

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**DIVERSIDAD, ESTRUCTURA Y DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE
ÁREAS PRODUCTIVAS EN BOSQUES TEMPLADOS DE NUEVO
LEÓN, MÉXICO**

PRESENTADO POR

M.C. GYORGY EDUARDO MANZANILLA QUIJADA

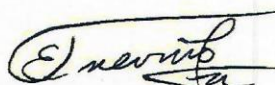
Como requisito parcial para obtener el grado de

**DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS
NATURALES**

Junio, 2021

**DIVERSIDAD, ESTRUCTURA Y DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE ÁREAS
PRODUCTIVAS EN BOSQUES TEMPLADOS DE NUEVO LEÓN, MÉXICO**

Aprobación de Tesis



Dr. Eduardo Javier Treviño Garza
Director



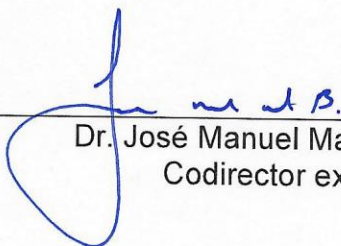
Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón
Codirector



Dr. Eduardo Alanís Rodríguez
Asesor



Dr. José Israel Yerena Yamalle
Asesor



Dr. José Manuel Mata Balderas
Codirector externo

JUNIO, 2021

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES



**DIVERSIDAD, ESTRUCTURA Y DISTRIBUCIÓN POTENCIAL DE ÁREAS
PRODUCTIVAS EN BOSQUES TEMPLADOS DE NUEVO LEÓN, MÉXICO**

TESIS

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN MANEJO DE RECURSOS
NATURALES**

PRESENTADA POR

M.C. GYORGY EDUARDO MANZANILLA QUIJADA

Dr. Eduardo Javier Treviño Garza
Director

Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón
Codirector

Dr. Eduardo Alanís Rodríguez
Asesor

Dr. José Israel Yereña Yamallel
Asesor

Dr. José Manuel Mata Balderas
Codirector externo

Junio, 2021

Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Doctorado en Ciencias con Orientación en Manejo de Recursos Naturales, donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.

A handwritten signature in blue ink, appearing to read 'Manzanilla Quijada Gyorgy Eduardo', written in a cursive style.

M.C. Manzanilla Quijada Gyorgy Eduardo

Junio, 2021

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), por otorgarme la beca para realizar mi estudio de doctorado, con la cual fue posible culminar esta investigación.

Al Dr. Eduardo Javier Treviño Garza, director de tesis, mentor y guía, por haberme concedido la oportunidad de ser parte de su equipo de trabajo durante el Programa de Doctorado, por sus enseñanzas y su confianza en mí. Gracias por su amistad.

Al Dr. Oscar Alberto Aguirre Calderón, agradezco el que me haya dado la oportunidad de trabajar a su lado; por su confianza e invaluable apoyo. Gracias por su amistad.

Agradezco al Dr. Eduardo Alanís Rodríguez, Dr. José Israel Yerena Yamallel y Dr. José Manuel Mata Balderas, por compartir sus conocimientos en su área y por sus aportes para que este trabajo haya finalizado.

Agradezco sinceramente al Dr. Benedicto Vargas Larreta y al Dr. Jorge Omar López Martínez, por la aportación de nuevas ideas para generar manuscritos que fueron publicados y sometidos a diferentes revistas durante el Programa de Doctorado.

Al Dr. Ulises Manzanilla Quiñonez y al Dr. Cristian Adrián Martínez Adriano, por sus conocimientos y principalmente por su amistad incondicional durante mi estancia en el doctorado.

Al técnico Humberto Alonso López Alejandro del Laboratorio de Geomática de la FCF de la UANL, por su apoyo moral y compañía a las salidas de campo. Gracias por su amistad mi estimado.

A mis muy queridos Amigos, Maestros y Compañeros de la FCF de la UANL.

DEDICATORIA

Al ser supremo que nos permite existir.

A mis padres y Hermanos (as) que han estado apoyando en todas las decisiones buenas y malas que he tomado en el transcurso de mi vida.

A mi gran amigo José Manuel Cornejo Cisneros, por su gran amistad.

Resumen

Los bosques contribuyen al suministro de bienes y servicios ambientales, como la conservación de la biodiversidad, captura de carbono, la regulación del ciclo hidrológico y el clima. El objetivo de esta investigación fue estudiar la diversidad, estructura, composición florística, evaluar el crecimiento de las variables dasométricas en un intervalo de tiempo y modelar la distribución de especies de plantas arbóreas de clima templado en el estado de Nuevo León, México. Para cumplir con el propósito se realizaron tres trabajos. En el primero se midieron cuatro sitios de 2 500 m², en los que se registró la altura (h), diámetro ($d_{1.30} \geq 7.5$ cm) y cobertura de copa ($dcopa$). Se evaluó la diversidad beta mediante un modelo de similitud de *Bray-Curtis*. Se estimaron los índices de diversidad [*Shannon-Weaver* (H') y *Simpson* (D)] y riqueza [*Margalef* (D_{Mg}) y *Menhinick* (D_{Mn})], así como la estructura horizontal [Índice de Valor de Importancia (IVI)] y la estructura vertical (índice A de *Pretzsch*). Se empleó la función *Weibull* para crear un histograma de distribuciones diamétricas. En el segundo se evaluó el comportamiento de diferentes parámetros dasométricos relacionados con las dimensiones del arbolado. Se utilizaron registros de todos los individuos con diámetro a la altura del pecho mayor o igual a 7.5 cm, provenientes de dos monitoreos con un intervalo transcurrido de cinco años (2013 y 2018) de parcelas permanentes de investigación forestal. En el tercero se estimó la distribución potencial actual y futuro de cada especie registrado en los sitios de muestreo, calculando la superficie ocupada en el área de estudio y se obtuvo el porcentaje de reducciones y aumentos ante dos escenarios de cambio climático, el cual permitió definir áreas de conservación.

Abstract

Forests contribute to the provision of environmental goods and services, such as biodiversity conservation, carbon sequestration, regulation of the hydrological cycle and climate. The objective of this research was to study the diversity, structure, floristic composition, evaluate the growth of dasometric variables in a time interval and model the distribution of tree species in temperate climates in the state of Nuevo Leon, Mexico. To fulfill this purpose, three studies were carried out. In the first one, four sites of 2 500 m² were measured, in which height (h), diameter ($d_{1.30} \geq 7.5$ cm) and crown cover ($dcopa$) were recorded. Beta diversity was assessed using a *Bray-Curtis* similarity model. Diversity [*Shannon-Weaver* (H') and *Simpson* (D)] and richness [*Margalef* (D_{Mg}) and *Menhinick* (D_{Mn})] indices were estimated, as well as horizontal structure [*Importance Value Index* (IVI)] and vertical structure (*Pretzsch's A* index). The Weibull function was used to create a histogram of diametric distributions. In the second, the behavior of different dasometric parameters related to tree dimensions was evaluated. We used records of all individuals with diameter at breast height greater than or equal to 7.5 cm, from two monitoring with an elapsed interval of five years (2013 and 2018) of permanent forest research plots. In the third, the current and future potential distribution of each species recorded in the sampling sites was estimated, calculating the area occupied in the study area and obtaining the percentage of reductions and increases under two climate change scenarios, which allowed us to define conservation areas.

Índice general

Agradecimientos.....	V
Dedicatoria.....	VI
Resumen.....	VII
Abstract.....	VIII
Índice general.....	IX
Índice de tablas.....	XI
Índice de figuras.....	XII
CAPÍTULO I. Generalidades	14
1.1. Introducción general.....	13
1.2. Antecedentes.....	15
1.3. Justificación.....	17
1.4. Hipótesis.....	18
1.5. Objetivos.....	19
CAPÍTULO II. Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León.....	20
2.1. Resumen.....	20
2.2. Abstract.....	21
2.3. Introducción.....	22
2.4. Materiales y Métodos.....	24
2.5. Resultados y Discusión.....	32
CAPÍTULO III. Dinámica del crecimiento en bosques templados del sur de Nuevo León, México.....	40
3.1. Resumen.....	40
3.2. Abstract.....	41
3.3. Introducción.....	41
3.4. Materiales y Métodos.....	43

3.5. Resultados y Discusión.....	49
CAPÍTULO IV. Efecto del cambio climático en la distribución potencial de especies arbóreas de bosque templado en Nuevo León, México.....	60
4.1. Resumen.....	60
4.2. Abstract.....	61
4.3. Introducción.....	62
4.4. Materiales y Métodos.....	64
4.5. Resultados y Discusión.....	71
Conclusiones.....	80
Bibliografía.....	82

Índices de tablas

CAPÍTULO I. Generalidades

CAPÍTULO II. Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León.

Tabla 1. Descripción fisiográfica de los sitios de muestreo.

Tabla 2. Especies registradas en los sitios de muestreo, ordenados por familia.

Tabla 3. Parámetros estructurales de especies por sitio de muestreo.

Tabla 4. Valores del índice de distribución vertical de *Pretzsch*.

CAPÍTULO III. Dinámica del crecimiento en bosques templados del sur de Nuevo León, México.

Tabla 1. Densidad básica de la madera (g cm^3) y porcentaje de carbono (% C) empleada en las especies estudiadas.

Tabla 2. Familias y especies registradas en las comunidades forestales (inventario 2013 y 2018). Clasificación de acuerdo a *The Plant List* (2013).

Tabla 3. Número de individuos, tocones, árboles muertos y reclutados en las parcelas muestreadas.

Tabla 4. Resultados de variables dasométricas, número de árboles ($N \text{ ha}^{-1}$), diámetro medio ($D_m \text{ cm}$), altura media ($H_m \text{ m}$) y área basal ($G \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

Tabla 5. Resultados de las pruebas *t-Student* que comparan los parámetros dasométricos en dos periodos de evaluación 2013-2018.

CAPÍTULO IV. Efecto del cambio climático en la distribución potencial de especies arbóreas de bosque templado en Nuevo León, México.

Tabla 1. Procedencia del número de ejemplares usados en la modelación de la distribución de especies. Clasificación de acuerdo a *The Plant List* (2013).

Tabla 2. Variables climáticas y ambientales empleadas para cada uno de los análisis finales en la modelación de la distribución de especies.

Índice de figuras

CAPÍTULO II. Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León.

Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en el área de estudio.

Figura 2. Dendrograma de similitud-disimilitud *Bray-Curtis* de los sitios de estudio.

Figura 3. Análisis de los índices de diversidad y riqueza de los sitios de estudio.

Figura 4. Distribución de árboles por categorías diamétricas en los sitios de estudio.

CAPÍTULO III. Dinámica del crecimiento en bosques templados del sur de Nuevo León, México.

Figura 1. Localización del área de estudio y la distribución de las parcelas de muestreo.

Figura 2. Volumen rollo total por especie en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

Figura 3. Biomasa total por especie en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

Figura 4. Carbono almacenado por especie en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

Figura 5. Secuestro de CO₂eq por especie en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

Figura 6. Producción de oxígeno por especie en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

CAPÍTULO IV. Efecto del cambio climático en la distribución potencial de especies arbóreas de bosque templado en Nuevo León, México.

Figura 1. Área de estudio y registro presencia de especies en Nuevo León.

Figura 2. Tendencia de valores AUC con respecto a los valores de ROC parcial de los modelos de distribución potencial Actual (A) y bajo escenarios de cambio climático RCP 4.5 (B) y RCP 8.5 (C) al 2050.

Figura 3. Porcentajes de contribución relativa de las variables climáticas y ambientales a los modelos de distribución potencial de especies de bosques templados en Nuevo León.

Figura 4. Área potencial de las especies analizadas de acuerdo con el escenario actual y bajo escenarios de cambio climático del modelo GFDL_ESM2G al 2050. Se presenta el área total que ocupan en hectáreas (ha) con sus porcentajes de cambio.

Figura 5. Distribución potencial actual y futura de especies de clima templado en Nuevo León México. (+) Aumento, (-) Reducción.

Figura 6. Distribución potencial actual y futura de especies de clima templado en Nuevo León México. (+) Aumento, (-) Reducción.

Figura 7. Distribución potencial actual y futura de especies de clima templado en Nuevo León México. (+) Aumento, (-) Reducción.

Figura 8. Áreas de conservación de nicho ecológico para el año 2050 de especies arbóreas en bosques templados de Nuevo León.

CAPÍTULO I. Generalidades.

1.1. Introducción general

Los bosques contribuyen al suministro de bienes y servicios ambientales, como la conservación de la biodiversidad, captura de carbono, la regulación del ciclo hidrológico y el clima (Seppelt *et al.*, 2011). Después de las selvas, los bosques de pino-encino son uno de los ecosistemas con más diversidad en el mundo, se extienden desde el suroeste de Estados Unidos de América hasta Nicaragua, encontrándose de igual forma en México, Guatemala, El Salvador, Honduras y en la República de Cuba (Mora y Alanís, 2016). Según Flores *et al.*, (1971), los bosques de coníferas ocupan cerca del 15 % del territorio de México y más de 90 % de esta superficie corresponde a los de *Pinus* o *Pinus* y *Quercus*. Los bosques mezclados de pino-encino, con predominancia de una u otra especie, cubren una superficie potencial de más de 16 millones de hectáreas (INEGI, 2005). Dentro de estos bosques, los árboles son los elementos más relevantes del ecosistema forestal (Del Río *et al.*, 2003), la estructura, la diversidad y la densidad son las principales características para la descripción cuantitativa de cualquier rodal de vegetación y la base para determinar sus índices de diversidad (Gadow *et al.*, 2007).

La estructura de un bosque hace referencia a la distribución de las principales características arbóreas en el espacio, teniendo especial importancia la distribución de las diferentes especies y la distribución de las mismas por clases de dimensión (Gadow *et al.*, 2007). En un ecosistema forestal la estructura se refiere a su fisionomía dada por la ordenación vertical, y horizontal de los individuos que componen el bosque. Vertical se refleja a la estratificación o la altura de las especies, y la horizontal se manifiesta en la densidad, el área basal, el tamaño de diámetro y la cobertura, así como la distribución de las especies (Rangel & Velázquez, 1997). Conocer la caracterización estructural es importante para entender el funcionamiento de los ecosistemas, lo cual puede aportar elementos de decisión para contribuir al manejo adecuado de los bosques (Aguirre *et al.* 2003, Castellanos-Bolaños *et al.* 2008).

En la actualidad los ecosistemas forestales enfrentan un grave deterioro debido a múltiples factores, entre los que destaca la tala clandestina, los aprovechamientos forestales no planificados, la expansión de la frontera agrícola y urbana, los incendios forestales, el sobrepastoreo, las plagas y enfermedades, lo que ha ocasionado una continua pérdida de especies de plantas y fauna (SEMARNAT, 2013). Ante el aumento de la pérdida de los ecosistemas forestales es necesario generar información básica que permita implementar estrategias eficaces de conservación, manejo y recuperación de áreas degradadas; razón por la cual se han realizado investigaciones ecológicas de largo plazo basadas en el establecimiento de parcelas permanentes. De igual manera, la determinación de la distribución potencial de especies, se perfila como una herramienta básica útil en el sector forestal. Por lo que, es necesario generar mapas de distribución potencial de especies para conocer sus requerimientos ambientales. En el sector forestal mexicano, los modelos de distribución potencial tienen relevancia particular como herramienta científica base en estudios de reforestación (Torres-Meza *et al.*, 2009; Leal-Nares *et al.*, 2012), en el manejo forestal (Téllez *et al.*, 2004), en el establecimiento de plantaciones forestales comerciales (Martínez-Salvador y Prieto-Ruiz, 2011; Muñoz-Flores *et al.*, 2011) y en el monitoreo de plagas forestales (Salinas-Moreno *et al.*, 2010). Por tales razones, el objetivo de la presente investigación de tesis fue analizar la diversidad, estructura y composición florística, evaluar el crecimiento de las variables dasométricas en un intervalo de tiempo y modelar la distribución de especies de plantas arbóreas de climas templado en el estado de Nuevo León, México.

1.2. Antecedentes

México cuenta con una extensa superficie forestal y con uno de los mosaicos de vegetación más variados y ricos en biodiversidad del mundo. El estado actual de las áreas forestales de México es el resultado de un proceso histórico de intervenciones humanas en un escenario caracterizado por la diversidad y complejidad socio-ecológica. El manejo forestal ha sido definido como “el arte y la ciencia” del aprovechamiento racional de los recursos naturales derivados de

los bosques (Baker, 1950). Desde el punto de vista, se trata del uso responsable del bosque, las actividades y prácticas aplicables para el rendimiento sostenible, la reposición mejoramiento cualitativo y cuantitativo de los recursos y el mantenimiento del equilibrio del ecosistema. Visto de esta manera, el manejo forestal es una disciplina técnica, basado en principios científicos, pero también en la experiencia práctica, así como una profesión cuyos orígenes, según la historia oficial o más bien sus mitos fundacionales se remonta al siglo XVIII (Rietbergen, 2001). La evaluación de los bosques se ha realizado a través de los inventarios forestales por muestreo el cual ha sido lo más utilizado en la planificación del manejo forestal, ya que permiten determinar las características de la población con respecto a diferentes variables, a un costo apropiado y dentro de límites de tiempo razonables (López y González, 2015). Si bien los bosques ofrecen una multiplicidad de bienes y servicios, la sociedad se ha centrado históricamente en el bien más evidente que es la madera y a una menor escala en los productos forestales no madereros, quedando postergados muchos servicios ambientales que ofrecen los bosques.

Uno de los problemas ambientales más graves al que nos enfrentamos en la actualidad es el cambio climático, ya que existe evidencia científica de que los cambios en el clima han sido ocasionados por el exceso de gases de efecto invernadero provenientes de la quema de combustibles fósiles, así como de la ganadería y el desmedido uso de fertilizantes para la agricultura (IPCC 2014). Por lo que esto, está afectando a los bosques a nivel mundial debido al aumento en la temperatura y a las modificaciones en la precipitación. Pero estos 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 (Begon *et al.*, 1990; Porrúa, 2001). 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 (Begon *et al.*, 1990; Porrúa, 2001).

En la actualidad existen plataformas disponibles de modelos de circulación general que son utilizados para el estudio del clima, a través de escenarios de cambio climático. Estos modelos se fundamentan en las leyes 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 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).

1.3. Justificación

El estado de Nuevo León presenta una alta diversidad de flora y fauna, especialmente dentro de la Sierra Madre Oriental (SMO), el cual proporciona una gran variedad de condiciones climáticas, bióticas, tipos de suelo, hidrología y geología (Rzedowski, 1978). Aunque, el mal uso de los recursos naturales ha sido especialmente por la selección de ciertas especies arbóreas para su aprovechamiento cuando hablamos de manejo forestal, sin embargo, de los principales múltiples factores que afectan a dichos recursos dos de ellos son la tala ilegal y los incendios forestales y como consecuencia a esto han ocasionado cambios en la composición y estructura de los bosques. Por lo tanto, este tipo de información es de gran relevancia para desarrollar planes de investigación acerca de la conservación, manejo y uso sustentable de los recursos forestales. Por tal motivo, se requiere contar con una planeación sólida sobre la estructura, crecimiento, producción y regeneración natural de las diferentes especies arbóreas para detectar cambios, y a su vez establecer prácticas con las que se pueda alcanzar el manejo sustentable. Es por eso, que entender los patrones estructurales, la distribución de las especies y conocer el crecimiento de las variables dasométricas dentro de los ecosistemas forestales, contribuye a la planeación y toma de decisiones de mejores estrategias de manejo, conservación y restauración de los bosques.

1.4. Hipótesis

Capítulo II. Existen diferencias significativas en la diversidad, estructura y composición florística de los ecosistemas forestales, con respecto a su posición geográfica y topográfica.

Capítulo III. En un intervalo o periodo de cinco años la evaluación del bosque, permitirá conocer la diferencia en crecimiento de las variables dasométricas dentro de los ecosistemas forestales.

Capítulo IV. Las variables ambientales y los registros de presencia de 10 especies de plantas arbóreas de clima templado predicen adecuadamente su distribución potencial y que dichas especies mantendrán su nicho ecológico para el año 2050.

1.5. Objetivos

Objetivo general

El objetivo de la presente investigación fue estudiar la diversidad, estructura, composición florística, evaluar el crecimiento de las variables dasométricas en un intervalo de tiempo y modelar la distribución de especies de plantas arbóreas de climas templado en el estado de Nuevo León, México.

Objetivo específico

Capítulo II. Describir y comparar la diversidad, estructura y composición de la vegetación en bosques templados ubicados en el sur del estado de Nuevo León, México.

Capítulo III. Estimar el crecimiento en diámetro, altura, área basal, volumen rollo total, biomasa total, carbono, dióxido de carbono equivalente y oxígeno en parcelas permanentes de investigación forestal del año 2013 al 2018 en el sur del estado de Nuevo León, México.

Capítulo IV. Modelar la distribución potencial actual y bajo escenarios de cambio climático de 10 especies de plantas arbóreas de clima templado en el estado de Nuevo León, México, y definir áreas de conservación.

CAPÍTULO II

Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León

Publicado como: Gyorgy Eduardo Manzanilla Quijada, José Manuel Mata Balderas, Eduardo Javier Treviño Garza, Óscar Alberto Aguirre Calderón, Eduardo Alanís Rodríguez y José Israel Yerena Yamallel. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*.

2.1. Resumen

El presente trabajo describe y compara la diversidad, estructura y composición de la vegetación en cuatro sitios de bosques templados del sur del estado de Nuevo León, mediante indicadores ecológicos y variables dasométricas. Se midieron cuatro sitios de 2 500 m², en los que se registró la altura (h), diámetro ($d_{1.30} \geq 7.5$ cm) y cobertura de copa (d_{copa}). Se evaluó la diversidad beta mediante un modelo de similitud de *Bray-Curtis*. Se estimaron los índices de diversidad [*Shannon-Weaver* (H') y *Simpson* (D)] y riqueza [*Margalef* (D_{Mg}) y *Menhinick* (D_{Mn})], así como la estructura horizontal [Índice de Valor de Importancia (IVI)] y la estructura vertical (índice A de *Pretzsch*). Se empleó la función *Weibull* para crear un histograma de distribuciones diamétricas. Se identificaron 10 especies, distribuidas en cuatro familias, de las cuales *Fagaceae* representó la mayor riqueza. El S4 es el más diverso con siete taxones. En el S1 *Pinus teocote* registró el valor de importancia más alto, $IVI=50.64$; seguido de *Quercus mexicana* en el S2, $IVI=48.61$; y S3 $IVI=35.78$. En relación a los índices, el S4 registró valores superiores en $H'=1.686$, $D=0.796$, $D_{Mg}=1.207$, a diferencia de $D_{Mn}=0.586$ en el S3. En S4 se calculó un $A=1.69$, con una $A_{max}=3.04$. Las relaciones de similitud indicaron que los S2 y S3 revisten la similitud más alta (48.03 %). Los resultados obtenidos en este trabajo sirven como una referencia de los cambios que experimentan los bosques en estas áreas de interés, y para a través del tiempo aplicar el manejo forestal más conveniente.

Palabras clave: Biodiversidad, distribución diamétrica, estructura florística, índice A de *Pretzsch*, riqueza de especies, sitios permanentes.

Diversity, structure and floristic composition of temperate forests of southern Nuevo León

2.2. Abstract

This paper describes and compares the diversity, structure and composition of the vegetation in four sites of temperate forests at the south of the state of *Nuevo León*, by means of ecological indicators and mensuration variables. Four sites of 2 500 m² were measured, where height (*h*), diameter ($d1.30 \geq 7.5$ cm) and crown cover (*dcopa*) were recorded. Beta diversity was evaluated by using a Bray-Curtis similarity model. The diversity (Shannon-Weaver [*H'*] and Simpson [*D*]) and richness (Margalef [*D_{Mg}*] and Menhinick [*D_{Mn}*]) indexes were estimated, as well as the horizontal structure (Importance Value Index [*IVI*]) and the vertical structure (Pretzsch Index *A*). The Weibull function was used to create a histogram of diameter distributions. Ten species, distributed in four families were identified, from which Fagaceae family had the greatest richness. S4 compiles greater diversity with seven species. In S1, *Pinus teocote* recorded the highest value of importance, *IVI*=50.64; followed by *Quercus mexicana* in S2 *IVI*=48.61 and S3 *IVI*=35.78. In relation to the indexes, S4 presented the highest values in *H'*=1.686, *D*=0.796, *D_{Mg}*=1.207, unlike *D_{Mn}*=0.586 which was presented in S3. S4 registered an *A*=1.69, with an *A_{max}*=3.04. The similarity relations indicated that S2 and S3 presented the highest similarity of 48.03 %. The results obtained in this work would serve to have a reference of the changes experienced by the forests in these sampled areas and through time to apply the most convenient forest management.

Key words: Biodiversity, diameter distribution, floristic structure, Pretzsch *A* index, species richness, permanent sites.

2.3. Introducción

México posee una privilegiada diversidad de ecosistemas naturales, integrados por matorrales xerófilos (41 %), bosques templados (24 %) y selvas (23 %) (Conafor, 2009). Las zonas templadas ocupan alrededor de 46 millones de ha, lo que equivale a 23.4 % del territorio nacional. Se distribuyen, principalmente, en cuatro regiones fisiográficas: Sierra Madre Occidental, Sierra Volcánica Transversal, Sierra Madre Oriental y Sierra Madre del Sur (González, 2003). Estos sistemas montañosos son sitios con alta diversidad de plantas, distribuida entre árboles y el sotobosque; en general, los bosques templados reúnen más de la mitad de las especies de pinos y encinos, además de 3 % de los taxa de *Quercus* del mundo (Rzedowski, 2006; Rodríguez y Myers, 2010; González-Elizondo *et al.*, 2012).

