

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS



ANÁLISIS DE LOS PATRONES DE DIVERSIDAD DE LEGUMINOSAS  
ARBUSTIVAS DEL RÍO SABINAS, COAHUILA, MÉXICO; BAJO EL ENFOQUE  
DEL MODELADO DE NICHOS ECOLÓGICOS

Por

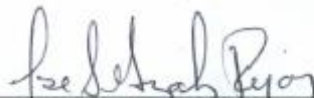
JOSÉ JUAN FLORES MALDONADO

Como requisito parcial para obtener el Grado de  
DOCTOR EN CIENCIAS  
CON ACENTUACIÓN EN MANEJO DE VIDA SILVESTRE  
Y DESARROLLO SUSTENTABLE

Junio, 2014

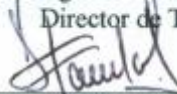
**ANÁLISIS DE LOS PATRONES DE DIVERSIDAD DE LEGUMINOSAS  
ARBUSTIVAS DEL RÍO SABINAS, COAHUILA, MÉXICO; BAJO EL ENFOQUE  
DEL MODELADO DE NICHOS ECOLÓGICOS**

**Comité de Tesis**



---

Dr. José Ignacio González Rojas  
Director de Tesis



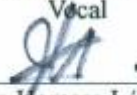
---

Dra. Susana Favela Lara  
Secretario



---

Dr. Roberto Mercado Hernández  
Vocal



---

Dr. Juan Homero López Soto  
Vocal



---

Dr. Humberto Quiroz Martínez  
Vocal

## ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS .....	vii
DEDICATORIA .....	viii
ÍNDICE DE TABLAS.....	ix
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xi
RESUMEN.....	xiii
ABSTRACT .....	xiv
1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1. Definición del problema .....	1
1.1.1. La crisis de la biodiversidad, Conservación y Desarrollo sustentable: .....	1
2. JUSTIFICACIÓN .....	3
3. HIPÓTESIS.....	5
4. OBJETIVOS .....	6
5. CAPÍTULO 1. REPRESENTATIVIDAD GEOGRÁFICA DEL INVENTARIO DE ESPECIES ARBUSTIVAS EN EL ÁREA NATURAL PROTEGIDA “CUENCA ALIMENTADORA DEL DISTRITO DE RIEGO 004 DON MARTÍN”, COAHUILA, MÉXICO .....	7
5.1. Resumen .....	7
5.2. Abstract.....	8
5.3. Introducción.....	9
5.4. Materiales y métodos.....	12
5.4.1. Área de Estudio. ....	12
5.4.2. Colecta de información biológica.....	14
5.4.3. Análisis espacial de los registros de plantas arbustivas en el área del Río Sabinas.....	14
5.4.4. Análisis de sesgos de distancia a carreteras.....	15
5.4.5. Análisis de sesgos por rangos altitudinales .....	15
5.4.6. Análisis de sesgo por tipos de vegetación .....	15
5.4.7. Representatividad geográfica de los aspectos bioclimáticos del área protegida .....	16
5.4.8. Análisis de la escala geográfica y la representatividad de los inventarios .....	18
5.7. Resultados.....	22
5.7.1. Aspectos generales.....	22
5.7.2. Análisis de sesgos de carretera .....	23
5.7.3. Análisis de sesgos por rangos altitudinales .....	24
5.7.4. Análisis de sesgo por tipo de vegetación .....	25

