



COLEGIO DE POSTGRADUADOS

INSTITUCIÓN DE ENSEÑANZA E INVESTIGACIÓN EN CIENCIAS AGRÍCOLAS

CAMPUS MONTECILLO

POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

**CAMBIO CLIMÁTICO Y DISTRIBUCIÓN POTENCIAL
DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA EN EL
CENTRO DE MÉXICO**

PRESENTA:

ISIDRO AMHED CRUZ LEYVA

**TESIS PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE:**

DOCTOR EN CIENCIAS

MONTECILLO, TEXCOCO, EDO. DE MÉXICO

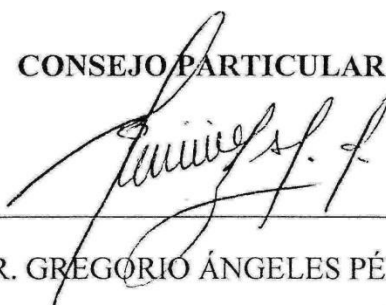
2014

LA PRESENTE TESIS TITULADA "CAMBIO CLIMÁTICO Y DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA EN EL CENTRO DE MÉXICO", REALIZADA POR EL ALUMNO ISIDRO AMHED CRUZ LEYVA BAJO LA DIRECCIÓN DEL CONSEJO PARTICULAR INDICADO, HA SIDO APROBADA POR EL MISMO Y ACEPTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE:

DOCTOR EN CIENCIAS
POSTGRADO EN CIENCIAS FORESTALES

CONSEJO PARTICULAR:

CONSEJERO: _____



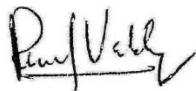
DR. GREGORIO ÁNGELES PÉREZ

ASESOR: _____



DR. HÉCTOR MANUEL DE LOS SANTOS POSADAS

ASESOR: _____



DR. J. RENÉ VALDEZ LAZALDE

ASESOR: _____



DRA. ROSA IRMA TREJO VÁZQUEZ

ASESOR: _____



DR. ARTURO FLORES MARTÍNEZ

Montecillo, Texcoco, Estado de México, febrero de 2014

CAMBIO CLIMÁTICO Y DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA EN EL CENTRO DE MÉXICO.

Isidro Amhed Cruz Leyva, Dr. en Ciencias.

Colegio de Postgraduados, 2014

Resumen general

Se modeló la distribución potencial del bosque mesófilo de montaña (BMM) para los estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz, México bajo el escenario A2 de cambio climático (2050 y 2080) con los modelos de circulación general (GCM) CCSM3 y ECHAM5. Se utilizaron técnicas de modelado de hábitat (MH), modelado de nicho (MN) y especies arbóreas estructuralmente importantes y restringidas al BMM. Para caracterizar las condiciones ambientales, se integró un Sistema de información Geográfica (SIG) de 5 variables ambientales, 5 variables de distancia euclidiana y 19 variables bioclimáticas. De la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB) se obtuvieron 872 registros únicos de 12 especies arbóreas del BMM. Con datos de REMIB y del SIG se ajustaron los MN (situación actual y bajo el escenario A2 de cambio climático). También del SIG y de mapas de cambio de uso de la tierra (CUT) se ajustaron modelos logísticos (ML) del crecimiento de zonas agrícolas. De los MN y ML se obtuvieron los MH, donde se observan las áreas para la conservación del BMM. Los MN muestran que la altitud, temperatura media del trimestre más cálido (BIO10), precipitación media anual (BIO12) y precipitación del trimestre más húmedo (BIO16) son las variables que más contribuyen a los MN ($P \leq 0.01$, ROC = 0.95 - 0.97, AUC = 0.96 - 0.98). Estos predicen una superficie potencial de 363,230 ha para el BMM. Ésta aumenta a 382,464 ha en 2050. En 2080 disminuye a 309,711 ha para CCSM3 y aumenta a 448,757 ha para ECHAM5. Alrededor del 35% del área potencial para el BMM estaría expuesta al cambio, hacia tipos vegetación con mayor umbral crítico a ambientes cálidos-secos. Los ML mostraron que la agricultura tiene mayor probabilidad de presentarse cerca de carreteras principales, áreas urbanas y pequeños poblados ($P < 0.0001$, Pseudo R² = 0.461). Según los MH la superficie promedio dedicada a la conservación del BMM serían de 97,120 ha. Las zonas de conservación pueden ubicarse en los municipios de Tlanchinol en Hidalgo, Tlatlauquitepec en Puebla y Tlaltetela en Veracruz.

Palabras clave: BMM, A2, GCM, CCSM3, ECHAM5, MH, MN, SIG, REMIB, CUT, ML.

IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON POTENTIAL DISTRIBUTION THE MOUNTAIN CLOUD FOREST IN MEXICO

Isidro Amhed Cruz Leyva, Dr. en Ciencias.

Colegio de Postgraduados, 2014

General summary

We modeled the potential distribution of the mountain cloud forest (BMM) for the states of Hidalgo, Puebla and Veracruz, Mexico under A2 climate change scenario for the years 2050 and 2080 with general circulation models (GCM) CCSM3 and ECHAM5. Habitat (HM) and niche modeling (NM) techniques, along with structurally important tree species restricted to BMM we used. To characterize environmental conditions, a Geographic Information System (GIS) was integrated with 5 environmental, 5 Euclidian-distance and 19 bioclimatic variables, 872 unique records of 12 tree species of BMM from the Global Information Network on Biodiversity (GINB) with GIS data were fitted to the NM (current situation and under climate change scenario A2). The GIS and maps of land use change (LUC) were fitted with logistic models (LM) to estimate agricultural land use changes. With the NM and LM the HM shows the potential areas for conservation of BMM. Altitude, mean temperature of warmest quarter (BIO10), mean annual precipitation (BIO12) and precipitation of the wettest quarter (BIO16) were the variables that most contribute to the NM ($P \leq 0.01$, ROC = 0.95 to 0.97, AUC = 0.96 to 0.98). The MN projection estimates a potential area of 363,230 ha for BMM. This increases to 382,464 ha in 2050. In 2080 decreased to 309,711 ha for CCSM3 and increases to 448,757 ha for ECHAM5. About 35% of the potential area for BMM would be exposed to changes towards warm-dry vegetation threshold. The LM showed that agriculture is more likely to occur nearby major roads, urban areas and small towns ($P < 0.0001$, Pseudo R2 = 0.461). The NM show an increase of dispersion of potential area for BMM on the Sierra Madre Oriental, while precipitation decreases (2 to 5%) and temperature increases (2 to 4 °C) by 2080. According to HM the average surface dedicated to the conservation of BMM would be 97,120 ha. Conservation areas could be located in the municipalities of Tlanchinol in Hidalgo, Tlatlauquitepec in Puebla and Tlaltetela in Veracruz.

Key words: BMM, A2, GCM, CCSM3, ECHAM5, HM, NM, GIS, GINB, LUC, LM.

El presente trabajo se llevó a cabo bajo el financiamiento del Fondo Sectorial de Investigación para la Educación SEP-CONACYT a través del proyecto **44872**: “Dinámica y Productividad del Bosque Mesófilo de Montaña en la Sierra Hidalguense”.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Gregorio Ángeles Pérez, mi Director de Tesis, mentor y guía, por haberme concedido la oportunidad de ingresar al Postgrado Forestal y así completar mi instrucción académica; por sus enseñanzas y su confianza en mí. Gracias por el regalo de su amistad y sabiduría.

Al Dr. René Valdez Lazalde, mi Profesor Consejero, por su apoyo y paciencia; no tengo palabras para agradecer el que me haya dado la oportunidad de trabajar a su lado; por su confianza e invaluable apoyo. Gracias por el regalo de su amistad y sabiduría.

Al Dr. Héctor Manuel de los Santos Posadas, mi Profesor Consejero, por su infinita paciencia y amabilidad; por compartir generosamente su conocimiento y por haberme aceptado como su pupilo. Gracias por el regalo de su amistad y sabiduría.

A la Dra. Rosa Irma Trejo Vázquez, mi Profesora Consejera, por su invaluable apoyo, su cariño y su eterna paciencia. Gracias por haber confiado en mi trabajo y en mi capacidad. Gracias por el regalo de su amistad y sabiduría.

Al Dr. Arturo Flores Martínez, mi Profesor Consejero, quien me mostró que más allá de la mirada se extiende un lejano horizonte, el conocimiento y el honor son un regalo de la vida. Gracias por el regalo de su amistad y sabiduría.

A mi amada esposa “Andrómeda María de Lourdes Coatécatl Calderón, a mi amada mamá “Yolanda Leyva Morales, a mi amada hermanita “Jazmín del Alva Cruz Leyva y a mi amado papá “Isidro Cruz Medina”, quien descansa en la paz de los cielos. Su amor, su confianza en mi juicio y su ayuda me dieron las fuerzas para seguir ¡siempre adelante! Muchas gracias.

A mis muy queridos Amigos, Maestros y Compañeros del Colegio de Postgraduados. Su amistad dio sentido a mi vida y su apoyo me dio el regalo de completar mi formación académica y profesional.

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. Presentación.....	1
1.2. Objetivos	4
1.2.1. Objetivo general	4
1.2.2. Objetivos particulares.....	4
1.3. La geografía de la biodiversidad en México	4
1.3.1. Las causas de la extinción de las especies.....	6
1.4. Las causas del cambio climático y sus efectos	9
1.4.1. Escenarios de cambio climático	14
1.4.2. Distribución de la vegetación y cambio climático	15
1.4.3. Modelación de los patrones de distribución de la biodiversidad	17
1.4.3.1. El concepto de nicho en ecología: Reconsiderando el nicho hutchinsoniano.....	20

CAPÍTULO 2. DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA A TRAVÉS DE MODELADO DE NICHOS ECOLÓGICOS.

Resumen	22
Abstract	23
2.1. Introducción	24
2.2. Materiales y métodos	26
2.3. Resultados.....	31
2.4. Discusión	38
2.5. Conclusiones	43

CAPÍTULO 3. DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA BAJO ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN MÉXICO.

Resumen	44
Abstract	45
3.1. Introducción	46
3.2. Materiales y métodos	48
3.3. Resultados	55
3.4. Discusión	60
3.5. Conclusiones	64

CAPÍTULO 4. ÁREAS DE CONSERVACIÓN DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA, BAJO ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO Y DE USO DE SUELO.

Resumen	65
Abstract	66
4.1. Introducción	67
4.2. Materiales y métodos	68
4.3. Resultados	75
4.4. Discusión	84
4.5. Conclusiones	86

CAPÍTULO 5. DISCUSIÓN GENERAL	87
--	-----------

CAPÍTULO 6. LITERATURA CITADA	91
--	-----------

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1	México mega diverso y riqueza de especies en los tipos de vegetación por categoría endémica (Espinosa y Ocegueda, 2008).....	5
Figura 2	Distribución potencial de cada tipo de vegetación convertida en terrenos con agricultura de riego (Challenger y Dirzo, 2008)	9
Figura 3	Red de interacciones de los factores próximos de cambio de la diversidad. 1. abundancia de flora y fauna en hábitats fragmentados, 2. La fragmentación facilita la cacería, 3. Invasión de especies exóticas, 1, 4, 5. Paisaje fragmentado inviable para la flora y fauna, incursión de especies intolerantes a la sombra, 6. El efecto de borde en el ecosistema fragmentado genera un frente de avance para las especies pioneras (intolerantes) hacia el terreno fragmentado, 7. La vegetación pionera deja sin espacios para ocultarse a la fauna mayor aumentando su tasa de explotación. (Challenger y Dirzo, 2008).....	10
Figura 4	Temperatura y concentración de CO2 en la atmosfera, los últimos 400 000 años (del núcleo de hielo de Vostok) (Porrúa, 2001).....	12
Figura 5	Tendencias de la temperatura promedio superficial a nivel global (Porrúa, 2001).....	13
Figura 6	Árbol de escenarios de emisiones de acuerdo a SRES para el IPCC y los forzantes según las familias A y B de los escenarios climáticos (Conde y Gay, 2008).....	15
Figura 7	Cobertura vegetal bajo escenarios de cambio climático (CC) (SEMARNAT, 2009).....	16
Figura 8	Distribución potencial de <i>Fagus grandifolia</i> y las regiones prioritarias de CONABIO bajo cambio climático (Téllez <i>et al.</i>, 2006).....	19

CAPÍTULO II

Figura 1	Distribución potencial (probabilidad logística de 0-1) de las especies arbóreas (Cuadro 2) en Bosque Mesófilo de Montaña.....	31
Figura 2	Ubicación de las colectas REMIB (CONABIO, 2012) de especies arbóreas del bosque mesófilo de montaña y su relación con el modelo de nicho	32
Figura 3	Zonificación del Bosque Mesófilo de Montaña (BMM)	33
Figura 4	Histograma de frecuencias de las especies del bosque mesófilo de montaña en relación a la altitud sobre el nivel del mar y la temperatura media del trimestre más cálido (BIO10)	36
Figura 5	Histograma de frecuencias de las especies del bosque mesófilo de montaña en relación a la precipitación media anual (BIO12) y la precipitación del trimestre más húmedo (BIO16)	37
Figura 6	Análisis de varianza ($P < 0.05$) para separar medias, en las especies del BMM para las variables A) altitud, B) temperatura media del trimestre más cálido (BIO10, abril, mayo y junio), C) precipitación promedio anual (BIO12) y D) precipitación del trimestre más húmedo (BIO16, julio, agosto y septiembre).....	38

CAPÍTULO III

Figura 1	Modelos de nicho conjunto (MNC): a) escenario actual, b) y c) escenarios 2050 y 2080 para el GCM CCSM3	56
Figura 2	Modelos de nicho conjunto (MNC): a) escenario actual, b) y c) escenarios 2050 y 2080 para el GCM ECHAM5.....	57

CAPÍTULO IV

Figura 1	Procesamiento de las imágenes Landsat para el área de estudio y su enlace con las coberturas climáticas del escenario A2.....	69
-----------------	--	-----------

Figura 2	Detección del cambio de uso del suelo a través de un modelo logístico y con ayuda del módulo Land Change Modeler (LCM) de IDRISI Selva..	71
Figura 3	Probabilidad de cambio hacia campos agrícolas en Bosque Mesófilo de Montaña.....	77
Figura 4	Modelos de nicho conjunto (MNC): A) y B) Modelo CCSM3 escenarios 2050 y 2080; A) y B) Modelo ECHAM 5 escenarios 2050 y 2080	79
Figura 5	Modelos de hábitat año 2050: A) y B) Modelo derivado de CCSM3, C) y D) Modelo derivado de ECHAM5.....	82
Figura 6	Modelos de hábitat año 2080: A) y B) Modelo derivado de CCSM3, C) y D) Modelo derivado de ECHAM5.....	83

ÍNDICE DE CUADROS

CAPÍTULO I

Cuadro 1	Clasificación de las posibles causas de extinción de especies (Baena <i>et al.</i> 2008).....	8
-----------------	--	----------

CAPÍTULO II

Cuadro 1	VARIABLES BIOCLIMÁTICAS (http://www.atmosfera.unam.mx/)	27
Cuadro 2	Lista de especies arbóreas frecuentes e importantes del bosque mesófilo de montaña (CONABIO, 2010; CONABIO, 2012; González-Espinosa <i>et al.</i>, 2011; Rzedowski, 1996).....	28
Cuadro 3	Superficie ocupada, del área de estudio, por el modelo de nicho conjunto	32
Cuadro 4	Modelo de nicho conjunto y su clasificación de acuerdo a la Carta Actual de Uso de Suelo y Vegetación Serie 3 (INEGI, 2005)	34
Cuadro 5	Superficie original de Bosque Mesófilo de Montaña según Carta de Vegetación Primaria (INEGI, 2003) y su clasificación actual de acuerdo a la Carta Uso de Suelo y Vegetación Serie 3 (INEGI, 2005).....	34

CAPÍTULO III

Cuadro 1	Lista de especies arbóreas frecuentes e importantes del bosque mesófilo de montaña (CONABIO, 2010; González-Espinosa <i>et al.</i> , 2011; Rzedowski, 1996).	49
Cuadro 2	Variables bioclimáticas (http://www.atmosfera.unam.mx/)	51
Cuadro 3	Precipitación y temperatura actual, y sus variaciones hacia los escenarios climáticos 2050 y 2080 para los modelos CCSM3 y ECHAM5, dentro del bosque mesófilo de montaña	52
Cuadro 4	Cambios en la superficie ocupada por el modelo de nicho actual con relación a los modelos CCSM3 y ECHAM5 para los escenarios climáticos 2050 y 2080	55
Cuadro 5	Porcentaje del área potencialmente ocupada por la zona núcleo, con relación al área total de algunos municipios, del modelo de nicho actual y los escenarios 2050 y 2080	58
Cuadro 6	Transición de la superficie del modelo de nicho actual hacia los escenarios 2050 y 2080	59

CAPÍTULO IV

Cuadro 1a	Imágenes Landsat obtenidas con base al Worldwide Reference System (WRS-2).....	68
Cuadro 1b	Información general de cada satélite Landsat (Chander <i>et al.</i> , 2009).....	69
Cuadro 2	Lista de especies arbóreas frecuentes e importantes del bosque mesófilo de montaña (CONABIO, 2010; González-Espinosa <i>et al.</i> , 2011; Rzedowski, 1996).....	72
Cuadro 3	Variables bioclimáticas (http://www.atmosfera.unam.mx/).....	73
Cuadro 4	Estadísticos del cruce de tablas y probabilidades de transición para el escenario A2 de las fechas 2050 y 2080.....	76
Cuadro 5	Coefficientes del modelo logístico del crecimiento de la agricultura (Y) y las variables ambientales (Xi) para el área de estudio.....	76

Cuadro 6	Precipitación y temperatura actual y sus variaciones en los escenarios climáticos 2050 y 2080 para los modelos CCSM3 y ECHAM5 en el bosque mesófilo de montaña	78
Cuadro 7	Superficie ocupada por los modelos de nicho conjunto (MNC) para los escenarios climáticos 2050 y 2080 con los modelos CCSM3 y ECHAM5	80
Cuadro 8	Superficie (ha) ocupada por las clases de uso de suelo para la conservación del BMM, según los modelos de hábitat (MH) para los escenarios climáticos 2050 y 2080	81

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. Presentación

La localización de México en la zona de convergencia de las regiones holártica y neotropical, así como su historia geológica, su diversidad y complejidad topográfica, han dado como resultado una rica constelación de condiciones ecológicas. Se estima que 10 % de la biodiversidad mundial está en México, lo que lo coloca entre los 12 países mega diversos del mundo (Koleff y Soberón, 2008; ISMAM, 2008). En México las comunidades de bosque mesófilo de montaña (BMM) y selva tropical perennifolia (STP) son los tipos de vegetación con mayor diversidad de especies (Challenger y Soberón, 2008; CONABIO, 2007). De éstas, el BMM tiene la mayor riqueza de especies por unidad de superficie (CONABIO 2010). El término bosque mesófilo de montaña es usado para identificar a las comunidades florísticas que ocurren en México, en montañas húmedas tropicales y subtropicales localizadas al sur de los 25° N, en altitudes de entre 1500 a 2500 m (CONABIO, 2010; Monterroso, 2009). No obstante, algunos autores señalan que la topografía y la alta humedad que necesita el BMM pueden ocurrir desde los 600 hasta los 3200 m de altitud (González-Espinosa *et al.*, 2012; Luna *et al.*, 2001; Williams-Linera *et al.*, 2000). El BMM con frecuencia se halla en pendientes pronunciadas, en áreas que son más húmedas que en el bosque de pino, pino-encino y encino pero más cálidas que las zonas altas del bosque de oyamel, y más frías que las habitadas por las formaciones tropicales (González-Espinosa *et al.*, 2011; Corral *et al.*, 2005; Luna *et al.*, 2001).

El bosque mesófilo de montaña (BMM) se caracteriza por tener una distribución semejante a archipiélagos de vegetación. Son comunidades con gran riqueza de flora, propia de la diversidad de hábitats y del extenso contacto entre la flora de origen neártico y neotropical (González-Espinosa *et al.*, 2012; González-Espinosa *et al.*, 2011). Su carácter de archipiélago ha contribuido a la especiación que se ve reflejada en su gran riqueza y endemismo de flora (González-Espinosa *et al.*, 2012; Téllez *et al.*, 2006). Se estima que el BMM contribuye a la flora fanerogámica de México con al menos 650 géneros contenidos en 144 familias, lo que comprende 2500 especies de plantas vasculares restringidas a esa comunidad (Acosta, 2004; Rzedowski, 1998; Miranda y Hernández, 1963). El bosque mesófilo presenta un alto porcentaje de endemismo. Se estima que entre el 30 y 35% de plantas endémicas del país son del bosque mesófilo de montaña (González-Espinosa *et al.*, 2012; Rzedowski, 1996 y 1998). En términos

generales el BMM concentra alrededor de 10% de especies, 52% de géneros y 82% de familias de plantas de México (González-Espinosa *et al.*, 2011).

El bosque mesófilo de montaña (BMM) es una comunidad rara, vulnerable y en peligro debido a su dispersión natural a través de regiones montañosas en los cuales ocurre cambio de uso de la tierra por deforestación y la continua expansión de la población humana. El BMM está siendo destruido a gran velocidad, su tasa de deforestación alcanza las 370 mil/ha/año (ISMAM, 2008). La pérdida de BMM es el resultado principal de la expansión agrícola y pecuaria. Otras causas de deforestación son la tala clandestina y los incendios (Challenger y Soberón, 2008; ISMAM, 2008). Además, según Conde y Gay (2008) la temperatura en México podría aumentar de 1.8 a 4°C y la precipitación disminuir de 8 a 10% para 2080-2099 con relación a 1980-1999 (Milad *et al.*, 2011; IPCC, 2007; Parry *et al.*, 2007). Este cambio climático puede desestabilizar las interacciones entre la biota y su ambiente (Sáenz-Romero *et al.*, 2012; Challenger y Soberón, 2008; Espinosa y Ocegueda, 2008) lo que inducirían la aparición de disturbios frecuentes (sequías, lluvias atípicas, días y noches calurosos, etc.) o perturbaciones (aumento en la frecuencia de huracanes y sequías prolongadas) costosas en recursos económicos y sociales para México (IPCC, 2007; Parry *et al.*, 2007). Se teme que el BMM sea uno de los ecosistemas más afectados por el cambio climático global. El calentamiento global podría crear condiciones ambientales inéditas, de sequía y menor precipitación, que llevarían a la disminución del tamaño de las poblaciones, a la fragmentación del bosque mesófilo de montaña y/o generar escenarios de extinción de algunas especies. Cabe mencionar que el bosque mesófilo es el que posee el mayor número de especies de flora y fauna amenazadas, raras, en peligro de extinción o sujetas a protección especial (González-Espinosa *et al.*, 2012; CONABIO, 2010; Martínez *et al.*, 2009; Monterroso, 2009; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004).

En consecuencia, no sólo la biodiversidad del BMM se encuentra en peligro, sino también sus servicios ambientales como la regulación del microclima, ciclos biogeoquímicos, conservación de suelos en pendientes pronunciadas, productos naturales como el café orgánico y la captación de agua de lluvia (CONABIO, 2010; Martínez *et al.*, 2009; CONABIO, 2007). En este contexto, la protección del BMM a través de la ubicación y posterior definición de territorios dedicados a la conservación, no sólo se relaciona con proteger a la flora sino también con

conservar el entorno ecológico (Espinosa y Ocegueda, 2008; CONABIO, 2007; Ceballos *et al.*, 2005; López, 2004).

El propósito de este trabajo fue generar una metodología que permita determinar la distribución potencial de los bosques mesófilo de montaña, bajo el escenario de cambio climático de la familia A2 (A = describen un mundo futuro con alto crecimiento económico y 2 = el desarrollo se dará más a nivel de bloques económicos o regionales) para los años 2050 y 2080, y a través de sus especies arbóreas estructuralmente importantes y restringidos a esa formación vegetal. Se utilizaron técnicas de modelado de nicho y modelado de hábitat que permiten predecir las interacciones entre las condiciones ambientales y la biota, y que pueden influir en la presencia o ausencia de esas especies arbóreas (nicho fundamental) del bosque mesófilo de montaña, con el fin de aportar información que contribuya a su conservación y que permita analizar el impacto del cambio climático global y cambio de uso de la tierra sobre el bosque mesófilo de montaña.

El reporte está organizado en cinco capítulos, siendo los capítulos 2, 3 y 4 los que recopilan la contribución esencial del trabajo:

El Capítulo 1, “Introducción general” describe la importancia y justificación de realizar este tipo de estudios.

El Capítulo 2, “Distribución potencial del bosque mesófilo de montaña a través de modelado de nicho ecológico” muestra como el modelado de nicho, que utiliza un conjunto de especies estructuralmente importantes y restringidas al bosque mesófilo de montaña, puede facilitar la predicción de cambios en las superficies de ésta formación vegetal.

El Capítulo 3, “Distribución potencial del bosque mesófilo de montaña bajo escenarios de cambio climático en México” muestra que la utilización de variables climáticas-ambientales como la temperatura, la precipitación (media anual y trimestral) y la altitud puede ayudar a definir el aumento o disminución en superficie potencial para el bosque mesófilo de montaña (BMM) bajo escenarios de cambio climático global.

El Capítulo 4, “Áreas de conservación del bosque mesófilo de montaña, bajo escenarios de cambio climático y de uso de la tierra” muestra áreas potencialmente adecuadas en Hidalgo,

Puebla y Veracruz para la conservación del bosque mesófilo de montaña considerando escenarios de cambio climático global y cambios de uso de la tierra.

Finalmente, en el Capítulo 5, “Discusión general” se hace una integración de los capítulos previos y se da una conclusión general de los resultados obtenidos para este estudio.

1.2. OBJETIVOS

1.2.1. Objetivo general

Determinar la distribución potencial del bosque mesófilo de montaña, bajo un escenario de cambio climático, por medio de técnicas de modelado espacial.

1.2.2. Objetivos particulares

1. Modelar la distribución potencial de especies arbóreas frecuentes en el bosque mesófilo de montaña y prioritarias para la conservación.
2. Modelar cambios en el espacio geográfico del bosque mesófilo de montaña, bajo un escenario de cambio climático.
3. Proponer áreas de protección para el bosque mesófilo de montaña, bajo un escenario de cambio climático y presión antrópica.

1.3. La geografía de la biodiversidad en México.

La diversidad de especies vegetales se puede explicar en función de la ecogeografía y la biogeografía. El primero se refiere al número de especies por unidad de superficie, el segundo a los patrones de distribución y diversificación en taxones (especiación) de los seres vivos a través de la tierra (Espinosa y Ocegueda, 2008; Arriaga *et al.*, 2000).

La distribución de la riqueza de especies tiende a concentrarse en áreas de mayor heterogeneidad geológica y ecológica (Figura 1). En México estas áreas están representadas por

la Sierra Madre Oriental, Sierra Madre Occidental, Sierra Norte de Oaxaca, Sierras Volcánica Transversal, Sierra del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, la Depresión del Balsas y algunas vertientes del Pacífico y Golfo de México. La riqueza de especies también varía entre las zonas, por ejemplo es mayor a nivel local (diversidad alfa) en la vertiente del Golfo que en el Pacífico, pero sí se toma en cuenta la aparición de una nueva especie por ecotono (diversidad beta) resulta que el Pacífico es más rico en especies que el Golfo. Esto se debe a que hay mayor endemismo en la zona del Pacífico (Espinosa y Ocegueda, 2008; ISMAM, 2008; Rzedowski, 2006).

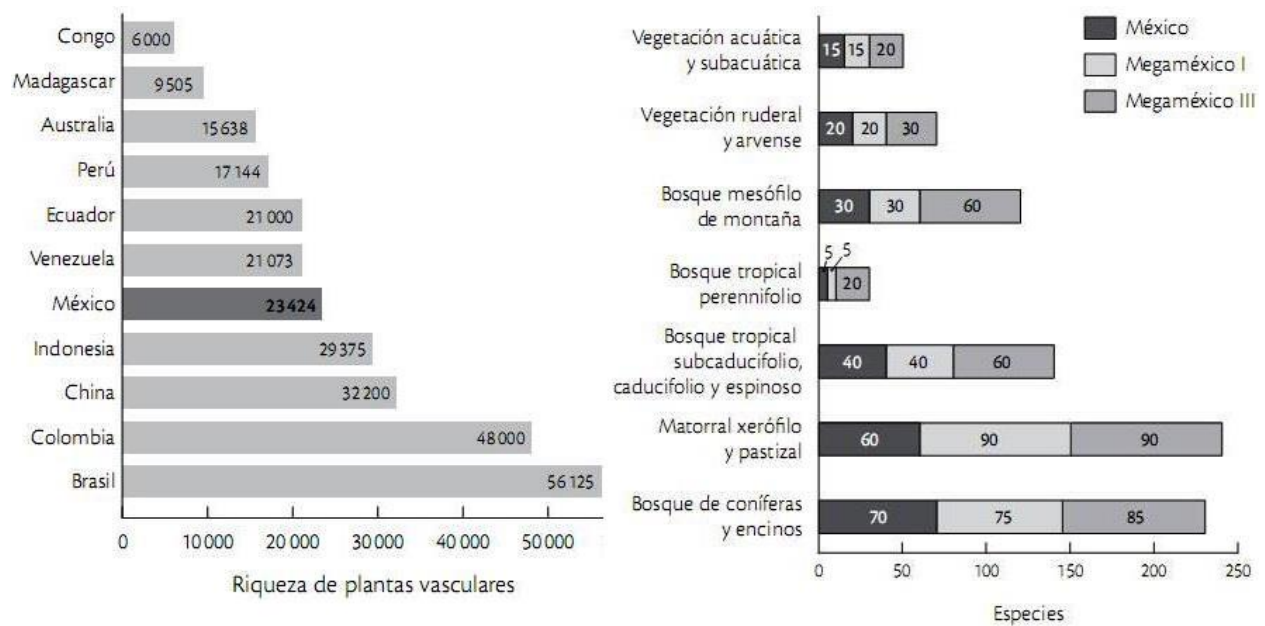


Figura 1. México mega diverso y riqueza de especies en los tipos de vegetación por categoría endémica (Espinosa y Ocegueda, 2008).

Con base a la geografía, Rzedowski (2006) y Miranda y Hernández (1963) dividieron al país y a la diversidad vegetal en cuatro categorías: 1) endémicas de México, 2) endémicas de Mega México I (México y suroeste de EE. UU.), por ejemplo Pinaceae: *Pinus leiophylla*; 3) endémicas de Mega México II (México hasta la depresión central de Nicaragua) es el caso de *Pinus teocote*; 4) endémicas de Mega México III (suroeste de EE. UU., hasta la depresión central de Nicaragua) como Fagaceae: *Quercus rugosa* (Figura 1).

De lo anterior, Rzedowski (2006) concluyó que los bosque templados, mesófilos, tropicales y el matorral xerófilo son las comunidades que contribuyen con la mayor cantidad de endemismos en México. A nivel local el bosque mesófilo de montaña y la selva tropical son los

sistemas naturales más diversos (Challenger y Soberón, 2008; CONABIO, 2007). De acuerdo a la comisión nacional para el conocimiento de la biodiversidad (CONABIO) y al sistema nacional de información sobre biodiversidad (SNIB) la distribución de los taxones para vertebrados, pteridofitas, gimnospermas y angiospermas quedan comprendidos en las siguientes provincias biogeográficas (Espinosa y Ocegueda, 2008; ISMAM, 2008; Koleff y Soberón, 2008):

- Región neártica: América del Norte hasta las costas de California (Isla Guadalupe y noroeste de Baja California) vegetación dominada por gimnospermas y especies de *Quercus*.
- Zona de Transición Mexicana de Montaña (ZTMM): área de transición entre las regiones neártica y neotropical, se considera una de las regiones de biota más rica en especies y endemismos. También denominada “Bosque Mesoamericano” con 9000 especies de plantas endémicas (Myers, 1998). De acuerdo a Rzedowski (1991a, b) la región ZTMM comprende Sierra Madre Oriental, Occidental, del Sur y Sierras de Chiapas. Destacan varios géneros de las Divisiones Bryophyta, Pteridophyta, Magnoliophyta y algunos de Pinophyta.
- Región neotropical: límite norte de la Patagonia, pasando por la amazonia hasta Mesoamérica (estados del sur de México). Con toda probabilidad algunas zonas de Florida y suroeste de EE. UU., se pueden clasificar dentro de esta región. Es una provincia biogeográfica de gran diversidad gracias a las selvas tropicales del amazonas y a los desiertos de Chile, Perú y Argentina donde destacan varias especies del género *Bursera* sp., y *Prosopis* sp.

1.3.1. Las causas de la extinción de las especies.

La extinción de especies es la desaparición de un taxón (familia, género o especie) quedando cortada una línea filogenética. La extinción es un proceso natural que acompaña a la especiación (generación de nuevas especies), sucede a intervalos (fondo) con periodos acelerados (masiva). Cuando la extinción se atribuye a factores antrópicos (como el cambio de uso de la tierra, destrucción de hábitats y climático actual) la principal preocupación es la velocidad y elevada tasa de desaparición de taxones (Atkins y Travis, 2010; Vitt *et al.*, 2010; SEMARNAT, 2009; Baena y Halffter, 2008; ISMAM, 2008; Porrúa, 2001).

La extinción de especies asociada al hombre se establece a partir de 1600 (época de exploraciones europeas e inicios de la industrialización) pero se tiene datos históricos de la desaparición de especies en sitios (especialmente islas) que fueron colonizados desde hace 2000 años. Es el caso de Hawaii (500 d. E.), donde se ha extinguido 50% de las aves. Se estima que de las islas conocidas, y después de la llegada de los humanos, han desaparecido 75% de las especies de aves y mamíferos (Atkins y Travis, 2010; Vitt *et al.*, 2010; SEMARNAT, 2009; Baena y Halffter, 2008; ISMAM, 2008; Porrúa, 2001).

La teoría de islas y el concepto de metapoblaciones han sido clave para comprender los fenómenos que han llevado a la desaparición de especies bajo acción humana. Se sabe que una población biológica es un grupo de individuos de la misma especie que ocupan un área geográfica común. Los miembros de una especie dada pueden estar distribuidos en una o más poblaciones, sea simpátrica o alopátrica en un tiempo determinado. Por su parte una comunidad consiste de todas las poblaciones biológicas de las diferentes especies que coexisten en un área geográfica común en un tiempo determinado. Todas las plantas en una comunidad forman parte de su flora; mientras que todos los animales en ella constituyen su fauna (Atkins y Travis, 2010; Vitt *et al.*, 2010; SEMARNAT, 2009; Baena y Halffter, 2008; ISMAM, 2008; Porrúa, 2001).