Determinar la estructura florística, vertical y horizontal, la densidad de individuos dentro de un área boscosa permite conocer la naturaleza de la masa forestal, con base en su diversidad biológica, composición florística, así como la abundancia en la distribución espacial, y en los estratos altitudinales de las especies que forman las comunidades vegetales (Aguirre, 2002).

La diversidad es un sinónimo de la riqueza o variedad de especies que se presentan en un ecosistema (Gaines, 1999; Gadow *et al.*, 2007). La estructura arbórea es un elemento clave para evaluar la estabilidad de los bosques, la cual se puede modificar mediante la aplicación de tratamientos silvícolas que cambian la estructura de los rodales o masas forestales y, en consecuencia, el bosque (Lähde *et al.*, 1999; del Río *et al.*, 2003; Castellanos-Bolaños *et al.*, 2010). Por lo tanto, la cuantificación de las variables estructurales de los bosques es importante para entender el funcionamiento del ecosistema y con ello contribuir al manejo forestal sustentable (Castellanos-Bolaños *et al.*, 2010).

El conocimiento de la estructura horizontal y vertical es sustancial para planear acciones que favorezcan el desarrollo de los bosques, y que se realizan al seleccionar los árboles que serán extraídos, sin afectar la estructura original

(Aguirre-Calderón, 2015). Primordialmente, la estructura horizontal está dada por la distribución dasométrica (área basal y volumen por categoría diamétrica), así como por la abundancia, frecuencia y dominancia. La estructura vertical utiliza diferentes zonas de altura para la detección de cambios en la diversidad arbórea en diferentes estratos del bosque, con el objetivo de aportar información básica sobre la dinámica del rodal (Pretzsch, 2009).

La composición florística describe al número de familias, géneros y especies en un bosque al momento de realizar un inventario. Los elementos que se consideran para lograrlo se enfocan en la diversidad, riqueza de especies y la similitud entre otras (Louman *et al.*, 2001). Los estudios de la vegetación son uno de los principales soportes para la planificación, manejo y conservación de cualquier ecosistema. Por tal motivo, un inventario florístico planificado debe suministrar información de la riqueza específica (diversidad alfa) (Villarreal *et al.*, 2006), en la que se incluye solamente el número de especies, no la abundancia de cada una de ellas.

El uso de índices de diversidad que ponderan la riqueza y la abundancia de especies proporcionan una validez científica para establecer criterios de conservación, ya que estas son con frecuencia utilizadas como indicadores ambientales de la salud del ecosistema (Magurran, 1989). Esos índices se han aplicado para orientar las acciones relacionadas con la biodiversidad de los hábitats, en virtud de que expresan en valores numéricos la información de censos o muestras que contribuyen a fundamentar la toma de decisiones en el manejo forestal (Lübbers, 1997).

Es por ello, que el manejo forestal responsable requiere de una visión de sustentabilidad, el cual se dictamina con principios y criterios que evalúan el mantenimiento de la diversidad y la conservación de la composición florística. Para todo bosque que es aprovechado y esencialmente para aquel que tenga certificación de buen manejo, se deben conocer las características y el comportamiento del estrato arbóreo (Hernández, 2012). Por lo tanto, el objetivo del presente estudio consistió en describir y comparar la diversidad, estructura y

composición de la vegetación en bosques templados ubicados en el sur del estado de Nuevo León, México.

2.4. Materiales y Métodos

Área de estudio y sitios de muestreo

El trabajo de campo se llevó a cabo durante el invierno del año 2019, en cuatro localidades de bosque mixto de pino-encino, ubicados en el sistema montañoso de la Sierra Madre Oriental, con una distancia aproximada de 5 km entre ellos; tres se localizan en el municipio Galeana y uno en el municipio Aramberri en el estado de Nuevo León, México; entre los $23^{\circ}43'51'' - 25^{\circ}26'45''$ N y los $99^{\circ}28'30'' - 100^{\circ}55'48''$ O (Figura 1).

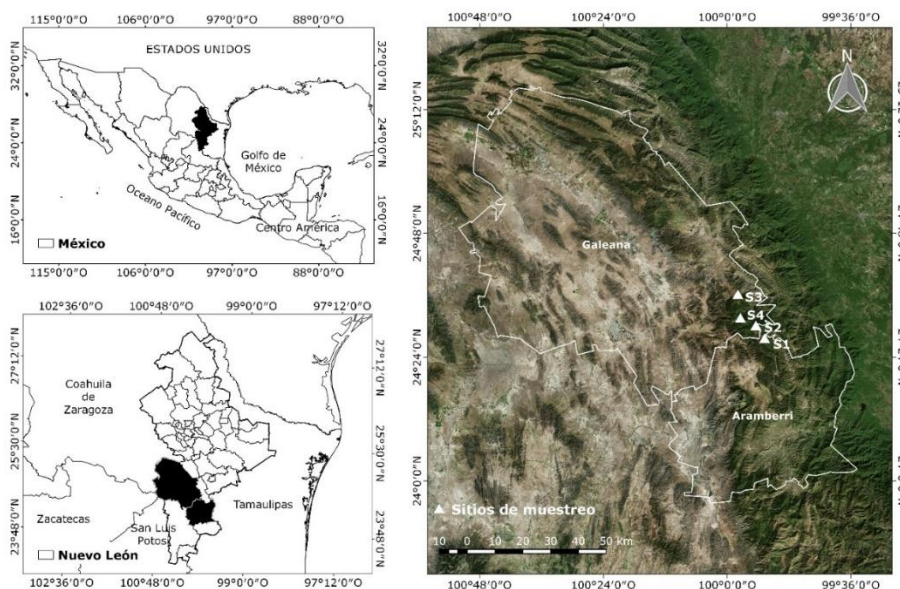


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en el área de estudio.

En la región, el clima es templado subhúmedo con lluvias en verano; su régimen pluvial varía entre 600 y 1 200 mm, con temperatura media anual de 14 a 18 °C. Predomina el tipo de suelo Litosol y la vegetación corresponde a bosques de coníferas conformados por asociaciones de pino-encino y encino-pino (Inegi, 2017).

Se establecieron cuatro parcelas de muestreo con una superficie de 2 500 m² (50 × 50 m), en los parajes Canoas (S1), Agua Blanca (S2), Cañada El Llorón (S3) y El Alamillal (S4); en cada una de ellas se registraron las coordenadas geográficas, sus características fisiográficas (Tabla 1) y se censaron todos los individuos de las especies arbóreas mayores a 7.5 cm de diámetro normal (diámetro a una altura de 1.3 m sobre el nivel del suelo), conforme a la metodología utilizada en los sitios de investigación forestal y de suelos desarrollado por Corral-Rivas *et al.* (2009). Se identificó la especie y el número de árbol de cada individuo y se midieron la altura total (*h*), diámetro normal (*d1.30*) y diámetro de copa (*dcopa*).

Tabla 1. Descripción fisiográfica de los sitios de muestreo.

Sitios	Paraje	Latitud (N)	Longitud (O)	Altitud (m)	Exposición	Tipo de Vegetación
1	Canoas	24°27'14.62"	99°52'44.97"	2665	Suroeste	Pino-encino
2	Agua blanca	24°29'44.81"	99°54'26.17"	2442	Suroeste	Encino-pino
3	Cañada el llorón	24°35'47.76"	99°57'55.87"	2133	Noreste	Encino-pino
4	El Alamillal	24°31'12.69"	99°57'25.94"	2806	Noreste	Pino-encino

Análisis de datos

Composición Florística

Durante el levantamiento de la información en campo, se recolectó material botánico de todas las especies arbóreas existentes en los sitios de muestreo; además, de cada una se recolectó una porción terminal de una rama, conformada por hojas y la estructura reproductiva. Para su posterior identificación taxonómica, dichos ejemplares se llevaron a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León. La validez de los nombres científicos se corroboró con base en la plataforma *The Plant List* (2013).

Coeficiente de similitud

Para determinar la semejanza en la composición de las especies entre las cuatro localidades, se aplicó un análisis con el programa *BioDiversity Professional* versión 2.0 (McAleece *et al.*, 1997), mediante un algoritmo que permite analizar la similitud de las muestras a través del cálculo del porcentaje con intervalos de 0 a 100 %, cuyo resultado se representa en un dendrograma de similitud-disimilitud de *Bray-Curtis* (Bray y Curtis, 1957).

Índices de diversidad y riqueza

Se estimaron los siguientes índices de diversidad y riqueza:

El índice de diversidad de *Shannon-Weaver* (H'), que expresa la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores: el número de especies presentes y su abundancia relativa (Shannon, 1948; Castellanos-Bolaños *et al.*, 2008).

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i * \ln(P_i)$$

Donde:

S = Número de especies presentes

\ln = Logaritmo natural

P_i = Proporción de los individuos hallados de la especie i ; se calcula mediante la relación (n_i/N)

n_i = Número de individuos de la especie i

N = Número total de individuos

El índice de diversidad de *Simpson* (D), que estima si una comunidad determinada está compuesta por especies muy abundantes, ya que suma las abundancias de cada una al cuadrado y así, les da importancia a los taxones con alto valor (Lamprecht, 1962).

$$D = \sum P_i^2$$

Donde:

P_i = Proporción de las especies i en la comunidad (n_i/N)

n_i = Número de individuos de la especie i

N = Número total de individuos

El índice de riqueza de *Margalef* (D_{Mg}), que determina la biodiversidad de una comunidad con base en la distribución numérica de los individuos de las diferentes especies, en función del número total de individuos existentes en la muestra analizada. Combina el número de especies (S) y el número de individuos (N) (Magurran, 2004).

$$D_{Mg} = \frac{(S - 1)}{\ln(N)}$$

Donde:

\ln = Logaritmo natural (base e)

S = Número total de especies presentes

N = Número total de individuos

El índice de riqueza de *Menhinick* (D_{Mn}), que se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos observados, el cual se incrementa al aumentar el tamaño de la muestra.

$$D_{Mn} = \frac{S}{\sqrt{N}}$$

Donde:

S = Número de especies

N = Número total de individuos

Categorías diamétricas

Se utilizó la función de *Weibull* para crear histogramas de distribuciones diamétricas, los cuales se evaluaron con una prueba de bondad de ajuste de *X*-cuadrada, con el *software Minitab* versión 16 (Minitab, 2014). Dicha función se usa en la ciencia forestal por su facilidad de aplicación en análisis semejantes de algunos taxa del género *Pinus* (Bailey y Dell, 1973).

Estructura horizontal

Para evaluar la estructura horizontal de cada especie, se determinó su abundancia, de acuerdo con el número de árboles, su dominancia en función del área de copa, y su frecuencia con base en la presencia en los sitios de muestreo. Los resultados se utilizaron para calcular el Índice de Valor de Importancia (IVI), que adquiere valores porcentuales en una escala de cero a 100 (Müller-Dombois y Ellenberg, 1974; Mostacedo y Fredericksen, 2000).

La estimación de la abundancia relativa se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$A_i = \frac{N_i}{S}, AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum_{i=1..n} A_i} \right) \times 100$$

Donde:

A_i = Abundancia absoluta de la especie i ($N \text{ ha}^{-1}$)

AR_i = Abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total

N_i = Número de individuos de la especie i

S = superficie de muestreo (ha)

La dominancia relativa se calculó mediante la siguiente expresión:

$$D_i = \frac{Ab_i}{S (ha)}, DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum_{i=1..n} D_i} \right) \times 100$$

Donde:

D_i = Dominancia absoluta de la especie i ($N\ ha^{-1}$)

DR_i = Dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total

Ab_i = Área de la copa de la especie i

S = Superficie de muestreo (ha)

La frecuencia relativa se estimó con la siguiente ecuación:

$$F_i = \frac{f_i}{NS}, FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum_{i=1...n} F_i} \right) \times 100$$

Donde:

F_i = Frecuencia absoluta (porcentaje de presencia en los sitios de muestreo)

FR_i = Frecuencia relativa de la especie i respecto a la suma de las frecuencias

f_i = Número de sitios en el que está presente la especie i

NS = Número total de sitios de muestreo

El índice de valor de importancia (IVI) se definió mediante la ecuación (Whittaker, 1972; Moreno, 2001):

$$IVI = \frac{\sum_{i=1}^n (AR_i + DR_i + FR_i)}{3}$$

Donde:

IVI = Índice de valor de importancia

AR_i = *Abundancia relativa* de la especie i respecto a la abundancia total

DR_i = *Dominancia relativa* de la especie i respecto a la dominancia total

FR_i = Frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total

Estructura vertical (A de Pretzsch)

Se interpretó la estructura vertical de las especies por medio del índice de distribución vertical A de *Pretzsch* (Pretzsch, 1996; del Río *et al.*, 2003), el cual es una modificación del índice de *Shannon* (Pretzsch, 2009), en el que A tiene

valores entre cero y un valor A_{max} ; cuando un valor $A = 0$ significa que el rodal está constituido por una especie que ocurre en un solo estrato. A_{max} se alcanza cuando la totalidad de las especies están presentes en la misma proporción, tanto en el rodal como en los diferentes estratos (Corral *et al.*, 2005). Por ello, se definieron tres estratos con intervalos de altura máxima del área, en los cuales el árbol más alto representa 100 %, y corresponde al estrato I: 80 - 100 %; al estrato II: 50-80 %; y al estrato III: de 0-50 % (Aguirre, 2002; Jiménez *et al.*, 2008; Pretzsch, 2009). El índice A se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$A = - \sum_{i=1}^S \sum_{j=1}^Z P_{ij} * \ln(P_{ij})$$

Donde:

A = Índice de distribución vertical

S = Número de especies presentes

Z = Número de estratos respecto a la altura

P_{ij} = Porcentaje de especies en cada zona, se estima mediante $(n_{i;j}/N)$, n_i

j = Número de individuos de la especie i en el estrato j

N = Número total de individuos

Para comparar el índice de *Pretzsch* fue necesario estandarizarlo, y esto se realizó con el valor de A_{max} , que se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$A_{max} = \ln(S * Z)$$

Para estandarizar el valor de A se aplicó la siguiente expresión.

$$A_{rel} = \frac{A}{\ln(S * Z)} * 100$$

2.5. Resultados y Discusión

Composición florística

Se identificaron 10 especies de árboles, pertenecientes a cuatro familias y cinco géneros. Fagaceae reunió la mayor riqueza con cinco especies, seguida de Pinaceae con tres. Estas familias representaron 92.32 % del total registrado en los cuatro sitios de estudio (Tabla 2). Las restantes fueron Ericaceae y Cupressaceae con un género. Destacaron los taxones de los géneros *Quercus* (cinco), *Pinus* (dos); de *Abies*, *Arbutus* y *Juniperus* solamente se identificó un taxón. En relación al número de individuos para los cuatro sitios de estudio, dominaron Fagaceae, con 228 y Pinaceae, con 205; mientras que, las de menor abundancia fueron Ericaceae, con 32 y Cupressaceae, con 4.

Tabla 2. Especies registradas en los sitios de muestreo, ordenados por familia.

Familia	Nombre científico	Nombre común
Pinaceae	<i>Abies vejarii</i> Martínez	Oyamel
Pinaceae	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	Pino blanco
Pinaceae	<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltdl. et Cham.	Ocote
Fagaceae	<i>Quercus canbyi</i> Trel.	Encino amarillo
Fagaceae	<i>Quercus laeta</i> Liebm.	Encino colorado
Fagaceae	<i>Quercus mexicana</i> Humb. et Bonpl.	Encino de México
Fagaceae	<i>Quercus polymorpha</i> Schltdl. et Cham.	Encino roble
Fagaceae	<i>Quercus rugosa</i> Née	Encino blanco
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	Madroño
Cupressaceae	<i>Juniperus flaccida</i> Schltdl.	Enebro

En la Sierra Madre Oriental destacan los estudios florísticos realizados por García-Arévalo (2008), Valenzuela y Granados (2009), Aragón-Piña *et al.* (2010), De León *et al.* (2013), Delgado *et al.* (2016) y Graciano-Ávila *et al.* (2017), los cuales coinciden en que Pinaceae y Fagaceae son las familias más abundantes; Valencia (2004), Sánchez-González (2008), González-Elizondo *et al.* (2012) y Gernandt y Pérez-de la Rosa (2014) argumentaron que la abundancia de estas

dos familias se explica por su amplia diversidad de especies en México, pues de *Pinus* se consignan 49 y de *Quercus*, 161. Asimismo, Zúñiga *et al.* (2018) documentan un alto valor de importancia para los géneros *Pinus* y *Quercus*, a lo que se debe agregar el gran interés económico de ambas familias en los ecosistemas forestales del país (Semarnat, 2014).

Coefficiente de similitud

El dendrograma derivado de la matriz de similitud-disimilitud de *Bray-Curtis* (Figura 2) agrupa los sitios de estudio en dos conjuntos bien definidos. El primero está integrado por S2 y S3, que fueron los más similares en la composición de especies, con 48.03 % de similitud y correspondieron a una comunidad vegetal de bosque mixto de encino-pino. El segundo grupo está conformado por S1 y S4, con 43.72 % de similitud, y una comunidad vegetal de pino-encino. Las agrupaciones están influidas por el número de individuos de los taxa con mayor composición florística, debido a que su abundancia resultó muy parecida, a pesar que de que su riqueza fue muy diferente entre los sitios de muestreo.

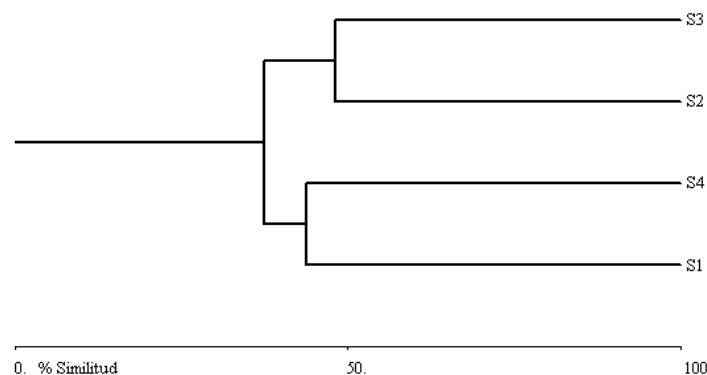


Figura 2. Dendrograma de similitud-disimilitud *Bray-Curtis* de los sitios de estudio.

Índices de diversidad y riqueza

Los valores más altos de los índices de diversidad de *Shannon-Weaver* y de *Simpson*, y el índice de riqueza de *Margalef* se registraron en el S4, porque presenta el mayor número de especies; sin embargo, el valor más alto del índice

de riqueza de *Menhinick* se determinó en el S3. Los valores de menor diversidad de *Shannon-Weaver* y *Simpson* se registraron en el S1, pero los índices de riqueza de *Margalef* y *Menhinick* en el S2, representada por cuatro especies (Figura 3).

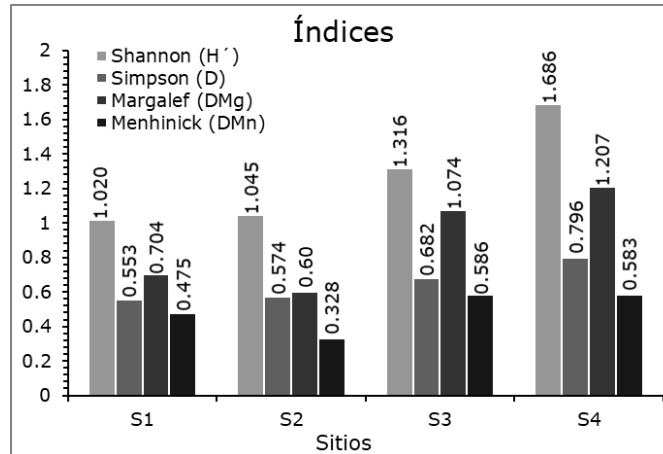


Figura 3. Análisis de los índices de diversidad y riqueza de los sitios de estudio.

Al comparar los resultados de este estudio con los valores de diversidad y riqueza en otras regiones del país, se observa que el valor del índice de *Shannon-Weaver* se ubica dentro de los intervalos registrados por Solís *et al.* (2006) de $H'=0.72$ y 1.21; así como con los de Návar-Cháidez y González-Elizondo (2009) de $H'=0.53$ a 1.33 en bosques templados de Durango; Hernández-Salas *et al.* (2013) de $H'=1.23$ en un bosque templado de pino-encino en Chihuahua; López-Hernández *et al.* (2017) de $H'=1.37$ en bosques templados de Puebla; Domínguez *et al.* (2018) de $H'=0.93$ a 1.51 en cuatro sitios de la SMO; Buendía-Rodríguez *et al.* (2019) de $H'=0.83$ a 1.78 en 10 sitios del noreste de México.

De acuerdo al índice de *Margalef*, algunos autores como Hernández-Salas *et al.* (2013) refieren valores de $DMg=0.90$ a 1.04 en bosques templados del noreste de México; López-Hernández *et al.* (2017) de $DMg=1.35$ en bosques templados de Puebla. De igual manera para el índice de *Menhinick*, Návar-Cháidez y González-Elizondo (2009) y Ríos-Saucedo *et al.* (2019) registraron valores superiores de $DMn=0.82$ y 0.95 en bosques templado de Durango, y valores de índices de riqueza de *Simpson* de $D=0.73$. Con base en los resultados de los índices de

diversidad y riqueza de especies en los sitios de estudio, se clasifican como de diversidad baja a media.

Categorías diamétricas

Las distribuciones diamétricas indican masas irregulares, pues reflejan tanto tendencias de *J* invertida, como curvas de distribución normal. En este estudio, se presentan bosques cuya dominancia es de árboles jóvenes con diámetros de 10 a 30 cm, valores cercanos a los registrados por Nívar-Cháidez (2010) y Delgado *et al.* (2016) para bosques templados de Nuevo León y Durango. Se observaron individuos con diámetros mayores a 40 cm, en los cuales conforme aumenta el diámetro, la estructura de los sitios va decreciendo en densidad; lo que refleja un flujo adecuado de regeneración, con una reserva de individuos jóvenes que en un futuro podrían reemplazar a los mayores diámetros, de modo que se garantiza la supervivencia del ecosistema. Por lo tanto, es factible realizar aclareos, ya que hay individuos que han alcanzado su máximo desarrollo (Figura 4).

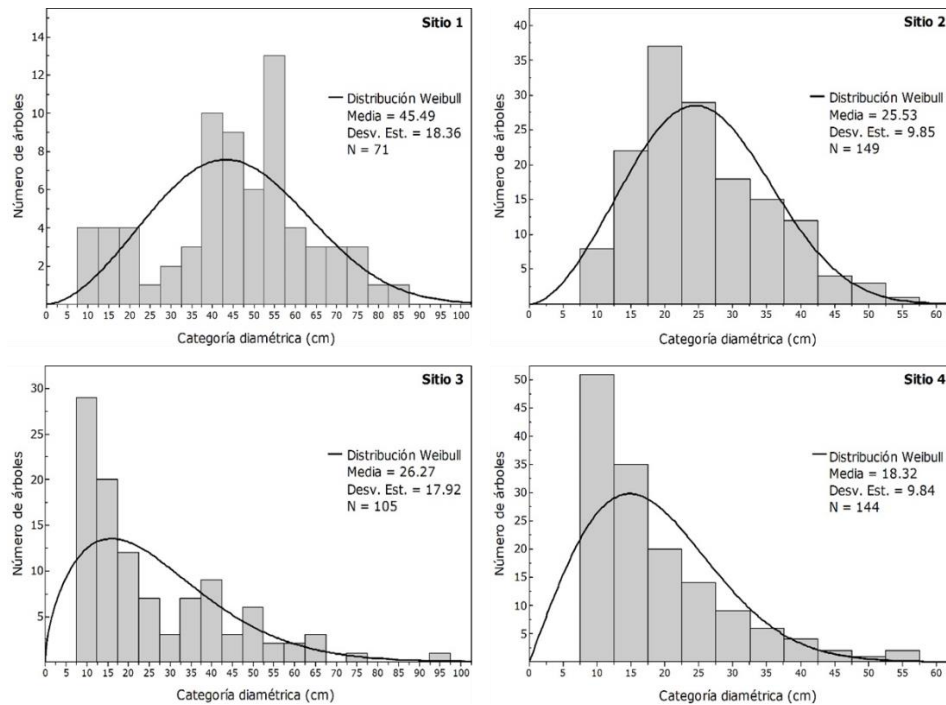


Figura 4. Distribución de árboles por categorías diamétricas en los sitios de estudio.

Estructura horizontal

Se registraron 469 árboles. A S4 le correspondió el mayor número de familias, con cuatro; seguido de S3, con tres; S1 y S2, con dos. En S3 se identificaron seis especies y en S4 siete, que son las cifras más altas; quizás por su exposición noreste, ya que propicia condiciones de temperatura y humedad favorables, pues los bosques con esta exposición presentan menor déficit hídrico debido a la baja temperatura y evapotranspiración durante el día (López-Gómez *et al.*, 2012). S1 y S2 siguen una tendencia inferior, con cuatro familias y una exposición suroeste. En todos los sitios, al menos hubo un taxon del género *Pinus* y *Quercus*. Las especies más escasas, una por cada sitio, fueron *Abies vejarii* Martínez, *Juniperus flaccida* Schltl., *Quercus canbyi* Trel. y *Quercus laeta* Liebm.

Q. mexicana Humb. *et* Bonpl fue la mejor representada en el S2, con 89 árboles (59.73 % del total); seguido de S1, con 44 árboles de *P. teocote* Schiede ex Schltl. *et* Cham (61.97 % del total), *P. pseudostrobus* Lindl., con 37 individuos (35.24 % del total) en el S3; *Q. canbyi* con 35 árboles (24.3 % del total) en el S4. En menor proporción *Q. mexicana* y *Q. rugosa* Née con tres ejemplares (4.23 y 2.08 % del total) en S1 y S4. El sitio con el número más alto de individuos fue S2 (149), seguido de S4 (144), S3 (105) y S1 (71). Las mayores coberturas correspondieron al S2, S4 y S3 con valores de 2 853 m² ha⁻¹, 2 806 m² ha⁻¹ y 2 779.4 m² ha⁻¹, respectivamente; mientras que, el sitio de menor cobertura correspondió al S1 con 2 215.02 m² ha⁻¹. Las especies que tuvieron la mayor cobertura fueron *Q. mexicana*, con 3 189.44 m² ha⁻¹ y *P. teocote*, con 3 038.56 m² ha⁻¹ y la de menor cobertura, *J. flaccida* con 77.14 m² ha⁻¹.