5.7.5. Representatividad geográfica de aspectos bioclimáticos del área protegida .....	27
5.7.6. Análisis de la escala geográfica y la representatividad de los inventarios .....	31
5.8. Discusión .....	34
5.8.1. Aspectos generales.....	34
5.8.2. Sesgos de colecta.....	34
5.8.3. Representatividad geográfica de aspectos bioclimáticos del área protegida .....	36
5.8.4. Análisis de la escala geográfica y la representatividad de los inventarios .....	37
6. CAPÍTULO 2. ANÁLISIS DE LOS PATRONES DE DIVERSIDAD MEDIANTE EL MODELADO DEL NICHOS ECOLÓGICO: EL CASO DE LAS LEGUMINOSAS ARBUSTIVAS EN EL ÁREA PROTEGIDA DEL RÍO SABINAS, COAHUILA, MÉXICO .....	39
6.1. Resumen .....	39
6.2. Abstract.....	40
6.3. Introducción.....	41
6.4. Material y métodos .....	42
6.4.1. Ubicación del área de estudio.....	43
6.4.2. Selección del grupo indicador .....	43
6.4.3. Modelado de nicho ecológico de las especies .....	44
6.4.4. Análisis de los patrones de diversidad alfa ( $\alpha$ ).....	45
6.4.5. Análisis de los patrones de diversidad beta ( $\beta$ ) .....	45
6.4.6. Análisis de la contribución de las diversidades alfa ( $\alpha$ ) y beta ( $\beta$ ) sobre la riqueza regional (diversidad gamma $\gamma$ -) de leguminosas arbustivas. ....	48
6.5. Resultados.....	49
6.5.1. Aspectos generales.....	49
6.5.2. Análisis de los patrones de diversidad alfa ( $\alpha$ ).....	53
6.5.3. Análisis de los patrones de diversidad beta ( $\beta$ ) .....	53
6.5.4. Análisis de la contribución de las diversidades alfa ( $\alpha$ ) y beta ( $\beta$ ) sobre la riqueza regional (diversidad gamma $\gamma$ -) de leguminosas arbustivas .....	54
6.6. Discusión .....	58
6.6.1. Análisis de los patrones de diversidad alfa ( $\alpha$ ).....	58
6.6.2. Análisis de los patrones de diversidad beta ( $\beta$ ). .....	58
6.6.3. Análisis de la contribución de las diversidades alfa ( $\alpha$ ) y beta ( $\beta$ ) sobre la riqueza regional (diversidad gamma $\gamma$ -) de leguminosas arbustivas .....	60
6.6.4. Perspectivas de aplicación y uso de los modelos de distribución potencial en el análisis de los patrones de diversidad .....	61
7. CAPÍTULO 3. COMPARACIÓN DE LOS PATRONES DE RIQUEZA DE LEGUMINOSAS ARBUSTIVAS, GENERADOS A PARTIR DE MODELOS DE NICHOS ECOLÓGICO EN UN ÁREA NATURAL PROTEGIDA DE COAHUILA, MÉXICO .....	63
7.1. Resumen .....	63

7.2. Abstract.....	64
7.3. Introducción.....	65
7.4. Material y métodos .....	66
7.4.1. Área de Estudio .....	66
7.4.2. Colecta de información biológica.....	67
7.4.3. Unidades geográficas operativas .....	70
7.4.4. Desarrollo de Modelos de Distribución de Especies .....	72
7.4.4.1. Algoritmos utilizados.....	72
7.4.4.2. Modelado de Nicho Ecológico .....	73
7.4.4.3. Parametrización de los algoritmos.....	74
7.4.5. Análisis de los datos .....	75
7.4.5.1. Descripción de los patrones de riqueza observada y modelada por los algoritmos en el área de estudio.....	75
7.4.5.2. Evaluación de los modelos de riqueza potencial en los cuadrantes seleccionados.....	76
7.4.5.2.1. Estimación de la riqueza real de cuadrantes en el área de estudio (Sobs). .....	76
7.4.5.2.2. Comparación de los valores de riqueza modelada contra la observada a partir de los muestreos intensivos en los cuadrantes seleccionados .....	77
7.4.5.2.3. Determinación de la precisión (Sesgo y Exactitud) de los modelos de riqueza en los cuadrantes seleccionados. ....	78
7.5. Resultados.....	79
7.5.1. Descripción de los patrones de riqueza observada y modelada por los algoritmos .....	79
7.5.1.1. Riqueza observada.....	79
7.5.1.2. GARP .....	79
7.5.1.3. MAXENT.....	80
7.5.1.4. DOMAIN.....	80
7.5.1.5. BIOCLIM .....	80
7.5.1.6. Análisis de los patrones espaciales de la riqueza observada y modelada por los algoritmos .....	83
7.5.2. Evaluación de los modelos de riqueza potencial en los cuadrantes seleccionados.....	83
7.5.2.1. Estimación de la riqueza real de cuadrantes en el área de estudio (Sobs).....	83
7.5.2.2. Comparación de los valores de riqueza modelada contra la observada a partir de los muestreos intensivos en los cuadrantes seleccionados.....	87
7.5.2.3. Determinación de la precisión (Sesgo y Exactitud) de los modelos de riqueza en los cuadrantes seleccionados.....	89
7.6. Discusión .....	93
7.6.1. Inventarios de leguminosas arbustivas .....	93
7.6.2. Valores de riqueza potencial modelada y evaluación de los algoritmos .....	95

8. CONCLUSIONES .....	98
8.1. Inventarios biológicos y conservación de la biodiversidad.....	98
8.2. Patrones de diversidad alfa, beta y gama de leguminosas arbustivas .....	98
8.3. Evaluación del desempeño de los algoritmos para el modelado de la riqueza potencial del área protegida.....	99
9. PERSPECTIVAS.....	100
9.1. Inventarios biológicos y conservación de la biodiversidad.....	100
9.2. Patrones de diversidad de leguminosas arbustivas y su implicaciones prácticas en la conservación del área natural protegida .....	101
9.3. Uso y manejo de los algoritmos para el modelado del nicho ecológico en la conservación.....	102
10. BIBLIOGRAFÍA .....	104
11. RESUMEN BIOGRÁFICO .....	122