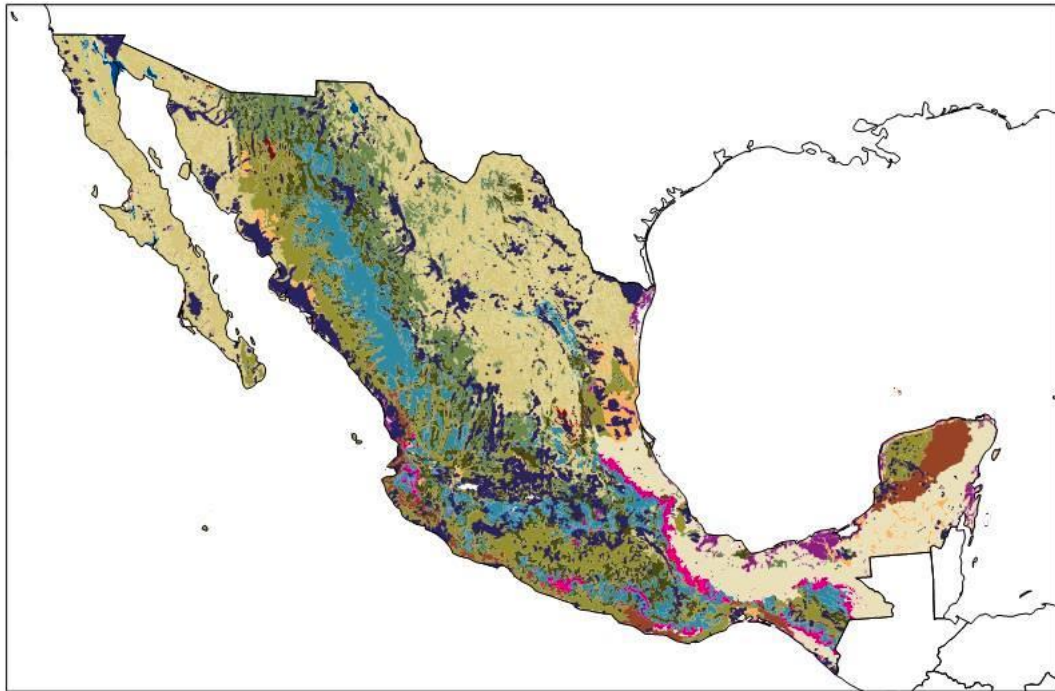
Las poblaciones se distribuyen en un espacio y tiempo determinado, cualquier individuo que esté fuera de ese espacio no pertenece a la población. El tamaño de una población depende principalmente del balance entre natalidad y mortalidad, los procesos de migración (emigración e inmigración) son relevantes en la dinámica poblacional (Atkins y Travis, 2010; Vitt *et al.*, 2010; SEMARNAT, 2009; Baena y Halffter, 2008; ISMAM, 2008; Porrúa, 2001). A diferencia del concepto base de población, una metapoblación es un conjunto de poblaciones que interactúan a través de los individuos que se mueven entre los parches de vegetación separados en donde habitan las poblaciones locales. En una metapoblación el balance está dado por la extinción local y la colonización de los parches. Si la dispersión es alta los individuos que habitan parches forman una población, por el contrario si la dispersión es baja cada parche representa a una población distinta y separada. En este caso pueden ocurrir los procesos como la especiación (nuevas especies) y el endemismo (Atkins y Travis, 2010; Vitt *et al.*, 2010; SEMARNAT, 2009; Baena y Halffter, 2008; ISMAM, 2008; Porrúa, 2001).

Actualmente se acepta que la mayoría de las especies están distribuidas en metapoblaciones. Este concepto junto con la teoría de islas (MacArthur y Wilson, 1963), indica que una población tiene altas posibilidades de extinguirse si su tamaño es pequeño, hay alta estocasticidad ambiental (incendios, heladas, sequías, etc.) o demográfica (endogamia, alta mortalidad, baja natalidad, etc.), y su tasa de crecimiento poblacional es cercana a cero (Atkins y Travis, 2010; Vitt *et al.*, 2010; SEMARNAT, 2009; Baena y Halffter, 2008; ISMAM, 2008; Porrúa, 2001). Tomando en cuenta estos elementos, la Norma Oficial 059 establece los siguientes criterios para clasificar a la extinción de especies: a) extinta es aquella especie nativa o restringida a México cuya desaparición se ha confirmado, b) extirpada es una especie extinguida en México pero que sobrevive en otros países y c) virtualmente extirpada a aquellas que ha desaparecido de su hábitat y que sobrevive en condiciones de cautiverio o cría (Cuadro 1).

Una crítica al conservacionismo es que ha enfocado sus esfuerzos a la protección de especies vistosas que generalmente pertenecen al reino animal, aves y mamíferos. En el caso de plantas, invertebrados y microorganismos hace falta más investigación. En plantas se conoce que la fragmentación y pérdida de hábitat (DH) afecta a las especies (TCP) o a sus interacciones con otras (IE). La sobreexplotación y comercialización (SO) de especies en riesgo (NOM-059-SEMARNAT-2011) es otra causa. El cambio de uso de la tierra en México es una de los mayores problemas; de acuerdo a SEMARNAT (2009) y a ISMAM (2008) los bosques y selvas están siendo deforestados a una tasa que va de 370 a 700 mil ha/año. La pérdida de vegetación natural es por cambio de uso de la tierra en favor de la agricultura y ganadería (Figura 2); tala clandestina e incendios. En bosques, el 50% de la pérdida es por incendios, 28% por ganadería y 17 % por expansión agrícola. En selvas 60% de su superficie se ha convertido pastos para ganadería, del 7 al 22 % se pierde por incendios y del 10 a 14% por agricultura (SEMARNAT, 2009; Challenger y Dirzo, 2008; ISMAM, 2008).

Cuadro 1. Clasificación de las posibles causas de extinción de especies (Baena y Halffter, 2008).

ACTIVIDAD HUMANA	CARACTERÍSTICAS INTRÍNSECAS DE LA ESPECIE
Sobreexplotación (SO)	Tamaño crítico de población (TCP)
Destrucción del hábitat (DH)	Tamaño corporal de los individuos (TCI)
Introducción de especies exóticas (IEE)	Distribución geográfica y endemismos (DGE)
Contaminación (CO)	Interacciones entre especies (mutualismo, depredación, competencia) (IE)
Abatimiento de reservas de agua (ARA)	



Tipo de vegetación	Superficie potencial	Superficie con agricultura de riego	
	Hectáreas	Hectáreas	Porcentaje
Matarral xerófilo	66 404 097	3 699 399	5.57
Selva espinosa	7 205 653	1 884 918	26.16
Selva caducifolia	25 304 256	1 498 103	5.92
Pastizal	18 677 726	1 181 949	6.33
Bosque de encino	22 189 566	321 161	1.45
Vegetación hidrófila	3 570 241	162 580	4.55
Selva perennifolia	17 823 214	131 582	0.74
Selva subcaducifolia	6 274 376	129 129	2.06
Bosque de coníferas	21 766 174	121 007	0.56
Otros tipos de vegetación	871 967	99 851	11.45
Bosque mesófilo de montaña	3 088 279	3 004	0.10
Áreas sin vegetación aparente	734 919	2 123	0.29

Figura 2. Distribución potencial de cada tipo de vegetación convertida en terrenos con agricultura de riego (Challenger y Dirzo, 2008).

1.4. Las causas del cambio climático y sus efectos

Al igual que la extinción, los cambios en el clima son una constante de la historia natural del planeta, gracias a ellos se han creado nuevas oportunidades para la expansión y especiación de nuevas especies. Algunas se extinguen y sus nichos son ocupados por otras especies (Porrúa,

2001; Begon *et al.*, 1990). El problema surge cuando la estabilidad del clima se altera por las acciones del hombre (Figura 3) (Baena y Halffter, 2008; IPCC, 2007). El calentamiento global es incuestionable, como lo evidencian el incremento promedio mundial de la temperatura de la tierra y del océano, el deshielo progresivo de los polos, glaciares y montañas siempre cubiertas de nieve y hielo, y el aumento promedio mundial del nivel del mar (IPCC, 2007). Este calentamiento global ha sido correlacionado con cambios observados en los ecosistemas del Planeta. En los ecosistemas terrestres, la anticipación de la primavera y el desplazamiento hacia los polos y hacia mayores alturas de cierto tipo de flora y de fauna. En algunos sistemas marinos y de agua dulce, el desplazamiento geográfico y la alteración de la abundancia del plancton y fauna marina debido al aumento de la temperatura del agua y a los cambios de la cubierta de hielo, de la salinidad, de los niveles de oxígeno y de la circulación (Baena y Halffter, 2008; IPCC, 2007).

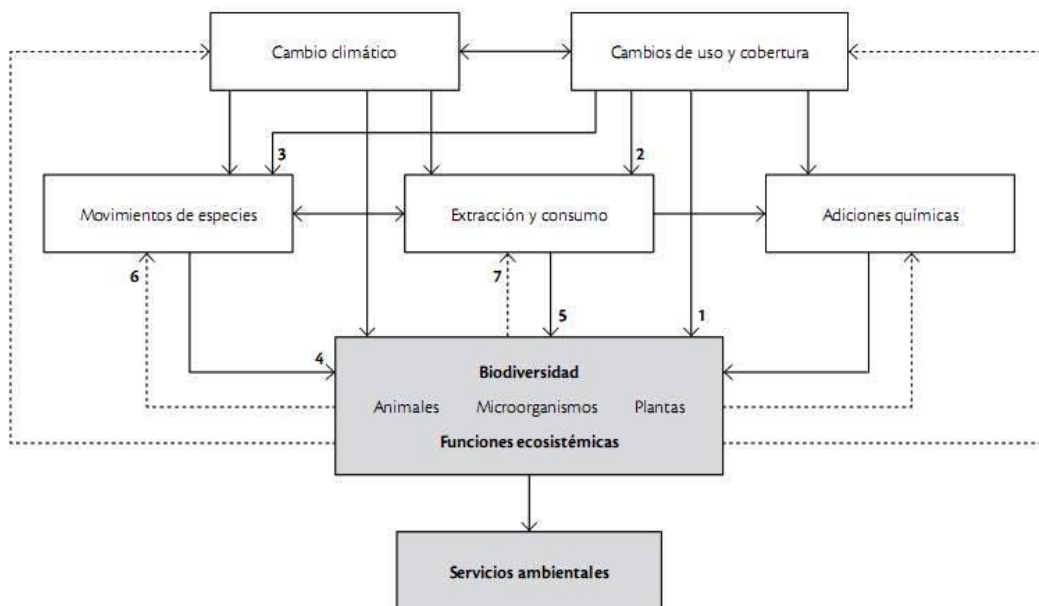


Figura 3. Red de interacciones de los factores próximos de cambio de la diversidad. 1. abundancia de flora y fauna en hábitats fragmentados, 2. La fragmentación facilita la cacería, 3. Invasión de especies exóticas, 1, 4, 5. Paisaje fragmentado inviable para la flora y fauna, incursión de especies intolerantes a la sombra, 6. El efecto de borde en el ecosistema fragmentado genera un frente de avance para las especies pioneras (intolerantes) hacia el terreno fragmentado, 7. La vegetación pionera deja sin espacios para ocultarse a la fauna mayor aumentando su tasa de explotación. (Challenger y Dirzo, 2008).

El cambio climático global ha confirmado que el clima, principalmente la temperatura y la precipitación, es una de las fuentes que determina la distribución de la biodiversidad de la Tierra. La temperatura del planeta está en función de su masa, distancia con relación al Sol y la composición química de su atmósfera (78.0% de N, 21.0% de O y 1.0% de otros gases como bióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O) (Porrúa, 2001). El CO₂, CH₄ y N₂O tienen la capacidad de almacenar energía de la radiación infrarroja emitida por la superficie terrestre, lo que en conjunto con otros componentes (océanos, vegetación, etc.) mantienen la temperatura de la tierra constante. Sin embargo en los últimos 400 mil años, por causas aún no identificadas, el clima de la Tierra ha sido inestable (Gráfico 1). La temperatura ha oscilado de clima cálido a muy frío en lapsos de tiempo que se miden en décadas. En este contexto surge la duda ¿por qué el clima de los últimos 10 mil años ha sido tan constante? (García y Romero 2010; Porrúa 2001). En los últimos 10 mil años la temperatura media global ha variado menos de 1° C / Siglo. Estudios realizados en núcleos de hielo, muestra vegetales y trampas de gases han determinado que existe una alta correlación entre la concentración de CO₂ atmosférico y la temperatura media global (Figura 4) (IPCC, 2007; Parry *et al.*, 2007; Porrúa, 2001).

Sí bien el clima de los últimos 10 siglos ha sido poco variable, también es cierto que a partir del siglo XVIII se ha observado un aumento de la concentración de CO₂ atmosférico y con ello un aumento constante de la temperatura media global (Figura 4 y 5). La principal causa de tales incrementos es la actividad humana (obtención de energía de combustibles fósiles, cambio de uso de la tierra, deforestación, actividades agropecuarias, entre otras). Se estima que la concentración de CO₂ ha aumentado (desde entonces) en 40%, la de CH₄ en 18% y la de NO₂ en 21%. Algo sin precedente en los últimos 500 mil años, tal vez en los últimos 2 millones de años (IPCC, 2007; Parry *et al.*, 2007; Porrúa, 2001).

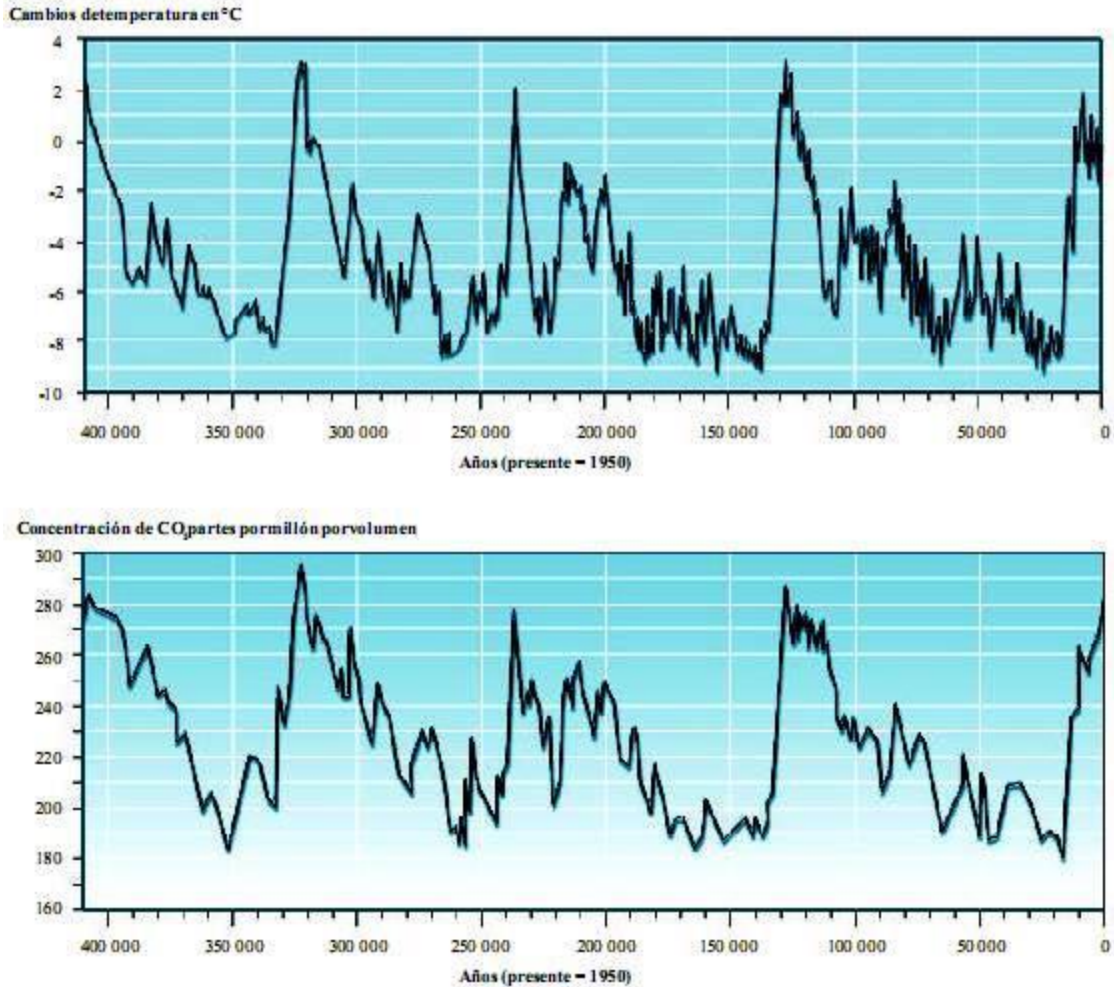


Figura 4. Temperatura y concentración de CO₂ en la atmósfera, los últimos 400 000 años (Del núcleo de hielo de Vostok) (Porrúa, 2001).

Los mayores incrementos en CO₂ y temperatura superficial global se han observado en la segunda mitad del siglo XX (Figura 5). El incremento en temperatura ha sido en promedio de 0.005 a 0.014° C / año, también ha habido un aumento del nivel medio del mar. Datos geológicos sugieren que los niveles globales del nivel del mar pueden haber subido a una tasa promedio de 0.1 a 0.2 mm / año en los últimos 3000 años. En cambio, los datos de los medidores de mareas indican que la tasa global de aumento del nivel del mar durante el siglo XX fue de 1 a 2 mm / año. Tal aumento puede ser por el deshielo de los casquetes polares. De 2001 a 2008 se estimó una pérdida de 2 billones de toneladas de hielo polar. De continuar esa tendencias se calcula un incremento en la temperatura global de entre 1.5 y 5.4°C y un ascenso del nivel medio del mar de entre 0.2 y 1.4 m para finales del siglo XXI (IPCC, 2007; Parry *et al.*, 2007; Porrúa, 2001).

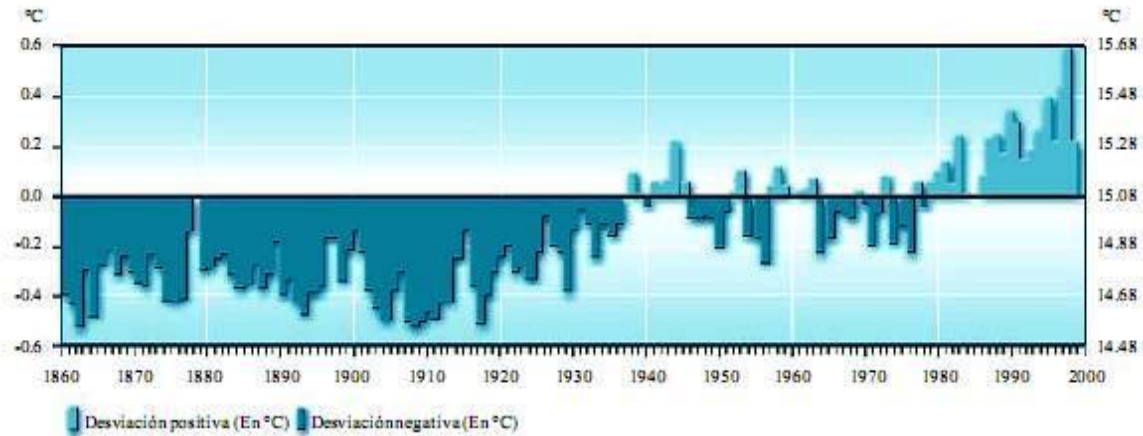


Figura 5. Tendencias de la temperatura promedio superficial a nivel global (Porrúa, 2001).

El calentamiento, originado por el hombre en los últimos 50 años, ha influido sobre varios sistemas naturales del mundo. Varios estudios de modelización han vinculado ciertas respuestas específicas de los sistemas naturales al calentamiento de origen antrópico. No obstante estas evidencias, no es posible aun afirmar que la humanidad sea del todo culpable de la inestabilidad climática de la Tierra. Esto debido a la brevedad de las escalas temporales examinadas en varios estudios, a la variabilidad natural del clima a escala regional, a la influencia de factores no climáticos, y a la limitada escala espacial de los estudios (Conde y Gay, 2008; IPCC, 2007).

En América Latina, algunos sistemas naturales y sectores serían los más vulnerables al cambio climático (Conde y Gay, 2008):

- Es probable que los recursos hídricos disminuyan entre el 10 y 30% en latitudes medias y el trópico húmedo. También se prevé una disminución del agua almacenada en los glaciares y nieve.
- Se estima que entre un 20 y 30% de las especies en riesgo se extingan, así como una pérdida de la biodiversidad.
- Un incremento de casi 3 °C probablemente incremente la producción agrícola en latitudes altas. Sin embargo en latitudes bajas el incremento en temperatura media acompañado de una disminución en precipitación (8 al 10%) podría afectar la producción agrícola y pecuaria.

- Las costas estarían amenazadas por el aumento en el nivel del mar que reclamaría tierras costeras, provocando miles de refugiados climáticos.

México es uno de los países de América Latina que ha realizado esfuerzos, sobretodo de conservación de ecosistemas, para adaptarse al cambio climático. Sin embargo, es evidente que la falta de recursos (humanos y financieros) y la mala administración de los mismos podrían poner en riesgo a cientos de familias (refugiados climáticos), a menos que exista una real coordinación entre el Estado y las Instituciones de Investigación (Conde y Gay, 2008).

1.4.1. Escenarios de cambio climático

Los Modelos de Circulación General (GCM) de Atmósfera y Océano Acoplados (AOGCMs) son el mejor recurso para el estudio del clima. Estos modelos se fundamentan en las leyes fundamentales de física y simulan diversos procesos a diferentes escalas espaciales y temporales (Solomon *et al.*, 2007). Estos modelos poseen, hasta ahora, una resolución espacial máxima de 1 km² y cuando se varía la concentración de gases de efecto invernadero (GEI), dan lugar a la generación de escenarios de cambio climático (Conde y Gay, 2008). Las variables más utilizadas son la temperatura y la precipitación, que por lo general se proyectan hasta el 2100 (IPCC, 2007; Parry *et al.*, 2007; Solomon *et al.*, 2007).

Para utilizar los AOGCMs es necesario aplicar métodos que los hagan compatibles con el clima regional a estudiar. Los métodos empleados son 1) los modelos GCMs de alta resolución (1 km²); 2) los modelos regionales o modelos anidados de área limitada (RCMs) y 3) los métodos empíricos-estadísticos o estadísticos-dinámicos. Todos los métodos tienen un cierto grado de incertidumbre (Conde y Gay, 2008; Solomon *et al.*, 2007). Los escenarios de cambio climático utilizan datos de emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄, N₂O, entre otros). El Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) obtiene esos datos del Reporte Especial de Escenarios de Emisiones (SRES). Los escenarios de cambio climático toman en cuenta posibles condiciones de desarrollo económico y social, crecimiento poblacional y conservación de recursos naturales para los próximos 100 años (Parry *et al.*, 2007).

Los escenarios se agrupan en 2 familias. Los escenarios “A” que describen un mundo futuro con alto crecimiento económico y los escenarios “B” que consideran que el crecimiento será moderado. Estos a su vez se dividen en escenarios tipo “1” que suponen una convergencia

de la economías regionales a través de la globalización y tipo “2” donde el desarrollo se dará más a nivel de bloques económicos o regionales (Figura 6). La generación de estas familias se realiza sobre la base de proyecciones en población, economía, tecnología, energía y uso de la tierra a nivel regional y global (Conde y Gay, 2008; Parry *et al.*, 2007). Un hecho importante es que estos escenarios consideran que las fuentes principales de energía, en los siguientes 100 años, serán el petróleo y el carbón mineral (Conde y Gay, 2008; Parry *et al.*, 2007).

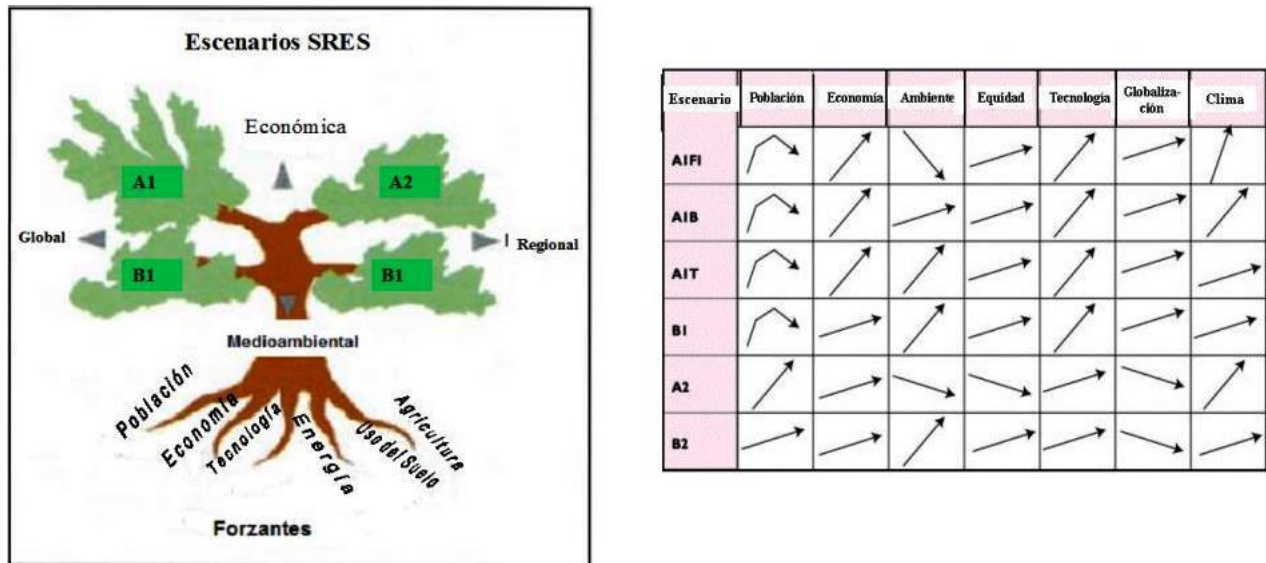


Figura 6. Árbol de escenarios de emisiones de acuerdo a SRES para el IPCC y los forzantes según las familias A y B de los escenarios climáticos (Conde y Gay, 2008).

El término escenario no debe confundirse con el de pronóstico. De acuerdo a IPCC (2007) los escenarios climáticos se definen como: una representación posible y simplificada del clima futuro, basada en un conjunto de relaciones climatológicas que ha sido construida expresamente para investigar las posibles consecuencias del cambio climático antropogénico, y que en muchas ocasiones sirve como materia prima para modelos de impacto.

1.4.2. Distribución de la vegetación bajo escenarios de cambio climático en México.

Es claro que la extinción de especies, la aparición de nuevas (especiación), el cambio climático y el cambio en las comunidades vegetales (sucesión) no son una excepción sino una

regla. Lo novedoso es que la humanidad ha interferido en el curso natural de esos procesos de cambio (Porrúa, 2001; Begon *et al.*, 1990). De acuerdo a los datos de cambio climático de SEMARNAT (2009) para el año 2091, bajo cualquier escenario, existe una menor cantidad de la superficie arbolada (bosques y selvas) y la comunidad más vulnerable es el matorral en zonas límites de precipitación y alta temperatura (Figura 7).

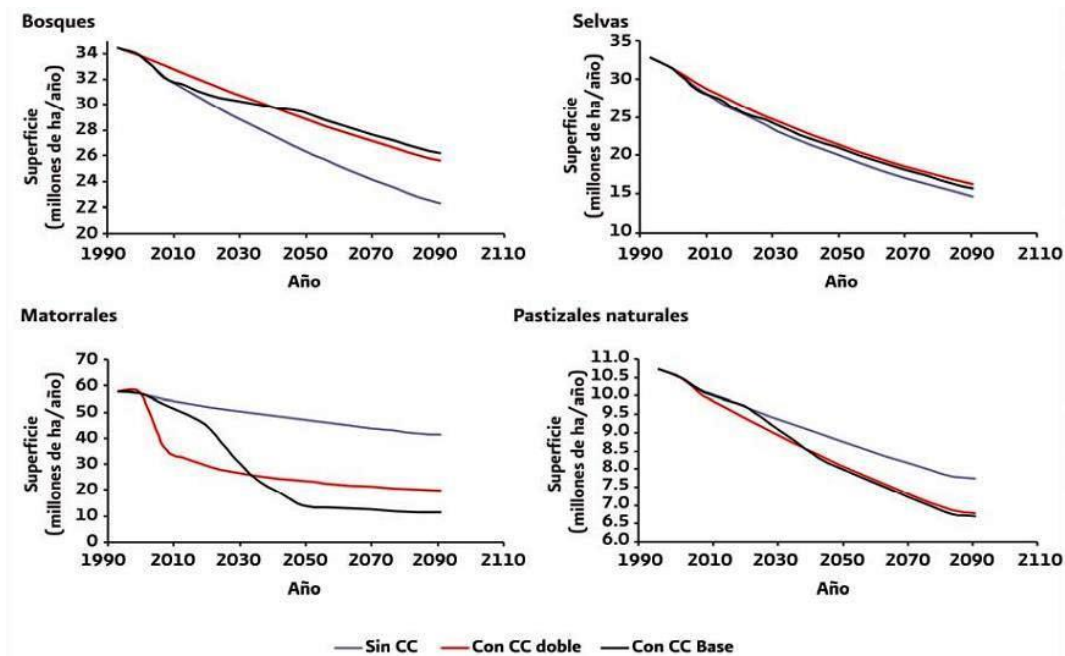


Figura 7. Cobertura vegetal bajo escenarios de cambio climático (CC) (SEMARNAT, 2009).

Con base a la Figura 7 es probable que se pierdan grandes extensiones de matorrales, pastizales naturales y vegetación halófila. Estas comunidades tienen alto valor en biodiversidad, pero comparadas con bosques y selvas (madera y servicios como captura de carbono) tienen menor impacto con relación a los beneficios de reducir la tasa de deforestación. En cualquier caso, el cambio climático incrementará los incendios forestales que se traducirán en pérdidas adicionales de cobertura y gastos en conservación (CCMSS, 2009; SEMARNAT, 2009; ISMAM, 2008). Por su parte la CCMSS (2009) destaca que la modificación de los patrones de lluvias y temperatura (por el cambio climático) puede resultar en la reducción de las áreas de distribución de muchas especies vegetales, algunas poblaciones disminuirían hasta en 30% con respecto al área ocupan actualmente. Entre 60% y 70% de los bosques templados pueden ser afectados con impactos directos sobre la producción forestal, en la economía local, en la mitigación de gases de

efecto invernadero y en los ciclos hidrológicos.

De lo anterior, el estudio de Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez (2004) sobre cambio climático y vegetación, muestra que en general los bosques templados fríos y semicálidos serán los más sensibles al cambio climático. Estos tenderán a desaparecer al aumentar la temperatura. Los bosques tropicales secos, muy secos y espinosos tenderán a ocupar mayores superficies que en la actualidad, es decir, la distribución de los bosques tropicales húmedos y subhúmedos serían favorecidos con el aumento en la precipitación (Cuadro 2).

El estudio, arriba citado, indica que los ecosistemas más afectados por acciones humanas serán los bosques tropicales y pastizales, en contraste con los bosques templados y el matorral xerófilo donde la afectación por el cambio climático sería mayor. En este sentido, dependiendo del modelo, las comunidades vegetales más sensibles son aquellas establecidas en zonas con clima templado como los bosques de coníferas y encinos (bosques templados), bosques mesófilos, pastizales y matorrales xerófitos. Entre 65 y 70% de la superficie total de los bosques templados resultaría afectada; los bosques mesófilos estarían expuestos al cambio entre 46 y 58% de su extensión. Los pastizales y matorrales xerófilos con afinidades templadas, hasta 93% de su superficie total sería afectada por el cambio.

Los factores limitantes serán la humedad y la temperatura. A esto habría que sumar los problemas esquematizados por Challenger *et al.* 2008 (Figura 3) que afectarán los esfuerzos de conservación de la vegetación. Aproximadamente 67% de los bosques templados actuales, que representan 16.5% del territorio, serán afectados y de los cuales cerca de 70% están conservados. El matorral xerófito que cubre 29.7% del país y de los cuales 80% está conservada, según los modelos será afectado en 73% de su superficie (Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004) (Cuadro 3).

1.4.3. Modelación de los patrones de distribución de la biodiversidad

Los factores que alteran la ocurrencia de las especies, la abundancia y la viabilidad de una población en el espacio y en el tiempo, ocurren a lo largo de gradientes que con frecuencia se modelan como variables discretas. Condiciones en un área (disponibilidad de agua, radiación solar, mareas, etc.) pueden determinar la presencia, ausencia o tasas reproductivas de una especie. La habilidad para predecir con confianza la situación de una especie en un área es una tarea compleja debido a que su respuesta al hábitat no siempre es lineal y/o determinística.

Además se debe tener en cuenta la influencia del paisaje, sea como un factor biogeográfico o como un elemento ecológico (Scott, 2002; Guisan y Zimmermann, 2000).

Tal vez el componente más importante de un ecosistema terrestre es la vegetación y los microorganismos. Cuando los factores de cambio (disturbios) son parte de la dinámica natural de los ecosistemas (sucesión secundaria), el ambiente (biótico-abiótico) es capaz de resarcir el daño (resistencia, recuperación, resiliencia) a mediano y largo plazo. De esta manera mantiene la integridad, persistencia y estabilidad de sus funciones y procesos, aun sí el cambio o disturbio es muy drástico (cataclismos). En este caso se crearán las condiciones para el establecimiento de nuevas comunidades vegetales (Begon *et al.*, 1990). Por el contrario, cuando los cambios son efecto de la actividad humana resulta difícil predecir o modelar las consecuencias. El factor humano crea incertidumbre, las estimaciones estadísticas presentan alto porcentaje de error y varianza (Camarero y Gutiérrez, 1999; Manel *et al.*, 1999; Ter Brack, 1988). El proceso para elegir un modelo que permita describir con sencillez la distribución la biodiversidad bajo determinada variable biótica o abiótica, empieza con el cumplimiento de los siguientes supuestos (Sarkar y Margules, 2002; Bojórquez y Ezcurra, 2001):

- El patrón de distribución se puede representar mediante la riqueza, la abundancia, la presencia y ausencia de una especie, entre otras.
- El proceso de modelación es determinista, es decir, hay nula estocasticidad entre el ambiente y el patrón de biodiversidad observado.
- Los modelos tiene tres propiedades: generalización, realismo y precisión. Es difícil que un mismo modelo pueda integrar las tres.

Existen una serie de metodologías numéricas para el estudio de los patrones de distribución de la biodiversidad (en sus componentes estructurales y funcionales) como la correlación canónica (Camarero y Gutiérrez, 1999; Guisan *et al.*, 1999; Ter Brack, 1988), la programación lineal (Zhang y Xu, 2003; Buongiorno y Gilles, 1987; Dykstra, 1984), los modelos de regresión logística (Rodríguez y Bojórquez, 2004), el modelado de nicho fundamental (Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004), entre otros. El modelado de nicho ha llamado la atención de la comunidad científica, debido a la sencillez de sus bases teóricas y a sus múltiples aplicaciones (Sáenz-Romero *et al.*, 2012; Gugger *et al.*, 2011; Guo y Liu, 2010; García, 2006; Townsend *et al.*, 2006; Peterson y Vieglai, 2001).

Un estudio emblemático, que utilizó el modelado de nicho fundamental, es el de Téllez *et al.* (2006). Según este estudio, bajo un escenario de + 2°C y – 20% de precipitación se observaría una contracción del área ocupada por la población de *Fagus grandifolia*. Estas poblaciones habitarían sitios que están fuera de las zonas que actualmente ocupan. Más aun *F. grandifolia* se halla en los límites de al menos cinco áreas prioritarias para la conservación, pero sólo la Reserva de la Biósfera “El Cielo” en su carácter de ANP puede proteger a *F. grandifolia*. Bajo un cambio climático la futura conservación del bosque mesófilo, y de las demás especies de flora y fauna sería incierto (Figura 8) (Monterroso, 2009; Téllez *et al.*, 2006). El modelado de nicho es una excelente herramienta para inferir sobre posibles cambios en las comunidades forestales de México. No obstante, se debe tener en cuenta la complejidad del concepto de nicho y sobre sus implicaciones en los resultados obtenidos (Sáenz-Romero *et al.*, 2012; Phillips *et al.*, 2006; Téllez *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004)

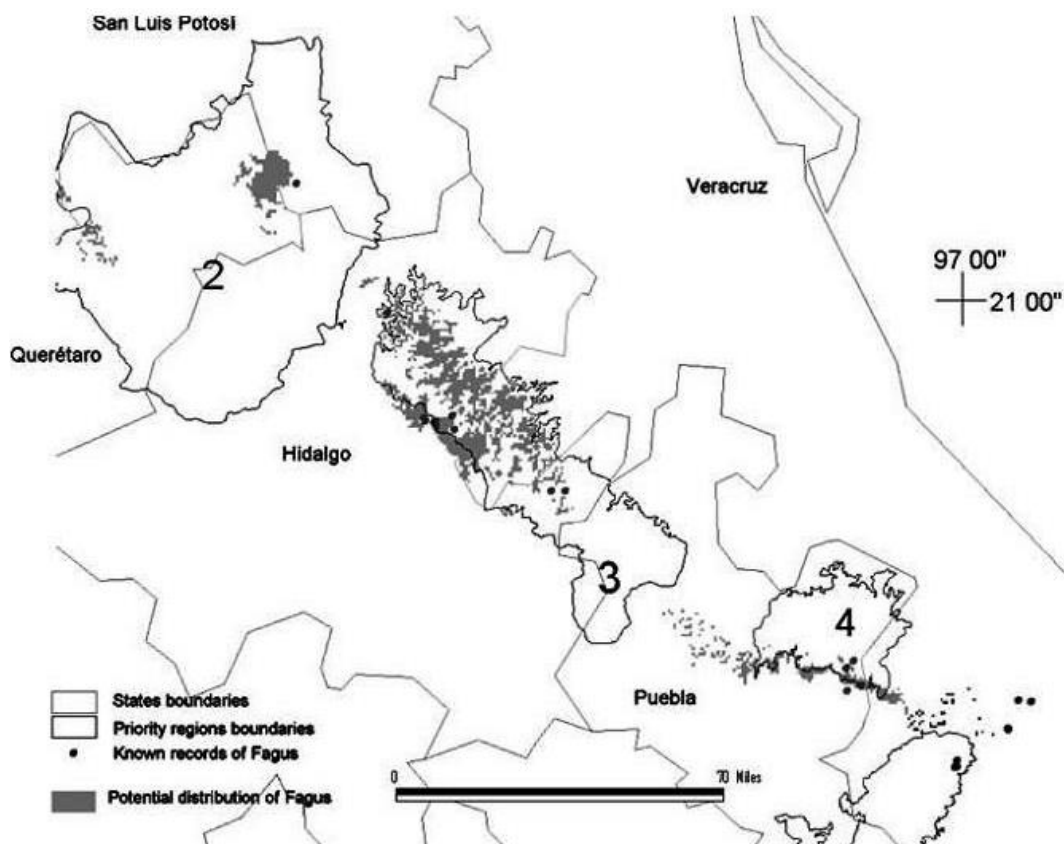


Figura 8. Distribución potencial de *Fagus grandifolia* y las regiones prioritarias de CONABIO bajo cambio climático (Téllez *et al.*, 2006).

