



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA
ECOLOGÍA

**BIOGEOGRAFÍA DE LAS LEGUMINOSAE DE MÉXICO: PATRONES DE RIQUEZA,
ENDEMISMO Y DIVERSIDAD BETA**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

MARIBEL ARENAS NAVARRO

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: Dr. Oswaldo Téllez Valdés
Facultad de Estudios Superiores Iztacala

COMITÉ TUTOR: Dra. Tania Escalante Espinosa
Facultad de Ciencias

Dr. Enrique Martínez Meyer
Instituto de Biología

MÉXICO, D.F. NOVIEMBRE, 2014



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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



Dr. Isidro Ávila Martínez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 18 de agosto de 2014, se aprobó el siguiente jurado para el examen de grado de **MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS** de la alumna **ARENAS NAVARRO MARIBEL**, con número de cuenta 303067768, con la tesis titulada "**Biogeografía de las Leguminosae de México: patrones de riqueza, endemismo y diversidad beta.**", realizada bajo la dirección del **DR. OSWALDO TELLEZ VALDÉS**:

Presidente: DRA. MERCEDES ISOLDA LUNA VEGA
Vocal: DRA. MERCEDES DEL PILAR RODRÍGUEZ MORENO
Secretario: DRA. TANIA ESCALANTE ESPINOSA
Suplente: DR. MIGUEL MURGUÍA ROMERO
Suplente: DR. ENRIQUE MARTÍNEZ MEYER

Sin otro particular, me es grato enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F., a 6 de noviembre de 2014.

DRA. MARÍA DEL CORO ARIZMENDI ARRIAGA
COORDINADORA DEL PROGRAMA



c.c.p. Expediente del (la) interesado (a)

Agradecimientos

Agradezco en primera instancia al Posgrado en Ciencias Biológicas por haberme brindado la invaluable oportunidad de realizar estudios en su programa de maestría en ciencias.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca (271063) otorgada.

Al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (COMECYT) por la Beca Tesis de Posgrado, Promoción 2014 (14BTM0282).

A los Proyectos de Investigación PAPIIT (IN222514), (IN216912), (IN225010).

Al Jardín Botánico de Missouri por la Beca Shirley A. Graham in Systematic Botany and Biogeography 2012.

A los miembros del comité tutor, Dr. Oswaldo Téllez Valdés (tutor principal), Dra. Tania Escalante y Dr. Enrique Martínez Meyer, les agradezco el tiempo, los comentarios y la dedicación que le pusieron al proyecto.

Agradecimientos (personales)

A mi familia:

Por todo el apoyo y el amor que me brindan a pesar de la distancia y que me hacen sentir cerca.

Mis abuelas, abuelos, mis tios, tias y a toda mi gran familia.

A mi mamá, por ser una mujer fuerte, dulce y comprometida con la vida. A mi papá, por ser generoso, amable y un gran amigo. A mis hermanos Hugo y Ale, por todo su amor y alegría.

Gabriel:

Por todo el amor, la paciencia, los consejos, el tiempo y por todos días juntos.

Dr. Oswaldo Téllez:

Por todo el apoyo académico, la amistad y el cariño de estos años.

Dr. Sebastian J. Tello:

Por toda la paciencia, el apoyo académico y la amistad.

Dr. Miguel Murguía:

Por el tiempo, los comentarios y toda la ayuda.

A todas las personas del posgrado en Ciencias Biológicas que nos ayudan con los trámites:

Dra. Maria del Coro Arizmendi, Dr. Ernesto Armando Rodríguez, CP. María de Jesús Márquez, Lilia Jiménez, Dr. Rafael Lira Saade y Georgina García Morán

A los miembros del jurado, Dra. Mercedes Isolda Luna Vega, Dra. Mercedes del Pilar Rodriguez Moreno y Dr. Miguel Murguía Romero, les agradezco los comentarios y sugerencias al proyecto.

Mis amigos, esas personas que me acompañaron en este viaje de la maestria.

Richi, Anita, Raúl, Cesar, Laura Janeth, Aleida, Soni, Nalle, Neri, Jime, Itzia, Laura D., Julieth, Isabel Loza, Aline Pingarroni, Salo y muchos mas.

Dedicatoria

A:

Gabriel por todo el apoyo y el amor.

Mis padres y hermanos, por toda la fuerza y el cariño que me transmiten.

**Gloria L. Portales Betancourt
Miguel Angel Navarro Negrete**

La vida

“Aprendí que no se puede dar marcha atrás, que la esencia de la vida es ir hacia adelante” Agatha Christie

Índice

<u>Resumen.....</u>	13
<u>Abstract.....</u>	14
<u>Introducción.....</u>	15
Patrones de riqueza: Hipótesis de la Energía y la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental	16
Autocorrelación espacial	18
La diversidad beta	19
Áreas de endemismo	22
La Familia Leguminosae	23
<u>Antecedentes.....</u>	24
<u>Objetivos.....</u>	25
<u>Metodología.....</u>	26
Criterios para la selección de los géneros y especies	26
Base de Datos	26
Distribución Geográfica	26
Biogeografía Cuantitativa	26
Datos ambientales	27
Patrones de riqueza: Hipótesis de la Energía y la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental	28
Diversidad Beta	30
Áreas de endemismo	33

<u>Resultados</u>	34
Base de datos	34
Distribución Geográfica	35
Calidad de las celdas	37
Patrones de riqueza: Hipótesis de la Energía y la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental	38
Análisis de Diversidad Beta por bandas latitudinales	43
Áreas de endemismo	50
<u>Discusión.....</u>	65
Base de datos	65
Patrones de riqueza: Hipótesis de la Energía y la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental	66
Autocorrelación espacial	68
Diversidad Beta	69
Áreas de endemismo	72
<u>Conclusiones.....</u>	76
<u>Literatura citada.....</u>	77
Apéndice A.	
Lista de especies analizadas en este estudio.....	90
Apéndice B	
Áreas generales y áreas consenso.....	95
Apéndice C	
Valores de Temperatura promedio anual y Precipitación anual de las especies de las áreas generales.....	100

Lista de Figuras y Cuadros

Figuras

Figura 1. A). Histograma del número de especímenes por celdas y B) Relación entre el número de especímenes de herbario y el número de especies.

Figura 2. Mapa de especímenes de herbario por celda; de color gris se muestran las celdas que tienen menos de 50 registros, por lo que no fueron consideradas para los análisis estadísticos.

Figura 3. Diagrama de Venn que representa el análisis de partición de varianza. (a) es la porción de la variación explicada exclusivamente por la Hipótesis de la Energía, (b) la porción de la variación explicada exclusivamente por la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental, (c) la porción de la variación explicada exclusivamente por el espacio, (d) la porción de la variación explicada simultáneamente por Hipótesis de la Energía + Hipótesis de la Estabilidad Ambiental, (e) la porción de la variación explicada simultáneamente por Hipótesis de la Estabilidad Ambiental + espacio, (f) la porción de la variación explicada simultáneamente por la Hipótesis de la Energía + espacio, (g) la porción de la variación explicada simultáneamente por todas y (h) la porción de la variación no explicada por el modelo.

Figura 4. Distribución geográfica conocida de los 14 géneros.

Figura 5. Mapa de la calidad de las celdas con el parámetro Es (Murguía y Villaseñor, 2000).

Figura 6. A) Mapa de riqueza específica por celda. B) Mapa de riqueza con rarefacción para las 125 celdas seleccionadas.

Figura 7. Autocorrelogramas de la Riqueza y la Riqueza por rarefacción con 15 clases de distancia con índice I de Moran.

Figura 8. Autocorrelogramas del índice I de Moran de los residuos de la riqueza por rarefacción con 15 clases de distancia para los modelos lineales de las variables ambientales de la Hipótesis de la Energía, la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental, las variables de Hipótesis de la Energía + Hipótesis de la Estabilidad Ambiental.

Figura 9. Proporción de la variación explicada exclusivamente por la fracción de la Hipótesis de la Energía (a), la proporción de la variación explicada exclusivamente por la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental (b), la proporción de la variación explicada exclusivamente por el espacio geográfico (c), la proporción de la variación explicada

simultáneamente por Hipótesis de la Energía + Hipótesis de la Estabilidad Ambiental (d), la proporción de la variación explicada simultáneamente por Hipótesis de la Estabilidad Ambiental + espacio (e), la proporción de la variación explicada simultáneamente por la Hipótesis de la Energía + espacio (f), la proporción de la variación explicada simultáneamente por todas las fracciones (g) y la proporción de la variación no explicada por el modelo (h). A) Modelo con la riqueza. B) Modelo con la riqueza relativa.

Figura 10. Relación entre distancias crudas y relativas de Jaccard. Esta relación es fuertemente positiva y altamente significativa ($R^2=0.8116$, $p = 0.0002$).

Figura 11. Mapa en el que se muestran las 15 bandas latitudinales de $1^\circ \times 1^\circ$ que abarcan el territorio mexicano. En los análisis estadísticos no se incluyeron las bandas a, l y o.

Figura 12. Relación entre el promedio de la distancia relativa de Jaccard y el "Distance decay".

Figura 13. A) Valores del promedio de la distancia relativa de Jaccard con relación a la latitud y B) La Pendiente del "Distance decay" con relación a la latitud.

Figura 14. Relación del promedio de la distancia ambiental por banda con A) el promedio de la distancia relativa de Jaccard y B) la pendiente del "Distance decay".

Figura 15. Modelos lineales de diferentes variables climáticas con la distancia relativa de Jaccard y con la pendiente.

Figura 16. Áreas consenso detectadas a un tamaño de celda de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ (B, C, D, E, F, G, H, I y J) y a un tamaño de celda de $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ (A).

Figura 17. Áreas consenso detectadas a un tamaño de celda de $0.5^\circ \times 0.5^\circ$ con relleno (B, C, D, E, F y G) y un área tamaño de celda de $0.25^\circ \times 0.25^\circ$ con relleno (A).

Figura 18. Áreas de endemismo detectadas a un tamaño de $1^\circ \times 1^\circ$ sin relleno A) y con relleno B). El tamaño de cada círculo es proporcional al tamaño del área de endemismo; colores iguales indican que esas áreas formaron un área consenso.

Figura 19. Áreas consenso en la región de la Depresión del Balsas, a diferentes tamaños de celda. A) $A=0.5^\circ$, $B=1^\circ$ y $C=1^\circ$ con relleno. B) $A=0.25^\circ$, $B=0.5^\circ$ y $C=0.5^\circ$ con relleno, $D=1^\circ$ y $E=1^\circ$ con relleno.

Figura 20. Áreas consenso que se localizan en la intersección entre las provincias biogeográficas de Oaxaca, al Este de la Depresión del Balsas, al Este del Eje volcánico y la Sierra Madre del Sur a diferentes tamaños de celda. A) $A=0.5^\circ$, $B=0.5^\circ$ con relleno, $C=1^\circ$ y $D=1^\circ$ con relleno. B) $A=0.5^\circ$, $B=0.5^\circ$ con relleno, $C=1^\circ$ y $D=1^\circ$ con relleno.

Figura 21. Área general 5, formada por las áreas consenso que se localizan en las Sierras Neo volcánicas Nayaritas, ubicada entre las grandes mesetas de la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre del Sur, a diferentes tamaños de celda. A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno.

Figura 22. Área general 6, formada por las áreas consenso que se ubican en la parte de sur de la provincia biogeográfica de la Costa del Pacífico, el Soconusco y Los Altos de Chiapas, a diferentes tamaños de celda. A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno.

Figura 23. Área general 7, formada por las áreas consenso que se ubican en la provincia biogeográfica del Golfo de México, extendiéndose hasta la provincia del Soconusco a diferentes tamaños de celda. A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno.

Figura 24. Área general 8, formada por las áreas consenso que se ubican en las provincias biogeográficas el Soconusco, extendiéndose hacia la Sierra Madre del Sur, el Golfo de México y al sur de la provincia Costa del Pacífico, a diferentes tamaños de celda. A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno.

Figura 25. Área general 9, formada por las áreas consenso que se ubican principalmente en la provincia biogeográfica de los Altos de Chiapas extendiéndose hacia el norte, hacia la provincia del Golfo de México, a diferentes tamaños de celda. A) A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno.

Figura 26. A) Mapa de Temperatura promedio anual y las áreas generales a un tamaño de 0.5° sin relleno y con relleno. B) Mapa de Precipitación anual y las áreas generales a un tamaño de 0.5° sin relleno y con relleno.

Figura 27. A) Modelo lineal entre el índice de endemismo de cada celda a un tamaño de 0.1° respecto a la Temperatura promedio anual ($R^2= 0.0213$, $p=0.014$). B) Modelo lineal entre el índice de endemismo de cada celda a un tamaño de 0.1° respecto a la Precipitación anual ($R^2= 0.0282$, $p=0.005$).

Cuadros

Cuadro 1. Variables ambientales obtenidas de Cuervo *et al.* (2013); * obtenidas de CLIMOND.

Cuadro 2. Número de especies de cada género utilizadas en este trabajo. *Número de especies estimadas para México. Tomado de Sousa y Delgado (1993).

Cuadro 3. Resultados de los modelos lineales para la Hipótesis de la energía, la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental, las variables de Hipótesis de la Energía + Hipótesis de la Estabilidad Ambiental para el modelo con la Riqueza (R) y la Rarefacción (Rr). En la columna se muestran de los estimados, el error estándar, el valor de p y la R^2 de cada modelo.

Cuadro 4. Resultados de regresiones múltiples de matrices entre las distancias crudas y relativas de Jaccard con las distancias ambientales y geográficas. Cada MRM se realizó con 5000 iteraciones.

Cuadro 5. Se muestran las diferentes relaciones entre las dos medidas de diversidad beta respecto a la latitud, la distancia ambiental, la distancia geográfica y las variables “complementarias” que son N.celdas= número de celdas, distgeo= media de la distancia geográfica y sd distgeo= desviación estándar de la distancia geográfica.

Cuadro 6. Se muestra cada banda latitudinal con su respectivo promedio del valor de Jaccard (crudo), Jaccard relativo, la pendiente del “distance decay”, así como su valor respecto a la distancia geográfica y ambiental, con su respectiva media, desviación estándar (sd), R^2 y p.

Cuadro 7. Número de áreas de consenso obtenidas de cada tamaño de celda sin relleno y con relleno, así como el número de especies que formaron estas áreas.

Resumen

En este trabajo se evaluaron los patrones de riqueza y diversidad beta de 502 especies de la familia Leguminosae en México analizando los factores ambientales a los que están asociados, bajo las hipótesis de la energía y de la estabilidad ambiental, y se identificaron sus áreas de endemismo. México es considerado uno de los centros de diversificación de la familia, con alrededor de 139 géneros y 2300 especies en su territorio.

Con el fin de entender los patrones espaciales de las especies, como parte del método, México se dividió en celdas de $1^\circ \times 1^\circ$, evaluando la calidad del muestreo en cada una. Se empleó el parámetro E_s , el cual reflejó una alta heterogeneidad en el esfuerzo de muestreo a través del territorio. Por esta razón, se controló la variación en el número de registros de cada celda con el método de rarefacción.

Se identificó un gradiente latitudinal de la riqueza, con un marcado aumento de las especies de norte a sur. Al analizar los factores ambientales a los que están asociados, se encontró una asociación con la disponibilidad de agua, medida como precipitación y como estacionalidad de la precipitación. Un análisis de partición de la variación sugiere que las hipótesis de la energía y de la estabilidad ambiental logran explicar gran parte de la variación geográfica en la riqueza de especies de las Leguminosae en México teniendo porciones significativas de variación única, lo que sugiere que tienen efectos complementarios.

El análisis de la diversidad beta a través de bandas latitudinales mostró que la hipótesis que predice que las zonas tropicales deberían ser más beta diversas respecto a las neárticas no aplicó para las especies seleccionadas de Leguminosae en México. Asimismo, se encontró que la heterogeneidad ambiental explicó la variación de la diversidad beta en las bandas latitudinales ubicadas en la parte centro sur de México. Sin embargo, estos resultados deben tomarse con precaución ya que no se logró corregir el problema de subrepresentación que tienen algunas celdas utilizadas en los análisis.

El análisis de endemismo mostró que las especies de géneros como *Lonchocarpus*, *Tephrosia* y *Mimosa* fueron críticas, ya que, permitieron identificar áreas que sustentan y coinciden parcialmente con otras regionalizaciones como la biogeográfica y fisiográfica, lo que complementa el reconocimiento de las regiones biogeográficas en México.

Abstract

Knowledge about spatial patterns of species richness like the Leguminosae family in a megadiverse country such as Mexico is of vital importance. Mexico is considered one of the centers of diversification of this family, with about 139 genera and 2300 species present in its territory. Likewise, understanding the importance of environmental factors that determine patterns of spatial variation in the number of species is critical to understanding biodiversity.

In this work, the richness and beta diversity patterns of 502 species of the *Leguminosae* family in Mexico are studied, analyzing the environmental factors that better explain these patterns, and identifying areas of endemism for the family.

Mexico was divided in 1° x 1° grid cells. The quality of the cells was evaluated with the E_s parameter, which indicated a high level of heterogeneity in sampling effort across the country. Thus, variation in the number of records per each cell was controlled with rarefaction.

A latitudinal gradient in species richness was identified, with a marked increase numbers of species from north to south. Environmental factors were grouped to represent two broad environmental hypotheses proposed to explain species richness, the energy hypothesis and the environmental stability hypothesis. Analyses showed that richness was most strongly associated with water availability, measured as annual precipitation and seasonality of precipitation. In a variation partition analysis, groups of variables representing both hypotheses had significant portions of unique variation explained suggesting that have complementary effects. In combination, energy and environmental stability explain much of the geographic variation in species richness of the Leguminosae in Mexico.

The analysis of beta diversity by latitudinal bands showed that lower latitudes were not more beta diverse than northern parts of the country. Also, the highest beta-diversity seems to occur in the center of the country, near 23° N latitude. At this latitude there is a great diversity of endemic genera such as *Lonchocarpus*, *Tephrosia* and *Mimosa*; thus it is possible that the observed pattern of beta-diversity is probably associated with the small range of some species in these genera. Furthermore, latitudinal bands with higher environmental heterogeneity have more beta diversity in Mexico.

Finally, the species analyzed in this study helped to identify areas of endemism that support other regionalization, and which complements the recognition of biogeographic regions in Mexico.

Introducción

Una de las características más notables de la biodiversidad es que no se distribuye de manera homogénea (Koleff *et al.*, 2008), por lo que los patrones espaciales de la diversidad de especies y de los procesos asociados a los mismos han sido un tema central para la biología, por lo menos desde los tiempos de von Humboldt (1808), Darwin (1859) y Wallace (1878) (Gillman y Wrigth, 2006).

Los patrones geográficos de riqueza de especies y del endemismo en México han sido descritos, clasificados e interpretados desde el siglo XIX, a partir del trabajo pionero del barón Alexander von Humboldt (Ramírez, 1899).

La ubicación de México juega un papel muy importante para entender su biodiversidad, ya que la flora y fauna son el resultado de la combinación de elementos neárticos, provenientes de América del norte, y neotrópicales, provenientes de América del sur (Halffter, 2008). México se ubica en el cuarto lugar de ese privilegiado grupo de 17 países que conjuntamente albergan cerca de 70% de las especies conocidas, y con frecuencia contribuye con el 10% de la riqueza biológica global de cada taxón (Mittermeier *et al.*, 1997; Sarukhán y Dirzo, 2001).

La forma de embudo del territorio mexicano, los sistemas montañosos que convergen hacia el sur y sureste de México, la acción de los vientos alisios y la oscilación estacional del cinturón subtropical de alta presión contribuyen a un patrón climático tan diverso que, al aplicar cualquier sistema de clasificación, todos los climas quedan representados en el país (García-Mendoza, 2004; Vidal, 2005). Éstos van desde muy secos en el norte, hasta subhúmedos y muy húmedos al sur; secos y subhúmedos en la vertiente pacífica hasta húmedos con lluvias todo el año en la vertiente del Golfo de México; tropicales sobre las costas y depresiones, hasta fríos en los picos de las montañas más altas, por encima de los 4000 m de altitud (Espinosa, 2008).

El patrón geográfico de heterogeneidad ambiental determina parcialmente los patrones geográficos de riqueza de especies, explicando por qué el territorio mexicano puede mantener una biota tan diversa (Espinosa, 2008). Sin embargo falta por reconocer el aporte de ésta heterogeneidad ambiental sobre grupos de importancia.

Existen diversas orientaciones que abordan el estudio de la diversidad biológica. Una de ellas es la macroecológica, que estudia los patrones de variación geográfica de los seres vivos, como el número de especies; otra es la biogeográfica, que estudia los patrones de distribución de los seres vivos en función de la evolución de la Tierra y la diversificación de los taxones (Koleff *et al.*, 2008). Ambos enfoques de estudio son complementarios y necesarios para establecer acciones de conservación para la diversidad.

La diversidad de especies a nivel global a menudo es descrita en tres componentes: alfa (α), beta (β) y gamma (γ) (Whittaker, 1972). Estos conceptos de diversidad se han extendido a diferentes escalas y en la práctica los términos local y regional se usan en sentido relativo, de modo que la diversidad alfa es la riqueza a una escala de resolución más fina que la diversidad gamma; mientras que la diversidad beta es la relación entre la diversidad de una región (gamma) y el promedio de las diversidades de las localidades que contiene dicha región (alfa). Siendo así la diversidad beta un indicador que refleja la heterogeneidad biológica entre las diferentes subunidades de una región (Koleff *et al.*, 2008).

Los conceptos de diversidad alfa, beta y gamma han sido fundamentales en los estudios de la biodiversidad, por lo que el conocimiento de los patrones espaciales de la diversidad y los procesos asociados a los mismos han sido objeto de estudio desde hace varias décadas (Ricklefs y Miller, 2000). Asimismo, diversos estudios han demostrado que los tres componentes de la diversidad de especies en general, disminuyen a medida que aumenta la latitud; sin embargo, esto depende del área de estudio así como de los taxones analizados (Qian y Ricklefs, 2007; Chen *et al.*, 2011).

Patrones de riqueza:

Hipótesis de la Energía y la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental

Uno de los indicadores de la diversidad biológica más ampliamente estudiado es la riqueza, definida como el número de especies que habitan una región específica, siendo el resultado de la evolución en espacio y tiempo (Gaston, 1996; Villaseñor *et al.*, 2005). Asimismo, la riqueza ha sido uno de los parámetros determinantes para definir las acciones sugeridas por la biología de la conservación (Halffter y Moreno, 2005).

Actualmente, comprender la importancia de los factores que determinan los patrones de variación espacial en el número de especies y su relación con otros factores es fundamental para comprender la biodiversidad, además de ser tema central en la ecología, la macroecología y la biogeografía (Waide *et al.*, 1999; Ricklefs, 2004; Zobel y Pärtel, 2008).

El patrón de distribución más claro a nivel global es el incremento gradual en el número de especies de los polos hacia el ecuador, siendo uno de los patrones más llamativos en la naturaleza (Hillebrand, 2004). Trabajos recientes de meta-análisis de casi 600 estudios documentan su remarcable consistencia a través del espacio, la escala, el hábitat y el grupo taxonómico (Mittelbach *et al.*, 2007). Asimismo, el incremento no difiere entre los

hemisferios norte y sur (aunque no es simétrico alrededor de la línea ecuatorial) y tampoco difiere entre grupos marinos y terrestres (Hillebrand, 2004).

Sin embargo, tratar de explicar los patrones de riqueza de las especies es un desafío complejo debido a que la biodiversidad es el resultado de la interacción de factores que operan a diferentes escalas espaciales y temporales.

La idea del clima como control de la energía y que ésta a su vez impulsa el gradiente de riqueza mundial, data de los inicios de la biogeografía (von Humboldt 1808) y ha generado una extensa literatura para cuantificar la relación entre la riqueza de especies y las variables climáticas (Hawkins *et al.*, 2003; Currie *et al.*, 2004; Qian *et al.*, 2009). Diversos estudios en plantas, peces, anfibios, aves y mamíferos a diferentes escalas, que van de lo global a lo local han tratado de establecer los patrones de riqueza de las especies y su relación con factores bióticos y abióticos, tales como la energía, la temperatura, la precipitación, entre otros (Luo *et al.*, 2012).

A pesar de décadas de estudio, sigue siendo difícil alcanzar una explicación universalmente aceptada para el gradiente latitudinal de riqueza, por lo que se han propuesto varias hipótesis para explicarlo (Halffter y Moreno, 2005; Mittelbach *et al.*, 2007); siendo algunas de las más importantes y más estudiadas la hipótesis de la energía y la hipótesis de la estabilidad ambiental entre otras (Jiménez *et al.*, 2009; Tello y Stevens, 2010; Luo *et al.*, 2012).

La hipótesis de la energía (HE) es una hipótesis basada en el clima, y postula que la disponibilidad de energía medida como productividad, energía térmica y la dinámica de agua-energía resultan en una mayor diversidad de especies; zonas de alta energía generan y mantienen los gradientes de riqueza (Hawkins *et al.*, 2003; Luo *et al.*, 2012). Esta hipótesis plantea que áreas con valores altos de temperatura, radiación solar y precipitación tienen producción primaria más alta y como consecuencia promueven el crecimiento, la reproducción, la diferenciación y la evolución de especies (Kaspari, 2000; Francis, 2003; Currie *et al.*, 2004).

La hipótesis de estabilidad ambiental (HEA) propone que áreas con menor variación climática deberían albergar un mayor número de especies; es decir un ambiente estable climáticamente podría acelerar la especialización de las especies y aumentar la diversificación de los nichos ecológicos (O'Brien, 1993; Luo *et al.*, 2012). Un ejemplo de estas áreas es el trópico, donde se ha demostrado que la mayor diversidad de árboles (respecto a zonas templadas) se encuentra en lugares donde la temporada seca es corta y la variación en el clima y la productividad varían menos entre cada temporada del año (Leigh, 2004).

Se ha sugerido que la gran riqueza de especies en México puede deberse principalmente a dos condiciones: 1) que todos los sitios o la mayoría de ellos sitios poseen una alta riqueza (alta diversidad alfa), o 2) que los sitios no sean particularmente ricos, pero que la similitud entre ellos sea baja (alta diversidad beta) (Arita y Paniagua, 1993). Sin embargo, la ubicación de México y la diversidad climática, juegan un papel muy importante, ya que al ser la riqueza resultado de la combinación de elementos Neárticos y Neotrópicales es trascendental establecer la importancia relativa de cada una de estas hipótesis para la comprensión de los determinantes de los patrones de diversidad.

En este sentido es posible poner a prueba estas dos hipótesis, ya que en México hay claras diferencias en cuanto a la disponibilidad de energía y en cuanto a estabilidad ambiental. En México se ha determinado que el bosque tropical perennifolio es el tipo de vegetación más exuberante, debido a que corresponde al clima en el cual ni la falta de agua ni la de calor constituyen factores limitantes del desarrollo de las plantas a lo largo de todo el año. Siendo la comunidad vegetal mas rica y compleja, prácticamente restringida a las zonas intertropicales, siendo México el extremo boreal (Rzedowski, 2006).

Autocorrelación espacial

Una creciente literatura sugiere que al menos parte de la variación espacial de la riqueza y otros patrones de la naturaleza puede ser debido a la autocorrelación espacial (Currie, 2007). La autocorrelación espacial es un concepto sobre la cercanía o lejanía de los eventos (o especies) en el espacio según el valor de los atributos: una variable tiene autocorrelación positiva cuando los valores similares tienden a agregarse o ser vecinos, y se dice que tiene autocorrelación negativa cuando los valores similares tienden a separarse y los puntos o eventos son de diferente tipo. Asimismo, se dice que no hay autocorrelación cuando la distribución espacial, en relación a los valores vecinos es al azar (Murguía, 2005).

Las causas de la autocorrelación espacial son múltiples pero, la autocorrelación espacial en la riqueza de especies puede surgir ya sea por causas intrínsecas o extrínsecas (Legendre, 1993; Currie, 2007; Dray, 2012). Las causas intrínsecas son procesos biológicos como la extinción, la dispersión o las interacciones entre especies. A una escala más local, la dispersión puede influir en los patrones de riqueza de especies, ya sea como resultado de la limitación de la dispersión, donde hábitats potencialmente adecuados no están ocupados porque los propágulos no llegan a estos sitios (Kessler, 2009). Las fuerzas externas que causan autocorrelación espacial son variables, pueden ser biológicas como la

competencia, la depredación o diferentes gradientes abióticos como la salinidad o pH (Currie, 2007; Tello y Stevens, 2010).

La autocorrelación espacial de la riqueza puede constituir un concepto útil para la descripción e investigación de los patrones de distribución de la biodiversidad (Murguía, 2005); sin embargo, ha sido ampliamente reconocido que algunos patrones de autocorrelación espacial en los datos pueden crear resultados falsos positivos en los análisis (Diniz-Filho *et al.*, 2003), ya que valores altos de autocorrelación nos indicaría la falta de independencia entre los valores de las variables muestreadas a ciertas distancias en el tiempo o en el espacio (Legendre, 1993).

Trabajos recientes han discutido la importancia de medir la autocorrelación espacial en la evaluación de los problemas de la macroecología y la biogeografía, ya que si bien, la presencia de autocorrelación espacial, no genera necesariamente sesgo, siempre se debe investigar y ser una herramienta útil para investigar los mecanismos que operan en la riqueza a diferentes escalas espaciales.

La diversidad beta

El concepto de diversidad beta (β) lo sugiere Robert H. Whittaker (1960, 1972) al referirse al cambio en la composición de especies, producto de la diversidad de sitios individuales y de la diferenciación relativa de los patrones de diversidad de la vegetación a lo largo de gradientes de elevacionales y edáficos. Actualmente el concepto de diversidad beta se ha usado en varios contextos para: cuantificar el recambio espacial en composición de especies (Koleff, 2002), estudiar el ensamblaje de especies (Pineda *et al.*, 2005), identificar zonas de transición (Williams, 1996) y para evaluar el escalamiento de la diversidad (Rodríguez, 2006), entre otros.

La diversidad beta goza de una gran importancia teórica y aplicada debido a su gran relevancia en la ecología y la biogeografía. Sin embargo, el entendimiento y el uso de la diversidad beta se ha visto obstaculizado por varios factores como la gran variedad de métodos y la falta de claridad conceptual para saber en qué contexto utilizar los diferentes métodos (Lennon *et al.*, 2002). Sin duda, esto ha contribuido a la dificultad en identificar patrones generales en este componente de la diversidad, ya que resultados de diferentes estudios muestran tendencias inconsistentes entre regiones o grupos taxonómicos (Rodríguez *et al.*, 2003).

Originalmente, Whittaker (1960, 1972) propuso dos conceptos relacionados con la diversidad beta que hoy siguen vigentes: el recambio de especies (species turnover) y el decaimiento de la similitud en la composición de especies con la distancia (distance decay in similarity) y (Calderón-Patrón *et al.*, 2012).

El recambio de especies se refiere al cambio en la composición y estructura de las comunidades de una unidad de muestreo a otra a lo largo de un gradiente espacial, temporal o ambiental (Moreno y Rodríguez, 2010; Anderson *et al.*, 2011). Uno de los índices más ampliamente utilizados para medir el recambio de especies es el índice de similitud de Jaccard (Chao *et al.*, 2004; Qian y Ricklefs, 2007; Qian *et al.*, 2009).

Respecto al decaimiento de la similitud en relación con la distancia entre sitios puede reflejar mecanismos que influyen en los patrones de distribución de las especies como la dispersión o a escalas mayores puede proporcionar información en relación a las propiedades ambientales como la heterogeneidad ambiental (Whittaker, 1977; Chao *et al.*, 2004; Qian *et al.*, 2009). Por otro lado, el decaimiento de la similitud con la distancia describe como la composición de especies entre dos sitios se hace distinta conforme se incrementa la distancia entre ellos (Whittaker, 1956; Nekola y White, 1999). El análisis del patrón de disminución de la similitud con la distancia se puede realizar mediante un modelo lineal o no lineal, y se puede medir utilizando la tasa de recambio, que es la pendiente estimada de la relación entre la similitud y la distancia (Qian y Ricklefs, 2007; Qian *et al.*, 2009; Anderson *et al.*, 2011).

Se han propuesto tres mecanismos principales que no son mutuamente excluyentes para explicar el decaimiento de la similitud con la distancia. El primer mecanismo son las condiciones ambientales que cambian conforme aumenta la distancia, es decir, hay una disminución de la similitud ambiental con la distancia, lo que implica que haya una segregación espacial de las especies con diferentes nichos. El segundo depende de la configuración del ambiente (en el contexto espacial y temporal), pues esta configuración influye en el movimiento de las especies. A mayor número de barreras, la similitud decrece más abruptamente que en un sitio topográficamente abierto y homogéneo. El tercero depende de la capacidad de dispersión de las especies (Calderón-Patrón *et al.*, 2012).

Sin embargo, a pesar de la amplia aplicación de la diversidad beta en los estudios ecológicos, cuando es calculado con datos insuficientes de muestreo tiene un desempeño pobre (Chao *et al.*, 2004). La comparación e interpretación de la diversidad beta no es sencilla o puede ser mal interpretada cuando los tamaños de las muestras son diferentes (Nipperes *et al.*, 2013). Por esto, los datos necesitan estar estandarizados en algún sentido para tomar en cuenta las diferencias en tamaño de la muestra o el esfuerzo, ya que las limitaciones que se aplican a la estimación de la diversidad alfa, se aplican también a la estimación de la diversidad beta (Gotelli y Colwell 2001).

Diversidad beta y latitud

Un gran número de estudios han tratado de documentar la relación entre la diversidad beta y la latitud, (Qian *et al.*, 2003; Koleff *et al.*, 2003; Qian *et al.*, 2009; Kraft *et al.*, 2011) obteniendo resultados muy variables, ya que algunos estudios han reportado un incremento en la diversidad beta respecto a la latitud, mientras que otros han reportado un descenso y algunos otros no han encontrado ninguna relación en absoluto. Esta variación podría posiblemente ser atribuida a diferencias en los taxones que han sido examinados, el intervalo latitudinal de análisis, el tamaño de las unidades geográficas y las regiones biogeográficas o geopolíticas consideradas (Koleff *et al.*, 2003).