## AGRADECIMIENTOS

En primer lugar agradezco a mi director de tesis, el Dr. José Ignacio González Rojas, por haberme dado la oportunidad de formar parte del Laboratorio de Biología de la Conservación y fungir como mi director de tesis. Así mismo, externo mi agradecimiento a la Dra. Susana Favela Lara por fungir como parte de mi comité de tesis, además de siempre alentar mis inquietudes académicas. Un especial reconocimiento a la Dra. Irene Ruvalcaba Ortega y Dr. Ricardo Canales del Castillo, por las fructíferas discusiones y por su valioso apoyo para la culminación de este trabajo.

Quiero agradecer al Dr. Octavio Rojas Soto, del Instituto de Ecología A. C. (Xalapa, Ver.), en primer lugar por el gran apoyo recibido durante la estancia durante el curso de posgrado “Uso y aplicaciones de modelos para la predicción de la distribución potencial de las especies”, curso que marcó un parteaguas en mi desarrollo académico, además de su fundamental apoyo en la revisión de este trabajo de tesis.

Agradezco también, a los Doctores Antonio Moreno Talamantes y Mario Alberto García Aranda, por la retroalimentación en torno a este trabajo académico. Quiero agradecer al M. C. Rubén González Iglesias, y a los biólogos Santiago Salazar Hernández, Cuauhtémoc Ibarra Sánchez y Jesús Leza Hernández por su apoyo en el trabajo de campo realizado como parte de este trabajo. Así mismo al Ing. José Antonio Dávila Paulín (Director del ANP Río Sabinas), por todas las facilidades otorgadas durante el trabajo de campo desarrollado.

Un especial reconocimiento a la Subdirección de Posgrado de la Facultad de Ciencias Biológicas por facilitar mi estancia durante mis estudios de doctorado. Finalmente, agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por la Beca otorgada para el desarrollo de mis estudios de posgrado (#6153).

## DEDICATORIA

En primer lugar quiero dedicar mi trabajo de tesis a *Claudia Beatriz Ramos Silva*, mi compañera en este trajinar de la vida, cómplice de mis sueños y mi fortaleza durante los tragos amargos de la vida. Tu más que nadie sabe cuánto nos ha costado este proceso, pero debes de saber también, que esto no lo hubiera conseguido si no contara con tu apoyo incondicional. Por ti y para ti dedico este logro: ¡Gracias Beatriz ta50!

A mis hijas *Thiara Beatriz Flores Ramos* y *Alba Ximena Flores Ramos*, porque son el motor de mi vida y mi inspiración para tratar de contribuir a que este mundo sea un poquito mejor. Esto también es para ustedes.

A mis amados padres: *Pedro Flores Hernández* y *Velia Maldonado Campos*, quienes siempre me brindaron la libertad de mis decisiones, no tengo palabras para decirles lo mucho que los amo, y para agradecerles todo lo que han hecho por mí. Gracias.

A *Ita (Antonia Flores Ayala)* que está viéndome en el cielo.....

A mi abuelo paterno *Oscar Flores Ayala* y mi abuela materna *Isabel Campos* a quienes les debo el amor a los montes (QEPD).

A mi familia: *Minerva Silva Mendoza*, *Pedro Ramos Muñoz*, *Verónica Ramos Silva*, *Carolina Ramos Silva*, *Roberto Tovar*, *César Garza*, *Pedro* y *Edgar Ramos Silva*. Gracias por apoyarnos en todos los momentos. A ustedes también dedico mi trabajo.

Con mucho cariño a mis sobrinos: *Jasiel*, *Saúl*, *Tita*, *Valeria*, *Sofía* y *Uriel*.

A *Marta Castilla* (Madrina), *Teo*, *Tone*, *Miguel Angel*, tía *Olga*, tío *Beto*, tía *Panchita* y tío *Arturo*, *Anabel*, *Lencho*, *Toño*, *Alex*, *Kikin*, *Marucha*, *Fátima*, *Tone jr*, *Lety*, *Melina*, *Ashly*, *Arturo*, *Cute* y *Jaime*. Gracias por manter la unión de nuestra familia.

A mis hermanos de la vida, mis amigos: *Rubén*, *Toño Moreno*, *Temo*, *Adrián*, *Ana Castañeda*, *Rosy Morales*, *Gaby Ortíz*, *David Ruiz*, *Irene*, *Ricardo*, *Toño Hdz*, *Chago*, *Chusma*, *Gehú*, *Emma Gómez*, *Jurandy*, *Eduardo Zavala*, con quienes he compartido ideales y sueños y que espero, seguir luchando con ustedes por conseguirlos.