1.4.3.1. El concepto de nicho en ecología: Reconsiderando el nicho hutchinsoniano.

El concepto de nicho ecológico fue uno de los mayores logros científicos del siglo pasado. Se ha pensado que el concepto de nicho podría convertirse en la primera teoría general y unificadora de la Ecología. Sin embargo, el proceso de hacer ecología (observar, medir, describir e inferir) ha demostrado que parte del cuerpo teórico de nicho debe actualizarse o modificarse (Milesi y López, 2005). El concepto de nicho, de acuerdo a Hutchinson (1957), se define como el conjunto de variables ambientales (abióticas y bióticas) y sus valores límite definen una región (Hipervolumen de n-dimensiones) donde cada punto del hipervolumen ofrece una determinada probabilidad de supervivencia a la especie. Este hipervolumen puede cambiar ante la presencia de otra especie que tenga los mismos requerimientos ambientales (competencia) (Vázquez, 2005).

Desde principios y mediados del siglo pasado hasta la fecha ha habido una serie de controversias con respecto al concepto de nicho: ¿el nicho es de los ambientes o de los organismos?, ¿es un problema de distribuciones y hábitat o del uso de recursos?, ¿cómo llegar a resultados que puedan dar explicaciones universales y así evitar las trampas ecológicas? (Milesi y López, 2005). De acuerdo al concepto de nicho las especies se localizan donde las condiciones permiten su reproducción, desarrollo y supervivencia a través del tiempo. Lo anterior es cierto pero ¿cuál es la verdadera dimensión de esas condiciones y cómo la adaptabilidad de una especie afecta a su nicho teórico? (Milesi y López, 2005; Vázquez, 2005).

De acuerdo a Vázquez (2005) hay cuatro debilidades del concepto de nicho de Hutchinson: 1) se debe acotar el hipervolumen (nicho fundamental) a regiones óptimas y subóptimas, 2) el problema de la correlación y colinealidad entre variables ambientales, 3) es difícil medir todos los elementos que definen al hipervolumen, y 4) el nicho realizado está dado por la competencia pero esta no es la única interacción interespecífica entre especies (por ejemplo, mutualismo y depredación).

Desde un principio quedó claro que las interacciones interespecíficas (positivas o negativas) entre especies pueden afectar el espacio del nicho. La dificultad deviene al momento de ingresar las interacciones a un modelo matemático. Razón que explica porque la modelación se vale de datos abióticos más que de bióticos (Vázquez, 2005).

Con base en lo anterior, se propone una nueva definición de nicho: 1) nicho fundamental es la suma de las condiciones ambientales (bióticas y abióticas) bajo las cuales una especie tiene la capacidad (fenotípica y genotípica) de persistir como individuo o población. El espacio ambiental realizado como la combinación de factores ambientales presentes en el lapso de vida del individuo o la población; 2) nicho potencial es la interacción entre nicho fundamental y el espacio ambiental realizado. Finalmente, 3) nicho realizado es un subconjunto del espacio ambiental en el cual el individuo existe pero con restricciones dadas por la estocasticidad demográfica y la dispersión (Milesi y López, 2005; Vázquez, 2005).

Hay un mundo de investigaciones sobre nicho fundamental, realizado y potencial de varias especies de flora y fauna. No es un tema de moda, sino de interés para la humanidad. Tener el conocimiento teórico y práctico de nicho es de vital importancia para los planes de manejo de recursos, planeación urbana y agrícola, acciones ante cambios climáticos, etc. Se tienen todas las herramientas para descubrir los secretos del nicho ecológico. La clave es comprender cuáles son las variables ambientales (bióticas y abióticas) que influyen sobre las interacciones interespecíficas de las especies (competencia, depredación, mutualismos), cómo la relación entre ambiente y especies modifica el proceso evolutivo de las mismas (estrategias r y k, curvas de supervivencia, migración) y cómo las especies pueden modificar las condiciones ambientales (sucesión ecológica) (Milesi y López, 2005; Vázquez, 2005).

CAPÍTULO II

DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA A TRAVÉS DE MODELADO DE NICHO ECOLÓGICO.

Resumen

Se modeló la distribución potencial del bosque mesófilo de montaña (BMM) en los estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz; utilizando técnicas de modelado de nicho y especies arbóreas estructuralmente importantes y restringidas a esa formación vegetal. Para caracterizar las condiciones ambientales, se integró un Sistema de información Geográfica (SIG) de variables topográficas (altitud, pendiente, exposición, edafología y sustrato geológico) y 19 variables bioclimáticas. De la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB) se obtuvieron 872 registros únicos de 12 especies arbóreas del BMM. Con datos de REMIB y del SIG, se ajustaron los modelos de nicho (MN). La altitud, temperatura media del trimestre más cálido (BIO10) y precipitación media anual (BIO12) son las variables que más contribuyen al modelo ($P \leq 0.01$, ROC = 0.97, AUC = 0.96). El MN proyecta una superficie potencial para el BMM de 820,215 ha, al ser reclasificado por especies insignia, pasa a 363,230 ha. De éstas, la mayor cantidad (39%) de superficie potencial estaría en Puebla, seguido por Veracruz (37%). Los MN que utilizan un conjunto de especies cuya presencia–frecuencia da un indicio de su preferencia por un hábitat particular, puede facilitar la predicción de cambios en la superficie del BMM.

Palabras clave: Hidalgo, Puebla, Veracruz, BMM, SIG, REMIB, MAXENT, especies insignia.

CHAPTER II

POTENTIAL DISTRIBUTION OF THE MOUNTAIN CLOUD FOREST THROUGH NICHE MODELING.

Abstract

We modeled the potential distribution of the mountain cloud forest (BMM) in the states of Hidalgo, Puebla and Veracruz; using niche modeling techniques and tree species structurally important and restricted to the BMM. To characterize the environmental conditions, a Geographic Information System (GIS) was integrated with topographic (altitude, slope, aspect, soil and geological substrate) and 19 bioclimatic variables. We used 872 unique records of 12 tree species of the BMM from the Global Information Network on Biodiversity (GINB). With GINB and GIS data, we fitted niche models (MN). The altitude, mean temperature of warmest quarter (BIO10) and mean annual precipitation (BIO12) are the variables that most contribute to the model ($P \leq 0.01$, ROC = 0.97, AUC = 0.96). The MN projects a potential extent of 820,215 ha to BMM; when it was reclassified by flagship species, it reached 363,230 ha. The highest potential land for BMM would be in Puebla (39%), followed by Veracruz (37%). The MN using a set of species (whose presence often is an indication of its preference for a particular habitat) may facilitate the prediction of changes in land covered by BMM.

Key words: Hidalgo, Puebla, Veracruz, BMM, GIS, GINB, MAXENT, flagship species.

2.1. INTRODUCCIÓN

El término bosque mesófilo de montaña (BMM) es usado para identificar a las comunidades florísticas que ocurren, en México, en montañas húmedas tropicales y subtropicales localizadas al sur de los 25° N, en altitudes de entre 1500 a 2500 m (CONABIO, 2010; Monterroso, 2009). No obstante, algunos autores señalan que la topografía y la alta humedad que necesita el BMM pueden ocurrir desde los 600 hasta los 3200 m de altitud (González-Espinosa *et al.*, 2012; Luna *et al.*, 2001; Williams-Linera *et al.*, 2000). El BMM con frecuencia se halla en pendientes pronunciadas, en áreas que son más húmedas que en el bosque de pino, pino-encino y encino pero más cálidas que las zonas altas del bosque de oyamel, y más frías que las habitadas por las formaciones tropicales (González-Espinosa *et al.*, 2011; Corral *et al.*, 2005; Luna *et al.*, 2001).

El bosque mesófilo de montaña (BMM) se caracteriza por tener una distribución semejante a archipiélagos de vegetación. Son comunidades con una gran riqueza de flora, propia de la diversidad de hábitats y del extenso contacto entre la flora de origen neártico y neotropical (González-Espinosa *et al.*, 2012; González-Espinosa *et al.*, 2011). Su carácter de archipiélago ha contribuido a la especiación que se ve reflejada en su gran riqueza y endemismo de flora (González-Espinosa *et al.*, 2012; Téllez *et al.*, 2006).

El BMM en México ocupa alrededor de 10,000 a 20,000 km², lo cual representa del 0.5 al 1% del territorio nacional (CONABIO, 2010). Se distribuye principalmente en los estados de Oaxaca, Chiapas, Guerrero, Tamaulipas, Veracruz, Puebla e Hidalgo (Challenger y Soberón, 2008; Téllez *et al.*, 2006; Alcántara y Luna, 2001). Se estima que el BMM contribuye a la flora fanerogámica de México con al menos 650 géneros contenidos en 144 familias, lo que comprende 2500 especies de plantas vasculares restringidas a esa comunidad (Acosta, 2004; Rzedowski, 1998). El bosque mesófilo presenta un alto porcentaje de endemismo. Se estima que entre el 30 y 35% de plantas endémicas del país son del bosque mesófilo de montaña (González-Espinosa *et al.*, 2012; Rzedowski, 1996 y 1998). En términos generales el BMM concentra alrededor de 10% de especies, 52% de géneros y 82% de familias de plantas de México (González-Espinosa *et al.*, 2011).

El bosque mesófilo de montaña (BMM) es una comunidad rara, vulnerable y en peligro debido a su dispersión natural a través de regiones montañosas en las cuales ocurre cambio de uso de la tierra por deforestación y la continua expansión de la población humana. Por otra parte, a nivel nacional se han identificado 15 subregiones de prioridad crítica, 17 de alta prioridad y 10 de prioridad moderada, además se desconoce cuánto del BMM se ha convertido a vegetación secundaria (CONABIO, 2010).

Se ha llegado a la conclusión de que el BMM se halla escasamente representado dentro de las áreas naturales protegidas (ANP) (Saldaña-Acosta *et al.*, 2008; CONABIO, 2007; Téllez *et al.*, 2006; Velázquez *et al.*, 2002). Además, se teme que el BMM sea uno de los ecosistemas más afectados por el cambio climático global. Aun si el calentamiento global no provocara la extinción de especies en el bosque mesófilo, la biota de éste ecosistema sería vulnerable a condiciones de sequía y menor precipitación. Cabe mencionar que el bosque mesófilo es el que posee el mayor número de especies de flora y fauna amenazadas, raras, en peligro de extinción o sujetas a protección especial (González-Espinosa *et al.*, 2012; CONABIO, 2010; Martínez *et al.*, 2009; Monterroso, 2009; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004). En consecuencia, no sólo la biodiversidad del BMM se encuentra en peligro, sino también sus servicios ambientales como la regulación del microclima, ciclos biogeoquímicos, conservación de suelos en pendientes pronunciadas, productos naturales como el café orgánico y la captación de agua de lluvia (CONABIO, 2010; Martínez *et al.*, 2009; CONABIO, 2007).

Por lo arriba descrito, la conservación de los archipiélagos o fragmentos remanentes del bosque mesófilo de montaña debe ser una prioridad de la política de conservación en México. Tal conservación deberá conciliar los intereses de las comunidades que los habitan (u ocupan zonas colindantes a ellos) y el uso de servicios ambientales por parte de las poblaciones urbanas (Cantú *et al.*, 2004; López, 2004; Arriaga *et al.*, 2000). Por lo tanto, se requiere de mejores evaluaciones de la distribución actual y potencial del BMM, así como del grado de deterioro de los mismos bajo escenarios de cambio climático y de uso de suelo (González-Espinosa *et al.*, 2012; Nogués, 2003). En la actualidad el modelado de nicho fundamental (Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004) acompañado de la exploración botánica en áreas estudiadas, se ha convertido en una herramienta científica que podría ayudar a evaluar territorios potenciales para

ser reconocidos como zonas de bioconservación y como focos de desarrollo comunitario (López, 2004; Nogués, 2003; Arriaga *et al.*, 2000).

El objetivo de este trabajo fue generar una propuesta metodológica que permita determinar la distribución potencial del bosque mesófilo de montaña, a través de sus especies estructuralmente importantes y restringidas a esta formación vegetal. Se utilizaron técnicas de modelado que permiten predecir las interacciones entre las condiciones ambientales y la biota, y que pueden influir en la presencia o ausencia de esas especies arbóreas (modelado de nicho) del bosque mesófilo de montaña, con el fin de aportar información que contribuya a su conservación.

2.2. MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio se realizó en los Estado de Hidalgo, Puebla y Veracruz. Para caracterizar las condiciones ambientales del área de estudio, se generó (en los paquetes Idrisi Selva 17 y ArcGIS 9.3) un Sistema de Información Geográfica (SIG) de variables topográficas (altitud, pendiente, exposición, edafología y sustrato geológico) con un sistema de coordenadas XY en grados decimales (LATLONG), Datum ITRF92 (elipsoide GRS80) y resolución ráster (GRID) de 1 km² (Eastman, 2012; Hijmans *et al.*, 2005). También se obtuvieron del Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM (<http://www.atmosfera.unam.mx/>) y WorldClim (<http://www.cccafs-climate.org/>) 19 variables bioclimáticas que los paquetes de modelado de nicho utilizan para describir la distribución potencial de especies arbóreas (Sáenz-Romero *et al.*, 2010; Phillips *et al.*, 2006).

Las variables bioclimáticas son capas de información ráster generadas en los paquetes ANUCLIM 6 y ANUSPLIN 4.3 siguiendo la metodología propuesta por Hutchinson (1995; 2005). ANUCLIM permite obtener estimaciones promedio mensuales, estacionales y anuales de variables climáticas generadas en ANUSPLIN; el cual realiza un ajuste de segundo orden utilizando (como variables independientes) a la altitud, latitud y longitud para interpolar datos climáticos mensuales de estaciones ubicadas en varios países del mundo. Para México se reconocen 5319 estaciones climatológicas del Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC) del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) (CONABIO, 2011). De estas estaciones 122 corresponden al estado de Hidalgo, 208 a Puebla y 339 a Veracruz (CONABIO,

2011). A partir de los datos climáticos, ANUCLIM genera 19 parámetros bioclimáticos (Téllez *et al.*, 2006; Hijmans *et al.*, 2005) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Variables bioclimáticas (<http://www.atmosfera.unam.mx/>).

Clave	Parámetro	Clave	Parámetro
BIO1	Temperatura Media Anual	BIO11	Temperatura Media del Trimestre más Frío
BIO2	Media Mensual * (Max Temp – Min Temp)	BIO12	Precipitación Media Anual
BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) * (100)	BIO13	Precipitación del Mes más Húmedo
BIO4	Temperatura Estacional (desviación estándar *100)	BIO14	Precipitación del Mes más Seco
BIO5	Máxima Temperatura del Mes más Cálido	BIO15	Precipitación Estacional
BIO6	Mínima Temperatura del Mes más Frío	BIO16	Precipitación del Trimestre más Húmedo
BIO7	Temperatura Rango Anual (BIO5-BIO6)	BIO17	Precipitación del Trimestre más Seco
BIO8	Temperatura Media del Trimestre más Húmedo	BIO18	Precipitación del Trimestre más Húmedo
BIO9	Temperatura Media del Trimestre más Seco	BIO19	Precipitación del Trimestre más Frío
BIO10	Temperatura Media del Trimestre más Cálido		

Nota: Trimestre más húmedo (julio, agosto y septiembre), el más seco (febrero, marzo y abril), el más cálido (abril, mayo y junio) y el más frío (diciembre, enero y febrero).

De la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad de México (REMIB) (CONABIO, 2012) se obtuvieron 34,983 registros de especies colectadas en bosque mesófilo de montaña (BMM) del país. Estos registros fueron capturados en formato Access (MDB) y ASCII (CSV) compatibles con ArcGIS 9.3, Idrisi 17 y MAXENT 3.3 (Phillips *et al.*, 2006; Téllez *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004; Escalante *et al.*, 2000), posteriormente se depuraron con base a su pertenencia al área de estudio (Hidalgo, Puebla y Veracruz), frecuencia de ocurrencia en hábitat de BMM por categoría taxonómica (Clase, Orden, Familia, Género y Especie) y por referencias bibliográficas de especies arbóreas prioritarias y restringidas del BMM (González-Espinosa *et al.*, 2011; CONABIO, 2010; Rzedowski, 1996). De esta manera se generó una base con 872 registros únicos de especies arbóreas frecuentes e importantes del BMM para el área de estudio (Cuadro 2).

Cuadro 2. Lista de especies arbóreas frecuentes e importantes del bosque mesófilo de montaña (CONABIO, 2012; González-Espinosa *et al.*, 2011; CONABIO, 2010; Rzedowski, 1996).

Orden	Familia	Género	Especie	Referencia	Registros
Fagales	Betulaceae	<i>Alnus</i>	<i>acuminata</i>	Aguilar-Rodríguez y Barajas-Morales, 2005	121
Fagales	Betulaceae	<i>Carpinus</i>	<i>caroliniana</i> *	Ponce-Vargas <i>et al.</i> , 2006	145
Ericales	Clethraceae	<i>Clethra</i>	<i>occidentalis</i>	Ponce-Vargas <i>et al.</i> , 2006	25
Theales	Theaceae	<i>Cleyera</i>	<i>theoides</i>	Ponce-Vargas <i>et al.</i> , 2006	46
Fagales	Fagaceae	<i>Fagus</i>	<i>grandifolia</i> *	Téllez <i>et al.</i> , 2006	57
Hamamelidales	Hamamelidaceae	<i>Liquidambar</i>	<i>styraciflua</i> *	Vázquez <i>et al.</i> , 2006	136
Magnoliales	Magnoliaceae	<i>Magnolia</i>	<i>schiedeana</i>	Godínez-Ibarra <i>et al.</i> , 2007	66
Fagales	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>laurina</i>	Aguilar-Rodríguez y Castro-Plata, 2006	89
Fagales	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>sartorii</i> *	Alcántara y Luna, 2001	77
Rhamnales	Rhamnaceae	<i>Rhamnus</i>	<i>longistyla</i>	García <i>et al.</i> , 2008	32
Theales	Actinidiaceae	<i>Saurauia</i>	<i>scabrida</i>	Alcántara y Luna, 2001	35
Sapindales	Staphyleaceae	<i>Turpinia</i>	<i>insignis</i> *	Vázquez <i>et al.</i> , 2006	43

* Especies insignia del BMM (González-Espinosa *et al.*, 2011).

Para modelar la distribución potencial de las especies de interés se utilizó el programa MAXENT 3.3 a través del módulo Land Change Modeler de Idrisi 17. MAXENT es un método para hacer predicciones de la distribución de especies a partir de información incompleta. Para esto, MAXENT estima una distribución de probabilidad objetivo (píxeles del área de estudio) mediante la búsqueda de la distribución de probabilidad de máxima entropía (más cercana a la uniformidad), sujeta a un conjunto de restricciones que representan la información incompleta (sitios de muestreo) sobre la distribución objetivo. La información disponible sobre la distribución objetivo se presenta como un conjunto de características (variables climáticas, topográficas, tipo de suelo, tipo de vegetación, entre otras, y las funciones de las mismas) y las restricciones son el valor esperado de cada función que debe coincidir con la media empírica (valor medio para un conjunto de puntos de muestra tomadas de la distribución objetivo) (Phillips *et al.* 2006; Phillips *et al.* 2004).

En MAXENT los píxeles de 1 km² del área de estudio son el espacio (x) sobre el cual la probabilidad de distribución de máxima entropía es definida (π). Los píxeles ocupados por las especies arbóreas son las muestras ($\pi(x)$) de BMM y las variables ambientales-climáticas son las funciones que acotan el espacio de dispersión de las muestras. Cada muestra ($\pi(x)$) presenta

valores muy pequeños, por ello MAXENT suma el valor de los pixeles con un valor de probabilidad igual. La distribución π tiene una restricción de no negatividad que asegura asignar una probabilidad positiva a cada pixel (x), estas probabilidades acumuladas suman como máximo 1, que convertido a porcentajes es 100%. Para lograr lo anterior, MAXENT utiliza una aproximación ($\hat{\pi}$) de π que también es una probabilidad de distribución que va de 0 a 1, esto es:

$$H(\hat{\pi}) = - \sum_{x \in X} \hat{\pi}(x) \ln \hat{\pi}(x)$$

Donde $H(\hat{\pi})$ es el valor logístico de probabilidad de presencia de la especie, \ln es el logaritmo natural, (x) son los pixeles de las muestras, $\hat{\pi}$ es la distribución de máxima entropía que sin restricciones tiende a la uniformidad y sigue la distribución de Gibbs: $q\lambda(x) = e^{\lambda \times f(x)} / Z\lambda$, donde ($q\lambda$) es una distribución de todas las probabilidades, λ es un vector de n valores reales de coeficientes o pesos de las características, f es el vector de todas las características y $Z\lambda$ es una constante de normalización que asegura que ($q\lambda$) sume a 1 o que maximiza la probabilidad. Esta ecuación puede reescribirse para evitar violaciones al principio de sumar 1 cuando se usan valores grandes para los pesos de λ_j , esto es: $\hat{\pi}[-\ln(q\lambda)] + \sum_j \beta_j |\lambda_j|$ donde β_j es una constante que asegura que las medias bajo $\hat{\pi}$ sean lo más cercanas a sus valores empíricos, de esta manera MAXENT tenderá a generar modelos con pocos valores no cero de λ_j (Phillips *et al.* 2006; Phillips *et al.* 2004).

Para determinar cuáles variables bioclimáticas son más importantes para el modelado de nicho, se realizó una prueba *Jackknife*. Esta prueba inferencial estima el error aleatorio y la varianza dentro del algoritmo de máxima entropía ($H(\hat{\pi})$) cuando una muestra aleatoria, de un grupo de observaciones (variables ambientales), es usada para calcularlo (remuestreos) (Phillips *et al.* 2006; Phillips *et al.* 2004). De estas variables se generaron histogramas de frecuencias y separación de medias por especie (SME) con relación a la media de todas las especies ($P < 0.05$) (Prieto-Martínez, 2001). Para verificar el error de omisión (error duro) se generaron gráficas de omisión para muestras de prueba y de entrenamiento tomando como muestra 70 datos de campo (puntos de verificación) y un 25% de los registros (CONABIO, 2012, Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004). Para estimar la sensibilidad (omisión 0 o 100% de sensibilidad) en función de los falsos positivos (error de comisión) para distintos puntos de cohorte (umbrales) se

obtuvieron áreas bajo la curva (AUC). Esta curva toma valores entre 1 (prueba perfecta) y 0.5 (prueba fallida). La AUC se interpreta como la probabilidad de que ante dos puntos, uno con presencia y otro sin presencia de la especie, la prueba AUC los califique correctamente (Anderson y González, 2011; Coopsa *et al.*, 2009; Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004). Para verificar la capacidad del modelo de nicho para predecir la distribución potencial, se obtuvieron gráficas de curvas operadas por el receptor (ROC) de las muestras de prueba y de entrenamiento. Un valor de ROC > 0.8 indica que los datos de entrenamiento ajustan bien al modelo. Si los datos de prueba tienen una probabilidad ($P \leq 0.5$), entonces el modelo no es mejor que el azar (Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004).

MAXENT implementa un modelo logístico, por ello, en acuerdo con Phillips *et al.* (2006) los modelos logísticos dan un estimado de entre 0 y 1 de probabilidad de presencia de una especie determinada. Esta probabilidad depende del diseño de muestreo, como la dimensión del sitio y el tiempo de observación. El modelo logístico estima la probabilidad de presencia asumiendo que el diseño de muestreo es tal que los sitios de presencia probada tienen una probabilidad de alrededor de 0.5, los sitios con un valor por arriba de esa probabilidad podrían considerarse como presencia o 1; es decir, el modelo logístico se acercaría a un modelo binomial (Coopsa *et al.*, 2009; Phillips *et al.*, 2006).

Con base a lo anterior, los valores de probabilidad logística generados por el modelo de nicho fueron reclasificados a valores enteros, para lo cual se utilizó el módulo BAYCLASS de Idrisi 17. Esta reclasificación tuvo como objetivo generar una cobertura que mostrara las especies arbóreas por sitio o pixel. Esta cobertura fue reclasificada (probabilidad *a posteriori*) por la presencia de especies insignia (probabilidad *a priori*) (Cuadro 2) (Eastman, 2012). De esta forma se obtuvo una sola cobertura o modelo de nicho conjunto (MNC), el cual se reclasificó (RECLASS) en dos clases: Zona Núcleo, área donde se encuentran las especies insignia y las especies frecuentes; Zona de Amortiguamiento, área donde se encuentran sólo las especies frecuentes. Con el Modelo Reclasificado y las Cartas de Vegetación Primaria (INEGI, 2003) y Uso Actual del Suelo y Vegetación (Serie 3) de INEGI (2005) se realizó, en ArcGIS 9.3, una cruce de capas (INTERSECT) con el fin de comparar el porcentaje (CROSSTAB) de superficie (hectáreas) estimada por el Modelo Reclasificado del bosque mesófilo de montaña con relación a las Cartas arriba mencionadas (Sánchez-Colón *et al.*, 2009).

2.3. RESULTADOS

El modelo de nicho indicó que habrían 820,215 ha potencialmente adecuadas para el bosque mesófilo de montaña (BMM) (Figura 1 y 2). Al comparar el modelo de nicho (Figura 1) con las colectas reportadas por el sitio WEB de CONABIO (2012) se observaron inconsistencias (Figura 2) mismas que fueron omitidas del análisis durante el proceso de depuración. De acuerdo a las colectas reportadas a REMIB, habría BMM en áreas no contempladas por la Carta Actual de Uso de Suelo y Vegetación Serie 3 (INEGI, 2005) ni por la Carta de Vegetación Potencial (INEGI, 2003). Estas áreas se ubican en los municipios de Acultzingo, Apazapan, Puente Nacional y Perote, también cerca del Golfo, en los municipios de San Andrés Tuxtla, Sotepapan y Tatahuicapan de Juárez en Veracruz. En los municipios de Xiutetelco, Zimapán, Mineral del Chico y Pachuca de Soto en el Estado de Hidalgo. Y en el municipio de San Gabriel Chilac en el Estado de Puebla (Figura 2).

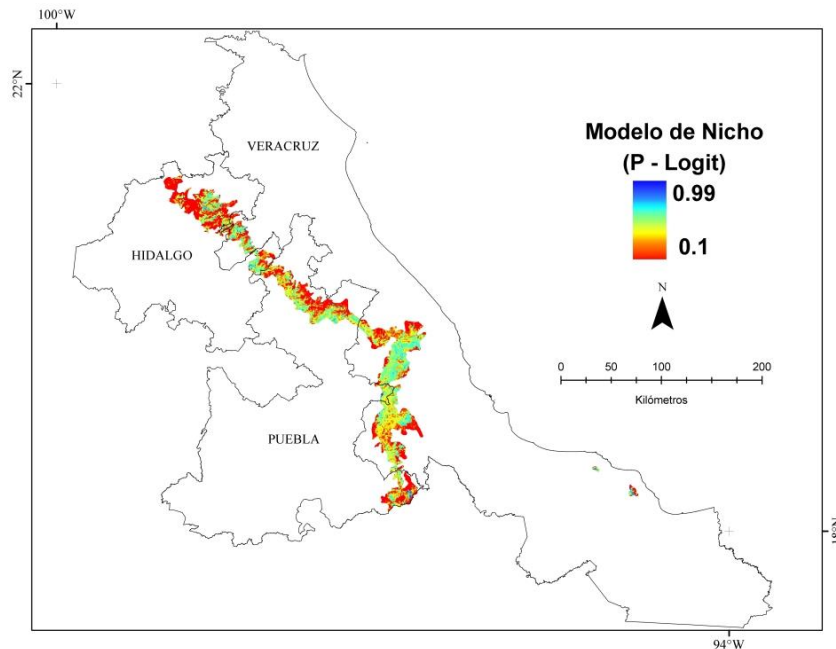


Figura 1. Distribución potencial (probabilidad logística de 0-1) de las especies arbóreas (Cuadro 2) en Bosque Mesófilo de Montaña.

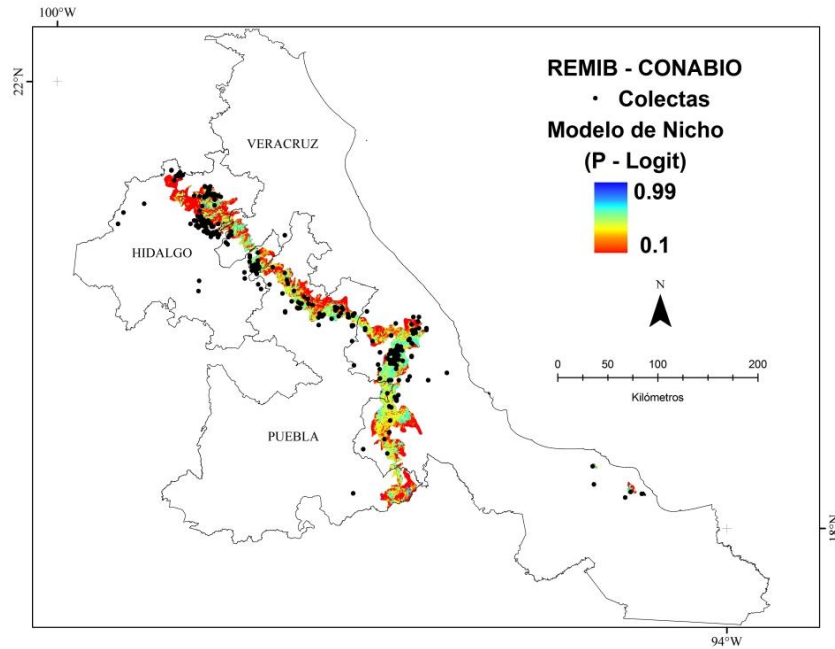


Figura 2. Ubicación de las colectas REMIB (CONABIO, 2012) de especies arbóreas del bosque mesófilo de montaña y su relación con el modelo de nicho.

Al reclasificar el modelo de nicho (Figura 1) utilizando las especies insignia (Cuadro 2), la superficie potencial para BMM pasa de 820,215 ha a 363,230 ha (Cuadro 3, Figura 3). De éstas, la mayor cantidad (39%) de superficie potencial de BMM (142,303 ha) estaría dentro de estado de Puebla, seguido por el estado de Veracruz (37%) (Cuadro 3).

Cuadro 3. Superficie ocupada, del área de estudio, por el modelo de nicho conjunto.

Estado de la República	Superficie (ha) del BMM		Total	
	Amortiguamiento	Núcleo	(ha)	(%)
Hidalgo	60,284	27,647	87,932	24.2
Puebla	72,879	69,425	142,303	39.2
Veracruz	92,286	40,709	132,995	36.6
	225,449	137,781	363,230	

Al comparar (interseccionar) el modelo de nicho conjunto generado (Figura 3) con el mapa de uso del suelo y vegetación Serie 3 de INEGI se tiene que 24.3% del modelo se clasificaría como BMM, 58% como superficies que ha sido perturbada por actividad humana (agricultura,

ganadería, infraestructura, pastizal inducido, etc.), 16.33% correspondería a bosques (pino, pino-encino, encino) y el resto a selvas (1%) (Cuadro 4).

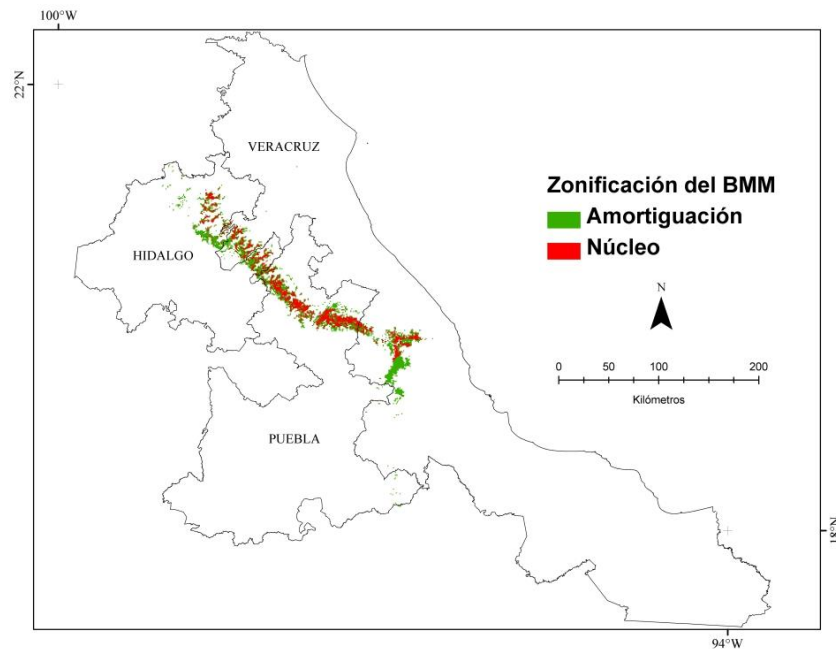


Figura 3. Zonificación del Bosque Mesófilo de Montaña (BMM).

El Bosque Mesófilo de Montaña (BMM) en el área de estudio, según la Carta de Vegetación Primaria (VP) (INEGI, 2003), originalmente cubría una superficie de 845,910 ha (Cuadro 5). Comparándola con la Serie 3 (INEGI, 2005) se observa que 52% del BMM original ha sido remplazado por áreas con actividad humana y sólo un 33% aún se conserva como BMM, esto sin tomar en cuenta el porcentaje de vegetación primaria y secundaria (Cuadro 5, INEGI, 2005).

Cuadro 4. Modelo de nicho conjunto y su clasificación de acuerdo a la Carta Actual de Uso de Suelo y Vegetación Serie 3 (INEGI, 2005).

Uso de suelo y vegetación	Superficie (ha) del BMM		Total	
	Amortiguamiento	Núcleo	(ha)	(%)
Agrícola	128,899	78,141	207,040	57
Asentamientos humanos	2,787	739	3,526	0.97
Bosque de encino	2,220	1,276	3,496	0.96
Bosque de encino-pino	1,654	1,017	2,672	0.74
Bosque de pino	9,944	3,863	13,806	3.8
Bosque de pino-encino	25,333	14,016	39,349	10.83
Bosque mesófilo de montana	50,446	37,665	88,111	24.26
Cuerpo de agua	357	229	586	0.16
Matorral crasicaule y submontano	647	11	658	0.18
Pradera de alta montana	89		89	0.02
Selva alta, mediana y baja	3,073	824	3,897	1.07
Total general	225,449	137,781	363,230	

Cuadro 5. Superficie original de Bosque Mesófilo de Montaña según Carta de Vegetación Primaria (INEGI, 2003) y su clasificación actual de acuerdo a la Carta Uso de Suelo y Vegetación Serie 3 (INEGI, 2005).