Las especies más abundantes fueron *Q. mexicana*, *P. teocote* y *P. pseudostrobus*; en tanto que la menor se registró para *J. flaccida*. Las especies dominantes fueron *Q. mexicana*, *P. pseudostrobus* y *P. teocote*; *J. flaccida* tuvo el valor más bajo; y *P. teocote* fue la más frecuente (Tabla 3). El área basal alcanzó el valor más alto en el S1 con 53.59 m²·ha⁻¹, lo que puede explicarse por los diámetros superiores de *P. teocote*, y en menor proporción, en el S4 con 19.55 m²·ha⁻¹, integrado de igual manera en su mayoría por *P. teocote* (Tabla 3).

Tabla 3. Parámetros estructurales de especies por sitio de muestreo.

Sitio	Especie	No. Ind	Densidad		Frecuencia		Área de copa		Área Basal		IVI (%)
			(N-ha ⁻¹)	Dr (%)	F	Fr (%)	(m ² -ha ⁻¹)	ACr (%)	(m ² -ha ⁻¹)	ABr (%)	
1	<i>P. pseudostrabus</i>	9	36	12.68	0.8	26.67	369.2	16.67	10.97	20.47	18.67
	<i>P. teocote</i>	44	176	61.97	0.8	26.67	1401.56	63.28	37.91	70.75	50.64
	<i>Q. mexicana</i>	3	12	4.23	0.6	20	82.4	3.72	1.30	2.42	9.32
	<i>Q. rugosa</i>	15	60	21.13	0.8	26.67	361.86	16.34	3.41	6.36	21.38
	Total	71	284	100	3	100	2215.02	100	53.59	100	100
2	<i>A. vejarii</i>	28	112	18.79	0.2	9.09	525.02	18.40	4.43	12.63	15.43
	<i>P. teocote</i>	27	108	18.12	0.8	36.36	559.60	19.61	11.38	32.49	24.70
	<i>Q. mexicana</i>	89	356	59.73	0.6	27.27	1678.62	58.83	18.59	53.05	48.61
	<i>Q. polymorpha</i>	5	20	3.36	0.6	27.27	89.96	3.15	0.64	1.83	11.26
	Total	149	596	100	2.2	100	2853	100	35.04	100	100
3	<i>Q. mexicana</i>	43	172	40.95	0.6	15	1428.42	51.39	21.53	64.74	35.78
	<i>Q. polymorpha</i>	2	8	1.90	0.6	15	76.20	2.74	0.66	1.99	6.55
	<i>P. pseudostrabus</i>	37	148	35.24	0.8	20	771.60	27.76	6.77	20.34	27.67
	<i>Q. rugosa</i>	5	20	4.76	0.8	20	166.66	6	1.78	5.36	10.25
	<i>P. teocote</i>	16	64	15.24	0.8	20	303.6	10.92	2.48	7.44	15.39
	<i>A. xalapensis</i>	2	8	1.90	0.4	10	32.92	1.18	0.04	0.13	4.36
	Total	105	420	100	4	100	2779.4	100	33.26	100	100
4	<i>A. xalapensis</i>	30	120	20.8	0.4	11.76	515.20	18.36	1.81	9.2	16.99
	<i>J. flaccida</i>	4	16	2.78	0.2	5.88	77.14	2.75	0.23	1.2	3.80
	<i>P. pseudostrabus</i>	9	36	6.25	0.8	23.53	189.66	6.76	1.48	7.6	12.18
	<i>P. teocote</i>	35	140	24.3	0.8	23.53	773.80	27.58	8.18	42	25.14
	<i>Q. canbyi</i>	35	140	24.3	0.2	5.88	590.24	21.03	2.51	13	17.07
	<i>Q. laeta</i>	28	112	19.4	0.2	5.88	589	20.99	4.87	25	15.44
	<i>Q. rugosa</i>	3	12	2.08	0.8	23.53	71.10	2.53	0.47	2.4	9.38
	Total	144	576	100	0.4	100	2806	100	19.55	100	100

No. Ind = Número de individuos; Dr = Densidad relativa; Fr = Frecuencia relativa; ACr = Área de Copa relativa; ABr = Área Basal; IVI = Índice de Valor de Importancia (Dr+Fr+ABr) /3.

Se calculó un mayor valor de importancia (IVI) para *Quercus* en los sitios S2, S3 y S4; en el caso de *Pinus* en el S1. Los taxa de mayor importancia de los sitios muestreados fueron *P. teocote*, *P. pseudostrabus*, *Q. rugosa* y *Q. mexicana*; comportamiento esperado, porque son bosques mixtos. Guzmán (2009) señaló que cuando un taxón alcanza el valor de importancia destacado, desempeña una clara dominancia ecológica; y es común que unas cuantas especies, con valores de importancia más altos, representen las poblaciones más significativas de los ecosistemas.

Por el contrario, cuando la competencia en el sitio está repartida en varias especies, ninguna de ellas supera 50 % del valor de importancia. En general, los sitios muestreados se localizan en áreas bajo manejo forestal que no han sido intervenidos hasta el momento, y que incluyen especies de interés económico; por lo que, si se les aplican los tratamientos silvícolas correspondientes, se favorecería su densidad, frecuencia, cobertura y área basal. No obstante, las dominancias genéricas hacen que en un sitio se observen bosques de pino-encino o encino-pino, lo que concuerda con lo documentado en el Ordenamiento Ecológico del estado de Durango para los bosques templados de la zona (Semarnat, 2007).

El estudio comparativo entre sitios permitió detectar variaciones estructurales y de composición que ocurren dentro de un mismo ecosistema. Aunque en términos generales, una misma especie de conífera o de latifoliada puede desarrollarse en diversos grados de pendiente u orientación, otras tienen preferencias por topoformas en particular (cerros, cañón, valle, loma, etc.) (Martínez-Antúnez *et al.*, 2013).

Estructura vertical (A de Pretzsch)

La estructura vertical de los sitios muestreados se distribuye en tres estratos, de los cuales el superior (I: > 80 % de la altura máxima) fue dominado por *P. teocote*, mismo que está presente en S1, S2 y S4 con las alturas más destacadas de 26 a 30 m, y para el S3 fue *P. pseudostrobus* con 22.93 m. Las alturas más bajas en el S1 correspondieron a *A. vejarii*; en el S2 y S3, a *Q. mexicana* y *Q. rugosa* en el S3. Los diámetros en este nivel variaron de 41.13 a 94.67 m. En el estrato II (> 50 %-80 %) domina *P. teocote* en los cuatro sitios de muestreo, con alturas de 17.90 a 24 m. Sin embargo, otras especies comienzan a aparecer como *P. pseudostrobus* en S1, S3 y S4; *A. vejarii* en el S2 y algunas especies de *Quercus*: *Q. cambyi* y *Q. laeta* en el S4, *Q. mexicana* en S1, S2 y S3; *Q. polymorpha* Schltdl. *et* Cham en S2 y S3; y *Q. rugosa* en S1 y S3. Cabe señalar que *Quercus* es un género tolerante a la sombra. Los diámetros en este nivel fueron de 31.07 a 66 m. El estrato III (hasta 50 %), del S4 presentó la diversidad más alta de especies,

con los valores más grandes de altura *P. teocote*, pero *Q. rugosa* y *Q. mexicana* registraron los mayores diámetros en el S1 y S3 (Tabla 4).

Tabla 4. Valores del índice de distribución vertical de *Pretzsch*.

Sitio	Estrato	Especie	No. Ind.	<i>D_{1.30}</i> (cm)				<i>H</i> (m)				<i>Pretzsch</i>		
				Max	Min	\bar{x}	SD	Max	Min	\bar{x}	SD	A	A _{max}	Arel%
1	I	<i>P. pseudostrabus</i>	7	74.87	55.30	65.37	7.83	29.30	25.91	27.88	1.42	1.02	2.48	41.07
		<i>P. teocote</i>	24	84.60	42.43	57.68	11.43	30.00	24.60	26.74	1.85			
	II	<i>P. pseudostrabus</i>	2	55.43	39.53	47.48	11.24	23.60	23.00	23.30	0.42			
		<i>P. teocote</i>	18	59.47	31.17	44.84	7.74	24.00	16.00	22.07	1.84			
		<i>Q. mexicana</i>	1	45.17	45.17	45.17	-	18.00	18.00	18.00	-			
		<i>Q. rugosa</i>	2	59.67	32.80	46.23	19.00	19.00	17.80	18.40	0.85			
	III	<i>P. teocote</i>	2	18.37	16.03	17.20	1.65	13.80	10.10	11.95	2.62			
		<i>Q. mexicana</i>	2	40.53	21.10	30.82	13.74	11.00	9.00	10.00	1.41			
		<i>Q. rugosa</i>	13	41.73	7.67	19.41	10.43	15.00	5.00	8.73	3.30			
Total			71	84.60	7.67	45.50	18.49	30	5	20.95	7.36			
2	I	<i>A. vejarii</i>	3	41.13	37.20	38.57	2.22	23.90	22.69	23.11	0.68	1.05	2.48	42.07
		<i>P. teocote</i>	14	56.93	34.23	44.01	5.97	26.92	21.67	23.83	1.57			
		<i>Q. mexicana</i>	11	44.57	33.93	38.07	3.42	25.74	21.59	22.78	1.27			
	II	<i>A. vejarii</i>	20	31.07	14.00	20.96	4.08	19.91	15.10	17.04	1.37			
		<i>P. teocote</i>	13	35.07	17.57	25.29	5.31	21.19	16.10	18.53	1.58			
		<i>Q. mexicana</i>	58	42.33	14.00	24.94	5.78	21.14	13.60	16.74	2.21			
		<i>Q. polymorpha</i>	2	32.77	17.80	25.28	10.58	17.54	13.92	15.73	2.56			
	III	<i>A. vejarii</i>	5	14.70	7.67	9.83	2.79	12.00	6.59	8.84	2.00			
		<i>Q. mexicana</i>	20	20.07	11.83	15.81	2.56	13.24	7.16	10.84	1.92			
<i>Q. polymorpha</i>		3	17.60	12.10	14.54	2.80	12.10	10.39	10.99	0.96				
Total			149	56.93	7.67	25.53	9.85	26.92	6.59	17	4.38			
3	I	<i>P. pseudostrabus</i>	5	61.27	45.67	53.85	7.43	22.93	21.50	21.99	0.57	1.32	2.89	45.52
		<i>Q. mexicana</i>	2	94.67	76.83	85.75	12.61	21.56	18.64	20.10	2.06			
		<i>Q. rugosa</i>	1	43.33	43.33	43.33	-	18.80	18.80	18.80	-			
	II	<i>P. pseudostrabus</i>	7	33.87	15.70	20.69	6.57	14.60	11.72	13.38	0.95			
		<i>P. teocote</i>	5	42.43	17.20	32.71	13.19	17.90	12.60	15.56	2.44			
		<i>Q. mexicana</i>	30	66.00	18.73	38.49	13.74	17.82	11.62	14.97	2.05			
		<i>Q. polymorpha</i>	2	38.80	24.50	31.65	10.11	15.30	14.43	14.87	0.62			
		<i>Q. rugosa</i>	4	39.47	17.83	29.25	11.13	15.80	11.50	13.68	1.76			
	III	<i>A. xalapensis</i>	2	8.73	7.93	8.33	0.57	6.69	4.00	5.35	1.90			
		<i>P. pseudostrabus</i>	25	17.87	9.07	11.75	2.20	10.75	5.63	8.58	1.68			
		<i>P. teocote</i>	11	17.97	7.97	12.66	2.72	10.60	5.00	9.06	1.73			
		<i>Q. mexicana</i>	11	40.17	7.77	16.50	8.78	10.53	4.47	7.07	2.06			
Total			105	94.67	7.77	26.27	17.92	22.93	4	12.16	4.97			
4	I	<i>P. teocote</i>	7	56.10	27.67	38.90	9.22	26.60	21.50	23.57	1.90	1.69	3.04	55.39
		<i>P. pseudostrabus</i>	2	44.40	33.07	38.73	8.01	18.73	15.89	17.31	2.01			
	II	<i>P. teocote</i>	22	42.33	9.83	24.06	7.59	20.80	14.60	18.04	1.98			
		<i>Q. cambyi</i>	6	31.30	15.33	22.96	5.59	14.80	13.60	14.08	0.40			
		<i>Q. laeta</i>	9	55.80	19.28	33.26	12.15	17.62	14.50	16.45	1.13			
	III	<i>A. xalapensis</i>	30	23.33	7.67	13.20	4.28	9.60	3.10	6.59	1.89			
		<i>J. flaccida</i>	4	16.00	10.33	13.43	2.82	11.30	7.60	9.77	1.58			
		<i>P. pseudostrabus</i>	7	23.33	11.57	14.80	4.21	12.60	10.40	11.61	0.70			
		<i>P. teocote</i>	6	14.83	10.97	12.66	1.69	13.20	11.10	12.08	0.81			
		<i>Q. cambyi</i>	29	23.37	7.73	12.23	3.47	12.80	7.00	10.06	1.40			
		<i>Q. laeta</i>	19	23.43	9.03	14.49	4.48	12.00	4.12	8.39	2.25			
<i>Q. rugosa</i>	3	30.00	12.53	21.08	8.74	11.60	7.20	9.63	2.24					
Total			144	56.10	7.67	18.32	9.84	26.60	3.10	11.80	5.04			

No. Ind = Número de individuos; Max= Valor máximo; Min= Valor mínimo; *D*₁₃₀ = Diámetro normal; *H* = Altura; \bar{x} = Media; SD = Desviación estándar.

El índice vertical estimado fue de $A=1.02$ a 1.69 y un $A_{max}=2.48$ a 3.04 en los sitios de muestreo, el más alto se ubicó en S4 con un $AreI=55.39\%$; lo que indica que el sitio evaluado tiene uniformidad media en la diversidad de alturas (Tabla 4). Estos resultados son comparables con los documentados por Buendía-Rodríguez *et al.* (2019) de $A=1.5$ a 2.53 , con $A_{max}=2.48$ a 3.5 en 10 sitios de clima templado del noreste de México.

CAPÍTULO III

Dinámica del crecimiento en bosques templados del sur de Nuevo León, México

3.1. Resumen

Las evaluaciones de los parámetros dasométricos es de importancia para conocer la dinámica de los bosques a través del tiempo. El presente estudio evaluó el crecimiento de las variables arbóreas de bosques naturales de clima templado en el sur de Nuevo León, México. Para ello, se evaluó el comportamiento de diferentes parámetros dasométricos relacionados con las dimensiones del arbolado. Se utilizaron registros de todos los individuos con diámetro a la altura del pecho mayor o igual a 7.5 cm, provenientes de dos monitoreos con un intervalo transcurrido de cinco años (2013 y 2018) de parcelas permanentes de investigación forestal. A las variables dasométricas se les realizó un análisis de pruebas de comparación de medias dependientes (*t-Student*) entre evaluaciones. Las variables dasométricas en las parcelas mostraron aumentos significativos en la segunda evaluación correspondiente a un intervalo de cinco años, lo que sugiere un rendimiento continuo, por lo que, si se les aplica un tratamiento silvícola correspondiente de manejo forestal a estos bosques, aumentaría su productividad en cuestión de aprovechamiento maderable.

Palabra clave: Biomasa forestal, dinámica de crecimiento, manejo forestal, parcelas permanentes, toma de decisiones, variables dasométricos.

Growth dynamics in temperate forests of southern Nuevo León, Mexico

3.2. Abstract

Evaluations of dasometric parameters are important to understand forest dynamics over time. The present study evaluated the growth of tree variables in natural temperate forests in southern Nuevo León, Mexico. For this purpose, the behavior of different dasometric parameters related to tree dimensions was evaluated. We used records of all individuals with diameter at breast height greater than or equal to 7.5 cm, from two monitoring with an elapsed interval of five years (2013 and 2018) of permanent forest research plots. A dependent means comparison test analysis (*t-Student*) between evaluations was performed on the dasometric variables. The dasometric variables in the plots showed significant increases in the second evaluation corresponding to a five-year interval, suggesting a continuous yield, so that if a corresponding silvicultural treatment of forest management is applied to these forests, their productivity in terms of timber harvesting would increase.

Key Words: Dasometric variables, decision making, growth dynamics, forest biomass, forest management, permanent plots.

3.3. Introducción

El crecimiento de un árbol o de una masa forestal está representado por el aumento en sus dimensiones dasométricas (Klepac 1983). La dasometría ha proporcionado herramientas básicas para cuantificar el crecimiento y la producción forestal, la cual provee de un conjunto de técnicas de medición y estimación de las dimensiones de árboles y bosques (Rojas 1977).

En la actualidad, la información derivada de sitios permanentes aquellos medidos continuamente, representa la base para obtener resultados sobre el crecimiento, producción y evolución de las masas forestales (Corral-Rivas *et al.*, 2013). En

estos tipos de sitios o parcelas se miden reiteradamente diferentes variables dasométricas y ecológicas obteniendo así series de datos muy valiosos para la construcción de modelos de crecimiento y la evaluación de los efectos de las prácticas silvícolas, ya que presentan exactamente la verdadera evolución de las masas estudiadas y sus recursos asociados. Este crecimiento puede ser evaluado a diferentes niveles dentro de la estructura del árbol o bosque y mediante diversas variables tales como diámetro, altura, área basal, volumen, biomasa, carbono, CO₂ y oxígeno. Así, el crecimiento es producto de diversos factores bióticos y abióticos, que interactúan sobre un árbol y sobre el bosque (Corral-Rivas *et al.*, 2009, Gadow *et al.*, 2012).

El monitoreo a largo plazo es una de las técnicas más útiles para determinar los cambios del bosque, ya que, a través de esto, podemos estimar el crecimiento y el rendimiento de las masas forestales, lo cual, es un requisito fundamental para planificar su manejo a cualquier nivel (Corral-Rivas *et al.*, 2009). Por esta razón, los manejadores de los bosques deben contar con herramientas cuantitativas silvícolas que favorezcan satisfactoriamente la evolución de un rodal hacia cierta estructura meta y lograr un rendimiento sostenido de los productos forestales deseados (Santiago-García *et al.*, 2014).

Conocer el crecimiento, la estructura horizontal y vertical de un bosque contribuye a los gestores forestales e investigadores en la predicción de rendimientos futuros, así como, la exploración de opciones silvícolas, lo que hace indispensable para examinar y validar posibles resultados la cual conlleva a la toma de decisiones objetivas para el manejo silvícola y su aprovechamiento (Reque *et al.*, 2007, García-Gonzalo *et al.*, 2017). Además, la caracterización de las poblaciones arbóreas a través del tiempo permite su comparación y conocer el grado de discrepancia en determinado atributo o variable (Aguirre *et al.*, 2003, Fry 2011, Jiménez *et al.*, 2013a).

Existen escasos trabajos que tratan el tema de dinámica de crecimiento en bosques templados en México (Hernández-Salas *et al.*, 2018, Graciano-Ávila *et al.*, 2019 y 2020), por lo cual, es de importancia el realizar este tipo de trabajos,

ya que esto da una mejor idea de la forma de crecimiento y desarrollo del arbolado, analizando lo anterior se pueden realizar proyecciones a largo plazo sobre el desarrollo que puede presentar los bosques.

3.4. Materiales y métodos

Área de estudio

Las parcelas de muestreo se ubican en bosques templados del sistema montañoso de la Sierra Madre Oriental en el estado de Nuevo León, México, a una distancia aproximada de 5 km entre ellas; de las cuales tres parcelas se sitúan en el municipio de Galeana (Agua blanca, Cañada el llorón y El Alamillal) y una en el municipio de Aramberri (Canoas), entre las coordenadas geográficas $24^{\circ}20'60''$ y $24^{\circ}40'26.4''$ latitud Norte y $99^{\circ}45'57.6''$ y $100^{\circ}03'14.4''$ longitud Oeste (Figura 1).

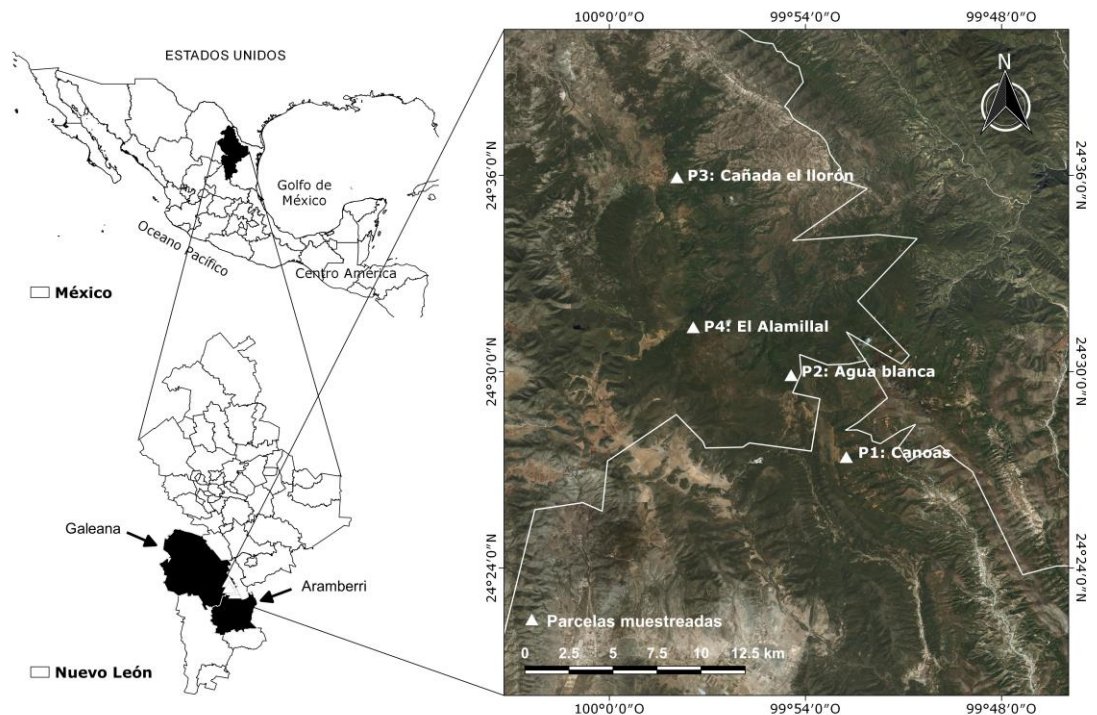


Figura 1. Localización del área de estudio y la distribución de las parcelas de muestreo.

Método de muestreo

Las parcelas se instalaron en el año 2013 y fueron evaluadas en un intervalo de cinco años, cabe señalar que las parcelas no fueron intervenidas con ningún tipo de tratamiento silvícola. Las parcelas fueron establecidas de forma cuadrada con una superficie de 2,500 m² (50 x 50 m), en cada una de ellas se inventario y se enumeraron todos las especies arbóreas con diámetros a la altura del pecho ≥ 7.5 cm (diámetro a una altura de 1.30 m sobre el nivel del suelo), obteniendo los siguientes datos dasométricos de cada árbol: identificación y registro de las especies, medición de la altura total (h) y diámetro normal ($d_{1.30}$) en direcciones perpendiculares, acorde a la metodología utilizada en los sitios de investigación forestal y de suelos desarrollado por Corral-Rivas *et al.* (2009), cuya finalidad es ofrecer una alternativa para el establecimiento de sitios de investigación forestal y de esta manera poder monitorear los efectos del manejo forestal. La segunda evaluación se realizó en el año 2018, identificando aquellos individuos que fueron medidos en la primera evaluación y posteriormente se remidieron cada una de sus variables dasométricas con el fin de que proporcionen información útil en cuanto al crecimiento del arbolado. De igual manera se midieron todos aquellos árboles que se fueron incorporando en un lapso de cinco años. Se confirmó la validez de los nombres científicos de las especies identificadas con base en la plataforma especializada *The Plant List* (TPL 2013) con el fin de corroborar la nomenclatura correcta.