Diversos estudios de diversidad beta que analizan los gradientes latitudinales se centran en analizar los contextos geográficos y ambientales en los que las comunidades cambian en composición por adición o sustracción de especies, debido a que el ambiente y en particular el análisis de diversas variables ambientales parecen jugar un papel crucial en la estructura y patrones de la diversidad beta (Qian *et al.*, 2005 y 2009; Legendre *et al.*, 2005; Gaston *et al.*, 2007; Qian y Ricklefs, 2007).

En México aún son pocos los estudios que se centran en analizar los contextos geográficos y ambientales en relación a la diversidad beta a lo largo de todo el territorio; sin embargo, la ubicación geográfica de México, la gran heterogeneidad de las condiciones ambientales y la extensión territorial nos permite esperar un gradiente latitudinal. Aunque actualmente se carece de una base clara para la predicción de la forma del patrón de diferentes taxones (Ochoa *et al.*, 2012).

Las Leguminosae al ser la tercer familia más grande en el mundo, poseen una amplia distribución geográfica, derivada de una radiación temprana en el Cenozoico (Lavín *et al.*, 2005). Diversos estudios biogeográficos sobre esta familia han destacado su gran abundancia y diversidad en zonas tropicales de África y América (Schrire *et al.*, 2005; Raven y Polhill, 1981). Se ha documentado que la estabilidad ecológica puede ser la causa fundamental de la estructura filogenética de las Leguminosae, donde el gradiente de precipitación anual explica la diversidad beta filogenética (Oliveira-Filho *et al.*, 2013), atribuido en parte a los orígenes de esta familia (McKey, 1994) y a las marcadas diferencias en las contrastantes formas de vida que van desde árboles, arbustos, herbáceas y trepadoras.

Por lo tanto, los gradientes ambientales presentes en México hacen suponer la existencia de un elevado recambio de especies en el país, donde la diversidad beta de las Leguminosae podría ser más elevada hacia las zonas tropicales de México.

Áreas de endemismo

Los patrones de distribución también permiten el reconocimiento de áreas particulares con características de distribución comunes a los que están asociados en regiones, provincias y distritos (Rojas, 2003). En el caso de las especies con distribución restringida y con características de hábitat específicas, incrementan sus probabilidades de extinguirse (Myers *et al.*, 2000), por lo cual la delimitación de áreas de endemismo es fundamental para formular estrategias dirigidas al uso sustentable y la conservación de la biodiversidad (Szumik *et al.*, 2002).

Se le denomina área de endemismo al área donde ocurre el patrón de superposición no azarosa de las distribuciones de diferentes taxones (Morrone, 1994). Actualmente se conocen diferentes métodos para identificarlas, como son el Análisis de Parsimonia de Endemismos (Morrone, 1994; Rosen, 1988), el Análisis de Endemicidad (Szumik *et al.*, 2002; Szumik y Goloboff, 2004) entre otros. Cabe señalar que el concepto de área de endemismo tiene diferentes problemas tanto semánticos como conceptuales y analíticos (Szumik *et al.*, 2006), de igual forma, las diferentes metodologías en las que se emplea el concepto cuentan con diferentes ventajas y desventajas (Casagrande y Taher, 2007; Casagrande, 2010).

El Análisis de Endemicidad consiste en identificar las áreas de endemismos (AE), las cuales de acuerdo con Platnick (1991) son aquellas áreas de congruencia espacial entre dos o más taxones.

El conjunto de programas NDM/VNDM identifica las AE mediante algoritmos heurísticos que sirve para evaluar cuántas y cuán endémicas son las especies a un área (Goloboff, 2012; Szumik, *et al.*, 2012). El método es dependiente de una rejilla de celdas, que básicamente evalúa la concordancia espacial entre dos o más taxones para un conjunto de celdas (área de endemismo), asignando un puntaje o “score” de endemicidad para este conjunto de celdas por varias especies; por lo tanto la suma del puntaje de endemicidad de una especie contribuye al puntaje de endemicidad de un área (Szumik y Goloboff, 2004; Szumik, 2012).

Se ha propuesto que el uso de varios tamaños de celda proporciona una especie de medida de apoyo a una determinada área de endemismo, ya que la forma y el tamaño de algunas áreas de endemismo pueden hacer que sean difíciles identificar con un sólo tamaño de celdas, por lo que usando varios tamaños aumenta la probabilidad de encontrar áreas de endemismo más confiables (Aagesen *et al.*, 2009; Casagrande *et al.*, 2009; Szumik, 2012).

Las Leguminosae

Las Leguminosae son una de las familias más diversas y de amplia distribución en el mundo. Se estiman 727 géneros (Lewis *et al.*, 2005) y 19,325 especies (Lewis *et al.*, 2005) para todo el mundo. México es considerado uno de los centros de diversificación de la familia Leguminosae, ya que posee alrededor de 139 géneros y 2,300 especies (Villaseñor, 2003), sólo cinco géneros son considerados con distribución restringida a nuestro país y se encuentran en diversas regiones. Los géneros con distribución más extensa poseen más del 75% de sus especies en México (Sousa y Delgado, 1993).

Las Leguminosae se distinguen dentro del orden Fabales por poseer hojas generalmente compuestas, con estípulas, pulvínulos bien desarrollados y el fruto es generalmente una legumbre derivada de un solo carpelo (Sousa, 2004). Esta familia muestra gran diversidad, desde pequeñas hierbas hasta grandes árboles y se extiende en todos los tipos de hábitats terrestres. Además es una de las familias económicamente más importantes, al ser alimenticias, medicinales, forrajeras, restauradoras de nitrógeno al suelo, maderables, ornamentales, etc.

La familia Leguminosae está compuesta por tres subfamilias: Caesalpinioideae, Mimosoideae y Papilionoideae (Khelladi-Bouchenak, 2010). Es la tercer familia más grande después de las Asteraceae y las Orchidaceae y la segunda más grande en México después de Asteraceae (Sousa y Delgado, 1993). Esta familia ha demostrado ser de las familias cuya diversidad de especies está mejor correlacionada con los patrones globales de diversidad de especies de angiospermas (Nic, 2005). Cerca de la tercera parte de las especies se encuentran representadas en seis géneros: *Acacia*, *Astragalus*, *Cassia* (ahora *Senna* esencialmente), *Crotalaria*, *Indigofera* y *Mimosa* (Sousa y Delgado, 1993; Lewis *et al.*, 2005).

Antecedentes

Son pocos los estudios previos que han analizado los patrones de distribución y de riqueza de diferentes grupos en México como las gimnospermas (Contreras-Medina y Luna, 2007), Ternstroemiaceae (Luna *et al.*, 2004), las Agavaceae (García-Mendoza, 1995), Scrophulariaceae (Méndez y Villaseñor, 2001), Cactaceae (Guzmán *et al.*, 2003), Poaceae (Dávila *et al.*, 2004) y Asteraceae (Villaseñor *et al.*, 2005).

Actualmente, los estudios sobre diversidad beta son numerosos, y varían de la escala regional a la local. Sin embargo, hay una cantidad considerable de estudios que se centran en los gradientes latitudinales como el de Rodríguez *et al.* (2003), donde señalan que al explorar la diversidad de especies dentro de las provincias mastofaunísticas de México, se encontró que la contribución de las diversidades alfa y beta a la riqueza regional varía geográficamente y se correlaciona con distintas variables ambientales. Mientras en algunas provincias se presentan elevados valores de beta, en otras se encuentran altos valores de alfa. La heterogeneidad ambiental, además de los factores históricos, contribuyen en gran medida a aumentar el recambio de especies.

En otros estudios como el de Koleff y Soberón (2008), se evaluó el estado del conocimiento de los patrones espaciales de la diversidad de especies en México, donde analizan los componentes de la riqueza de especies a escala regional y su relación entre hábitats en su composición de especies para diferentes grupos como anfibios, reptiles, aves, mamíferos y algunos géneros de angiospermas. Dentro de los más recientes se encuentra el de Luna-Vega *et al.* (2013), que analiza diferentes valores de riqueza de 13 familias de plantas vasculares y su relación con variables ambientales.

Desafortunadamente son pocos los estudios para México que analizan los patrones de riqueza y su relación con las variables climáticas, ya que los estudios de este tipo nos permitirían conocer de manera más integral los patrones de diversidad a lo largo del país y así poder complementar el conocimiento de grupos tan importantes como las Leguminosae y lograr implementar estrategias de conservación.

Objetivo General

Analizar los patrones de riqueza y diversidad beta de géneros selectos de la familia Leguminosae en México, analizando los factores ambientales a los que están asociados e identificar sus áreas de endemismo.

Objetivos Particulares

- Compilar una base de datos de géneros selectos de la familia Leguminosae en México
- Evaluar la calidad de las celdas de géneros selectos de la familia Leguminosae en México.
- Identificar los patrones de riqueza analizando los factores ambientales a los que están asociados evaluando la hipótesis de la energía y la hipótesis de la estabilidad ambiental.
- Analizar si existe un patrón latitudinal de diversidad beta de géneros selectos de las Leguminosae en México.
- Analizar si la heterogeneidad ambiental explica la variación de la diversidad beta de géneros selectos de las Leguminosae en México.
- Identificar áreas de endemismo con el programa NDM/VNDM de géneros selectos la familia Leguminosae en México.

Metodología

Criterios para la selección de los géneros y especies

Dado que la familia Leguminosae es un grupo extremadamente grande y del que desafortunadamente no existe un registro homogéneo de su distribución geográfica, se seleccionaron 14 géneros de acuerdo con los siguientes criterios:

- 1) Distribuidos en numerosos ambientes.
- 2) Bien representados en las bases de datos.
- 3) Conocimiento taxonómico razonable.

Base de datos

Los datos de distribución de estas especies se obtuvieron a través de literatura especializada, así como de la consulta de especímenes de herbario del Herbario Nacional de México (MEXU), el Herbario del Jardín Botánico de Missouri (MOBOT) y el Herbario de la Universidad de Guadalajara (IBUG). Se validaron con un experto del grupo verificando la exactitud de las identificaciones taxonómicas y las localidades geográficas de los especímenes; asimismo se trabajó con registros de la base de datos de la CONABIO. Esta lista se depuró detectando sus sinonimias a través de la consulta vía internet de bases de datos nomenclaturales de plantas (<http://www.trópicos.org>) y bibliografía especializada en el grupo Irwin y Barneby (1979; 1982), Barneby (1983), Lewis (1998), Rico-Arce (2007) y Rudd (1981). Se excluyeron todos los registros que estaban en duda sobre la exactitud de las identificaciones taxonómicas y las localidades geográficas.

Distribución geográfica

Se obtuvo el tamaño del área de distribución de cada especie a través de registros puntuales en cada celda y se representaron en mapas generados en el Sistema de Información Geográfica (SIG) ArcMap 10 (ESRI, 2011).

Biogeografía cuantitativa

Se utilizó la metodología de Biogeografía Cuantitativa de Murguía y Rojas (2001) para realizar los análisis de la calidad de las celdas en México. Para estos análisis se utilizaron Unidades Geográficas Operativas, denominadas (OGU) a un tamaño 1° de latitud por 1° de longitud.

La calidad de las celdas, se evaluó con el parámetro $E_s = S_{obs}/S_{est}$ (Murguía y Villaseñor, 2000) a nivel de país y para cada celda. Donde S_{obs} es el número de especies observadas y S_{est} las especies estimadas. El número de las especies estimadas se calculó mediante los estimadores no paramétricos Chao2 e ICE (Incidence-based Coverage) a través del

programa EstimateS (Versión 9.1.0), aplicando la fórmula $S_{est} = S_{obs} + Q_1^2/2Q_2$. Cada celda se subdividió para definir Q_1 que es el número de especies que se encuentran en una sola celda y Q_2 que es el número de especies que se encuentran en dos celdas.

El parámetro E_s es un valor entre 0 y 1, en donde el valor máximo es igual a 1 e indica un esfuerzo de colecta óptimo y el valor cercano a cero indica deficiencias en el esfuerzo de colecta y por ende un área con una calidad pobre en cuanto al número de registros (Murguía y Villaseñor, 2000). Finalmente, estos valores por celda se evaluaron gráficamente para identificar los sitios con un esfuerzo de colecta óptimo y un esfuerzo deficiente.

Datos ambientales

Teniendo en cuenta que una extensa literatura sugiere que el clima actual restringe la riqueza taxonómica terrestre sobre áreas geográficas, el clima puede ser conceptualizado de forma general como un modelo a macroescala predecible de la riqueza (O'Brien, 1998; Hawkins *et al.*, 2003). En este trabajo se utilizaron las coberturas climáticas de Cuervo-Robayo *et al.* (2013), para obtener ocho variables ambientales y dos variables ambientales de CLIMOND (Kriticos, 2012) para México, obteniendo así los promedios de cada celda para 10 variables ambientales (Cuadro 1).

Para los análisis de riqueza se utilizaron seis variables ambientales, divididas en dos grupos basadas en el enfoque teórico de la información (Currie *et al.*, 2004; Luo *et al.*, 2012), es decir para la hipótesis de la energía se evaluaron: Temperatura promedio anual, Precipitación anual y Radiación media anual; mientras que para la hipótesis de estabilidad ambiental se evaluaron Estacionalidad de la temperatura, Oscilación anual de la temperatura y Estacionalidad de la precipitación.

Variables	
Pa	Precipitación anual (mm)
Tpa	Temperatura promedio anual (°C)
Et	Estacionalidad de la Temperatura (C de V %)
Oat	Oscilación anual de la temperatura (°C)
Ep	Estacionalidad de la Precipitación (C de V %)
Tmc	Temperatura máxima del periodo más caliente (°C)
Odt	Oscilación diurna de la temperatura (°C)
I	Isotermalidad (°C)
Rma*	Radiación media anual ($W m^{-2}$)
Hma*	Humedad media anual (mm al año)

Cuadro 1. Variables ambientales obtenidas de Cuervo *et al.* (2013); * obtenidas de CLIMOND.

Patrones de riqueza:

Hipótesis de la Energía y la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental

Para realizar los análisis estadísticos para la riqueza se aplicó rarefacción para controlar la variación en el número de registros de especímenes por celda de la cuadrícula (Gotelli y Colwell, 2001; Jiménez *et al.*, 2009; Colwell *et al.*, 2012).

La rarefacción es un algoritmo que nos permite estimar la riqueza esperada en una submuestra de individuos al azar, para después compararla con otras muestras basadas en el mismo número de individuos (Gotelli y Graves, 1996).

En este caso los individuos fueron los registros de especímenes de herbario, para decidir sobre el número de registros de especímenes de herbario (n), que se utilizó para estandarizar las estimaciones de la riqueza de especies con rarefacción se construyó un histograma con el número de especímenes por celda para conocer la variación en el esfuerzo de muestreo entre celdas (Figura 1).

El primer paso para hacer rarefacción fue escoger un valor de n ; este es el valor de registros de herbario que se tomará de cada celda para estandarizar el esfuerzo de muestreo. Para escoger el valor de n es necesario considerar por un lado, la precisión en los estimados de riqueza y por el otro el número de unidades de muestreo. Esto ocurre porque valores altos de n producen estimaciones más precisas de riqueza de especies por celda, pero menos celdas contienen al menos n registros, reduciendo así el número de

celdas disponibles para el análisis. En cambio, valores bajos de n permiten incluir más celdas en los análisis, pero los estimados de riqueza se vuelven menos precisos.

Para estos análisis, se consideró que $n=50$ registros de especímenes eran adecuados. Por lo tanto, los análisis estadísticos se basan en una muestra de celdas que tenían al menos 50 especímenes, teniendo un total de 125 celdas que cumplen esta condición para realizar los análisis subsecuentes (Figura 2).

El proceso de rarefacción generó estimados de riqueza relativa (R_r), los cuales son comparables entre celdas; estos valores son comparables porque representan el número de especies esperados en cada celda si el esfuerzo en todas las celdas fuese de $n=50$ especímenes permitiendo estudiar los patrones espaciales de riqueza sin que estos estén confundidos por los patrones espaciales del esfuerzo de muestreo de especímenes por celda.

Posteriormente se generaron modelos lineales entre la riqueza (R) y tres grupos de variables ambientales, que corresponden a la hipótesis de la energía, la hipótesis de la estabilidad ambiental y un último grupo con las variables ambientales de ambas hipótesis. Asimismo, se generaron modelos lineales entre la riqueza con rarefacción (R_r) y los mismos tres grupos de variables ambientales. Cada variable ambiental se centró y estandarizó y por último se calculó el valor de R^2 del modelo lineal para evaluar la capacidad explicativa del modelo.

Para entender la estructura espacial de la riqueza de especies y averiguar si las diferentes hipótesis explican estos patrones de diversidad, se construyeron autocorrelogramas espaciales del coeficiente I de Moran de la riqueza de especies, de la rarefacción y de los residuos de los modelos lineales de las diferentes hipótesis ambientales. Los autocorrelogramas fueron construidos graficando el coeficiente I de Moran contra quince clases de distancia geográfica de: 0 a 200 km, 200 a 400 km, 400 a 600 km, etc.

Para identificar los patrones espaciales explicados por las variables ambientales se realizaron PCNM's (Principal Coordinates of Neighbour Matrices). Utilizando estas variables espaciales y las variables ambientales, se hizo un análisis de partición de variación, donde la variación en riqueza de especies entre celdas se descompone en fracciones que corresponden a los efectos únicos y compartidos de las hipótesis de energía, estabilidad y de la estructura espacial (Borcard, 2002), (Figura 3).

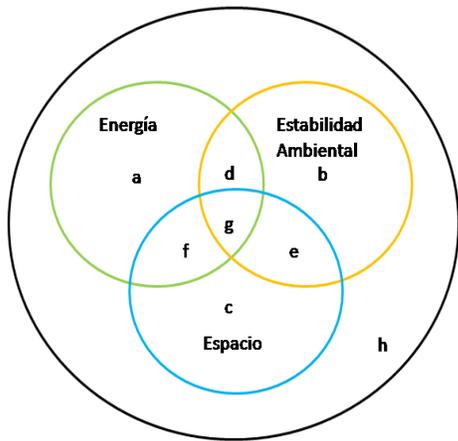


Figura 3. Diagrama de Venn que representa el análisis de partición de varianza. (a) es la porción de la variación explicada exclusivamente por la Hipótesis de la Energía, (b) la porción de la variación explicada exclusivamente por la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental, (c) la porción de la variación explicada exclusivamente por el espacio, (d) la porción de la variación explicada simultáneamente por Hipótesis de la Energía + Hipótesis de la Estabilidad Ambiental, (e) la porción de la variación explicada simultáneamente por Hipótesis de la Estabilidad Ambiental + espacio, (f) la porción de la variación explicada simultáneamente por la Hipótesis de la Energía + espacio, (g) la porción de la variación explicada simultáneamente por todas y (h) la porción de la variación no explicada por el modelo.

La diversidad beta

En este estudio, la diversidad beta es analizada como el recambio en la composición de especies entre una unidad de muestreo a otra. Este recambio puede ser expresado con un índice de disimilitud. En estos análisis, se utilizó la distancia o disimilitud de Jaccard. También estudiamos patrones en el decaimiento de la similitud con la distancia (“distance decay”) que fue medido como la pendiente de la relación lineal entre disimilitud de Jaccard y distancias ambientales (Qian y Ricklefs, 2007; Qian *et al.*, 2009). Para este estudio utilizamos ambas medidas, que representan formas distintas y complementarias de diversidad beta.

Primero, utilizamos el índice de similitud de Jaccard (J), definido como $J = a / (a + b + c)$ donde los valores de J varían de 0 a 1. En estos análisis utilizamos la distancia de Jaccard que mide la disimilitud entre dos conjuntos de muestras y se define como el complemento del coeficiente de Jaccard donde $J_d = (1 - J)$. Valores altos del índice se interpretan como disimilitud elevada, lo que puede interpretarse como diversidad beta alta, mientras que los valores bajos reflejan poca disimilitud que puede interpretarse como diversidad beta baja (Legendre y Legendre, 2003).

Los valores de disimilitud de Jaccard entre pares de celdas se calcularon de una manera análoga al cálculo de riqueza relativa de especies. Para esta medida de diversidad beta, la heterogeneidad en el esfuerzo de muestreo entre celdas también puede generar problemas. Específicamente, celdas que están poco muestreadas pueden parecer muy disimilares de otras simplemente porque su composición de especies ha sido muy poco caracterizada.

Por esto, es necesario estandarizar el esfuerzo de muestreo de manera que las distancias de Jaccard entre todos los pares de celdas sean comparables. Para el cálculo de estas distancias *relativas* de Jaccard utilizamos un proceso de rarefacción. De cada una de las 125 celdas tomamos 50 registros al azar y calculamos las distancias de Jaccard entre todas las celdas. Este proceso fue repetido 1000 veces, generando 1000 valores de Jaccard para cada par de celdas. Para nuestros análisis, utilizamos los promedios de estas repeticiones para caracterizar el valor relativo de las distancias de Jaccard. Estos valores representan los valores de disimilitud entre celdas que son esperados si todas las celdas hubiesen sido muestreadas homogéneamente con 50 especímenes. Como es de esperarse por el bajo nivel de muestreo ($n=50$) en áreas grandes ($100 \times 100 \text{ km}$), los valores de distancias de Jaccard obtenidos por este procedimiento siempre son altos (>0.9). Sin embargo, el objetivo de esta estandarización y de nuestros análisis no es describir el valor absoluto de disimilitud entre celdas, sino el de estudiar patrones espaciales de variación en la diversidad beta.

Para conocer cómo se relacionan los valores crudos (originales) con sus correspondientes valores relativos (después de la estandarización), se realizó una regresión múltiple de matrices (MRM) entre los valores crudos y relativos de los índices de disimilitud de Jaccard. Una MRM implica una regresión con una matriz de respuesta y cualquier número de matrices explicativas, donde cada matriz contiene las distancias o similitudes (en términos ecológicos, espaciales o ambientales) entre todas las combinaciones de unidades de muestra (celdas en estos análisis). Las pruebas de significancia estadística se realizan por permutación (Lichstein, 2007). En este caso, las MRM se pusieron a prueba con 5000 permutaciones.

Después, se obtuvo el valor absoluto de la pendiente de la relación entre el valor de Jaccard y la distancia geográfica. Mientras más alto el valor de la pendiente, más rápido es el recambio de especies con la distancia geográfica, y consecuentemente más alta la diversidad beta. El recambio de especies a través del espacio que induce a una pérdida o decaimiento de la similitud de la comunidad respecto a la distancia es conocido como la relación "distance decay" (Morlon, 2008). Denotando así el recambio a lo largo de un gradiente, donde este puede ser ambiental y no necesariamente una distancia espacial (Nekola y White 1999; Qian *et al.*, 2009; Anderson *et al.*, 2011).

En este estudio se analizaron los cambios en diversidad beta respecto a la latitud. Para esto, agrupamos las 125 celdas en bandas latitudinales de 1° , integrándose 15 bandas latitudinales. Estas bandas abarcan un gradiente desde 16° hasta 28° de latitud N. Debido a que no todas las bandas contaban con suficientes celdas con el esfuerzo muestral mínimo ($n=50$), se estableció un mínimo de 5 celdas por banda, obteniendo 12 bandas para los análisis estadísticos.

Asimismo, se caracterizaron las condiciones ambientales en cada banda. Para esto, se calculó el promedio de las 10 variables ambientales para todas las celdas en una banda. Posteriormente, para cada banda, primero se calcularon las distancias ambientales y

geográficas de las celdas. Las distancias ambientales se calcularon como distancias euclidianas en un espacio multidimensional donde cada una de las 10 variables ambientales es una dimensión. Para estos cálculos, las variables ambientales fueron centradas y estandarizadas para que cada una tuviera un peso idéntico en el cálculo de las distancias. Las distancias geográficas se calcularon entre los centroides de cada celda para toda una banda latitudinal.

Para cada banda calculamos el recambio de especies y el “distance decay” utilizando solo las celdas pertenecientes a dicha banda. Se utilizó el promedio de las distancias de Jaccard entre celdas de una banda para medir el recambio típico de especies entre sitios a una latitud en particular. Finalmente, se utilizó una regresión entre las distancias de Jaccard y las distancias geográficas para las celdas en una banda, y se estimó al “distance decay” como la pendiente de esta relación.

Para conocer si existía una relación entre las dos medidas de la diversidad beta de cada banda se realizó un modelo lineal, entre la distancia relativa de Jaccard y la pendiente del “distance decay”.

Se utilizó una regresión múltiple de matrices de distancia (MRM), para conocer si existía una relación entre la distancia relativa de Jaccard de cada banda y la distancia ambiental. Posteriormente, se analizó el efecto de la heterogeneidad ambiental por banda en la diversidad beta con modelos lineales; en este estudio la heterogeneidad ambiental se midió como la distancia ambiental promedio, es decir mientras la distancia promedio es más alta, las celdas son en promedio más distintas las unas de las otras en sus condiciones ambientales.

Debido a que las bandas son muy heterogéneas entre sí en cuanto al número de celdas que las componen, la ubicación de las celdas y por consecuencia la distancia entre los centroides se consideraron variables asociadas a la distancia geográfica que pudieran esclarecer o desaparecer algún patrón asociado a la diversidad beta, a las que llamamos variables “complementarias”. Las variables complementarias que se evaluaron fueron: el número de celdas, la distancia geográfica entre las celdas a partir del centroide en cada banda, y la desviación estándar de las distancias geográficas entre celdas dentro de cada banda. Dado lo anterior, se realizó una regresión lineal de estas variables con las dos medidas de diversidad beta.

Áreas de endemismo

Los registros de las 502 especies se analizaron en el software NDM/VNDM versión 3.0 (Goloboff, 2012). Se generó una matriz binaria de las especies por cada tamaño de celda (0.25°x0.25°, 0.50°x0.50°, 1°x 1°); y una matriz aplicando la opción de relleno del programa para los tres tamaños de celda para tratar de identificar las áreas de endemismo más consistentes entre los diferentes tamaños, obteniendo un total de seis matrices binarias.

Se utilizaron los parámetros sugeridos por Escalante *et al.* (2009), donde la opción de relleno del VNDM (se utilizó con los valores “fill”=20 y “assumed”=40). La opción de relleno permite hacer un relleno especial en el caso de aquellos puntos que caen cerca del límite de una celda. Donde debe especificarse el radio de relleno que va de 0 a 100 y el tipo de relleno: relleno con presencia observada y relleno con presencia asumida (Szumik *et al.*, 2006). En este caso, un valor de relleno con presencia observada “fill” de 20 indica al programa que si el registro de una especie está cerca hasta el borde de una celda (20% de su relación a otra celda), esta especie está presente en la celda adyacente y un relleno con presencia asumida “assumed” de 40 indica al programa que es más probable que se presente esta especie en la celda vecina (Szumik *et al.*, 2006).

El criterio de optimalidad fue utilizado en NDM/VNDM para las seis matrices usando los parámetros predeterminados (Goloboff, 2005), salvando los sets de áreas con más de dos especies endémicas con puntaje >2.00 de endemividad y usando la opción de proporción de borde. Se realizaron 100 réplicas con un número diferente de semilla aleatoria cuyo número se escogió entre 1 y 500 al azar. De dichas réplicas, se retuvo el primer número que dio más áreas de endemismo para cada tamaño de celda y posteriormente se analizaron las áreas con puntajes mayores a un Índice de Endemividad de 2.0. (Escalante *et al.*, 2009).

Debido a que se pueden generar múltiples áreas dentro de la zona de estudio por las diferentes combinaciones de celdas y distribuciones de las especies, se realizó un consenso de áreas, usando al menos 30% de similitud de las especies entre las áreas (Escalante *et al.*, 2009; Torres-Miranda *et al.*, 2013).

El uso de seis matrices a diferentes escalas presupone una gran cantidad de áreas y áreas consenso, por lo que solo se analizaron las áreas consenso que se recuperaron en mínimo tres matrices y que presentaron superposición geográfica parcial, denominadas para este estudio áreas generales.

Posteriormente se validaron con bibliografía las diferentes áreas consenso obtenidas con NDM/VNDM, ya que al depender de los registros conocidos, se puede llegar a obtener sólo fracciones de la distribución de las especies (Torres-Miranda, 2013).

Resultados

Base de datos

Se compiló una base de datos compuesta de 34,667 registros de 502 especies de la familia Leguminosae de los géneros *Acacia*, *Andira*, *Caesalpinia*, *Coursetia*, *Eriosema*, *Errazurizia*, *Lonchocarpus*, *Mimosa*, *Olneya*, *Ormosia*, *Psorothamnus*, *Rhynchosia*, *Senna* y *Tephrosia*. Cuadro 2 (Apéndice A).

	Especies en este trabajo	Especies en México *	Especies endémicas para México*
<i>Caesalpinioideae</i>			
<i>Caesalpinia</i>	41	45	31
<i>Senna</i>	84	63	16
<i>Coursetia</i>	18	18	12
<i>Mimosoideae</i>			
<i>Acacia</i>	62	85	46
<i>Mimosa</i>	118	102	60
<i>Papilionoideae</i>			
<i>Tephrosia</i>	52	47	37
<i>Ormosia</i>	6	5	1
<i>Andira</i>	3	2	1
<i>Olneya</i>	1	1	0
<i>Rhynchosia</i>	23	26	9
<i>Eriosema</i>	9	10	7
<i>Errazurizia</i>	2	2	2
<i>Psorothamnus</i>	6	5	0
<i>Lonchocarpus</i>	75	74	45

Cuadro 2. Número de especies de cada género utilizadas en este trabajo. *Número de especies estimadas para México. Tomado de Sousa y Delgado (1993).

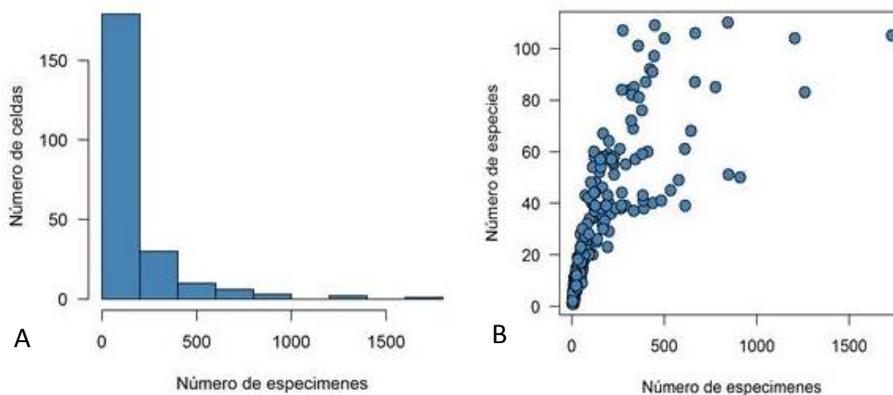


Figura 1. A). Histograma del número de especímenes por celdas y B) Relación entre el número de especímenes y el número de especies.

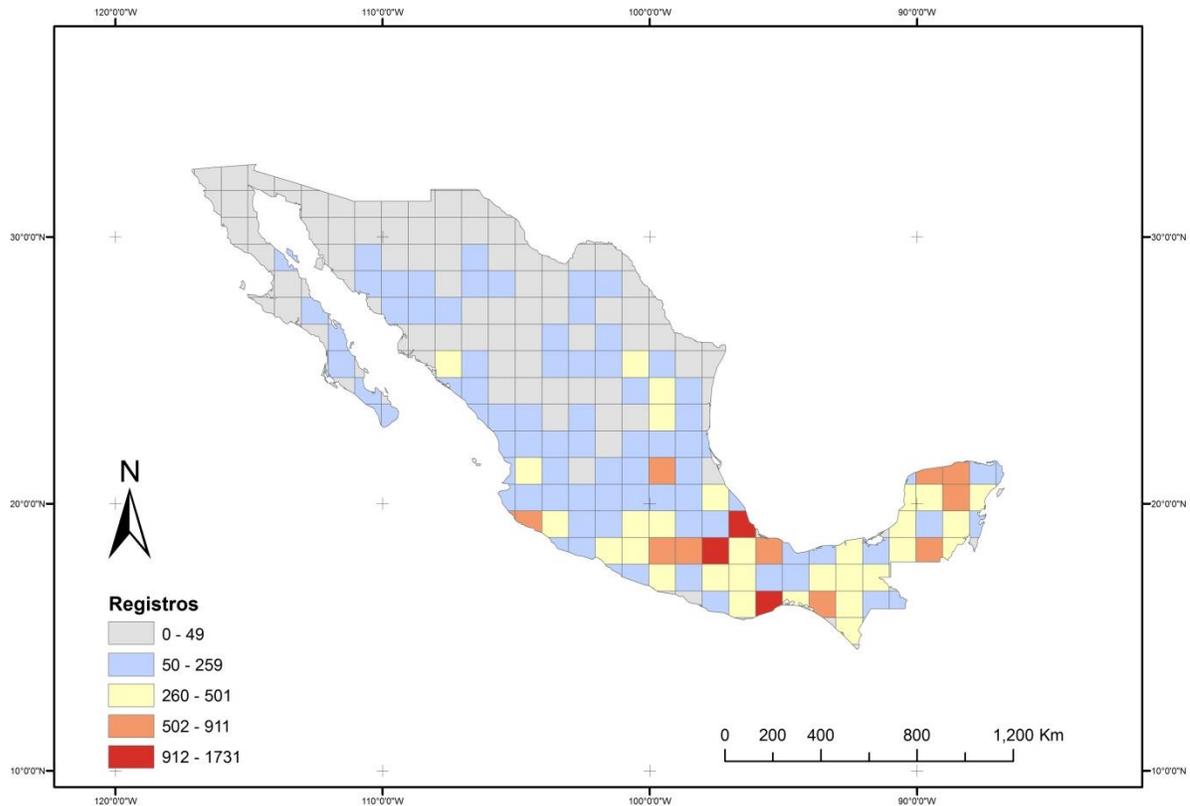


Figura 2. Mapa de especímenes de herbario por celda; de color gris se muestran las celdas que tienen menos de 50 registros, por lo que no fueron consideradas para los análisis estadísticos.

Distribución geográfica

Se elaboraron mapas de distribución geográfica con registros puntuales para cada especie y género (Figura 4).

Las especies con mayor distribución geográfica son *Acacia pennatula* y *A. farnesiana*. *Acacia pennatula* es un árbol de amplia distribución, que va desde México hasta América del Sur, cuenta con 1,056 registros en la base de datos. *Acacia farnesiana* es un arbusto de amplia distribución, es una especie nativa de los neotrópicos que se distribuye en África, Europa y América, cuenta con 1,028 registros en la base de datos.