Uso de suelo y vegetación	Total	
	(ha)	(%)
Agrícola	439,560	51.96
Asentamientos humanos	8,884	1.05
Bosque de encino	7,316	0.86
Bosque de encino-pino	3,215	0.38
Bosque de galería	92	0.01
Bosque de pino	22,343	2.64
Bosque de pino-encino	28,926	3.42
Bosque mesófilo de montana	280,376	33.14
Cuerpo de agua	569	0.07
Selva alta, baja y mediana	54,630	6.45
Total general	845,910	

En cuanto al análisis estadístico del modelo de nicho (Figura 1), la prueba de bondad de ajuste o curva operada por el receptor (ROC) tuvo un valor de 0.97 con una varianza cuadrada de

0.004, es decir, el modelo de nicho se comportó mejor a como lo haría un modelo aleatorio ($P \leq 0.01$). Por su parte, el valor del área bajo la curva (AUC) fue de 0.96 indicando que el ajuste del Modelo fue alto, con pocos errores de omisión (datos duros) y comisión (datos blandos) ($P \leq 0.01$). La prueba de contribución o ganancia (derivada del AUC) señala que las variables climáticas precipitación del mes más húmedo (BIO13, 31.8%), temperatura máxima del mes más cálido (BIO5, 18.2%), altura sobre el nivel del mar (altitud, 8%) y temperatura media del trimestre más cálido (abril, mayo y junio, BIO10, 7%) son las variables que más contribuyen al modelo de nicho (Figura 1). Esta contribución es aditiva y de forma parcial muestra qué variables son más importantes para describir la distribución potencia de las especies arbóreas (Phillips *et al.* 2006).

La prueba de Jackknife mostró que la precipitación del mes más húmedo (BIO13) contribuye a un buen ajuste del modelo, siendo este aditivo. En cambio la precipitación del trimestre más húmedo (BIO16, julio, agosto y septiembre) ayuda a generalizar mejor sobre los datos de prueba. Ésta, junto con BIO13, es la variable que más contribuye. Las variables altitud, la temperatura media del trimestre más cálido (BIO10, abril, mayo y junio) y la precipitación media anual (BIO12) poseen información que no está presente en otras variables.

Los histogramas de frecuencias (Figura 4 y 5) de las variables climáticas y topográficas más importantes, según la prueba Jackknife, muestran que algunas especies tienen una mayor distribución (rango) y frecuencia a través de esos recursos ambientales y climáticos, es el caso de *Alnus acuminata*, *Carpinus caroliniana*, *Liquidambar styraciflua* y *Quercus laurina* (Figura 4 y 5). Las especies *A. acuminata* y *C. caroliniana* destacan por el intervalo de su distribución a variaciones en las variables altitud, precipitación media (BIO12) y precipitación del trimestre más húmedo (BIO16), sin embargo ese rango disminuye ante variaciones en la temperatura media del trimestre más cálido (BIO10) (Figura 4 y 5). De las especies insignia (Cuadro 2) *C. caroliniana* y *L. styraciflua* tiene una distribución constante y sin grandes variaciones por el contrario, *Fagus grandifolia* muestra más variaciones en su distribución de frecuencias a lo largo de las variables ambientales y climáticas (Figura 4 y 5). De todas las especies, *Q. Laurina* seguida de *Clethra occidentalis* y *Saurauia scabrida* muestran mayores variaciones en su distribución de frecuencias (Figura 4 y 5).

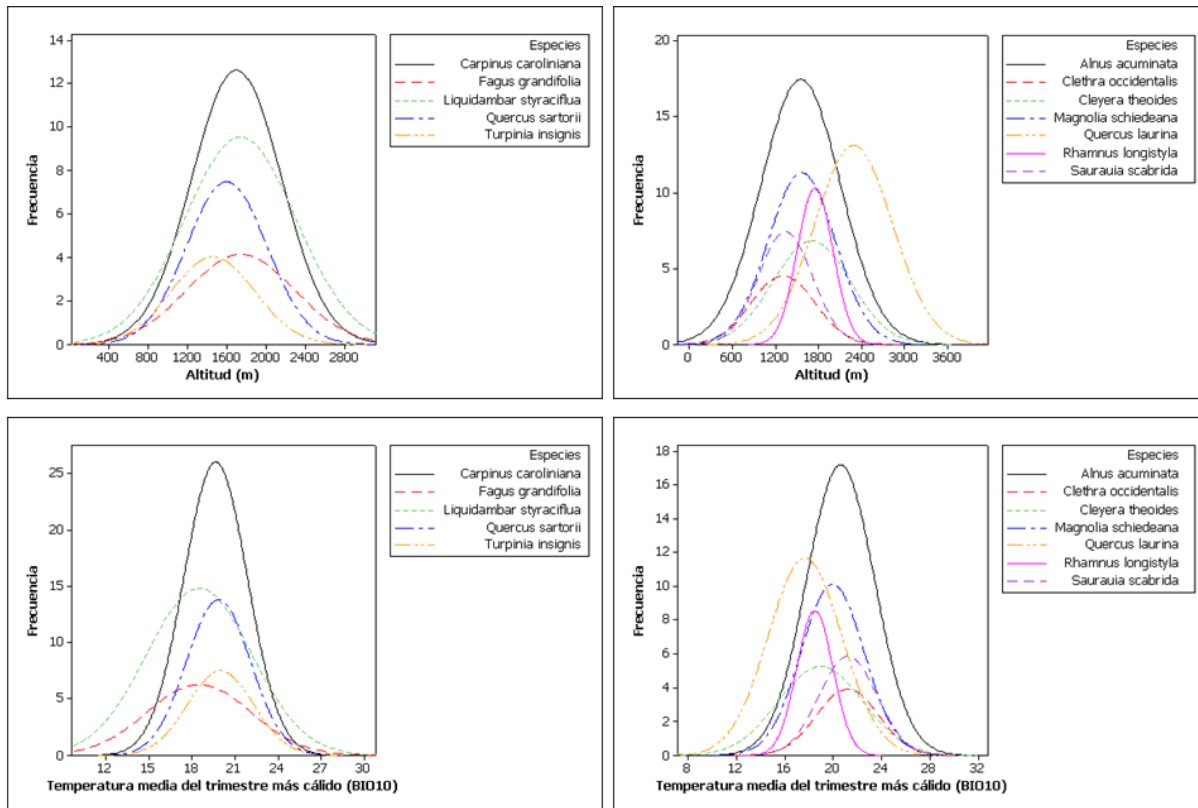


Figura 4. Histograma de frecuencias de las especies del bosque mesófilo de montaña en relación a la altitud sobre el nivel del mar y la temperatura media del trimestre más cálido (BIO10).

Lo anterior queda más claro con el análisis de separación de medias por especie (SME) (Figura 6) en el cual se observa que la mayoría de las especies seleccionadas, se mantienen dentro de un rango en altitud de 1481 a 1905 msnm, en temperatura media anual (BIO10) de 18.2 a 20.6, en precipitación media anual (BIO12) de 1369 a 1746 mm y en precipitación del trimestre más húmedo de 716 a 900 mm (BIO16). Las cinco especies, cuyas medias presentan diferencias significativas ($P < 0.05$) con relación a la media de todas las especies ($P > 0.05$) para las variables ambientales y climáticas, son: *Alnus acuminata*, *Clethra occidentalis*, *Cleyera theoides*, *Quercus laurina*, *Saurauia scabrada*. Por su parte, las especies *C. caroliniana*, *C. theoides*, *F. grandifolia*, *L. styraciflua*, *Magnolia schiedeana*, *Q. sartorii* y *Rhamnus longistyla* tienen medias que no son diferentes ($P > 0.05$) a la media de todas las especies para las variables altitud, BIO10, BIO12 y BIO16 (Figura 6).

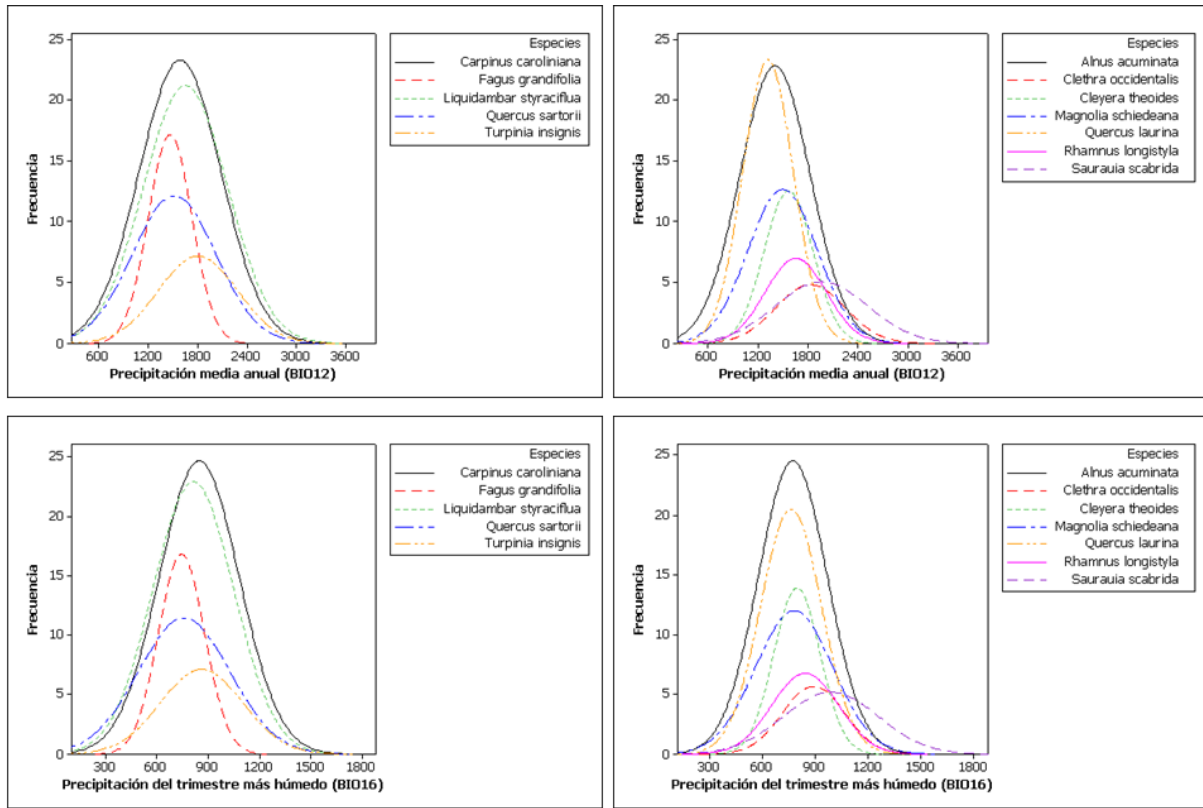


Figura 5. Histograma de frecuencias de las especies del bosque mesófilo de montaña en relación a la precipitación media anual (BIO12) y la precipitación del trimestre más húmedo (BIO16).

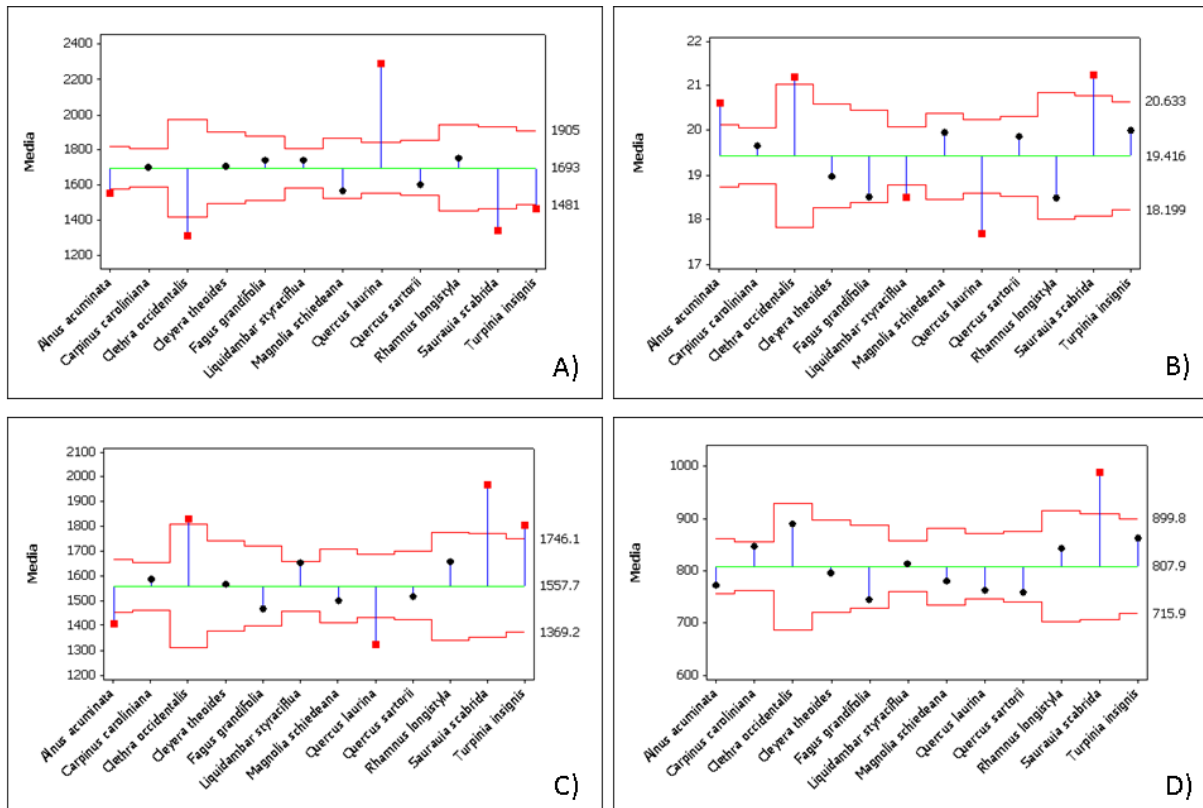


Figura 6. Análisis de varianza ($P < 0.05$) para separar medias, en las especies del BMM para las variables A) altitud, B) temperatura media del trimestre más cálido (BIO10, abril, mayo y junio), C) precipitación promedio anual (BIO12) y D) precipitación del trimestre más húmedo (BIO16, julio, agosto y septiembre).

2.4. DISCUSIÓN

Son pocos los trabajos sobre modelado de nicho en México (Contreras–Medina *et al.*, 2010; Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004; Vázquez, 2005) que puedan ayudar a comparar los resultados obtenidos en este trabajo. Para México se puede citar el estudio de Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez (2004) sobre cambio climático y redistribución de los tipos de vegetación. El de Reich *et al.* (2008) con modelado climático y su aplicación en la predicción de la distribución de árboles de Jalisco y Colima, México. El estudio de Téllez *et al.* (2006) sobre distribución potencial de *Fagus grandifolia* bajo escenarios de cambio climático. Así como los estudios de Sáenz-Romero *et al.* (2010) y Cruz-Leyva *et al.* (2010) sobre aptitud de especies arbóreas de interés comercial (*Pinus chiapensis*, *P. patula* y *P. teocote*).

El bosque mesófilo de montaña (BMM) ocupaba, originalmente, una superficie de 3.09

millones de hectáreas en la República Mexicana (Sánchez-Colón *et al.*, 2009; INEGI, 2003). Con imágenes (Landsat ETM7+) del año 2002 (INEGI, 2005) se estimó que la superficie del BMM se habría reducido a la mitad (0.87 millones hectáreas de vegetación primaria y 0.95 millones de secundaria) (Sánchez-Colón *et al.*, 2009; INEGI, 2005).

De acuerdo al modelo de nicho (en los Estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz) habría un total de 820,215 hectáreas potencialmente adecuadas para la existencia de BMM. La capa de Vegetación Potencial de México (VPM) reporta 845,910 ha para dichos estados (INEGI, 2003). Por su parte la Carta Actual de Uso de Suelo y Vegetación (USV) Serie 3 (INEGI, 2005) reporta 365,277 ha de BMM para los mismos, un valor cercano al obtenido (363,230 ha) por el modelo de nicho conjunto (Figura 3, Cuadro 4) para el bosque mesófilo de montaña (BMM). Cabe señalar que de las 363,230 ha, más del 55% estarían dentro de áreas con perturbación humana (Cuadro 4), lo que corrobora el riesgo al que está sujeto el BMM por transformación del ecosistema por causas humanas (Sánchez-Colón *et al.*, 2009).

El modelo de nicho conjunto (Figura 3) permite ver que el bosque mesófilo de montaña (BMM) tiene una distribución semejante a pequeños archipiélagos interconectados principalmente por bosques de pino, pino-encino y encino como referido en estudios anteriores (González-Espinosa, 2012; González-Espinosa, 2011; Sánchez-Colón *et al.*, 2009; Challenger y Soberón, 2008). Es probable que este fenómeno espacial haya contribuido en parte a que por unidad de superficie, el BMM, tenga la diversidad florística más alta de todos los tipos de vegetación de México (Challenger y Soberón, 2008; Espinosa y Ocegueda, 2008; Rzedowski, 1996 y 1998). El fenómeno de islas o archipiélagos de vegetación, separados por la topografía (altitud, exposición, pendientes) y la distancia, induciría a la especiación *in situ* (Téllez *et al.*, 2006; Roxburgh *et al.*, 2004; Rzedowski, 1996 y 1998).

Las especies seleccionadas para el modelado de nicho, en bosque mesófilo de montaña (BMM), en general, tienen preferencia (nicho fundamental) (Vázquez, 2005) por ambientes templados (*Alnus acuminata*, *Carpinus caroliniana*, *Fagus grandifolia*, *Liquidambar styraciflua*, *Magnolia schiedeana*, *Quercus laurina*, *Quercus sartorii*) y de transición entre esos ambientes y los cálido-húmedos (*A. acuminata*, *Clethra occidentalis*, *Cleyera theoides*, *Q. laurina*, *Rhamnus longistyla*, *Saurauia scabrida* y *Turpinia insignis*) (Cruz-Leyva *et al.*, 2010; García *et al.*, 2008; Godínez-Ibarra *et al.*, 2007; Aguilar-Rodríguez y Castro-Plata, 2006; Ponce-Vargas *et al.*, 2006; Téllez *et al.*, 2006; Vázquez *et al.*, 2006; Aguilar-Rodríguez y Barajas-Morales, 2005; Alcántara

y Luna, 2001). De estas especies destacan *A. acuminata* y *Q. laurina*, cuya distribución a lo largo de los recursos ambientales y climáticos mostró que tienen mayor tolerancia a cambios en los mismos. Contrario a lo que ocurre con *C. caroliniana* y *L. styraciflua* las cuales conservan una distribución constante y sin grandes variaciones a través de los cambios en altitud, temperatura y precipitación. La especie *F. grandifolia* es la que presentó mayores variaciones en su distribución a lo largo de dichas variables.

Lo anterior explica porque el modelo de nicho conjunto (Figura 3) muestra una mayor cantidad de superficie (Cuadro 3) clasificada como zona de amortiguamiento (62%, 225,449 ha). Por una parte, esto sería indicio de que las especies más tolerantes a condiciones cálidas-húmedas (*Clethra occidentalis*, *Cleyera theoides*, *Rhamnus longistyla* y *Saurauia scabrida*) estarían en las zonas de ecotono (Vázquez, 2005) entre las comunidades de selva alta y mediana perennifolia, y las comunidades de clima templado y bosque mesófilo de montaña (BMM) (García *et al.*, 2008; Ponce-Vargas *et al.*, 2006; Alcántara y Luna, 2001). Por otra parte, las especies más tolerantes a un clima templado (*C. theoides*, *Magnolia schiedeana*, *Quercus laurina*, *R. longistyla* y *Turpinia insignis*) formarían parte del bosque de pino, pino-encino y encino colindantes al BMM (García *et al.*, 2008; Godínez-Ibarra *et al.*, 2007; Aguilar-Rodríguez y Castro-Plata, 2006; Ponce-Vargas *et al.*, 2006; Vázquez *et al.*, 2006). Especies arbóreas como *Carpinus caroliniana*, *Liquidambar styraciflua*, *Quercus sartorii* y sobre todo *Fagus grandifolia* tendrían una distribución natural que seguiría los cambios en superficie del BMM del área de estudio (Ponce-Vargas *et al.*, 2006; Téllez *et al.*, 2006; Vázquez *et al.*, 2006; Alcántara y Luna, 2001). Mención especial merecen *A. acuminata*, *L. styraciflua* y *Q. laurina*, que son especies de transición hacia bosque mesófilo de montaña, la primera puede observarse en áreas de selva alta y mediana, bosques de encino, pino-encino y pino, mientras que la segunda es una especie pionera dominante en áreas de ecotono o abandonadas del bosque mesófilo. Por su parte *Q. laurina* es una especie endémica de México, que al igual que *A. acuminata*, se le puede hallar en bosques de encino, pino-encino y pino (Aguilar-Rodríguez y Castro-Plata, 2006; Vázquez *et al.*, 2006; Aguilar-Rodríguez y Barajas-Morales, 2005).

Reich *et al.* (2008), en un estudio llevado a cabo en Jalisco, México, estimó que bajo cambio climático la especie *Quercus magnoliifolia* y otras especies del género *Quercus* podrían distribuirse tanto en regiones tropicales como en templadas. Cabe recordar que Jalisco es

reconocido como un centro de diversidad del género *Quercus* (Reich *et al.*, 2008). Entonces las zonas potencialmente adecuadas para BMM, probablemente serían remplazadas por tipos de vegetación de clima templado-seco, donde las especies arbóreas tienen un mayor umbral crítico a la falta de humedad. Tal es el caso del bosque de pino-encino y encino, donde se pueden hallar especies como *Alnus acuminata*, *Clethra occidentalis*, *Magnolia schiedeana*, *Rhamnus longistyla* y sobre todo *Quercus laurina* y *Quercus sartorii* (García *et al.*, 2008; Godínez-Ibarra *et al.*, 2007; Aguilar-Rodríguez y Castro-Plata, 2006; Ponce-Vargas *et al.*, 2006; Aguilar-Rodríguez y Barajas-Morales, 2005; Alcántara y Luna, 2001).

Sin olvidar que existen diferencias en la intensidad de datos colectados y subidos a la red de CONABIO (2012) – por ejemplo, de *C. occidentalis* se tienen 25 registros para el área de estudio (Ponce-Vargas *et al.*, 2006) mientras que para *L. styraciflua* se tienen 136 (Vázquez *et al.*, 2006) - se puede concluir que las especies seleccionadas (sobre todo las insignia, Cuadro 2) fueron las adecuadas para modelar la distribución potencial del bosque mesófilo de montaña (BMM) en los Estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz.

Del todo el conjunto de variables climáticas y topográficas, cuatro variables ambientales y climáticas destacaron: altitud, temperatura media del trimestre más cálido (BIO10, abril, mayo y junio), precipitación promedio anual (BIO12) y precipitación del trimestre más húmedo (BIO16, julio, agosto y septiembre). Cada una de éstas fue escalada para abarcar sólo el área de estudio (Estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz). Se esperaba que variables ambientales (tipo de suelo, pendiente, sustrato geológico, etc.) fueran importantes para el modelado, pero no fue el caso. El que variables de precipitación y temperatura fueran las más relevantes para el análisis muestra que regímenes pluviales muy variables y sequías más prolongadas limitarían la distribución potencial del bosque mesófilo de montaña (Godínez-Ibarra *et al.*, 2007; Phillips *et al.*, 2006; Téllez *et al.*, 2006; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004). Al respecto Cianfrani *et al.* (2011), Phillips *et al.* (2006) y Phillips *et al.* (2004) mencionan que los modelados de nicho tenderán a separar las variables ambientales y climáticas en dos grupos, transferibles y no transferibles. Bajo escenarios de cambio climático, la precipitación y temperatura mensual son menos transferibles que sus valores promedio anual y trimestral, debido a que las condiciones potencialmente adecuadas para una (s) especie (s) de flora o fauna no dependerá de valores precisos de precipitación o temperatura en un mes determinado, sino de la constancia año tras

año en precipitación y/o temperatura media anual (Kirschbaum y Watt, 2011; Espinosa y Ocegueda, 2008) o que sucedan periodos prolongados de sequía. Como indica Cianfrani *et al.* (2011), Espinosa *et al.* (2008) y Phillips *et al.* (2006) las variables no transferibles (valores mensuales) podrían tener efectos a nivel continental (gran escala) pero a nivel regional serían más importantes los valores promedio anual y trimestral. Esto explicaría porque la variable precipitación del mes más húmedo (BIO13) - aunque produjo mayor ganancia (31.8%) al modelo cuando las otras variables eran omitidas - no fuera tan importante (según la prueba Jackknife) para el modelado de nicho, como lo fueron las variables altitud, BIO10, BIO12 y BIO16.

Tanto la humedad como la temperatura se correlacionan con la altitud y latitud (Contreras-Medina *et al.*, 2010; Sáenz-Romero *et al.*, 2010; Espinosa y Ocegueda, 2008). Esto podría explicar la concordancia entre la ubicación geográfica de los valores más alto de probabilidad del modelo de nicho con la Sierra Madre Oriental, es decir, con áreas de fuerte pendiente y altitud elevada (Contreras-Medina, 2010; Godínez-Ibarra *et al.*, 2007; Williams-Linera *et al.*, 2003; Williams-Linera *et al.*, 2000; Rzedowski, 1998). Cabe recordar que las variaciones topográficas y climáticas (radiación solar, temperatura y precipitación) son los que han propiciado la diversidad de subtipos en el BMM: los moderadamente húmedos (bosque de pino, encino y liquidámbar) y los muy húmedos (helechos arborescentes, palmas y especies umbrófilas) que tienen mayor cantidad de elementos tropicales y caducifolios (CONABIO, 2010; Challenger y Soberón, 2008; Saldaña-Acosta *et al.*, 2008; CONABIO, 2007; Aguilar-Rodríguez y Barajas-Morales, 2005; Catalán *et al.*, 2003).

De acuerdo al modelo de nicho conjunto (MNC), más del 55% de la superficie potencialmente adecuada para BMM ya está ocupada por coberturas originadas por la actividad humana (Cuadro 4) (Velázquez *et al.*, 2002). Al respecto, Telléz *et al.* (2006) y Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez (2004) coinciden que un incremento de la temperatura media del país en 2 °C y una disminución de la precipitación actual de 10% promedio, afectaría los bosques templados-fríos y semicálidos. Los bosques mesófilos de montaña estarían expuestos al cambio entre 46 y 58% de su extensión (Contreras-Medina, 2010; Godínez-Ibarra *et al.*, 2007). Sin embargo, estas predicciones o inferencias estadísticas no toman en cuenta los efectos de cambios de uso de la tierra por deforestación, agricultura, ganadería e infraestructura. Es probable que el mayor reto para la conservación del BMM, como lo muestra el MNC, sea la transformación de los

ecosistemas por causas humanas (Martínez *et al.*, 2009; Sánchez-Colón *et al.*, 2009; Velázquez *et al.*, 2002) más que el cambio climático en sí mismo (Challenger y Soberón, 2008; Challenger y Dirzo, 2008).

2.5. CONCLUSIONES

El modelado de nicho mostró que la temperatura media del trimestre más cálido, la precipitación promedio anual, la precipitación del trimestre más húmedo, así como la altitud son variables que pueden ayudar a definir cambios en la superficie potencialmente ocupada por especies arbóreas del Bosque Mesófilo de Montaña. Los modelos de nicho que utilizan un conjunto de especies, cuya presencia–frecuencia es un indicio de su preferencia por un hábitat particular, pueden facilitar la predicción de cambios en las superficies de comunidades más complejas (tipos de vegetación), bajo disturbio (incendios, plagas, sequías, etc.) o con variaciones ambientales (escenarios de cambio climático). El modelado de nicho, propuesto, tiene sus limitaciones, las cuales se deben a la información utilizada (presencias). Por esta razón no es posible modelar interacciones bióticas complejas como la competencia, la depredación y el mutualismo. Estas interacciones son importantes para explicar la resistencia, resiliencia y persistencia de ambientes naturales como el bosque mesófilo de montaña.

Como reflexión final, los resultados de los modelos de nicho muestran que ante situaciones de cambio en el uso de la tierra (deforestación, expansión urbana y de la agricultura, etc.) o de cambio en el clima global, se podría considerar la posibilidad de generar áreas dinámicas (ADIN) para la conservación de los recursos naturales. Estas áreas tendrían la capacidad de modificar n veces sus límites geográficos (poligonales) dependiendo de los cambios ambientales naturales o antropogénicos en los recursos y condiciones de la flora y fauna. Las ADIN son un concepto sencillo de entender pero difícil de ejecutar, pues en México modificar la poligonal de un área natural protegida (ANP) significaría costos financieros, sociales y políticos. Es aquí donde la modelación de nicho puede ser una herramienta muy útil para la administración y planeación sobre los recursos naturales.

CAPÍTULO III

DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA BAJO ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN EL CENTRO DE MÉXICO.

Resumen

Se modeló la distribución potencial del bosque mesófilo de montaña (BMM) en los estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz, México, bajo el escenario A2 de cambio climático para los años 2050 y 2080. Se utilizaron los modelos de circulación general (GCM) CCSM3 y ECHAM5, técnicas de modelado de nicho y especies arbóreas estructuralmente importantes y restringidas al BMM. Para caracterizar las condiciones ambientales, se integró un Sistema de información Geográfica (SIG) de 24 variables ambientales y bioclimáticas. De la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB) se obtuvieron 872 registros únicos de 12 especies arbóreas del BMM. Con datos de REMIB y del SIG, se ajustaron los modelos de nicho (MN). Los modelos de circulación general CCSM3 y ECHAM5 predicen una disminución en la precipitación de 2 a 5% y un aumento en la temperatura de 2 a 4 °C hacia 2050 y 2080 dentro del BMM. Los MN proyectan una superficie potencial de 363,230 ha para el BMM. Ésta aumenta a 382,464 ha en 2050. En 2080 disminuye a 309,711 ha para CCSM3 y aumenta a 448,757 ha para ECHAM5. Alrededor del 35% del área potencial para el BMM estaría expuesta al cambio, hacia tipos vegetación con mayor umbral crítico a ambientes secos-cálidos.

Palabras clave: BMM, A2, CCSM3, ECHAM5, SIG, REMIB, MAXENT.

CHAPTER III

POTENTIAL DISTRIBUTION OF THE MOUNTAIN CLOUD FOREST IN CENTRAL MÉXICO UNDER CLIMATIC CHANGE SCENARIOS.

Abstract

We modeled the potential distribution of the mountain cloud forest (BMM) in the states of Hidalgo, Puebla and Veracruz, México, under A2 climate change scenario for the years 2050 and 2080, The General Circulation Models (GCM) CCSM3 and ECHAM5 combined with niche modeling techniques was used and data of tree species structurally important and restricted to BMM we used in the process. To characterize the environmental conditions, a Geographic Information System (GIS) was integrated with 24 topographic and bioclimatic variables. We used 872 unique records of 12 tree species of BMM from the Global Information Network on Biodiversity (GINB). With GINB and GIS data, we fitted niche models (MN). The GCMs ECHAM5 and CCSM3 show a decrease in precipitation of 2 to 5% and an increase in temperature of 2 to 4 °C at 2050 and 2080 in the BMM. The MN projects a potential area of 363,230 ha for BMM. This increases to 382,464 ha in 2050. In 2080 decreased to 309,711 ha for CCSM3 and increases to 448,757 ha for ECHAM5. About 35% of the potential area for BMM would be exposed to change towards vegetation types with more critical threshold-warm dry environments.

Key words: BMM, A2, CCSM3, ECHAM5, GIS, GINB, MAXENT.

3.1. INTRODUCCIÓN

La distribución de la vegetación, sin considerar interacciones bióticas, está determinada por el clima (Nitschke e Innes, 2008; Walther, 2003). Las interacciones entre el clima, las variables topográficas, las biofísicas, los disturbios y la biota generan los tipos de vegetación y los ecosistemas (Cianfrani *et al.*, 2011; Thuillera *et al.*, 2008; Walther, 2003). Estas interacciones podrían alterarse bajo escenarios de cambio climático, lo que modificaría la distribución conocida de las especies vegetales, si su actual tolerancia ambiental se sobrepasa (Sáenz-Romero *et al.*, 2012; Iverson y Prasad, 2002). El resultado serían nuevas interacciones que facilitarían o inhibirían el establecimiento de las plantas (Milad *et al.*, 2011; Steinmann *et al.*, 2011; Saldaña-Acosta *et al.*, 2008; Téllez *et al.*, 2006; Roxburgh *et al.*, 2004).

En los ecosistemas forestales de México, el cambio climático podría modificar las interacciones entre la biota y su ambiente (Sáenz-Romero *et al.*, 2012; Challenger y Soberón, 2008). De acuerdo a Conde y Gay (2008) la temperatura en México podría aumentar entre 1.8 y 4°C y la precipitación disminuir entre 8 y 10% para 2080-2099 con relación a 1980-1999, asumiendo un aumento continuo en la concentración de dióxido de carbono atmosférico (Milad *et al.*, 2011; IPCC, 2007; Parry *et al.*, 2007). Estos cambios influirían en la aparición de disturbios locales (sequías, lluvias atípicas, días y noches calurosos, etc.) o perturbaciones mayores (aumento en la frecuencia de huracanes y sequías prolongadas) que serían costosas en recursos forestales, económicos y sociales para México (IPCC, 2007; Parry *et al.*, 2007).

Se teme que el bosque mesófilo de montaña (BMM) sea uno de los ecosistemas más afectados por el cambio climático global (González-Espinosa *et al.*, 2012; CONABIO, 2010; Martínez *et al.*, 2009; Monterroso, 2009; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004). Aun si el calentamiento global no provocara la extinción de especies en el bosque mesófilo, la biota de este ecosistema sería vulnerable a condiciones de sequía y menor precipitación (CONABIO, 2010; Martínez *et al.*, 2009; Monterroso, 2009; Téllez *et al.*, 2006; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004). El bosque mesófilo de montaña (BMM) concentra alrededor de 10% de las especies, 52% de los géneros y 82% de las familias de plantas en México. Se estima que de 30 a 35% de las plantas endémicas del país pertenecen a este tipo de vegetación (González-Espinosa *et al.*, 2012; Rzedowski, 1996 y 1998). Además se debe considerar que el BMM está siendo destruido por la expansión agrícola y pecuaria, la tala clandestina y los incendios forestales

(CONABIO, 2010; Sánchez-Colón *et al.*, 2009). En consecuencia, no sólo la biodiversidad del BMM se encuentra en peligro, sino también los servicios ambientales que provee: la regulación del microclima, los ciclos biogeoquímicos, la conservación de suelos en pendientes pronunciadas, productos naturales como el café orgánico y la captación de agua de lluvia (CONABIO, 2010; CONABIO, 2007; Saldaña-Acosta *et al.*, 2008; Téllez *et al.*, 2006; Rzedowski, 1998).

Es difícil predecir (modelar) como las interacciones entre el ambiente y la biota pueden influir en la presencia o ausencia de determinadas especies vegetales, más aún si se consideran escenarios de cambio climático (Anderson y González 2011; Linder *et al.*, 2010; Anderson *et al.*, 2003; Schwalm y Ek, 2001). La mayoría de las predicciones se realizan modelando la respuesta determinística-individual de las especies, con relación a un conjunto de variables ambientales (Sáenz-Romero *et al.*, 2012; Kirschbaum y Watt, 2011; Casalegno *et al.*, 2010; Cruz-Leyva, 2010; García y Allué, 2010; Kramer *et al.*, 2010; Van Zonneveld *et al.*, 2009; Chhin *et al.*, 2008; Thuiller *et al.*, 2008; Téllez *et al.*, 2006). Los modelos matemáticos (determinísticos y estocásticos) han sido fundamentales para comprender las interacciones de los individuos de una especie y su ambiente (biótico y abiótico) que explican, de forma general, la distribución de los tipos de vegetación, el crecimiento de masas arbóreas o procesos de sucesión bajo diferentes tipos de manejo (disturbios controlados) (Amici *et al.*, 2012; Kirschbaum y Watt, 2011; Cruz-Leyva, 2010; Soria-Auza *et al.*, 2010; Coopsa *et al.*, 2009; CONABIO, 2007). Sin embargo, este tipo de modelos tienen limitaciones para explicar fenómenos bióticos como la exclusión competitiva y la coexistencia (Steinmann *et al.*, 2011; Roxburgh *et al.*, 2004).