Análisis de las variables dasométricas

Densidad (M). Se determinó a partir de los datos del número de árboles inventariados ($Dap \geq 7.5$ cm) en cada sitio empleando la siguiente ecuación (Bettinger *et al.*, 2009).

$$N = \frac{10,000 * n}{S}$$

Dónde:

N = densidad en árboles por hectárea

S (m^2) = superficie de los sitios

N = número de árboles presentes en el sitio de muestreo

Altura media (H_m). Se cálculo mediante la media aritmética de las alturas totales de todos los árboles inventariados en cada sitio (Corral-Rivas *et al.*, 2014).

$$H_m = \frac{\sum_{i=1}^n h_i}{n}$$

Donde:

H_m = altura media de la parcela en (m)

h_i = altura total del árbol i (m)

n = número de árboles presentes en el sitio de muestreo

Diámetro medio (D_m). Se cálculo la media de los diámetros de los árboles de cada clase diamétrica y también la media a partir de los diámetros de todos los árboles registrados en las parcelas, según la siguiente expresión (Corral-Rivas *et al.*, 2014):

$$D_m = \frac{\sum_{i=1}^n d_i}{n}$$

Donde:

D_m = diámetro medio de los sitios en (cm)

d_i = diámetro normal del árbol i en (cm)

n = número de árboles presentes en el sitio de muestreo

Área basal (G). Se calculó el área basal de cada individuo y de las parcelas, a partir de los datos diamétricos a la altura del pecho proyectándolos a hectáreas (Corral-Rivas *et al.*, 2014).

$$G = \sum_1^n \frac{\pi}{4} * d^2$$

Dónde:

G = área basal (m^2/ha^{-1})

d = diámetro normal a (1.30 m de altura)

π = constante (3.1416)

n = número de árboles presentes en el sitio de muestreo

Volumen rollo total (V_{rt}). Se estimó a través de ecuaciones de volumen tomadas de Nívar (2010a) para los sitios templados de Nuevo León, donde se utilizó la ecuación siguiente para el género *Pinus*, *Abies* y *Juniperus*.

$$V_{rt} = ((0.00006D1.98H0.96) * 1.006) + (0.000004D2.24H-0.12) * 1.13) \\ + ((0.00002D2.34H0.60) * 1.24)$$

Y para las especies de latifoliadas se utilizó la ecuación siguiente.

$$V_{rt} = ((0.00008D1.91H0.81) * 1.008) + ((0.000004D2.69H-0.28) * 1.11) \\ + ((0.00002D2.17H0.78) * 1.21)$$

Donde:

V_{rt} = volumen rollo total árbol

D = diámetro normal (cm)

H = altura total (m)

Biomasa total (B_t). Se estimó utilizando la siguiente ecuación. La Tabla 1 muestra la densidad básica de la madera para cada especie empleada en la estimación de la biomasa.

$$B_t = v * dbm$$

Donde:

Bt = Biomasa total

v = volumen (m^3)

dbm = Densidad básica de la madera (g/cm^3)

Carbono (C). Se estimó con la siguiente expresión (Acosta *et al.*, 2011), multiplicando la biomasa total por un factor de conversión, utilizando los datos reportados en la literatura para las especies presentes en las parcelas (Tabla 1).

$$C = Bt * Fc$$

Dónde:

C = Carbono almacenando ($mg\ ha^{-1}$)

Bt = Biomasa total en toneladas ($mg\ ha^{-1}$)

Fc = Factor o porcentaje de carbono (% C)

En general, la materia vegetal seca contiene una aproximación promedio de un 50 % del contenido de carbono almacenado, valor citado en los inventarios de gases de efecto invernadero, (Husch 2001, IPCC 2003, 2005), por lo que el porcentaje de carbono contenido en los árboles no varía significativamente entre componentes estructurales, ni de una región a otra (Carrillo *et al.*, 2014, Hernández 2015). Además, el IPCC 1996 recomienda, en el caso de no existir datos específicos, considerar también este porcentaje. Sin embargo, Koch (1989), menciona que las latifoliadas y las coníferas contienen un factor de conversión de C de 0.531 y 0.521 respectivamente. La FAO (2000) menciona que la vegetación de los bosques contiene entre 42 y 48 % de C en la biomasa seca. Mientras que Fragoso (2003) y Zamora (2003), utilizaron un factor de conversión de C de 0.45 en estudios realizados en bosques templados en el estado de Michoacán. Es posible que estos autores varíen en el valor del factor de conversión para C en la materia vegetal seca debido a que los estudios se han realizado en distintos lugares. En la tabla 1 se muestran los porcentajes de carbono por especie.

Tabla 1. Densidad básica de la madera (g cm³) y porcentaje de carbono (%C) empleada en las especies estudiadas.

Especie	DBM (g cm ³)	Autor	% C	Autor
<i>Abies vejarii</i>	0.38	Sotomayor, 2008	0.47	Conafor 2008b
<i>Pinus pseudostrobus</i>	0.55	Sotomayor, 2008	0.50	Jiménez <i>et al.</i> (2013b)
<i>Pinus teocote</i>	0.52	Sotomayor, 2003	0.47	Conafor 2008b
<i>Quercus canbyi</i>	0.78	Conafor, 2008a	0.49	Jiménez <i>et al.</i> (2013b)
<i>Quercus laeta</i>	0.75	de la Paz y Dávalos, 2008	0.48	Aguirre-Calderón y Jiménez- Pérez (2011)
<i>Quercus mexicana</i>	0.61	de la Paz y Dávalos, 2008	0.48	Aguirre-Calderón y Jiménez- Pérez (2011)
<i>Quercus polymorpha</i>	0.78	Conafor, 2008a	0.48	Aguirre-Calderón y Jiménez- Pérez (2011)
<i>Quercus rugosa</i>	0.69	de la Paz y Dávalos, 2008	0.48	Aguirre-Calderón y Jiménez- Pérez (2011)
<i>Arbutus xalapensis</i>	0.75	Rodríguez, 2001	0.51	Aguilar-Hernández <i>et al.</i> (2016), Jiménez <i>et al.</i> (2013b)
<i>Juniperus flaccida</i>	0.50	Borja de la Rosa <i>et al.</i> , 2010	0.51	Jiménez <i>et al.</i> (2013b)

Donde: DBM= Densidad Básica de la Madera (g cm³), C= Carbono (%).

Dióxido de carbono equivalente (CO₂eq). Se empleó la metodología propuesta por el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC 2003 y 2006), la cual establece que para convertir la cantidad de carbono almacenada en los bosques naturales se requiere multiplicar la cantidad de toneladas de carbono que almacenan los bosques por un factor de conversión de 3,67 que corresponde a la proporción del peso molecular de CO₂ a carbono (CO₂eq).

$$CO_2eq = C * Fc$$

Donde:

CO₂eq = Dióxido de carbono equivalente (Mg/ha⁻¹)

C = Carbono total (Mg/ha⁻¹)

Fc = Factor de conversión a CO₂, (44/12=3,67)

Oxígeno (O₂). La liberación neta de oxígeno se calculó utilizando la siguiente expresión (Méndez *et al.*, 2011).

$$O_2 = C * Fc$$

Donde:

O₂= Oxígeno estimado (Mg año⁻¹)

C= Carbono total (Mg ha⁻¹)

F_c= Factor de conversión (32/12=2.66)

Análisis estadísticos. Para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre mediciones, se realizó un análisis de una prueba de comparación de medias dependientes (*t-Student*) considerando un intervalo de confianza al 95 % ($p < 0.05$). Primero se constató que los datos cumplieran con los supuestos de normalidad, con la finalidad de corroborar si los valores provienen de una distribución normal, mediante la prueba de Shapiro-Wilk. La evaluación se realizó comparando la media de los diferentes valores dasométricos utilizando el software estadístico SPSS versión 25 (IBM Corp., 2017).

3.5. Resultados y discusión

Se registraron 10 especies de árboles, pertenecientes a cinco géneros y cuatro familias. La familia Fagáceae presentó la mayor riqueza, seguida de la familia Pinaceae (Tabla 2). De acuerdo a Woodward *et al.*, 2004 menciona que la estructura general de los bosques templados, están representados principalmente por el dominio de las familias Pinaceae (pinos y especies afines) y Fagaceae (robles y especies similares), que han sido registradas como las de mayor representatividad y de amplia distribución en todas las cadenas montañosas en los bosques templados de México. Esta información coincide con diversos estudios en los que se han reportado para estas dos familias como las más características en este tipo de bosques de climas templados (Aragón-Piña *et al.*, 2010, Hernández-Salas *et al.*, 2013, López-Hernández *et al.*, 2017).

Tabla 2. Familias y especies registradas en las comunidades forestales (inventario 2013 y 2018). Clasificación de acuerdo a *The Plant List* (2013).

Familia	Nombre científico	Nombre común	Clave
Pinaceae	<i>Abies vejarii</i> Martínez	Oyamel	A.v.
Pinaceae	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	Pino blanco	P.p.
Pinaceae	<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltld. & Cham	Ocote	P.t.
Fagaceae	<i>Quercus canbyi</i> Trel.	Encino amarillo	Q.c.
Fagaceae	<i>Quercus laeta</i> Liebm.	Encino colorado	Q.l.
Fagaceae	<i>Quercus mexicana</i> Bonpl.	Encino de México	Q.m.
Fagaceae	<i>Quercus polymorpha</i> Schltld. & Cham.	Encino roble	Q.p.
Fagaceae	<i>Quercus rugosa</i> Née	Encino blanco	Q.r.
Ericaceae	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	Madroño	A.x.
Cupressaceae	<i>Juniperus flaccida</i> Schltld.	Enebro	J.f.

En la tabla 3 se observa el número de individuos encontrados en el año 2013 y 2018, así como el número los árboles muertos que estuvieran en pie o caídos, el número de tocones, los cuales fueron la cantidad del número de reducciones de los individuos. Se observa un número de individuos reclutados que corresponde a la regeneración del lugar, la parcela Cañada el llorón presentó un aumento de tres individuos, a diferencia de las parcelas restantes, las cuáles presentaron una reducción en el número de individuos, siendo la parcela El Alamillal el que presentó mayor disminución.

Tabla 3. Número de individuos, tocones, árboles muertos y reclutados en las parcelas muestreadas.

Parcela	No. de ind. 2013	Tocón	Muertos en pie/caídos	Reclutados	No. de ind. 2018
Canoas	70	3	1	5 (1)	71
Agua blanca	150	3	6	8 (-1)	149
Cañada el llorón	102	6	7	16 (3)	105
El Alamillal	150	7	4	5 (-6)	144

Los cambios más visibles fueron los árboles muertos en pie y caídos, esta anomalía podría deberse a que los árboles compiten por recursos, como la competencia por el espacio de crecimiento y radiación solar, estos factores de acuerdo a Saavedra-Romero *et al.*, 2016 son de importancia para determinar el adecuado desarrollo y crecimiento de un árbol.

Densidad (M). Las parcelas Agua blanca, El Alamillal y Cañada el llorón presentaron el mayor número de árboles/ha⁻¹, mientras que la parcela Canoas presentó los valores más bajos (Tabla 4). Sin embargo, la parcela Cañada el llorón registró aumento de 12 árboles/ha⁻¹, donde *Q. mexicana* obtuvo el mayor número de individuos, caso contrario de la parcela El Alamillal el cual presentó una disminución de 24 árboles/ha⁻¹ registrando mayor número de individuo en la especie *P. teocote*. La parcela Canoas fue la que registro menor cantidad de árboles, sin embargo, *P. teocote* registró el mayor número de individuos. Cabe señalar que los aumento o disminuciones de los árboles en las parcelas son del periodo transcurrido del 2013 al 2018. Estos resultados obtenidos concuerdan con lo reportado por Hernández-Salas *et al.* (2018), Graciano *et al.* (2019), Graciano-Ávila *et al.* (2020) ya que los bosques tienen una función dinámica y se encuentran en constante desarrollo.

Altura media (H_m). La *H_m* entre las parcelas correspondientes al año 2013 y 2018 mostraron incrementos estadísticos significativos, con *H_m* de 13.68±6.29 m y 14.93±6.19 m, aumentando 1.25 m en cinco años. El género *Pinus* domina en la mayoría de las parcelas muestreadas con las mayores alturas, siendo *P. pseudostrobus* en la parcela Canoas la de mayor altura, incrementando 75 cm en cinco años (Tabla 4). En la parcela Agua blanca sobresalió *P. teocote* aumentando 1.15 m en la segunda evaluación (Tabla 4). Sin embargo, en la parcela Cañada el llorón *Q. polymorpha* registro la mayor altura, incrementando 66 cm en la segunda evaluación (Tabla 4). Acorde a la parcela El Alamillal se observa que *P. teocote* incrementando 61 cm en cinco años (Tabla 4). La *H_m* que alcanzaron los individuos en las parcelas muestreadas fueron diferentes en los periodos de medición, de acuerdo a Graciano-Ávila *et al.*, 2019 señalan

aumentos significativos del arbolado en estudio realizado sobre cambios estructurales de la vegetación arbórea en un bosque templado en Durango con un intervalo de 10 años (2007-2017). Hernández-Salas *et al.*, 2018 mostraron incrementos del arbolado con diferencias significativas entre mediciones con intervalos cada 10 años (1986, 1996 y 2006) en bosques templados en el noreste de México.

Diámetro medio (D_m). El D_m en las parcelas aumento 0.66 cm durante el periodo 2013 al 2018, registrando D_m de 25.85 ± 15.62 cm y 26.51 ± 16.05 cm, sin embargo, no presentaron diferencias estadísticas significativas entre parcelas ($p > 0.05$). No obstante, se observa que en algunas especies presentan diferencias significativas, caso de *P. pseudostrobus* y *P. teocote* presentes en la parcela Canoas con aumentos de 1.97 y 2.53 cm del periodo 2013 al 2018 (Tabla 4). En la parcela Agua blanca *P. teocote* alcanzo 1.64 cm en cinco años siendo el de mayor diámetro (Tabla 4). La parcela Cañada el llorón *Q. mexicana* revelo diferencias significativas entre evaluaciones ($p < 0.05$) con D_m mayores, aumentando 1.60 cm en cinco años. Seguido de *Q. polymorpha* y *Q. rugosa* con aumentos de 0.70 y 1.01 cm en cinco años, sin embargo, no presentaron diferencias significativas (Tabla 4). Pese a que la parcela El Alamillal presentó los diámetros menores respecto a las anteriormente mencionados, estas señalan diferencias significativas ($p < 0.05$) entre las mediciones, incrementando 2.26 cm (Tabla 4). Los resultados del estudio muestran individuos con clases diamétricas menores, lo cual coincide con Návar (2010c) quien menciona que las especies analizadas en bosques templados de Nuevo León muestran una distribución similar, concentrándose la mayor cantidad de individuos en categorías más pequeñas. Por lo que, las especies de árboles presentes en las parcelas inventariadas presentaron aumentos significativos, sin embargo, los análisis estadísticos de los periodos evaluados no presentaron alguna diferencia significativa ($p > 0.110$) entre ellas. Hernández-Salas *et al.*, 2018 señalan aumentos significativos en tres evaluaciones con intervalos de 10 años en bosques templados en el noreste de México.

Tabla 4. Resultados de variables dasométricas, número de árboles ($N \text{ ha}^{-1}$), diámetro medio ($D_m \text{ cm}$), altura media ($H_m \text{ m}$) y área basal ($G \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$) en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

Parcela	Especie	Densidad ($N \text{ ha}^{-1}$)		$D_m \text{ (cm)} \pm \text{sd}$		$H_m \text{ (m)} \pm \text{sd}$		$G \text{ (m}^2 \text{ ha}^{-1}) \pm \text{sd}$	
		2013	2018	2013	2018	2013	2018	2013	2018
Canoas	<i>P. pseudostrobus</i>	36	36	59.42±9.57	61.39±11.13	26.11±2.34	26.86±2.37	10.21±0.33	10.97±0.41
	<i>P. teocote</i>	184	176	48.24±12.85	50.67±12.94	23.67±4.30	24.01±4.25	34.41±0.39	37.91±0.45
	<i>Q. mexicana</i>	12	12	34.91±11.91	35.6±12.77	9.13±2.84	12.67±4.73	1.24±0.24	1.3±0.26
	<i>Q. rugosa</i>	48	60	27.92±14.23	22.99±5.12	10.42±3.49	10.64±4.60	3.02±0.32	3.41±0.30
	Total	280	284	42.62	42.66	17.33	18.55	48.88	53.59
Agua blanca	<i>A. vejarii</i>	100	112	20.37±5.40	20.86±8.40	16.86±2.88	16.22±4.22	3.18±0.08	4.43±0.13
	<i>P. teocote</i>	124	108	33.36±10.73	35±11.03	20.13±2.90	21.28±3.11	10.38±0.23	11.38±0.25
	<i>Q. mexicana</i>	348	356	22.57±73.63	24.75±8.19	15.19±3.88	16.16±4.14	15.55±0.13	18.59±0.14
	<i>Q. polymorpha</i>	28	20	18.37±8.34	18.84±8.16	12.22±3.05	12.89±2.97	0.62±0.12	0.64±0.12
	Total	600	596	23.67	24.86	16.10	16.64	29.73	35.04
Cañada el llorón	<i>Q. mexicana</i>	176	172	33.46±0.33	35.06±0.57	11.56±1.63	13.1±1.90	19.68±0.01	21.53±0.01
	<i>Q. polymorpha</i>	20	8	30.95±17.05	31.65±15.34	14.2±5.22	14.87±4.88	0.64±0.35	0.66±0.32
	<i>P. pseudostrobus</i>	116	148	21.34±11.74	19.87±11.98	11.82±3.99	11.45±3.89	5.3±0.18	6.66±0.20
	<i>Q. rugosa</i>	20	20	31.06±18.58	32.07±19.32	12±4	14.7±4.42	1.7±0.52	1.78±0.56
	<i>P. teocote</i>	68	64	18.55±10.63	18.92±10.11	10.21±0.85	11.23±0.62	1.77±0.21	2.48±0.20
	<i>A. xalapensis</i>	8	8	7.77±12.19	8.33±11.51	4.45±1.85	5.35±2.75	0.04±0.02	0.04±0.05
	Total	408	420	23.86	24.32	10.71	11.78	29.13	33.15
El Alamillal	<i>A. xalapensis</i>	120	120	12.55±4.05	13.31±4.32	4.63±1	6.51±1.95	1.53±0.003	1.78±0.04
	<i>J. flaccida</i>	20	16	11.03±2.60	13.43±2.82	8.08±0.99	9.77±1.58	0.16±0.02	0.23±0.02
	<i>P. pseudostrobus</i>	48	36	18.1±11.59	20.12±11.52	10.44±3.31	12.87±2.68	1.26±0.18	1.48±0.20
	<i>P. teocote</i>	152	140	22.81±10.77	25.07±10.87	17.56±4.59	18.17±4.03	6.98±0.19	8.18±0.20
	<i>Q. canbyi</i>	116	140	13.29±4.73	14.36±5.77	8.28±1.51	10.71±2.09	1.81±0.05	2.4±0.07
	<i>Q. laeta</i>	124	112	19.64±11.99	20.81±11.82	8.88±2.43	11.06±4.35	4.61±0.22	4.81±0.22
	<i>Q. rugosa</i>	20	12	18.38±6.68	21.08±8.74	8.63±1.97	9.63±2.24	0.35±0.08	0.47±0.12
	Total	600	576	16.54	18.31	9.50	11.25	16.70	19.35

Donde: D_m = Diámetro medio, H_m = Altura media, G = área basal, sd = Desviación estándar.

Área basal (G). La parcela Canoas registro mayor G , aumentando $4.71 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ del periodo 2013 al 2018, donde, la especie *P. teocote* estimó mayor G , teniendo incremento de $3.5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ en un periodo de cinco años (Tabla 4). La parcela Agua blanca y Cañada el llorón estimaron mayor G en *Q. mexicana*, aumentando 3.04 y $1.85 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ en cinco años (Tabla 4). Por otra parte, la parcela El Alamillal estimó la menor G , siendo *P. teocote* el de valor más alto registrado, aumentando $1.2 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ en cinco años (Tabla 4). Cabe señalar que el G presentó incrementos significativos en un periodo de cinco años, el cual se podría atribuir

probablemente al reclutamiento de árboles y al aumento en la tasa de crecimiento del diámetro. Según Prodan *et al.* (1997) el *G* tiene fuerte relación con la densidad y el volumen, y su incremento. Además, de acuerdo a Norden *et al.*, 2009 mencionan que uno de los mejores indicadores para medir el grado de recuperación del bosque es el *G*. Por lo que, los resultados del *G* se encuentran dentro de los rangos reportados en bosques de la Sierra Madre Oriental (Aguirre *et al.*, 2003, Ávila *et al.*, 2017).

Volumen rolo total (*Vrt*). Se observa tendencia creciente en la parcela Canoas de 35.54 m³ ha⁻¹ en cinco años, donde, *P. teocote* registro aumento de 26.17 m³ ha⁻¹ en cinco años (Figura 2). Por otra parte, la parcela Agua blanca estimó un aumento de 27.78 m³ ha⁻¹, donde *P. teocote* y *Q. mexicana* registraron aumento de 8.01 m³ ha⁻¹ y 13.3 m³ ha⁻¹ durante el periodo 2013 al 2018 (Figura 2). De acuerdo a la parcela Cañada el llorón *Q. mexicana* incremento 10.46 m³ ha⁻¹, seguido de *P. pseudostrobus* con aumento de 6.82 m³ ha⁻¹ en cinco años (Figura 2). Sin embargo, la parcela El Alamillal presentó menor *Vrt*, sin embargo, la especie *P. teocote* presente en esta parcela registró mayor aumento 11.5 m³ ha⁻¹ (Figura 2). Un indicador para la planeación y manejo de los recursos forestales es el volumen, por lo que, los resultados estimados en las parcelas analizadas, obtuvieron valores volumétricos por arriba de la media nacional (62 m³ ha⁻¹) reportado por CONAFOR (2018) para los bosques de coníferas y latifoliadas en el país. Estos resultados se debieron a los árboles dominantes y maduros ubicados dentro de las parcelas muestreadas. Los valores estimados en este trabajo son similares con los registrados por Graciano *et al.* (2019), quienes obtuvieron 207.36 m³ ha⁻¹ en bosques templados en Durango. Graciano-Ávila *et al.* (2020) evaluaron la vegetación arbórea en bosques templados de Durango reportando valores de 198 m³ ha⁻¹ en el año 2007 y 246 m³ ha⁻¹ en 2017. Sin embargo, son altos en relación a los obtenidos por Nívar (2010b), quien registró un valor de 115 m³ ha⁻¹ para los bosques templados del estado de Nuevo León. Los valores obtenidos pueden tener variación en comparación a estudios similares de acuerdo a la densidad y mezcla de especies (Nívar y González 2009).

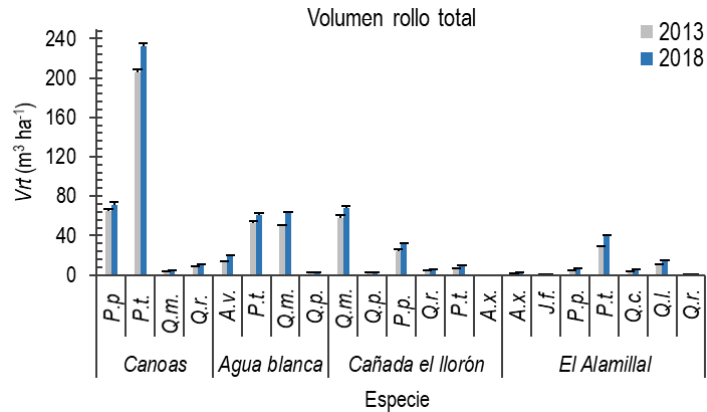


Figura 2. Volumen rollo total por especie en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

Biomasa total (Bt). La parcela Canoas estimo la mayor *Bt*, incrementando 19.07 Mg ha⁻¹ en cinco años, donde, *P. teocote* registró mayor incremento 13.61 Mg ha⁻¹ en cinco años, mientras *Q. mexicana* presentó la menor cantidad (Figura 3). En la parcela Agua blanca aumento 14.77 Mg ha⁻¹ en cinco años (Figura 3). Acorde a la parcela Cañada el llorón presentó aumento de 12.45 Mg ha⁻¹ durante el periodo 2013 al 2018, siendo *Q. mexicana* el de mayor *Bt* aumentando 6.38 Mg ha⁻¹ (Figura 3). La parcela El Alamillal aumento 12.47 Mg ha⁻¹ en cinco años. Los resultados indican que la parcela Canoas presentó mayor *Bt*, estando muy por arriba del valor promedio (74.16 Mg ha⁻¹) reportado para los bosques templados del estado de Nuevo León (Návar 2010b). La parcela Agua blanca y Cañada el llorón tuvieron valores alrededor del promedio reportado, sin embargo, la parcela El Alamillal estuvo por debajo de ese promedio. Graciano *et al.* (2019) registraron un total de 130.28 Mg ha⁻¹ en un bosque de clima templado en Durango, arriba del promedio reportado por Návar 2010b, estos resultados fueron mayores en la parcela Canoas, pero de menor *Bt* registrado en las parcelas Agua blanca, Cañada el Llorón y Canoas. Aunque esta proporción puede variar entre las parcelas, se hace evidente que esto depende de las condiciones en las que los individuos se desarrollen, como son el tipo de vegetación, el manejo, la competencia, la altitud y latitud, el clima, el suelo, la densidad, entre otros (Oliver y Larson 1990). Además, Hernández-Moreno *et al.*, 2020 señalan que los rodales

con manejo forestal de bosques de pino-encino, podrían alcanzar acumulación de biomasa, similares a los rodales sin manejo o conservados en su estado natural, en un menor tiempo.

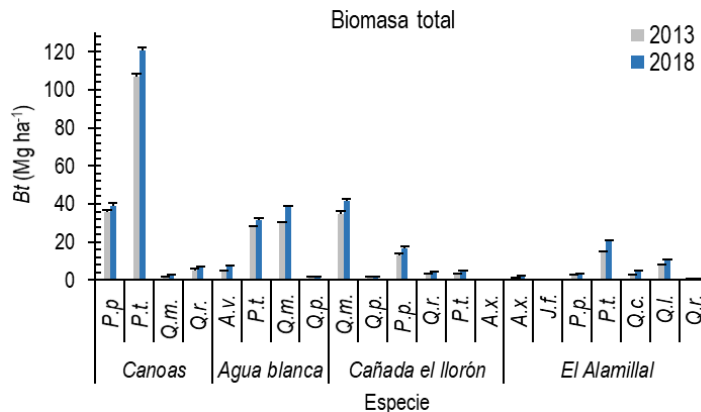


Figura 3. Biomasa total por especie en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

Carbono (C). Se estimó mayor C en la parcela Canoas reteniendo 9.12 Mg ha^{-1} en cinco años, donde *P. teocote* secuestro mayor cantidad de C 6.51 Mg ha^{-1} (Figura 4). La parcela Agua blanca almacenó en cinco años 7.06 Mg ha^{-1} , observándose que *Q. mexicana* y *P. teocote* presentaron mayor acumulación (Figura 4). La parcela Cañada el llorón reportó una acumulación de 5.95 Mg ha^{-1} en cinco años, siendo *Q. mexicana* el que acumuló mayor C 3.05 Mg ha^{-1} (Figura 4). Sin embargo, la parcela El Alamillal acumulo 5.95 Mg ha^{-1} en cinco años, siendo *P. teocote* el de mayor retención de C (Figura 4). Los resultados en este estudio se encuentran dentro de los valores registrados para bosques templados, de acuerdo a Aguirre-Calderón y Jiménez-Pérez (2011) estimaron valores de 45.24 Mg ha^{-1} en bosques de pino-encino, 64.20 Mg ha^{-1} en bosques de encino-pino, *P. pseudostrobus* 73.18 Mg ha^{-1} y *P. teocote* 47.01 Mg ha^{-1} , en rodales de bosques mixtos en la región Sur de Nuevo León. Graciano *et al.* (2019) reportan valores de 65.14 Mg ha^{-1} en la evaluación del contenido de C en un bosque de clima templado en Durango. Hernández-Moreno *et al.*, 2020 estimaron el C en rodales con y sin manejo forestal en la reserva de la biosfera mariposa monarca

reportando 155.03 Mg ha⁻¹ en rodales sin manejo y 128.44 Mg ha⁻¹ en rodales con manejo, estando por arriba de lo reportado en este estudio.