Por otro lado, 56 especies correspondientes a 10 géneros, sólo se encuentran en una sola celda, lo que indica que su distribución geográfica conocida es menor de 110 km². Dentro de estas especies, se observan dos casos, primero el de las especies con distribución conocida menor de 110 km² por ejemplo: *Ormosia carinata*, *Senna incarnata* y *S. tonduzii*, y segundo el de las especies con pocos registros pero que se conoce una distribución geográfica más amplia como *Acacia chiapensis*, *A. cookii*, *Lonchocarpus multifoliolatus*, *L. congestiflorus* y *Mimosa hexandra*.

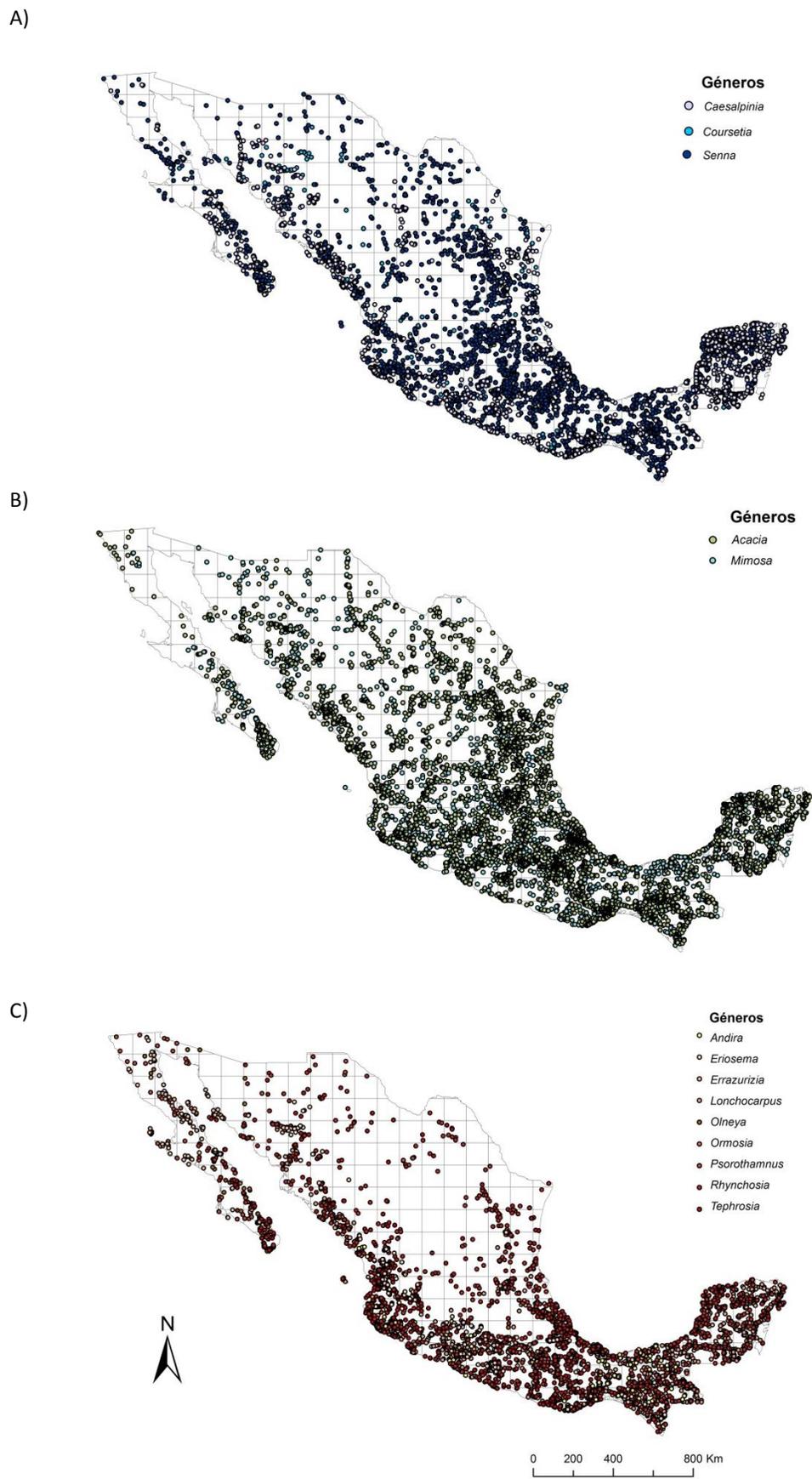


Figura 4. Distribución geográfica conocida de los 14 géneros por subfamilia A) Caesalpinoideae, B) Mimosidae y C) Faboideae.

Calidad de las celdas

Se determinó la diversidad alfa a un tamaño de celda de $1^\circ \times 1^\circ$. Las estimaciones de riqueza (S_{est}) para todo el país, es decir diversidad gamma, mediante los estimadores no paramétricos Chao2 y el ICE, mostraron un total de 539.51 (S_{est}) especies con el Chao2 y 537.45 (S_{est}) especies con el ICE, con diversidad gamma observada de 502 especies. De acuerdo al parámetro de calidad E_s (Murguía y Villaseñor, 2000), la calidad de muestreo de todo el país para todas las celdas fue $E_s=0.9304$ para el Chao2 y $E_s= 0.934$ con el ICE.

Posteriormente el análisis de calidad para cada celda (Figura 5), reveló que existe una calidad muy heterogénea, donde hay celdas que obtienen una $E_s= 0.1086$, es decir hay una $S_{obs}=22$ y una $S_{est}=202$, reflejando que sólo se ha registrado el 10% de las especies que pudieran existir en esa celda; esto ocurre principalmente en las celdas del norte del país; asimismo, esta situación ocurre en varias celdas del centro y sur del país para este grupo. Por otro lado existen celdas con una $E_s= 0.9795$, donde las S_{obs} son el mismo valor o uno muy cercano de las S_{est} , esto principalmente en la parte SE del territorio mexicano.

El 58.73% de las celdas analizadas poseen una calidad por arriba del 0.5 de acuerdo con el parámetro E_s (Murguía y Villaseñor, 2000), lo que refleja una calidad en el esfuerzo muestral muy desigual para cada celda a lo largo del territorio mexicano para esta familia.

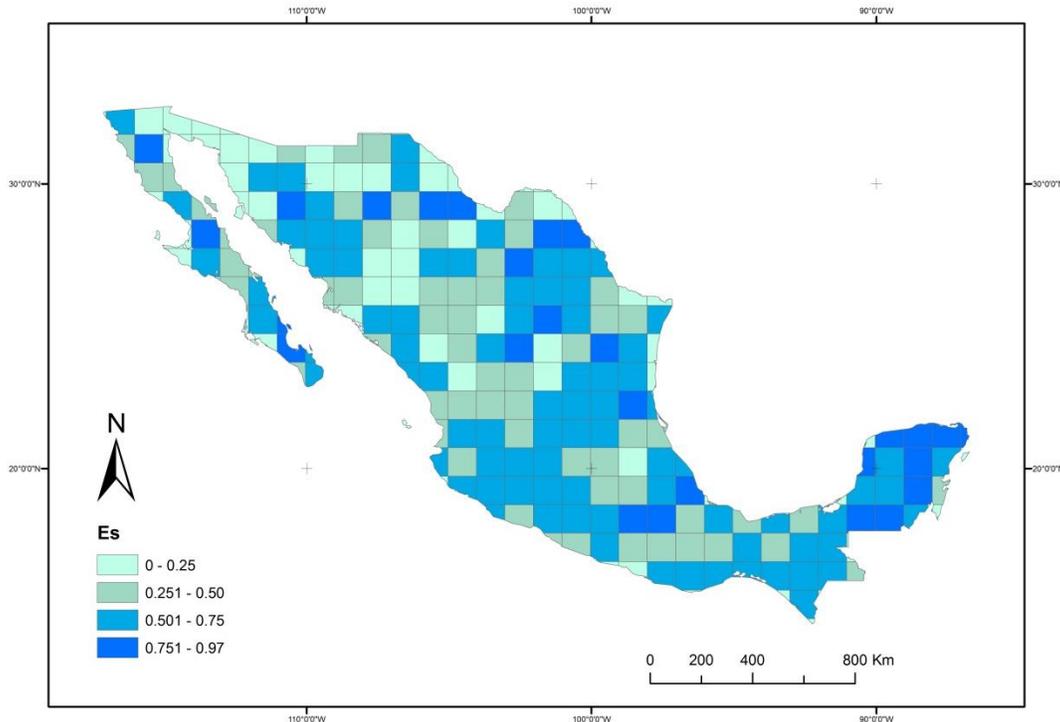


Figura 5. Mapa de la calidad de las celdas con el parámetro E_s (Murguía y Villaseñor, 2000).

Patrones de riqueza: Hipótesis de la Energía y la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental

Se generó un mapa de riqueza por celda a un tamaño de $1^\circ \times 1^\circ$ y mapa de riqueza relativa para las 125 celdas seleccionadas (Figura 6), donde se observa una disminución de especies conforme aumenta la latitud en ambos casos.

Los modelos lineales para las variables correspondientes a la hipótesis de la energía muestran una relación estadística para R de $R^2=0.2207$ ($p<0.001$) y Rr de $R^2=0.2644$ ($p<0.001$). En ambos casos, la variable más importante fue la precipitación anual, seguida por la temperatura promedio anual.

Los modelos lineales para las variables correspondientes a la hipótesis de la estabilidad ambiental, muestran una relación estadística significativa para R de $R^2=0.3909$ ($p<0.001$) y Rr de $R^2=0.4865$ ($p<0.001$). En ambos casos las variables más importantes fueron la estacionalidad de la temperatura y la estacionalidad de la precipitación.

Por último los modelos lineales con las variables de las dos hipótesis muestran una relación estadística significativa para la R de $R^2=0.528$ ($p<0.001$) y Rr de $R^2=0.6621$ ($p<0.001$). Las variables más importantes fueron la precipitación anual y la estacionalidad de la precipitación en ambos modelos seguidos por la temperatura promedio anual, la radiación media anual y la estacionalidad de la temperatura (Cuadro 3).

Los análisis de autocorrelación espacial demostraron que la riqueza (R) y la riqueza relativa (Rr) tienen una fuerte estructura espacial. Se detectó autocorrelación positiva hasta la clase de distancia número cinco (Figura 7). A partir de la clase de distancia 6 los coeficientes I de Moran se vuelven negativos y posteriormente fueron cercanos a 0 en ambos casos.

Los autocorrelogramas espaciales para los residuos de los modelos de ajuste de la energía y la estabilidad ambiental mostraron que los valores del coeficiente I de Moran, se encuentran en los intervalos cercanos a 0, que van desde -0.2 a 0.2 (Figura 8); por lo que se considera que los modelos han reducido pero no eliminado con éxito la autocorrelación espacial en los datos de rarefacción de la riqueza.

Por otro lado, el modelo que contiene las variables de las dos hipótesis (Hipótesis de la Energía + Hipótesis de la Estabilidad Ambiental) tiende a disminuir, pero no eliminar la estructura espacial.

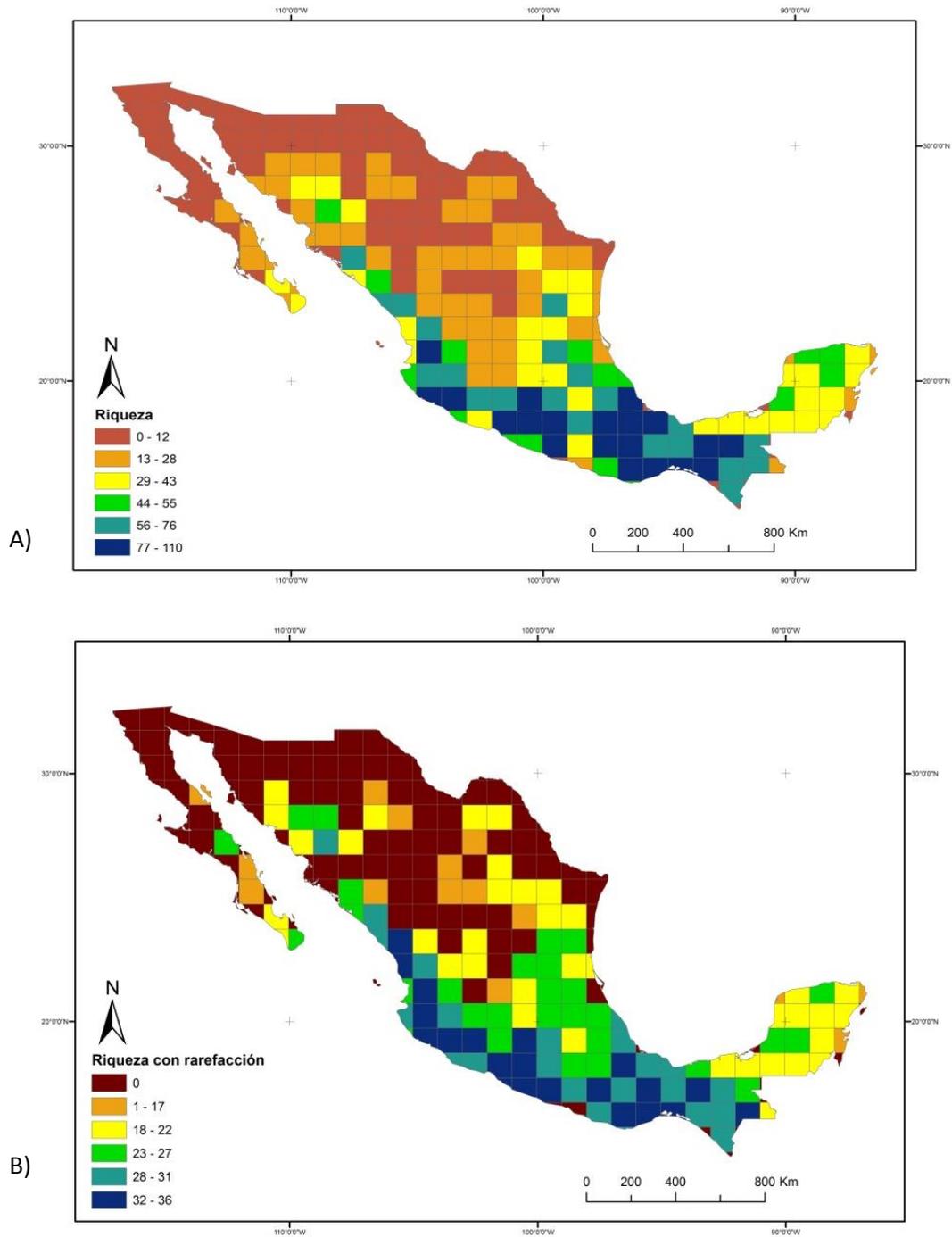


Figura 6. Mapas de riqueza A) Riqueza específica por celda. B) Riqueza relativa para las 125 celdas seleccionadas.

Cuadro 3. Resultados de los modelos lineales para la Hipótesis de la Energía, la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental, las variables de Hipótesis de la Energía + Hipótesis de la Estabilidad Ambiental para el modelo con la riqueza (R) y la riqueza relativa (Rr). En la columna se muestran de los estimados, el error estándar, el valor de p y la R2 de cada modelo.

		Energía			
		Estimate	Std. Error	Valor de p	R2 ajustada
R	Intercept	47.568	2.007	< 2e-16 ***	
	Tpa	-1.869	2.309	0.42	
	Pa	11.827	2.409	2.9e-06 ***	0.2207
	Rma	-3.277	2.118	0.124	
Rr	Intercept	24.5909	0.4735	< 2e-16 ***	
	Tpa	-0.6408	0.5447	0.242	
	Pa	3.6362	0.5684	3.11e-09 ***	0.2644
	Rma	0.3586	0.4995	0.474	
		Estabilidad ambiental			
		Estimate	Std. Error	Valor de p	R2 ajustada
R	intercept	47.568	1.775	<2e-16 ***	
	Et	-9.905	4.277	0.0222 *	
	Oat	-6.246	4.434	0.1614	0.3909
	Ep	6.476	2.06	0.0021 **	
Rr	intercept	24.5909	0.3956	< 2e-16 ***	
	Et	-2.0014	0.9533	0.0379 *	0.4865
	Oat	-1.983	0.9883	0.0470 *	
	Ep	2.7057	0.4592	3.51e-08 ***	
		Energía + Estabilidad			
		Estimate	Std. Error	Valor de p	R2 ajustada
R	Intercept	47.568	1.56228	< 2e-16 ***	
	Tpa	0.07944	2.12237	0.9702	
	Pa	8.80373	2.267	0.00017 ***	
	Rma	-11.201	2.25363	2.29e-06 ***	0.528
	Et	-12.49527	4.12712	0.00303 **	
	Oat	5.35703	5.16781	0.30203	
	Ep	13.00456	2.16153	2.06e-08 ***	
Rr	Intercept	24.5909	0.3209	< 2e-16 ***	
	Tpa	0.0194	0.436	0.96457	
	Pa	3.197	0.4657	3.30e-10 ***	0.6621
	Rma	-2.209	0.4629	5.29e-06 ***	
	Et	-2.7681	0.8478	0.00143 **	
	Oat	1.5331	1.0616	0.15134	
	Ep	4.0925	0.444	1.43e-15 ***	

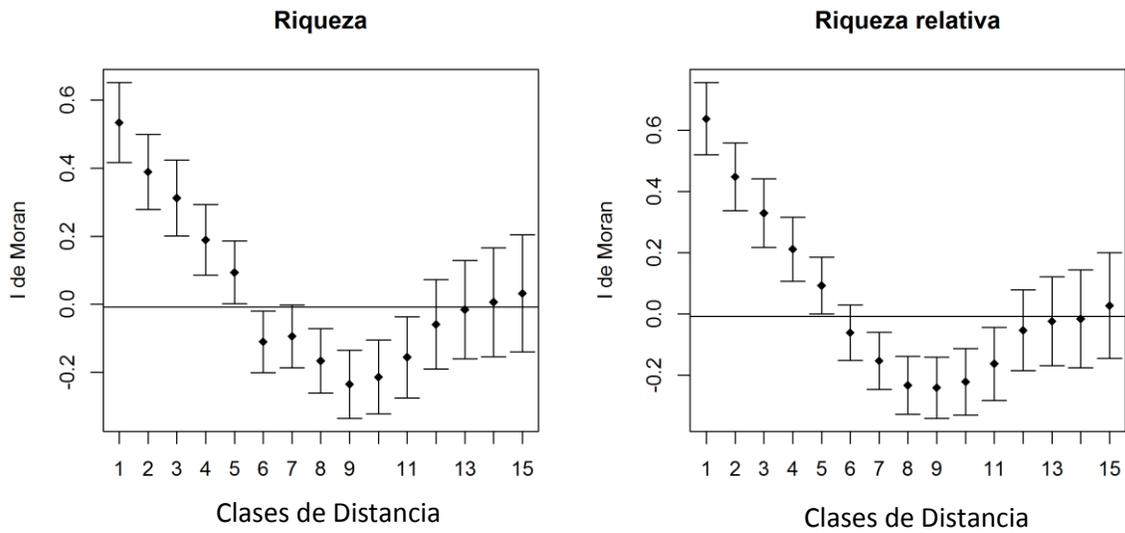


Figura 7. Autocorrelogramas de la Riqueza y la Riqueza relativa con 15 clases de distancia con índice I de Moran.

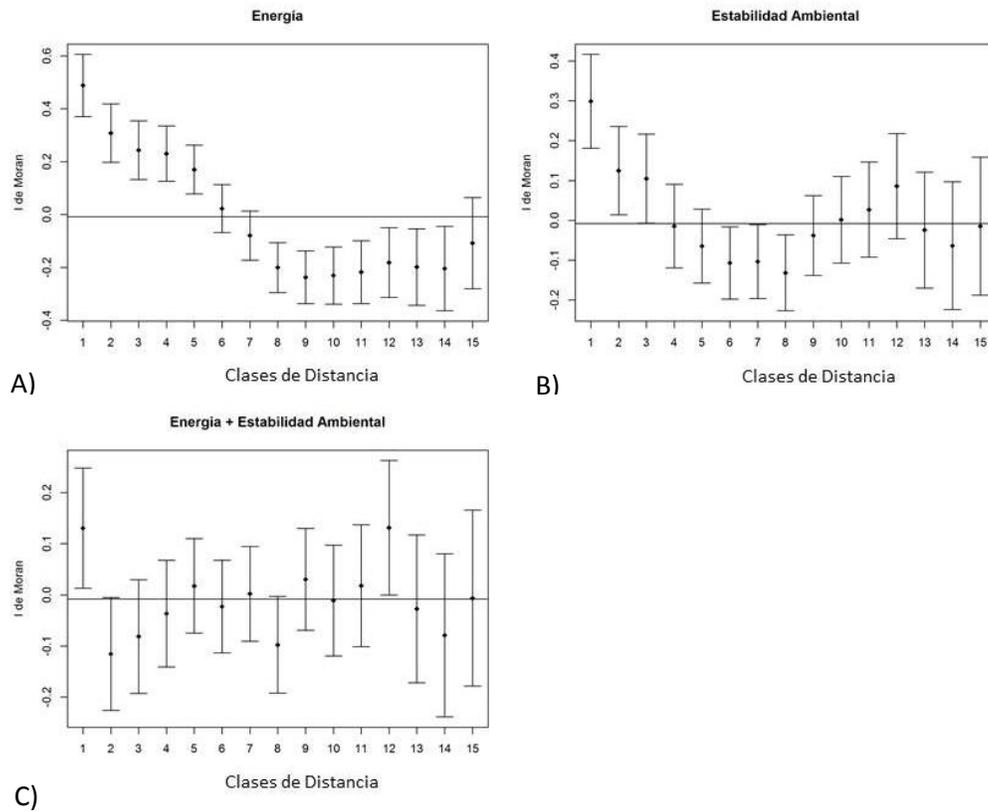


Figura 8. Autocorrelogramas del índice I de Moran de los residuos de la riqueza relativa con 15 clases de distancia para los modelos lineales de las variables ambientales de A) Hipótesis de Energía, B) Hipótesis de la Estabilidad Ambiental y C) Hipótesis de Energía + Hipótesis de la Estabilidad Ambiental.

Para tratar de reconocer los patrones espaciales explicados por las variables ambientales y el espacio se aplicó un análisis de partición de variación para la R y la Rr, donde se analizan las diversas proporciones de la variación para cada modelo.

La Hipótesis de Energía explica exclusivamente un 13% de la variación en R, mientras que explica un 18% de la variación en Rr; la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental explica exclusivamente un 2% de la variación en R y un 8% de la variación en Rr; el espacio ambiental exclusivamente no explica en R, mientras explica un 2% de la variación en Rr. La mayor parte la variación está siendo explicada por la fracción e, compuesta por el efecto simultáneo de la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental + espacio, explicando un 29% en R y un 31% en Rr; las dos hipótesis más el espacio explican un 16% de la variación de R y un 20% de la variación Rr. La variación que no pudo ser explicada por el modelo fue de 61% en R y 32% en Rr.

Se observa claramente que la mayor parte de la variación está siendo explicada en las fracciones de la Hipótesis de Energía y de la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental + espacio; asimismo en la riqueza relativa se logra explicar la mitad con la porción de la varianza que no está siendo explicada respecto a la riqueza (Figura 9).

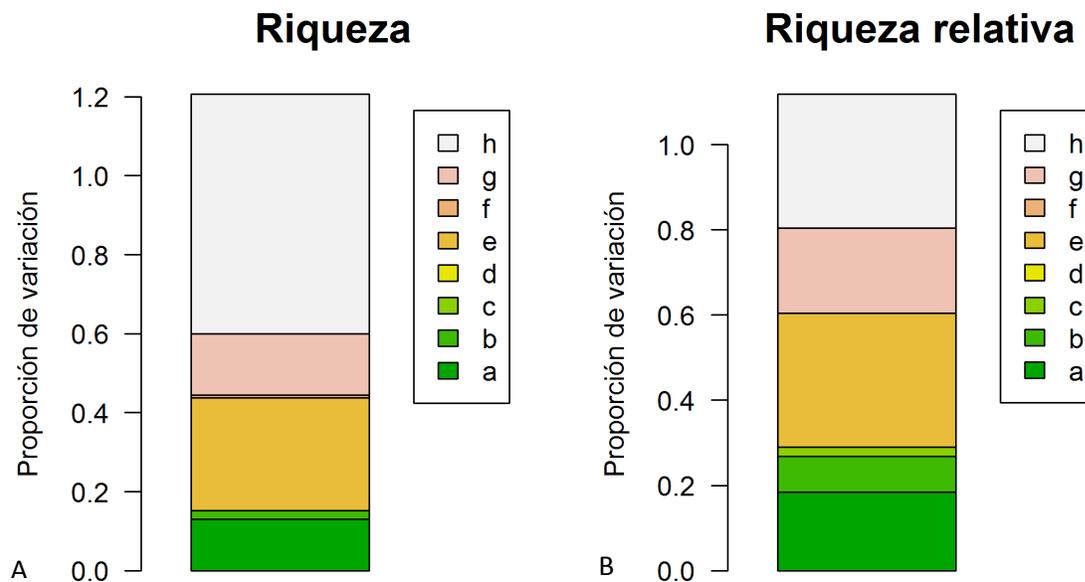


Figura 9. Proporción de la variación explicada exclusivamente por la fracción de la Hipótesis de Energía (a), la proporción de la variación explicada exclusivamente por la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental (b), la proporción de la variación explicada exclusivamente por el espacio geográfico (c), la proporción de la variación explicada simultáneamente por Hipótesis de Energía + Hipótesis de la Estabilidad Ambiental (d), la proporción de la variación explicada simultáneamente por Hipótesis de la Estabilidad Ambiental + espacio (e), la proporción de la variación explicada simultáneamente por la Hipótesis de Energía + espacio (f), la proporción de la variación explicada simultáneamente por todas las fracciones (g) y la proporción de la variación no explicada por el modelo (h). A) Modelo con la riqueza. B) Modelo con la riqueza relativa.

Diversidad beta

Se muestran los valores de la distancia de Jaccard entre pares de celdas de los datos crudos y los datos de la distancia relativa de Jaccard (Figura 10). La regresión para matrices de distancia nos indica que hay una relación positiva significativa. Donde nos muestra que los datos de la distancia relativa de Jaccard (rarefacción) muestran valores mas altos de disimilitud que los datos crudos.

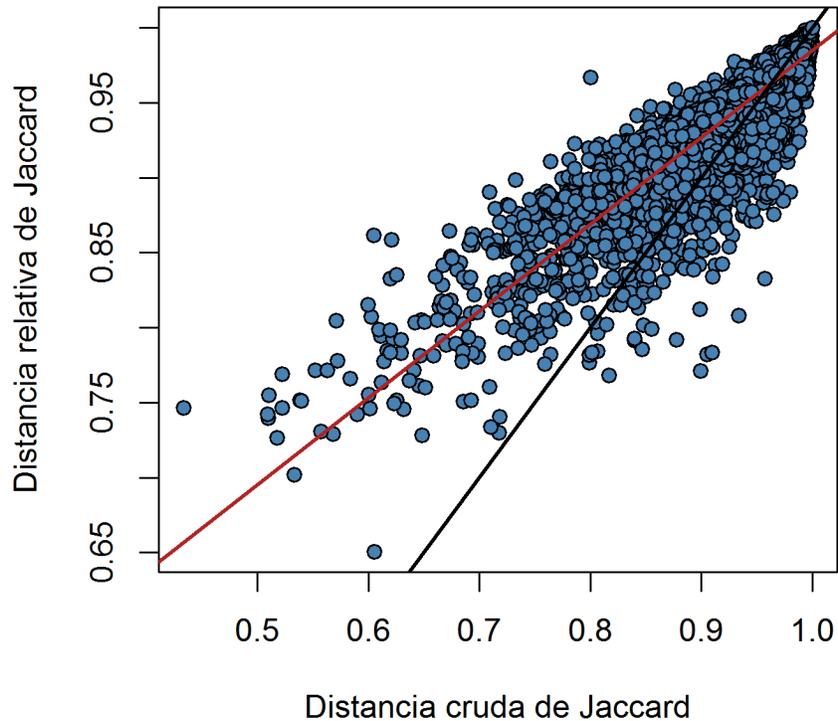


Figura 10. Relación entre distancias crudas y relativas de Jaccard. Esta relación es positiva y significativa ($R^2=0.8116$, $p = 0.0002$).

Los resultados de los MRM's muestran que a través del territorio mexicano, las distancias ambientales tienen una relación más fuerte con la disimilitud en composición de especies que con las distancias geográficas (Cuadro 4). Además, se observa que los valores de las distancias relativas de Jaccard logran aumentar la capacidad explicativa de los modelos respecto a las distancias crudas.

	Distancias crudas				Distancias relativas			
	R ²	P	F	p	R ²	P	F	p
Jaccard ~ Distancia Ambiental + Geográfica	0.3171	0.0002	1799.0103	0.0002	0.3657	0.0002	2234.07	0.0002
Jaccard ~ Distancia Geográfica	0.2208	0.0002	2196.4222	0.0002	0.2401	0.0002	2448.358	0.0002
Jaccard ~ Distancia Ambiental	0.2885	0.0002	3142.1998	0.0002	0.3411	0.0002	4012.585	0.0002

Cuadro 4. Resultados de regresiones múltiples de matrices entre las distancias crudas y relativas de Jaccard con las distancias ambientales y geográficas. Cada MRM se realizó con 5000 iteraciones.

Bandas latitudinales

Posteriormente, se obtuvieron las dos medidas de diversidad beta para cada una de las 12 bandas latitudinales (Figura 10): el promedio de la distancia relativa de Jaccard y el “distance decay”. Se observó que no hay una relación significativa estadística entre estos dos valores ($R^2=0.0809$; $p=0.1909$).

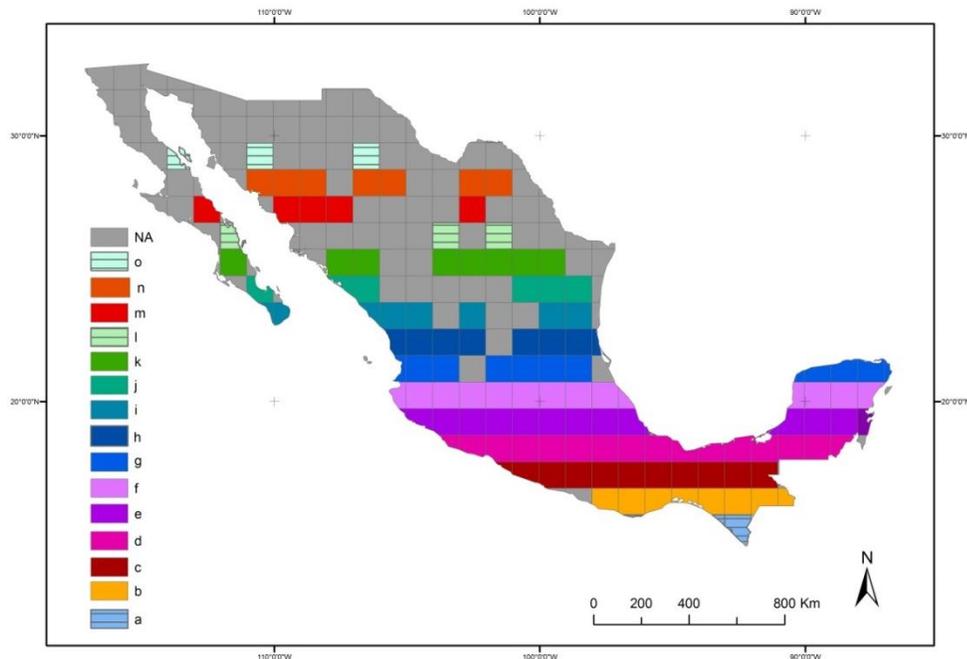


Figura 11. Mapa en el que se muestran las 15 bandas latitudinales de 1°x1° que abarcan el territorio mexicano. En los análisis estadísticos no se incluyeron las bandas a, l y o.

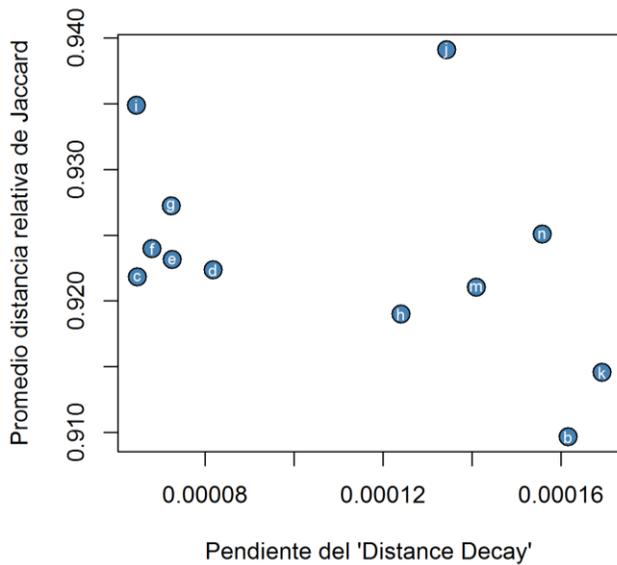


Figura 12. Relación entre medidas de diversidad beta (promedio de disimilitud de Jaccard y pendiente de distance decay) para cada banda latitudinal. No hay una relación estadísticamente significativa entre estas medidas ($R^2=0.0809$; $p=0.1909$). Las letras corresponden a las 12 bandas latitudinales de la Figura 11.

Posteriormente, se realizó una regresión lineal de cada medida de diversidad beta por banda respecto a la latitud (Figura 13). Ambos valores mostraron un aumento respecto a la latitud ($R^2=0.1594$; $p=0.1095$) (Figura 13, B); sin embargo, en ambos modelos la relación es baja y estadísticamente no significativos.