Los modelos matemáticos basados en la relación entre los individuos y su ambiente abiótico, son muestras del nicho realizado (Nitschke e Innes, 2008; Vázquez, 2005; Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004), donde las interacciones bióticas (competencia, depredación simbiosis, etc.) podrían considerarse como la varianza que aumenta la variación en la composición y distribución de las especies en una comunidad (Steinmann *et al.*, 2011; Millar *et al.*, 2007; Phillips *et al.*, 2006; Vázquez, 2005). Ésta varianza puede reducirse aumentando el tamaño de muestra, de tal manera que sea cubierto una mayor porción del nicho fundamental (Soria-Auza *et al.*, 2010; Phillips *et al.*, 2006). Otra forma de reducirla es utilizar grupos funcionales (Steinmann *et al.*, 2009) o un conjunto de especies arbóreas (similar eco-fisiología o

historia de vida) que compartan un ecosistema común y cuya frecuencia relativa (ocurrencia) no sea aleatorio, sino condicionado por sus requerimientos ambientales (climáticos, topográficos, edáficos, etc.) (Steinman *et al.*, 2009; Millar *et al.*, 2007). De esta forma se modelaría la distribución potencial de un conjunto de especies, cuyo nicho realizado sería una representación del espacio o tipo de vegetación en que están presentes en un tiempo y espacio determinado (Ledo *et al.*, 2009; Steinmann *et al.*, 2009; Saldaña-Acosta *et al.*, 2008; Trivedi *et al.*, 2008; Iverson y Prasad, 2002).

El objetivo de este trabajo fue generar una propuesta metodológica que permita determinar la distribución potencial del bosque mesófilo de montaña (BMM) en tres estados del centro de México, a través de especies arbóreas importantes del BMM (grupos funcionales). Para esto se utilizaron técnicas de modelado espacial de nicho considerando escenarios (2050 y 2080) de cambio climático global, con el fin de analizar el impacto del cambio climático sobre el BMM y así sus generar nuevas estrategias que coadyuven a su conservación.

3.2. MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio se realizó en los Estado de Hidalgo, Puebla y Veracruz, México. El bosque mesófilo de montaña (BMM) se distribuye en un intervalo en altitud entre 600 y 3200 metros, su distribución media va de 1000 a 1500 msnm (Williams-Linera *et al.*, 2000). Se presentan en el barlovento de las montañas, en barrancas y laderas húmedas donde las nubes se condensan. En consecuencia son comunidades ricas en epífitas, musgos, pteridofitas, briofitas, entre otras (Challenger y Soberón, 2008; Corral *et al.*, 2005; Catalán *et al.*, 2003).

El BMM se caracteriza por tener una distribución semejante a archipiélagos de vegetación. Son comunidades con una gran riqueza de flora y fauna, propia de la diversidad de hábitats y del extenso contacto entre las especies vegetales de la zona holoártico y neotropical (González-Espinosa *et al.*, 2011). Su carácter de archipiélago ha contribuido a la especiación que se ve reflejada en su gran riqueza y endemismo de flora (González-Espinosa *et al.*, 2012).

Para caracterizar las condiciones ambientales del área de estudio, se generó (en los paquetes Idrisi Selva 17 y ArcGIS 9.3) un Sistema de Información Geográfica (SIG) de variables topográficas (altitud, pendiente y exposición) y de suelo (edafología y sustrato geológico) con un

sistema de coordenadas XY en grados decimales (LATLONG), Datum ITRF92 (elipsoide GRS80) y resolución ráster (GRID) de 1 km² (Eastman, 2012; Hijmans *et al.*, 2005).

De la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad de México (REMIB) (CONABIO, 2012) se obtuvieron 34,983 registros de especies colectadas en bosque mesófilo de montaña (BMM) del país. Estos registros fueron capturados en formato Access (MDB) y ASCII (CSV) compatible con ArcGIS 9.3, Idrisi 17 y MAXENT 3.3 (Eastman, 2012; Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004; Téllez *et al.*, 2006; Escalante *et al.*, 2000). Posteriormente se depuraron con base a su pertenencia al área de estudio (Hidalgo, Puebla y Veracruz), frecuencia de ocurrencia en hábitat de BMM por categoría taxonómica (Clase, Orden, Familia, Género y Especie) y por referencias bibliográficas de especies arbóreas frecuentes e importantes del BMM (González-Espinosa *et al.*, 2011; CONABIO, 2010; Rzedowski, 1996). De esta manera se generó una base con 872 registros únicos de especies arbóreas del BMM para el área de estudio (Cuadro 1).

Cuadro 1. Lista de especies arbóreas frecuentes e importantes del bosque mesófilo de montaña (González-Espinosa *et al.*, 2011; CONABIO, 2010; Rzedowski, 1996).

Orden	Familia	Género	Especie	Referencia	Registros
Fagales	Betulaceae	<i>Alnus</i>	<i>acuminata</i>	Aguilar-Rodríguez y Barajas-Morales, 2005	121
Fagales	Betulaceae	<i>Carpinus</i>	<i>caroliniana</i> *	Ponce-Vargas <i>et al.</i> , 2006	145
Ericales	Clethraceae	<i>Clethra</i>	<i>occidentalis</i>	Ponce-Vargas <i>et al.</i> , 2006	25
Theales	Theaceae	<i>Cleyera</i>	<i>theoides</i>	Ponce-Vargas <i>et al.</i> , 2006	46
Fagales	Fagaceae	<i>Fagus</i>	<i>grandifolia</i> *	Téllez <i>et al.</i> , 2006	57
Hamamelidales	Hamamelidaceae	<i>Liquidambar</i>	<i>styraciflua</i> *	Vázquez <i>et al.</i> , 2006	136
Magnoliales	Magnoliaceae	<i>Magnolia</i>	<i>schiedeana</i>	Godínez-Ibarra <i>et al.</i> , 2007	66
Fagales	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>laurina</i>	Aguilar-Rodríguez y Castro-Plata, 2006	89
Fagales	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>sartorii</i> *	Alcántara y Luna, 2001	77
Rhamnales	Rhamnaceae	<i>Rhamnus</i>	<i>longistyla</i>	García <i>et al.</i> , 2008	32
Theales	Actinidiaceae	<i>Saurauia</i>	<i>scabrida</i>	Alcántara y Luna, 2001	35
Sapindales	Staphyleaceae	<i>Turpinia</i>	<i>insignis</i> *	Vázquez <i>et al.</i> , 2006	43

* Especies insignia del BMM (González-Espinosa *et al.*, 2011).

Los modelos de circulación general atmosférica (GCMs) utilizados en este trabajo se seleccionaron con base en el estudio de Conde y Gay (2008). Estos modelos se fundamentan en las leyes de la física, simulan procesos climáticos a diferentes escalas espaciales y temporales

(Conde y Gay, 2008). Es importante mencionar, que los GCMs deben ser escalados para atender factores regionales y locales; para ello existen tres métodos: 1) seleccionar un GCMs de alta resolución (1 km²), 2) elegir modelos regionales o anidados de área limitada (RCMs) y 3) los métodos empíricos-estadísticos o los dinámicos- estadísticos (Conde y Gay, 2008; Collins *et al.*, 2006; Roeckner *et al.*, 2004; Roeckner *et al.*, 2003).

El estudio de Conde y Gay (2008) evaluó estadísticamente el desempeño de 23 GCMs para reproducir el clima observado a nivel global y para la región de México. Los modelos CCSM3 (Community Climate System Model versión 3) y ECHAM5 (European Centre Hamburg Model versión 5) fueron de los que obtuvieron el mejor desempeño, tanto en su resolución (1 km²) como en su descripción del clima en México (RCMs) (Collins *et al.*, 2006; Roeckner *et al.*, 2004; Roeckner *et al.*, 2003).

Elegidos los GCMs, se procedió a seleccionar los escenarios de cambio climático. Los modelos CCSM3 y ECHAM5 utilizan escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄, N₂O, etc.), estos se obtienen del Reporte Especial de Escenarios de Emisiones (SRES) del Panel Intergubernamental para Cambio Climático (IPCC) (IPCC, 2007; Collins *et al.*, 2006; Roeckner *et al.*, 2004; Roeckner *et al.*, 2003). Los escenarios son proyecciones del estado y crecimiento de la población y la economía, cambios de uso de suelo, agricultura y ganadería, así como uso de fuentes de energía (fósil y alternativa) para los próximos 100 años (IPCC, 2007). Estas proyecciones o alternativas se agrupan en dos familias. Los escenarios A describen un mundo futuro con alto crecimiento económico, en los B el crecimiento es moderado. Las familias a su vez se dividen en dos grupos 1) A1 y B1, éstos suponen que la globalización permitirá la convergencia de las economías y 2) A2 y B2 que prevén un desarrollo regional o en bloques económicos (IPCC, 2007; Magaña *et al.*, 2000).

Los escenarios de cambio climático seleccionados fueron de la familia A2 para las fechas 2050 y 2080 con los modelos CCSM3 y ECHAM5. Sobre la base de esto, se obtuvieron del Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM (<http://www.atmosfera.unam.mx/>) y WorldClim (<http://www.ccafs-climate.org/>) 19 variables bioclimáticas, para el clima actual (2012) y el escenario climático A2 años 2050 y 2080 (Cuadro 2 y 3) que los paquetes de modelado de nicho utilizan para describir la distribución potencial de las especies arbóreas (Sáenz-Romero *et al.*, 2010; Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004).

Las variables bioclimáticas (Cuadro 2) son capas de información ráster generadas en los paquetes ANUCLIM 6 y ANUSPLIN 4.3 siguiendo la metodología propuesta por Hutchinson (1995; 2005). ANUCLIM permite obtener estimaciones promedio mensuales, estacionales y anuales de variables climáticas generadas en ANUSPLIN. El proceso consiste en ajustar modelos de segundo orden utilizan como variables independientes a la altitud, la latitud y la longitud para interpolar datos climáticos mensuales de estaciones ubicadas en varios países del mundo. Para México se reconocen 5319 estaciones climatológicas del Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC) del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) (CONABIO, 2011). De estas estaciones, 122 son del estado de Hidalgo, 208 para Puebla y 339 para Veracruz.

Cuadro 2. Variables bioclimáticas (<http://www.atmosfera.unam.mx/>).

Clave	Parámetro	Clave	Parámetro
BIO1	Temperatura Media Anual	BIO11	Temperatura Media del Trimestre más Frío
BIO2	Media Mensual * (Max Temp – Min Temp)	BIO12	Precipitación Media Anual
BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) * (100)	BIO13	Precipitación del Mes más Húmedo
BIO4	Temperatura Estacional (desviación estándar *100)	BIO14	Precipitación del Mes más Seco
BIO5	Máxima Temperatura del Mes más Cálido	BIO15	Precipitación Estacional
BIO6	Mínima Temperatura del Mes más Frío	BIO16	Precipitación del Trimestre más Húmedo
BIO7	Temperatura Rango Anual (BIO5-BIO6)	BIO17	Precipitación del Trimestre más Seco
BIO8	Temperatura Media del Trimestre más Húmedo	BIO18	Precipitación del Trimestre más Húmedo
BIO9	Temperatura Media del Trimestre más Seco	BIO19	Precipitación del Trimestre más Frío
BIO10	Temperatura Media del Trimestre más Cálido		

Nota: Trimestre más húmedo (julio, agosto y septiembre), el más seco (febrero, marzo y abril), el más cálido (abril, mayo y junio) y el más frío (diciembre, enero y febrero).

En el caso del escenario A2 de los años 2050 y 2080 con los modelos CCSM3 y ECHAM5, las variables bioclimáticas se obtienen aplicando la metodología de Hutchinson (1995; 2005) (Hijmans *et al.*, 2005) en combinación con el método Downscaling (Ramirez-Villegas y Jarvis, 2010). Éste utiliza isolíneas climáticas base (clima actual) y series de tiempo. Calcula escenarios climáticos probables en periodos de 30 años, desde un presente conocido (1961-1990) hasta 7 periodos futuros. Después estima las anomalías como la diferencia absoluta entre el valor futuro de cada una de las variables a ser interpoladas (temperatura mínima y máxima, y precipitación total) y el valor presente. Interpola esas anomalías usando los centroides de las celdas de los GCMs como guías. Al mismo tiempo corrobora los resultados al interpolar superficies del clima actual, usando la suma absoluta de la temperatura y cambios en

precipitación. Finalmente, calcula la temperatura media como el promedio de la temperatura mínima y máxima (Cuadro 3) (Ramirez-Villegas y Jarvis, 2010; Hijmans *et al.*, 2005). Downscaling asume que los cambios varían a nivel regional y que la relación entre las variables del clima actual se mantendrían en el futuro (Ramirez-Villegas y Jarvis, 2010).

Cuadro 3. Precipitación y temperatura actual, y sus variaciones hacia los escenarios climáticos 2050 y 2080 para los modelos CCSM3 y ECHAM5, dentro del bosque mesófilo de montaña.

Escenario	Precipitación (mm)				Temperatura (°C)			
	Mínima	Máxima	Media	Disminución (%)	Mínima	Máxima	Media	Incremento (°C)
2012	766	3866	1973		10.3	25.9	18.4	
2050	CCSM3				CCSM3			
	736	3907	1929	-2.26	12.4	28	20.6	2.18
2080	ECHAM5				ECHAM5			
	729	3822	1903	-3.58	12.8	28.5	21	2.60
2080	CCSM3				CCSM3			
	725	3941	1911	-3.18	13.5	29.2	21.8	3.37
	ECHAM5				ECHAM5			
	669	3801	1869	-5.28	14.2	30	22.4	4.00

Para modelar la distribución potencial de las especies de interés se utilizó el programa MAXENT 3.3 a través del módulo Land Change Modeler de Idrisi 17. MAXENT es un método para hacer predicciones de la distribución de especies a partir de información incompleta. Para esto, MAXENT estima una distribución de probabilidad objetivo (píxeles del área de estudio) mediante la búsqueda de la distribución de probabilidad de máxima entropía (más cercana a la uniformidad), sujeta a un conjunto de restricciones que representan la información incompleta (sitios de muestreo) sobre la distribución objetivo. La información disponible sobre la distribución objetivo se presenta como un conjunto de características (variables climáticas, topográficas, tipo de suelo, tipo de vegetación, entre otras, y las funciones de las mismas) y las restricciones son el valor esperado de cada función que debe coincidir con la media empírica (valor medio para un conjunto de puntos de muestra tomadas de la distribución objetivo) (Phillips *et al.* 2006; Phillips *et al.* 2004).

En MAXENT los píxeles de 1 km² del área de estudio son el espacio (X) sobre el cual la probabilidad de distribución de máxima entropía es definida (π). Los píxeles ocupados por las

especies arbóreas son las muestras ($\pi(x)$) de BMM y las variables ambientales-climáticas son las funciones que acotan el espacio de dispersión de las muestras. Cada muestra ($\pi(x)$) presenta valores muy pequeños, por ello MAXENT suma el valor de los pixeles con un valor de probabilidad igual. La distribución π tiene una restricción de no negatividad que asegura asignar una probabilidad positiva a cada pixel (x), estas probabilidades acumuladas suman como máximo 1, que convertido a porcentajes es 100%. Para lograr lo anterior, MAXENT utiliza una aproximación ($\hat{\pi}$) de π que también es una probabilidad de distribución que va de 0 a 1, esto es:

$$H(\hat{\pi}) = - \sum_{x \in X} \hat{\pi}(x) \ln \hat{\pi}(x)$$

Donde $H(\hat{\pi})$ es el valor logístico de probabilidad de presencia de la especie, \ln es el logaritmo natural, (x) son los pixeles de las muestras, $\hat{\pi}$ es la distribución de máxima entropía que sin restricciones tiende a la uniformidad, ésta sigue la distribución de Gibbs: $q\lambda(x) = e^{\lambda \times f(x)} / Z\lambda$, donde ($q\lambda$) es una distribución de todas las probabilidades, λ es un vector de n valores reales de coeficientes o pesos de las características, f es el vector de todas las características y $Z\lambda$ es una constante de normalización que asegura que ($q\lambda$) sume 1 o que maximiza la probabilidad. Esta ecuación puede reescribirse para evitar violaciones al principio de sumar 1 cuando se usan valores grandes para los pesos de λ_j , esto es: $\hat{\pi}[-\ln(q\lambda)] + \sum_j \beta_j |\lambda_j|$ donde β_j es una constante que asegura que las medias bajo $\hat{\pi}$ sean lo más cercanas a sus valores empíricos, de esta manera MAXENT tenderá a generar modelos con pocos valores no cero de λ_j (Phillips *et al.* 2006; Phillips *et al.* 2004).

Para determinar cuáles variables bioclimáticas son más importantes para el modelado de nicho, se realizó una prueba *Jackknife*. Esta prueba inferencial estima el error aleatorio y la varianza dentro del algoritmo de máxima entropía ($H(\hat{\pi})$) cuando una muestra aleatoria, de un grupo de observaciones (variables ambientales), es usada para calcularlo (remuestreos) (Phillips *et al.* 2006; Phillips *et al.* 2004). El error de omisión (error duro) se verificó a través de gráficas de omisión para muestras de prueba y de entrenamiento, tomando como muestra 70 datos de campo (puntos de verificación) y un 25% de los registros (CONABIO 2012; Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004). Para estimar la sensibilidad (omisión 0 o 100% de sensibilidad) en función de los falsos positivos (error de comisión) para distintos puntos de cohorte (umbrales), se

obtuvieron áreas bajo la curva (AUC). Esta curva toma valores entre 1 (prueba perfecta) y 0.5 (prueba fallida). La AUC se interpreta como la probabilidad de que ante dos puntos, uno con presencia y otro sin presencia (de la especie), la prueba AUC los califique correctamente (Anderson y González, 2011; Coopsa *et al.*, 2009; Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004). Para verificar la capacidad del modelo de nicho para predecir distribución potencial, se obtuvieron gráficas de curvas operadas por el receptor (ROC) de las muestras de prueba y de entrenamiento. Un valor de ROC > 0.8 indica que los datos de entrenamiento ajustan bien al modelo. Si los datos de prueba tienen una probabilidad (P) ≤ 0.05, entonces el modelo no es mejor que el azar (Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004).

MAXENT implementa un modelo logístico, por ello, de acuerdo con Phillips *et al.* (2006), estima valores entre 0 y 1 de probabilidad de presencia de una especie determinada. Esta probabilidad depende de elementos asociados al diseño de muestreo, como la dimensión del sitio y el tiempo de observación. El modelo logístico estima la probabilidad de presencia asumiendo que el diseño de muestreo es tal que los sitios de presencia probada tienen una probabilidad de alrededor de 0.5, los sitios con un valor por arriba de esa probabilidad podrían considerarse como presencia o 1; es decir, el modelo logístico se acercaría a un modelo binomial (Coopsa *et al.*, 2009; Phillips *et al.*, 2006).

Con base a lo anterior, los valores de probabilidad logística generados por el modelo de nicho fueron reclasificados a valores enteros, para lo cual se utilizó el módulo BAYCLASS de Idrisi 17. Esta reclasificación tuvo como objetivo generar una cobertura que mostrara las especies arbóreas por sitio o pixel. Esta cobertura fue reclasificada (probabilidad *a posteriori*) por la presencia de especies insignia (probabilidad *a priori*) (Cuadro 1) (Eastman, 2012). De esta forma se obtuvieron 5 modelos de nicho conjunto (MNC, situación actual y dos pares del escenario climático A2 (2050 y 2080) los cuales se reclasificaron (RECLASS) en dos clases: Zona Núcleo, área donde se encuentran las especies insignia y las especies frecuentes; Zona de Amortiguamiento, área donde se encuentran sólo las especies frecuentes. Posteriormente se realizó, en Idrisi 17, una cruce (INTERSECT) de los MNC para obtener matrices de transición (CROSSTAB) (Sánchez-Colón *et al.*, 2009) de la superficie (hectáreas) estimada por el MNC actual con relación al escenario A2 de los años 2050 y 2080 con los modelos de circulación general CCSM3 y ECHAM5.

3.3. RESULTADOS

Los modelos de nicho indican que habría un total de 820,215 ha potencialmente adecuadas para el bosque mesófilo de montaña (BMM). Al ser reclasificados los modelos (zona núcleo y de amortiguamiento) la superficie potencial para BMM (Cuadro 4) pasa de 820,215 ha a 363,230 ha para el modelo actual. Esta superficie aumenta a 382,464 ha para el escenario 2050. En 2080 disminuye a 309,711 ha para CCSM3 y aumenta a 448,757 ha para ECHAM5. Para todos los modelos y escenarios, en promedio, la superficie es de 377,325 ha. De éstas 67% corresponde a la zona de amortiguamiento y 33% a la zona núcleo (Cuadro 4).

Cuadro 4. Cambios en la superficie ocupada por el modelo de nicho actual con relación a los modelos CCSM3 y ECHAM5 para los escenarios climáticos 2050 y 2080.

Área de Estudio	Escenarios	Modelos	Superficie (ha) del BMM		Total	
			Amortiguamiento	Núcleo	(ha)	(%)
Hidalgo	2012	ACTUAL	60,284	27,647	87,932	24
		CCSM3	97,187	37,513	134,700	34
	2050	ECHAM5	55,065	24,812	79,877	21
		CCSM3	54,407	34,340	88,747	29
	2080	ECHAM5	72,256	44,905	117,162	26
		ACTUAL	72,879	69,425	142,303	39
Puebla	2012	CCSM3	56,260	31,751	88,011	22
		ECHAM5	100,799	46,478	147,277	39
	2050	CCSM3	66,894	32,269	99,163	32
		ECHAM5	103,291	87,546	190,836	43
	2080	ACTUAL	92,286	40,709	132,995	37
		CCSM3	138,920	29,581	168,501	43
Veracruz	2050	ECHAM5	113,057	33,505	146,562	39
		CCSM3	99,596	22,205	121,801	39
	2080	ECHAM5	81,159	59,600	140,759	31
		ACTUAL	225,449	137,781	363,230	100
TOTAL	2012	CCSM3	292,367	98,844	391,212	100
		ECHAM5	268,921	104,795	373,716	100
	2050	CCSM3	220,897	88,814	309,711	100
		ECHAM5	256,706	192,051	448,757	100

Nota: Los porcentajes (%) se refieren a la cantidad de superficie de cada estado con respecto al total de bosque mesófilo de montaña, ordenado por modelo climático y por fecha.

En el modelo actual la mayor cantidad (39%) de superficie de BMM estaría dentro de estado de Puebla, seguido por el estado de Veracruz (37%) (Cuadro 4). Esto cambia para los escenarios 2050 y 2080. En 2050 el estado de Veracruz presenta el mayor porcentaje (37 a 43%) de superficie potencial para BMM. En cambio, para 2080, el estado de Puebla es el que tiene el mayor porcentaje (32 a 43%) de superficie potencial (Cuadro 4, Figura 1 y 2).

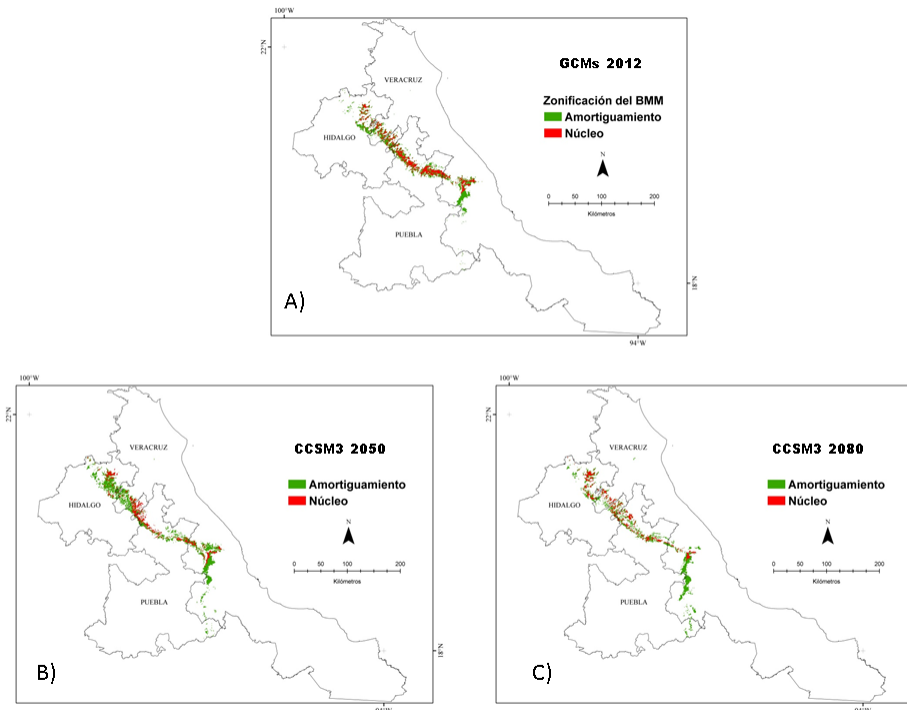


Figura 1. Modelos de nicho conjunto (MNC): a) escenario actual, b) y c) escenarios 2050 y 2080 para el GCM CCSM3.

En el modelo de nicho conjunto (MNC) actual (Figura 1a y 2a) se observa que la zona núcleo se agrupa en el estado de Puebla y Veracruz. En el primero destacan los municipios de Ahuacatlán, Nauzontla y Teteles de Avila Castillo. En el segundo los municipios de Banderilla, Coacoatzintla, Rafael Lucio y Tlalnahuayocan. En el caso del estado de Hidalgo, sobresalen los municipios de San Bartolo Tutotepec, Tenango de Doria, Tlanchinol y Xochicoatlán (Cuadro 4).

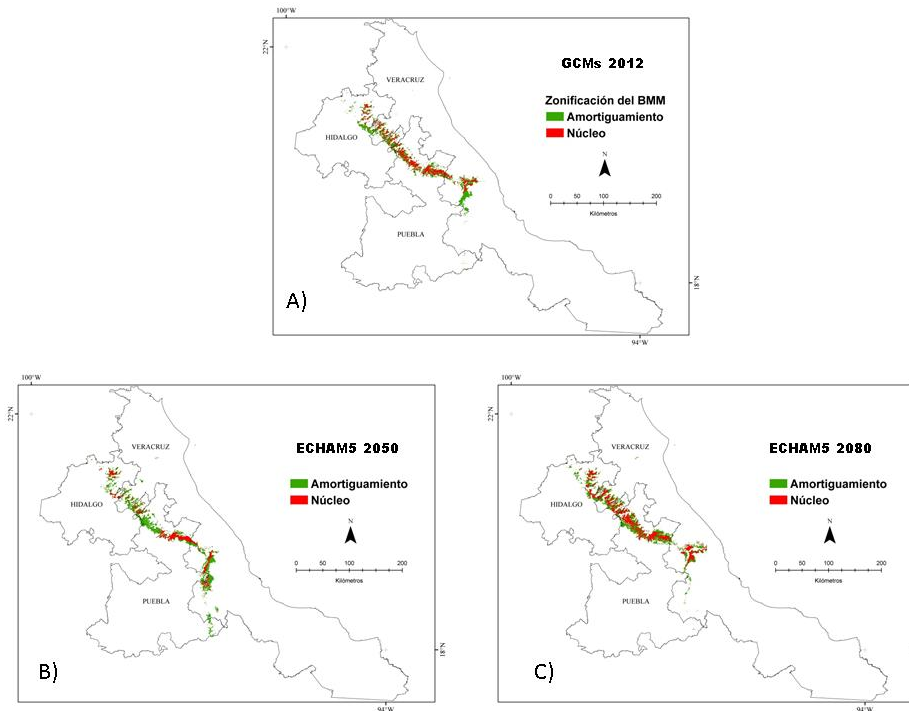


Figura 2. Modelos de nicho conjunto (MNC): a) escenario actual, b) y c) escenarios 2050 y 2080 para el GCM ECHAM5.

En el escenario climático 2050 hay una ligera disminución de la zona núcleo, en comparación al escenario actual (Cuadro 4). También se observa mayor dispersión de la zona núcleo a lo largo de la sierra madre oriental, sobre todo dentro del estado de Puebla (Figura 1b y 2b). En el escenario climático 2080 ocurre un fenómeno significativo; para el modelo CCSM3 hay una disminución de 391,212 a 309,711 ha del área ocupada por el BMM en comparación al escenario actual (Cuadro 4). En cambio para el modelo ECHAM5 hay un aumento en el BMM, de 391,212 a 448,757 ha (Cuadro 4). También se observa una marcada diferencia en la distribución de la zona núcleo entre los modelos CCSM3 y ECHAM5. Para el primero se observa mayor dispersión de la zona núcleo en el área de estudio; mientras que para el segundo, esa zona se agrupa principalmente dentro del estado de Puebla (Figura 1c y 2c).

Las zonas núcleo de los modelos CCSM3 y ECHAM5 (escenarios climáticos 2050 y 2080) tienden a presentarse en los mismos municipios. De estos, destacan por su constancia Tenango de Doria y Tlanchinol en Hidalgo; Pahuatlán, Tepango de Rodríguez, Yaonáhuac,

Zacapoaxtla y Zongozotla en Puebla; Banderilla, Coacoatzintla, Jilotepec, Rafael Lucio y Tlalnelhuayocan en Veracruz (Cuadro 5).

Cuadro 5. Porcentaje del área potencialmente ocupada por la zona núcleo, con relación al área total de algunos municipios, del modelo de nicho actual y los escenarios 2050 y 2080.

ESTADO	MUNICIPIO	Área (ha)	ZONA NÚCLEO (%)				
			Actual	CCSM3 2050	ECHAM5 2050	CCSM3 2080	ECHAM5 2080
HIDALGO	San Bartolo Tutotepec	35,559	18	27		16	23
	Tenango de Doria	17,525	22	38	20	19	36
	Tlanchinol	38,859	13	23	21	22	21
	Xochicoatlán	18,546	15			12	18
	Zacualtipán de Ángeles	27,041		10	12	14	24
PUEBLA	Ahuacatlán	9,068	60	16			39
	Camocuautila	1,605	14		16		20
	Chiconcuautila	8,895	45	26		19	37
	Cuautempan	6,092	25		33		43
	Huauchinango	24,908	33	25		14	42
	Hueyapan	7,429	37	17	53		51
	Huitzilán de Serdán	6,909	16		30	12	30
	Naupan	6,063	20	39		15	33
	Nauzontla	2,743	70		82		93
	Pahuatlán	9,770	22	39	16	19	33
	Tepango de Rodríguez	2,853	48	19	38	12	43
	Tepetzintla	7,043	24	17	18		31
	Teteles de Avila Castillo	971	70			67	14
	Teziutlán	9,189	42	25	52		32
	Tlatlauquitepec	29,213	20		16		14
	Xochiapulco	5,979	35		33	24	39
	Xochitlán de Vicente S.	7,785	27		41	20	51
	Yaonáhuac	2,939	31	20	49	18	35
	Zacapoaxtla	17,533	34		26	11	28
	Zongozotla	3,624	44	19	38	20	49
VERACRUZ	Banderilla	1,968	62	45	69	69	90
	Chiconquiaco	13,285	22	14			16
	Coacoatzintla	4,366	43	27	20	22	61
	Jalacingo	20,671	16	10	14		
	Jilotepec	5,593	18	19	20	19	33
	Naolinco	10,773	15	17		13	24
	Rafael Lucio	1,145	42	50	43	67	12
	Tlalnelhuayocan	3,648	35	39	57	32	63

El análisis de transición muestra, que para el año 2050 y con ambos modelos climáticos (CCSM3 y ECHAM5), más del 40% de la zona de amortiguamiento y 33-36% de la zona núcleo

actual (2012) se conservarían (Cuadro 6). En el año 2080 se observan ciertas diferencias entre los dos modelos climáticos, el modelo CCSM3 mantiene casi las mismas proporciones observadas en 2050: 37% de la zona de amortiguamiento y 32% de la zona núcleo actual se conservarían. En cambio, en el modelo ECHAM5: sólo 38% de la zona de amortiguamiento y 62% de la zona núcleo actual se conservarían (Cuadro 6).

Cuadro 6. Transición de la superficie del modelo de nicho actual hacia los escenarios 2050 y 2080.

MNC Actual	CCSM3 2050, Zonas (ha)						Total Actual
	Amortiguamiento	%	Núcleo	%	Otro	%	
Amortiguamiento	99,093	44	37,920	17	88,436	39	225,449
Núcleo	46,022	33	45,853	33	45,906	33	137,781
Total 2050	145,115	40	83,773	23	134,342	37	363,230

MNC Actual	ECHAM5 2050, Zonas (ha)						Total Actual
	Amortiguamiento	%	Núcleo	%	Otro	%	
Amortiguamiento	90,614	40	34,933	15	99,902	44	225,449
Núcleo	60,089	44	49,178	36	28,514	21	137,781
Total 2050	150,703	41	84,111	23	128,416	35	363,230

MNC Actual	CCSM3 2080, Zonas (ha)						Total Actual
	Amortiguamiento	%	Núcleo	%	Otro	%	
Amortiguamiento	84,378	37	32,647	14	108,424	48	225,449
Núcleo	33,994	25	43,981	32	59,807	43	137,781
Total 2080	118,371	33	76,628	21	168,230	46	363,230

MNC Actual	ECHAM5 2080, Zonas (ha)						Total Actual
	Amortiguamiento	%	Núcleo	%	Otro	%	
Amortiguamiento	86,344	38	71,425	32	67,680	30	225,449
Núcleo	39,907	29	85,882	62	11,993	9	137,781
Total 2080	126,251	35	157,307	43	79,673	22	363,230

Lo arriba descrito muestra que, según el modelo CCSM3, habría un aumento en el año 2050 del área potencialmente adecuada para el bosque mesófilo de montaña (BMM), seguido de una importante disminución en el año 2080 (Cuadro 4 y 6). En cambio para el modelo climático ECHAM5 la superficie potencialmente adecuada para el BMM tendría un progresivo aumento de

superficie: 363,230 ha actuales a 373,716 ha en 2050 y 448,757 ha en 2080 (Cuadro 4). Una gran parte del área potencialmente adecuada para el BMM estaría representada por una cobertura distinta de la zona núcleo y de la zona de amortiguamiento. Esta superficie denominada “Otro” representa 37% (CCSM3) y 35% (ECHAM5) de la superficie actual en el año 2050, 46% (CCSM3) y 22% (ECHAM5) en el año 2080 (Cuadro 6). Estos cambios estarían acompañados, de acuerdo a los modelos CCSM3 y ECHAM5, de una progresiva disminución (hacia los años 2050 y 2080) en precipitación media (de 2 a 5%) y en temperatura media (de 2 a 4 °C) dentro del bosque mesófilo de montaña, del área de estudio (Cuadro 3).

En cuanto al análisis estadístico de los modelo de nicho actual y para los escenarios climáticos 2050 y 2080 (Figura 1 y 2), la prueba de bondad de ajuste o curva operada por el receptor (ROC) tuvo un valor de entre 0.95 (CCSM3 y ECHAM5) y 0.97 (Actual) con una varianza cuadrada de 0.002 a 0.004, es decir, los modelos de nicho (Figura 1 y 2) se comportaron mejor a como lo haría un modelo de prueba de MAXENT ($P \leq 0.01$). La prueba del área bajo la curva (AUC) fue de 0.96 a 0.98 señalando que el ajuste de los modelos de nicho (Figura 1 y 2) fue alto, es decir hubo pocos errores de comisión y omisión ($P \leq 0.01$).

La prueba de contribución o ganancia (derivada del AUC) junto con la prueba de Jackknife, mostraron que la precipitación del mes más húmedo (BIO13, 31.8%) es la variable climática que más contribuye en todos los modelo de nicho (Figura 1 y 2) cuando las otras variables son omitidas del modelo. Ésta junto con la altitud, la temperatura media del trimestre más cálido (BIO10, abril, mayo y junio), la precipitación promedio anual (BIO12) y la precipitación del trimestre más húmedo (BIO16, julio, agosto y septiembre) son las variables climática y topográfica que más contribuyen en todos los modelos de nicho (Figura 1 y 2). La precipitación en época de lluvias, la temperatura en la época más cálida y la altitud, de acuerdo a la prueba Jackknife, poseen información que no está presente en las otras variables climáticas y topográficas.