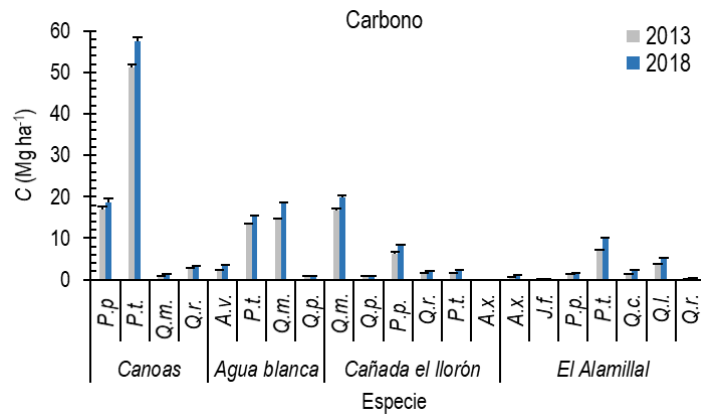


Figura 4. Carbono almacenado por especie en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

Dióxido de carbono equivalente (CO₂eq). Se observa mayor secuestro de CO₂eq en la parcela Canoas, reteniendo 33.46 Mg ha⁻¹ en cinco años, donde *P. teocote* acumulo mayor CO₂eq 23.87 Mg ha⁻¹ (Figura 5). La parcela Agua blanca acumulo 26.16 Mg ha⁻¹ en cinco años, siendo *Q. mexicana* y *P. teocote* los de mayor secuestro de CO₂eq 14.48 Mg ha⁻¹ y 7.29 Mg ha⁻¹ (Figura 5). Mientras la parcela Cañada el llorón secuestró 21.82 Mg ha⁻¹ en un lapso de cinco años, en el cual *Q. mexicana* registro mayor acumulación de CO₂eq 11.19 Mg ha⁻¹ (Figura 5). La parcela El Alamillal presentó menor secuestro de CO₂eq, almacenando 21.86 Mg ha⁻¹ en cinco años, donde *P. teocote* en esta parcela secuestró 10.48 Mg ha⁻¹ (Figura 5). La parcela Canoas representa un importante depósito de CO₂eq, datos similares a lo reportado por Pacheco Gutiérrez 2020 quien señala un aproximado de 284 toneladas de CO₂ actualmente almacenadas en el arbolado de zonas urbanas. Por lo que estos bosques con alta tasa de crecimiento y desarrollo son más efectivos en el proceso de fotosíntesis al capturar el CO₂ de la atmósfera y fijándolo como C en sus componentes (fuste, ramas, hojas, corteza, raíces), además, liberan O₂ hacia la atmósfera. Se estima que, combinando estrategias de conservación forestal con proyectos de reforestación en todo el mundo, los bosques podrían resultar un sumidero neto

de carbono durante los próximos cien años, permitiendo secuestrar entre un 20 y un 50 % de las emisiones netas de CO₂ a la atmósfera (IPCC 1996).

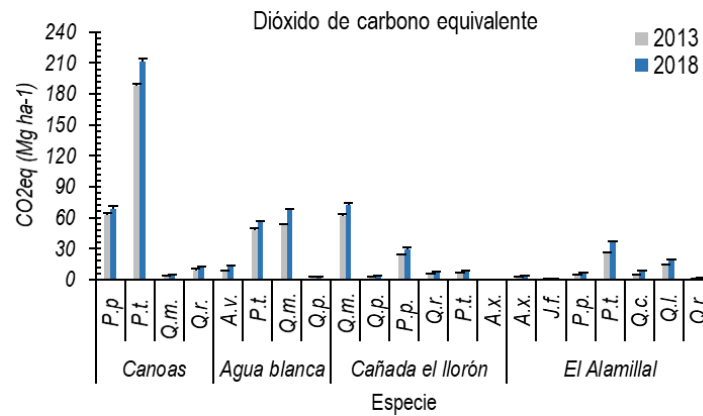


Figura 5. Secuestro de CO₂eq por especie en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

Oxígeno (O₂). La mayor producción de O₂ se estimó en la parcela Canoas, seguido de Agua blanca y Cañada el llorón, mientras que la parcela El Alamillal fue la de menor producción (Figura 6). Sin embargo, las parcelas presentaron aumentos de O₂ en un intervalo de cinco años, correspondiéndole a la parcela Canoas 24.34 Mg año⁻¹, Agua blanca 18.85 Mg año⁻¹, Cañada el llorón 15.88 Mg año⁻¹ y El Alamillal 15.90 Mg año⁻¹. Las especies que presentaron mayor producción de O₂ en la parcela Canoas para 2013 al 2018 fue *P. teocote* y *P. pseudostrobus*. En la parcela Agua blanca la especie *Q. mexicana* y *P. teocote* fueron las de mayor producción de O₂, con aumentos de 10.36 Mg año⁻¹ y 4.58 Mg año⁻¹ en cinco años. Conforme a la parcela Cañada el llorón *Q. mexicana* registró mayor aumento de O₂ 8.13 Mg año⁻¹ en cinco años. Mientras que en la parcela El Alamillal *P. teocote* registró un aumento de 7.62 Mg año⁻¹. De acuerdo a Espinosa 2017 estima que las coníferas producen más O₂ que las latifoliadas, sin embargo, el consumo de este elemento es indispensable para todas las formas de vida terrestres del planeta. Perry y LeVan (2003) y Espinosa (2017) señalan que una persona adulta consume en promedio 1 kg de oxígeno por día. De manera que, los resultados con mayor producción de O₂ se observó en la

parcela Canoas en 2018, cantidad suficiente para abastecer de O₂ a una población de 214 770 personas por ha⁻¹.

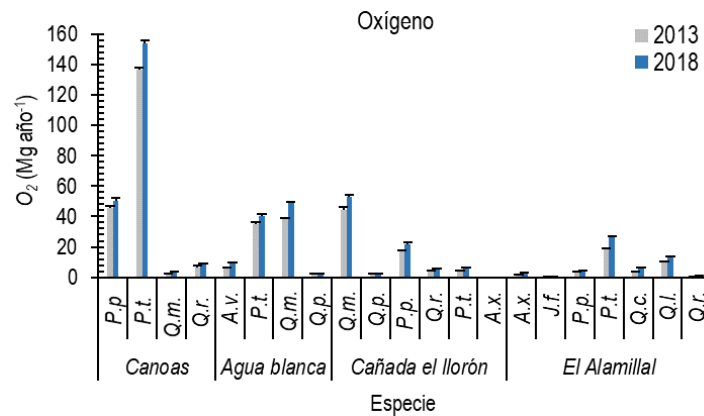


Figura 6. Producción de oxígeno por especie en las parcelas muestreadas del periodo 2013-2018.

Prueba *t-Student*. Los análisis de *t-Student* revelaron que existen diferencias significativas ($p < 0.05$) en los parámetros dasométricos con respecto a las evaluaciones de las parcelas, del periodo 2013 a 2018. Sin embargo, se observa que el parámetro diamétrico no presentó aumentos significativos (Tabla 5).

Tabla 5. Resultados de las pruebas *t-Student* que comparan los parámetros dasométricos en dos periodos de evaluación 2013-2018.

Parámetros dasométricos	T1-T2	D.S.	Error	<i>t</i>	<i>gl</i>	<i>p</i>
<i>H_m</i> (m)	-1.14500	0.49776	0.24888	-4.601	3	0.019
<i>D_m</i> (cm)	-0.86500	0.76796	0.38398	-2.253	3	0.110
<i>G</i> (m ² ha ⁻¹)	-4.21250	1.09259	0.54630	-7.711	3	0.005
<i>V_{rt}</i> (m ³ ha ⁻¹)	-26.27250	6.98512	3.49256	-7.522	3	0.005
<i>B_t</i> (Mg ha ⁻¹)	-14.69250	3.12114	1.56057	-9.415	3	0.003
<i>C</i> (Mg ha ⁻¹)	-7.02250	1.49221	0.74611	-9.412	3	0.003
<i>CO₂eq</i> (Mg ha ⁻¹)	-25.82500	5.48230	2.74115	-9.421	3	0.003
<i>O₂</i> (Año ha ⁻¹)	-18.74250	3.98402	1.99201	-9.409	3	0.003

Donde: *H_m* = Altura media; *D_m* = Diámetro medio; *G* = Área basal; *V_{rt}* = Volumen rollo total; *B_t* = Biomasa total; *C* = Carbono; *CO₂eq* = Dióxido de carbono equivalente; *O₂* = Oxígeno; T1= media del 2013; T2= media del 2018, DS= ± Desviación Estándar, *t*= valor de *t*, *gl*= grados de libertad, *p*= valor de *p*.

CAPÍTULO IV

Efecto del cambio climático en la distribución potencial de especies arbóreas de bosque templado en Nuevo León, México

4.1. Resumen

El clima mundial está cambiando significativamente en los últimos años y con ello la distribución de algunas especies. El objetivo del estudio fue estimar el impacto del cambio climático en la distribución potencial de 10 especies arbóreas de bosque templado del estado de Nuevo León, México, y definir áreas de conservación. Se estimó la distribución potencial actual y futuro de cada especie a partir de registros y variables ambientales, empleando el 75% de los registros para entrenar y 25% para validar los modelos en el algoritmo MaxEnt. Se calculó la superficie ocupada del área de estudio y se obtuvo el porcentaje de reducciones y aumentos ante dos escenarios (RCP 4.5 y RCP 8.5) de cambio climático. Los resultados señalan valores de AUC arriba de 0.900 para los datos de entrenamiento y validación, sin embargo, las pruebas de ROC parcial presentaron valores arriba de 1.700, mientras que los análisis de Z indicaron excelentes rendimientos estadísticos ($p < 0.01$). Se observa que, de las 10 especies, cuatro experimentarían reducciones en sus áreas de distribución, conservando *A. vejarii* 8690 ha, *P. pseudostrobus* de 6852 ha, *P. teocote* de 4197 ha y *Q. polymorpha* 10828 ha al año 2050. Las variables con mayor contribución fueron la vegetación, pendiente, Bio13 y edafología, de manera que, la modificación de alguna de estas variables supondría una reducción considerable en sus poblaciones e incluso podría ocurrir algunas extinciones locales. Con base en los resultados obtenidos se podrían tomar decisiones e implementar medidas de manejo para la conservación de determinadas especies.

Palabras clave: Áreas de conservación, especies forestales, MaxEnt, manejo forestal, *Pinus*, *Quercus*, reducción de áreas.

Effect of climate change on the potential distribution of temperate forest tree species in Nuevo León, Mexico

4.2. Abstract

The global climate is changing significantly in recent years and with it the distribution of some species. The objective of this study was to estimate the impact of climate change on the potential distribution of 10 temperate forest tree species in the state of Nuevo León, Mexico, and to define conservation areas. The current and future potential distribution of each species was estimated from records and environmental variables, using 75% of the records to train and 25% to validate the models in the MaxEnt algorithm. The occupied surface of the study area was calculated and the percentage of reductions and increases under two scenarios (RCP 4.5 and RCP 8.5) of climate change was obtained. The results show AUC values above 0.900 for the training and validation data, however, the partial ROC tests showed values above 1.700, while the Z-analyses indicated excellent statistical performance ($p < 0.01$). Of the 10 species, four will experience reductions in their ranges, with *A. vejarii* 8690 ha, *P. pseudostrobus* 6852 ha, *P. teocote* 4197 ha and *Q. polymorpha* 10828 ha in 2050. The variables with the greatest contribution were vegetation, slope, Bio13 and edaphology, so that the modification of any of these variables would mean a considerable reduction in their populations and could even lead to some local extinctions. Based on the results obtained, decisions could be made and management measures could be implemented for the conservation of certain species.

Key words: Area reduction, conservation areas, forest species, forest management, MaxEnt, *Pinus*, *Quercus*.

4.3. Introducción

El manejo eficaz de los ecosistemas en relación con el cambio climático representa importantes retos para los manejadores forestales y ecologistas, ya sea para fines comerciales o de conservación. México cuenta con aproximadamente 138 millones de hectáreas de vegetación, representando el 70% de su territorio; de esta superficie, el 17% corresponde a bosques de clima templados (Conafor 2014). La función ecológica de este tipo de vegetación contribuye a la regulación del clima al actuar como sumideros de gases de efecto invernadero (FAO 2018). La excesiva acumulación de estos gases en la atmósfera está provocando cambios en el clima, prueba de ello es el aumento de temperatura de 0.87°C registrado en el periodo de 2006 a 2015; de continuar esta tendencia, se podrían alcanzar 1.5°C al año 2040 (Allen *et al.* 2018). La alteración de la composición del ecosistema por la extracción de especies, la conversión de uso de suelo, y los incendios forestales, entre otros, provocan debilitamiento y estrés en los árboles, lo que reduce su eficiencia reguladora y favorece la incidencia de plagas forestales (Salinas-Moreno *et al.* 2010).

El impacto del cambio climático en los ecosistemas se reflejará en la alteración de la distribución, tamaño, estructura y abundancia de las especies (Parmesan 2006) o en la desaparición directa de algunas especies y poblaciones (Thomas *et al.* 2004). Las distintas especies tenderían a desplazar su distribución hacia latitudes y altitudes diferentes a las actuales (Parmesan 2006, Gavilán 2008). Sin embargo, las modificaciones en el clima podrían superar su capacidad para migrar o sobrevivir en las nuevas condiciones ambientales (Gavilán 2008, Sáenz-Romero *et al.* 2016). En particular, este efecto será más grave para las especies que se encuentren en ecosistemas geográficamente confinados, como las montañas, ya que serán más sensibles a los cambios en las condiciones climáticas (Dawson y Spannagle 2009).

Existen modelos para predecir la distribución de especies (Elith *et al.* 2006), y son representaciones cartográficas de la capacidad de una especie para ocupar un espacio geográfico, determinado en función de variables continuas o categóricas

(Guisan y Zimmermann 2000) también llamadas bioclimáticas. Las más utilizadas son las variables climáticas (Felicísimo *et al.* 2012), edafológicas (Cruz-Cárdenas *et al.* 2016, Ramos-Dorantes *et al.* 2017) y topográficas como la altitud, la pendiente y la exposición (Bradley y Fleishman 2008, Cruz-Cárdenas *et al.* 2016). MaxEnt es un software basado en el enfoque estadístico de Máxima Entropía que predice la distribución potencial de una especie utilizando datos de presencia (Phillips *et al.* 2006), es considerado el mejor método (Guisan y Zimmermann 2000, Benito de Pando y Peñas de Giles 2007, Kumar y Stohlgren 2009). Esta técnica se aplica para priorizar áreas de conservación biológica (Aguirre y Duivenvoorden 2010, Ávila *et al.* 2014, Martínez-Sifuentes *et al.* 2020), evaluar los efectos del cambio climático (González *et al.* 2010, Felicísimo *et al.* 2012; Manzanilla-Quijada *et al.* 2020a), estimar y delimitar áreas potenciales para la producción de semillas (Manzanilla *et al.* 2019, Manzanilla-Quijada *et al.* 2020b) y modelar la distribución potencial de especies de pinos (Cruz-Cárdenas *et al.* 2016, Ramos-Dorantes *et al.* 2017).

Con el paso del tiempo, el número de registros de diferentes especies ha aumentado (Armendáriz *et al.* 2012), los algoritmos de modelización han mejorado (Cobos *et al.* 2019) y se han creado nuevas superficies bioclimáticas y modelos de circulación general (MCG) (Karger *et al.* 2017), lo que da la pauta para generar más estudios sobre la distribución de especies. Por lo anterior, la hipótesis fue que las variables ambientales y los registros de presencia de 10 especies de clima templado predicen adecuadamente su distribución potencial y que dichas especies mantendrán su nicho ecológico para el año 2050. Para responder dicha hipótesis se planteó el siguiente objetivo: modelar la distribución potencial actual y bajo escenarios de cambio climático de 10 especies de plantas arbóreas de clima templado en el estado de Nuevo León, México, y definir áreas de conservación.

4.4. Materiales y métodos

Área de estudio y especies estudiadas

El estudio se realizó en el estado de Nuevo León, abarcando una superficie de 65,057.17 km², representando el 3.3% del territorio nacional. Entre las coordenadas 27° 47' y 23° 10' latitud Norte y 98° 24' y 101° 12' latitud oeste (Figura 1). Las especies de estudio se ubican en bosques templados del sistema montañoso de la Sierra Madre Oriental (SMO) principalmente, en altitudes que alcanzan hasta los 3000 msnm, temperatura media anual de 20°C, temperatura máxima promedio de 32°C (mayo a agosto) y temperatura mínima promedio de 5°C (enero), con precipitación media estatal de 650 mm anuales (agosto y septiembre) (INEGI 2017).

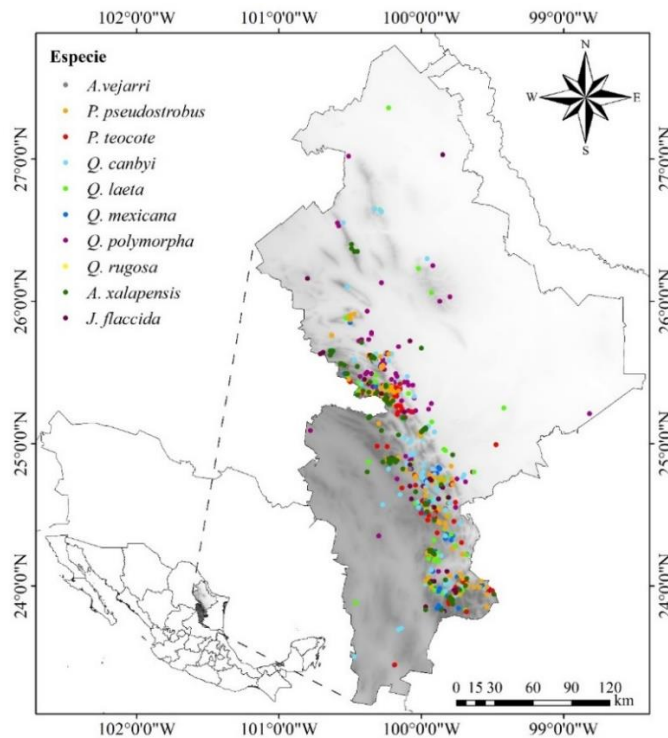


Figura 1. Área de estudio y registro presencia de especies en Nuevo León.

Origen de los datos de presencia

Los registros de cada una de las especies fueron tomados directamente en campo utilizando un GPS, los cuales fueron complementados de la

georreferencia de puntos de colectas disponibles de diversas fuentes: la primera fue la base de datos del Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad (SNIB-REMIB) de la comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO 2020); posteriormente se consultó el repositorio digital del Herbario Nacional de México (MEXU-UNIBIO) del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM); seguido de la Red internacional e infraestructura Global Biodiversity Information Facility (GBIF 2020); y de la Red social de ciencia (NATURALISTA) de la CONABIO. Los datos obtenidos fueron depurados en varias fases antes de iniciar la modelación de la distribución de cada taxón, para este análisis se utilizó la plataforma Niche ToolBox, excluyendo las coordenadas duplicadas, mal georreferenciados y dentro de áreas urbanas, dejando una distancia de separación de 1 km² (30 segundos de arco) entre cada uno de los registros (Pearson *et al.* 2007). Todos los registros dudosos, tanto taxonómica como geográficamente, fueron cuidadosamente evaluados para su inclusión o eliminación en los análisis. Al final de la depuración se obtuvieron un total de 864 registros distribuidos entre las 10 especies (Tabla 1).

Tabla 1. Procedencia del número de ejemplares usados en la modelación de la distribución de especies. Clasificación de acuerdo a *The Plant List* (2013).

Clave	Nombre científico	Campo	SNIB	GBIF	IBUNAM-MEXU	Naturalista	Total
Ave	<i>Abies vejarii</i> Martínez	11	1	26	-	-	38
Pps	<i>Pinus pseudostrobus</i> Lindl.	29	36	32	1	34	132
Pte	<i>Pinus teocote</i> Schiede ex Schltld. & Cham	7	30	49	1	4	91
Qca	<i>Quercus canbyi</i> Trel.	5	38	71	3	10	127
Qla	<i>Quercus laeta</i> Liebm.	7	42	51	1	2	103
Qme	<i>Quercus mexicana</i> Bonpl.	7	27	40	10	-	84
Qpo	<i>Quercus polymorpha</i> Schltld. & Cham.	10	45	82	6	5	148
Qru	<i>Quercus rugosa</i> Née	5	2	2	-	1	10
Axa	<i>Arbutus xalapensis</i> Kunth	16	-	56	1	13	86
Jfl	<i>Juniperus flaccida</i> Schltld.	20	-	11	-	14	45
Total, general		117	221	420	23	83	864

SNIB: Sistema Nacional de Información sobre Biodiversidad.

GBIF: Global Biodiversity Information Facility.

IBUNAM-MEXU: Herbario Nacional de México bajo custodia del Instituto de Biología de la UNAM.

Obtención de variables climáticas actuales

Se obtuvieron 19 variables climáticas en formato ráster a una resolución de 30 segundos de arco lo cual equivale aproximadamente a 1 km² por pixel (Tabla 2), información derivada de la interpolación de los registros de las estaciones climáticas mensuales de precipitación, temperatura mínima y máxima, para México del periodo comprendido entre los años 1910-2009, disponibles en la plataforma del Centro de Recursos Idrisi-México de la Universidad Autónoma del Estado de México, CRI-UAE-Méx (<http://idrisi.uaemex.mx/distribucion/superficies-climaticas-para-mexico>) (Cuervo-Robayo *et al.*, 2014).

Obtención de variables climáticas futuras

Se obtuvieron a partir del Modelo de Circulación Global (MCG) del Laboratorio de Dinámica de Fluidos Geofísicos con el componente de Dinámica de la Capa Oceánica Generalizada (GFDL_ESM2G) disponibles en http://www.ccafs-climate.org/data_spatial_downscaling/. Además, el componente atmosférico de los ESM incluye características físicas como aerosoles (tanto naturales como antropogénicos), física de nubes y precipitación. El MCG se descargó bajo dos escenarios de trayectorias de concentración representativas de gases de efecto invernadero (RCP por sus siglas en inglés) de RCP 4.5 y 8.5 para el 2050; donde el primer escenario representa un forzamiento radioactivo de condiciones actuales similares a las proyectadas a futuro considerado como conservador (Fernández-Eguiarte *et al.* 2015), el segundo escenario proyecta condiciones donde las emisiones de gases de efecto invernadero se encuentran en constante aumento considerado como pesimista (Van Vuuren *et al.* 2011, IPCC 2014).

Obtención de variables topográficas y biológicas del sitio

Se incluyeron la variable pendiente (%), orientación (°), altitud (msnm), vegetación (Tipo) y edafología (Tipo). Las tres primeras se obtuvieron a partir del geoprocésamiento de un Modelo Digital de Elevación con resolución de 90 m en

formato Geotiff (INEGI 2016), mientras que la vegetación se obtuvo de la serie VI uso del suelo y vegetación y la edafología (tipo de suelo dominante) se obtuvo en formato vectorial (shapefile) escala 250 m (INEGI 2013, INEGI 2016). Todas las variables fueron convertidas a formato ráster ASCII y ajustadas a una resolución espacial aproximada de 1 km² (30 segundos de arco) (Tabla 2).

Selección de las variables

Es sabido que utilizar una gran cantidad de capas climáticas puede conducir a errores o sobre ajustar los modelos de distribución dado a la alta colinealidad entre ellas (Mendoza-González *et al.* 2013, Cruz *et al.* 2014), para evitar esto, se seleccionaron las variables climáticas que no estuvieran correlacionadas entre sí (Tabla 2). Este procedimiento se realizó a través del análisis de multicolinealidad en el programa *Rstudio* v. 4.0.3 (R Core Team 2020), empleando el factor de inflación de la varianza (VIF, por sus siglas en inglés) para seleccionar las variables no correlacionadas a partir de una matriz con las 24 variables, donde los valores de correlación de Pearson de ≥ -0.85 o $+0.85$ indican problemas de multicolinealidad entre las variables.

Tabla 2. Variables climáticas y ambientales empleadas para cada uno de los análisis finales en la modelación de la distribución de especies.