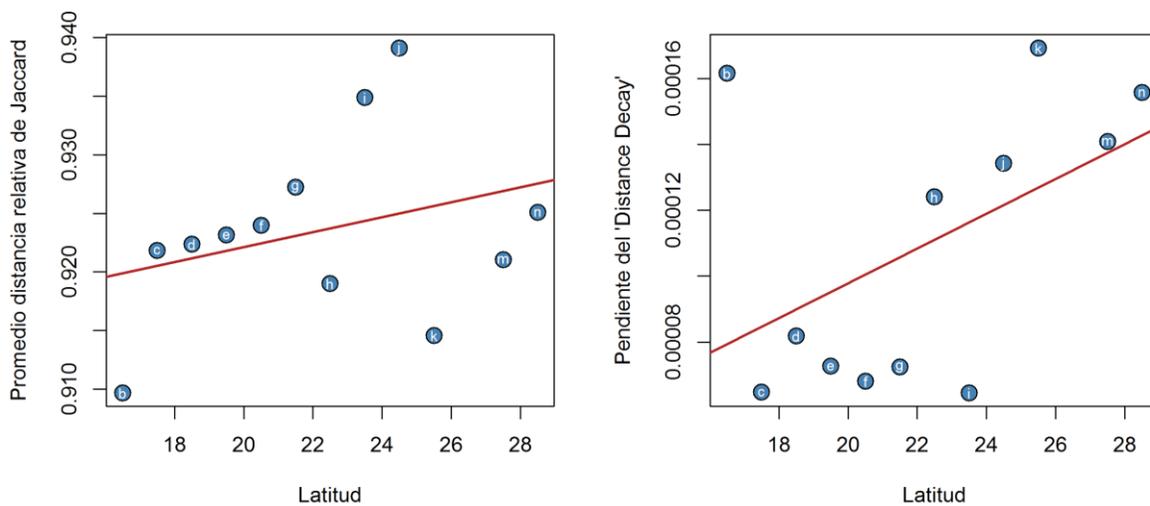


Figura 13. A) Valores del promedio de la distancia relativa de Jaccard con relación a la latitud ($R^2=0.007$; $p=0.3235$) y B) Valores de la Pendiente del "Distance decay" con relación a la latitud ($R^2=0.1594$; $p=0.1095$). Las letras corresponden a las 12 bandas latitudinales de la Figura 11.

Al analizar los posibles efectos de las variables "complementarias" que son el número de celdas, la media de la distancia geográfica del centroide de cada celda por banda y la

desviación estándar de la distancia geográfica para cada banda, en relación a las diferentes medidas de diversidad beta, se puede observar que hay valores significativos en la relación por lo que esto sugiere que las variables “complementarias” contribuyen a explicar una porción significativa de la variación y es importante tomarlas en cuenta (Cuadro 5).

	R²	p
Distancia relativa de Jaccard ~ Distance decay	0.08093	0.1909
Distancia relativa de Jaccard		
Distancia relativa de Jaccard ~ latitud	0.007078	0.3235
Distancia relativa de Jaccard ~ latitud + N.celdas, sd distgeo	0.06488	0.353
Distancia relativa de Jaccard ~ latitud + N.celdas, distgeo, sd distgeo	0.781*	0.004054
Distancia ambiental		
Distancia relativa de Jaccard ~ Distancia ambiental	0.3494*	0.02524
Distancia relativa de Jaccard ~ Distancia ambiental + N.celdas, sd distgeo	0.2194	0.2386
Distancia relativa de Jaccard ~ Distancia ambiental + N.celdas, distgeo, sd distgeo	0.8301*	0.004687
Distancia geografica		
Distancia relativa de Jaccard ~ Distancia geografica	0.1196	0.1453
Distancia relativa de Jaccard ~ N.celdas, distgeo, sd distgeo	0.7843*	0.001392
Distance decay		
Distance decay ~ latitud	0.1594	0.1095
Distance decay ~ latitud + N.celdas, sd distgeo	0.3936	0.0748
Distance decay ~ latitud + N.celdas, distgeo, sd distgeo	0.4616	0.07769
Distancia ambiental		
Distance decay ~ Distancia ambiental	0.03831	0.2581
Distance decay ~ Distancia ambiental + N.celdas, sd distgeo	0.4825	0.06861
Distance decay ~ Distancia ambiental + N.celdas, distgeo, sd distgeo	0.4876	0.1009
Distancia geografica		
Distance decay ~ Distancia geografica	0.3288	0.02999
Distance decay ~ N.celdas, distgeo, sd distgeo	0.506	0.03458

Cuadro 5. Se muestran las diferentes relaciones entre las dos medidas de diversidad beta respecto a la latitud, la distancia ambiental, la distancia geográfica y las variables “complementarias” que son N.celdas= número de celdas, distgeo= media de la distancia geográfica y sd distgeo= desviación estándar de la distancia geográfica.

Asimismo, la relación entre el promedio de la distancia de Jaccard y la heterogeneidad ambiental (i.e., promedio de distancias ambientales; $R^2=0.3494$; $p=0.02524$) es más fuerte que la relación con la latitud ($R^2=0.007078$; $p=0.3235$) o la relación con el promedio de las distancias geográficas ($R^2=0.1196$; $p=0.1453$). Lo que indica que las bandas con celdas más heterogéneas ambientalmente son las que tienen mayores niveles de disimilitud (Figura 14, A). Por otro lado, la relación de la pendiente del “Distance decay” con la heterogeneidad ambiental no es estadísticamente significativa ($R^2=0.03831$; $p=0.2581$).

Un análisis más detallado de cada banda con la regresión múltiple de matrices de distancia, nos permite reconocer que no se encontró un consenso entre el aumento de la diversidad beta respecto a un gradiente ambiental o espacial, ya que se puede observar una gran heterogeneidad de los valores de respuesta de cada banda. Cabe destacar que las bandas b, j, k, m y n ubicadas en la parte norte del país mostraron una relación estadística significativa positiva con la distancia geográfica; mientras que a partir de las bandas i, h, g, f, e, d, y c, ubicadas en la parte centro y sur mostraron una mayor relación estadística significativa positiva con la heterogeneidad ambiental (Cuadro 6).

Por ejemplo, las bandas banda j y k tienen una relación significativa positiva con la distancia geográfica ($R^2=0.5836$; $p=0.0086$ y $R^2=0.4307$; $p=0.0014$ respectivamente). Lo que podría ser debido en gran medida a la discontinuidad de las celdas que corresponden a estas bandas. Las celdas de la banda j están ubicadas en la parte sur de Baja California Sur, en la Sierra Madre occidental, en la parte de Sinaloa y Durango; y en la Sierra Madre oriental en la parte de Tamaulipas y Nuevo León. Mientras que las celdas de la banda k se ubican en la parte centro de Baja California Sur, en la Sierra Madre Occidental en la parte de Sinaloa y Durango; y en la Sierra Madre Oriental en la parte de Nuevo León y Coahuila.

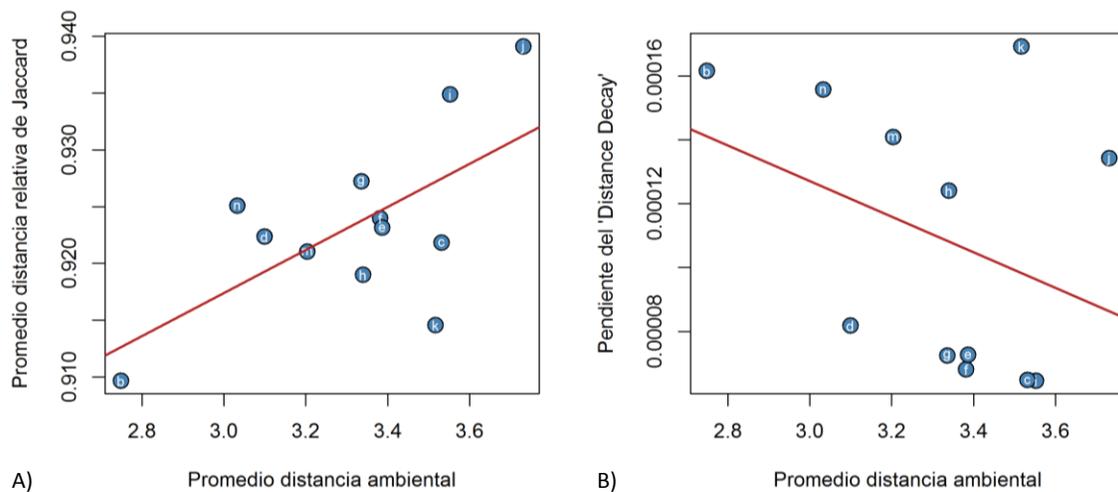


Figura 14. Relación del promedio de la distancia ambiental por banda con A) el promedio de la distancia relativa de Jaccard ($R^2=0.3494$; $p=0.02524$) y B) la pendiente del “Distance decay” ($R^2=0.03831$; $p=0.2581$).

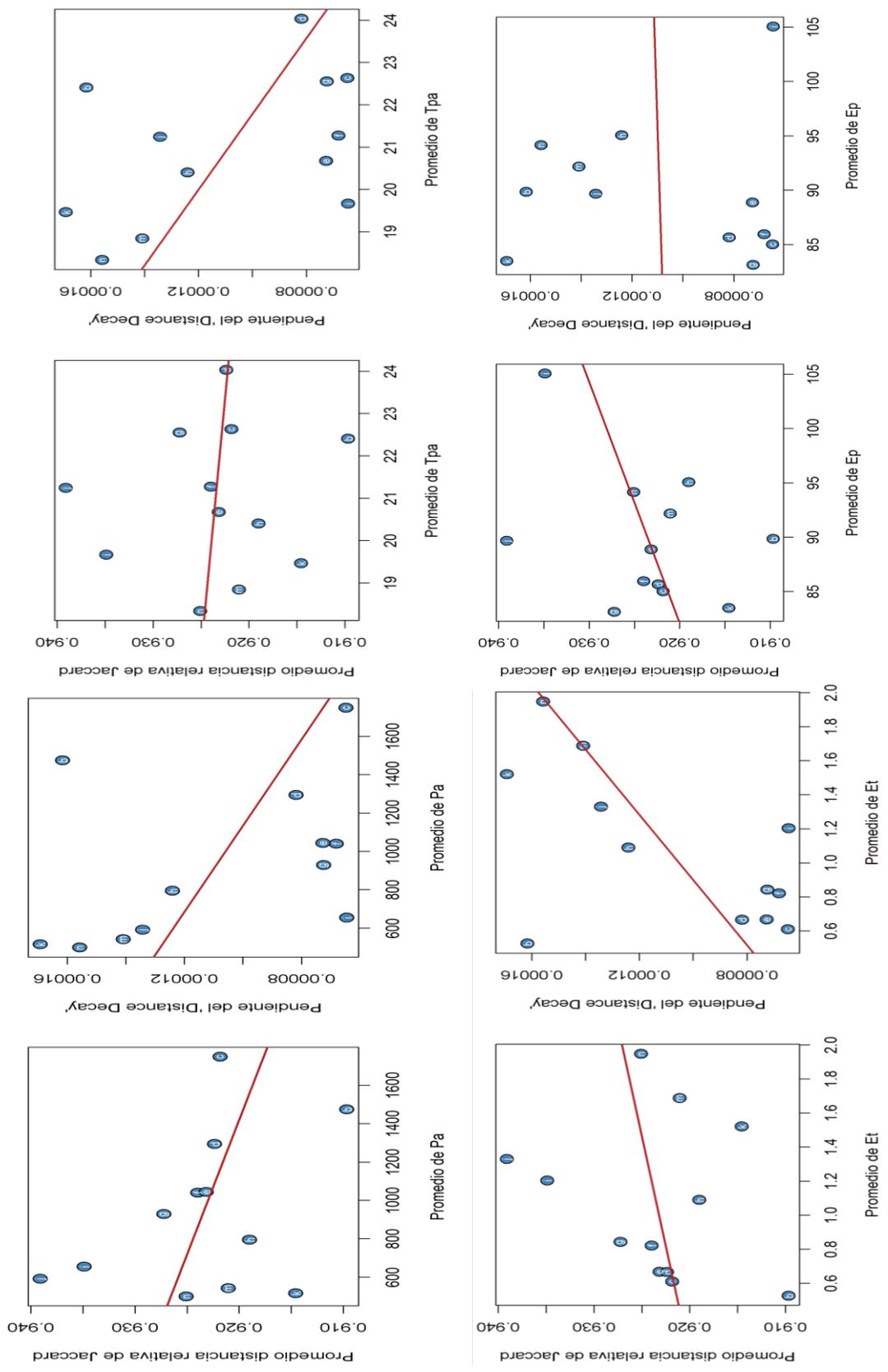


Figura 15. Modelos lineales de diferentes variables climáticas con la distancia relativa de Jaccard y con la pendiente del "Distance decay".

Banda	Latitud	Número de celdas	\bar{X} Jaccard crudo	\bar{X} Jaccard (r)	"Distance decay"	Distancia geográfica			Distancia ambiental				
						Media	sd	R ²	p <	Media	sd	R ²	p <
n	28.4994	7	0.9156	0.9251	0.00015577	409.5515	246.4838	0.5162	0.0006	3.0323	1.0483	0.2677	0.0188
m	27.4994	5	0.9144	0.9211	0.000140938	434.0329	279.7414	0.7364	0.0192	3.2039	1.0441	0.0329	0.5756
k	25.4995	8	0.9078	0.9146	0.000169221	483.9459	320.9308	0.4307	0.0014	3.5165	1.2650	0.2944	0.0090
j	24.4995	6	0.9154	0.9391	0.000134277	607.1500	382.4223	0.5836	0.0086	3.7307	1.3130	0.4072	0.0180
i	23.4996	8	0.9178	0.9349	6.46E-05	535.4233	325.5795	0.2048	0.0074	3.5523	1.0602	0.2757	0.0062
h	22.4996	8	0.8896	0.9190	0.000124065	366.9677	219.1696	0.3162	0.0014	3.3400	1.3671	0.4460	0.0002
g	21.4997	12	0.9139	0.9272	7.24E-05	874.6397	603.7045	0.4796	0.0002	3.3359	1.2348	0.5730	0.0002
f	20.4997	14	0.8930	0.9240	6.81E-05	749.7003	523.0492	0.3468	0.0002	3.3816	1.4394	0.3757	0.0002
e	19.4997	14	0.8919	0.9232	7.27E-05	754.4924	526.4012	0.4957	0.0002	3.3861	1.4653	0.4226	0.0002
d	18.4998	16	0.8921	0.9224	8.18E-05	597.6298	385.0577	0.4080	0.0002	3.0993	1.2635	0.4996	0.0002
c	17.4998	11	0.8839	0.9218	6.48E-05	424.2799	262.1991	0.2618	0.0020	3.5311	1.6383	0.4527	0.0002
b	16.4999	8	0.8676	0.9097	0.000161599	319.9189	188.0900	0.5536	0.0002	2.7488	1.2082	0.3220	0.0234

Cuadro 6. Se muestra cada banda latitudinal con su respectivo promedio del valor de Jaccard (crudo), Jaccard relativo, la pendiente del "distance decay", así como su valor respecto a la distancia geográfica y ambiental, con su respectiva media, desviación estándar (sd), R² y p.

Áreas de endemismo

Se obtuvieron 80 áreas y 74 áreas consenso de endemismo en total (Cuadro 7), definidas por 119 especies; obteniendo 29 áreas de consenso sin relleno y 45 áreas de consenso con relleno (fill=20 y assumed =40) con los parámetros antes mencionados.

	Tamaño de celda		
	0.25°	0.50°	1°
Sin relleno			
Áreas consenso	1	9	19
Especies	3	27	88
con relleno (fill=20 y assumed =40)			
Áreas consenso	1	6	38
Especies	1	22	170
Total de áreas por tamaño	2	15	57

Cuadro 7.- Número de áreas de consenso obtenidas de cada tamaño de celda sin relleno y con relleno, así como el número de especies que formaron estas áreas.

Un total de 119 especies fueron detectadas en las áreas consenso de endemismo, siendo las más abundantes las pertenecientes a los géneros *Lonchocarpus* (26.05%), *Mimosa* (20.16%) y *Tephrosia* (15.12%). En general, 61.33% de las áreas de consenso se apoya en las especies pertenecientes a estos géneros en los tres diferentes tamaños de celdas.

Dos áreas consenso fueron detectadas con el tamaño de celda de 0.25°x 0.25°; una con relleno y una sin relleno, siendo definidas por especies diferentes y en lugares distintos. Las nueve áreas consenso que se detectaron al tamaño de 0.5°x0.5° se extienden hacia la parte sur (Figura 16), donde al usar el relleno aparecen con mayor definición reduciendo la cantidad de áreas (Figura 17).

El usar el tamaño de celda de 1°x1° permitió encontrar áreas que no se habían reconocido en otros tamaños; sin embargo, una de las objeciones contra el uso de este tamaño de celda es que podría dar lugar a la superposición de diferentes patrones de distribución en la misma zona coincidiendo con Szumik (2012).

El uso de celdas más grandes permitió tener áreas más inclusivas, abarcando más especies y por lo tanto obteniendo puntajes más altos en la mayoría de los casos (Figura 18).

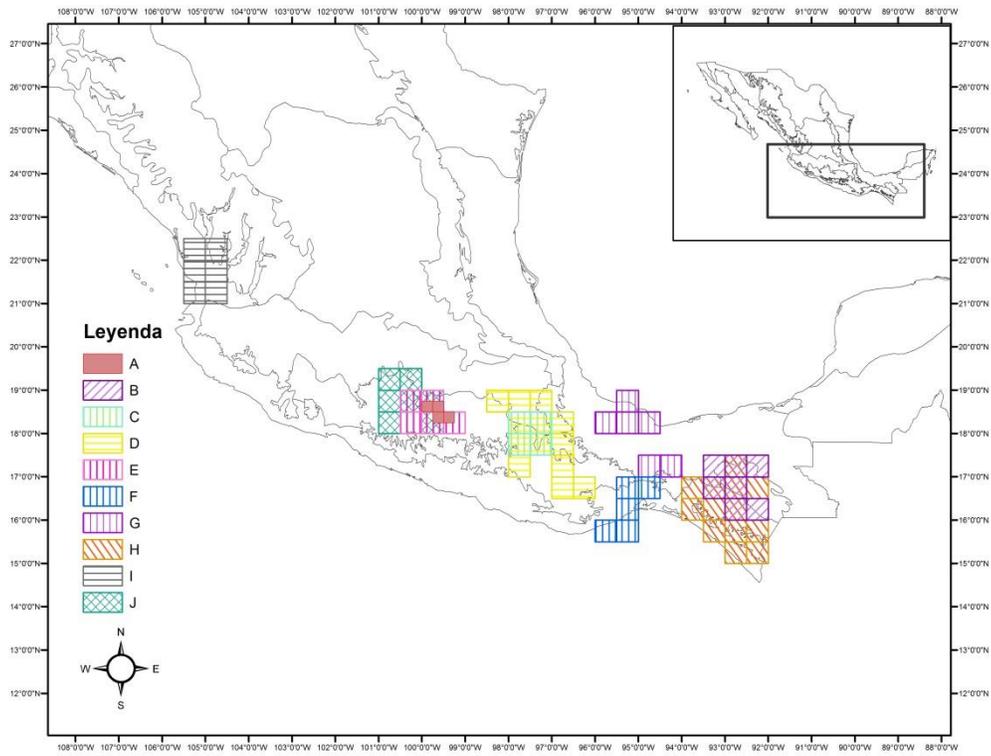


Figura 16. Áreas consenso detectadas a un tamaño de celda de $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$ (B, C, D, E, F, G, H, I y J) y a un tamaño de celda de $0.25^{\circ} \times 0.25^{\circ}$ (A).

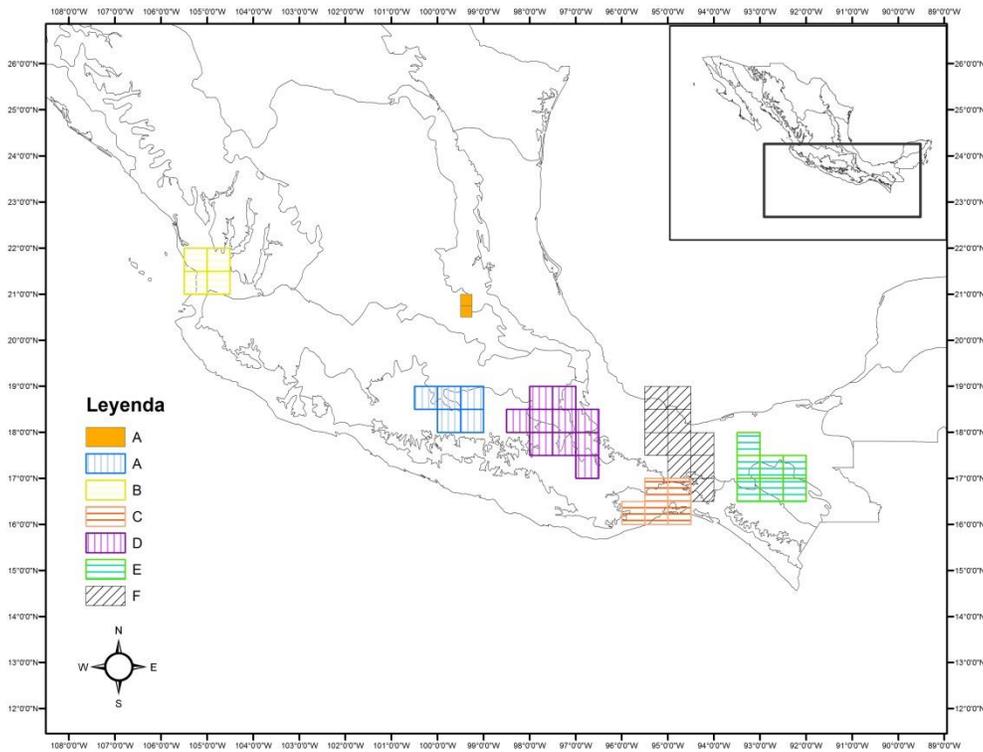


Figura 17. Áreas consenso detectadas a un tamaño de celda de $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$ con relleno (B, C, D, E, F y G) y un área tamaño de celda de $0.25^{\circ} \times 0.25^{\circ}$ con relleno (A).

El uso de relleno (fill=20 y assumed =40) a este tamaño permitió duplicar la cantidad de áreas consenso que se habían detectado sin relleno, estas áreas principalmente se ubicaron en el sur del territorio; sin embargo, las áreas más grandes no tuvieron un índice de endemismo alto. Asimismo, permitió reconocer áreas consenso en la parte norte del territorio que no se recuperaron en ninguna otra matriz de datos.

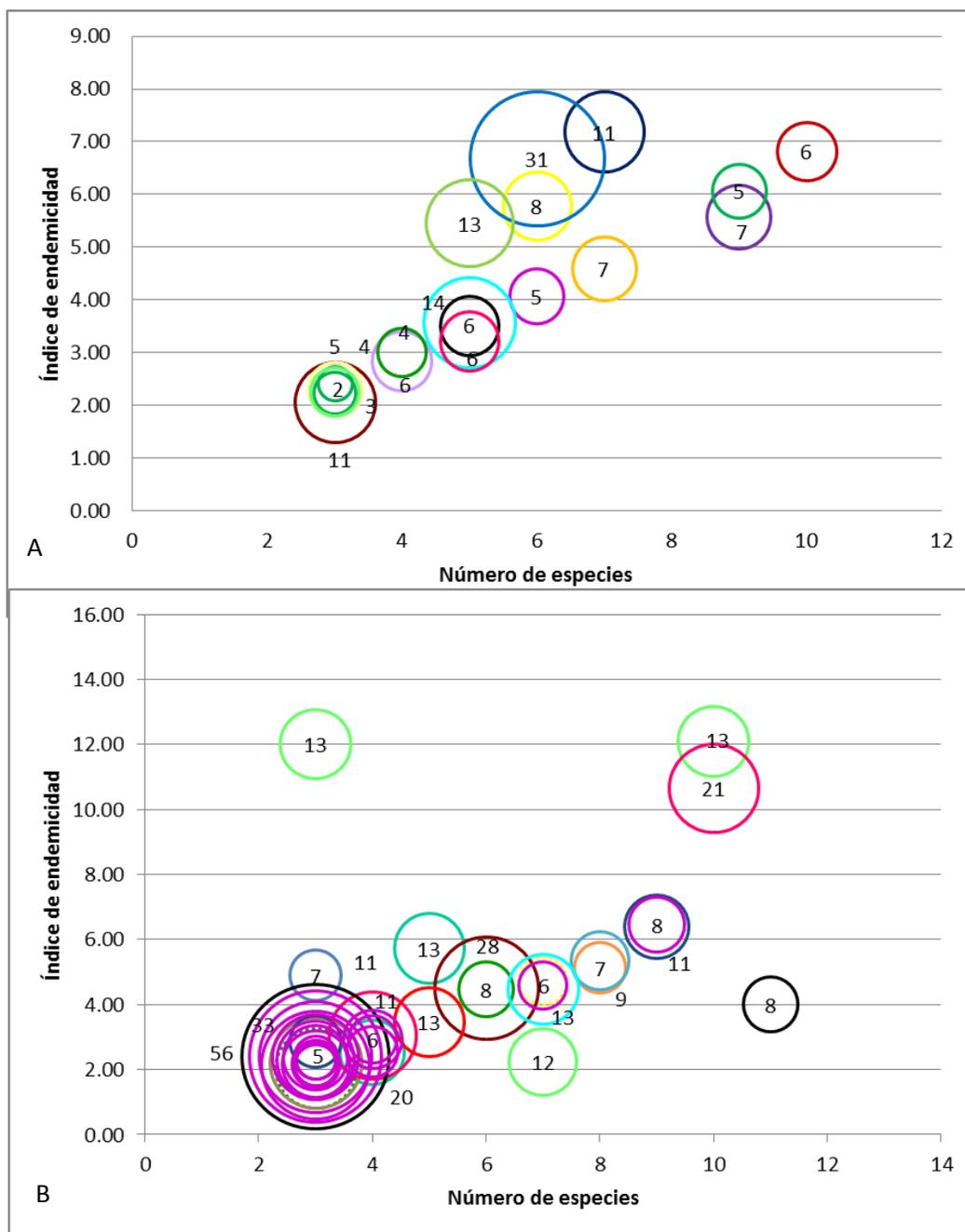


Figura 18. Áreas de endemismo detectadas a un tamaño de 1°x1° sin relleno A) y con relleno B). El tamaño de cada círculo es proporcional al número de celdas ocupadas por el área de endemismo mencionado en la etiqueta.

Debido a la gran cantidad de áreas consenso encontradas en las seis matrices analizadas, solo se analizaron las áreas consenso que se recuperaron en mínimo 3 matrices y que presentaron superposición geográfica parcial, denominadas para este estudio áreas generales.

Se encontraron un total de nueve áreas generales, que fueron apoyadas por 63 especies pertenecientes a 11 géneros (Apéndice B). Las especies de los géneros de *Lonchocarpus*, *Mimosa* y *Tephrosia* fueron las más consistentes. La mayor parte de estas áreas generales se situaron en la parte centro y sur del país, coincidiendo con provincias biogeográficas y fisiográficas ya establecidas para esta parte del país (Espinosa *et al.*, 2008).

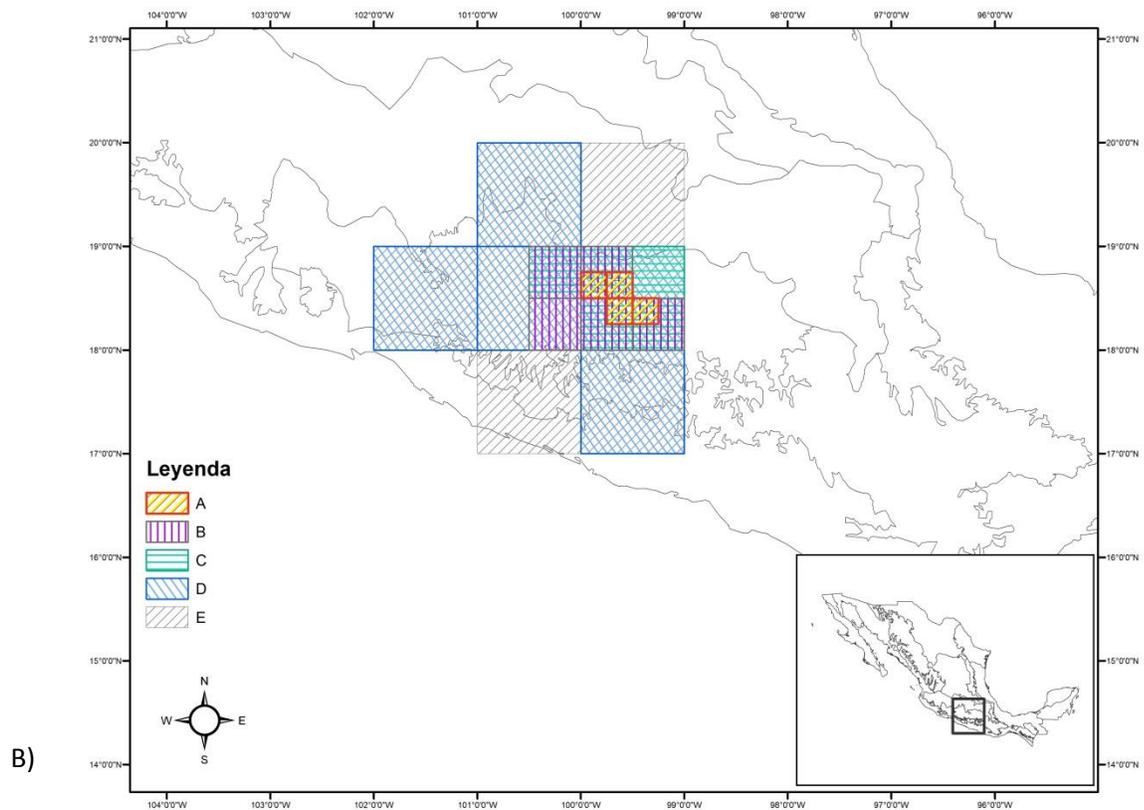
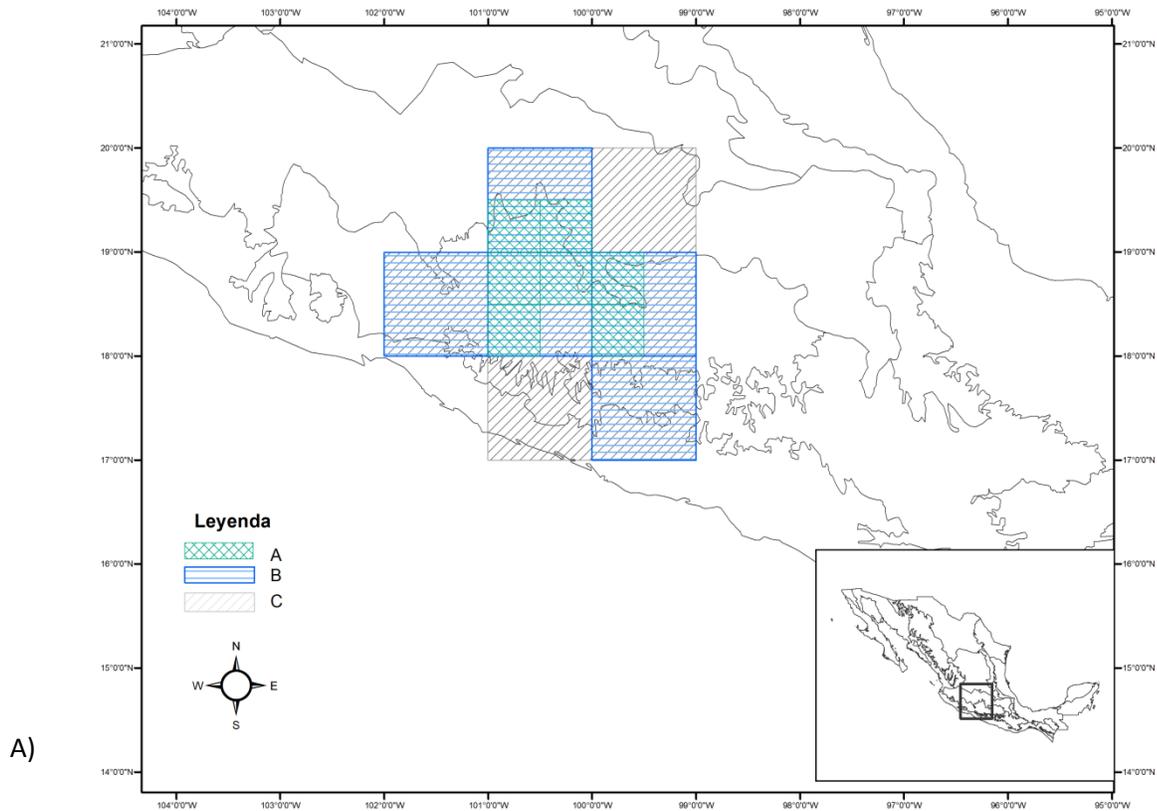
Las áreas generales 1 y 2, se ubican en la provincia biogeográfica Depresión del Balsas (CONABIO, 1997). Esta provincia ha sido ampliamente reconocida por su gran cantidad de endemismos (Espinosa *et al.*, 2008; Rodríguez *et al.*, 2005). En este estudio, fue la que conto con más áreas consenso con superposición a diferentes tamaños (Figura 18, A).

La provincia del Balsas es un área extensa confinada por la Faja Volcánica Transmexicana (FVT) y la Sierra Madre del Sur, elevaciones que producen un doble efecto de sombra lluviosa, donde los climas predominantes son semiáridos y subhúmedos en dos terceras partes de su área, siendo la selva baja caducifolia (72%) la vegetación más ampliamente distribuida y su ecotono con los bosques de encinos (23%). Es una región hidrológica amplia donde confluyen aguas que escurren desde todos los volcanes (Espinosa *et al.*, 2008).

Existen varias especies reconocidas como endémicas de esta región (Espinosa *et al.*, 2008); sin embargo, también hay un número importante de especies que comparten la porción oriental del Balsas y el Valle de Tehuacán-Cuicatlán y Tehuantepec, mientras que la porción occidental tiene otras más que la relacionan con la provincia del Pacífico o Depresión de Chiapas, particularmente, obteniendo una división natural de esta provincia en al menos dos sectores: occidental y oriental, divididos por la Sierra de Taxco.