3.4. DISCUSIÓN

Los modelos de nicho mostraron que bajo los escenarios climáticos 2050 y 2080, el principal componente ambiental y climático que estaría determinando la probable distribución de las especies arbóreas seleccionadas (Roxburgh *et al.*, 2004) sería la reducción en precipitación

media anual (hasta en 5%) y el aumento de la temperatura media anual (hasta en 4°C). Estos cambios, podrían generar nuevas situaciones ecológicas que facilitarían o inhibirían la distribución del conjunto de especies arbóreas o grupos funcionales (Steinman *et al.*, 2009) que definen al bosque mesófilo de montaña (BMM) (Espinosa y Ocegueda, 2008; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004).

Un aumento en la temperatura y una disminución en la precipitación en los próximos 100 años (Sáenz-Romero *et al.*, 2010) de acuerdo a los modelos de nicho (Figura 1 y 2), harían que las áreas colindantes a los municipios de Tenango de Doria y Tlanchinol en Hidalgo; Pahuatlán, Tepango de Rodríguez, Yaonáhuac, Zacapoaxtla y Zongozotla en Puebla; Banderilla, Coacoatzintla, Jilotepec, Rafael Lucio y Tlalnahuayocan en Veracruz (Cuadro 4) fueran potencialmente importantes para la conservación del BMM (CONABIO, 2010; Monterroso, 2009; Alcántara y Luna, 2001).

Ambos modelos climáticos (CCSM3 y ECHAM5) coinciden en que una zona del bosque mesófilo de montaña se iría difuminando entre las comunidades vegetales que lo rodean (Figura 1 y 2). En este sentido Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez (2004) indican que un incremento en la temperatura del país en 2°C y una disminución de la precipitación actual en 10%, provocaría que entre 46 y 58% de la extensión del BMM estuviera expuesto al cambio. El análisis de transición (Cuadro 5) muestra que para los escenarios 2050 y 2080, cerca del 67% (36.3% zona de amortiguamiento y 30.2% zona núcleo) de la superficie potencialmente adecuada para el BMM estaría conservándose. Alrededor del 33 al 38% de las zonas potencialmente adecuadas (Cuadro 3) estarían expuestas al cambio, hacia tipos vegetación con mayor umbral crítico a ambientes más secos y/o cálidos (Contreras-Medina, 2010; Espinosa y Ocegueda, 2008; Godínez-Ibarra *et al.*, 2007; Walther, 2003) como es el caso del bosque de pino-encino y encino, así como las selvas altas y medianas perennifolias colindantes al BMM. Es importante mencionar que lo descrito no considera probables cambios de uso de la tierra por causas humanas (agrícola, pecuario y forestal) (Sánchez-Colón *et al.*, 2009; Challenger y Soberón, 2008). Al respecto, Van Zonneveld *et al.* (2009) concluyó que especies como *Pinus patula* y *P. tecunumanii*, ambas presentes en BMM de México y Centro América, estarían mejor adaptadas al cambio climático que otras especies arbóreas. Sin embargo, bajo condiciones naturales y sin un plan de manejo,

serían vulnerables a los disturbios humanos como la fragmentación del paisaje, la urbanización y la conversión de la vegetación hacia campos agrícolas-pecuarios.

Los modelos de nicho coinciden en que la zona núcleo del bosque mesófilo de montaña (BMM) tiende a agruparse en una franja sobre la Sierra Madre Oriental (SMO) (Figura 1 y 2), la cual inicia aproximadamente en los municipios de Tlanchinol, Xochicoatlán, San Bartolo Tutotepec y Tenango de Doria, en Hidalgo; continua en Ahuacatlán, Nauzontla y Teteles de Avila Castillo en Puebla; y casi termina en Banderilla, Coacoatzintla, Rafael Lucio y Tlalnahuayocan en Veracruz. Esto concuerda con lo señalado por Telléz *et al.* (2006) el cual concluye que un aumento de 2°C y una disminución en 20% de precipitación en el área del Golfo de México, provocaría una contracción del área de distribución de *F. grandifolia*. En este caso habría que considerar, para la conservación de esa especie, zonas prioritarias sobre la Sierra Madre Oriental (SMO) en la región de Cuetzalan en Puebla y en el área del Pico de Orizaba-Cofre de Perote y otras pequeñas porciones de Veracruz. Por su parte Velázquez *et al.* (2002) y Alcántara y Luna (2001) enfatizan que la franja de la SMO en el estado de Hidalgo, incluyendo Puebla y Querétaro (Sierra Gorda-Río Moctezuma) posee la mayor extensión de bosque mesófilo de montaña (BMM) y que esta franja geográfica debiera ser protegida ya que es el hábitat de especies endémicas o vulnerables como *Carpinus caroliniana*, *Clethra kenoyeri*, *Clethra occidentalis*, *Magnolia dealbata*, *M. schiedeana*, entre otras. En un estudio realizado en el municipio de Zacualtipán de Ángeles, Hidalgo, Cruz-Leyva *et al.* (2010) mostró que especies como *Pinus patula* y *Quercus laurina* son sensibles en su cobertura (área basal e índice de área foliar) ante cambios en precipitación y temperatura media anual, siendo positiva para el aumento en precipitación y negativa para el aumento en temperatura. Tales especies junto con poblaciones de *Q. excelsa*, *Q. rugosa*, *Q. sartorii*, *Clethra mexicana* y *C. occidentalis*, *Fagus grandifolia*, *Liquidambar styraciflua*, *Magnolia dealbata* y *M. schiedeana* presentes en la región (Godínez-Ibarra *et al.*, 2007) podrían ser afectadas por el cambio climático, de acuerdo a los resultados obtenidos de los modelos de nicho conjunto (Figura 1 y 2, Cuadro 4). En términos generales, las especies arbóreas de clima templado serían las más susceptibles a un aumento en la temperatura y disminución en precipitación (Kirschbaum y Watt, 2011; Casalegno *et al.*, 2010; García y Allué, 2010; Chhin *et al.*, 2008; Reich *et al.*, 2008; Thuillera *et al.*, 2008; Walther, 2003; Iverson y Prasad, 2002).

Los modelos de nicho, actual y bajo escenarios climáticos (Figura 1 y 2), fueron consistentes al mostrar que en promedio habría 820,215 ha con condiciones potencialmente adecuadas para el bosque mesófilo de montaña (BMM) en el área de estudio. Este valor concuerda con la información de INEGI (2003), según la cual en los Estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz habría un total de 845,910 hectáreas potenciales para el BMM. Por su parte INEGI (2005) reporta 365,277 ha de BMM para los mismos estados. Este valor es muy cercano al valor promedio (377,325 ha) de la superficie potencial para BMM de todos los modelos de nicho (Cuadro 3).

Los modelos de nicho muestran una progresiva fragmentación del BMM bajo escenarios de cambio climático (Figura 1 y 2). Esto podría explicarse por la necesidad y búsqueda de mejores condiciones (espacio de crecimiento y calidad de sitio) por parte de las especies arbóreas (Gugger *et al.*, 2011; Atkins y Travis, 2010; Vitt *et al.*, 2010; Markley, 2009). Este probable desplazamiento ocurriría en lapsos de tiempo variables y de acuerdo a la fenología de las plantas (Atkins y Travis, 2010; Vitt *et al.*, 2010; Woodall *et al.*, 2010; Markley, 2009; Espinosa y Ocegueda, 2008; Godínez-Ibarra *et al.*, 2007). Entonces cabe hacer la pregunta ¿cuánta fragmentación podría soportar el BMM antes de que su integridad ecológica quede dañada? No hay una respuesta clara, según Ledo *et al.* (2009), Challenger y Soberón (2008) y Challenger *et al.* (2008) la excesiva fragmentación de BMM es un problema que pone en peligro su conservación ante cambios de uso de suelo por deforestación, agricultura, ganadería e infraestructura, y que ha sido señalado por varios investigadores (González-Espinosa *et al.*, 2012; González-Espinosa, 2011; CONABIO, 2010; Monterroso, 2009; Martínez *et al.*, 2009; CONABIO, 2007; Velázquez *et al.*, 2002; Ramírez-Marcial *et al.*, 2001).

De todo el conjunto de variables climáticas y topográficas, cuatro variables destacaron: la altitud sobre el nivel del mar, la temperatura media del trimestre más cálido (BIO10, abril, mayo y junio), la precipitación promedio anual (BIO12) y la precipitación del trimestre más húmedo (BIO16, julio, agosto y septiembre). Al respecto Cianfrani *et al.* (2011), Kirschbaum y Watt (2011), Reich *et al.* (2008), Phillips *et al.* (2006) y Phillips *et al.* (2004) señalan que bajo escenarios de cambio climático, las condiciones potencialmente adecuadas para una especie de flora o fauna no dependerán de valores precisos de precipitación o temperatura en un mes determinado, sino de la precipitación y/o temperatura media anual. Por su parte Sáenz-Romero *et*

al. (2010), Monterroso (2009), Téllez *et al.* (2006), Cantú *et al.* (2004) y Nogués (2003) destacan que utilizar datos climáticos transferibles (como precipitación y temperatura promedio anual) podría ser de gran ayuda para modelar cambios en la distribución de tipos de vegetación, como es el caso del bosque mesófilo de montaña.

3.5. CONCLUSIONES

El modelado de nicho mostró, bajo escenarios de cambio climático, que la temperatura y la precipitación (media anual y trimestral) así como la altitud, son variables que pueden ayudar a definir cambios en la superficie potencialmente adecuada para las especies arbóreas del Bosque Mesófilo de Montaña (BMM). El modelado de nicho también puede ser una herramienta muy útil en el manejo de los recursos naturales. Las predicciones mejoran cuando se utilizan conjuntos de especies arbóreas o grupos funcionales. Estos grupos funcionales permiten modelar comunidades complejas (tipos de vegetación) debido a que muestran, aunque de forma indirecta, el efecto de algunas interacciones bióticas, por ejemplo: su presencia–frecuencia es un indicador de su preferencia por un hábitat particular.

Los modelos de nicho mostraron que algunas zonas ubicadas sobre la Sierra Madre Oriental (como el municipio de Tlanchinol, Hidalgo; la región de Cuetzalan, Puebla; y el área del Pico de Orizaba-Cofre de Perote, Veracruz) podrían ser importantes para la conservación del bosque mesófilo de montañas, bajo escenarios de cambio climático global. Al respecto, en este trabajo no se consideraron cambios en el uso de la tierra por acciones humanas (agricultura, ganadería, construcción de infraestructura, expansión de zonas urbanas, tala inmoderada, etc.). Es probable que la mayor amenaza para la conservación del BMM sea la sinergia negativa entre el cambio climático global y el cambio de uso de la tierra que fragmentarían y dañarían la integridad ecológica del BMM.

Los modelos de nicho coinciden en que más del 30% de la superficie potencialmente adecuada para el BMM, en el área de estudio, estaría expuesta al cambio. No obstante, al observar los resultados por municipios, aparecen varias diferencias al utilizar uno u otro modelo climático (CCSM3 y ECHAM5). Esto muestra lo complejo que es modelar el clima hacia el futuro, por lo que es recomendable utilizar diferentes modelos climáticos, para tener puntos de comparación, que permitan definir con mayor certidumbre áreas para la conservación del BMM.

CAPÍTULO IV

ÁREAS DE CONSERVACIÓN DEL BOSQUE MESÓFILO DE MONTAÑA, BAJO ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO Y DE USO DE LA TIERRA.

Resumen

Se identificaron áreas para la conservación del bosque mesófilo de montaña (BMM) en los estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz, México considerando cambios de uso de la tierra (CUT) hacia actividades agrícolas y el escenario A2 de cambio climático para los años 2050 y 2080 con los modelos de circulación general (GCM) CCSM3 y ECHAM5. Se utilizaron técnicas de modelado de hábitat (MH). Este modelado utiliza mapas derivados de los modelos logísticos (ML) del crecimiento de zonas agrícolas y de los modelos de nicho (MN) de especies arbóreas estructuralmente importantes y restringidas al BMM. Los ML mostraron que la agricultura tiene mayor probabilidad de presentarse cerca de carreteras principales, áreas urbanas y pequeños poblados ($P < 0.0001$, Pseudo $R^2 = 0.461$). Los MN predicen una creciente dispersión del área potencial para BMM sobre la Sierra Madre Oriental, mientras disminuye la precipitación (2 a 5%) y aumenta la temperatura (2 a 4°C) hacia 2080. Según los MH la superficie promedio dedicada a la conservación del BMM sería de 97,120 ha; se observa una disminución progresiva de la superficie apta para la conservación del BMM. Las zonas de conservación pueden ubicarse en los municipios de Tlanchinol en Hidalgo, Tlatlauquitepec en Puebla y Tlaltetela en Veracruz.

Palabras clave: BMM, CUT, A2, CCSM3, ECHAM5, ML, MN, MH.

CHAPTER IV

CONSERVATION OF THE CLOUD FOREST UNDER SOIL CATEGORY CHANGE AND CLIMATIC CHANGE SCENARIOS.

Abstract

We identified areas for conservation of the mountain cloud forest (BMM) in the states of Hidalgo, Puebla and Veracruz, Mexico considering changes in land use (CLU) towards agriculture and climate change scenario A2 for years 2050 and 2080 with general circulation models (GCM) CCSM3 and ECHAM5. We used habitat models (HM), which were fed with maps derived from logistic models (LM) of growth of agricultural areas and niche models (NM) of tree species structurally important and restricted to BMM. The LM showed that agriculture is more likely to occur near major roads, urban areas and small towns ($P < 0.0001$, Pseudo $R^2 = 0.461$). The NM show an increase in the dispersion of potential areas for BMM on the Sierra Madre Oriental, while precipitation decreases (2 to 5%) and temperature increases (2 to 4 °C) by 2080. According to HM the average surface dedicated to the conservation of BMM would be 97,120 ha. There is a progressive reduction in the area suitable for the conservation of BMM. Conservation areas could be located in the municipalities of Tlanchinol in Hidalgo, Tlatlauquitepec in Puebla and Tlaltetela in Veracruz.

Key words: BMM, CLU, A2, CCSM3, ECHAM5, LM, NM, HM.

4.1. INTRODUCCIÓN

La ubicación de México en la zona de convergencia de las regiones holártica y neotropical, su historia geológica, su diversidad y su complejidad topográfica, han dado como resultado una rica constelación de situaciones ecológicas. Se estima que el 10 % de la biodiversidad mundial está en México, lo que lo coloca entre los 12 países mega diversos del mundo (Koleff y Soberón, 2008; ISMAM, 2008).

En México las comunidades de bosque mesófilo de montaña (BMM) y de selva tropical perennifolia (STP) son los tipos de vegetación con mayor diversidad de especies por unidad de superficie (Challenger y Soberón, 2008; CONABIO, 2007). De éstas, el BMM se caracteriza por tener una distribución semejante a archipiélagos de vegetación. Es una comunidad con una gran riqueza de flora, propia de la diversidad de hábitats y del extenso contacto entre la flora de la zona holártica y la neotropical (González-Espinosa *et al.*, 2011). Su carácter de archipiélago ha contribuido a la especiación que se ve reflejada en su gran riqueza y endemismo de flora (González-Espinosa *et al.*, 2012). A pesar de su riqueza y diversidad, el BMM está siendo destruido como resultado de la expansión agrícola y pecuaria, la tala clandestina y los incendios forestales (Challenger y Soberón, 2008; ISMAM, 2008). Por otro lado, según Conde y Gay (2008) la temperatura en México podría aumentar de 1.8 a 4°C y la precipitación disminuir de 8 a 10% para 2080-2099 con relación a 1980-1999 (Milad *et al.*, 2011; IPCC, 2007; Parry *et al.*, 2007). Este cambio climático podría desestabilizar el clima promedio al que están adaptadas las especies de flora del BMM (González-Espinosa *et al.*, 2012; CONABIO, 2010; Martínez *et al.*, 2009; Monterroso, 2009; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004). Es probable que el BMM sea uno de los ecosistemas más afectados por el cambio climático global (González-Espinosa *et al.*, 2012; CONABIO, 2010; Martínez *et al.*, 2009; Monterroso, 2009; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004). Aun sí el calentamiento global no provocara la extinción de especies en el bosque mesófilo, la biota de éste ecosistema sería vulnerable a condiciones de sequía y menor precipitación (CONABIO, 2010; Martínez *et al.*, 2009; Millar *et al.*, 2007; Téllez *et al.*, 2006; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004).

El cambio de uso de la tierra en favor de actividades antrópicas y el cambio climático, pueden poner en riesgo la biodiversidad del BMM (CONABIO, 2010; Saldaña-Acosta *et al.*, 2008; CONABIO, 2007; Téllez *et al.*, 2006, Rzedowski, 1998). En este contexto, la protección

del BMM a través de la ubicación y posterior definición de territorios dedicados a la conservación, se convierte en una prioridad para conservar su flora, su fauna y sus servicios ambientales (regulación del microclima, ciclos biogeoquímicos, conservación de suelos en pendientes pronunciadas, captación de agua de lluvia, etc.) (Espinosa y Ocegueda, 2008; CONABIO, 2007; Ceballos *et al.*, 2005; López, 2004).

El objetivo de este trabajo fue generar una propuesta metodológica que permita definir áreas para la conservación del bosque mesófilo de montaña (BMM), tomando en cuenta escenarios (2050 y 2080) de cambio climático global y probables cambios de uso de suelo y vegetación en favor de actividades antrópicas. Así como analizar el impacto directo e indirecto del cambio climático y uso de suelo sobre el BMM, y sus consecuencias para generar nuevas estrategias para su conservación.

4.2. MATERIALES Y MÉTODOS

El presente estudio se realizó en los Estado de Hidalgo, Puebla y Veracruz, México. Para detectar cambios de uso de suelo y vegetación hacia actividades antrópicas, se utilizaron los paquetes Idrisi Selva 17 y ArcGIS 9.3. Con ellos se generaron mosaicos conformados por 17 imágenes ortorectificadas (<http://landsat.gsfc.nasa.gov/>) de las plataformas Landsat Multispectral Scanner (MSS, 5 bandas), Thematic Mapper (TM, 7 bandas) y Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+, 7 bandas) de las fechas 1980, 1990, 2000 y 2010. Las imágenes tienen Datum WGS 1984, resolución espacial (GRID) de 30 m, y corresponden a las zonas UTM 14N y 15N (Cuadro 1a y 1b; Figura 1).

Cuadro 1a. Imágenes Landsat obtenidas con base al Worldwide Reference System (WRS-2).

PATH	ROW	PATH	ROW	PATH	ROW	PATH	ROW	PATH	ROW	PATH	ROW
		26	44								
27	45	26	45	25	45						
27	46	26	46	25	46	24	46				
		26	47	25	47	24	47	23	47		
		26	48	25	48	24	48	23	48	22	48

Cuadro 1b. Información general de cada satélite Landsat (Chander *et al.*, 2009).

Satélite	Sensor	Lanzamiento	Jubilación	Altitud	Inclinación	Periodo	Ciclo	Horario
				Km	Grados	Min	Días	(a.m.)
Landsat 1	MSS y RBV	Jul. 23, 1972	Ene. 7, 1978	920	99.2	103.34	18	09:30
Landsat 2	MSS y RBV	Ene. 22, 1975	Feb. 25, 1982	920	99.2	103.34	18	09:30
Landsat 3	MSS y RBV	Mar. 5, 1978	Mar. 31, 1983	920	99.2	103.34	18	09:30
Landsat 4	MSS y TM	Jul. 16, 1982	Jun. 30, 2001	705	98.2	98.2	16	09:45
Landsat 5	MSS y TM	Mar. 1, 1984	Operación	705	98.2	98.2	16	09:45
Landsat 6	ETM	Oct. 5, 1993	Perdido	X	X	X	X	X
Landsat 7	ETM+	Abril 15, 199	Operación	705	98.2	98.2	16	10:00
EO-1	ALI	Nov. 21, 2000	Operación	705	98.2	98.2	16	10:01

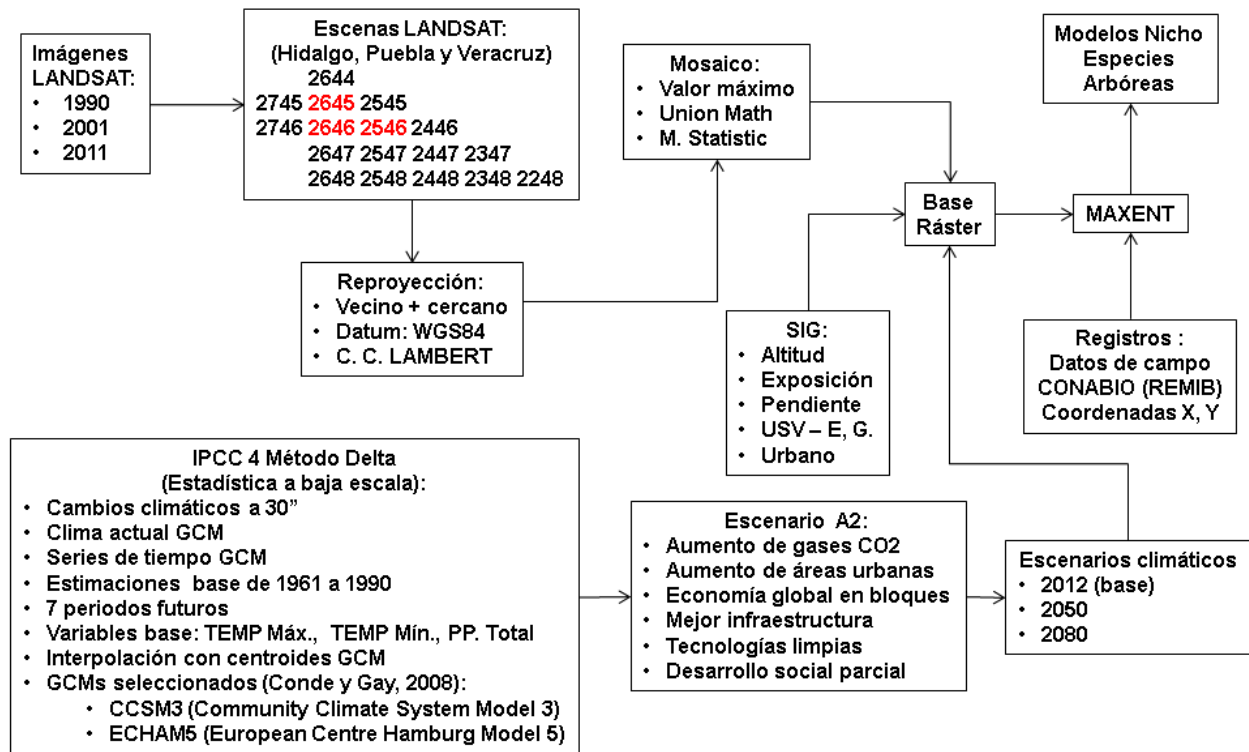


Figura 1. Procesamiento de las imágenes Landsat para el área de estudio y su enlace con las coberturas climáticas del escenario A2.

Los mosaicos sirvieron de base para digitalizar la cobertura vegetal y uso de la tierra de cada fecha de interés, éstas se clasificaron en cinco grupos generales: Zona Urbana (ZU) que incluye ciudades y poblados principales, Agricultura (AG), Pastizales Inducidos (PI), Vegetación Natural (VE) y Cuerpos de Agua (CA). Para la digitalización se tomaron en consideración

elementos de tamaño, localización, tono, textura, color, forma, etc. (Eastman, 2012; Jiménez, 2010). De esta forma se generaron tres mapas: S1) 1980 a 1990, S2) 1990 a 2000 y S3) 2000 a 2010. Para corregir errores de clasificación de coberturas, se utilizaron como guías los mapas digitales Serie I (INEGI, 1976), Serie II (INEGI, 1993) y Serie III (INEGI, 2005) que corresponden a las décadas de los 80s, 90s y 2010 (Victoria-Hernández *et al.*, 2012). También se obtuvo de INEGI (2013) el modelo digital de elevación (MDE), así como vectoriales topográficos e hidrológicos de CONABIO (2013). La unidad de análisis fue de 1 km² por pixel y la base ráster del área de estudio fue el mosaico de 17 imágenes Landsat (Figura 1).

La detección del cambio de uso del suelo se efectuó en tres pasos utilizando el módulo Land Change Modeler (LCM) del software Idrisi Selva (Figura 2). Inicialmente se realizó una comparación pareada por periodos (S1-S2, S1-S3, S2-S3) de uso de la tierra (ZU, AG, PI, VE, CA) a través de Cadenas de Markov (CM) (Gil y Cheuk, 2006), considerando la altitud (INEGI, 2013) y las vías terrestres de comunicación (CONABIO, 2013).

El segundo paso consistió en ajustar un modelo probabilístico de regresión logística (MRL) para predecir cambios en el uso de la tierra. El modelo tiene la forma siguiente (Jiménez, 2010; Fedorko *et al.*, 2005):

$$\hat{P}(\text{Cambio}) = 1/(1 + e^{-(\hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 X_1 + \hat{\beta}_2 X_2 + \dots + \hat{\beta}_n X_n + \varepsilon_i)})$$

Donde $\hat{P}(\text{Cambio})$ = probabilidad de que un pixel cambie hacia uso de la tierra agrícola (AG) en el periodo S1-S2 y S1-S3, X_i = variables independientes y $\hat{\beta}_i$ = estimadores de los parámetros, e = base del logaritmo natural, ε_i = error. A las zonas de crecimiento neto agrícola o variable dependiente (Y), que es lo que más afecta a la integridad del BMM (Sánchez-Colón *et al.*, 2009), se les asignó un valor de 1 y 0 a las áreas que no presentaron cambio de 1980 a 2010. El crecimiento neto se define como el área que resulta de la sustracción de dos periodos (S1-S2, S1-S3) de uso de suelo (Gilmore y Neeti, 2010; Jiménez, 2010). Las variables independientes (X_i) corresponden a la altitud sobre el nivel del mar, pendiente del terreno obtenidas del MDE (INEGI, 2013), distancia euclidiana a: poblados, caminos principales, secundarios y escurrimientos superficiales. Estas capas de información fueron extraídas de los vectoriales de CONABIO (2013).

Tercero, el LCM utiliza las CM y el MRL para construir los probables cambios futuros (2050 y 2080) o mapas de cobertura predicha (MCP) del crecimiento de las zonas agrícolas (AG), zona urbana (ZU), pastizal inducido (PI) y conservación de vegetación natural (VE) (Eastman, 2012; Gilmore *et al.*, 2009). Con el módulo LCM también se generaron modelos de hábitat (MH) para los años 2050 y 2080 que corresponden a las mismas fechas o escenarios de cambio climático global (Conde y Gay, 2008). Estos MH muestran las áreas probables de conservación y corredores que las conectan (Eastman, 2012; Chen y Gilmore, 2011; Chen y Gilmore, 2010). Para ello el LCM utiliza los mapas de cobertura predicha (MCP) derivados de las CM y de los MRL, además de mapas de aptitud. Los mapas de aptitud se obtienen del modelado de nicho conjunto (MNC) de las especies arbóreas del BMM (Eastman, 2012; Phillips *et al.*, 2006; Téllez *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004) (Figura 2). A continuación se describe el proceso para generar los MNC.

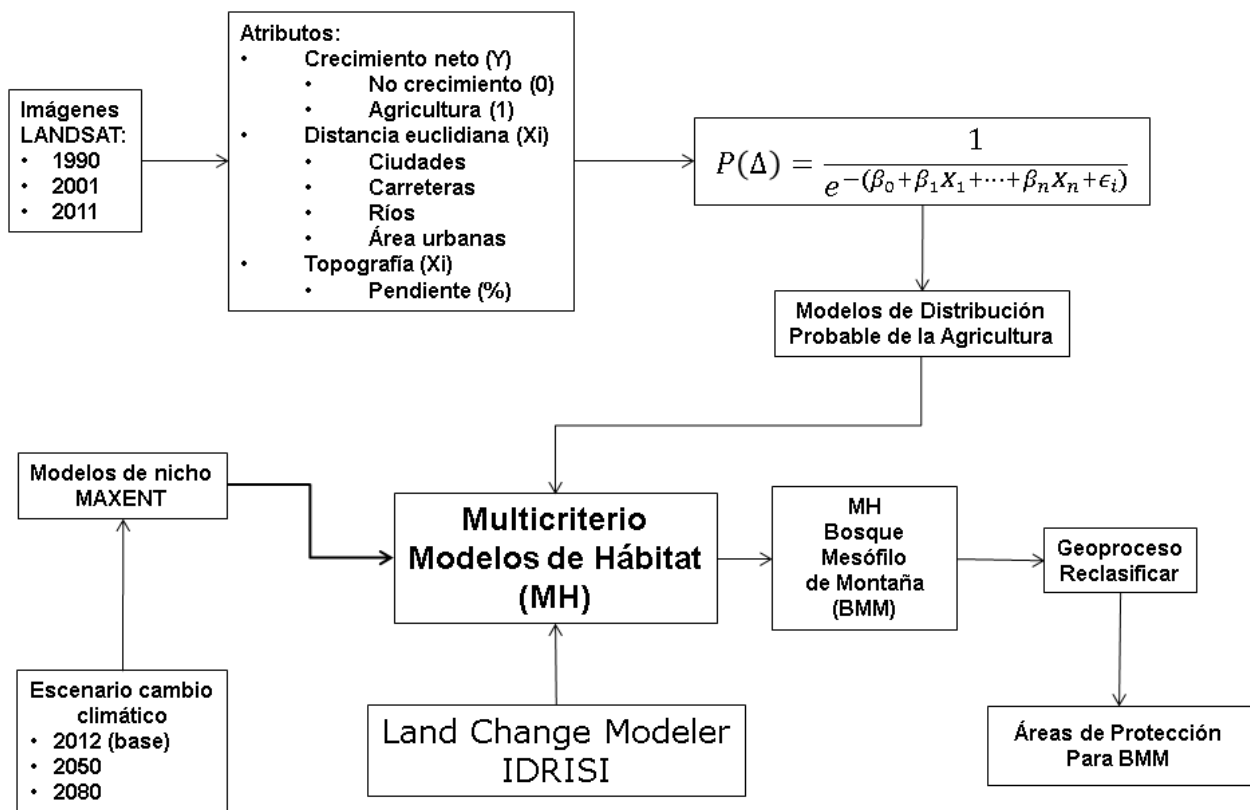


Figura 2. Detección del cambio de uso del suelo a través de un modelo logístico y con la ayuda del módulo Land Change Modeler (LCM) de IDRISI Selva.

De la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad de México (REMIB) (CONABIO, 2012) se obtuvieron 34,983 registros de especies colectadas en bosque mesófilo de montaña (BMM) del país. Estos registros fueron capturados en formato Access (MDB) y ASCII (CSV) compatible con ArcGIS 9.3, Idrisi 17 y MAXENT 3.3 (Eastman, 2012; Phillips *et al.*, 2006; Téllez *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004; Escalante *et al.*, 2000). Posteriormente se depuraron con base a su pertenencia al área de estudio, frecuencia de ocurrencia en hábitat de BMM por categoría taxonómica (Clase, Orden, Familia, Género y Especie) y por referencias bibliográficas de especies arbóreas frecuentes e importantes del BMM (González-Espinosa *et al.*, 2011; Rzedowski, 1996). De esta manera se generó una base con 872 registros únicos de especies arbóreas del BMM para el área de estudio (Cuadro 2).

Cuadro 2. Lista de especies arbóreas frecuentes e importantes del bosque mesófilo de montaña (González-Espinosa *et al.*, 2011; CONABIO, 2010; Rzedowski, 1996).

Orden	Familia	Género	Especie	Referencia	Registros
Fagales	Betulaceae	<i>Alnus</i>	<i>acuminata</i>	Aguilar-Rodríguez y Barajas-Morales, 2005	121
Fagales	Betulaceae	<i>Carpinus</i>	<i>caroliniana</i> *	Ponce-Vargas <i>et al.</i> , 2006	145
Ericales	Clethraceae	<i>Clethra</i>	<i>occidentalis</i>	Ponce-Vargas <i>et al.</i> , 2006	25
Theales	Theaceae	<i>Cleyera</i>	<i>theoides</i>	Ponce-Vargas <i>et al.</i> , 2006	46
Fagales	Fagaceae	<i>Fagus</i>	<i>grandifolia</i> *	Téllez <i>et al.</i> , 2006	57
Hamamelidales	Hamamelidaceae	<i>Liquidambar</i>	<i>styraciflua</i> *	Vázquez <i>et al.</i> , 2006	136
Magnoliales	Magnoliaceae	<i>Magnolia</i>	<i>schiedeana</i>	Godínez-Ibarra <i>et al.</i> , 2007	66
Fagales	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>laurina</i>	Aguilar-Rodríguez y Castro-Plata, 2006	89
Fagales	Fagaceae	<i>Quercus</i>	<i>sartorii</i> *	Alcántara y Luna, 2001	77
Rhamnales	Rhamnaceae	<i>Rhamnus</i>	<i>longistyla</i>	García <i>et al.</i> , 2008	32
Theales	Actinidiaceae	<i>Saurauia</i>	<i>scabrida</i>	Alcántara y Luna, 2001	35
Sapindales	Staphyleaceae	<i>Turpinia</i>	<i>insignis</i> *	Vázquez <i>et al.</i> , 2006	43

* Especies insignia del BMM (González-Espinosa *et al.*, 2011).

Con base en el estudio de Cruz-Leyva *et al.* (2014, en revisión) y Conde y Gay (2008) se seleccionaron dos modelos de circulación general atmosférica (GCMs): CCSM3 (Community Climate System Model versión 3) y ECHAM5 (European Centre Hamburg Model versión 5). Estos obtuvieron el mejor desempeño, tanto en su resolución (1 km²) como en su descripción del clima en México (RCMs) (Collins *et al.*, 2006; Roeckner *et al.*, 2004; Roeckner *et al.*, 2003).

Elegidos los GCMs, se procedió a seleccionar un escenario de cambio climático. Éste correspondió a la familia A2, la cual prevé un alto desarrollo industrial por región o bloques económicos (IPCC, 2007; Magaña *et al.*, 2000). De esta forma se obtuvieron del Centro de Ciencias de la Atmósfera-UNAM (<http://www.atmosfera.unam.mx/>) y WorldClim (<http://www.ccafs-climate.org/>) 19 variables bioclimáticas (Ramirez-Villegas y Jarvis, 2010; Hijmans *et al.*, 2005), para los escenarios climáticos 2050 y 2080 de los GCMs CCSM3 y ECHAM5 (Cuadro 3) que los paquetes de modelado de nicho utilizan para describir la distribución potencial de especies arbóreas (Sáenz-Romero *et al.*, 2010; Phillips *et al.*, 2006).

Cuadro 3. Variables bioclimáticas (<http://www.atmosfera.unam.mx/>).

Clave	Parámetro	Clave	Parámetro
BIO1	Temperatura Media Anual	BIO11	Temperatura Media del Trimestre más Frío
BIO2	Media Mensual * (Max Temp – Min Temp)	BIO12	Precipitación Media Anual
BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) * (100)	BIO13	Precipitación del Mes más Húmedo
BIO4	Temperatura Estacional (desviación estándar *100)	BIO14	Precipitación del Mes más Seco
BIO5	Máxima Temperatura del Mes más Cálido	BIO15	Precipitación Estacional
BIO6	Mínima Temperatura del Mes más Frío	BIO16	Precipitación del Trimestre más Húmedo
BIO7	Temperatura Rango Anual (BIO5-BIO6)	BIO17	Precipitación del Trimestre más Seco
BIO8	Temperatura Media del Trimestre más Húmedo	BIO18	Precipitación del Trimestre más Húmedo
BIO9	Temperatura Media del Trimestre más Seco	BIO19	Precipitación del Trimestre más Frío
BIO10	Temperatura Media del Trimestre más Cálido		

Nota: Trimestre más húmedo (julio, agosto y septiembre), más seco (febrero, marzo y abril), más cálido (abril, mayo y junio) y más frío (diciembre, enero y febrero).