Clave	Variables bioclimáticas Unidad (en paréntesis)	Tipo de variable	Especie										
			Ave	Pps	Pte	Qca	Qla	Qme	Qpo	Qru	Axa	Jfl	
Bio1	Temperatura media anual (°C)	Continua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bio2	Rango de temperatura diurno medio (Temp. Máx. - Temp. Mín.) (°C)	Continua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bio3	Isotermalidad (Bio2 / Bio7) (* 100) (°C)	Continua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bio4	Estacionalidad de temperatura (desviación estándar * 100) (°C)	Continua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bio5	Temperatura máxima del mes más caliente	Continua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bio6	Temperatura mínima del mes más frío (°C)	Continua	*	-	-	-	-	-	*	*	-	-	*
Bio7	Rango de temperatura anual (Bio5 – Bio6)	Continua	*	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-
Bio8	Temperatura media del trimestre más húmedo	Continua	-	*	*	*	*	-	-	-	-	-	-
Bio9	Temperatura media del trimestre más seco	Continua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bio10	Temperatura media del trimestre > más caliente	Continua	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-
Bio11	Temperatura media del trimestre más frío	Continua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bio12	Precipitación total anual (mm)	Continua	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-
Bio13	Precipitación del mes más húmedo (mm)	Continua	-	*	*	*	*	*	*	-	*	-	-
Bio14	Precipitación del mes más seco (mm)	Continua	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-
Bio15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación) (mm)	Continua	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*	-
Bio16	Precipitación del trimestre más húmedo (mm)	Continua	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bio17	Precipitación del trimestre más seco (mm)	Continua	*	*	-	-	-	*	-	-	*	-	-
Bio18	Precipitación del trimestre más caliente (mm)	Continua	*	*	-	-	*	*	-	-	*	-	-
Bio19	Precipitación del trimestre más frío (mm)	Continua	*	-	*	-	-	-	*	*	-	-	-
Alt	Altitud (msnm)	Continua	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*
Eda	Edafología (tipo)	Categórica	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*	-
Orient	Orientación (%)	Continua	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Pnd	Pendiente (°)	Continua	-	-	*	*	*	*	-	*	*	*	*
Veg	Vegetación (tipo)	Categórica	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Total			6	8	8	8	9	10	8	8	9	5	

* Selección de variables definitiva (correlación de Pearson de $\geq \pm 0.85$).

Área de calibración y delimitación del área accesible (M)

La delimitación del área de calibración, denotada por «M» en el diagrama de «BAM», es fundamental en la modelación de nichos y distribución de especies, así como en la generación y transferencia del modelo (Soberón *et al.* 2017) ya que se ha descrito como el espacio donde una especie esta o se asume que podría estar, con base en el conocimiento biológico y su capacidad de dispersión. Para la delimitación del área «M» se empleó el estado de Nuevo León y a partir de esta área se recortaron y ajustaron las variables ambientales a un tamaño de pixel de 1 km² (30 segundos de arco) a través del programa ArcMap v. 10.5. (ESRI 2016).

Generación de los Modelos

Se efectuó con el algoritmo de Máxima Entropía (MaxEnt) v. 3.4.3k (Phillips *et al.* 2006), generando 10 modelos de distribución, considerando la regla de aplicación umbral (*equal test sensitivity and specificity*), un máximo de 1000 iteraciones, un límite de convergencia de 10⁻⁵ (valor por omisión) y un replicado interno por *Bootstrap* (Liu *et al.* 2005, Phillips *et al.* 2006). Se desactivaron las opciones *Extrapolate* y *Do clamping* para evitar extrapolaciones artificiales en los valores extremos de las variables bioclimáticas (Elith *et al.* 2011). Se considero la salida del tipo logística empleando un umbral de 0 a 1 (0 = ausencia y 1 = presencia), es decir mientras el valor se aproxime a 1 las condiciones ambientales serán idóneas para la especie. Se incluyó el 75% de los registros para el entrenamiento del modelo y 25% para la validación. Se estimo la contribución relativa de cada variable a través de la prueba de *Jackknife* (Phillips *et al.* 2006, Ramos-Dorantes *et al.*, 2017). Para la generación de los modelos de distribución proyectados a futuro del periodo 2050 se realizaron de acuerdo a los parámetros del modelo de distribución actual, a los cuales se aplicaron los mismos criterios de evaluación y validación efectuado en el modelo actual.

Validación de los modelos

Los modelos se validaron acorde al desempeño y ajuste estadístico en las pruebas de entrenamiento y validación del AUC (*Área Under the Curve*) del ROC estándar (*Receiver Operating Characteristic*) (Phillips *et al.* 2006, Aguirre y Duivenvoorden 2010). Se realizó la prueba de ROC-parcial para subsanar las deficiencias del AUC, este análisis se efectuado mediante la plataforma Niche ToolBox (Osorio-Olvera *et al.* 2020), utilizando un 50% de los registros remuestreados en 1000 réplicas *Bootstrap* y fijando un error de omisión no mayor a 5% (*1-omission threshold* > 95). Además, se realizó una prueba de Z, lo que brindo de mayor robustez estadística a los modelos.

Distribución potencial actual y futuro

Se generaron mapas de distribución potencial de cada especie a través del programa ArcMap v. 10.5 (ESRI 2016), reclasificando las salidas ASCII de los modelos en tres categorías de probabilidad de idoneidad (nula, media y alta) con intervalos iguales, calculando la superficie total por categoría que ocupa cada una de ellas. Para evaluar el impacto del cambio climático en la distribución de las especies arbóreas, se obtuvo el porcentaje de reducción de cada especie con base en el escenario actual y futuro, por medio de la siguiente fórmula: % de reducción = $[(S_1 - S_0) / S_0] * 100\%$, donde S_0 es la superficie total que ocupan en el área de estudio de acuerdo al escenario actual y S_1 es la superficie total que ocupan en el área de estudio bajo las condiciones de cambio climático.

Áreas aptas para la conservación

Las áreas de conservación de nicho ecológico de cada especie se identificaron mediante la aplicación de un intersección entre las áreas de distribución actual y las áreas proyectadas a futuro. Se optó por emplear solamente las especies que estimaron mayor superficie reducida en los modelos a futuro respecto a la distribución actual, esto con la finalidad de identificar zonas mínimas de persistencia de nicho ecológico, las cuales pudieran ser utilizadas como áreas de

conservación (Soberón y Miller 2009, Peterson 2011, Martínez-Sifuentes *et al.* 2020) las cuales ayudarían a los programas de conservación y restauración.

4.5. Resultados y discusión

La complementación de los registros recolectados directamente en campo con la revisión de ejemplares de herbarios permitió obtener resultado precisos y robustos. Siendo la especie con mayor número de registros conservados después del proceso de depuración *Q. polymorpha* (184), seguido de *P. pseudostrobus* (132) en contraste con *Q. rugosa* (10). Según Stockwell y Peterson (2002) demostraron que la modelación de cualquier especie depende de la cantidad y calidad de los datos, sugiriendo incluso que para que la predicción sea robusta, se necesita que la ubicación geográfica sea precisa y se utilice al menos un mínimo de 50 registros. Aunque se han realizado modelación de especies con menos de 6 registros (Aguirre y Duivenvoorden 2010). Sin embargo, de acuerdo a Phillips *et al.* (2006), Pearson *et al.* (2007) es recomendable utilizar por lo menos 10 registros de presencia.

Validación de los modelos

Los valores AUC de los datos de entrenamiento y validación se estimaron por encima de 0.900 para los 10 taxones (Figura 2). Por lo que, los valores estimados en este estudio se encuentran dentro de los rangos reportados en la literatura para ciertas especies (Arreola Ramos y Francisco Sánchez 2016, Aceves-Rangel *et al.* 2018, Manzanilla *et al.* 2019, González-cubas *et al.* 2020). Según Elith *et al.* (2006), los modelos con valores de AUC de 0.750 son útiles para predecir la distribución de especies; en ese sentido, los valores de AUC superiores a 0.900 obtenidos en este trabajo indican que los modelos están altamente descritos por las variables bioclimáticas. Los valores de las pruebas ROC parciales reportaron valores por arriba de 1.700 (Figura 2), por lo tanto, el desempeño de los modelos fue excelente, sin embargo, las pruebas del análisis de Z indicaron que los modelos son estadísticamente significativos ($p < 0.01$).

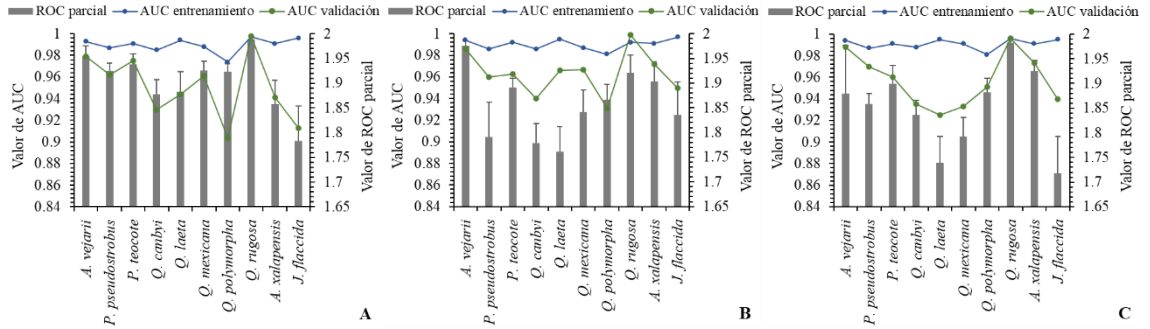


Figura 2. Tendencia de valores AUC con respecto a los valores de ROC parcial de los modelos de distribución potencial Actual (A) y bajo escenarios de cambio climático RCP 4.5 (B) y RCP 8.5 (C) al 2050.

Contribución de las variables climáticas, topográficas y biológicas

La variable más representativa y con mayor contribución en los modelos fue la vegetación, por lo que esta variable es relevante en el nicho ecológico y distribución de estas especies. De igual manera, se observó que la pendiente fue común para siete especies y la segunda variable de mayor porcentaje de contribuyo para la mayoría de las especies, seguido de la precipitación del mes más húmedo representado en siete especies, siendo la tercera variable con mayor contribución y la edafología fue común en ocho especies, siendo la cuarta variable con mayor porcentaje de contribución (Figura 3), por lo tanto, son variables de importancia para estos taxas. Conocer las condiciones actuales en las que se distribuyen las especies, proporciona información importante para identificar especialmente las áreas que contienen las características ambientales que estas especies requieren. Esto indica que los cambios o alteraciones en la vegetación asociada a las especies en estudio tendrían un gran impacto en sus áreas de distribución a futuro.

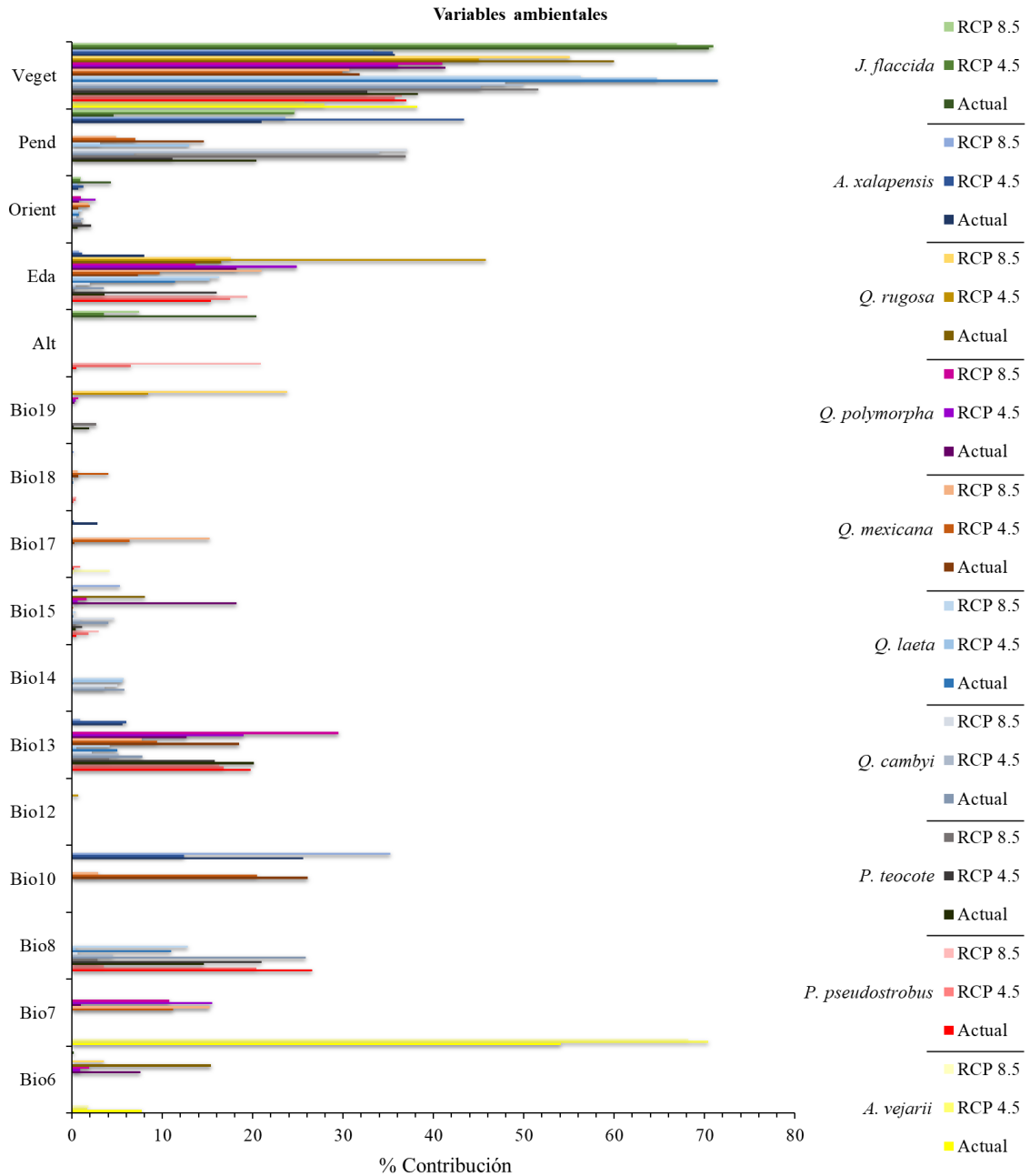


Figura 3. Porcentajes de contribución relativa de la variables climáticas y ambientales a los modelos de distribución potencial de especies de bosques templados en Nuevo León.

Distribución potencial actual y futuro

Los resultados bajo ambos escenarios catalogados como conservador (RCP 4.5) y pesimista (RCP 8.5), reflejan una notoria reducción en las áreas de distribución de *A. vejarii* 14.98%, *P. pseudostrobus* 35.76%, *P. teocote* 21.41% y *Q. polymorpha* 5.62% (Figura 4). Para las especies restantes correspondientes al género *Quercus*, *Arbutus* y *Juniperus* se observan aumentos en su distribución bajo ambos escenarios (Figura 5, 6 y 7). Sin embargo, *Q. rugosa* correspondiente al escenario RCP 4.5 estima un aumento del 104.12%, lo que supone el doble de la superficie de la distribución actual. En el caso del escenario RCP 8.5, se aprecia un aumento del 153.73% en la especie *J. flaccida*; estos aumentos dependerán del modelo y escenario aplicado. Aunque las especies tienen capacidad de cambiar y adaptarse, la presencia de poblaciones en determinadas condiciones es un indicador de sus preferencias y requerimientos. Esto es importante porque las tolerancias entre especies son diferentes y esto hace que algunas especies sean más vulnerables a los efectos del cambio climático (Thuiller *et al.* 2011).

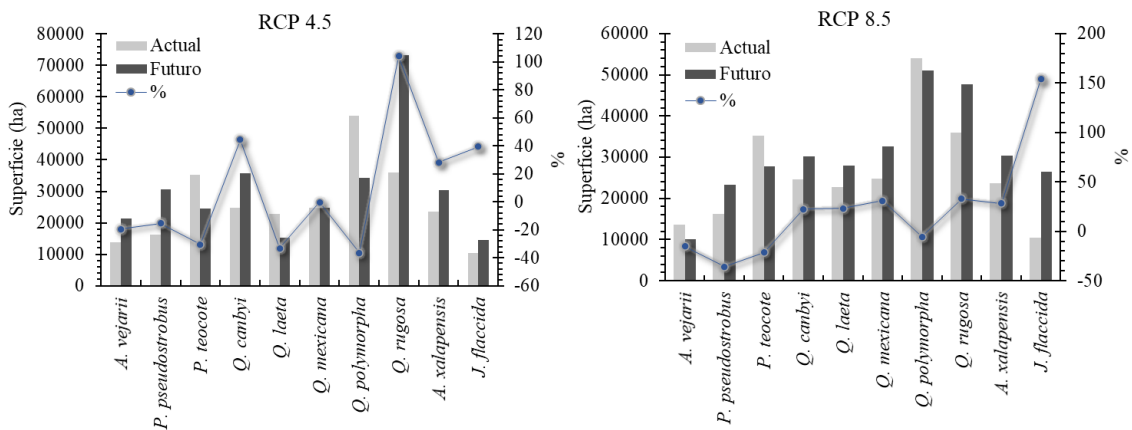


Figura 4. Área potencial de las especies analizadas de acuerdo con el escenario actual y bajo escenarios de cambio climático del modelo GFDL_ESM2G al 2050. Se presenta el área total que ocupan en hectáreas (ha) con sus porcentajes de cambio.

Se observa que, dependiendo del escenario empleado en los modelos de distribución de las especies, estas se verán afectadas diferencialmente (Figura 5, 6 y 7). Por lo que, las especies tendrán que desafiar diversas presiones fisiológicas del entorno ante el cambio climático actual, como el aumento de la temperatura y las variaciones en los ciclos hidrológicos, y responder en tiempos relativamente cortos (Sáenz-Romero *et al.* 2016). Por ello, la permanencia de las especies ante el cambio climático dependerá de su capacidad de adaptación y de migrar rápidamente a lugares con condiciones climáticas óptimas (Sáenz-Romero *et al.*, 2016). De acuerdo a Dawson y Spannagle, 2009 sugieren que, a causa de los cambios actuales en el clima, las especies podrían desplazarse verticalmente, logrando cambiar la amplitud altitudinal de su distribución. Es importante reconocer que la pérdida de biodiversidad no sólo se debe al cambio climático, sino también a otros factores asociados, que tienen efectos a corto plazo como la fragmentación del hábitat, el cambio de uso de suelo, especies invasoras, etc. (Gavilán, 2008), por lo que la pérdida de especies será probablemente mucho mayor que la proyectada en este trabajo.

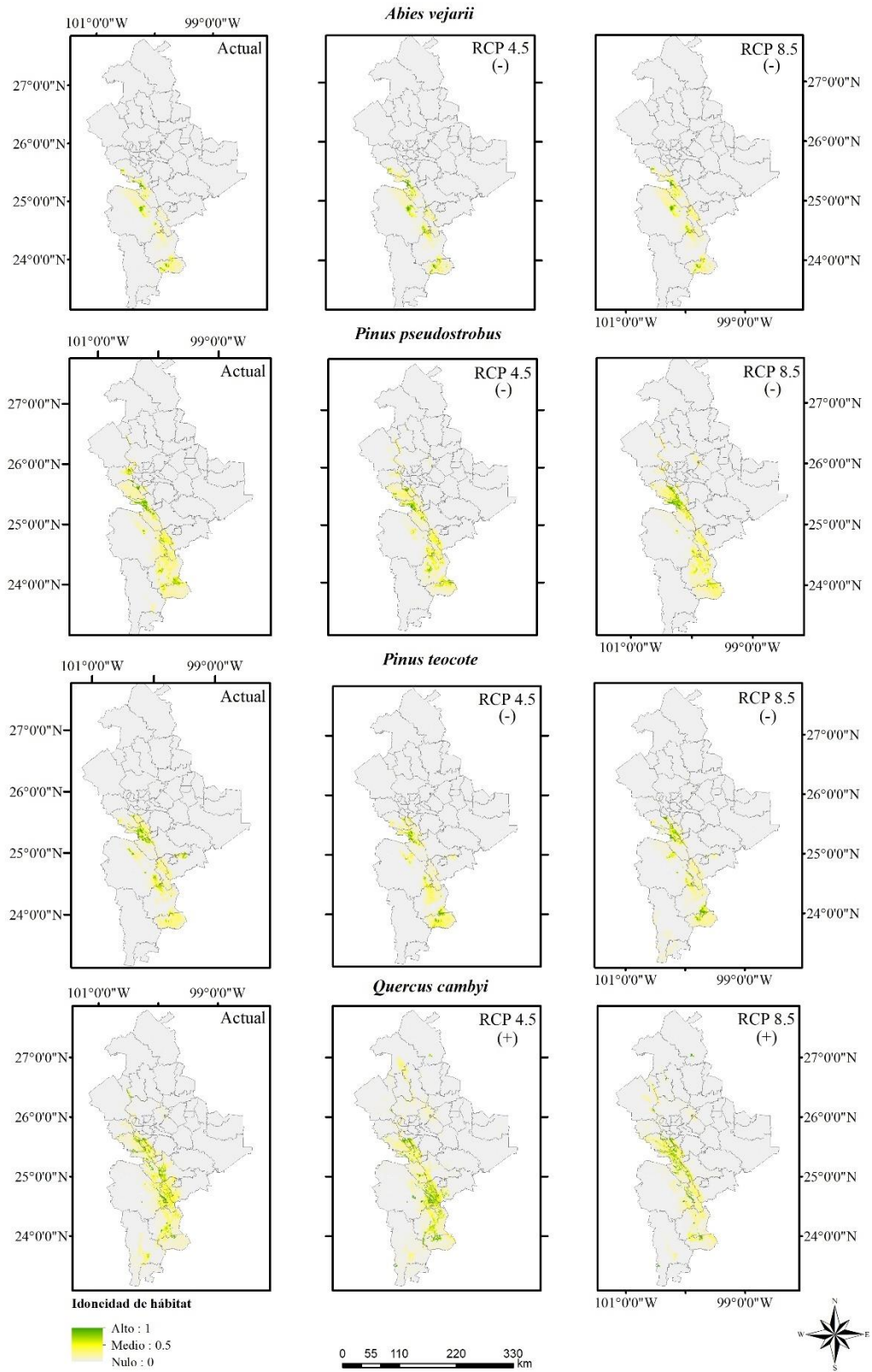


Figura 5. Distribución potencial actual y futura de especies de clima templado en Nuevo León México. (+) Aumento, (-) Reducción.

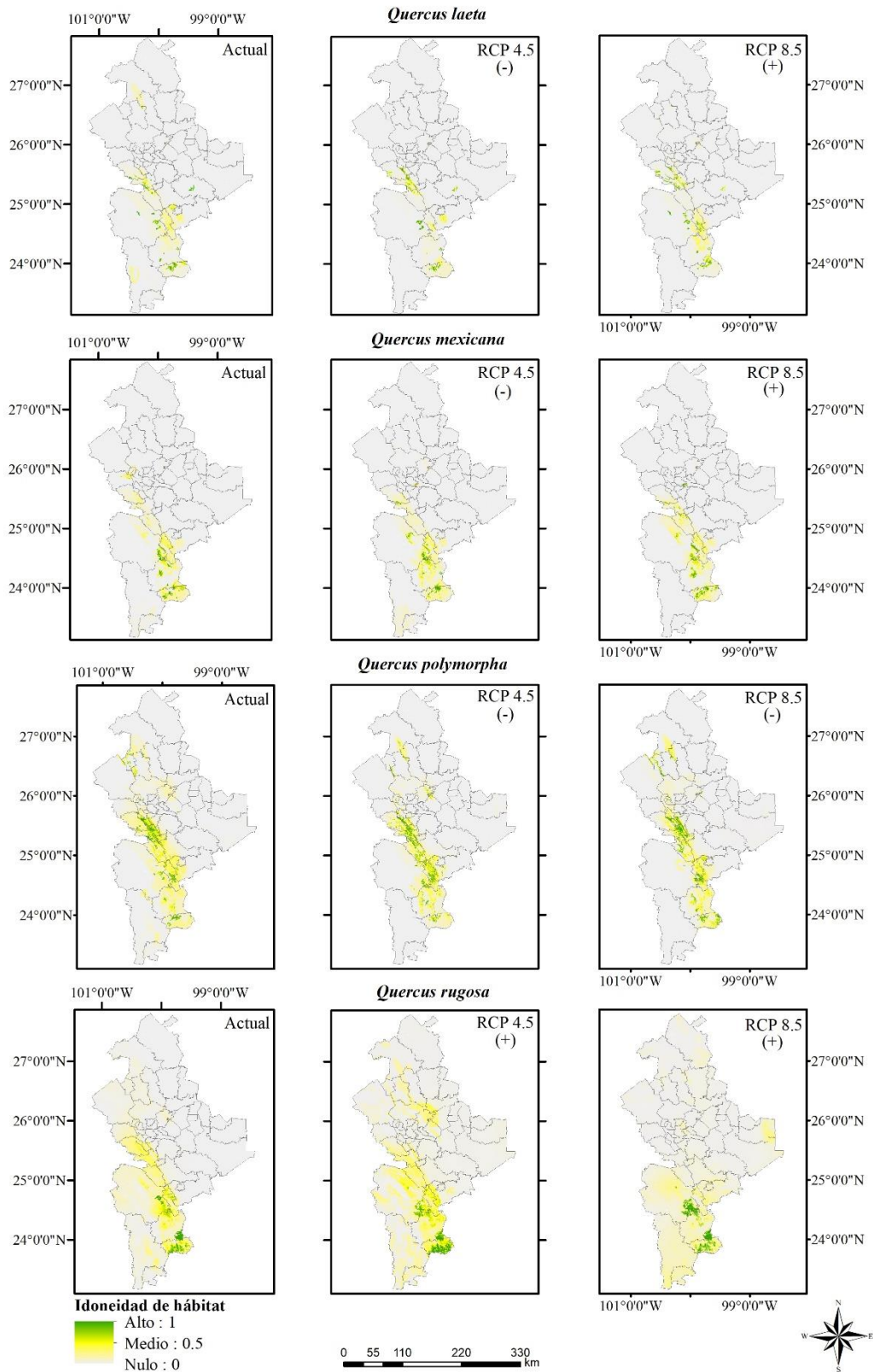


Figura 6. Distribución potencial actual y futura de especies de clima templado en Nuevo León México. (+) Aumento, (-) Reducción.