Un total de 14 especies formaron diferentes áreas en esta provincia, siendo las especies más consistentes *Tephrosia abbotiae* y *Lonchocarpus spectabilis* aportando un 37.5% en ambos casos al índice de endemidad de las áreas consenso. A los tamaños de 0.5°x0.5° y 0.25°x0.25° hubo diferencias en la localización de las áreas consenso, así como en las especies que las determinaron; sin embargo el tamaño 1°x1° sin relleno y con relleno, lograron ser más inclusivas respecto al área y las especies. Para el tamaño 1°x1° sin relleno, hay un desplazamiento hacia la parte occidental de la provincia, hacia la parte norte logrando abarcar parte de la provincia FTV y luego descender hacia la Sierra Madre

Figura 19. Áreas consenso en la región de la Depresión del Balsas, a diferentes tamaños de celda. A) A=0.5°, B=1° y C=1° con relleno. B) A=0.25°, B=0.5° y C=0.5° con relleno, D=1° y E=1° con relleno.



del Sur por las Sierras Guerrerenses. Mientras que el mismo tamaño de celda con relleno evita el desplazamiento hacia el occidente y abarca más área de la provincia FTV y de la Sierra Madre del Sur; sin embargo, el área general 2 (Figura 19, B) fue el área general con mayor superposición, siendo las especies más consistentes *Lonchoacarpus spectabilis*, *Senna alexandrina*, *Tephrosia abbotiae*, *T. quercetorum* y *Mimosa tejupilcana*.

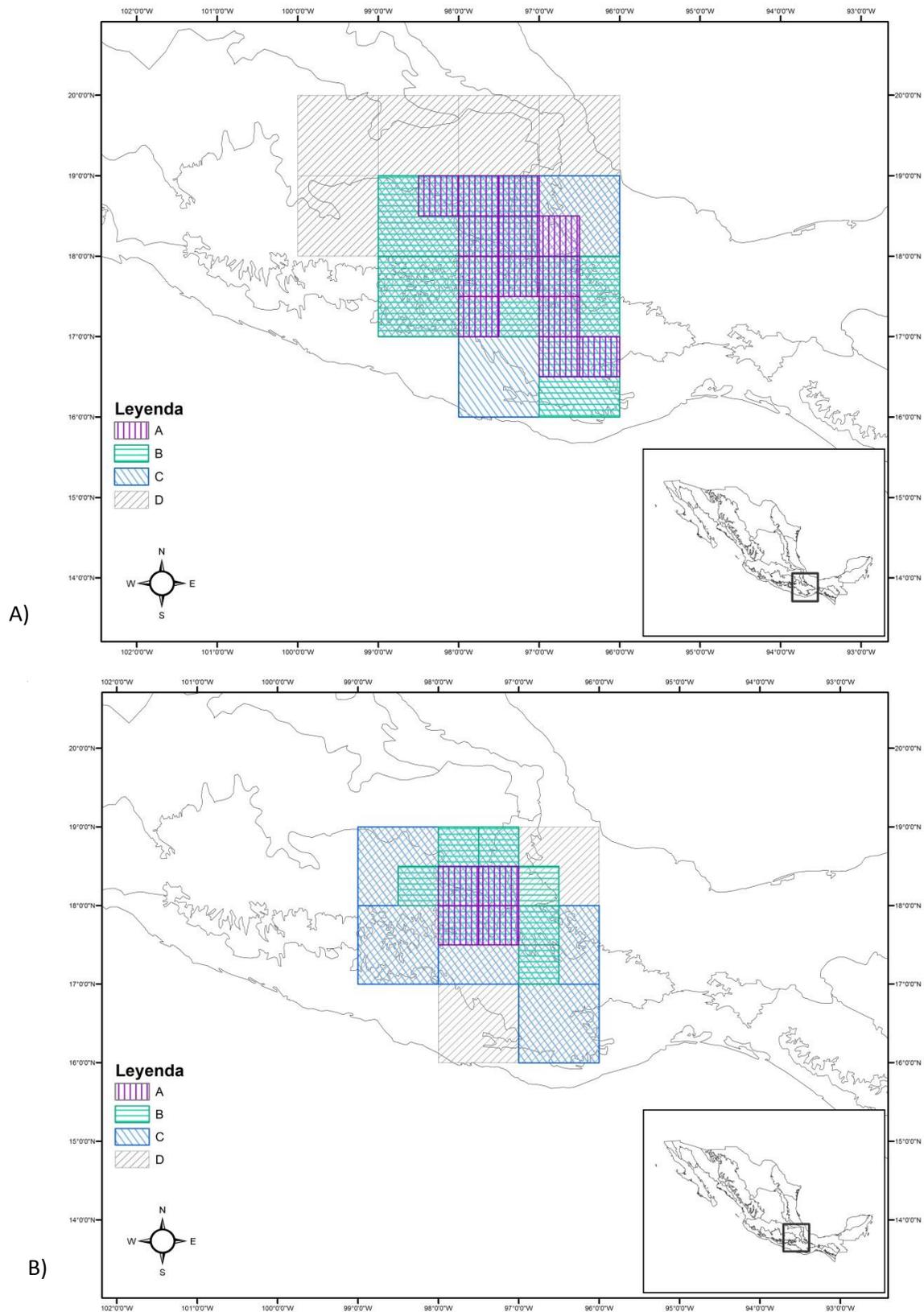
Las áreas generales 3 y 4 (Figura 20) se localizan en la intersección entre las provincias biogeográficas de Oaxaca, al Este de la Depresión del Balsas, al Este del Eje volcánico y la Sierra Madre del Sur (CONABIO, 1997); asimismo, abarca la provincia fisiográfica de las Sierras Centrales de Oaxaca, Sur de Puebla y Sierras Orientales (Cervantes, 1990). Cada una de estas provincias presenta una gran complejidad y una gran diversidad, siendo cada una integrada por diversas sierras y en algunos casos compartiendo una parte importante de flora y fauna, donde casi todos los tipos de vegetación están presentes (Espinosa *et al.*, 2008). Sin embargo, existe gran cantidad de especies endémicas de cada una de estas sierras que le dan identidad como un área única.

De las 15 especies que determinaron esta área general, las especies que más aportaron para reconocer estas áreas consenso fueron *Lonchocarpus oaxacensis*, *L. obovatus*, *Caesalpinia melanadenia*, *Mimosa pueblensis* y *Acacia compacta* que contribuyen con el 55% del índice de endemidad de las áreas consenso, siendo las más altas *Lonchocarpus oaxacensis* y *Caesalpinia melanadenia* contribuyendo con el 12.5% cada una. Estas especies integran un área desértica muy natural, rica en taxones endémicos conocida como el Valle de Tehuacán-Cuicatlán (García *et al.*, 2004).

El área general 5 se ubica en la provincia biogeográfica de la Costa del Pacífico (CONABIO, 1997), específicamente en la provincia fisiográfica de las Sierras Neo volcánicas Nayaritas (Cervantes, 1990), ubicada entre las grandes mesetas de la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre del Sur (Figura 21); la porción oriental de esta región presenta estrato volcanes y escudos volcánicos de amplias faldas y de origen reciente, mientras que la porción este presenta una sierra ancha de dirección norte-sur, que integra un puente montañoso entre la Sierra Madre Occidental y la del Sur (González, 2009).

Las especies que aportaron para reconocer esta área general son *Rhynchosia elisae*, *Tephrosia microcarpa* y *T. sousae* contribuyendo con un 54.54% al índice de endemidad de las áreas consenso y con un 18.18% cada una, al aparecer en los tamaños 0.5°x0.5° y 1°x1° con y sin relleno. Estas especies fueron reconocidas como endémicas al estado de Nayarit por Téllez (1995), específicamente a la provincia de las Sierras Neo-volcánicas Nayaritas.

Figura 20. Áreas consenso que se localizan en la intersección entre las provincias biogeográficas de Oaxaca, al Este de la Depresión del balsas, al Este del Eje volcánico y la Sierra Madre del Sur a diferentes tamaños de celda. A) A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno. B) A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno.



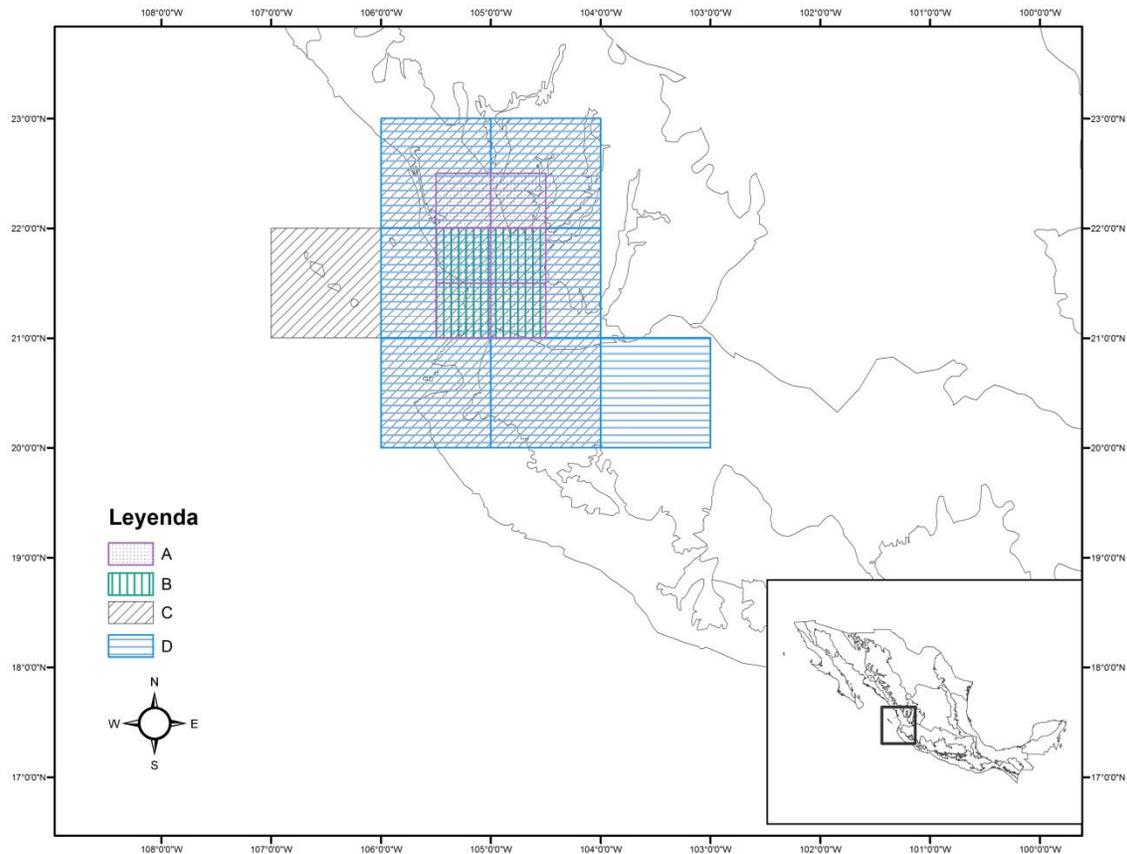


Figura 21. Área general 5, formada por las áreas consenso que se localizan en las Sierras Neo volcánicas Nayaritas, ubicada entre las grandes mesetas de la Sierra Madre Occidental y la Sierra Madre del Sur, a diferentes tamaños de celda. A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno.

El área general 6 se ubica en la parte de sur de la provincia biogeográfica de la Costa del Pacífico, el Soconusco y Los Altos de Chiapas (CONABIO, 1997). Las provincias montañosas de Chiapas comparten taxones con la Sierra de Los Chimalapas (Oaxaca) y con las cordilleras centroamericanas que se extienden por Guatemala, El Salvador, Honduras y Nicaragua, lo que desde el punto de vista cultural se reconoce como parte de Mesoamérica (Espinosa, *et al.*, 2008). Su vegetación está compuesta por bosques de coníferas, mesófilos de montaña y selvas altas perennifolias, existiendo una gran cantidad de especies endémicas de estas áreas.

De las 18 especies endémicas para estas áreas, las especies que más aportaron para reconocer esta área general son *Senna incarnata*, *S. tonduzii*, *Lonchocarpus verrucosus*, *L. congestiflorus*, *L. lasiotropis*, *Eriosema violaceum* y *Acacia cookii* contribuyendo con un 59.97% al índice de endemidad de las áreas consenso; siendo *Senna incarnata* y *S. tonduzii* las más consistentes con un 13.33% cada una. Estas especies son conocidas como

endémicas marginales en el territorio geopolítico de México, ya que las localidades y registros están en pocas localidades del territorio mexicano, pero su distribución continúa hacia las cordilleras centroamericanas. Sin embargo, los registros que tenemos en México podrían pertenecer a distribuciones disyuntas o a registros de la distribución más al norte dentro de este sistema de cordilleras.

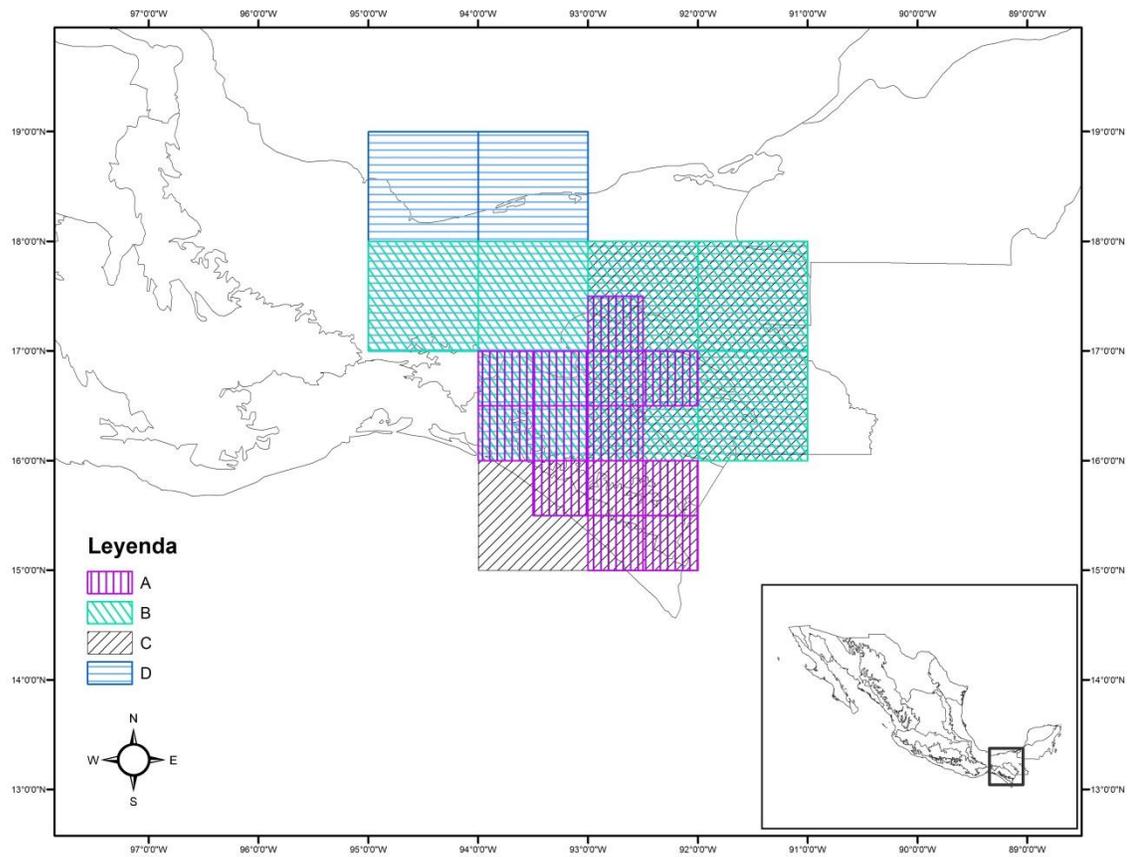


Figura 22. Área general 6, formada por las áreas consenso que se ubican en la parte de sur de la provincia biogeográfica de la Costa del Pacífico, el Soconusco y Los Altos de Chiapas, a diferentes tamaños de celda, A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno.

El área general 7 se ubica en la provincia biogeográfica del Golfo de México (CONABIO, 1997), extendiéndose hasta la provincia del Soconusco; más específicamente en las provincias fisiográficas de la llanura costera Veracruzana, la Sierra de Los Tuxtlas y extendiéndose hasta la parte norte de las Sierras del sur de Chiapas (Cervantes, 1990). Estas provincias poseen una vegetación dominada por las selvas altas y medianas perennifolias, donde la mayor parte de las especies de estas provincias tienen distribución amplia en las selvas perennifolias del Golfo de México y el Caribe. Sin embargo, hay

algunos taxones típicos debido a que están restringidas al sur a partir de la Sierra de Chiconquiaco y otras a partir de Los Tuxtlas.

En total nueve especies fueron consideradas endémicas para esta área general, siendo las más consistentes para reconocer las áreas consenso *Lonchocarpus unifoliolatus*, *L. multifoliolatus*, *Ormosia carinata* y *O. panamensis* contribuyendo con el 75% al índice de endemidad de las áreas consenso, siendo *Lonchocarpus unifoliolatus*, *Ormosia carinata* y *O. panamensis* las más importantes con un 20% cada una.

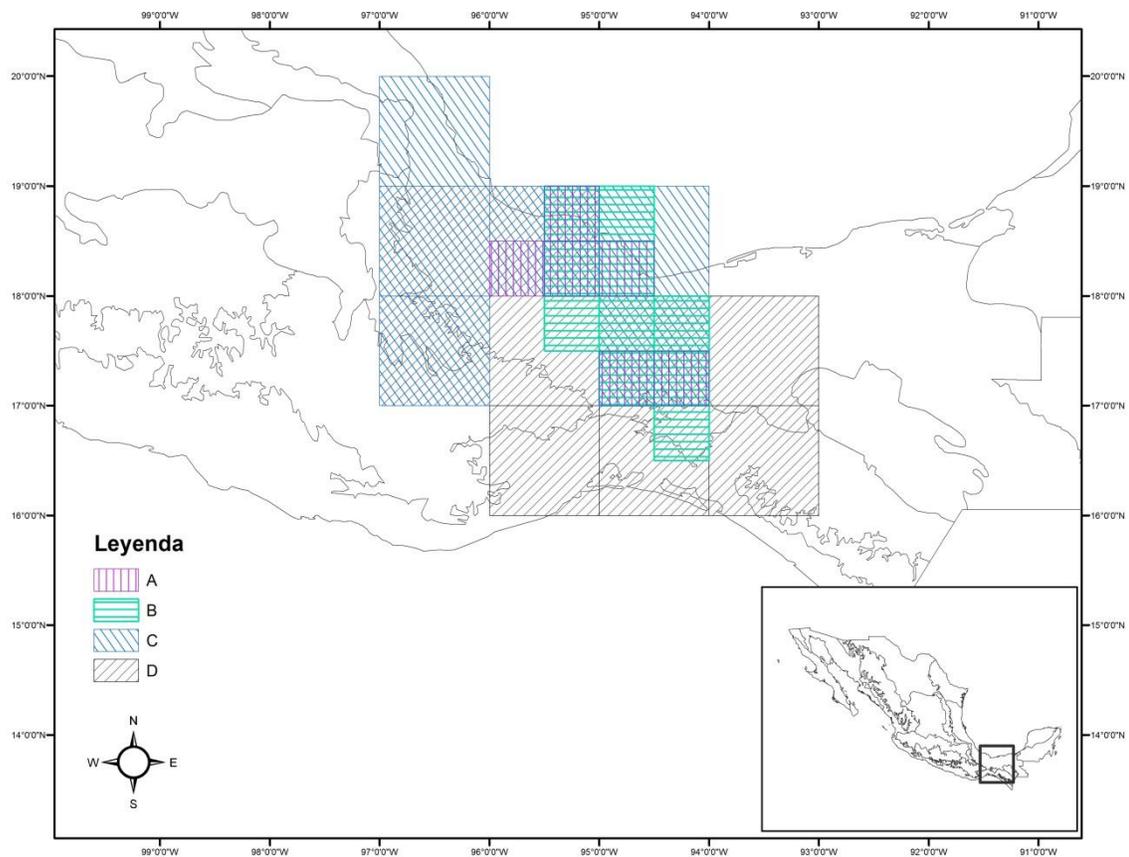


Figura 23. Área general 7, formada por las áreas consenso que se ubican en la provincia biogeográfica del Golfo de México extendiéndose hasta la provincia del Soconusco, a diferentes tamaños de celda. A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno.

Lonchocarpus multifoliolatus es una especie endémica de la cuenca del Golfo, con distribución en Veracruz, Oaxaca, Tabasco, Chiapas, Belice, Guatemala y Honduras (Sousa, 2011); al igual que *Lonchocarpus unifoliolatus* siendo esta de origen centroamericano. Por otro lado, *Ormosia carinata* es conocida únicamente en la parte de la Sierra de los Tuxtlas con algunas localidades hacia la parte de Oaxaca mientras que *O. panamensis* se considera que se restringe a Costa Rica y Panamá. Sin embargo, se reconoce que existen en México ejemplares que podrían ser *O. carinata* erróneamente identificados como *O. panamensis* que no han podido ser revisados por un especialista (Zamora, 2006).

El área general 8 se ubica en las provincias biogeográficas el Soconusco, extendiéndose hacia la Sierra Madre del Sur, el Golfo de México y al sur de la provincia Costa del Pacífico (CONABIO, 1997). Abarcando las regiones fisiográficas de Llanuras del Istmo, las Sierras Orientales y el norte de las Sierras Sur de Chiapas (Cervantes, 1990).

Estas provincias están constituidas por diferentes componentes como: la Sierra de Coalcomán, las sierras Mixteca y Mixe de Oaxaca, las Sierras Guerrerenses y la Sierra Madre de Chiapas-Guatemala, cada una con especies propias. Sin embargo, el contacto entre las provincias de la Sierra Madre del Sur y Costa del Pacífico contribuyen a la presencia de selva baja caducifolia (Espinosa *et al.*, 2008).

De las 11 especies que contribuyeron a identificar esta área general las más consistentes fueron *Mimosa hexandra*, *Lonchocarpus torresiorum*, *L. isthmensis* y *Acacia chiapensis* aportando el 45.83% al índice de endemismo de las áreas consenso. Siendo *Mimosa* *Hipótesis de la Energíaxandra* y *Lonchocarpus torresiorum* las más consistentes aportando 16.6% y 12.5% respectivamente.

Lonchocarpus torresiorum y *L. isthmensis* son reconocidas como endémicas a esta región. *L. isthmensis* está distribuida en el Istmo de Tehuantepec, está presente en las estribaciones de la Sierra Madre del Sur y Planicie Costera del Pacífico en Oaxaca, en selvas medianas subcaducifolias y bosques mesófilos. Mientras que *M. hexandra* y *A. chiapensis* son de distribuciones más amplias hacia Centroamérica.

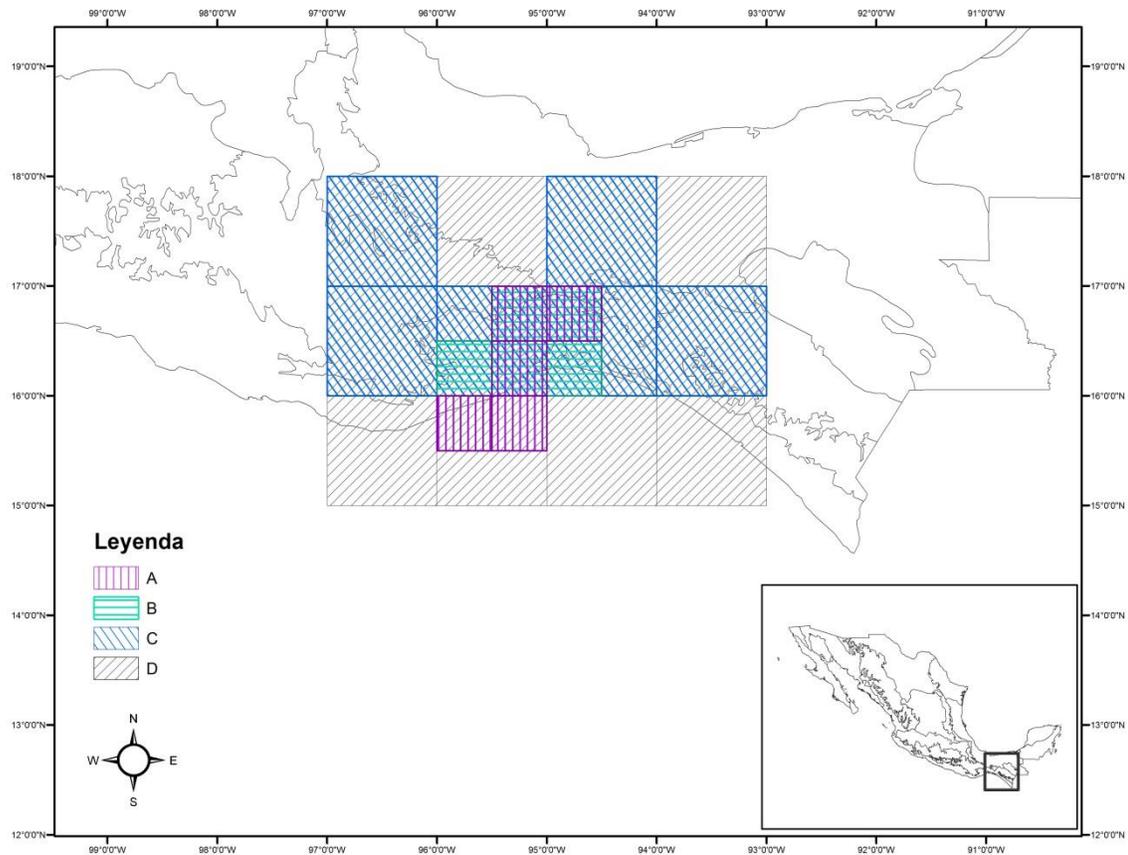


Figura 24. Área general 8, formada por las áreas consenso que se ubican en las provincias biogeográficas el Soconusco, extendiéndose hacia la Sierra Madre del Sur, el Golfo de México y al sur de la provincia Costa del Pacífico, a diferentes tamaños de celda. A) A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno.

El área general 9 se ubica principalmente en la provincia biogeográfica de los Altos de Chiapas extendiéndose hacia el norte, hacia la provincia del Golfo de México (CONABIO, 1997). Esta área está compuesta por las sierras, mesetas y serranías del norte de Chiapas que continúan al este hacia la Sierra de los Cuchumatanes, en Guatemala. La provincia de los Altos de Chiapas es una provincia dominada por climas templados y húmedos; por lo que su vegetación predominante son los bosques de coníferas, de encinos y mesófilos de montaña, siendo una de las provincias más diversas del país (Espinosa *et al.*, 2008).

De las 11 especies que componen esta área general, las más consistentes en las áreas consenso fueron *Acacia cookii*, *A. janzenii*, *Lonchocarpus congestiflorus* y *Senna incarnata* contribuyendo con el 65% al índice de endemismo, siendo *Acacia cookii* y *Lonchocarpus congestiflorus* las más importantes con 20% de contribución cada una. Ambas especies son conocidas en Chiapas, Guatemala y Honduras, siendo así especies endémicas marginales dentro del territorio geopolítico del México. *Acacia janzenii* es conocida como

endémica para el sur de México, con registros en Tabasco y Chiapas (Ebinger y Seigler, 1987; Rico-Arce, 2007).

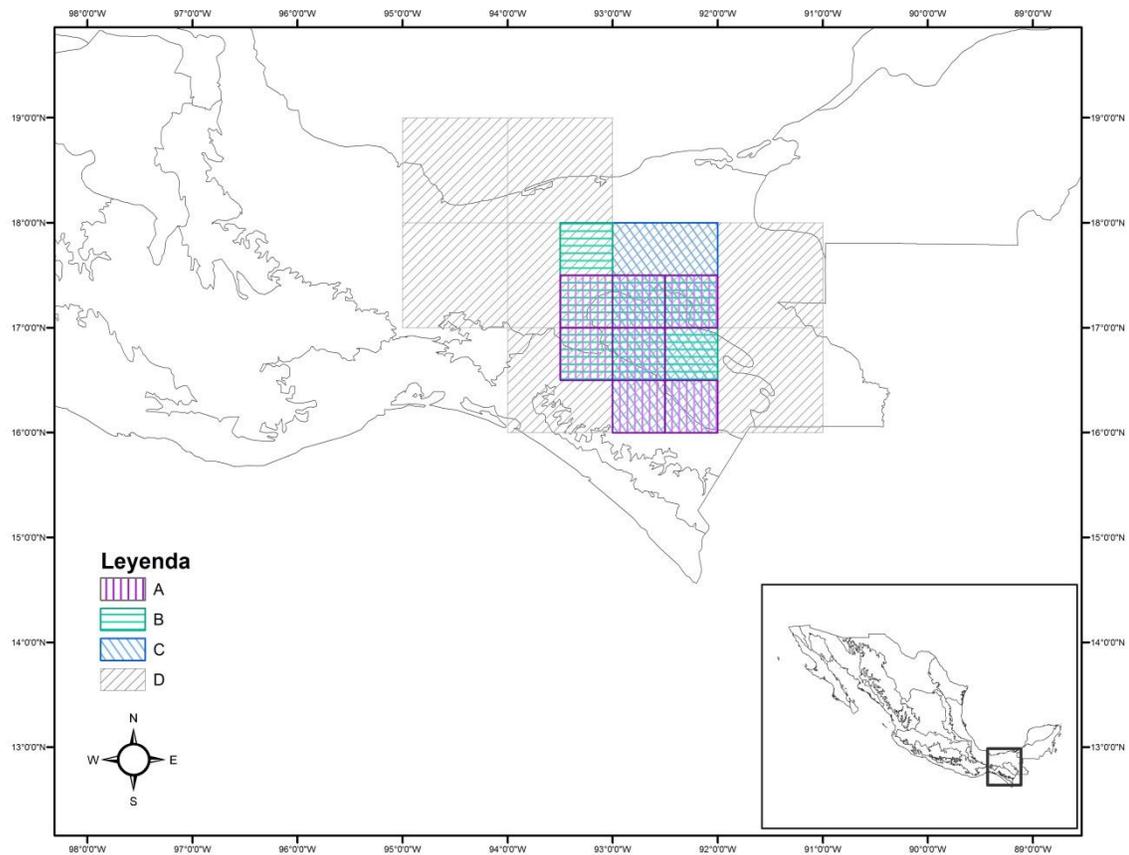


Figura 25. Área general 9, formada por las áreas consenso que se ubican principalmente en la provincia biogeográfica de los Altos de Chiapas extendiéndose hacia el norte, hacia la provincia del Golfo de México, a diferentes tamaños de celda. A=0.5°, B=0.5° con relleno, C=1° y D=1° con relleno.

Si bien, el análisis es sensible al tamaño de celda utilizado y cada área general identificada ocupa una extensión geográfica diferente, cabe destacar que las nueve áreas generales se ubican en áreas heterogéneas ambientalmente (como la Depresión del Balsas).

Esta heterogeneidad ambiental es más marcada dentro de las celdas de 1°, sin embargo, las celdas de 0.25° y 0.5° son las que parecen establecer los límites ambientales y altitudinales, que permiten la adición de especies con las celdas mas grandes.

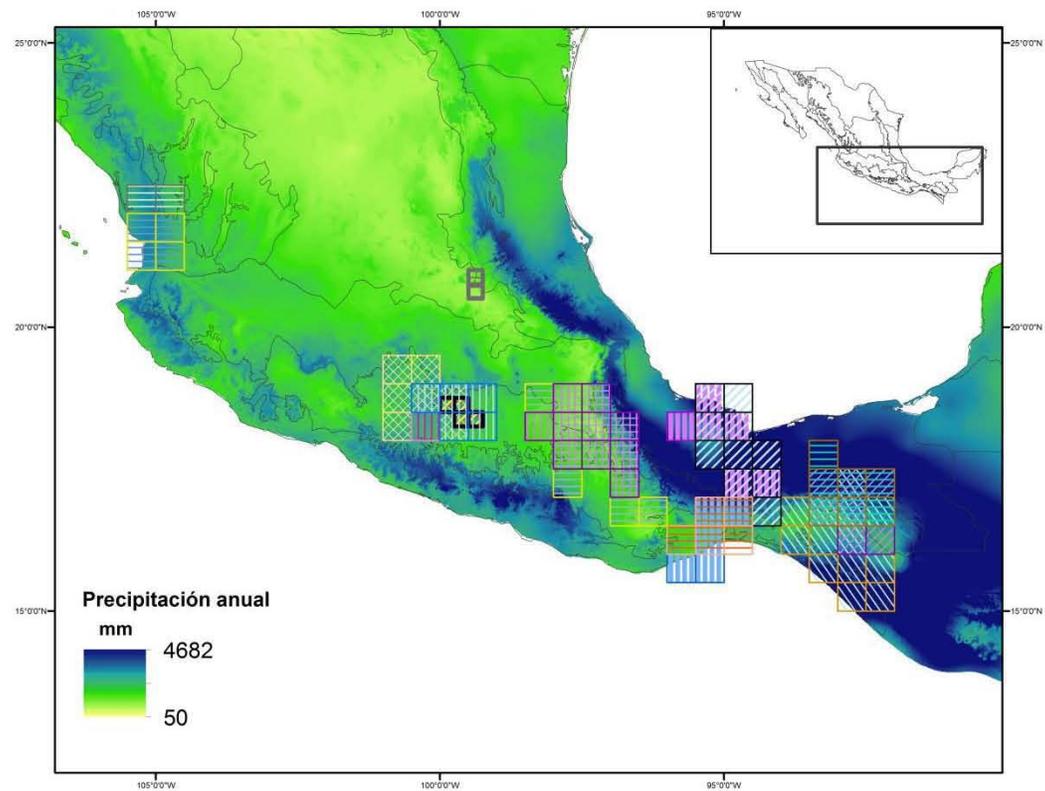
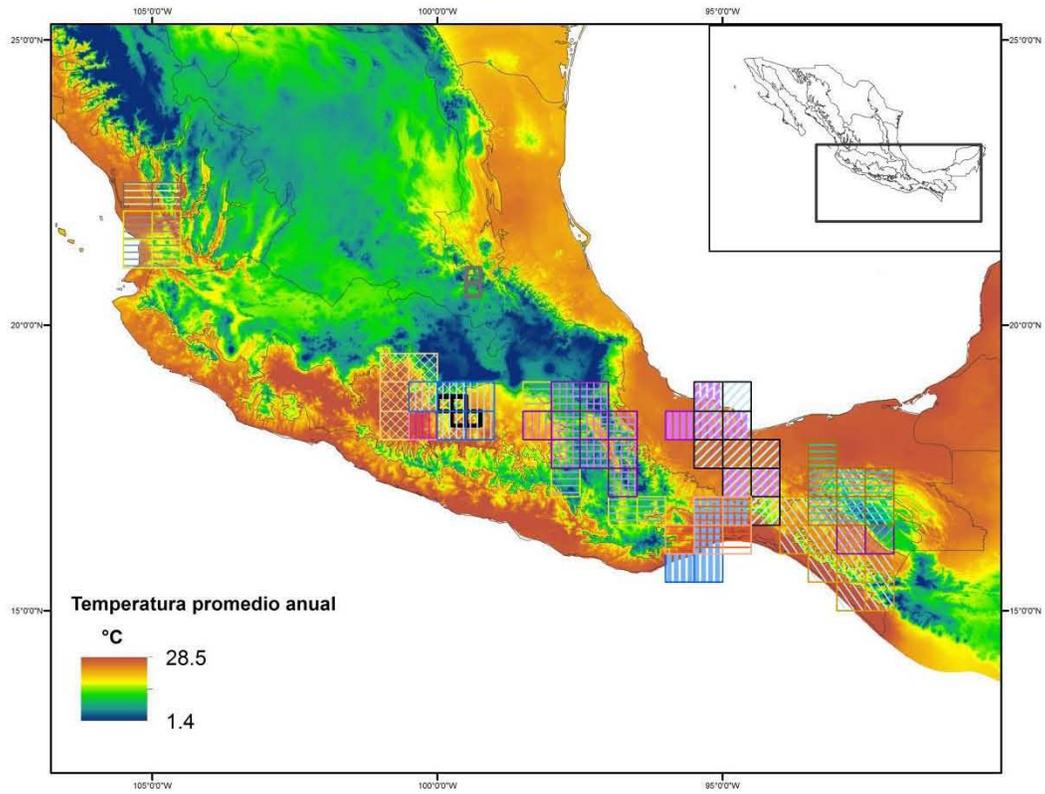


Figura 26. A) Mapa de Temperatura promedio anual y las áreas generales a un tamaño de 0.5° sin relleno y con relleno. B) Mapa de Precipitación anual y las áreas generales a un tamaño de 0.5° sin relleno y con relleno.