Para modelar la distribución potencial de las especies de interés se utilizó el programa MAXENT 3.3 a través del módulo Land Change Modeler de Idrisi Selva siguiendo el método propuesto por Cruz-Leyva *et al.* (2014, en revisión). MAXENT es un método para hacer predicciones de la distribución de especies a partir de información incompleta. Para esto, MAXENT estima una distribución de probabilidad objetivo (píxeles del área de estudio) mediante la búsqueda de la distribución de probabilidad de máxima entropía (más cercana a la uniformidad), sujeta a un conjunto de restricciones que representan la información incompleta (sitios de muestreo) sobre la distribución objetivo. La información disponible sobre la distribución objetivo se presenta como un conjunto de características (variables climáticas, topográficas, tipo de suelo, tipo de vegetación, entre otras, y las funciones de las mismas) y las restricciones son el valor esperado de cada función que debe coincidir con la media empírica

(valor medio para un conjunto de puntos de muestra tomadas de la distribución objetivo) (Phillips *et al.* 2006; Phillips *et al.* 2004).

En MAXENT los pixeles de 1 km^2 del área de estudio son el espacio (x) sobre el cual la probabilidad de distribución de máxima entropía es definida (π). Los pixeles ocupados por las especies arbóreas son las muestras ($\pi(x)$) de BMM y las variables ambientales-climáticas son las funciones que acotan el espacio de dispersión de las muestras. Cada muestra ($\pi(x)$) presenta valores muy pequeños, por ello MAXENT suma el valor de los pixeles con un valor de probabilidad igual. La distribución π tiene una restricción de no negatividad que asegura asignar una probabilidad positiva a cada pixel (x). Estas probabilidades acumuladas suman como máximo 1, que convertido a porcentajes es 100%. Para lograr lo anterior, MAXENT utiliza una aproximación ($\hat{\pi}$) de π que también es una probabilidad de distribución que va de 0 a 1, esto es: $H(\hat{\pi}) = -\sum_{x \in X} \hat{\pi}(x) \ln \hat{\pi}(x)$ Donde $H(\hat{\pi})$ es el valor logístico de probabilidad de presencia de la especie, \ln es el logaritmo natural, (x) son los pixeles de las muestras, $\hat{\pi}$ es la distribución de máxima entropía que sin restricciones tiende a la uniformidad (Cruz-Leyva *et al.*, 2014 (en revisión))

Para determinar cuáles variables bioclimáticas son más importantes para el modelado de nicho, se realizó una prueba *Jackknife*. Esta prueba inferencial estima el error aleatorio y la varianza dentro del algoritmo de máxima entropía ($H(\hat{\pi})$) cuando una muestra aleatoria, de un grupo de observaciones (variables ambientales), es usada para calcularlo (remuestreos) (Phillips *et al.* 2006; Phillips *et al.* 2004). Para estimar la sensibilidad (error de omisión 0 o 100% de sensibilidad) en función de los falsos positivos (error de comisión) para distintos puntos de cohorte (umbrales), se obtuvieron áreas bajo la curva (AUC). Esta curva toma valores entre 1 (prueba perfecta) y 0.5 (prueba fallida). La AUC se interpreta como la probabilidad de que ante dos puntos, uno con presencia y otro sin presencia (de la especie), la prueba AUC los califique correctamente (Coopsa *et al.*, 2009; Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004). Para verificar la capacidad del modelo de nicho para predecir distribución potencial, se obtuvieron gráficas de curvas operadas por el receptor (ROC) de las muestras de prueba y de entrenamiento. Un valor de ROC > 0.8 indica que los datos de entrenamiento ajustan bien al modelo. Si los datos de prueba tienen una probabilidad ($P \leq 0.05$), entonces el modelo no es mejor que el azar (Anderson y González, 2011; Phillips *et al.*, 2006; Phillips *et al.*, 2004).

Con base al estudio de Cruz-Leyva *et al.* (2014, en revisión), los valores de probabilidad logística generados por el modelo nicho fueron reclasificados a valores enteros, para esto se utilizó el módulo BAYCLASS de Idrisi Selva. Esta reclasificación tuvo como objetivo generar una cobertura que mostrara las especies arbóreas por sitio o pixel. Esta cobertura fue reclasificada (probabilidad *a posteriori*) por la presencia de especies insignia (probabilidad *a priori*) (Cuadro 2) (Eastman, 2012). De esta forma se obtuvieron 4 modelos de nicho conjunto (MNC) del escenario climático A2 para los años 2050 y 2080 de los modelos de circulación general CCSM3 y ECHAM5. Estos MNC a su vez fueron reclasificados (RECLASS) en dos clases: Zona Núcleo, área donde se encuentran las especies insignia y las especies frecuentes; Zona de Amortiguamiento, área donde se encuentran sólo las especies frecuentes.

Finalmente se generaron los modelos de hábitat (MH) o mapas de áreas probables de conservación del BMM para los años 2050 y 2080 con los modelos de circulación general CCSM3 y ECHAM5. Para esto se utilizó el módulo Land Change Modeler (LCM) de Idrisi 17. Este módulo utiliza dos coberturas: modelo de cobertura predicha (MCP) que se refiere a los probables cambios de uso de suelo hacia actividades antrópicas (Eastman, 2012; Jiménez, 2010) y los modelos de nicho conjunto (MNC) que corresponden a la distribución potencial de las especies arbóreas bajo escenarios de cambio climático (Phillips *et al.*, 2006; Téllez *et al.*, 2006).

4.3. RESULTADOS

Los índices de Cramer y Kappa indican que hay relación alta y positiva entre las clases de uso de la tierra para las fechas de 2050 y 2080 (Cuadro 4). Las matrices de probabilidades de transición revelan que las zonas urbanas, campos agrícolas y áreas de vegetación natural tienden a mantenerse ($P > 0.8$) hasta el año 2050. Desde este año y sobre todo para el 2080, la vegetación natural empieza a ceder espacio a los campos agrícolas. Estos a su vez se alimentan de las zonas de pastizal inducido (Cuadro 4).

Lo anterior muestra que los campos agrícolas son la principal fuente de pérdida de vegetación natural en el área de estudio. Al aislar el crecimiento neto de los campos agrícolas (SYMDIFF) y correlacionarlo con las variables ambientales (Cuadro 5) se observa que los campos agrícolas tienen mayor probabilidad de presentarse en los alrededores de las carreteras principales, áreas urbanas y pequeños poblados. Así mismo la altitud y la pendiente del terreno,

no han sido un obstáculo para la expansión de los campos agrícolas. Esto sería un indicio de falta de planeación en la selección de áreas dedicadas a la agricultura (Figura 3).

Cuadro 4. Estadísticos del cruce de tablas y probabilidades de transición para el escenario A2 de las fechas 2050 y 2080.

Ji – Cuadrada	201739600		Índice Cramer	0.6108	
Grados libertad	25		Índice Kappa	0.8622	
P < 0.05	0.0001				
Escenario 2050					
Clases	ZU	AG	PI	VE	CA
ZU	0.9656	0.0315	0	0.0029	0
AG	0.0176	0.8389	0.0107	0.1322	0.0005
PI	0.0103	0.7429	0.1162	0.13	0.0006
VE	0.0008	0.1569	0.0128	0.8289	0.0006
CA	0.1315	0.1067	0.0298	0.0149	0.7171
Escenario 2080					
Clases	ZU	AG	PI	VE	CA
ZU	0.9224	0.0653	0.0005	0.0117	0
AG	0.0366	0.7025	0.0121	0.2479	0.0009
PI	0.029	0.7079	0.0146	0.2476	0.001
VE	0.0058	0.3047	0.0138	0.6746	0.0011
CA	0.2502	0.2204	0.0242	0.0504	0.4548

Nota: zona urbana (ZU), agricultura (AG), pastizal inducido (PI), vegetación natural (VE), cuerpos de agua (CA)

Cuadro 5. Coeficientes del modelo logístico del crecimiento de la agricultura (Y) y las variables ambientales (X_i) para el área de estudio.

Variabes	Definición	Coeficiente	Media	δ^2	
Intercepto		-2.5564			
Altitud	Altura sobre nivel del mar	0.0003017	288	692.2	
Pendiente	Pendiente del terreno	0.0022	5	14.0	
Permanente	Ríos principales	0.00002077	74,760	92,651.3	
Primaria	Carretera principal	-0.00000871	75,699	93,290.6	
Secundaria	Carretera secundaria	0.00000754	185,854	95,842.2	
Pueblos	Ciudades y pueblos	-0.0001772	165,325	102,945.3	
SYMDIFF	Área de cambio		0.0038	0.0614	
	-2logL0	-2log(probabilidad)	Bondad ajuste	Pseudo R ²	Ji-cuadrada
	514286.5	277344.2	5.83E+18	0.461	236942.24

Del Cuadro 5, el valor de la Pseudo R^2 del modelo es mayor a 0.2, entonces se considera que el modelo tiene un buen ajuste (Jiménez, 2010). El valor de probabilidad y verosimilitud es alto, esto indica que hay alta correlación entre las variables utilizadas, lo cual queda confirmado con el valor de Ji-cuadrada o distribución de la probabilidad estadística de las variables.

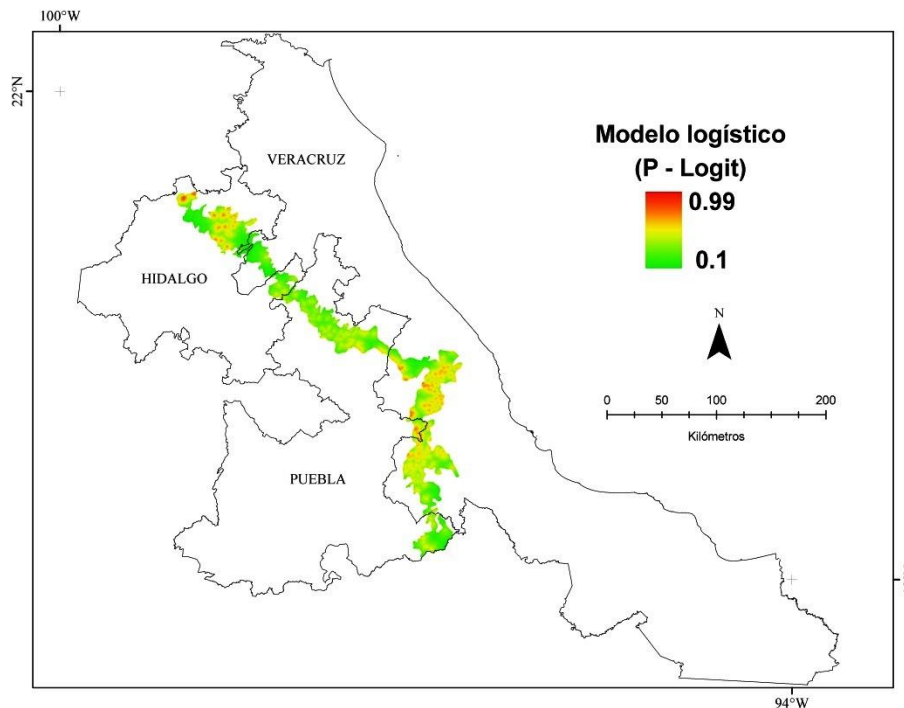


Figura 3. Probabilidad de cambio hacia campos agrícolas en Bosque Mesófilo de Montaña.

Por su parte, los modelos climático CCSM3 y ECHAM5 muestran que habrá una progresiva disminución promedio en precipitación de 2 a 5% y en temperatura de 2 a 4 °C, hacia los años 2050 y 2080, dentro del bosque mesófilo de montaña del área de estudio (Cuadro 6).

De acuerdo a los modelos de nicho conjunto (MNC), la superficie potencial del BMM sería en promedio de 380,849 ha (Figura 4). De ésta, 67% corresponde a la zona de amortiguamiento y 33% a la zona núcleo (Cuadro 7). En 2050 el estado de Veracruz presentaría el mayor porcentaje (39 a 43%) de superficie potencial para BMM. En cambio, para 2080, el estado de Puebla es el que tendría el mayor porcentaje (32 a 43%) de superficie potencial (Cuadro 7, Figura 4).

Cuadro 6. Precipitación y temperatura actual y sus variaciones en los escenarios climáticos 2050 y 2080 para los modelos CCSM3 y ECHAM5 en el bosque mesófilo de montaña.

Escenario	Precipitación (mm)				Temperatura (°C)			
	Mínima	Máxima	Media	Disminución (%)	Mínima	Máxima	Media	Incremento (°C)
2012	766	3866	1973		10.3	25.9	18.4	
2050	CCSM3				CCSM3			
	736	3907	1929	-2.26	12.4	28	20.6	2.18
2080	ECHAM5				ECHAM5			
	729	3822	1903	-3.58	12.8	28.5	21	2.60
2080	CCSM3				CCSM3			
	725	3941	1911	-3.18	13.5	29.2	21.8	3.37
2080	ECHAM5				ECHAM5			
	669	3801	1869	-5.28	14.2	30	22.4	4.00

En ambos escenarios climáticos (2050 y 2080) se observa cierta dispersión de la zona núcleo a lo largo de la sierra madre oriental, sobre todo dentro del estado de Puebla (Figura 4). En el escenario climático 2080 ocurre un fenómeno interesante. Para el modelo CCSM3 hay una leve disminución de 391,212 a 309,711 ha del área ocupada por el BMM en comparación al escenario 2050. En cambio para el modelo ECHAM5 hay un aumento de superficie de 391,212 a 448,757 ha. También se observan diferencias en la distribución de la zona núcleo entre los modelos CCSM3 y ECHAM5. Para el primero se observa mayor dispersión de la zona núcleo sobre el área de estudio; mientras que para el segundo, esa zona se agrupa en Hidalgo y Puebla (Figura 4).

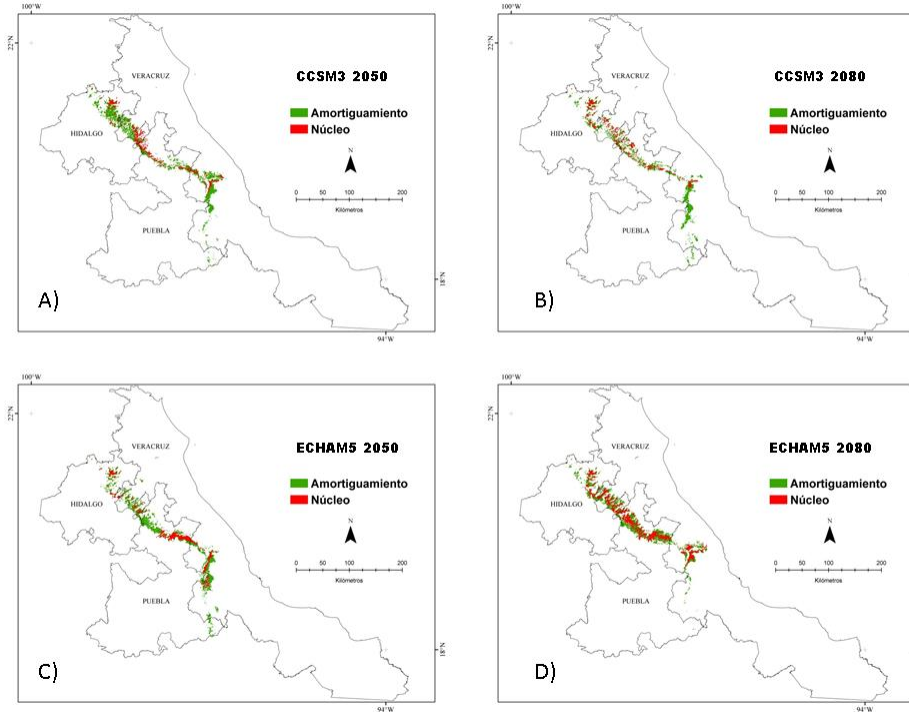


Figura 4. Modelos de nicho conjunto (MNC): A) y B) Modelo CCSM3 escenarios 2050 y 2080; C) y D) Modelo ECHAM 5 escenarios 2050 y 2080.

El análisis estadístico de los MNC indica que estos son mejor que un modelo aleatorio ($P \leq 0.01$). La prueba de bondad de ajuste o curva operada por el receptor (ROC) tuvo un valor de 0.95 (CCSM3 y ECHAM5) con varianza de 0.002 a 0.004. La prueba del área bajo la curva (AUC) fue de 0.96 a 0.98 indicando que el ajuste de los modelos fue alto. La prueba de ganancia (derivada del AUC) junto con la prueba de Jackknife, mostraron que las variables más importantes para el modelo de nicho son la altitud, la temperatura media del trimestre más cálido (BIO10, abril, mayo y junio), la precipitación promedio anual (BIO12) y la precipitación del trimestre más húmedo (BIO16, julio, agosto y septiembre).

Con los modelos de cobertura predicha (MCP) y los modelos de nicho conjunto (MNC) se generaron los modelos de hábitat (MH) (ver metodología, Figura 5 y 6). Estos muestran que para el año 2050 las áreas para la conservación del bosque mesófilo de montaña (BMM) se concentrarían en los municipios de Tlanchinol, Lolotla, Calnali y Tenango de Doria en Hidalgo, Tlatlauquitepec, Zacapoaxtla y Hueytamalco en Puebla, Tlacolulan, Huatusco y Tlaltetela en Veracruz (Figura 5).

Cuadro 7. Superficie ocupada por los modelos de nicho conjunto (MNC) para los escenarios climáticos 2050 y 2080 con los modelos CCSM3 y ECHAM5.

Área de Estudio	Escenarios	Modelos	Superficie (ha) del BMM		Total	
			Amortiguamiento	Núcleo	(ha)	%
Hidalgo	2050	CCSM3	97,187	37,513	134,700	34
		ECHAM5	55,065	24,812	79,877	21
	2080	CCSM3	54,407	34,340	88,747	29
		ECHAM5	72,256	44,905	117,162	26
Puebla	2050	CCSM3	56,260	31,751	88,011	22
		ECHAM5	100,799	46,478	147,277	39
	2080	CCSM3	66,894	32,269	99,163	32
		ECHAM5	103,291	87,546	190,836	43
Veracruz	2050	CCSM3	138,920	29,581	168,501	43
		ECHAM5	113,057	33,505	146,562	39
	2080	CCSM3	99,596	22,205	121,801	39
		ECHAM5	81,159	59,600	140,759	31
TOTAL	2050	CCSM3	292,367	98,844	391,212	100
		ECHAM5	268,921	104,795	373,716	100
	2080	CCSM3	220,897	88,814	309,711	100
		ECHAM5	256,706	192,051	448,757	100

Nota: Los porcentajes (%) se refieren a la cantidad de superficie de cada estado con respecto al total de bosque mesófilo de montaña, ordenado por modelo climático y por fecha.

En el año 2080 se observa una marcada pérdida del área probable para la conservación de BMM, también hay diferencias entre los MH dependiendo del modelo de escenario climático (CCSM3 y ECHAM5). Para el MH que considera al GCM-CCSM3, el área de conservación se reduce a los municipios de Tlanchinol y Tenango de Doria en Hidalgo, Tetela de Ocampo en Puebla, Coatepec y Tlaltetela en Veracruz. El MH que toma en cuenta al GCM-ECHAM5 se observa una dispersión del área de conservación hacia los municipios de Tlanchinol, Huayacocotla y Zontecomatlán en Hidalgo y Veracruz, Tlaola, Quetzalan, Tetela de Ocampo, Zacapoaxtla, Tlatlauquitepec, Hueyapan, Hueytamalco en Puebla, Tlacolulan en Veracruz (Figura 6).

Según los modelos de hábitat (MH) la superficie total dedicada a la conservación del bosque mesófilo de montaña (BMM) sería en promedio de 100,176 ha en el escenario climático año 2050 y de 94,064 ha para el escenario climático del año 2080. En general, la superficie promedio a conservar sería de 97,120 ha (Cuadro 8). En todos los MH (excepto el derivado de ECHAM5 año 2080) se observa una progresiva disminución de la superficie apta para la conservación del BMM (Cuadro 8). Por otra parte, las áreas geográficas dedicadas a la conservación son más o menos las mismas. Éstas se pueden ubicar en los alrededores de los municipios de Tlanchinol en Hidalgo, Tlatlauquitepec en Puebla, y Tlaltetela en Veracruz (Figura 5 y 6).

Cuadro 8. Superficie (ha) ocupada por las clases de uso de suelo para la conservación del BMM, según los modelos de hábitat (MH) para los escenarios climáticos 2050 y 2080.

CLASES	Escenario 2050		Escenario 2080	
	CCSM3	ECHAM5	CCSM3	ECHAM5
Corredor potencial secundario	35,441	32,488	36,677	38,751
Hábitat secundario	25,509	11,284	12,241	17,758
Corredor potencial primario	16,829	17,484	12,926	18,427
Hábitat primario	32,716	28,598	11,169	40,178
TOTAL (ha)	110,496	89,855	73,013	115,114

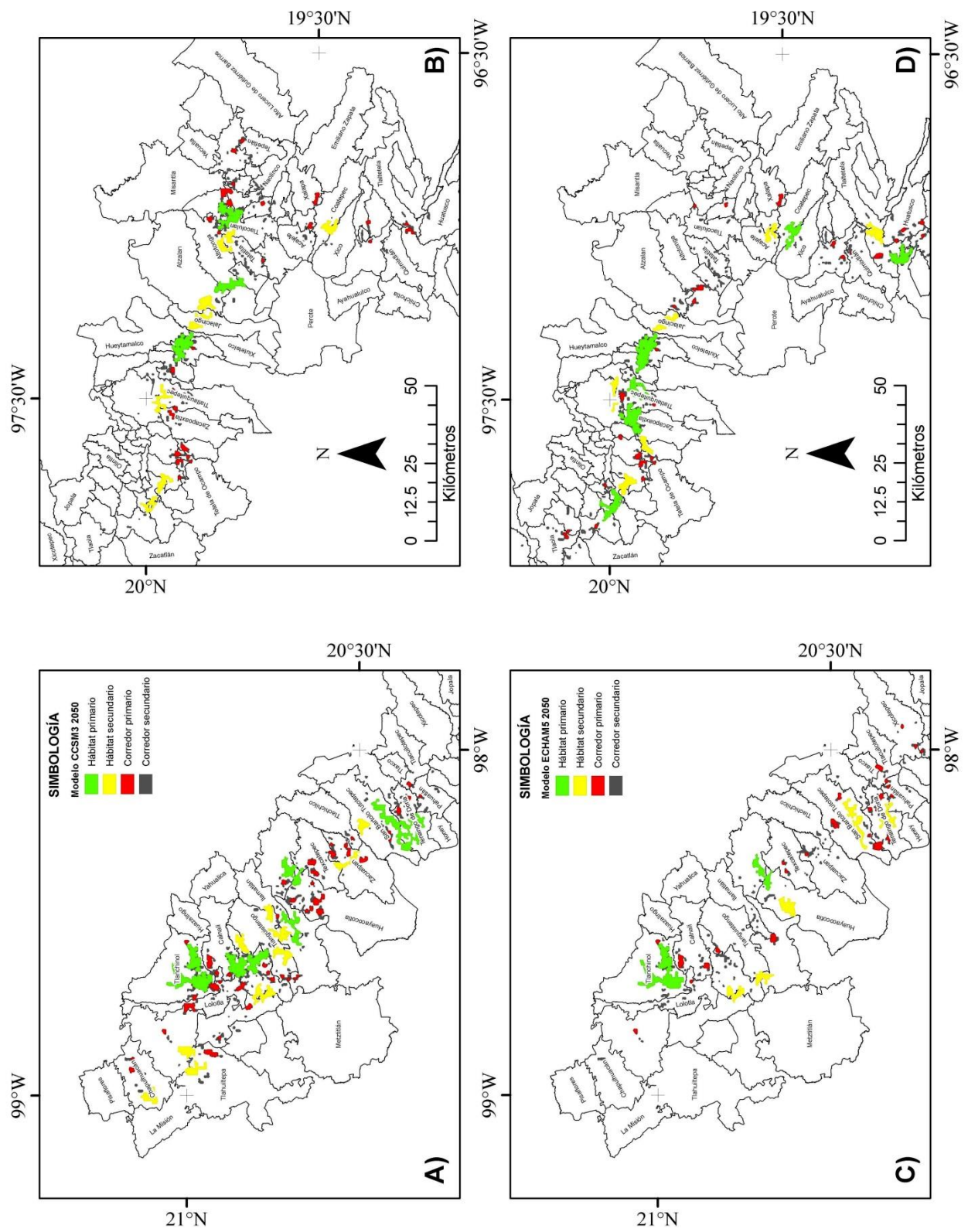


Figura 5. Modelos de hábitat año 2050: A) y B) Modelo derivado de CCSM3, C) y D) Modelo derivado de ECHAM5.

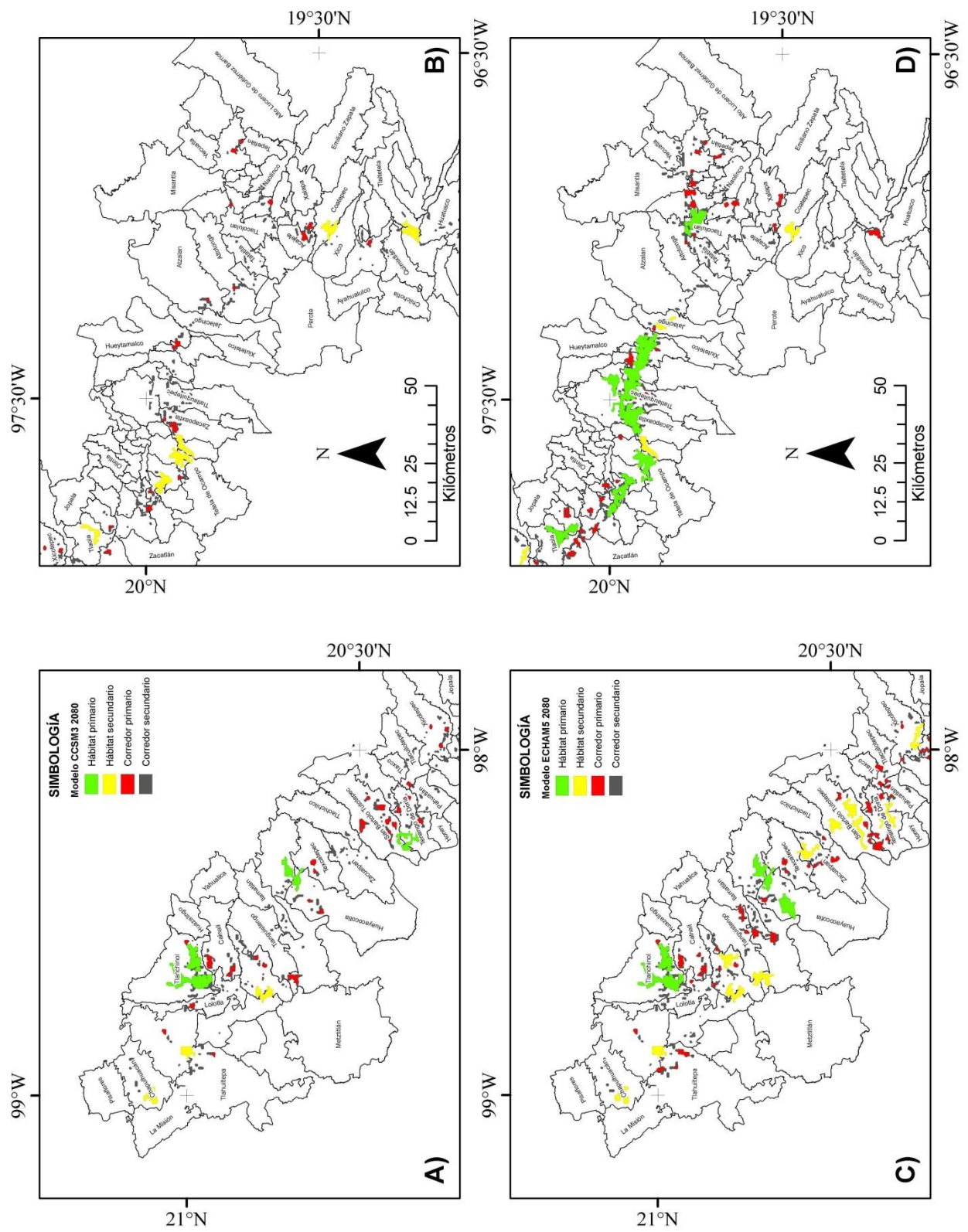


Figura 6. Modelos de hábitat año 2080: A) y B) Modelo derivado de CCSM3, C) y D) Modelo derivado de ECHAM5.

4.4. DISCUSIÓN

La superficie potencial que ocuparía el bosque mesófilo de montaña (BMM), de acuerdo a los modelos de nicho, sería de 380,849 ha en promedio. De esta superficie, 67% tienen alta probabilidad de que se presenten 7 de las 12 especies arbóreas seleccionadas (excepto las insignias) y 33% serían potencialmente adecuadas para todas las especies (Cuadro 2). Éste último porcentaje corresponde a la zona núcleo de los modelos de nicho (Figura 2). De acuerdo a INEGI (2005) en los Estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz habría un total de 365,277 hectáreas ocupadas por bosque mesófilo de montaña (BMM), de las cuales 160,806 ha (44%) son vegetación primaria arbórea y 204,471 (56%) ha están ocupadas por vegetación secundaria arbustiva y herbácea. En todos los modelos, la ZA representa casi el 70% del área potencialmente adecuada para BMM; sólo se observan variaciones en el año 2080, donde para el modelo ECHAM5 la ZA representa el 57% del área potencial para BMM (Cuadro 7). Es interesante observar que los modelos de hábitat (MH) muestran que la superficie total dedicada a la conservación del BMM sería en promedio de 100,176 ha en el escenario climático 2050 y de 94,064 ha para el escenario 2080 (Cuadro 8). Ambas cantidades son menores a las 160,806 ha de vegetación primaria arbórea estimada por INEGI (2005) para el área de estudio.

Lo anterior podrían revelar que bajo escenario de cambio climático habría en promedio 380,849 ha potencialmente adecuadas para el BMM, de las cuales 259,723 ha serían ZA y 121,126 ha de ZN. Sin embargo, al juntar los efectos del cambio climático con el cambio de uso de suelo hacia actividades humanas (Cuadro 4 y 5) la zona para conservación del BMM se reduciría a casi 100,000 ha (Cuadro 8). Al respecto Martínez *et al.* (2009), Challenger y Soberón (2008) y Challenger *et al.* (2008) hacen un llamado de atención sobre la fragmentación del BMM debido a cambios de uso de suelo por deforestación, agricultura, ganadería e infraestructura. Si bien el BMM tiene una distribución natural de archipiélagos en México (González-Espinosa *et al.*, 2012), la excesiva fragmentación por causas no naturales, como muestran los MH, puede llevar a la pérdida de integridad ecológica del BMM y a una reducción de su superficie (González-Espinosa *et al.*, 2012; Monterroso, 2009; Martínez *et al.*, 2009; Velázquez *et al.*, 2002; Ramírez-Marcial *et al.*, 2001).

El bosque mesófilo de montaña se distribuye de forma natural sobre la SMO (Alcántara y Luna, 2001), sin embargo, los modelos de nicho conjunto (Figura 2) y los modelos de hábitat

(Figura 3 y 4) muestran que el cambio climático y sobretodo el cambio de uso de la tierra hacia campos agrícolas (Cuadro 4) podrían dejar aislados algunos fragmentos de BMM en zonas de mayor altitud y pendiente del terreno (Alcántara y Velázquez, 2002). Al respecto los modelos de hábitat (MH) 2050 y 2080 coinciden (Figura 3 y 4) en que las áreas potenciales para la conservación del bosque mesófilo de montaña (BMM) se agrupan en una franja sobre la Sierra Madre Oriental (SMO). Esta franja iniciaría en los alrededores del municipio de Tlanchinol, Hidalgo pasaría por las áreas montañosas de Zacualtipán de Ángeles y Tenango de Doria (en Hidalgo) hasta llegar al municipio de Huauchinango, Puebla. De aquí se continuaría de Oeste a Este sobre la SMO y al norte del estado de Puebla, pasando por varios municipios, destacando por su importancia Ahuacatlán, Quetzalan del Progreso, Nauzontla, Teteles de Avila Castillo y sobre todo el municipio de Tlatlauquitepec en Puebla. Las áreas potenciales de conservación en Veracruz empieza a difuminarse entre los municipios de Banderilla, Coatepec, Coacoatzintla, Rafael Lucio, Tlalnelhuayocan y Tlaltetela (CONABIO, 2010; Monterroso, 2009; INEGI, 2005). En este sentido Telléz *et al.* (2006), Alcántara y Velázquez (2002), Velázquez *et al.* (2002) y Alcántara y Luna (2001) coinciden en que la franja de la SMO en el estado de Hidalgo, incluyendo la región de Cuetzalan en Puebla, el área del Pico de Orizaba-Cofre de Perote y otras pequeñas porciones de Veracruz posee una gran extensión de bosque mesófilo de montaña (BMM) y que esta franja geográfica habría que considerarla como zona prioritaria para la conservación del BMM. Según los modelos de hábitat (MH) se debe poner atención a las áreas de BMM de los municipios de Tlanchinol en Hidalgo, Tlatlauquitepec en Puebla, y Tlaltetela en Veracruz (Figura 3 y 4). Estas zonas ubicadas sobre la SMO podrían convertirse en un refugio para el BMM por sus condiciones ecológicas, además sería muy costoso económicamente deforestar, cultivar y pastorear en tales sitios debido a su topografía (González-Espinosa *et al.*, 2012; Contreras-Medina, 2010; Jiménez, 2010; Corral *et al.*, 2005; Cantú *et al.*, 2004).

Los modelos de nicho conjunto (MNC) muestran que en 2050 el estado de Veracruz presentaría el mayor porcentaje (39 a 43%) de superficie potencial para BMM. En cambio, para 2080, el estado de Puebla es el que tendría el mayor porcentaje (32 a 43%) de superficie potencial (Cuadro 7). En este escenario climático sucede un fenómeno importante. Para el modelo de hábitat (MH) basado en CCSM3 hay una disminución (de 110,496 ha a 73,013 ha) del área ocupada por el BMM en comparación al escenario 2050 (Cuadro 8). En cambio para el modelo ECHAM5 hay un aumento (115,114 ha) del área en 2080 (Cuadro 8). Esta no es una

buena noticia, pues en términos generales y con base a los MH, el BMM habría sufrido una pérdida de casi el 70% de superficie original actual y por tanto de su vegetación primaria para el año 2080. Esto concuerda con los resultados de Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez (2004) quienes muestran que la extensión del BMM se reduciría entre un 46 y 58% de su extensión actual de suceder un incremento en la temperatura del país en 2 °C y una disminución en la precipitación en 10% actual.

Es probable que en las próximas décadas la mayor amenaza, para los bosques mesófilos de montaña en México, sea la transformación del ecosistema por causas humanas no reguladas, por ejemplo: el no acatar las normas de ordenamiento territorial y ecológico que el gobierno federal y estatal establecen para el uso y conservación de la tierra (CONABIO, 2010; Martínez *et al.*, 2009; Sánchez-Colón *et al.*, 2009; CONABIO, 2007; Velázquez *et al.*, 2002). De acuerdo con Sánchez-Colón *et al.* (2009) y con INEGI (2005) la superficie del BMM en México se habría reducido a la mitad (0.87 millones hectáreas de vegetación primaria y 0.95 millones de vegetación secundaria) hasta la fecha, debido principalmente a las actividades humanas.

4.5. CONCLUSIONES

El modelado del nicho ayudó a predecir cambios en las superficies del bosque mesófilo de montaña, bajo variaciones ambientales producidas por el cambio climático global y el cambio de uso de la tierra por causas humanas. Este modelado, junto con el modelado de hábitat, mostró que el cambio climático en sinergia con el cambio de uso de la tierra por actividades humanas (como la agricultura, la ganadería y la urbanización) podría fragmentar aún más al bosque mesófilo de montaña (BMM) en el área de estudio, lo que podría dañar su integridad ecológica y poner en riesgo sus servicios ambientales.