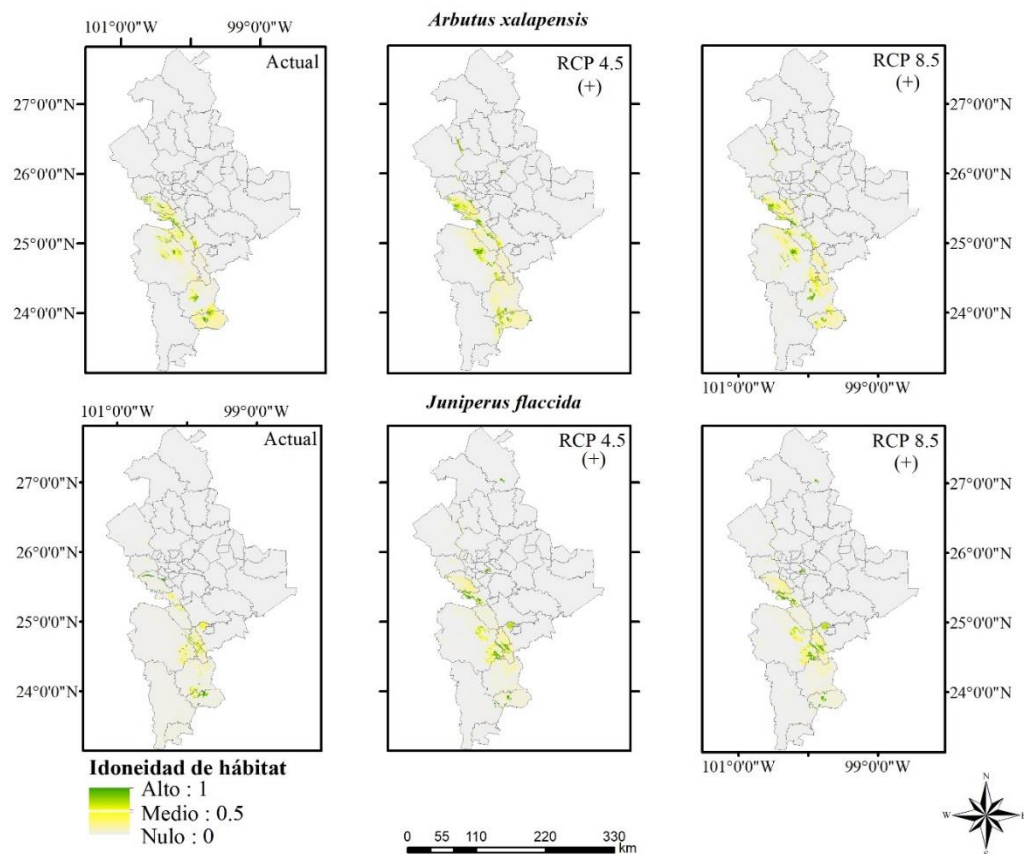


Figura 7. Distribución potencial actual y futura de especies de clima templado en Nuevo León México. (+) Aumento, (-) Reducción.

Áreas aptas para la conservación

La combinación del conocimiento derivado de los modelos de distribución potencial nos permitió identificar áreas prioritarias para la conservación, en las se podrían establecer mejores estrategias de manejo. En este trabajo, los modelos a futuro señalan que cuatro de las 10 especies de clima templado sufrirán reducciones en sus áreas de distribución debido a los efectos del cambio climático, por lo que para el año 2050 se conservará un área de idoneidad para *A. vejarii* de 8690 ha, *P. pseudostrobus* de 6852 ha, *P. teocote* de 4197 ha y *Q. polymorpha* 10828 ha (Figura 8). Las zonas de mayor conservación para *A. vejarii* se encuentran principalmente en los Municipios de Gral. Zaragoza, Galeana y Santiago. Para *P. pseudostrobus* en Santiago, Monterrey y San Pedro Garza García. Para *P. teocote* en Gral. Zaragoza y Santiago, y *Q. polymorpha* en Santiago, Iturbide y Monterrey. Algunos estudios recomiendan examinar

detenidamente las especies sensibles al cambio climático para definir estrategias de conservación *ex situ* (Sáenz-Romero *et al.*, 2012; Viveros-Viveros *et al.*, 2009).

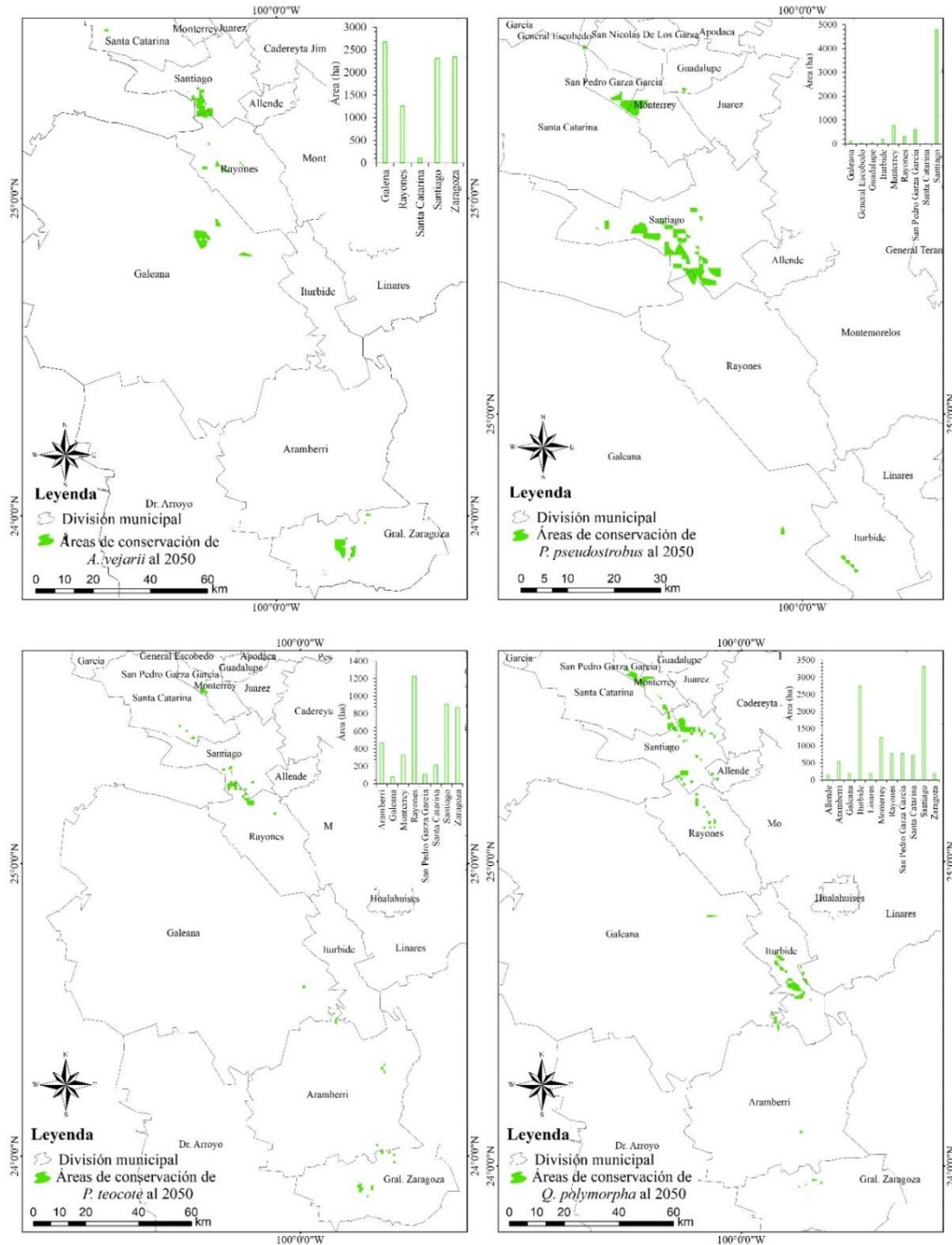


Figura 8. Áreas de conservación de nicho ecológico para el año 2050 de especies arbóreas en bosques templados de Nuevo León.

Conclusiones

CAPÍTULO II. Diversidad, estructura y composición florística de bosques templados del sur de Nuevo León.

Los resultados revelan que los sitios muestreados en este estudio son heterogéneos y de baja similitud. Las especies con mayor valor de importancia ecológica son *P. teocote*, *P. pseudostrobus* y *Q. mexicana*, de las cuales la primera ocupa un área basal superior en S1; *Q. mexicana* registra el número más alto de árboles en S2 y S3, y la mayor diversidad de especies en S4. No obstante, los valores de los índices de diversidad (*Shannon*, *Simpson*) y riqueza (*Margalef*, *Menhinick*) calculados son relativamente bajos en comparación con los determinados en bosques de clima templado en México. En función de la distribución diamétrica, se identifican algunos de los árboles de mayor dimensión dentro de las áreas de estudio, lo que es de interés para los manejadores del bosque al momento de hacer remociones del arbolado que ha alcanzado su madurez, sin perjudicar la estabilidad del ecosistema. Mediante la estratificación de las alturas, a través del índice de *Pretzsch*, se proporciona un panorama detallado de la estructura vertical de las especies que conforman los sitios de muestreo. Los resultados obtenidos, así como los datos descriptivos de este trabajo son útiles como referencia de los cambios que experimentan los bosques en estas áreas y a través del tiempo aplicar el manejo forestal correspondiente.

CAPÍTULO III. Dinámica del crecimiento en bosques templados del sur de Nuevo León, México.

La comparación realizada en ambos periodos de medición permitió determinar que la vegetación arbórea en las parcelas evaluadas tiende a aumentar en las variables dasométricas estimadas en un intervalo transcurrido de cinco años. En general, las parcelas analizadas en este estudio incrementaron en las estimaciones dasométricas, por lo que, en un futuro se podrían implementar estrategias y tomar decisiones en el manejo forestal, para remover árboles que han alcanzado su madures, con el fin de darle oportunidad a los árboles jóvenes

e incrementar la productividad del bosque. Además, este tipo de trabajos aportan información valiosa respecto a los cambios dasométricos existentes a través del tiempo.

CAPÍTULO IV. Efecto del cambio climático en la distribución potencial de especies arbóreas de bosque templado en Nuevo León, México.

El análisis realizado en este trabajo sirve como una aproximación para reconocer la severidad de los cambios climáticos sobre algunas especies arbóreas de bosques de clima templado. Permitiendo estimar el hábitat potencial actual y futuro de especies de clima templado e identificando áreas de conservación. De manera que, los responsables de la toma de decisiones, encargados de seleccionar sitios para la conservación, dispongan de argumentos adicionales con mejores fundamentos ecológicos y biogeográficos. Las especies que se verán más afectadas por el cambio climático serán *A. vejarii*, *P. pseudostrobus*, *P. teocote* y *Q. polymorpha*. De manera que, los resultados obtenidos en este trabajo pueden complementar las estrategias para la conservación de algunas especies del bosque templado de Nuevo León.

Bibliografía

- Aceves-Rangel, L. D., Méndez-González, J., García-Aranda, M. A., & Nájera-Luna, J. A. (2018). Distribución potencial de 20 especies de pinos en México. *Agrociencia*, 52(7), 1043-1057.
- Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., & Díaz Lavariega, M. (2009). Determinación del carbono total en bosques mixtos de *Pinus patula* Schl. et cham. *Terra Latinoamericana*, 27(2), 105-114.
- Acosta-Mireles, M., Carrillo-Anzures, F., & Gómez Villegas, R. G., (2011). Estimación de biomasa y carbono en dos especies de bosque mesófilo de montaña. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 2(4), 529-543.
- Aguilar-Hernández, L., García-Martínez, R., Gómez-Miraflor, A., & Martínez-Gómez, O. (2016). Estimación de biomasa mediante la generación de una ecuación alométrica para madroño (*Arbutus xalapensis*). IV Congreso Internacional y XVIII Congreso Nacional de Ciencias Agronómicas. Universidad Autónoma Chapingo.
- Aguirre, C., O. A. (2002). Índices para la caracterización de la estructura del estrato arbóreo de ecosistemas forestales. *Ciencia Forestal en México*, 27(92), 5-27.
- Aguirre, G. J., and J. F. Duivenvoorden. (2010). Can we expect to protect threatened species in protected áreas? A case study of the genus *Pinus* in México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81, 875-882.
- Aguirre, O, Hui GY, Gadow KV, Jiménez J (2003) An analysis of spatial forest structure using neighbourhood-based variables. *Forest Ecology and Management*, 183(1-3), 137-145.
- Aguirre-Calderón, O. A. (2015). Manejo Forestal en el Siglo XXI. *Madera y Bosques* 21, 17-28. Doi: 10.21829/myb.2015.210423.
- Aguirre-Calderón, O. A., & Jiménez-Pérez, J. (2011). Evaluación del contenido de carbono en bosques del sur de Nuevo León. *Revista mexicana de ciencias forestales*, 2(6), 73-84.
- Allen, M. R., Dube, O. P., Solecki, W., Aragón-Durand F., Cramer, W., Humphreys, S., Kainuma, M., Kala, J., Mahowald, N., Mulugetta, Y., Perez, R., Wairiu, M., & Zickfeld, K. (2018). Framing and Context. In: Global Warming of 1.5 °C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5 °C above pre-

industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty.

- Aragón-Piña, EE., Garza-Herrera, A., González-Elizondo, M. S., & Luna-Vega, I. (2010). Composición y estructura de las comunidades vegetales del rancho El Duranguense, en la Sierra Madre Occidental, Durango, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 81(3), 771-787.
- Armendáriz T., F., Torres B., V., López, M. F., Villa-Castillo, J., & Zúñiga, G. (2012). New record and extension of the distribution range of the bark beetle *Dendroctonus rhizophagus* (Curculionidae: Scolytinae). *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 850-853. Doi: 10.22201/ib.20078706e.2012.3.1261
- Arreola Ramos R, Francisco Sánchez JZ (2016) Modelado de la distribución potencial de 24 especies forestales de bosque templado en México/*por Roberto Arreola Ramos* (No. Tesis CD.).
- Ávila, C., R., R. Villavicencio G., y J. A. Ruiz C. (2014). Distribución potencial de *Pinus herrerae* Martínez en el occidente del estado de Jalisco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5, 92-109.
- Ávila, G. G., Rodríguez, E. A., Calderón, O. A. A., Tagle, M. A. G., Garza, E. J. T., & Oliva, A. M. (2017). Structural characterization of the trees of a forest ejido of northwest Mexico. *Madera y bosques*, 23(3), 137-146.
- Bailey, R. L., and T. R. Dell. (1973). Quantifying diameter distributions with the Weibull function. *Forest Science* 19(2), 97-104. Doi: h10.1093/forestscience/19.2.97.
- Baker, F. S. (1950). Principles of silviculture. *Principles of silviculture*.
- Benito, B., & Peñas, J. (2007). Aplicación de modelos de distribución de especies a la conservación de la biodiversidad en el sureste de la Península Ibérica. *GeoFocus. Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de la Información Geográfica*, (7), 100-119.
- Bettinger, P., Boston, K., Siry, J. P., & Grebner, D. L. (2009). Forest management and planning. San Diego, Estados Unidos: Academic Press.
- Borja de la Rosa, A., Machuca, R., Fuentes Salinas, M., Ayerde Lozada, D., Fuentes López, M., & Quintero Alcantar, A. (2010). Caracterización tecnológica de la

- madera de *Juniperus flaccida* Var. Poblana Martínez. *Revista Chapingo serie ciencias forestales y del ambiente*, 16(2), 261-280.
- Bradley, B., and E. Fleishman. (2008). Can remote sensing of land cover improve species distribution modelling. *J. Biogeograph*, 35, 1158-1159.
- Bray, J. R. and J. T. Curtis. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs* 27(4), 325-349. Doi: 10.2307/1942268.
- Buendía-Rodríguez, E., E. J. Treviño-Garza, E. Alanís-Rodríguez, O. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle y M. Pompa-García. (2019). Estructura de un ecosistema forestal y su relación con el contenido de carbono en el noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(54), 4-25. Doi: 10.29298/rmcf.v10i54.149.
- Carrillo, F., Acosta, M., Flores, E., Juárez, J. E., & Bonilla, E. (2014). Estimación de biomasa y carbono en dos especies arbóreas en La Sierra Nevada, México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(5), 779-793.
- Castellanos-Bolaños, J. F., E. J. Treviño-Garza, O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez, M. Musálem-Santiago y R. López-Aguillón. (2008). Estructura de bosques de *Pinus patula* bajo manejo en Ixtlán de Juárez, Oaxaca, México. *Madera y Bosques*, 14(2), 51-63. Doi: 10.21829/myb.2008.1421212.
- Castellanos-Bolaños, J. F., E. J. Treviño-Garza, O. A. Aguirre-Calderón, J. Jiménez-Pérez y A. Velázquez-Martínez. (2010). Diversidad arbórea y estructura espacial de bosques de pino-encino en Ixtlán de Juárez, Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 1(2), 39-52. Doi: 10.29298/rmcf.v1i2.636.
- Cobos, M. E., Peterson, A. T., Barve, N., & Osorio O., L. (2019). kuenm: An R package for detailed development of ecological niche models using Maxent. *PeerJ*, 7, e6281. Doi: 10.7717/peerj.6281
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). (2008a). Fichas técnicas sobre las características tecnológicas y usos de maderas comercializadas en México. Semarnat. Tomo 1. México.
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). (2008b). Catálogo de contenido de carbono en especies forestales de tipo arbóreo del noreste de México. Coordinación

- General de Educación y Desarrollo Tecnológico. Gerencia de Desarrollo y Transferencia de Tecnología. Jalisco, México. 44 pp.
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). (2009). Restauración de ecosistemas forestales. Guía básica para comunicadores. Zapopan, Jal., México. 69 p.
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). (2014). Diagnóstico del Programa Presupuestario U036 PRONAFOR-Desarrollo Forestal 2014. https://www.coneval.org.mx/Informes/Evaluacion/Diagnostico/Diagnostico_2014/Diagnostico_2014_SEMARNAT_U036.pdf (consultado febrero 2020).
- Comisión Nacional Forestal (Conafor). (2018). Inventario Nacional Forestal y de Suelos Informe de Resultados 2009-2014.
- Corral Rivas, J. J., Larreta, V., Calderón, A., Albertocoaut, O. (2009). Guía para el establecimiento de sitios de investigación forestal y de suelos en bosques del estado de Durango (No. F/634.9072 G8).
- Corral, J., Ó. A. Aguirre, J. Jiménez y S. Corral. (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 y Recursos Forestales*, 14(2), 217-228.
- Corral-Rivas, J. J., Vargas-Larreta, B., Wehenkel, C., Aguirre-Calderón, O. A., & Crecente-Campo, F. (2013). Guía para el establecimiento, seguimiento y evaluación de sitios permanentes de monitoreo en paisajes productivos forestales. CONAFOR-CONACYT. México. 93 p.
- Corral-Rivas, J., Bretado, V. J., & López, C. J. (2014). Análisis de la estructura y composición del sistema permanente de monitoreo forestal del predio particular "Las Bayas" de la UJED, mpio. de Pueblo Nuevo, Durango. Facultad de Ciencias Forestales. Universidad Juárez del Estado de Durango. pp. 35.
- Cruz, C. G., Villaseñor, J. L., López, M. L., Martínez, M. E. y Ortiz, E. (2014). Selección de predictores ambientales para el modelado de la distribución de especies en MaxEnt. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 20, 187-200. Doi: 10.5154/r.rchscfa.2013.09.034
- Cruz-Cárdenas, G., L. López-Mata L., J. T. Silva, N. Bernal- Santana, F. Estrada-Godoy, and J. A. López-Sandoval. (2016). Potential distribution model of Pinaceae species under climate change scenarios in Michoacán. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22, 135-148.

- Cuervo Robayo, A. P., O. Téllez Valdés., M. A. Gómez Albores., C. S. Venegas Barrera., J. Manjarrez., E. Martínez Meyer. (2014). An update of high-resolution monthly climate surfaces for Mexico. *International Journal of Climatology*, 34(7), 2427-2437.
- Dawson, B. y M. Spannagle. (2009). The complete guide to climate change. Routledge, New York. 436 p.
- de la Paz Pérez-Olvera, C., & Dávalos-Sotelo, R. (2008). Algunas características anatómicas y tecnológicas de la madera de 24 especies de *Quercus* (encinos) de México. *Madera y bosques*, 14(3), 43-80.
- De León, M., G. D., A. García, A., S. Andrade, H. y A. Ruíz, M. (2013). Distribución de la vegetación a través de un transecto sobre la Sierra Madre Occidental de Durango, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales* 9(1), 30-40.
- Del Río, M.; Montes, F.; Cañellas, I.; Montero, G.; (2003). Índices de diversidad estructural en masas forestales. *Investigaciones Agrarias: Sistemas de Recursos Forestales*, 12 (1), 159-176. Doi:10.5424/795.
- Delgado Z., D. A., S. A. Heynes S., M. D. Mares Q., N. L. Piedra L., F. I. Retana R., K. Rodríguez C., A. I. Villanueva H., M. S. González E. y L. Ruacho-González. (2016). Diversidad y estructura arbórea de dos rodales en Pueblo Nuevo, Durango. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 7(33), 94-107. Doi: 10.29298/rmcf.v7i33.92.
- Domínguez G., T. G., B. N. Hernández G., H. González R., I. Cantú S., E. Alanís R. y M. D. Alvarado S. (2018). Estructura y composición de la vegetación en cuatro sitios de la Sierra Madre Occidental. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 9(50), 9-34. Doi: 10.29298/rmcf.v9i50.227.
- Elith, J., C. Graham, R. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. Hijmans, F. Huettmann, J. Leathwick, A. Lehmann, Li Jin, L. Lohmann G., B. Loiselle A., G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, McC. Overton J., A. Peterson T., S. Phillips J., K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. Schapire E., J. Soberón, S. Williams, M. Wisz S., and N. Zimmermann E. (2006). Novel methods improve prediction of species distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151. Doi: 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x

- Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and distributions*, 17(1), 43-57.
- Environmental Scientific Research Institute (ESRI). (2016). ArcGIS 10.5. Software diseñado para análisis espacial y Sistemas de Información Geográfica. Redlands, California, USA.
- Espinosa, B. L. (2017). Los árboles y la producción de oxígeno. Fecha de consulta 6 de junio de 2020.
- Felicísimo, A. M., J. Muñoz, R., Mateo R., y C. Villalba. (2012). Vulnerabilidad de la flora y vegetación españolas ante el cambio climático. *Revista Ecosistemas*, 21(3), 1-6.
- Flores, M.; Jiménez, J.; Madrigal, X.; Moncayo, F.; Takaki, F. (1971). Memoria del mapa de tipos de vegetación de la República Mexicana. Secretaría de Recursos Hidráulicos, México, DF. 59 pp.
- Fragoso, P. (2003). Estimación del contenido y captura de carbono en biomasa aérea del predio "Cerro Grande" municipio de Tancítaro, Michoacán, México. Facultad de Agrobiología "presidente Juárez" U.M.S.N.H. Uruapan, Michoacán. 65 p.
- Franklin, J. (2009). Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge: Cambridge University Press.
- Fry, B. P. (2011). Community forest monitoring in REDD+: the 'M' in MRV? *Environmental Science and Policy*, 14(2), 181-187.
- Gadow, K. V., Sánchez, O. S., & Álvarez, J. G. (2007). Estructura y crecimiento del bosque. *Göttingen, Alemania: Universidad de Göttingen*.
- Gadow, K. V., Zhang, C. Y., Wehenkel, C., Pommerening, A., Corral-Rivas, J., Korol, M., & Zhao, X. H. (2012). Estructura y diversidad forestal. En *cobertura forestal continua* (pp. 29-83). Springer, Dordrecht.
- Gaines, W. L. (1999). Monitoring biodiversity: quantification and interpretation (Vol. 443). US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR USA. 27 p.
- García-Arévalo, A. (2008). Vegetación y flora de un bosque relictual de *Picea chihuahuana* Martínez del norte de México. *Polibotánica*, (25), 45-68.
- García-Gonzalo, J., Zubizarreta-Gerendiain, A., Kellomäki, S., & Peltola, H. (2017). Effects of forest age structure, management and gradual climate change on

- carbon sequestration and timber production in finnish boreal forests. En *Managing Forest Ecosystems: The Challenge of Climate Change* (pp. 277-298). Springer International Publishing.
- Gavilán, R. G. (2008). La vegetación de alta montaña. In *Avances en biogeografía*, M. Redondo, M. Palacios, F. López, T. Santamaría y D. Sánchez (eds.). Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Geografía e Historia, Madrid. p. 165-174.
- Gernandt, D. S., y J. A. Pérez-de la Rosa. (2014). Biodiversidad de *Pinophyta* (coníferas) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, (85), 126-133. Doi: 10.7550/rmb.32195.
- Global Biodiversity Information Facility (GBIF). (2020). Bases de datos geográficos disponibles para 10 especies de clima templado en Nuevo León México. Disponible en <http://www.gbif.org> (Consultado enero 2020).
- González, C., O. Wang, S. Strutz E., C. González S., V. Sánchez C., and S Sarkar. (2010). Climate change and risk of leishmaniasis in North America: predictions from ecological niche models of vector and reservoir species. *Plos Neglected Trop. Dis.* 4: 585 p.
- González, M., F. (2003). Las comunidades vegetales de México: propuesta para la unificación de la clasificación y nomenclatura de la vegetación de México. Instituto Nacional de Ecología-Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F., México. 82 p.
- González-Cubas R, Treviño-Garza EJ, Aguirre-Calderón OA, Foroughbakhch-Pournavab R (2020) Distribución potencial de *Abies vejarii* (Pinaceae) y su relación con factores ambientales, topográficos y antropogénicos en el noreste de México. *Acta botánica mexicana*, (127). doi: 10.21829/abm127.2020.1607
- González-Elizondo, M. S., M. González-Elizondo, J. A. Tena-Flores, L. Ruacho-González e I. L. López-Enríquez (2012). Vegetación de la Sierra Madre Occidental, México: una síntesis. *Acta Botánica Mexicana*, (100), 351-403. Doi: 10.21829/abm100.2012.40.
- Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M. A., Treviño-Garza, E. J., Mora-Olivo, A., & Buendía-Rodríguez, E. (2019). Estimación de volumen, biomasa y contenido de carbono en un bosque de