Es reconocido que factores abióticos como la temperatura, la precipitación, la disponibilidad de luz, tipo de suelo, accidentes geográficos y topográficos son importantes ya que obstaculizan la dispersión de una especie, convirtiéndose así en barreras (Krebs, 2001; Kohlmann, 2003). Sin embargo, no se ha demostrado que exista una relación entre alguno de estos factores y el grado de endemismo de un área. Sugiriendo que las áreas más topográficamente y ambientalmente heterogéneas son las más propicias para salvaguardar especies endémicas (Aagesen, no publicado).

Por lo anterior adicionalmente, se realizó un modelo lineal entre el índice de endemismo de celda a un tamaño de 0.1° respecto a la Temperatura promedio anual ($R^2= 0.0213$, $p=0.014$) y a la Precipitación anual ($R^2= 0.0282$, $p=0.005$); sin embargo no se encontró ninguna relación estadística significativa.

Discusión

Una de las características más conspicuas de la biodiversidad es que no se distribuye de manera homogénea, por lo que los patrones espaciales de la diversidad de especies y los procesos asociados a los mismos contribuyen al conocimiento de la magnitud de la misma, que ha sido tema central de la ecología, la biogeografía, la biología de la conservación y la macroecología (Villaseñor, 2005; Koleff et al., 2008).

Base de datos

Los registros en las bases de datos para la flora de México provienen de diversas colecciones, de muchas décadas de esfuerzo colectivo de taxónomos de todo el mundo (Koleff, 2005), así como de varios viajes a diferentes zonas de estudio con diferentes propósitos, reflejando un esfuerzo de colecta desigual debido al objetivo de cada salida, concentrándose en obtener muchos registros de plantas comunes de la zona o el caso contrario de discriminarlas, por lo que son pocos los sitios que cuentan con inventarios florísticos y/o faunísticos completos. Por lo que se considera que gran parte del territorio aún está en fase de exploración, para cuantificar sus valores de diversidad (Villaseñor, 2005).

En la actualidad se cuenta con información significativa para algunas áreas geográficas en las bases de datos. Sin embargo, el control de la calidad de esos datos se vuelve cada día más importante, ya que conforme se incrementa la información, la calidad puede verse disminuida (Villaseñor, 2005). Soberón y Peterson (2004) reconocen tres problemas en las bases de datos que disminuyen la calidad de estas, que son: (1) la determinación errónea de especímenes, (2) taxonomía inestable y (3) la localización imprecisa de los sitios de colecta.

Los estudios que examinan los patrones geográficos a gran escala de la riqueza de especies a menudo tienen poca información sobre el esfuerzo muestral (Kreft, 2007), reflejando una alta heterogeneidad en el conocimiento florístico que puede afectar las estimaciones de los patrones espaciales de la riqueza vegetal y así afectar las estimaciones de la importancia de las diferentes hipótesis (Distler, 2009). En este y otros trabajos (Jiménez *et al.*, 2009; Distler, 2009) se ha tratado de corregir esta heterogeneidad usando el número de registros de especímenes como una estimación del esfuerzo muestral, asumiendo que el número de especies que se encuentran en una unidad de muestreo está dada en función del número de especímenes colectados en esa unidad de muestreo (Nelson *et al.*, 1990).

En este trabajo se encontró que solamente el 58.73% de las celdas poseen una calidad por arriba del 0.5 de acuerdo con el parámetro E_s (Murguía y Villaseñor, 2000), lo que refleja

que hay un sesgo importante en cuanto al esfuerzo muestral a lo largo del territorio mexicano, por lo que se decidió utilizar estimaciones basadas en rarefacción como un intento para corregir la variación del esfuerzo muestral en torno al espacio.

El principal uso de las curvas de rarefacción durante mucho tiempo ha sido la comparación de la riqueza de especies entre las muestras empíricas que difieren en el número total de individuos o entre los conjuntos de datos basados en muestras que difieren en el número total de unidades de muestreo (Smith *et al.*, 1985; Gotelli y Colwell, 2001; Colwell *et al.*, 2004; Colwell *et al.*, 2012). En este estudio se generaron estimados de la riqueza para que fueran comparables entre las celdas, lo que permitió estudiar los patrones espaciales de riqueza sin que estos estén confundidos por los patrones espaciales en el esfuerzo de muestreo de especímenes por celda.

Lo que se observó al examinar las relaciones de los modelos lineales de la riqueza cruda (R) con la riqueza con rarefacción (Rr), es que existe una mayor relación entre la riqueza con rarefacción y las variables ambientales de cada hipótesis ambiental. Asimismo, la porción de la varianza no explicada en el análisis de partición de la variación disminuyó de un 0.61 (R) a 0.32 (Rr).

Patrones de riqueza: Hipótesis de la Energía y la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental

Diversos trabajos que analizan la riqueza basados en listados florísticos y/o faunísticos en México para diferentes grupos han encontrado un aumento de la riqueza conforme disminuye la latitud (Koleff *et al.*, 2008). En el presente trabajo se encontró un incremento de la riqueza de especies de los géneros seleccionados de las Leguminosae; sin embargo, la diferencia de este trabajo radica en que se realizó una corrección del esfuerzo de muestreo debido a la heterogeneidad del mismo, seleccionando las celdas más óptimas para probar su relación con las diferentes hipótesis ambientales.

Es importante señalar que los estudios de los que provienen los datos de las colectas también difieren en las formas de vida de la planta en la que se concentran y, por lo tanto, pueden favorecer una hipótesis más que otra, ya que las diversas formas de vida pueden responder de manera diferente a las diferentes hipótesis ambientales. Por ejemplo, las especies de árboles podrían ser menos sensibles a la heterogeneidad espacial que especies de plantas no leñosas (Gentry, 1982; Qian y Ricklefs, 2004). Por lo que a futuro sería útil tratar específicamente este tema mediante la confrontación de los datos de la riqueza de especies de diferentes formas de vida en contra de los modelos que representan la Hipótesis de la Energía y las otras hipótesis. Sin embargo, algunos estudios que miden la riqueza de especies, de diferentes formas de vida tanto leñosas y no leñosas, concluyen que la Hipótesis de la Energía es más importante (Francis y Currie, 2003; Moser

et al., 2005; Kreft y Jetz, 2007), mientras que otros encuentran lo contrario (Pausas *et al.*, 2003; Distler, 2009).

Este trabajo encontró que la mayor parte de la variación está siendo explicada en las fracciones de la Hipótesis de la Energía y de la Hipótesis de la Estabilidad Ambiental + el espacio, siendo la Precipitación anual (Pa) y la Estacionalidad de la precipitación (Ep) las variables más significativas. Esto coincide con otros trabajos que mencionan al agua medida de diferentes formas como la precipitación o en la relación energía-agua (ejemplo: evapotranspiración, productividad, etc.) como principal predictor de la riqueza de las plantas, y a su vez permitiendo responder a un gradiente latitudinal. Siendo las variables que incorporan al agua los mejores predictores en las zonas tropicales y subtropicales; mientras que las otras variables de energía dominan cuando se incluyen zonas más frías (Hawkins *et al.*, 2003; Whittaker *et al.*, 2006; Jetz y Kreft, 2007).

Se han determinado dos factores climáticos como la causa de la elevada riqueza de las especies en el bosque tropical húmedo: la abundancia de agua y la estabilidad de la temperatura (Leigh *et al.*, 2004). Donde la variación espacial de la diversidad ha sido tradicionalmente atribuida a la variación de la disponibilidad del agua, debido a la insignificante variación de la temperatura (Gentry, 1982b, 1988, 1992; Clinebell *et al.*, 1995).

Es importante reconocer que la mayor parte de las celdas analizadas se ubican en lugares donde predominan los bosques tropicales húmedos. En México se ha determinado que el bosque tropical húmedo (donde la familia Leguminosae es la más predominante) es el tipo de vegetación más exuberante, debido a que corresponde al clima en el cual ni la falta de agua ni el calor constituyen factores limitantes del desarrollo de las plantas a lo largo de todo el año (Rzedowski, 2006).

Otro punto importante, es que en México es muy importante la influencia de los ciclones, ya que se ha documentado que tienen un efecto sobre la dinámica hidrológica de diversas regiones del país como los estados de Oaxaca, Chiapas, Guerrero y Jalisco, estados conocidos por su alta biodiversidad (Escobar, 2008).

Las diferencias que pudieran ser encontradas entre este trabajo y otros también pueden ser explicadas por las variables ambientales y la región de estudio; ya que los cambios en la elevación, pendiente o exposición pueden determinar la respuesta ecológica de las especies a nivel individual y por consiguiente contribuir a los cambios globales en la riqueza de la especies; asimismo actualmente las actividades humanas también influyen la forma de modelos geográficos de diversidad (Luo *et al.*, 2002).

Autocorrelación espacial

La importancia de la autocorrelación espacial en ecología ha sido reconocida y discutida en los últimos años cada vez más (Peres-Neto y Legendre, 2010), porque es importante advertir que el poder explicativo no es simplemente una cuestión de valores de R^2 , ya que a veces los valores R^2 pueden ser derivados del análisis de celdas contiguas (Lennon, 2000). En este estudio obtuvimos que los valores del coeficiente I de Moran, se encuentran en los intervalos cercanos a 0, que van desde -0.2 a 0.2, por lo que se considera que los modelos han reducido pero no eliminado con éxito la autocorrelación espacial en los datos de rarefacción de la riqueza; los análisis indican que las variables ambientales pueden explicar una proporción de la variación de la estructura espacial en la riqueza de especies de leguminosas.

La autocorrelación espacial en la riqueza de especies puede surgir ya sea por causas intrínsecas o extrínsecas (Currie, 2007). Las causas intrínsecas son los procesos espaciales de movimiento de las especies como la dispersión, ya sea como resultado de la limitación de la dispersión, donde hábitats potencialmente adecuados no están ocupados porque los propágulos no llegan a estos sitios (Kessler, 2009).

En el caso de los géneros selectos de las Leguminosae, los síndromes de dispersión son muy variados debido a la gran heterogeneidad de la forma de los frutos y semillas, encontrando síndromes anemocóricos, cuando las diásporas son adaptadas a la dispersión por el viento; zoocóricos, en que las diásporas son adaptadas a la dispersión por animales y autocóricos, en que las diásporas son dispersas por gravedad o dehiscencia explosiva y antropocoria, que es un mecanismo frecuente, debido a las actividades humanas (Dalling, 2002).

Esto nos permite encontrar casos como *Mimosa tenuiflora* que por acción del viento y por su textura papirácea, se han encontrado diseminados hasta 5 m a partir de la planta madre en áreas con vegetación densa, como selvas y matorrales y hasta 8 m en áreas abiertas, taladas o terrenos de cultivo (Camargo-Ricalde, 1998). En el otro extremo se ha encontrado la dispersión de más de 18 000 km en el caso de *Acacia heterophylla* (no incluida en este trabajo) probablemente por aves (Le Roux, 2014).

Schmida y Wilson (1985) señalan que el efecto de masa es uno de los cuatro determinantes de la diversidad de especies a escala de paisaje. El efecto de masa es el flujo de individuos de áreas donde son exitosos (áreas "core" o núcleo) hacia áreas desfavorables (Sánchez y Rojas, 2007). Asimismo, señalan que el efecto de masa a este nivel puede diluir las relaciones entre las especies y su ambiente, debido a que especies con una alta tasa de flujo de propágulos, pueden establecer algunos individuos en sitios

donde no pueden mantener poblaciones viables. Causando que los sitios que están muy cercanos compartan más especies de las que se esperaría por sus características ambientales a escala local y así dar lugar a patrones inexplicables de distribución de las especies (Shmida y Wilson 1985; Grytnes *et al.*, 2007).

Este fenómeno ha sido también sugerido para explicar la elevada riqueza de especies en selvas tropicales y la elevada riqueza de pequeños fragmentos de ambientes aislados, incrementando la diversidad alfa de comunidades o ensamblajes pobres en especies, pero adyacentes a comunidades donde las especies tienen un elevado éxito poblacional. Por otro lado el efecto de masa tenderá a disminuir la diversidad beta al enmascarar diferencias en la composición de especies (Schimida y Wilson, 1985).

Esto sugiere que la autocorrelación en los gradientes de riqueza de estas especies no se puede explicar simplemente por las variables ambientales. Ciertamente, otros procesos no incluidos en este estudio, deben ser responsables de la estructura espacial de las primeras clases de distancia para la riqueza de especies de leguminosas.

Diversidad Beta

La diversidad beta (al igual que la diversidad alfa) es una medida que se ve afectada por diferentes conjuntos de factores, uno de estos factores son los datos insuficientes provenientes de un muestreo o de bases de datos, que normalmente y erróneamente se asumen que son representaciones verdaderas y completas (Chao *et al.*, 2004). A menos que los datos estén estandarizados en algún sentido para tomar en cuenta las diferencias en tamaño de la muestra o el esfuerzo, los patrones espaciales de diversidad pueden ser mal caracterizados (Gotelli y Colwell, 2001).

La sobre estimación de la similitud puede ocurrir al comparar comunidades submuestreadas, en las cuales las especies comunes están ampliamente distribuidas y en donde las especies raras tienden a ser endémicas localmente. En este caso dos muestras pueden dar las mismas pocas especies comunes, pero no revelan las especies raras que diferenciarían los ensamblajes de contar con muestras más amplias o completas. La rareza (por naturaleza o por tratarse de un tamaño de muestra pequeño) incrementa la posibilidad de que una especie esté erróneamente ausente de una muestra pero no de otra, introduciendo equivocadamente un sesgo negativo en los índices de similitud (Chao *et al.*, 2004).

La rarefacción se ha usado casi exclusivamente para medir especies y diversidad taxonómica (Mokany *et al.*, 2011); sin embargo la rarefacción ha sido utilizada para medir diversidad funcional (Walker *et al.*, 2008); diversidad filogenética (Caporaso *et al.*, 2012; Nipperess *et al.*, 2013) entre otros, donde en algunos casos, la rarefacción no fue por conteo de especies sino por unidades taxonómicas operacionales (Nipperess *et al.*, 2013).

En este caso usamos la rarefacción para disminuir el sesgo de muestreo de celdas que están poco muestreadas, y que pueden parecer muy disimilares de otras simplemente porque su composición de especies ha sido muy poco caracterizada. Sin embargo, a pesar de esta corrección notamos que persisten problemas de sesgo y los resultados son exploratorios, por lo que deben tomarse con precaución.

Comparar y contrastar los resultados de distintos métodos puede producir importantes conocimientos sobre patrones de la diversidad beta (Anderson *et al.*, 2011). En este estudio se analizó la diversidad beta con dos medidas, los valores relativos de las distancias de Jaccard y el valor de la pendiente de la relación entre el valor de Jaccard y la distancia geográfica conocida como “distance decay”. Para el cálculo de los valores de las distancias relativas de Jaccard por el bajo nivel de muestreo ($n=50$) en áreas grandes (100x100km), los valores de distancias de Jaccard obtenidos por este procedimiento son siempre altos (>0.65) en celdas y (>0.90) en el promedio de las bandas. Sin embargo, el objetivo de esta estandarización y de nuestros análisis no era describir el valor absoluto de disimilitud entre celdas, sino el de estudiar patrones espaciales de variación en la diversidad beta.

En este estudio no se encontró un gradiente latitudinal de ambas medidas de la diversidad beta, esto podría ser atribuido al intervalo latitudinal de análisis, la cantidad y la ubicación de las celdas de cada banda, las especies seleccionadas así como la cantidad y calidad de los registros de las mismas.

Un análisis más detallado para tratar de establecer cuál es el aporte real de estas variables, muestra que los resultados de los modelos lineales de cada banda entre el índice de Jaccard respecto heterogeneidad ambiental, muestran resultados muy heterogéneos. Lo anterior dado que el valor del índice de Jaccard de las bandas c, d, f, g, h e i muestran una relación estadísticamente significativa positiva con la heterogeneidad ambiental; mientras que las bandas b, e, j, k, m, y n muestran una relación estadísticamente significativa positiva con la media de la distancia geográfica.

Un ejemplo es la banda b, que está ubicada en los estados megadiversos de Chiapas y Oaxaca, posee un promedio del índice de Jaccard de 0.90 y posee el valor de la pendiente del “distance decay” más alto de 0.00016. Además, tiene una relación estadística positiva con la heterogeneidad ambiental ($R^2=0.3219$; $p= 0.0234$) y una relación estadística significativa positiva con la distancia geográfica ($R^2= 0.5536$; $p= 0.0002$). Esto indica que el recambio en la composición de las especies de las celdas que componen esta banda tiene una relación con la distancia geográfica.

Mientras que las bandas d, e y g ubicadas a lo largo de la Faja Volcánica Transmexicana, extendiéndose desde Nayarit hasta los estados de Yucatán y Quintana Roo, poseen una relación estadística significativa positiva con la heterogeneidad ambiental (Cuadro 4).

Debido a que las bandas son muy heterogéneas entre sí se detectaron posibles variables “complementarias” como el número de celdas, la media de la distancia geográfica y la desviación estándar de la distancia geográfica entre las celdas de cada banda. Al analizar esta relación de los valores de diversidad beta respecto a la latitud y a las variables complementarias, se encontró que sólo existe una diferencia estadísticamente significativa entre la distancia relativa de Jaccard y la Distancia ambiental ($R^2=0.3494$; $p=0.0252$); sin embargo al añadir las variables “complementarias” a esta relación se observó una mayor relación estadística ($R^2=0.8301$; $p=0.0046$). Al analizar la relación que existe entre cada variable “complementaria” y la diversidad beta, no hubo una relación estadística; sin embargo cuando las variables de la media de la distancia geográfica y la desviación estándar de la distancia geográfica están en el mismo modelo aumenta considerablemente la capacidad explicativa del modelo. Por lo anterior, se sugiere que estas variables están aportando al poder explicativo del modelo especialmente cuando están juntas.

En los géneros de Leguminosae analizados en este estudio, algunas de las especies que se distribuyen en la parte Neotropical tienen más registros y/o una distribución amplia dentro de cada banda latitudinal, además de ser bandas con celdas continuas. Mientras que en la parte norte del país existen especies con menos registros y/o distribuciones más pequeñas dentro de cada banda lo que provocó el análisis de bandas compuestas por celdas discontinuas. Esta limitación en el conocimiento de la distribución espacial de las especies restringe nuestra capacidad para hacer frente a una serie de preguntas importantes en la ecología.

Un enfoque actualmente usado para hacer frente a este sesgo es predecir la distribución espacial de las especies sobre una región utilizando modelos estadísticos o mecanicistas (Elith y Leathwick, 2009; Kearney y Porter, 2009). Los modelos de distribución espacial pueden generar información útil sobre posibles patrones de ocurrencia de especies a través de un área. En los casos donde las especies están bien estudiadas y representadas, el modelado de la distribución puede jugar un papel importante en el llenado de las lagunas en el conocimiento de la distribución y de la biodiversidad. Sin embargo, muchas especies y grupos taxonómicos aun cuentan con muy poca información sobre la distribución y otros atributos (Mokany *et al.*, 2011). En estas situaciones, los modelos de distribución espacial pueden ver limitada su capacidad de predecir acertadamente y deben ser tomados con cautela (Mokany y Ferrier, 2011).

Áreas de endemismo

El hecho de que México es reconocido como megadiverso es debido a que en el territorio nacional habitan un número elevado de especies, de las cuales una elevada proporción es endémica (Koleff, 2005).

La alta riqueza y endemismo de algunas celdas se puede explicar por la ubicación geográfica de algunas celdas, donde la mayor están ubicadas en la parte Neotropical de México (Luna-Vega *et al.*, 2013). Estas celdas están localizadas en estados que se han destacado en su biodiversidad en otros estudios incluyendo diferentes taxones y diferentes unidades de análisis (Koleff y Urquiza-Haas, 2011; Koleff y Soberón, 2011; Luna-Vega *et al.*, 2013).

De los géneros de leguminosas endémicas de México, 80% habita en las selvas secas, donde, el género arbóreo de leguminosas más diverso es *Lonchocarpus*, con 59 especies descritas de las cuales 42 (71%) habitan en selvas caducifolias (Sousa *et al.*, 2010).

En este estudio se trató de explorar hasta qué punto diferentes grupos de especies pueden coexistir y apoyar áreas similares de endemismo. La idea general parte de que de cada una de estas zonas no se asocia a un sólo factor causal específico; es decir diversos factores afectan la distribución de diversos grupos de organismos, esperando que estos muestren patrones espaciales similares (Navarro *et al.*, 2009). Independientemente de si el factor causal es histórico o ecológico, los presentes resultados indican que cuando se analiza toda la evidencia para una región dada, es posible obtener áreas apoyadas por diversas especies y grupos taxonómicos.

Además, un factor causal no tiene por qué haber afectado a la totalidad de la biota, de modo que las diferentes especies y grupos que poseen diferentes requerimientos ecológicos, pueden tener patrones de distribución diferentes, o incluso solaparse (Szumik, 2012). Sin embargo, a pesar de tener diversas superposiciones de áreas, los patrones repetitivos pueden ser posibles artefactos de muestreo o igualmente real, en el sentido de que cada uno de ellos es el resultado de algún factor común (Szumik y Goloboff, 2004).

Asimismo, la identificación de áreas de endemismo a través de diferentes escalas nos acerca a comparar y generar nuevas preguntas. Entre más información de calidad se genere, se compare y se tome con reserva es posible acercarnos al reconocimiento de patrones reales. Szumik (2012) reconoce que es importante tener en cuenta que el presente método permite la superposición parcial entre las zonas de endemismo, pero no lo requiere; casos de solapamiento en los resultados son una consecuencia de los datos, no del método.

El utilizar diferentes tamaños de celda permitió observar que el número de áreas de endemismo aumenta con el tamaño de celda utilizado; de la misma manera, se reconoce un mayor número de especies endémicas a medida que se aumenta el tamaño de celda empleado; dos especies endémicas son reconocidas al usar un tamaño de 0.25°, 15 a un tamaño de 0.5° y 57 para un tamaño de 1°. Asimismo, algunas especies se identifican como endémicas solo en un tamaño de celda particular. Estas especies "únicas" resultan interesantes, ya que podrían indicar la existencia de patrones característicos de una escala determinada, que permanecerían ocultos al usar otras escalas espaciales. El número de especies únicas también muestra una relación positiva con el aumento de tamaño de celda analizado. Sin embargo, consideramos que el tamaño de celda apropiado debe de ser en virtud a las características biológicas y geográficas de la especies.

En este análisis fueron recuperadas diferentes unidades biogeográficas propuestas en estudios anteriores (Rzedowski, 1978; Morrone, 1999; Espinosa, 2008), la mayoría de ellas ubicadas en la región neotropical donde tres o más provincias convergen.

Un ejemplo son las provincias biogeográficas ubicadas es el estado de Oaxaca, donde la alta riqueza y el aporte de las especies endémicas puede ser explicada por la presencia de cadenas montañosas con diferentes edades geológicas e historias: la FVT, la Sierra Madre del Sur y la Sierra Norte de Oaxaca. Además, este complejo se asocia con una elevada heterogeneidad ambiental, siendo el caso de las áreas generales 3 y 4 ubicadas en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán en Oaxaca y Puebla que aporta un gran recambio ambiental y altitudinal, ya que el rango de elevación llega a ser superior a los 3000 m, lo que genera un amplio rango de variación en la temperatura (medida como temperatura promedio anual), desde 28°C a -18° C. Este complejo montañoso junto con la Depresión del Balsas, es una de las regiones donde se pudieron ubicar más áreas con superposición, lo que permitió identificar especies endémicas a cada una de estas áreas.

La depresión del Balsas es tan importante que se le ha reconocido como provincia florística (Miranda, 1943, 1947; Rzedowski, 1978). Las leguminosas endémicas a esta área en este y otros estudios suman 42, indicando que esta región ha sido un foco de evolución que ha favorecido la variación y la especiación (Sousa, 2010).

Una situación similar se observa en las las provincias biogeográficas ubicadas en Chiapas y Veracruz, que poseen una alta heterogeneidad, debido a la presencia de diferentes montañas y formaciones del paisaje, como la Sierra Madre de Chiapas, la Depresión Central de Chiapas y el Macizo Central de Chiapas.

La Depresión Central de Chiapas se conecta en forma natural con el área de Nentón en Guatemala, donde su flora es muy poco conocida. En Chiapas su estudio aún dista de ser

completo y muestra grandes áreas alteradas, como las que ocupa la presa de La Angostura. Sin embargo, ya hay información (Breedlove, 1986; Sousa, 1986; Reyes-García y Sousa, 1997), que permite identificar a la Depresión Central es un punto de diversificación del género *Ateleia* (Sousa, 2010).

En el estado de Veracruz, la FVT y la Sierra Madre Oriental convergen, por lo que lo hace poseer una gran complejidad, ya que incluye rangos de elevación del nivel del mar a 5610 m, incluyendo el Pico de Orizaba.

En la vertiente opuesta, en el occidente de México, en el estado de Nayarit, la Sierra Madre Occidental y la FVT convergen, generando un gradiente de elevación formado por una cadena de volcanes. El endemismo en Nayarit, a pesar de no ser tan marcado como en otras regiones del país es significativo, existen zonas que han sido postuladas como centros de endemismo (Téllez, 1995), que pudieron ser reconocidas en este estudio.

Por otro lado, es reconocido que factores abióticos como la temperatura, la precipitación, la disponibilidad de luz, tipo de suelo, accidentes geográficos y topográficos son importantes ya que obstaculizan la dispersión de una especie, convirtiéndose así en barreras (Krebs, 2001; Kohlmann, 2003); estas barreras rara vez son absolutas, y más bien se consideran filtros que presentan diferentes grados de porosidad, dependiendo del tipo de organismos y de las barreras que uno estudie (Rapoport, 1975).

Algunos autores consideran a estas barreras como refugios, ya que las condiciones topográficas particulares moderan los impactos, lo que sugiere que muchas especies endémicas constituyen poblaciones relictas que sobrevivieron a periodos anteriores de cambio climático en esas áreas (Ruggiero, 2003).

Otros trabajos (Myers y Giller, 1988) afirmaron que la heterogeneidad ambiental ayuda a explicar cómo la diversidad de especies se puede mantener en un área, debido a la combinación de factores, incluyendo condiciones ecológicas únicas, barreras a la dispersión y el aislamiento (Cox, 2001). Sin embargo, no pueden explicar completamente el origen de tal diversidad, ya que la diversidad de especies es principalmente el resultado de los acontecimientos históricos (Halffter *et al.*, 2005); por lo tanto los factores ecológicos no son suficientes para interpretar los patrones de endemismo.

Esta relación entre endemismo y heterogeneidad ambiental actualmente no ha sido muy estudiada. Sin embargo, trabajos recientes (Aagesen, no publicado) han tratado de conocer la relación entre las áreas de endemismo, la heterogeneidad ambiental y los nichos climáticos encontrando que las áreas con picos de endemismo son zonas heterogéneas, siendo el resultado de una historia geológica y climática compleja. Sugiriendo que las hipótesis y métodos de la biogeografía histórica pueden proveer

nuevas perspectivas a las hipótesis ecológicas y vicerversa, a fin de lograr una mejor comprensión de los factores que contribuyen al origen y mantenimiento de los patrones de diversidad (Ruggiero, 2003).

Por lo tanto, a pesar de que la riqueza de especies está estrechamente relacionado con la hipótesis de energía y de la estabilidad ambiental, hay una cantidad de variación no explicada que se podría explicar considerando la historia geobiótica compleja de México, reflejándose principalmente en el sureste de México, donde los estados megadiversos están ubicados (Luna-Vega *et al.*, 2013).

Por ultimo cabe señalar que varias de las especies que figuraron como endémicas en ciertas áreas se encuentran en listas de especies amenazadas a nivel nacional o mundial, siendo importante el caso de las especies con distribuciones marginales en México y con distribuciones hacia América Central, donde el gobierno y las instituciones mexicanas deben de proteger el patrimonio natural, mas allá de que los límites de distribución de estas especies queden fuera.

Conclusiones

Un paso fundamental para los análisis de distribución geográfica de los taxones es evaluar la cantidad y calidad de los datos con los que se cuenta, ya que se ha reportado que el esfuerzo de muestreo, cuando no es equitativo en todas las áreas puede afectar los resultados.

Las estimaciones de riqueza con bases de datos bien estructuradas permiten realizar una mejor selección de los sitios a explorar a futuro, logrando un uso eficiente de los recursos; asimismo, el uso de los datos de riqueza de las especies, como sustituto de la biodiversidad real puede ayudar a predecir la importancia de un sitio y así avanzar hacia estrategias de conservación.

En el análisis de la diversidad alfa de los géneros selectos de las Leguminosae de México el gradiente latitudinal fue claro, donde las regiones con menor alfa corresponden a las celdas ubicadas en el estado de Baja California Norte, localidades cerca de la frontera norte y dentro del estado de Durango y Chihuahua, mientras que las celdas con mayor riqueza están ubicadas en los estados de Chiapas, Tabasco, Veracruz y Oaxaca. El gradiente latitudinal de la riqueza, tiene un marcado aumento de las especies de norte a sur, que parece estar asociado con la disponibilidad de agua, medida como precipitación y estacionalidad de la precipitación.

La predicción de que las zonas tropicales deberían ser más betadiversas respecto a las neárticas no aplicó para los 14 géneros de Leguminosae de México seleccionados. Por el otro lado, se encontró que la heterogeneidad ambiental explica la variación de la diversidad beta en las bandas latitudinales ubicadas en la parte centro sur de México, mientras que las bandas latitudinales ubicadas en el norte mostraron una mayor relación con la distancia geográfica. Sin embargo, estos resultados deben tomarse con precaución ya que los datos analizados tienen problemas de subrepresentación que podrían estar sobre-estimando la diversidad beta.

La gran diversidad de especies de géneros como *Lonchocarpus*, *Tephrosia* y *Mimosa*, fueron clave en este estudio, ya que permitieron identificar áreas de endemismo que sustentan la identidad de áreas geográficas, que coinciden parcialmente con otras regionalizaciones lo que complementa el reconocimiento de las regiones biogeográficas en México.

Sin embargo, aun falta mucho por analizar con inventarios más completos y a escalas más finas; así como tratar de indentificar el aporte de la heterogeneidad ambiental a las especies endémicas en México.

Literatura citada

Aagesen L., Szumik C. y Goloboff P. 2013 Consensus in the search for areas of endemism *Journal of Biogeography* 40, 2011–2016

Altamirano A, Field R, Cayuela L, Aplin P, Lara A, Rey B. J.M. 2010. Woody species diversity in temperate Andean forests: The need for new conservation strategies. *Biological Conservation* 143: 2080–2091.

Anderson Marti J., Thomas O. Crist, Jonathan M. Chase, Mark Vellend, Brian D. Inouye, Amy L. Freestone, Nathan J. Sanders, Howard V. Cornell, Liza S. Comita, Kendi F. Davies, Susan P. Harrison, Nathan J. B. Kraft, James C. Stegen y Nathan G. Swenson. 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14: 19–28.

Arita H. T. y L. León-Paniagua. 1993. Diversidad de los mamíferos terrestres de México. *Ciencias*, número especial 7:13-22.

Arita H. T. y Rodríguez P. 2001. Ecología geográfica y Macroecología. En: Llorente B. J. y J. J. Morrone (eds.) *Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. pp: 63-80.

Andrade M.G., G. Calderón de Rzedowski, S.L. Camargo-Ricalde, R. Grether, H.M. Hernández, A. Martínez-Bernal, L. Rico, J. Rzedowski y M. Sousa S. 2007. Subfamilia Mimosoideae (Leguminosae). *Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes*. Fascículo 150.

Borcard D. y Legendre P. 2002. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. *Ecological Modelling* 153:51–68.

Brummitt R. K. 1980. Reconsideration of the Genera *Ptychlobium*, *Caulocarpus*, *Lupinophyllum* and *Requienia* in Relation to *Tephrosia* (Leguminosae: Papilionoideae) *Kew Bulletin*, 35(3): 459-473.

Calderón-Patrón J. M., Moreno Claudia E. y Iriana Zuria. 2012. La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 83(8): 879-891.