Un resultado muy importante del modelado de nicho y del modelado de hábitat fue la posibilidad de ubicar áreas geográficas potencialmente adecuadas para la conservación del bosque mesófilo de montaña, considerando escenarios de cambio climático global y cambios de uso de la tierra. Estas áreas de conservación se pueden ubicar dentro y en los alrededores de los municipios de Tlanchinol en Hidalgo, Tlatlauquitepec en Puebla, y Tlaltetela en Veracruz. Estos municipios están ubicados sobre la Sierra Madre Oriental (SMO), donde el BMM sigue una distribución natural de archipiélagos. Los modelos de hábitat mostraron que se pueden ubicar

una serie de puentes o corredores que ayuden a dar continuidad geográfica a los fragmentos de BMM a lo largo de la SMO y que incluiría algunas de las áreas naturales protegidas (ANP) del área de estudio. Es aquí donde la modelación de nicho puede ser una herramienta muy útil para la administración y planeación de los recursos naturales.

CAPÍTULO 5. DISCUSIÓN GENERAL

El modelado de nicho mostró que variables climáticas-ambientales como la temperatura media del trimestre más cálido, la precipitación promedio anual, la precipitación del trimestre más húmedo, así como la altitud son variables que pueden ayudar a definir cambios en la superficie potencialmente ocupada por el bosque mesófilo de montaña (BMM) que se halla en los estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz. Estas predicciones o inferencias estadísticas pueden mejorar significativamente cuando se utiliza conjuntos de especies arbóreas o grupos funcionales importantes del BMM, debido a que revelan el efecto de algunas interacciones entre la biota y su ambiente (nicho fundamental).

El modelado de nicho en los Estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz, mostró que habrían 820,215 ha potencialmente adecuadas para la existencia de Bosque Mesófilo de Montaña (BMM). Este resultado es parecido a lo reportado por el mapa de Vegetación Potencial de México (VPM), 845,910 ha para dichos estados (INEGI, 2003). A través de un clasificador de máxima verosimilitud y utilizando a las especies insignia como valores *a priori* (ver metodología Capítulo II) el modelado de nicho mostró que el área actual potencial sería de 363,230 ha para el área de estudio, este resultado también concuerda con lo estimado por la Carta Actual de Uso de Suelo y Vegetación (USV) Serie 3 (INEGI, 2005) que reporta 365,277 ha de BMM para la misma. El modelo de nicho indica que más del 55% de área potencialmente adecuada para el BMM estaría dentro de zonas con perturbación por actividad humana. Esto confirma el riesgo al que está sujeto el BMM por transformación del ecosistema por causas humanas (Sánchez-Colón *et al.*, 2009).

Las especies seleccionadas para este trabajo, tienen preferencia (nicho fundamental) (Vázquez, 2005) por ambientes templados (*Alnus acuminata*, *Carpinus caroliniana*, *Fagus grandifolia*, *Liquidambar styraciflua*, *Magnolia schiedeana*, *Quercus laurina*, *Quercus sartorii*)

y de transición entre esos ambientes y los cálido–húmedos (*A. acuminata*, *Clethra occidentalis*, *Cleyera theoides*, *Q. laurina*, *Rhamnus longistyla*, *Saurauia scabrida* y *Turpinia insignis*) (Cruz-Leyva *et al.*, 2010; García *et al.*, 2008; Godínez-Ibarra *et al.*, 2007; Aguilar-Rodríguez y Castro-Plata, 2006; Ponce-Vargas *et al.*, 2006; Téllez *et al.*, 2006; Vázquez *et al.*, 2006; Aguilar-Rodríguez y Barajas-Morales, 2005; Alcántara y Luna, 2001). De las especies seleccionadas destacaron *A. acuminata* y *Q. laurina*, quienes mostraron mayor tolerancia a cambios en los recursos ambientales y climáticos. Por su parte *C. caroliniana* y *L. styraciflua* presentaron una distribución constante a través de los cambios en altitud, temperatura y precipitación. La especie *F. grandifolia* es la que presentó mayores variaciones en su distribución a lo largo de esas variables.

Lo anterior indicaría, de acuerdo al modelo de nicho, que especies como *Carpinus caroliniana*, *Fagus grandifolia*, *Liquidambar styraciflua* y *Quercus sartorii* tendrían una distribución natural que seguiría los cambios en superficie del BMM dentro del área de estudio (Ponce-Vargas *et al.*, 2006; Téllez *et al.*, 2006; Vázquez *et al.*, 2006; Alcántara y Luna, 2001).

Del conjunto de variables climáticas y topográficas, cuatro variables ambientales y climáticas destacaron: altitud, temperatura media del trimestre más cálido (BIO10, abril, mayo y junio), precipitación promedio anual (BIO12) y precipitación del trimestre más húmedo (BIO16, julio, agosto y septiembre). El que variables de precipitación y temperatura fueran las más relevantes para el análisis muestra que regímenes pluviales muy variables y sequías más prolongadas limitarían la distribución potencial del BMM (Godínez-Ibarra *et al.*, 2007; Phillips *et al.*, 2006; Téllez *et al.*, 2006; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004).

Al incluir, en el modelo de nicho, el escenario A2 de cambio climático global a través de los modelos CCSM3 y ECHAM5, se llegó al resultado de que en los escenarios 2050 y 2080 el principal componente ambiental y climático que estaría determinando la probable distribución de las especies arbóreas seleccionadas sería la reducción en precipitación media anual (hasta en 5%) y el aumento de la temperatura media anual (hasta en 4°C). Estos cambios, podrían generar nuevas situaciones ecológicas que facilitarían o inhibirían la distribución del conjunto de especies arbóreas o grupos funcionales (Steinman *et al.*, 2009) seleccionados que definen al BMM (Espinosa y Ocegueda, 2008; Villers-Ruiz y Trejo-Vázquez, 2004).

En el escenario A2, los modelos climáticos CCSM3 y ECHAM5 concuerdan en que algunas zonas del bosque mesófilo de montaña se irían difuminando entre las comunidades vegetales que lo rodean. El análisis de transición (utilizando los modelos climáticos CCSM3 y ECHAM5 del escenario A2) mostró que para los años 2050 y 2080 aproximadamente el 35% de las zonas potencialmente adecuadas para BMM estarían expuestas al cambio, hacia tipos de vegetación con mayor umbral crítico a ambientes más secos y/o cálidos (Contreras-Medina, 2010; Espinosa y Ocegueda, 2008; Godínez-Ibarra *et al.*, 2007; Walther, 2003) como es el caso del bosque de pino-encino y encino, así como las selvas altas y medianas perennifolias colindantes al BMM. Las zonas potencialmente adecuadas para BMM, probablemente serían remplazadas por tipos de vegetación de clima templado-seco, donde las especies arbóreas tienen un mayor umbral crítico a la falta de humedad. Tal es el caso del bosque de pino-encino y encino, donde se pueden hallar especies como *Alnus acuminata*, *Clethra occidentalis*, *Magnolia schiedeana*, *Quercus laurina*, *Quercus sartorii* y *Rhamnus longistyla* (García *et al.*, 2008; Godínez-Ibarra *et al.*, 2007; Aguilar-Rodríguez y Castro-Plata, 2006; Ponce-Vargas *et al.*, 2006; Aguilar-Rodríguez y Barajas-Morales, 2005; Alcántara y Luna, 2001).

Por medio de un modelado de hábitat (MH), que tomó en cuenta el cambio climático global bajo el escenario A2 y el cambio de uso de la tierra por actividad humana (expansión agrícola y urbana), se llegó al resultado de que la superficie crítica dedicada a la conservación del BMM sería de aproximadamente 100,176 ha en el escenario climático 2050 y de 94,064 ha en el escenario climático 2080. Esto en respuesta a cambios de uso de la tierra sobre todo por expansión de la agricultura en el área de estudio (Martínez *et al.*, 2009; Challenger y Soberón, 2008; Challenger *et al.*, 2008).

Los MH para los escenarios 2050 y 2080 coinciden en que las áreas potenciales para la conservación del bosque mesófilo de montaña (BMM) se agrupan en una franja sobre la Sierra Madre Oriental (SMO). Esta franja iniciaría en los municipios de Tlanchinol, Zacualtipán de Ángeles y Tenango de Doria (en Hidalgo) hasta llegar a los municipios de Huauchinango, Ahuacatlán, Quetzalan del Progreso, Nauzontla, Teteles de Avila Castillo y sobre todo el municipio de Tlatlauquitepec en Puebla. Las áreas potenciales de conservación en Veracruz empiezan a difuminarse entre los municipios de Banderilla, Coatepec, Coacoatzintla, Rafael Lucio, Tlalnelhuayocan y Tlaltetela. Según los MH se debe poner atención a las áreas de BMM

de los municipios de Tlanchinol en Hidalgo, Tlatlauquitepec en Puebla, y Tlaltetela en Veracruz. Estas zonas podrían ser consideradas como áreas de conservación para el bosque mesófilo de montaña.

Es probable que en las próximas décadas la mayor amenaza, para los bosques mesófilos de montaña (BMM) en México, no sea únicamente el cambio climático global, sino la sinergia de éste con la transformación del ecosistema por causas humanas, lo que llevaría a la pérdida de integridad y estabilidad ecológica del BMM.

CAPÍTULO 6. LITERATURA CITADA.

- Acosta, S. 2004. Afinidades de la flora genérica de algunos bosques mesófilo de montaña del noreste, centro y sur de México: un enfoque fenético. *Anales del Instituto de Biología, Serie Botánica* 75(1): 61-72.
- Aga Alo, C. and R. Gilmore P. Jr. 2008. Identifying systematic land-cover transitions using remote sensing and GIS: the fate of forests inside and outside protected areas of Southwestern Ghana. *Environment and Planning B: Planning and Design* 35: 280-295.
- Aguilar-Rodríguez, S. y B. J. Castro-Plata. 2006. Anatomía de la madera de doce especies del bosque mesófilo de montaña del Estado de México. *Madera y Bosques* 12(1): 95-115.
- Aguilar-Rodríguez, S. y J. Barajas-Morales. 2005. Anatomía de la madera de especies arbóreas de un bosque mesófilo de montaña: un enfoque ecológico-evolutivo. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 77: 51-58.
- Alcántara A., O. y I. Luna V. 2001. Análisis florístico de dos áreas con bosque mesófilo de montaña en el estado de Hidalgo, México: Eloxochitlán y Tlahuelompa. *Acta Botánica* 54: 51-87.
- Alcántara A., O., I. Luna V. y A. Velázquez, 2002. Altitudinal distribution patterns of Mexican cloud forest based upon preferential characteristic genera. *Plant Ecology* 161: 167-174.
- Amici, V., D. Rocchini, F. Geri, G. Bacaro, M. Marcantonio and A. Chiarucci. 2012. Effects of an afforestation process on plant species richness: A retrogressive analysis. *Ecological Complexity* 9: 55-62.
- Anderson, R. P. and I. Gonzalez Jr. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: An implementation with Maxent. *Ecological Modeling* 222: 2796-2811.
- Anderson, R. P., D. Lew and A. Townsend P. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modeling* 162: 211-232.

- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez y E. Loa. 2000. Regiones Prioritarias Terrestres. CONABIO, México. 325 p.
- Atkins, K. E. and J. M. J. Travis. 2010. Local adaptation and the evolution of species' ranges under climate change. *Journal of Theoretical Biology* 266: 449-457.
- Baena, M. L. y G. Halffter. 2008. Extinción de especies. En *Capital natural de México, Vol. 1: Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México. p. 263-282.
- Begon, M., J. L. Harper and C. R. Townsend. 1990. *Ecology individuals, populations and communities*. 2ª Ed. Blackwell Scientific Publications. Massachusetts, USA. p. 47-121.
- Bojórquez, L. A., S. Díaz y E. Ezcurra. 2001. GIS-based approach for participatory decision making and land suitability assessment. *Int. J. Geographical Information Science* 15(2): 129-151.
- Bruner, A. G., R. E. Gullison, R. E. Rice and G. A. B. da Fonseca. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291:125-128.
- Buongiorno, J. and J. K. Gilles. 1987. *Forest management and economics. A primer in quantitative methods*. Macmillan Publishing Company. U. S. A. 285 p.
- Camarero, J. J. y E. Gutiérrez. 1999. Patrón espacial de un ecotono bosque subalpino-pastos alpinos (Las Cutas, Ordesa, Pirineos Centrales). *Investigaciones Agrarias: Sistemas Recursos Forestales* 8 (1): 172-215.
- Cantú, C., R. G. Wright, J. M. Scott and E. Strand. 2004. Assessment of current and proposed nature reserves of Mexico based on their capacity to protect geophysical features and biodiversity. *Biological Conservation* 115: 411-417.
- Casalegno, S., G. Amatulli, A. Camia, A. Nelson and A. Pekkarinen. 2010. Vulnerability of *Pinus cembra* L. in the Alps and the Carpathian mountains under present and future climates. *Forest Ecology and Management* 259: 750-761.

- Catalán E., C., L. López M. y T. Terrazas. 2003. Estructura, composición florística y diversidad de especies leñosas de un bosque mesófilo de montaña de Guerrero, México. *Anales del Instituto de Biología, Serie Botánica* 74(2): 209-230.
- Challenger, A. y R. Dirzo. 2008. Factores de cambio y estado de la biodiversidad. En *Capital natural de México, Vol. 2: Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México. p. 37-73.
- Challenger, A. y J. Soberón. 2008. Los ecosistemas terrestres. En *Capital natural de México, Vol. 1: Conocimiento actual de la biodiversidad*. CONABIO, México. p. 87-108.
- Chander, G., B. L. Markham and D. L. Helder. 2009. Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environment* 113: 893-903.
- Chen, H. and R. Gilmore P. Jr. 2010. Diagnostic tools to evaluate a spatial land change projection along a gradient of an explanatory variable. *Landscape Ecology* 25: 1319-1331.
- Chhin, S., E. H. Hogg, V. J. Lieffers and S. Huang. 2008. Potential effects of climate change on the growth of lodge pole pine across diameter size classes and ecological regions. *Forest Ecology and Management* 256: 1692-1703.
- Cianfrani, C., G. Le Lay, L. Maiorano, H. F. Satizábal, A. Loy and A. Guisan. 2011. Adapting global conservation strategies to climate change at the European scale: The otter as a flagship species. *Biological Conservation* 144: 2068-2080.
- Collins, W., C. M. Bitz, M. L. Blackmon, G. B. Bonan, C. S. Bretherton, J. A. Carton, P. Chang, S. C. Doney, J. J. Hack, T. B. Henderson, J. T. Kiehl, W. G. Large, D. S. McKenna, B. D. Santer and R. D. Smith. 2006. The Community Climate System Model Version 3 (CCSM3). *Journal of Climate* 19: 2122-2143.
- CONABIO. 2007. Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, The Nature

- Conservancy-Programa México, Pronatura, A.C., Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León, México, 128 p.
- CONABIO. 2010. El Bosque Mesófilo de Montaña en México: Amenazas y Oportunidades para su Conservación y Manejo Sostenible. CONABIO. México, 197 p.
- CONABIO. 2011. Estaciones climatológicas. Extraído de ERIC (Extractor rápido de información climatológica). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/layouts/estclimgw.zip>
- CONABIO. 2012. Red Mundial de Información sobre Biodiversidad de México (REMIB) (www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remib_esp.html).
- CONABIO. 2013. Sistema de Geoinformación (<http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>).
- Conde A., A. C. y C. Gay G. (Coord.). 2008. Guía para la generación de escenarios de cambio climático a escala regional. Centro de Ciencias de la Atmósfera, UNAM. México, 105 p.
- Contreras-Medina, R., I. Luna-Vega y C. A. Ríos-Muñoz. 2010. Distribución de *Taxus globosa* (Taxaceae) en México: Modelos ecológicos de nicho, efectos del cambio del uso de suelo y conservación. *Revista Chilena de Historia Natural* 83: 421-433.
- Coopsa, N. C., R. H. Waring and T. A. Schroeder. 2009. Combining a generic process-based productivity model and a statistical classification method to predict the presence and absence of tree species in the Pacific Northwest, U.S.A. *Ecological Modeling* 220: 1787-1796.
- Corral R., J. J., O. A. Aguirre C., J. Jiménez P. y S. Corral R. 2005. Un análisis del efecto del aprovechamiento forestal sobre la diversidad estructural en el bosque mesófilo de montaña "El Cielo", Tamaulipas, México. *Investigación Agraria: Sistemas Recursos Forestales* 14(2): 217-228.
- Cruz-Leyva, I. A., J. R. Valdez-Lazalde, G. Ángeles-Pérez y H. M. Santos-Posadas. 2010. Modelación espacial de área basal y volumen de madera en bosques manejados de *Pinus patula* y *P. teocote* en el ejido Atopixco, Hidalgo. *Madera y Bosques* 16(3): 75-97.

- Dijkstra, D. P. 1984. Mathematical programming for natural resource management. McGraw-Hill Book Company. EE. UU. 309 p.
- Eastman, J. R. 2012. Idrisi Selva. User's Guide, version 17. Clark Laboratorios. 324 p.
- Escalante T., J. Llorente, D. Espinosa y J. Soberón. 2000. Bases de datos y sistemas de información geográfica: aplicaciones en biogeografía. Rev. Acad. Colomb. Cienc., 24(92): 325-341.
- Espinosa, D. y S. Ocegueda. 2008. El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural. En Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México. p. 33-65.
- Fedorko, E. J., R. Gilmore P. Jr, S. P. Aldrich, L. Claessens, C. Hopkinson Jr and W. M. Wollheim. 2005. Spatial distribution of land type in regression models of pollutant loading. Journal of Spatial Hydrology 5(2): 60-80.
- García L., J. M. and C. Allué C. 2010. Effects of climate change on the distribution of *Pinus sylvestris* L. stands in Spain. A phytoclimatic approach to defining management alternatives. Forest Systems 19(3): 329-339.
- García, A. 2006. Using ecological niche modeling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. Biological Conservation 130: 25-46.
- García, E. 1988. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Offset Larios, México, 217 p.
- García, J. G., G. Castillo-Campos, K. Mehlreter, M. L. Martínez y G. Vázquez. 2008. Composición florística de un bosque mesófilo del centro de Veracruz, México. Boletín de la Sociedad Botánica de México 83: 37-52.
- Gil P. Jr, R. and M. L. Cheuk. 2006. A generalized cross-tabulation matrix to compare soft-classified maps at multiple resolutions. International Journal of Geographical Information Science 20(1): 1-30.

- Gilmore P. Jr, R. and N. Neeti. 2010. Uncertainty in the difference between maps of future land change scenarios. *Sustain Sci* 5: 39-50.
- Godínez-Ibarra, O., G. Ángeles-Pérez, L. López-Mata, E. García-Moya, J. I. Valdez-Hernández, H. D. L. Santos-Posadas y A. Trinidad-Santos. 2007. Lluvia de semillas y emergencia de plántulas de *Fagus grandifolia* subsp. *mexicana* en La Mojonera, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 78: 117-128.
- González-Espinosa, M., J. A. Meave, F. G. Lorea-Hernández, G. Ibarra-Manríquez and A. C. Newton. 2011. The red list of Mexican cloud forest trees. *Fauna & Flora International*, Cambridge, UK, 152 p.
- González-Espinosa, M., J. A. Meave, N. Ramírez-Marcial, T. Toledo-Aceves, F. G. Lorea-Hernández y G. Ibarra-Manríquez. 2012. Los bosques de niebla de México: conservación y restauración de su componente arbóreo. *Ecosistemas* 21(1-2): 36-52.
- Gugger, P. F., A. González-Rodríguez, H. Rodríguez-Correa, S. Sugita and J. Cavender-Bares. 2011. Southward Pleistocene migration of Douglas-fir into Mexico: phytogeography, ecological niche modeling, and conservation of 'rear edge' populations. *New Phytology* 189: 1185-1199.
- Guisan, A. and N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling* 135: 147-186.
- Guo, Q. and Y. Liu. 2010. ModEco: an integrated software package for ecological niche modeling. *Ecography* 33: 637-642.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones and A. Jarvis. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatolgy* 25: 1965-1978.
- INEGI. 1976. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, escala 1:250 000, Serie I (continuo nacional). Instituto Nacional de Geografía y Estadística, Dirección General de Geografía, México.

- INEGI. 1996. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, escala 1:250 000, Serie II (continuo nacional). Instituto Nacional de Geografía y Estadística, Dirección General de Geografía, Aguascalientes.
- INEGI. 2003. Conjunto de datos vectoriales de la carta de vegetación primaria, escala 1:1 000 000. Instituto Nacional de Geografía y Estadística, Dirección General de Geografía, Aguascalientes.
- INEGI. 2005. Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación, escala 1:250 000, serie 3 (continuo nacional). Instituto Nacional de Geografía y Estadística, Dirección General de Geografía, Aguascalientes.
- INEGI. 2013. Continúo de elevaciones mexicano, Estados de Hidalgo, Puebla y Veracruz. (<http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/Descarga.aspx>).
- Informe de la Situación del Medio Ambiente en México (ISMAM). 2008. Compendio de Estadísticas Ambientales. PNUD-SEMARNAT. México, 380 p.
- IPCC. 2007. Cambio climático 2007: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R. K. y Reisinger, A. (directores de la publicación)]. IPCC, Suiza, 104 p.
- Iverson, L. R. and A. M. Prasad. 2002. Potential redistribution of tree species habitat under five climate change scenarios in the eastern US. *Forest Ecology and Management* 155: 205-222.
- Jiménez-Moreno, M. J. 2010. Cambio de uso de suelo por crecimiento urbano en la Cuenca de Metztlán, Hidalgo. Tesis de Maestría en Ciencias. Programa Forestal, Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, México. 111 p.
- Kirschbaum, M. and M. S. Watt. 2011. Use of a process-based model to describe spatial variation in *Pinus radiata* productivity in New Zealand. *Forest Ecology and Management* 262: 1008-1019.

- Koleff, P. y J. Soberón. 2008. Patrón de diversidad espacial en grupos selectos de especies. En Capital Natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO, México. p. 323-364.
- Kramer, K., B. Degen, J. Buschbom, T. Hickler, W. Thuiller, M. T. Sykes and W. de Winter. 2010. Modeling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change—Range, abundance, genetic diversity and adaptive response. *Forest Ecology and Management* 259: 2213-2222.
- Ledo, A., F. Montes and S. Condes. 2009. Species dynamics in a mountainous cloud forest: Identifying factors involved in changes in tree diversity and functional characteristics. *Forest Ecology and Management* 2585: 575-584.
- López M., C. 2004. El establecimiento de Geoparques en México: un método de análisis geográfico para la conservación de la naturaleza en el contexto del manejo de cuencas hídricas. Dirección de Manejo Integral de Cuencas Hídricas. Instituto Nacional de Ecología (INE), 50 p.
- Luna I., A. Velázquez and E. Velázquez. 2001. México. In: Bosques Nublados Del Neotrópico. Kappelle M. and Brown A.D. Eds., Instituto Nacional de Biodiversidad, Costa Rica. p. 183-229.
- MacArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17 (4): 373-387.
- Magaña, V., C. Conde, O. Sánchez y C. Gay. 2000. Evaluación de escenarios regionales de clima actual y de cambio climático futuro para México. In: Gay García Carlos (Compilador) (2000). México: una visión hacia el siglo XXI. El cambio climático en México. Instituto Nacional de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México, US Country Studies Program. México, 220 p.
- Maliha S. N. and D. J. Chaloud. 2002. Multivariate analyses (canonical correlation and partial least square (PLS)) to model and assess the association of landscape metrics to surface water chemical and biological properties using Savannah River basin data. U. S. Environmental Protection Agency (EPA), E.E.U.U., 76 p.

- Manel, S., J. M. Díaz and S. J. Ormerod. 1999. Comparing discriminant analysis, neural networks and logistic regression for predicting species distribution: a case study with Himalayan river bird. *Ecological Modeling* 120: 337-347.
- Markley, S. P. 2009. Reconsidering the paleorange of *Fagus grandifolia*. Thesis of Master of Arts. University of Missouri-Columbia, USA, 92 p.
- Martínez, M. L., O. Pérez-Maqueo, G. Vázquez, G. Castillo-Campos, J. García-Franco, K. Mehlreter, M. Equihua and R. Landgrave. 2009. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical mountain cloud forests of Mexico. *Forest Ecology and Management* 258: 1856-1863.
- Milad, M., H. Schaich, M. Bürgi and W. Konold. 2011. Climate change and nature conservation in Central European forests: A review of consequences, concepts and challenges. *Forest Ecology and Management* 261: 829-843.
- Milesi, F. A. y J. López C. 2005. El concepto de nicho en Ecología aplicada: del nicho al hecho hay mucho trecho. *Ecología Austral* 15: 131-148.
- Millar, C. I., N. L. Stephenson and S. Stephens. 2007. Climate change and forest of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 17(8): 2145-2151.
- Miranda, F. y E. Hernández X. 1963. Los tipos de vegetación de México y su clasificación. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 28: 29-179.
- Monterroso R., A. I. (Editor). 2009. El bosque mesófilo de montaña en el estado de Hidalgo: perspectiva ecológica frente al cambio climático. Universidad Autónoma de Chapingo, Chapingo, México, 147 p.
- Myers, N. 1998. Global biodiversity priorities and expanded conservation policies. In G. M. Mace, A. Balmford and B. R. Ginsberg (Ed.). *Conservation in a changing world*, Cambridge University Press. p. 273-285.
- Nitschke, C. R. and J. L. Innes. 2008. A tree and climate assessment tool for modeling ecosystem response to climate change. *Ecological Modeling* 210: 263-277.

- Nogués B., D. 2003. El estudio de la distribución espacial de la biodiversidad: conceptos y métodos. Cuadernos de Investigación Geográfica 29: 67-82.
- NOM-059-SEMARNAT-2011. Protección ambiental, especies nativas de México de flora y fauna silvestres, categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio, lista de especies en riesgo. Diario oficial de la federación, México.
- Parry, M., O. F. Canziani, J. Palutikof, P. van der Linden y C. Hanson. 2007. Resumen para responsables de políticas. En cambio climático 2007: impacto, adaptación y vulnerabilidad. Contribución del grupo de trabajo II al cuarto informe de evaluación del IPCC. Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático, 103 p.
- Peterson, A. T. and D. A. Vieglai. 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling: New approaches from bioinformatics Attack a pressing problem. *BioScience* 51(5): 363-371.
- Phillips, S. J., M. Dudík and R. E. Schapire. 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. In proceedings of the 21th international conference on machine learning. p. 655-662.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling* 190: 231-259.
- Ponce-Vargas, A., I. Luna-Vega, O. Alcántara-Ayala y C. A. Ruiz-Jiménez. 2006. Florística del bosque mesófilo de montaña de Monte Grande, Lolotla, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 77: 177-190.
- Porrúa, M. E. 2001. Cambio climático global: causas y consecuencias. *Notas. Revistas de información y análisis* 16: 7 -17.
- Prieto-Martínez, J. J. 2001. Estimación del número de especies en un ecosistema de tamaño desconocido. *Anales de Biología* 23: 147-158.
- Ramírez-Marcial, N., M. González-Espinosa and G. Williams-Linera. 2001. Anthropogenic disturbance and tree diversity in Mountainous Rain Forest in Chiapas, México. *Forest Ecology and Management* 154: 311-326.

- Ramirez-Villegas, J. and A. Jarvis. 2010. Downscaling Global Circulation Model Outputs: The Delta Method Decision and Policy Analysis Working Paper No. 1. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), <http://gisweb.ciat.cgiar.org/GCMPPage>.
- Reich, R. M., C. Aguirre-Bravo and V. A. Bravo. 2008. New approach for modeling climatic data with applications in modeling tree species distributions in the states of Jalisco and Colima, Mexico. *Journal of Arid Environments* 72: 1343-1357.
- Rodríguez E., R. y L. Bojórquez T. 2004. Spatial analysis in raptor ecology and conservation. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste y CONANP. México, 212 p.
- Roeckner, E., G. Bäuml, L. Bonaventura, R. Brokopf, M. Esch, M. Giorgetta, S. Hagemann, I. Kirchner, L. Kornblueh, E. Manzini, A. Rhodin, U. Schlese, U. Schulzweida and A. Tompkins. 2003. Report No. 349: The atmospheric general circulation model ECHAM5 (European Centre Hamburg Model 5) Part I. Max Planck Institut für Meteorologie, Germany, 140 p.
- Roeckner, E., R. Brokopf, M. Esch, M. Giorgetta, S. Hagemann, L. Kornblueh, E. Manzini, U. Schlese and U. Schulzweida. 2004. Report No. 354: The atmospheric general circulation model ECHAM5 (European Centre Hamburg Model 5) Part II. Max Planck Institut für Meteorologie, Germany, 64 p.
- Roxburgh, S., K. Shea and J. Bastow W. 2004. The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85: 359-371.
- Rzedowski, J. 1991a. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*. 14: 3-21.
- Rzedowski, J. 1991b. El endemismo en la flora fanerogámica mexicana: una apreciación analítica preliminar. *Acta Botánica Mexicana* 15: 47-64.
- 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. 1998. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. En T.P. Ramamoorthy, R. Bye, A. Lot y J. Fa (Eds.), *Diversidad biológica de México: orígenes y su distribución*. IBUNAM, México. p. 129-145.
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. 1ra. Ed. Digital, CONABIO, México, 504 p.
- Sáenz-Romero, C., G. E. Rehfeldt, N. L. Crookston, P. Duval, R. St-Amant, J. Beaulieu and 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. *Climatic Change* 102: 595-623.
- Sáenz-Romero, C., G. E. Rehfeldt, P. Duval R. and A. Linding-Cisneros. 2012. *Abies religiosa* habitat prediction in climatic change scenarios and implications for monarch butterfly conservation in Mexico. *Forest Ecology and Management* 275: 98-106.
- Saldaña-Acosta, A., J. A. Meave, H. Paz, L. R. Sánchez-Velázquez, J. L. Villaseñor y M. Martínez-Ramos. 2008. Variation of functional traits in trees from a biogeographically complex Mexican cloud forest. *Acta Oecologica* 34: 111-121.
- Sánchez G., A. y M. L. López. 2003. Clasificación y ordenación de la vegetación del norte de la Sierra Nevada, a lo largo de un gradiente altitudinal. *Anales del Instituto de Biología, Serie Botánica* 74 (1): 47-71.
- Sánchez-Colón, S., A. Flores-Martínez, I. A. Cruz-Leyva y A. Velázquez. 2009. Estado y transformación de los ecosistemas terrestres por causas humanas. En *Capital natural de México, Vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio*. CONABIO, México. p. 75-129.
- Sarkar, S. y C.R. Margules. 2002. Operationalizing biodiversity for conservation planning. *Journal of Biosciences* 27: 299-308.
- Schwalm, C. R. and A. R. Ek. 2001. Climate change and site: relevant mechanisms and modeling techniques. *Forest Ecology and Management* 150: 241-257.
- Scott, J. M. 2002. *Predicting species occurrences, issues of accuracy and scale*. Island Press, Washington, 868 p.

- SEMARNAT. 2009. La economía del cambio climático en México, Síntesis. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). México. 81 p.
- Solomon, S., D. Qin, M. Manning, R. B. Alley, T. Berntsen, N. L. Bindoff, Z. Chen, A. Chidthaisong, J. M. Gregory, G. C. Hegerl, M. Heimann, B. Hewitson, B. J. Hoskins, F. Joos, J. Jouzel, V. Kattsov, U. Lohmann, T. Matsuno, M. Molina, N. Nicholls, J. Overpeck, G. Raga, V. Ramaswamy, J. Ren, M. Rusticucci, R. Somerville, T. F. Stocker, P. Whetton, R. A. Wood and D. Wratt. 2007. Resumen Técnico. En: Cambios Climáticos 2007: Base Física de la Ciencia. Aportes del Grupo de Trabajo I al Cuarto Informe de Evaluación del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, UK y USA, 77 p.
- Soria-Auza, R. W., M. Kessler, K. Bach, P. M. Barajas-Barbosa, M. Lehnertf, S. K. Herzog and J. Böhrner. 2010. Impact of the quality of climate models for modeling species occurrences in countries with poor climatic documentation: a case study from Bolivia. *Ecological Modeling* 221: 1221 – 1229.
- Soulé, M. E. 1985. What is conservation biology? *BioScience* 727-733.
- Steinmann, K., H. P. Linder and N. E. Zimmermann. 2009. Modeling plant species richness using functional groups. *Ecological Modeling* 220: 962-967.
- Téllez, O., P. Dávila y R. Lira. 2006. The effects of climate change on the long-term conservation of *Fagus grandifolia* var. *mexicana*, an important species of the Cloud Forest in Eastern Mexico. *Biodiversity and Conservation* 15: 1095-1107.
- Ter Brack, C. J. F. 1988. CANOCO: an extension of DECORANA to analyze species-environment relationships. *Vegetatio* 75: 159-160.
- Thuillera, W., C. Albert, M. B. Araújo, P. M. Berry, M. Cabezas, A. Guisan, T. Hickler, G. F. Midgley, J. Paterson, F. M. Schurr, M. T. Sykes and N. E. Zimmermann. 2008. Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges. perspectives in plant ecology. *Evolution and Systematics* 9: 137-152.

- Townsend P., A. T., V. Sánchez-Cordero, E. Martínez-Meyer and A. G. Navarro-Sigüenza. 2006. Tracking population extirpations via melding ecological niche modeling with land-cover information. *Ecological Modeling* 195: 229-236.
- Trivedi, M. R., M. D. Morecroft, P. M. Berry and T. P. Dawson. 2008. Potential effects of climate change on plant communities in three mountain nature reserves in Scotland, UK. *Biological Conservation* 141: 1665-1675.
- Van Zonneveld, M., A. Jarvis, W. Dvorak, G. Lema and C. Leibing. 2009. Climate change impact predictions on *Pinus patula* and *Pinus tecunumanii* populations in Mexico and Central America. *Forest Ecology and Management* 257: 1566-1576.
- Vázquez, D. P. 2005. Reconsiderando el nicho hutchinsoniano. *Ecología Austral* 15: 149-158.
- Vázquez, M., J. Campos J. y A. Cruz P. 2006. Los helechos y plantas afines del bosque mesófilo de montaña de Banderilla, Veracruz, México. *POLIBOTÁNICA* 22: 63-77.
- Velázquez, A., J.F. Mas, J.R. Díaz, R. Mayorga y G.C. Alcántara. 2002. Patrones de cambio de uso del suelo y tasas de deforestación en México. *Gaceta Ecológica del Instituto Nacional de Ecología* 62: 21-37.
- Victoria-Hernández, A., M. Niño-Alcocer, J. A. Rodríguez-Avalos y J. A. Argumedo-Espinoza. 2012. Generación de información de uso del suelo y vegetación, proyectos y convenios escala 1: 50 000. Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), 14 p.
- Villers-Ruiz, L. y Trejo-Vázquez, I. 2004. Evaluación de la vulnerabilidad en los ecosistemas forestales. En: Martínez J. y A. Fernández Bremauntz (Eds.) *Cambio climático: una visión desde México*. SEMARNAT / INE, México. p. 239-254.
- Vitt, P., K. Havens, A. T. Kramer, D. Sollenberger and E. Yate. 2010. Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes. *Biological Conservation* 143: 18-27.
- Walther, G. R. 2003. Plants in a warmer world. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6(3): 169-185.

- Williams-Linera, G., A. Rowden y A. C. Newton. 2003. Distribution and stand characteristics of relict populations of Mexican beech (*Fagus grandifolia* var. *mexicana*). *Biological Conservation* 109(1): 27-36.
- Williams-Linera, G., M. S. Devall y C. Álvarez-Aquino. 2000. A relict population of *Fagus grandifolia* var. *mexicana* at the Acatlan Volcano, Mexico: structure, litter fall, phenology and dendroecology. *Journal of Biogeography* 27(6): 1297- 1309.
- Woodall, C. W., C. M. Oswalt, J. A. Westfall, C. H. Perry, M. D. Nelson and A. O. Finley. 2010. Selecting tree species for testing climate change migration hypotheses using forest inventory data. *Forest Ecology and Management* 259: 778-785.
- Zhang, Q. and L. Xu. 2003. A GIS-based dynamical programming model for landscape pattern optimizing and its convergent algorithm. *Alcalá International Conferences on Mathematical Ecology (AICME)*. España.