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press. UK. 188 p.
- Zavala, F. 1995. *Encinos y robles. Notas fitogeográficas*. Universidad Autónoma Chapingo. México. 43 p.

X. ANEXOS

Anexo 1

La siguiente liga representa al Anexo 1 y dirige a una página de internet con el archivo del listado de las 8,209 localidades de presencia de las 24 especies forestales y su descripción, además de esta tesis en versión digital:

<https://drive.google.com/drive/folders/0B6FyzAKTNAO4OEILdHBEZ05seUE>