Calvillo C. L. 2005. Leguminosae del Eoceno y Oligoceno de México: Contribución al entendimiento histórico de su biodiversidad en el país. Tesis para obtener el grado académico de Doctora en Ciencias. Instituto de Geología. Universidad Nacional Autónoma de México.

Caporaso J.G., Paszkiewicz, K., Field, D., Knight, R. y Gilbert, J.A. 2012. The Western English Channel contains a persistent microbial seed bank. *ISME Journal*, 6:1089–1093.

Cardoso-Domingos B. O. Silva y Luciano-Paganucci de Q. 2008. New Species of *Senna* (Leguminosae, Caesalpinioideae) from Eastern Brazil *Novon*. 18(2): 140-143.

Carrara R. y Vazquez D.P. 2010. The species-energy theory: a role for energy variability. *Ecography* 33: 942–948.

Casagrande D. y L. Taher. 2007. Elementos Bióticos, Endemicidad Y Parsimonia: Estudio de casos de distribuciones hipotéticas. *Darwiniana*, Vol. 45 pp. 37-39

Casagrande M. D., Sergio R. J. y Claudia S. 2009. Endemismo a diferentes escalas espaciales: un ejemplo con Carabidae (Coleoptera: Insecta) de América del Sur austral. *Revista Chilena de Historia Natural* 82:17-42.

Cervantes Z. Y., Cornejo-Olgín, S. L., Lucero-Márquez, R., Espinoza-Rodríguez, J. M., Miranda-Viquez, E. y Pineda-Velázquez, A. 1990. Provincias Fisiográficas de México. Extraído de Clasificación de Regiones Naturales de México II, IV.10.2. Atlas Nacional de México. Vol. II. Escala 1:4000000. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México. México.

Cevallos F. S., González T. E., y Calvillo C. 2012. Perspectiva paleobotánica y geológica de la biodiversidad en México. *Acta Botanica Mexicana* 100: 317-350.

Chao A., R. L. Chazdon, R. K. Colwell y T. J. Shen. 2005. Un nuevo método estadístico para la evaluación de la similitud en la composición de especies con datos de incidencia y abundancia. In *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. m3m-Monografías Tercer Milenio, vol. 4, G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.). Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA)/ Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/ Grupo Diversitas México y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Zaragoza. p. 85-96.

Colwell R. K. y Coddington. 1994. Estimating Terrestrial Biodiversity through Extrapolation. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*. Biodiversity: Measurement and Estimation 345(1311): 101-118.

Collwell R. K., Xuan M. C. y Chang J. 2005. Interpolando, extrapolando y comparando las curvas de acumulación de especies basadas en su incidencia. En: *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*. Editores: Gonzalo Halffter, Jorge Soberón, Patricia Koleff y Antonio Melic. m3m: Monografías Tercer Milenio vol.4, S.E.A., Zaragoza, España 30 Noviembre pp: 73-84.

Colwell R. K., Anne Chao, Nicholas J. Gotelli, Shang-Yi Lin, Chang Xuan Mao, Robin L., Chazdon and John T. Longino. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology*. 5 (1): 3-21.

Colwell R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application publisHed at: <http://purl.oclc.org/estimates>.

- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). 1997. 'Provincias biogeográficas de México'. Escala 1:4 000 000. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F.
- Contreras M. R. 2006. Los métodos de análisis biogeográfico y su aplicación a la distribución de las gimnospermas en México. *Interciencia* 31(3): 176-182.
- Contreras M. R., Luna V. I. y Morrone J. J. 2007. Application of parsimony analysis of endemism to Mexican gymnosperm distributions: grid-cells, biogeographical provinces and track analysis. *Biological Journal of the Linnean Society*, 92: 405–417.
- Cuervo R. A. P., Téllez V. O., Gómez M. A., Venegas B. Crystian S., Manjarrez J. F. y Martínez M. E. 2013. An update of high resolution monthly climate surfaces for México. *International Journal of Climatology*. 34(7): 2427-2437.
- Currie D.J. y Paquin V. 1987. Large-scale biogeographical patterns of species richness of trees. *Nature* 329: 326-327
- Currie D. J. 1991. Energy and Large-scale patterns of animal –and plant- species richness. *The American Naturalist* 137(1): 27–49.
- Currie D. J., Mittelbach G. G., Cornell H. V., Field R., Guégan Jean-Francois, Hawkins B. A. 2004. Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness *Ecology Letters*. 7: 1121–1134
- Currie, D. J. 2007. Disentangling the roles of environment and space in ecology. *Journal of Biogeography* 34: 2009-2011.
- Dilcher D. L. 1995. Plant reproductive strategies: using the fossil record to unravel current issues in plant reproduction. *Mongr. Syst. Bot.* 53: 187-198.
- Ding T., Yuan H., Geng S., Koh C. y Lee P. 2006. Macro-scale bird species richness patterns of the East Asian mainland and islands: energy, area and isolation. *Journal of Biogeography* 33: 683–693.
- Distler T., P. M. Jorgensen A. Graham, G. Davidse y I. Jiménez. 2009. Determinants and prediction of broad scale plant richness across the Western Neotropics. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 96: 470-491.
- Diniz-Filho J. A. F., Bini L. M. y Hawkins B. A. 2003. Spatial autocorrelation and red Herrings in geographical ecology. *Global Ecology y Biogeography* 12: 53–64.
- Elith J. y Leathwick John R. 2009. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. vol. 40: 677-697.

- Escalante T. 2009. Un ensayo sobre regionalización biogeográfica. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: 551-560.
- Escalante T., Claudia Szumik y Juan J. Morrone. 2009. Areas of endemism of Mexican mammals: reanalysis applying the optimality criterion. *Biological Journal of the Linnean Society*, 98:468–478.
- Escalante T. 2011. De cómo el análisis de parsimonia de endemismos (PAE) tampoco explica la selección natural. *Revista Mexicana de Biodiversidad*.
- Escobar E. y M. Maas. 2008. Diversidad de procesos funcionales en los ecosistemas, en *Capital Natural de México*, vol. I. Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO. México pp. 161-189.
- Espinosa D., Aguilar C. y Escalante T. 2001. En: Llorente B. J. y J. J. Morrone (eds.) *Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. pp: 31-38.
- Espinosa D., S. Ocegueda et al. 2008. El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural, en *Capital natural de México*, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, pp. 33-65.
- ESRI 2011. *ArcGIS Desktop: Release 10*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute
- Fortunato Renée H. 1993. Cambios Nomenclaturales en *Eriosema* (Fabaceae: Cajaninae) *Novon*. *Missouri Botanical Garden Press Stable*. 3(1): 24-27.
- Francis Anthony P. y David J. Currie. 2003. A Globally Consistent Richness-Climate Relationship for Angiosperms. *The American Naturalist*. 161 (4): 523-536.
- García-Mendoza, A.J. 1995. Riqueza y endemismos de la familia Agavaceae en México. In: Linares, E., Dávila-Aranda, P., Chiang, F., Bye, R. y Elias, T., Eds., *Conservación de plantas en peligro de extinción: diferentes enfoques*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico, pp. 51–75.
- García-Mendoza, A. 2004. Integración del conocimiento florístico del estado. 305-325. En: A. J. García-Mendoza, M. J. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.). *Biodiversidad de Oaxaca*. 1ª. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México., Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza y World Wildlife Fund. Distrito Federal, México. 605 pp.
- Gaston K.J. y Blackburn, T.M. 1996. Conservation implications of geographic range size-body size relationships. *Conservation Biology* 10: 638-646.
- Gaston, K.J., Gittleman, J.L. y Owens, I.P.F. 2006. The global distribution and conservation of rare and threatened vertebrates. *Nature* 444: 93-96.
- Gaston, K.J. 2007. Latitudinal gradient in species richness. *Current Biology* 17(574): 574.

- Gentry Alwyn H. 1988. Changes in Plant Community Diversity and Floristic Composition on Environmental and Geographical Gradients *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 75(1):1-34.
- Gillman. N. y Wright S. D. 2006. The influence of the productivity on the species richness of plants: a critical assessment. *Ecology*. 87(5): 1234–1243.
- Gotelli N. J. y Colwell R. K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*. 4: 379±391
- Grear J. W. 1972. *Eriosema* in the New World. A Revision of the American Species of *Eriosema* (Leguminosae-Lotoideae) Review by: B. Verdcourt *Kew Bulletin*, Vol. 26, No. 2 pp. 388-389 Springer on behalf of Royal Botanic Gardens, Kew Stable
- Halffter G., C. E. Moreno y E. O. Pineda. 2001. Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera. MyT–Manuales y Tesis SEA, vol. 2. Zaragoza, 80 pp.
- Halffter G. y C. E. Moreno 2005. Significado Biológico de la diversidades Alfa, Beta y Gamma. Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. m3m: Monografías Tercer Milenio vol.4, S.E.A., Zaragoza, España 30 Noviembre pp: 5 – 18.
- Hawkins B. A., Field R., Cornell H. V., Currie D. J., Ois Gue ´ Gan J., Kaufman D. M, Kerr J. T., Mittelbach, G. G., Oberdorff T., O’Brien E. M., Porter E. E. y Turner J. R. G. 2003. Energy , Water and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecological Society of America*. pp. 3105–3117.
- Herendeen P.S., Crepet, W.L., and Dilcher, D.L. 1992. The fossil history of the Leguminosae: phylogenetic and biogeographic implications. In *Advances in legume systematics*. Part 4. The fossil record. Edited by P.S. Herendeen and D.L. Dilcher. Royal Botanic Gardens, Kew, Surrey, UK. pp. 303–316.
- Hewitt G. M. 1996. Some genetic consequences of ice age and their role in diverge and speciation. *Biological Journal of the Linnean Society* 58:247-276.
- Hillebrand, H. 2004. On the generality of the latitudinal diversity gradient. *The American Naturalist* 163:192-211.
- Hurlbert, S. H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52: 575:585.
- Irwin, H.S. y Barneby R.C. 1982. The American Cassiinaea Synoptical Revision of Leguminosae tribe Cassiae subtribe Cassiinae in the New World. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 35: 1-918.
- Irwin, H.S. y Barneby R.C. 1979. New names in *Senna* P. Mill, and *Chamaecrista* Moench (Leguminosae Caesalpinoideae) precursory to the Chihuahuan Desert Flora. *Phytologia* 44(7):499-501.

- Jiménez I., Distler T y Jorgensen P. M. 2009 Estimated plant richness pattern across northwest South America provides similar support for the species-energy and spatial heterogeneity hypotheses *Ecography* 32: 433-448
- Jost L. 2010. Independence of alpha and beta diversities. *Ecology*. 91:1969-1974.
- Kaspari M., O'Donnell S. y Kercher James R. 2000. Energy, Density, and Constraints to Species Richness: Ant Assemblages along a Productivity Gradient. *The American Naturalist*, 155 (2): 280-293.
- Kearney M. y Porter W. 2009. Mechanistic niche modelling: combining physiological and spatial data to predict species ranges. *Ecology Letters* 12(4):334-50.
- Kessler M. 2009. The impact of population processes on patterns of species richness: Lessons from elevational gradients. *Basic and Applied Ecology* 10:295–299.
- Khelladi-Bouchenak Y., Maurin O., Hurter J. y Van der Bank M. 2010. The evolutionary history and biogeography of Mimosoideae (Leguminosae): An emphasis on African acacias. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 57:495–508.
- Kohlmann B. y Justin Wilkinson. 2003. Fronteras biogeográficas: coincidencia entre factores climáticos, topográficos, geológicos e históricos. En: Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía Ed. Juan J, Morrone y Jorge Llorente Bousquets. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. pp: 221-226.
- Koleff P. y Moreno E. 2005. Áreas protegidas de México: Regionalización y representación de la riqueza. Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines: Primeras jornadas biogeográficas de la red iberoamericana de biogeografía y entomología sistemática (RIBES XII, I-CYTED).
- Koleff P. 2005. Conceptos y medidas de la diversidad Beta. Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma. m3m: Monografías Tercer Milenio vol.4, S.E.A., Zaragoza, España 30 Noviembre pp: 5 – 18.
- Koleff P., Soberón J., Arita H. T., Dávila P., Flores-Villela O., Golubov J., Halfter G., Lira-Noriega A., Moreno E. C., Moreno E., Munguía M., Murguía M, Navarro-Sigüenza A., Téllez O., Ochoa-Ochoa L., Townsend A. P., Rodriguez P. 2008. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies, en Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad. Conabio, México, pp. 323-364.
- Kreft H. y Jetz, W. 2007. Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 104: 5925-5930.
- Kriticos D.J., Webber, B.L., Leriche, A., Ota, N., Macadam, I., Bathols, J. y Scott, J.K. 2012. CliMond: global high resolution historical and future scenario climate surfaces for bioclimatic modelling. *Methods in Ecology and Evolution* 3: 53-64

- Lavin M. 2006. Floristic and geographical stability of discontinuous seasonally dry tropical forests explains patterns of plant phylogeny and endemism. In: Pennington, R.T., Ratter, J.A., Lewis, G.P. (Eds.), *Neotropical Savannas and Seasonally Dry Forests: Plant Diversity, Biogeography and Conservation*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA, pp. 433–447.
- Legendre Pierre, Daniel Borcard and Pedro y R. Peres-Neto. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs* 75(4): 435-450.
- Legendre P., D. Borcard y P. R. Peres-Neto. 2008. Analyzing or explaining beta diversity? *Comment. Ecology* 89: 3238-3244
- Lennon J.J. 2000. Red-shifts and red Herrings in geographical ecology. *Ecography*, 23, 101-113.
- Lewis G. P. 1998. *Caesalpinia*. A Revision of the *Poincianella-Erythrostemon* Group. Royal Botanic Gardens, Kew. 203 pp.
- Lewis G.P. 2005. *Caesalpinieae*. In *Legumes of the world*. Edited by G. Lewis, B. Schrire, B. Mackinder and M. Lock. Royal Botanic Gardens, Kew, Surrey, UK. pp. 127–161.
- Llorente J. y Ocegueda, S. 2008 Estado del conocimiento de la biota. In: SARUKHAN, J., Ed. *Capital Natural de Mexico Vol. I: Conocimiento actual de biodiversidad*. CONABIO, Mexico City, Mexico, pp. 283–322.
- Loreau Michael. 2000. Are communities saturated? On the relationship between α , β and γ diversity. *Ecology Letters* 3: 73-76.
- Luna I., O. Alcántara y R. Contreras-Medina. 2004. Patterns of diversity, endemism and conservation: An example with Mexican species of *Ternstroemiaceae* Mirb. ex DC. (*Tricolpates*: *Ericales*). *Biodiversity and Conservation* 13: 2723-2739.
- Luna-Vega. I., Espinosa D., Rivas G. y Contreras M. R. 2013. Geographical patterns and determinants of species richness in Mexico across selected families of vascular plants: implications for conservation. *Systematics and Biodiversity* 11 (2): 237-256.
- Luo Z, Tang S, Li C, Fang H, Hu H, Ji Yang; Jingjing Ding; Zhigang Jiang. 2012 Environmental Effects on Vertebrate Species Richness: Testing the Energy, Environmental Stability and Habitat Heterogeneity Hypotheses. *PLoS ONE* 7(4): e35514. doi:10.1371/journal.pone.0035514
- Martínez B. A., Rodrigo Duno-de Stefano y Lorena C. L. 2011. Los géneros *Cajanus* y *Rhynchosia* (Leguminosae, Papilionoideae, Phaseoleae, Cajaninae) in the Yucatán. *Península México. Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 1098-1107.
- McKey D. 1994. Legumes and nitrogen: the evolutionary ecology of a nitrogen-demanding lifestyle. In: Sprent, J.I., McKey, D. (Eds.), *Advances in Legume Systematics, Part 5. The Nitrogen Factor*. Royal Botanic Gardens, Kew, UK, pp. 211–228.

Miguel T. C. 2011. "Análisis Fitogeográfico del Valle de Tehuacán- Cuicatlán" Tesis para obtener el título de Biólogo. Facultad de Estudios Superiores Iztacala Universidad Nacional Autónoma de México.

Miguel-Talonia C., O Téllez-Valdés y M. Murguía-Romero. 2014. Las cactáceas del Valle de Tehuacán-Cuicatlán, México: estimación de la calidad del muestreo. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85:2.

Mittelbach G. G., SchHemske D. W., Cornell H. V., Allen A. P., Brown J. M., Bush M. B., Harrison S. P., Hurlbert A. H., Knowlton N., Lessios A. H., McCain C. M., McCune A. R., McDade L. A., McPeck M. A., Near T. J., Price T. D., Ricklefs R. E., Roy K., Sax D. F., Schluter D., Sobel y Turelli M. 2007. Evolution and the latitudinal diversity gradient: speciation, extinction and biogeography *Ecology Letters* 10: 315–331.

Mokany K. y Ferrier S. 2011. Predicting impacts of climate change on biodiversity: A role for semi-mechanistic community-level modelling. *Diversity and Distributions* 17 (2), 374-380.

Mokany K., Thomas D. Harwood, Jacob McC. Overton, Gary M. Barker and Simon Ferrier. 2011. Combining a - and b -diversity models to fill gaps in our knowledge of biodiversity. *Ecology Letters*. 14: 1043–1051.

Morrone J.J. 1994. On the identification of areas de endemism *Systematic Biology* 43:438-441.

Morrone J.J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 76: 207–252.

Morrone J. J. y Crisci J. V. 1995. Historical biogeography: introduction to methods. *Annual Review of Ecology and Systematics* 26: 373-401.

Morrone J. J. y Escalante T. 2009. *Diccionario de biogeografía*. Las prensas de ciencias, Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 230 pp.

Murguía M. y Rojas F. 2001. Biogeografía cuantitativa. En: Llorente B. J. y J. J. Morrone (eds.) *Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. pp: 39-47.

Murguía M. y Villaseñor J. L. 2000. Estimating the quality of the records used in quantitative biogeography whit presence-absence matrices. *Annales Botanici Fennici* 37: 289-296.

Navarro-Sigüenza, A. G., Lira N. A., Peterson T. A., Oliveras de Ita A. y Gordillo M. A. 2007. Diversidad, endemismo y conservación de las aves. *Biodiversidad de la Faja Volcánica Transmexicana*, Universidad Nacional Autónoma de México., México D.F. pp. 461-483.

- Navarro F.R., Cuezco F., Goloboff P., Szumik C., Lizarralde de Grosso M., Quintana, M.G. 2009. Can insect data be used to infer areas of endemism? An example from the Yungas of Argentina. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 82, 507–522.
- Nelson B. W., Ferreira C. A. C., da Silva M. F. y Kawasaki M. L. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. *Nature* 345: 714716.
- Nic Lughadha E, Baillie J, Barthlott W, Brummitt NA, Cheek MR, A Farjon, R Govaerts, K.A Hardwick, C Hilton-Taylor, T.R Meagher, J Moat, J Mutke, A.J Paton, L.J Pleasants, V Savolainen, G.E Schatz, P Smith, I Turner, P Wyse-Jackson y P.R Crane. 2005. Measuring the fate of plant diversity: towards a foundation for future monitoring and opportunities for urgent action. *Philosophical transactions of the Royal Society* 360: 359–372.
- Nipperess D. A. y Frederick A. Matsen 2013. The mean and variance of phylogenetic diversity under rarefaction. *Methods in Ecology and Evolution*, 4:566–572.
- Nixon, K. C. 1999-2002. WinClada ver. 1.00.08 Published by the author, Ithaca, NY, USA
- O'Brien E. 1993. Climatic gradients in woody plant species richness: towards an explanation based on an analysis of southern Africa's woody flora. *Journal of Biogeography* 20: 181–198.
- Oliveira-Filho, A.T., D. Cardoso, B.D. Schrire, G.P. Lewis, R.T. Pennington, T.J. Brummer, J. Rotella y M. Lavin. 2013. Stability structures tropical woody plant diversity more than seasonality: Insights into the ecology of high legume-succulent-plant. *South African Journal of Botany*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.sajb.2013.06.010>
- Pennington R. T. 2003. Monograph of *Andira* (Leguminosae-Papilionoideae). *Systematic Botany Monographs*, Vol. 64, pp. 1-143 American Society of Plant Taxonomists Stable.
- Pineda E., G. Halffter, C.E. Moreno y F. Escobar. 2005. Transformación del bosque de niebla en agroecosistemas cafetaleros; cambios en las diversidades alfa y beta de tres grupos faunísticos, en G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff y A. Melic (eds.) *Sobre diversidad biológica: el significado de las diversidades alfa, beta y gamma*. Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, pp. 177-190.
- Qian Hong. 1999. Floristic analysis of vascular plant genera of North America north of Mexico: characteristics of phytogeography. *Journal of Biogeography* 83: 271–283
- Qian H., Robert E. Ricklefs y Peter S. White. 2005. Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters*. 8(1):15–22.
- Qian H. and R. Ricklefs. 2007. A latitudinal gradient in large-scale beta diversity for vascular plants in North America. *Ecology Letters* 10(8): 737-744
- Qian H., Badgley C. y Fox L. D. 2009. The latitudinal gradient of beta diversity in relation to climate and topography for mammals in North America. *Global Ecology and Biogeography* 18: 327:332.

R Development Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Ramírez J. 1899. La vegetación de México. Secretaría de Fomento, México.

Raven, P.H., Polhill, R.M., 1981. Biogeography of the Leguminosae. In: Polhill, R.M., Raven, P.H. (Eds.), *Advances in Legume Systematics, Part I*. Royal Botanic Gardens, Kew, UK, pp. 27–34.

Ricklefs R. E. 2004. A comprehensive framework for global patterns in biodiversity. *Ecology Letters*, 7: 1–15.

Rico-Arce M. L. 2001. El género *Acacia* (Leguminosae, Mimosoideae) en el estado de Oaxaca, México (Parte A). *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, año/vol. 58, número 002. Consejo Superior de Investigaciones Científicas “Real Jardín Botánico”. Madrid, España. pp. 251-275.

Rico-Arce M. L. 2007. A Checklist and Synopsis of American Species of *Acacia* (Leguminosae: Mimosoideae) CONABIO 207 pp.

Rodríguez P. y E. Vázquez-Domínguez. 2003. Escalas y diversidad biológica. En: *Una perspectiva latinoamericana de la biogeografía*. (J.J. Morrone, J. Llorente-Bousquets, eds.). Las Prensas de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México., México. pp. 109-114.

Rodríguez, P. 2006. Escalas, diversidad beta y áreas de distribución de los mamíferos de América del Norte. Tesis de doctorado, UNAM. México.

Rodríguez J. C., R. Fernández Nava, M. L. Arreguín Sánchez y A. Rodríguez- Jiménez. 2005. Plantas vasculares de la cuenca del Río Balsas, México. *Polibotánica* 20: 73-99.

Rojas S. O. R., Alcántara A. O. y Navarro A. G. 2003 Regionalization of the avifauna of the Baja California Peninsula, México: A parsimony analysis of endemism and distributional modeling approach. *Journal Biogeography* 30: 449-461.

Rosenzweig M. L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge

Rudd Velva E. 1981. *Ormosia* (Leguminosae) in México, including a new species from Oaxaca. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*. Num. 41. Noviembre. pp. 153-159

Ruggiero A. 2001. Interacciones entre la biogeografía ecológica y la macroecología: Aportes para comprender los patrones espaciales en la diversidad biológica. En: Llorente B. J. y J. J. Morrone (eds.) *Introducción a la biogeografía en Latinoamérica: Teorías, conceptos, métodos y aplicaciones*. Las Prensas de Ciencias, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. pp: 81-94.

Ruggiero A. y Cecilia Ezcurra. 2003. Regiones y transiciones biogeográficas: complementariedad de los análisis en biogeografía histórica y ecológica. En: Llorente B. J. y J. J. Morrone (eds.) *Una*

- perspectiva latinoamericana de la biogeografía. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. pp: 141-154.
- Rzedowski J. 1991. Diversidad y orígenes de la flora fanerogámica de México. *Acta Botánica Mexicana*, núm. 14. pp. 3-21.
- Rzedowski J., 2006. 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Sánchez R. Gerardo y Rojas M. Alberto. 2007. Tópicos en sistemática, biogeografía, ecología y conservación de mamíferos. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. 217 pp.
- Sarukhán J., J. Soberón y J. Larson. 1996. Biological conservation in a high beta-diversity country, (eds.) *Biodiversity, science and development: Toward a new partnership*. CAB International-IUBS, París, pp. 246-263.
- Sarukhán J. y R. Dirzo. 2001. Biodiversity-rich countries, en S.A. Levin (ed.), *Encyclopedia of biodiversity*, vol. 1. Academic Press, San Diego, pp. 419-436.
- Schrire B.D., Lavin M., Lewis G.P., 2005. Global distribution patterns of the Leguminosae: insights from recent phylogenies. In: Friis, I., Balslev, H. (Eds.), *Plant Diversity and Complexity Patterns: Local, Regional and Global Dimensions*. *Biologiske Skrifter*, 55, pp. 375–422.
- Seigler D. S., Ebinger J. E. y Miller J. T. 2006. *Mariosousa*, a New Segregate Genus from *Acacia* s.l. (Fabaceae, Mimosoideae) from Central and North America. *Novon* 16: 413-420.
- Shmida A. y Wilson M. V. 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography*. 12: 1-20.
- Soberón J. y Peterson A. T. 2004. Biodiversity Informatics: managing and applying primary biodiversity data, *Philosophical Transactions of the Royal Society*. London 359: 689-698.
- Sousa S., M. y A. Delgado S. 1993. Mexican Leguminosae: phytogeography, endemism, and origins. In: Ramammorthy, T. P., R. Bye, A. Lot y J. Fa (eds.). *Biological diversity of México: origins and distribution*. Oxford University Press, N.Y., Oxford. pp. 459-511.
- Sotuyo V. J. S. 2007. Historia evolutiva del complejo *Caesalpinia hintonii* (Leguminosae: Caesalpinioideae): Filogenia, Estructura genética y aislamiento reproductivo. Tesis para obtener el grado académico de Doctora en Ciencias. CIECO. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Suzán H., Duncan Patten T. y Gary P. Nabhan 1997. Exploitation and Conservation of Ironwood (*Olneya tesota*) in the Sonoran Desert. *Ecological Applications*, 7(3): 948–957.
- Szumik C., Aagesen L., Casagrande D., Arzamendia V., Baldo D., Claps L. E., Cuezco F., Díaz G. J. M., Di Giacomo A., Giraud A., Goloboff P., Gramajo C., Kopuchian C., Kretzschmar., Lizarralde M., Molina A., Mollerach M., Navarro F., Nomdedeu S., Panizza A., Pereyra V. V., Sandoval M., Scrocchi

- G y Zuloaga O. 2012. Detecting areas of endemism with a taxonomically diverse data set: plants, mammals, reptiles, amphibians, birds, and insects from Argentina *Cladistics* 28: 317-329.
- Tello J. S. y Richard Stevens. 2010. Multiple environmental determinants of regional species richness and effects of geographical range size. *Ecography* 33: 796-808.
- Townsend P. y M. W. David. 1998. Problems with areal definitions of endemism: the effects of spatial scaling. *Diversity and Distributions*. 4:189–194
- Tropicos.org. Missouri Botanical Garden. <http://www.tropicos.org>
- Tuomisto H. y K. Ruokolainen. 2006. Analyzing or explaining beta diversity? Understanding the targets of different methods of analysis. Reply. *Ecology*. 87: 2697-2708.
- Tuomisto H. 2010 A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1. Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography* 33: 2–22.
doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.05880.x
- Vázquez Y.C. 1999. Árboles mexicanos potencialmente valiosos para la restauración ecológica y la reforestación. Colección de árboles y arbustos nativos para la restauración ecológica y reforestación. Instituto de Ecología - D.F., Universidad Nacional Autónoma de México.. Base de datos SNIB-REMIB-CONABIO. Proyecto J084. México, D.F., México
- Veech J. A. y T. O. Crist. 2010. Toward a unified view of diversity partitioning. *Ecology* 9:1988-1992.
- Villaseñor J.L. 2003. Diversidad y Distribución de las Magnoliophyta de México. *Interciencia* 28(3): 160-167.
- Villaseñor J. L., Maeda P., Colín L. J. J., Ortiz E. 2005. Estimación de la riqueza de especies de Asteraceae mediante extrapolación a partir de datos de presencia-ausencia. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, junio, número 076 pp. 5-18.
- Waide R. B., M. R. Willig, C. F. Steiner, G. Mittelbach, L. Gough, S. I. Dodson, G. P. Juday and R. 1999. The Relationship between Productivity and Species Richness. *Annual Review of Ecology and Systematics*, Vol. 30, pp. 257-300.
- Walker S. C., Mark S. Poos y Donald A. Jackson. 2008. Functional rarefaction: estimating functional diversity from field data. *Oikos*. 117: 286-296.
- Whittaker R. H. 1960. Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279–338.
- Whittaker R. H. 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon*. 21 (3): 213-251.
- Whittaker R.H. (Ed.). 1975. *Communities and Ecosystems*. Macmillan, New York. 385 pp.

Whittaker R. Willis, K. Field, R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*.

Wood C. E. 1949. American Species of *Tephrosia*. The American Barbistyled Species of *Tephrosia* (Leguminosae) Reprinted from *Rhodora*, Vol. 51, September-December.

Zamora N. A. 2006. Two new species of *Ormosia* (Leguminosae – Papilionoideae, Sophoreae) from Mesoamerica. *Edinburgh Journal of Botany* 63 (23): 183–190.

Zobel M. y Pärtel M. 2008. What determines the relationship between plant diversity and hábitat productivity? *Global Ecology and Biogeography* 17: 679-684.

Apéndice A.

Lista de Especies analizadas en este estudio

- Acacia acatlensis* Benth.
Acacia amentacea DC.
Acacia anisophylla S. Watson
Acacia berlandieri Benth.
Acacia biaciculata S. Watson
Acacia bilimekii J.F. Macbr.
Acacia brandegeana I.M. Johnst.
Acacia breviracemosa Britton y Rose
Acacia californica Brandegee
Acacia cedilloi L. Rico
Acacia centralis (Britton y Rose) Lundell
Acacia cochliacantha Humb. y Bonpl. ex Willd.
Acacia collinsii Saff.
Acacia compacta Rose
Acacia constricta Benth.
Acacia cookii Saff.
Acacia cornigera (L.) Willd.
Acacia coulteri Benth.
Acacia cuspidata Schltld.
Acacia chiapensis Saff.
Acacia delicata (Britton y Rose) Bullock
Acacia dolichostachya S.F. Blake
Acacia elegans Schltld.
Acacia farnesiana (L.) Willd.
Acacia filicioides (Cav.) Branner y Coville
Acacia gentlei Standl.
Acacia glandulifera S. Watson
Acacia globulifera Saff.
Acacia greenmanii L. Rico
Acacia greggii A. Gray
Acacia guanacastensis (H.D. Clarke, Seigler y Ebinger
Acacia hindsii Benth.
Acacia hirtipes Saff.
Acacia igualensis (Britton y Rose) Bullock
Acacia interior (Britton y Rose) McVaugh
Acacia janzenii Ebinger y Seigler
Acacia lozanii Rose
Acacia macmurphyi Wiggins
Acacia macracantha Humb. y Bonpl. ex Willd.
Acacia mammifera Schltld.
Acacia mayana Lundell
Acacia melanoceras Beurl.
Acacia millefolia S. Watson
Acacia ortegae (Britton y Rose) Standl.
Acacia pacensis Rudd y A.M. Carter
Acacia painteri (Britton y Rose) L. Rico
Acacia paniculata Willd.
Acacia parviflora Little
Acacia peninsularis (Britton y Rose) Standl.
Acacia pennatula (Schltld. y Cham.) Benth.
Acacia potosina Britton y Rose
Acacia russelliana (Britton y Rose) Lundell
Acacia salazarii (Britton y Rose) Lundell
Acacia saltilloensis (Britton y Rose) L. Rico
Acacia schaffneri (S. Watson) F.J. Herm.
Acacia sericea M. Martens y Galeotti
Acacia sphaerocephala Cham. y Schltld.
Acacia tortuosa (L.) Willd.
Acacia usumacintensis Lundell
Acacia velvae L. Rico
Acacia villaregalis McVaugh
Acacia willardiana Rose
Andira galeottiana Standl.
Andira inermis (W. Wright) Kunth ex DC.
Andira jaliscensis R.T. Penn.
Caesalpinia acapulcensis Standl.
Caesalpinia cacalaco Bonpl.
Caesalpinia caladenia Standl.
Caesalpinia caudata (A. Gray) FisHer
Caesalpinia coccinea G.P. Lewis y J.L. Contr.
Caesalpinia colimensis F.J. Herm.
Caesalpinia coriaria (Jacq.) Willd.
Caesalpinia crista L.
Caesalpinia eriostachys Benth.
Caesalpinia exostemma DC.
Caesalpinia gaumeri Greenm.
Caesalpinia gracilis Miq.
Caesalpinia hintonii Sandwith
Caesalpinia hughesii G.P. Lewis
Caesalpinia intricata (Brandegee) FisHer
Caesalpinia laxa Benth.
Caesalpinia major (Medik.) Dandy y Exell
Caesalpinia melanadenia (Rose) Standl.
Caesalpinia mexicana A. Gray
Caesalpinia mollis (Kunth) Spreng.
Caesalpinia nelsonii (Britton y Rose) J.L. Contr. ex G.P. Lewis
Caesalpinia ortegae Standl.
Caesalpinia palmeri S. Watson
Caesalpinia pannosa Brandegee
Caesalpinia parryi (FisHer) Eifert
Caesalpinia peninsularis (Britton) Eifert
Caesalpinia phyllanthoides Standl.
Caesalpinia placida Brandegee
Caesalpinia platyloba S. Watson
Caesalpinia pringlei (Britton y Rose) Standl.
Caesalpinia pulcherrima (L.) Sw.
Caesalpinia pumila (Britton y Rose) F.J. Herm.