- clima templado-frío de Durango, México. *Revista fitotecnia mexicana*, 42 (2), 119-127.
- Graciano-Ávila, G., Alanís-Rodríguez, E., Aguirre-Calderón, O. A., González-Tagle, M. A., Treviño-Garza, E. J., Mora-Olivo, A., & Corral-Rivas, J. J. (2020). Cambios estructurales de la vegetación arbórea en un bosque templado de Durango, México. *Acta botánica mexicana*, (127).
- Graciano-Ávila, G., E. Alanís-Rodríguez, Ó. A. Aguirre-Calderón, M. A. González-Tagle, E. J. Treviño-Garza y A. Mora-Olivo. (2017). Caracterización estructural del arbolado en un ejido forestal del noroeste de México. *Madera y Bosques*, 23(3), 137-146. Doi: 10.21829/myb.2017.2331480.
- Gray, P. A. (2005). Impacts of climate change on diversity in forested ecosystems: Some examples. *The Forestry Chronicle*, 81(5), 655-661.
- Guisan, A., & Zimmermann, N. E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2-3), 147-186.
- Guzmán, L., M.A. (2009). Distribución, sistemática y algunos aspectos ecológicos del mezquite *Prosopis* spp. (L.) en el estado de Nuevo León, México. *Tesis de Doctorado*. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. San Nicolás de los Garza, N. L., México. 197 p.
- Hernández S., J. (2012). Efecto del manejo forestal en la diversidad, composición y estructura de un bosque de *Pinus arizonica* ENGEL, en el Ejido el Largo, Chihuahua. *Tesis de Doctorado*. Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, N. L., México. 127 p.
- Hernández, O. E. (2015). Estimación de los almacenes de carbono en bosque templado, caso de estudio predio particular "CEBATI", municipio de San José del Rincón, Estado de México. Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, Estado de México.
- Hernández-Moreno, J. A., Velázquez-Martínez, A., Fierros-González, A. M., Gómez-Guerrero, A., Reyes-Hernández, V. J., & Vera-Castillo, J. A. G. (2020). Estimación de biomasa aérea y carbono, en rodales con y sin manejo forestal en la Reserva de la Biosfera Mariposa Monarca. *Madera y bosques*, 26(1).
- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J. M., & Domínguez-Pereda, A. (2013). Efecto del manejo forestal en

- la diversidad y composición arbórea de un bosque templado del noroeste de México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 19(2), 189-199.
- Hernández-Salas, J., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Jiménez-Pérez, J., Treviño-Garza, E. J., González-Tagle, M. A., Luján-Álvarez, C., Olivas-García, J. M., & Domínguez-Pereda, L. A. (2018). Dinámica del crecimiento de un bosque templado bajo manejo en el noroeste de México. *Madera y bosques*, 24(2).
- Husch, B. (2001). Estimación del contenido de carbono de los bosques. In: Simposio internacional, medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales. Valdivia, Chile.
- IBM Corp. (2017). IBM SPSS Statistics for Windows. Armonk, NY: IBM Corp. Retrieved from <https://hadoop.apache.org>
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2013). Conjunto de datos vectoriales edafológico. Continuo Nacional. Escala 1:250000 serie II. México.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2016). Modelo Digital de Elevación. Aguascalientes. México. Continuo Nacional.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2005). Censo de Población y Vivienda.
- Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). (2017). Anuario Estadístico y geográfico de Nuevo León 2017. México: INEGI.
- Jiménez, J., Alanís, E., González, M. A., Aguirre, O. A., & Treviño, E. J. (2013a). Characterizing regeneration of woody species in areas with different land-history tenure in the Tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*, 58(3), 299-304.
- Jiménez, J., Ó. A. Aguirre y H. Kramer, (2008). Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 10(2), 355-366.
- Jiménez, J., Treviño, E. J., & Yerena, J. I. (2013b). Concentración de carbono en especies del bosque de pino-encino en la Sierra Madre Oriental. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 4(17), 50-61.

- Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T. Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P. & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface áreas. *Scientific Data*, 4, 170122. doi: 10.1038/sdata.2017.122
- Klepac, D. (1983). Crecimiento e incremento de árboles y masas forestales. *Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, Méx.*
- Koch, P. (1989). Estimates by species group and region in the USA of: I) below-ground root weight as a percentage of oven dry complete-tree weight; and II) carbon content of tree portions. Unpublished Consulting Report. 23 p.
- Kumar, S., & Stohlgren, T. J. (2009). Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 1(4), 094-098.
- Lähde, E., O. Laiho, Y. Norokorpi and T. Saksa, 1999. Stand structure as the basis of diversity index. *Forest Ecology Management*, 115(2-3), 213-220. Doi: 10.1016/S0378-1127(98)00400-9.
- Lamprecht, H. 1962. Ensayo sobre unos métodos para el análisis estructural de los bosques tropicales. *Acta Científica Venezolana*, 13(2), 1-57.
- Leal-Nares, O., M.E. Mendoza, D. Pérez-Salicrup, D. Geneletti, E. López-Granados y E. Carranza. 2012. Distribución potencial del *Pinus martinezii*: un modelo espacial basado en conocimiento ecológico y análisis multicriterio. *Revista mexicana de Biodiversidad*, 83, 1152-1170.
- Liu, C., P. M. Berry, T. P. Dawson, and R. G. Pearson. (2005). Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28, 385-393.
- Lobo, J. M., Jiménez-Valverde, A., y Real, R. (2007). AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 145-151. Doi: 10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x
- López, E., & González, B. (2015). Estadística, Fundamentos y Aplicaciones en Agronomía y ciencias afines. *Facultad de Agronomía Universidad de San Carlos de Guatemala*.
- López-Gómez, V., P. Zedillo-Avelleyra, S. Y. Anaya-Hong, E. González-Lozada. y Z. Cano-Santana. (2012). Efecto de la orientación de la ladera sobre la estructura poblacional y ecomorfología de *Neobuxbaumia tetetzo* (Cactaceae). *Botanical Sciences*, 90(4), 453-457. Doi: 10.17129/botsci.473.

- López-Hernández, J. A., Aguirre-Calderón, O. A., Alanís-Rodríguez, E., Monárrez-González, J.C., González-Tagle, M. A., & Jiménez-Pérez, J. (2017). Composición y diversidad de especies forestales en bosques templados de Puebla, México. *Madera y Bosques*, 23(1), 39-51. Doi: 10.21829/myb.2017.2311518.
- Louman, B., D. Quiroz y M. Nilson. (2001). Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. Serie Técnica. Manual Técnico Núm. 46. CATIE. Turrialba, Costa Rica. 265 p.
- Lübbers, P. (1997). Diversitätsindices und Stichprobenverfahren. *In*: Pelz, D. (Comp.). Deutscher Verband Forstlicher Forschungsanstalten, Sektion Biometrie und Informatik. Abt. Forstl. Biometrie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Freiburg, Deutschland. pp. 50-58.
- Magurran, A. E. (1989). Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedral. Barcelona, España. 200 p.
- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. The commonness and rarity of species. Blackwell Science Ltd., Oxford, UK. 256 p.
- Manzanilla, Q. U., Delgado, V. P., Hernández, R. J., Molina, S. A., García, M. J. J., & Rocha, G. M. del C. (2019). Similaridad del nicho ecológico de *Pinus montezumae* y *P. pseudostrobus* (Pinaceae) en México: implicaciones para la selección de áreas productoras de semillas y de conservación. *Acta Botánica Mexicana*, 126, e1398. Doi: 10.21829/abm126.2019.1398
- Manzanilla-Quijada G. E., Treviño-Garza E. J., Vargas-Larreta B., López-Martínez J. O., & Mata-Balderas J. M. (2020b). Ideal areas with potential for the production of *Pinus chihuahuana* Engelm. and *Pinus leiophylla* Schltdl. & Cham. in Mexico. *Botanical Sciences*, 98(2), 305-316. Doi: 10.17129/botsoci.2514
- Manzanilla-Quijada, G. E., Treviño-Garza, E. J., Aguirre-Calderón, O. A., Yereña-Yamallel, J. I., & Manzanilla-Quiñones, U. (2020a). Current and future potential distribution and identification of suitable areas for the conservation of *Cedrela odorata* L. in the Yucatan Peninsula. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales*, 26(3). Doi: 10.5154/r.rchscfa.2019.10.075
- Martínez-Atúnez, P., C. Wehenkel, J. C. Hernández-Díaz, M. González-Elizondo, J. J. Corral-Rivas and A. Pinedo-Álvarez. (2013). Effect of climate and

- physiography on the density of tree and shrub species in Northwest Mexico. *Polish Journal of Ecology*, 61 (2), 295-307.
- Martínez-Salvador, M., y J.A. Prieto-Ruiz. (2011). Determinación de áreas potenciales para el establecimiento de plantaciones forestales comerciales en la región norte de México. SAGARPA. INIFAP. Folleto Técnico No. 47. 35 p.
- Martínez-Sifuentes, A. R., Villanueva-Díaz, J., Manzanilla-Quiñones, U., Becerra-López, J. L., Hernández-Herrera, J. A., Estrada-Ávalos, J., & Velázquez-Pérez, A. H. (2020). Spatial modeling of the ecological niche of *Pinus greggii* Engelm. (Pinaceae): a species conservation proposal in Mexico under climatic change scenarios. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 13(5), 426. Doi: 10.3832/ifor3491-013
- McAleece, N., P. J. Lamshead, G. L. Paterson and J. D. Cane 1997. Biodiversity Professional (V.2.0). Natural History Museum and Scottish Association for Marine Science. Oban, UK
- Méndez, G. J., Luckie, S. L., Capó, M. A., & Nájera, J. A. (2011). Ecuaciones alométricas y estimación de incrementos en biomasa aérea y carbono en una plantación mixta de *Pinus devoniana* Lindl., en Guanajuato, México. *Agrociencia*, 5: 479-491.
- Mendoza-González, G., Martínez, M. L., Soto, R. O., Vázquez, G. y Gallego, F. J. (2013). Ecological niche modeling of coastal dune plants and future potential distribution in response to climate change and sea level rise. *Global Change Biology*, 19, 2524-2535. Doi: 10.1111/gcb.12236
- Minitab, (2014). MINITAB 16. Inc: State College, PA. USA. <http://www.minitab.com/es-mx/> (Consultado junio 2020).
- Mora, C. A.; Alanís, E. (2016). Resiliencia de bosques de pino-encino en América: Una visión global del estado actual. *Revista Forestal Mesoamericana KURÚ*, 13(36), 1-2.
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA). Vol. I. Zaragoza, España. 84 p.
- Mostacedo, B. y T. Fredericksen. (2000). Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal. BOLFOR. Santa Cruz, Bolivia. 87 p.
- Müeller-Dombois, D. and H. Ellenberg. (1974). Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons, Inc. New York, NY USA 547 p.

- Muñoz-Flores, H.J., T. Sáenz-Reyes, J.J. García-Sánchez, E. Hernández-Máximo y J. Anguiano-Contreras. (2011). Áreas potenciales para establecer plantaciones forestales de *Pinus pseudostrobus* Lindl. Y *Pinus greggii* Engelm. en Michoacán. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 5(2), 29-44.
- Naturalista, CONABIO <http://www.naturalista.mx> (Consultado enero 2020).
- Návar, C. J. J., & González, G. S. (2009). Diversidad, estructura y productividad de bosques templados de Durango, México. *Polibotánica*, (27), 71-87.
- Návar, J. (2010a). Volume component equations for tree species and biomass expansion factors for temperate forests of northwestern Mexico. En prensa en *Western Journal of Applied Forestry*.
- Návar, J. (2010c). Alometría para biomasa en especies arbóreas del noroeste de México. *Trop Subtrop Agroecosyst*, 12, 507-519.
- Návar-Cháidez, J. J. (2010b). Los bosques templados del estado de Nuevo León: el manejo sustentable para bienes y servicios ambientales. *Madera y Bosques*, 16(1), 51-69. Doi: 10.21829/myb.2010.1611179
- Norden, N., Chazdon, R., Chao, A., Jland, Y., & Vílchez-Alvarado, B. (2009). Resilience of tropical rain forest: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters* 12(5), 385-394.
- Oliver, C. D., & Larson, B. C. (1990). *Forest stand dynamics*. New York: Macgraw-Hill.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2000). Sistemas de uso de la tierra en los trópicos húmedos y la emisión y secuestro de CO₂. *In: Informe sobre recursos mundiales de suelos No. 88*. Roma. 98 p.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). (2018). *El estado de los bosques del mundo. Las vías forestales hacia el desarrollo sostenible*. Roma. Doi: 10.18356/419ad9c6-es
- Osorio-Olvera L., Lira-Noriega A., Soberón J., Peterson A. T., Falconi M., Contreras-Díaz R. G., Barve V., & Barve N. (2020). ntbbox: an R package with graphical user interface for modeling and evaluating multidimensional ecological niches. *Methods in Ecology and Evolution*. Doi: 10.1111/2041-210X.13452
- Pacheco Gutiérrez, C. A. (2020). Estimación del almacenamiento y retención de Dióxido de carbono en el arbolado urbano público de la zona de Achumani de

la ciudad de La Paz a través de una aplicación móvil. *Fides et Ratio-Revista de Difusión cultural y científica de la Universidad La Salle en Bolivia*, 19(19), 153-174.

Panel Intergubernamental del Cambio Climático. (2014). Cambio climático 2014, informe de síntesis. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.

Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC). (1996). Climate change 1995: The science of climate change. Houghton J.T., Meira Filho L.G., Callander B.A., Harris M., Kattenburg A. and Maskell K. (eds.) Cambridge University Press, Cambridge, UK, 572 pp.

Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC). (2003). Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. In: Penman, J., M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner (eds.). The Institute for Global Environmental Strategies (IGES). Kanagawa, Japan. 632 p.

Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC). (2005). Carbon Dioxide Capture and Storage. B. Metz, O. Davidson, H. de Coninck, M. Loos and L. Meyer (eds.). Cambridge University Press. New York. USA. 431 p.

Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC). (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. IGES. Kanagawa, Japan.

Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC). (2014). Impacts, Adaptation and Vulnerability. Technical Summary. Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC. Ginebra, Suiza. 72 p.

Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary response to recent climatic change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 37, 637-669.

Pearson R.G., Raxworthy C.J., Nakamura M. y Peterson A.T. (2007). Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34, 102-117.

Perry, J. L., & LeVan, M. D. (2003). Air purification in closed environments: overview of spacecraft systems. *Army Natrck Soldier Center*.

Peterson AT, Nakazawa Y. (2008). Environmental data sets matter in ecological niche modelling: an example with *Solenopsis invicta* and *Solenopsis richteri*. *Global Ecology and Biogeography*, 17, 135-144. doi: 10.1111/j.1466-8238.2007.00347.x

- Peterson, A. T., Soberón J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araujo, M. B. (2011). *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton: Princeton University Press.
- Peterson, A. T., H. Tian, E. Martínez-Meyer, J. Soberón y V. Sánchez-Cordero. (2005). Modeling ecosystems shifts and individual species distribution shifts. *In* *Climate change and biodiversity*, T. Lovejoy y L. Hannah (eds.). Yale University Press, Connecticut. p. 211-228.
- Phillips, S. J., Anderson, R. P., Schaphire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
- Pretzsch, H. (1996). Diversidad estructural como resultado del comercio silvícola. *Memorias de la Reunión Anual de la Asociación Alemana de Institutos de Investigación Forestal. Sección de Ciencias de Rendimiento*. Neresheim, Baden-Württemberg, Alemania. pp. 134-154.
- Pretzsch, H. (2009). *Forest dynamics, growth and yield. From measurement to model*. Springer-Verlag Berlín. Heidelberg, Germany. 664 p.
- Prodan, M., Peters, R., Cox, F., & Real, P. (1997). *Mensura forestal*. San José, Costa Rica: IICA-BMZ/GTZ. Serie Investigación y Educación en Desarrollo Sostenible.
- R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. [in Spanish] [online] URL: <http://www.r-project.org>
- Ramos-Dorantes, D. B., J. L. Villaseñor, E. Ortiz, and D. S. Gernandt. (2017). Biodiversity, distribution, and conservation status of Pinaceae in Puebla, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88, 215-223.
- Rangel-Ch, J. O., & Velázquez, A. (1997). Métodos de estudio de la vegetación. *Colombia diversidad biótica II. Tipos de vegetación en Colombia*, 59-82.
- Reque, J., Sarasola, M., Gyenge, M., & Fernández, M. E. (2007). Caracterización silvícola de ñirantales del norte de la Patagonia para la gestión forestal sostenible. *Bosque*, 28(1), 33-45.
- Rietbergen, S. (2001). The history and impact of forest management. En: J. Evans (Ed.). *The forest handbook. Vol. 2. Applying forest science for sustainable management*. Blackwell, Oxford, Reino Unido. Pp. 1-24.

- Ríos-Saucedo, J. C., L. M. Valenzuela-Núñez y R. Rosales-Serna. (2019). Evaluación de la biodiversidad vegetal en áreas de bosque templado en Durango, México. Universidad Galileo Galilei Tuxtla Gutiérrez, Chiapas. *Ciencia e Innovación*, 2(1), 185-206.
- Rodríguez T., D. A. and R. L. Myers. (2010). Using oak characteristics to guide fire regime restoration in Mexican pine-oak and oak forests. *Ecological Restoration*, 28(3), 304-323. Doi: 10.1353/ecr.2010.0009.
- Rodríguez, S. A., Bonilla, L. A., & Morales, J. B. (2001). Comparación de la gravedad específica y características anatómicas de la madera de dos comunidades vegetales en México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica*, 72(2), 171-185.
- Rojas, A. (1977). *Dasometría práctica*. Ibagué, Colombia, Universidad del Tolimal. 165 p.
- Rzedowski, J. (1978). *Vegetación de México*. Limusa, México D.F.
- Rzedowski, J. (2006). *Vegetación de México*. 1ra Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F., México. 504 p.
- Saavedra-Romero, L. L., Alvarado-Rosales, D., Hernández de la Rosa, P., Martínez-Trinidad, T., Mora-Aguilera, G., & Villa-Castillo, J. (2016). Condición de copa, indicador de salud en árboles urbanos del Bosque San Juan de Aragón, Ciudad de México. *Madera y Bosques*, 22(2), 15-27.
- Sáenz-Romero, C., Lindig-Cisneros, R. A., Joyce, D. G., Beaulieu, J., Bradley, J. St. C., & Jaquish, B. C. (2016). Assisted migration of forest populations for adapting trees to climate change. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22(3), 303-323. Doi: 10.5154/r.rchscfa.2014.10.052
- Sáenz-Romero, C., Rehfeldt, G. E., Duval, P., & Lindig- Cisneros, R. A. (2012). *Abies religiosa* habitat prediction in climatic change scenarios and implications for monarch butterfly conservation in Mexico. *Forest Ecology and Management*, 275, 98-106. Doi: 10.1016/j. foreco.2012.03.004
- Salinas-Moreno, Y., C.F. Vargas-Mendoza, G. Zúñiga, J. Víctor. A. Ager y J.L. Hayes. (2010). Atlas de la distribución geográfica de los descortezadores del género *Dendroctonus* (*Curculionidae: Scolytinae*) en México. IPN-CONAFOR. México. 90 p.

- Sánchez-González, A. (2008). Una visión actual de la diversidad y distribución de los pinos de México. *Madera y Bosques*, 14(1), 107-120. Doi: 10.21829/myb.2008.1411222.
- Santiago-García, W., de los Santos-Posadas, H. M., Ángeles-Pérez, G., Corral-Rivas, J. J., Valdez-Lazalde, J. R., & del valle-paniagua, D. H. (2014). Predicción del rendimiento maderable de *Pinus patula* Schl. et Cham. a través de modelos de distribución diamétrica. *Agrociencia*, 48(1), 87-101.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). (2007). Ordenamiento Ecológico del Estado de Durango. Gobierno del Estado de Durango-Semarnat. Durango, Dgo., México. 194 p.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). (2014). Ecosistemas terrestres, el medio ambiente en México 2013-2014. http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_resumen14/02_ecosistemas/2_4.htm | (Consultado octubre 2019).
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). (2013). Informe de la situación del medio ambiente en México: Compendio de estadísticas ambientales. Indicadores clave y de desempeño ambiental 2012. SEMARNAT. México. pp. 39-116.
- Seppelt, R.; Dormann, C. F.; Eppink, F. V.; Lautenbach, S.; Schmidt, J. S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48, 630-636.
- Shannon, C. E. (1948). The mathematical theory of communication. *In: Shannon, C. E. and W. Weaver (eds.)*. University of Illinois Press. Champaign, IL USA. pp. 134-154.
- Soberón, J., & Miller, C. P. (2009). Evolución de los nichos ecológicos. *Miscelánea Matemática*, 49, 83-99.
- Soberón, J., Osorio-Olvera, L., & Peterson, T. (2017). Diferencias conceptuales entre modelación de nichos y modelación de áreas de distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 437-441. Doi: 10.1016/j.rmb.2017.03.011
- Solís M., R., Ó. A. Aguirre C., E. J. Treviño G., J. Jiménez P., E. Jurado Y. y J. Corral-Rivas. (2006). Efecto de dos tratamientos silvícolas en la estructura de ecosistemas forestales en Durango, México. *Madera y Bosques*, 12 (2), 49-64. Doi: 10.21829/myb.2006.1221242.

- Sotomayor, C. (2008). Tabla FITECMA de clasificación de características mecánicas de maderas mexicanas, Morelia, México, Facultad de Ingeniería en Tecnología de la Madera. Universidad michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia.
- Sotomayor, J., Ferreyra, M., & León, J. (2003). Clasificación mecánica de la madera de 100 especies mexicanas. XII Congreso forestal mundial. Quebec, Canadá http://www.fao.org/DOCREP/ARTICLE/WFC/XII/1054-B4.HTM#P14_128. (Consultado agosto 2020).
- Stockwell, D. R., & Peterson, A. T. (2002). Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological modelling*, 148(1), 1-13.
- Téllez-Valdés, O., Y.M. Chávez-Huerta, A. Gómez-Tagle y M.V. Gutiérrez-Garduño. (2004). Modelado bioclimático como herramienta para el manejo forestal: estudio de cuatro especies de *Pinus*. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 29(95), 61-82.
- The Plant List. (2013). The Plant List Version 1.1. <http://www.theplantlist.org/> (Consultado septiembre 2019).
- Thomas, C., A. Cameron, R. E. Green, M. Bakkenes, L. J. Beaumont. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature* 427:145-149.
- Thuiller, W., Lavergne, S., Roquet, C., Boulangeat, I., Lafourcade, B., & Araujo, M. B. (2011). Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature*, 470(7335), 531-534.
- Torres-Meza, M. de J., A.D. Báez-González, L.H. Maciel-Pérez, E. Quezada-Guzmán and J.S. Sierra-Tristán. (2009). GIS-based modeling of the geographic distribution of *Quercus emoryi* Torr. (Fagaceae) in Mexico and identification of significant environmental factors influencing the species distribution. *Ecological Modelling*, 220, 3599-3611.
- TPL. (2013). The Plant List Version 1.1. <http://www.theplantlist.org/>. (Consultado septiembre 2020).
- Valencia, S. (2004). Diversidad del género *Quercus* (Fagaceae) en México. *Botanical Sciences* (75), 33-53. Doi: 10.17129/botsci.1692
- Valenzuela, H. T. (2001). Estimación de secuestro de carbono en bosques naturales de oyamel (*Abies religiosa*) en el sur del Distrito Federal. *Tesis profesional*. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma Chapingo. Texcoco, edo. de México. 127 p.

- Valenzuela, N., L. M., y D. Granados S. (2009). Caracterización fisonómica y ordenación de la vegetación en el área de influencia de El Salto, Durango, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(1), 29-41.
- Van Vuuren, D. P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G.C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith S.J., Rose, S. K. (2011). The representative concentration pathways: an overview. *Climatic change*, 109(1), 5-31. Doi: 10.1007/s10584-011-0148-z
- Villarreal, H., M. Álvarez, F. Córdoba, F. Escobar, G. Fagua, F. Gast, H. Mendoza, M. Ospina y A. M. Umaña. (2006). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236 p.
- Viveros-Viveros, H., Sáenz-Romero, C., Vargas-Hernández, J. J., López-Upton, J., Ramírez-Valverde, G., & Santacruz- Varela, A. (2009). Altitudinal genetic variation in *Pinus hartwegii* Lindl. I: Height growth, shoot phenology and frost damage in seedlings. *Forest Ecology and Management*, 257(3), 836–842. Doi: 10.1016/j. foreco.2008.10.021
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21 (2-3), 213-251. Doi: 10.2307/1218190.
- Woodward, F. I., Lomas, M. R., & Kelly, C. K. (2004). Global climate and the distribution of plant biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 359(1450), 1465-1476.
- Zamora, J. (2003). Estimación del contenido de carbono en biomasa aérea en el bosque de pino del ejido “La Majada” municipio de Periban de Ramos, Michoacán. Facultad de Agrobiología “presidente Juárez” U.M.S.N.H. Uruapan, Michoacán. 48 p.
- Zúñiga, V., J. M., E. A. Martínez, L., C. Navarrete, G., J. J. Graciano, L., D. Maldonado, A y B. Cano, M. (2018). Análisis ecológico de un área de pago por servicios ambientales hidrológicos en el ejido La Ciudad, Pueblo Nuevo, Durango, México. *Investigación y Ciencia de la Universidad Autónoma de Aguascalientes* 26(73): 27-36. Doi: 10.33064/iycuaa201873204.