Caesalpinia robinsoniana (Britton y Rose) G.P. Lewis
Caesalpinia sclerocarpa Standl.
Caesalpinia sessilifolia S. Watson
Caesalpinia standleyi (Britton y Rose) Standl.
Caesalpinia velutina (Britton y Rose) Standl.
Caesalpinia vesicaria L.
Caesalpinia violacea (Mill.) Standl.
Caesalpinia wootonii (Britton) Eifert
Caesalpinia yucatanensis Greenm.
Coursetia axillaris J.M. Coult. y Rose
Coursetia barrancana Lavin
Coursetia caribaea (Jacq.) Lavin
Coursetia chiapensis Lavin y M. Sousa
Coursetia glabella (A. Gray) Lavin
Coursetia glandulosa A. Gray
Coursetia greenmanii (Millsp.) R. Duno y Carnevali
Coursetia hidalgoana Lavin
Coursetia hintonii Rudd
Coursetia insomniifolia Lavin
Coursetia madrensis MicHeli
Coursetia mollis B.L. Rob. y Greenm.
Coursetia oaxacensis M. Sousa y Rudd
Coursetia paniculata M. Sousa y Lavin
Coursetia planipetiolata MicHeli
Coursetia polyphylla Brandegee
Coursetia pumila (Rose) Lavin
Coursetia robinoides M. Sousa y Lavin
Eriosema corymboides M. Sousa y Fortunato
Eriosema crinitum (Kunth) G. Don
Eriosema diffusum (Kunth) G. Don
Eriosema grandiflorum (Schltdl. y Cham.) G. Don
Eriosema longicalyx Grear
Eriosema multiflorum B.L. Rob.
Eriosema palmeri S. Watson
Eriosema pulchellum (Kunth) G. Don
Eriosema violaceum (Aubl.) G. Don
Errazurizia benthamii (Brandegee) I.M. Johnst.
Errazurizia megacarpa (S. Watson) I.M. Johnst.
Lonchocarpus acuminatus (Schltdl.) M. Sousa
Lonchocarpus andrieuxii M. Sousa
Lonchocarpus apricus Lundell
Lonchocarpus argyrotichus Harms
Lonchocarpus atropurpureus Benth.
Lonchocarpus balsensis M. Sousa y J. C. Soto
Lonchocarpus barbatus M. Sousa, E. Martínez y Ramos
Lonchocarpus brownii Schinz
Lonchocarpus castilloi Standl.
Lonchocarpus caudatus Pittier
Lonchocarpus cochleatus Pittier
Lonchocarpus comitensis Pittier
Lonchocarpus congestiflorus M. Sousa y J. Linares
Lonchocarpus constrictus Pittier
Lonchocarpus cruentus Lundell
Lonchocarpus emarginatus Pittier
Lonchocarpus epigaeus M. Sousa
Lonchocarpus eriocarinalis MicHeli
Lonchocarpus eriophyllus Benth.
Lonchocarpus fuscopurpureus Brandegee
Lonchocarpus guatemalensis Benth.
Lonchocarpus Hermannii M. Sousa
Lonchocarpus hidalgensis Lundell
Lonchocarpus hintonii Sandwith
Lonchocarpus hondurensis Benth.
Lonchocarpus huetamoensis M. Sousa y J. C. Soto
Lonchocarpus isthmensis M. Sousa
Lonchocarpus jaliscensis Pittier
Lonchocarpus lanceolatus Benth.
Lonchocarpus lasiotropis F.J. Herm.
Lonchocarpus latifolius DC.
Lonchocarpus lineatus Pittier
Lonchocarpus longipedicellatus Pittier
Lonchocarpus longipedunculatus M. Sousa y J. C. Soto
Lonchocarpus longistylus Pittier
Lonchocarpus luteomaculatus Pittier
Lonchocarpus magallanesii M. Sousa
Lonchocarpus martinezii M. Sousa
Lonchocarpus megalanthus Pittier
Lonchocarpus mexicanus Pittier
Lonchocarpus michelianus Pittier
Lonchocarpus minimiflorus Donn. Sm.
Lonchocarpus minor M. Sousa
Lonchocarpus multifoliolatus M. Sousa
Lonchocarpus mutans M. Sousa
Lonchocarpus oaxacensis Pittier
Lonchocarpus oaxacensis Pittier
Lonchocarpus obovatus Benth.
Lonchocarpus orizabensis Lundell
Lonchocarpus palmeri Rose
Lonchocarpus parviflorus Benth.
Lonchocarpus peninsularis (Donn. Sm.) Pittier
Lonchocarpus pentaphyllus (Poir.) Kunth ex DC.
Lonchocarpus phaseolifolius Benth.
Lonchocarpus pittieri M. Sousa
Lonchocarpus proctori M. Sousa
Lonchocarpus punctatus Kunth
Lonchocarpus purpureus Pittier
Lonchocarpus robustus Pittier
Lonchocarpus rugosus Benth.
Lonchocarpus salvadorensis Pittier
Lonchocarpus santarosanus Donn. Sm.
Lonchocarpus schiedeanus (Schltdl.) Harms
Lonchocarpus schubertiae M. Sousa
Lonchocarpus sericeus (Poir.) Kunth ex DC.
Lonchocarpus sinaloensis (Gentry) F.J. Herm.
Lonchocarpus spectabilis F.J. Herm.
Lonchocarpus torresiorum M. Sousa

Lonchocarpus unifoliolatus Benth.
Lonchocarpus verrucosus M. Sousa
Lonchocarpus violaceus (Jacq.) Kunth ex DC.
Lonchocarpus xuul Lundell
Lonchocarpus yucatanensis Pittier
Mimosa acanthocarpa Poir.
Mimosa acantholoba (Humb. y Bonpl. ex Willd.) Poir.
Mimosa acapulcensis B.L. Rob.
Mimosa aculeaticarpa Ortega
Mimosa adenantheroides (M. Martens y Galeotti) Benth.
Mimosa affinis B.L. Rob.
Mimosa albida Humb. y Bonpl. ex Willd.
Mimosa antioquiensis Killip ex Rudd
Mimosa arenosa (Willd.) Poir.
Mimosa bahamensis Benth.
Mimosa barrancana Gentry
Mimosa benthamii J.F. Macbr.
Mimosa bimucronata (DC.) Kuntze
Mimosa biuncifera Benth.
Mimosa borealis A. Gray
Mimosa brandegei B.L. Rob.
Mimosa brevispicata Britton
Mimosa caerulea Rose
Mimosa calcicola B.L. Rob.
Mimosa camporum Benth.
Mimosa coelocarpa B.L. Rob.
Mimosa corynadenia Britton y Rose
Mimosa costenya McVaugh
Mimosa chaetocarpa Brandegee
Mimosa chihuahuana Britton y Rose
Mimosa deamii B.L. Rob.
Mimosa debilis Humb. y Bonpl. ex Willd.
Mimosa depauperata Benth.
Mimosa distachya Cav.
Mimosa dormiens Humb. y Bonpl. ex Willd.
Mimosa dysocarpa Benth.
Mimosa egregia Sandwith
Mimosa emoryana Benth.
Mimosa endlichii Harms
Mimosa epitropica Barneby y León de la Luz
Mimosa ervendbergii A. Gray
Mimosa eurycarpa B.L. Rob.
Mimosa ferrisiae Britton y Rose
Mimosa fuertensis Britton
Mimosa galeottii Benth.
Mimosa gentryi Barneby
Mimosa goldmanii B.L. Rob.
Mimosa grahamii A. Gray
Mimosa guatemalensis (Hook. y Arn.) Benth.
Mimosa girocobensis Gentry
Mimosa hexandra Micheli
Mimosa hondurana Britton
Mimosa invisita Mart. ex Colla
Mimosa ionema B.L. Rob.
Mimosa lacerata Rose
Mimosa lactiflua Delile ex Benth.
Mimosa langlassei Micheli
Mimosa laxiflora Benth.
Mimosa leptocarpa Rose
Mimosa leucaenoides Benth.
Mimosa lindheimeri A. Gray
Mimosa luisana Brandegee
Mimosa malacophylla A. Gray
Mimosa margaritae Rose
Mimosa martindelcampoi González Medrano, Francisco
Mimosa mellii Britton y Rose
Mimosa micHeliana B.L. Rob.
Mimosa minutifolia B.L. Rob. y Greenm.
Mimosa mollis Benth.
Mimosa monancistra Benth.
Mimosa moniliformis (Britton y Rose) R. Grether y Barneby
Mimosa moreliensis (Britton) Bullock
Mimosa nanchititlana R. Grether y Barneby
Mimosa occidentalis Britton y Rose
Mimosa orthocarpa Spruce ex Benth.
Mimosa palmeri Rose
Mimosa paucijuga (Britton y Rose) B.L. Turner
Mimosa paulii Barneby
Mimosa pigra L.
Mimosa platycarpa Benth.
Mimosa polyancistra Benth.
Mimosa polyantha Benth.
Mimosa polydactyla Humb. y Bonpl. ex Willd.
Mimosa potosina (Britton y Rose) B.L. Turner
Mimosa pringlei S. Watson
Mimosa psilocarpa B.L. Rob.
Mimosa puberula Benth.
Mimosa pudica L.
Mimosa pueblensis R. Grether
Mimosa purpurascens B.L. Rob.
Mimosa purpusii Brandegee
Mimosa quadrivalvis L.
Mimosa rhodocarpa (Britton y Rose) R. Grether
Mimosa rhododactyla B.L. Rob.
Mimosa robusta R. Grether
Mimosa rosei B.L. Rob.
Mimosa setuliseta Villarreal
Mimosa sicyocarpa B.L. Rob.
Mimosa similis Britton y Rose
Mimosa sinaloensis Britton y Rose
Mimosa skinneri Benth.
Mimosa somnians Humb. y Bonpl. ex Willd.
Mimosa sousae R. Grether
Mimosa spirocarpa Rose
Mimosa strigillosa Torr. y A. Gray
Mimosa tarda Barneby

Mimosa tejupilcana R. Grether y Martínez-Bernal
Mimosa tenuiflora (Willd.) Poir.
Mimosa tequilana S. Watson
Mimosa torresiae R. Grether
Mimosa tricephala Schltl. y Cham.
Mimosa turneri Barneby
Mimosa unipinnata B.D. Parfitt y Pinkava
Mimosa ursina Mart.
Mimosa velloziana Mart.
Mimosa warnockii B.L. Turner
Mimosa watsonii B.L. Rob.
Mimosa wHerryana (Britton) Standl.
Mimosa wootonii Standl.
Mimosa xanti A. Gray
Mimosa xochipalensis R. Grether
Mimosa zimapanensis Britton
Mimosa zygophylla Benth.
Olneya tesota A. Gray
Ormosia carinata N. Zamora
Ormosia isthmensis Standl.
Ormosia macrocalyx Ducke
Ormosia oaxacana Rudd
Ormosia panamensis Benth. ex Seem.
Ormosia schippii Pierce ex Standl. y Steyerl.
Psorothamnus dentatus Rydb.
Psorothamnus emoryi (A. Gray) Rydb.
Psorothamnus junceus Rydb.
Psorothamnus scoparius (A. Gray) Rydb.
Psorothamnus schottii (Torr.) Barneby
Psorothamnus spinosus (A. Gray) Barneby
Rhynchosia amabilis Grear
Rhynchosia americana (Mill.) Metz
Rhynchosia discolor M. Martens y Galeotti
Rhynchosia diversifolia Micheli
Rhynchosia edulis Griseb.
Rhynchosia elisae O. Téllez
Rhynchosia erythrinoides Schltl. y Cham.
Rhynchosia longeracemosa M. Martens y Galeotti
Rhynchosia macrocarpa Benth.
Rhynchosia minima (L.) DC.
Rhynchosia monticola Grear
Rhynchosia nelsonii (Rose) Grear
Rhynchosia potosina Brandegee
Rhynchosia precatória (Humb. y Bonpl. ex Willd.) DC.
Rhynchosia pringlei Rose
Rhynchosia prostrata Brandegee
Rhynchosia pyramidalis (Lam.) Urb.
Rhynchosia reticulata (Sw.) DC.
Rhynchosia senna Gillies ex Hook.
Rhynchosia swartzii (Vail) Urb.
Rhynchosia tamaulipensis Grear
Rhynchosia tarphantha Standl.
Rhynchosia yucatanensis Grear
Senna alata (L.) Roxb.
Senna alexandrina Mill.
Senna andrieuxii (Benth.) H.S. Irwin y Barneby
Senna angustifolia (Vahl) Batka
Senna apiculata (M. Martens y Galeotti) H.S. Irwin y Barneby
Senna argentea (Kunth) H.S. Irwin y Barneby
Senna arida (Rose) H.S. Irwin y Barneby
Senna armata (S. Watson) H.S. Irwin y Barneby
Senna atomaria (L.) H.S. Irwin y Barneby
Senna bacillaris (L. f.) H.S. Irwin y Barneby
Senna bauhinioides (A. Gray) H.S. Irwin y Barneby
Senna bicapsularis (L.) Roxb.
Senna centranthera H.S. Irwin y Barneby
Senna cobanensis (Britton) H.S. Irwin y Barneby
Senna confinis (Greene) H.S. Irwin y Barneby
Senna covesii (A. Gray) H.S. Irwin y Barneby
Senna crotalarioides (Kunth) H.S. Irwin y Barneby
Senna demissa (Rose) H.S. Irwin y Barneby
Senna didymobotrya (Fresen.) H.S. Irwin y Barneby
Senna durangensis (Rose) H.S. Irwin y Barneby
Senna floribunda Irwin y Barneby
Senna foetidissima (Sessé y Moc. ex G. Don) H.S. Irwin y Barneby
Senna fruticosa (Mill.) H.S. Irwin y Barneby
Senna galeottiana (M. Martens) H.S. Irwin y Barneby
Senna guatemalensis (Donn. Sm.) H.S. Irwin y Barneby
Senna hayesiana (Britton y Rose) H.S. Irwin y Barneby
Senna hirsuta (L.) H.S. Irwin y Barneby
Senna holwayana (Rose) H.S. Irwin y Barneby
Senna incarnata (Pav. ex Benth.) H.S. Irwin y Barneby
Senna koelziana H.S. Irwin y Barneby
Senna leiophylla (Vogel) H.S. Irwin y Barneby
Senna lindheimeriana (ScHeele) H.S. Irwin y Barneby
Senna mensicola (H.S. Irwin y Barneby) H.S. Irwin y Barneby
Senna mexicana (Jacq.) H.S. Irwin y Barneby
Senna mollissima (Humb. y Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin y Barneby
Senna monozyx (H.S. Irwin y Barneby) H.S. Irwin y Barneby
Senna multifoliolata (Paul G. Wilson) H.S. Irwin y Barneby
Senna multiglandulosa (Jacq.) H.S. Irwin y Barneby
Senna multijuga (Rich.) H.S. Irwin y Barneby
Senna nicaraguensis (Benth.) H.S. Irwin y Barneby
Senna obtusifolia (L.) H.S. Irwin y Barneby
Senna occidentalis (L.) Link
Senna orcuttii (Britton y Rose) H.S. Irwin y Barneby
Senna oxyphylla (Kunth) H.S. Irwin y Barneby
Senna pallida (Vahl) H.S. Irwin y Barneby
Senna papillosa (Britton y Rose) H.S. Irwin y Barneby
Senna pendula (Humb. y Bonpl. ex Willd.) H.S. Irwin y Barneby
Senna pentagonia (Mill.) H.S. Irwin y Barneby
Senna peralteana (Kunth) H.S. Irwin y Barneby
Senna pilifera (Vogel) H.S. Irwin y Barneby
Senna pilosior (B.L. Rob. ex J.F. Macbr.) H.S. Irwin y Barneby
Senna polyantha (Moc. y Sessé ex Collad.) H.S. Irwin y Barneby
Senna polyphylla (Jacq.) H.S. Irwin y Barneby

Senna pumilio (A. Gray) H.S. Irwin y Barneby
Senna purpusii (Brandegee) H.S. Irwin y Barneby
Senna quinquangulata (Rich.) H.S. Irwin y Barneby
Senna racemosa (Mill.) H.S. Irwin y Barneby
Senna reticulata (Willd.) H.S. Irwin y Barneby
Senna ripleyana (H.S. Irwin y Barneby) H.S. Irwin y Barneby
Senna roemeriana (SchHeele) H.S. Irwin y Barneby
Senna septemtrionalis (Viv.) H.S. Irwin y Barneby
Senna siamea (Lam.) H.S. Irwin y Barneby
Senna skinneri (Benth.) H.S. Irwin y Barneby
Senna sousana H.S. Irwin y Barneby
Senna spectabilis (DC.) H.S. Irwin y Barneby
Senna talpana H.S. Irwin y Barneby
Senna tomentosa Batka
Senna tonduzii (Standl.) H.S. Irwin y Barneby
Senna tora (L.) Roxb. CHeacar
Senna undulata (Benth.) H.S. Irwin y Barneby
Senna uniflora (Mill.) H.S. Irwin y Barneby
Senna unijuga (Rose) H.S. Irwin y Barneby
Senna villosa (Mill.) H.S. Irwin y Barneby
Senna wislizeni (A. Gray) H.S. Irwin y Barneby
Senna x floribunda (Cav.) H.S. Irwin y Barneby
Tephrosia abbottiae C.E. Wood
Tephrosia adunca Benth.
Tephrosia belizensis Lundell
Tephrosia cana Brandegee
Tephrosia carrollii O. Téllez
Tephrosia cinerea (L.) Pers.
Tephrosia konzattii (Rydb.) Standl.
Tephrosia crassifolia Benth.
Tephrosia cuernavacana (Rose) J.F. Macbr.
Tephrosia diversifolia (Rose) J.F. Macbr.
Tephrosia foliolosa (Rydb.) L. Riley
Tephrosia hypoleuca L. Riley
Tephrosia lanata M. Martens y Galeotti
Tephrosia langlassei Micheli
Tephrosia leiocarpa A. Gray
Tephrosia leucantha Kunth
Tephrosia lindheimeri A. Gray
Tephrosia littoralis (Jacq.) Pers.
Tephrosia macrantha A. Rob. y Greenm. ex Pringle
Tephrosia madrensis Seem.
Tephrosia major Micheli
Tephrosia mexicana C.E. Wood
Tephrosia microcarpa O. Téllez
Tephrosia multifolia Rose
Tephrosia nicaraguensis Oerst.
Tephrosia nitens Benth. ex Seem.
Tephrosia pachypoda L. Riley
Tephrosia palmeri S. Watson
Tephrosia piscatoria (Aiton) Pers.
Tephrosia platyphylla (Rose) Standl.
Tephrosia pogonocalyx C.E. Wood
Tephrosia potosina Brandegee
Tephrosia pringlei (Rose) J.F. Macbr.
Tephrosia purpurea (L.) Pers.
Tephrosia quercetorum C.E. Wood
Tephrosia rhodantha Brandegee
Tephrosia saxicola C.E. Wood
Tephrosia seemannii (Britten y Baker f.) K. Schum.
Tephrosia senna Kunth
Tephrosia sessiliflora (Poir.) Hassl.
Tephrosia sinapou (Buc'hoz) A. Chev.
Tephrosia sousae O. Téllez
Tephrosia submontana (Rose) L. Riley
Tephrosia tenella A. Gray
Tephrosia tepicana (Standl.) Standl.
Tephrosia thurberi (Rydb.) C.E. Wood
Tephrosia tuitoensis O. Téllez
Tephrosia vernicosa C.E. Wood
Tephrosia vicioides Schltdl.
Tephrosia viridiflora
Tephrosia watsoniana (Standl.) J.F. Macbr.

Apéndice B Áreas generales y áreas consenso

Área general	Escala	Especie	Puntaje especie	Área	Puntaje área	Grupo
1	0.5°	<i>Lonchocarpus epigaeus</i>	0.677	0.000	2.158	A
		<i>Lonchocarpus schubertiae</i>	0.767			
		<i>Tephrosia pogonocalyx</i>	0.714			
	1°	<i>Lonchocarpus epigaeus</i>	0.900	14.000	6.063	B
		<i>Lonchocarpus huetamoensis</i>	0.525			
		<i>Lonchocarpus longipedunculatus</i>	0.525			
		<i>Lonchocarpus schubertiae</i>	0.900			
		<i>Lonchocarpus spectabilis</i>	0.700			
		<i>Mimosa egregia</i>	0.500			
		<i>Tephrosia abbottiae</i>	0.700			
		<i>Tephrosia mexicana</i>	0.613			
	<i>Tephrosia pogonocalyx</i>	0.700				
	1° r	<i>Coursetia madrensis</i>	(0.513-0.516)	0.000	5.751	C
		<i>Lonchocarpus epigaeus</i>	(0.688-0.725)			
		<i>Lonchocarpus schubertiae</i>	(0.688-0.837)			
<i>Lonchocarpus spectabilis</i>		(0.714-0.750)				
<i>Mimosa egregia</i>		(0.000-0.594)				
<i>Mimosa tejupilcana</i>		(0.786-0.833)				
<i>Mimosa xochipalensis</i>		(0.000-0.696)				
<i>Tephrosia abbottiae</i>		(0.786-0.833)				
<i>Tephrosia mexicana</i>		(0.000-0.667)				
<i>Tephrosia pogonocalyx</i>	(0.714-0.750)					
2	0.25°	<i>Senna alexandrina</i>	0.750	0.000	2.036	A
		<i>Tephrosia abbottiae</i>	0.536			
		<i>Tephrosia quercetorum</i>	0.750			
	0.5°	<i>Lonchocarpus spectabilis</i>	0.700	5.000	2.800	B
		<i>Senna alexandrina</i>	0.700			
		<i>Tephrosia abbottiae</i>	0.700			
		<i>Tephrosia quercetorum</i>	0.700			
	0.5° r	<i>Lonchocarpus spectabilis</i>	0.814	1.000	3.982	C
		<i>Mimosa tejupilcana</i>	0.575			
		<i>Senna alexandrina</i>	0.800			
		<i>Tephrosia abbottiae</i>	0.893			
		<i>Tephrosia quercetorum</i>	0.900			
	1°	<i>Lonchocarpus epigaeus</i>	0.900	14.000	6.063	D
		<i>Lonchocarpus huetamoensis</i>	0.525			
		<i>Lonchocarpus longipedunculatus</i>	0.525			
<i>Lonchocarpus schubertiae</i>		0.900				
<i>Lonchocarpus spectabilis</i>		0.700				
<i>Mimosa egregia</i>		0.500				
<i>Tephrosia abbottiae</i>		0.700				
<i>Tephrosia mexicana</i>		0.613				
<i>Tephrosia pogonocalyx</i>	0.700					
1° r	<i>Coursetia madrensis</i>	(0.513-0.516)	0.000	5.751	E	
	<i>Lonchocarpus epigaeus</i>	(0.688-0.725)				
	<i>Lonchocarpus schubertiae</i>	(0.688-0.837)				
	<i>Lonchocarpus spectabilis</i>	(0.714-0.750)				
	<i>Mimosa egregia</i>	(0.000-0.594)				
	<i>Mimosa tejupilcana</i>	(0.786-0.833)				
	<i>Mimosa xochipalensis</i>	(0.000-0.696)				
	<i>Tephrosia abbottiae</i>	(0.786-0.833)				
	<i>Tephrosia mexicana</i>	(0.000-0.667)				
<i>Tephrosia pogonocalyx</i>	(0.714-0.750)					

Área general	Escala	Especie	Puntaje especie	Área	Puntaje área	Grupo
3	0.5°	<i>Acacia compacta</i>	0.672	6.000	2.191	A
		<i>Lonchocarpus oaxacensis</i>	0.808			
		<i>Senna galeottiana</i>	0.711			
	1°	<i>Acacia bilimekii</i>	0.729	19.000	6.813	B
		<i>Acacia compacta</i>	0.656			
		<i>Caesalpinia melanadenia</i>	0.667			
		<i>Coursetia robiniooides</i>	0.667			
		<i>Lonchocarpus oaxacensis</i>	0.729			
		<i>Lonchocarpus obovatus</i>	0.750			
		<i>Mimosa pueblensis</i>	0.667			
		<i>Senna galeottiana</i>	0.729			
	<i>Senna unijuga</i>	0.563				
	<i>Tephrosia pringlei</i>	0.656				
	1° r	<i>Acacia compacta</i>	0.703	32.000	6.455	C
		<i>Caesalpinia melanadenia</i>	0.875			
<i>Coursetia robiniooides</i>		0.602				
<i>Lonchocarpus oaxacensis</i>		0.879				
<i>Lonchocarpus obovatus</i>		0.750				
<i>Mimosa pueblensis</i>		0.813				
<i>Psorothamnus junceus</i>		0.625				
<i>Senna rubricaulis</i>	0.625					
<i>Tephrosia pringlei</i>	0.584					
1° r	<i>Acacia bilimekii</i>	0.840	42.000	6.390	D	
	<i>Acacia potosina</i>	0.750				
	<i>Caesalpinia melanadenia</i>	0.773				
	<i>Lonchocarpus andrieuxii</i>	0.795				
	<i>Lonchocarpus oaxacensis</i>	0.644				
	<i>Lonchocarpus obovatus</i>	0.682				
	<i>Mimosa purpusii</i>	0.622				
	<i>Senna galeottiana</i>	0.648				
<i>Senna unijuga</i>	0.636					
4	0.5°	<i>Caesalpinia melanadenia</i>	1.000	7.000	2.500	A
		<i>Lonchocarpus obovatus</i>	0.625			
		<i>Mimosa pueblensis</i>	0.875			
	0.5° r	<i>Caesalpinia melanadenia</i>	0.878	4.000	2.457	B
		<i>Lonchocarpus oaxacensis</i>	0.804			
		<i>Mimosa pueblensis</i>	0.775			
	1°	<i>Acacia bilimekii</i>	0.729	19.000	6.813	C
		<i>Acacia compacta</i>	0.656			
		<i>Caesalpinia melanadenia</i>	0.667			
		<i>Coursetia robiniooides</i>	0.667			
		<i>Lonchocarpus oaxacensis</i>	0.729			
		<i>Lonchocarpus obovatus</i>	0.750			
		<i>Mimosa pueblensis</i>	0.667			
		<i>Senna galeottiana</i>	0.729			
	<i>Senna unijuga</i>	0.563				
<i>Tephrosia pringlei</i>	0.656					
1° r	<i>Acacia compacta</i>	0.703	31.000	6.455	D	
	<i>Caesalpinia melanadenia</i>	0.875				
	<i>Coursetia robiniooides</i>	0.602				
	<i>Lonchocarpus oaxacensis</i>	0.879				
	<i>Lonchocarpus obovatus</i>	0.750				
	<i>Mimosa pueblensis</i>	0.813				
	<i>Psorothamnus junceus</i>	0.625				
<i>Senna rubricaulis</i>	0.625					
<i>Tephrosia pringlei</i>	0.584					

Área general	Escala	Especie	Puntaje especie	Área	Puntaje área	Grupo
5	0.5°	<i>Rhynchosia elisae</i>	0.750	1.000	2.167	A
		<i>Tephrosia microcarpa</i>	0.667			
		<i>Tephrosia sousae</i>	0.750			
	0.5° r	<i>Eriosema corymboides</i>	1.000	4.000	3.417	B
		<i>Rhynchosia elisae</i>	1.000			
		<i>Tephrosia microcarpa</i>	0.917			
		<i>Tephrosia sousae</i>	0.500			
	1°	<i>Mimosa costenya</i>	0.686	6.000	4.586	C
		<i>Mimosa ferrisiae</i>	0.643			
		<i>Rhynchosia elisae</i>	0.643			
		<i>Tephrosia microcarpa</i>	0.643			
		<i>Tephrosia pachypoda</i>	0.629			
		<i>Tephrosia sousae</i>	0.714			
		<i>Tephrosia viridiflora</i>	0.629			
	1° r	<i>Eriosema corymboides</i>	0.643	3.000	5.128	D
		<i>Mimosa costenya</i>	0.612			
<i>Mimosa ferrisiae</i>		0.533				
<i>Rhynchosia elisae</i>		0.643				
<i>Tephrosia microcarpa</i>		0.714				
<i>Tephrosia pachypoda</i>		0.533				
<i>Tephrosia sousae</i>		0.786				
<i>Tephrosia viridiflora</i>		0.663				
6	0.5°	<i>Rhamphosia</i>	0.846	2.000	2.308	A
		<i>Senna incarnata</i>	0.692			
		<i>Senna tonduzii</i>	0.769			
	1°	<i>Acacia cookii</i>	0.714	13.000	5.561	B
		<i>Eriosema violaceum</i>	0.551			
		<i>Lonchocarpus lasiotropis</i>	0.643			
		<i>Lonchocarpus verrucosus</i>	0.714			
		<i>Mimosa hondurana</i>	0.673			
		<i>Ormosia macrocalyx</i>	0.531			
		<i>Ormosia schippii</i>	0.612			
		<i>Senna incarnata</i>	0.612			
		<i>Senna tonduzii</i>	0.510			
	1° r	<i>Lonchocarpus comitensis</i>	0.685	11.000	4.581	C
		<i>Lonchocarpus congestiflorus</i>	0.519			
		<i>Lonchocarpus martinezii</i>	0.650			
		<i>Lonchocarpus sarcharii</i>	0.685			
		<i>Mimosa platycarpa</i>	0.758			
		<i>Senna incarnata</i>	0.611			
		<i>Senna tonduzii</i>	0.672			
	1° r	<i>Acacia cookii</i>	(0.722-1.000)	21.000	6.866	D
		<i>Acacia janzenii</i>	(0.667-0.875)	41.000	5.146	
		<i>Coursetia chiapensis</i>	(0.000-0.563)			
		<i>Eriosema violaceum</i>	(0.000-0.833)			
		<i>Lonchocarpus congestiflorus</i>	(0.750-0.958)			
<i>Lonchocarpus lasiotropis</i>		(0.000-0.694)				
<i>Lonchocarpus verrucosus</i>		(0.000-0.755)				
<i>Mimosa hondurana</i>		(0.000-0.709)				
<i>Senna fagifolia</i>		(0.500-0.588)				
<i>Senna incarnata</i>		(0.552-0.667)				
<i>Senna tonduzii</i>		(0.583-0.595)				

Área general	Escala	Especie	Puntaje especie	Área	Puntaje área	Grupo
7	0.5°	<i>Lonchocarpus multifoliolatus</i>	0.648	3.000	2.731	A
		<i>Lonchocarpus unifoliolatus</i>	0.750			
		<i>Ormosia carinata</i>	0.583			
		<i>Ormosia panamensis</i>	0.750			
	0.5° r	<i>Lonchocarpus unifoliolatus</i>	0.727	0.000	2.388	B
		<i>Ormosia carinata</i>	0.766			
		<i>Ormosia panamensis</i>	0.896			
	1°	<i>Lonchocarpus multifoliolatus</i>	0.917	10.000	3.512	C
		<i>Lonchocarpus orizabensis</i>	0.536			
		<i>Lonchocarpus unifoliolatus</i>	0.667			
		<i>Ormosia carinata</i>	0.643			
	1° r	<i>Acacia chiapensis</i>	0.861	18.000	5.355	D
		<i>Lonchocarpus multifoliolatus</i>	0.765			
		<i>Lonchocarpus proctori</i>	0.833			
		<i>Lonchocarpus unifoliolatus</i>	0.625			
		<i>Mimosa mellii</i>	0.574			
<i>Mimosa ursina</i>		0.502				
<i>Ormosia carinata</i>		0.593				
<i>Ormosia panamensis</i>	0.602					
8	0.5°	<i>Caesalpinia coccinea</i>	0.655	4.000	2.055	A
		<i>Lonchocarpus torresiorum</i>	0.700			
		<i>Mimosa hexandra</i>	0.700			
	0.5° r	<i>Lonchocarpus isthmensis</i>	0.800	2.000	3.077	B
		<i>Lonchocarpus torresiorum</i>	0.868			
		<i>Mimosa hexandra</i>	0.900			
		<i>Mimosa sousae</i>	0.509			
	1°	<i>Acacia chiapensis</i>	(0.000-0.573)	1.000	3.471	C
		<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>	(0.500-0.656)			
		<i>Lonchocarpus proctori</i>	(0.583-0.600)			
		<i>Mimosa antioquiensis</i>	0.500			
		<i>Mimosa deamii</i>	(0.000-0.600)			
		<i>Mimosa hexandra</i>	(0.667-0.700)			
	<i>Mimosa mellii</i>	(0.571-0.729)				
	1° r	<i>Acacia chiapensis</i>	(0.000-0.504)	28.000	4.678	D
		<i>Lonchocarpus isthmensis</i>	(0.625-0.667)			
<i>Lonchocarpus phaseolifolius</i>		(0.000-0.793)				
<i>Lonchocarpus proctori</i>		(0.750-0.833)				
<i>Lonchocarpus torresiorum</i>		(0.667-0.722)				
<i>Mimosa antioquiensis</i>		(0.000-0.565)				
<i>Mimosa deamii</i>		(0.000-0.616)				
<i>Mimosa hexandra</i>		(0.625-0.667)				
<i>Mimosa mellii</i>		(0.563-0.671)				
<i>Mimosa sousae</i>	(0.667-0.722)					

Área general	Escala	Especie	Puntaje especie	Área	Puntaje área	Grupo
9	0.5°	<i>Acacia cookii</i>	0.714	8.000	2.122	A
		<i>Lonchocarpus congestiflorus</i>	0.714			
		<i>Senna incarnata</i>	0.693			
	0.5°	<i>Acacia cookii</i>	0.900	5.000	2.280	B
		<i>Acacia janzenii</i>	0.657			
		<i>Lonchocarpus congestiflorus</i>	0.723			
	1°	<i>Acacia cookii</i>	0.800	15.000	2.400	C
		<i>Lonchocarpus congestiflorus</i>	1.000			
		<i>Senna incarnata</i>	0.600			
	1° r	<i>Acacia cookii</i>	(0.722-1.000)	21.000	6.866	D
		<i>Acacia janzenii</i>	(0.667-0.875)			
		<i>Coursetia chiapensis</i>	(0.000-0.563)			
		<i>Eriosema violaceum</i>	(0.000-0.833)			
		<i>Lonchocarpus congestiflorus</i>	(0.750-0.958)			
<i>Lonchocarpus lasiotropis</i>		(0.000-0.694)				
<i>Lonchocarpus verrucosus</i>		(0.000-0.755)				
<i>Mimosa hondurana</i>		(0.000-0.709)				
<i>Senna fagifolia</i>		(0.500-0.588)				
<i>Senna incarnata</i>		(0.552-0.667)				
<i>Senna tonduzii</i>	(0.583-0.595)					

Apéndice C

Valores de Temperatura promedio anual y Precipitación anual de las especies de cada las áreas generales.

Área 1, A); Área 2, B); Área 3, C); Área 4, D); Área 5, E); Área 6, F); Área 7, G); Área 8, H); Área 9, I).