A la Doctora *Alicia Reyes Barrera* y al Dr. *Juan Carlos Siller*, de *Sabinas*, *Coahuila*, por su gran apoyo y cariño recibido, durante nuestra estancia en esta hermosa región.

Finalmente, dedico mi humilde trabajo a mi amado *Río Sabinas*. Esto es una pequeña retribución a lo que tanto nos dieron sus aguas, su aire y sus árboles.....



## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla</b>	<b>Página</b>
5.1. Listado de plantas arbustivas y número de registros para cada especie que comprende el presente estudio.....	19
5.2. Rangos de distancia a carreteras y número registros observados y esperados del inventario de plantas arbustivas .....	23
5.3. Distribución de los registros observados y esperados de plantas arbustivas para los distintos rangos altitudinales presentes en el área de estudio .....	25
5.4. Distribución de los registros observados y esperados de plantas arbustivas para los distintos tipos de vegetación presentes en el área de estudio.....	26
5.5. Valores obtenidos para la prueba de U de Mann Whitney considerando la totalidad de los registros y 17 especies con $n > 10$ registros contra una muestra aleatoria, respecto a las variables bioclimáticas analizadas .....	29
5.6. Valores de la prueba de U de Mann Whitney para los distintos rangos de distancia a las carreteras y las variables bioclimáticas .....	30
5.7. Rangos de completitud y superficie estimada ( $\text{km}^2$ ) para las distintas escalas de análisis.....	31
6.1. Listado de especies de leguminosas arbustivas reportadas para el área protegida del río Sabinas. a Registros totales por especie, b Registros espacialmente únicos, c Número de cuadrantes reportados para los registros puntuales por especie, d Número de cuadrantes reportados para los modelos de distribución de especies.....	51
6.2. Valores obtenidos para cada uno de los estimadores no paramétricos de diversidad a partir del análisis de los datos puntuales.....	52
7.1. Listado de especies de leguminosas arbustivas reportadas para el área protegida del río Sabinas. A) Registros totales por especie, B) Registros espacialmente únicos, C) Número de cuadrantes reportados para los registros puntuales por especie, D) Número de cuadrantes reportados para los modelos de distribución de especies. Las especies indicadas en negritas corresponden a taxa que fueron reportados durante el trabajo de campo. ....	68
7.2. Variables climáticas y topográficas utilizadas para el desarrollo de los modelos de distribución potencial de las especies. ....	74
7.3. Rangos de riqueza de leguminosas arbustivas estimados por los distintos algoritmos para cada uno de los cuadrantes dentro del área de estudio.....	81

7.4. Valores de la U de Mann Whitney y la significancia estadística para la comparación de los valores de riqueza observada (Sobs) y la determinada por los distintos algoritmos. ....	83
7.5. Número de especies estimadas para cada uno de los cuadrantes seleccionados por los distintos estimadores no paramétricos. ....	85
7.6. Comparación de los valores de riqueza modelada por los cuatro algoritmos contra la riqueza observada (SObs) para los tres cuadrantes evaluados.....	88
7.7. Comparación de los valores de riqueza modelada por los cuatro algoritmos contra la riqueza promedio estimada (Sest) para los tres cuadrantes evaluados.....	89
7.8. Valores sesgo y exactitud para cada cuadrante y para cada algoritmo evaluado .....	91
7.9. Análisis de Varianza para el Sesgo estimado a partir de los valores de riqueza modelados por los algoritmos. ....	91
7.10. Prueba de Tukey para la comparación de los modelos generados por los algoritmos. ....	92
7.11. Análisis de Varianza para la Exactitud estimada a partir de los valores de riqueza modelados por los algoritmos .....	92

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura</b>	<b>Página</b>
5.1. Localización del área de estudio y cuadrantes de análisis de la información (100 km <sup>2</sup> ) .....	13
5.2. Mapas para el análisis de los sesgos por: a) Distancia a carreteras; b) rangos altitudinales y, c). Vegetación dentro del área de estudio .....	17
5.3. Relación observada entre el número de registros y número de especies observadas para los cuadrantes de análisis ( $R^2 = 0.8953$ ; $P < 0.01$ ).....	22
5.4. Número de registros observados (barra negra) y número de registros completamente al azar (barra gris), considerando los distintos rangos de distancia a vías de comunicación, dentro del área de estudio .....	24
5.5. Número de registros observados (barra negra) y número de registros completamente al azar (barra gris) considerando los distintos rangos altitudinales presentes dentro del área de estudio.....	25
5.6. Número de registros observados (barra negra) y esperados (barra gris) para los distintos tipos de vegetación presentes en el área de estudio.....	27
5.7. Valores de completitud del inventario de plantas arbustivas, observadas para cada una de las cuatro resoluciones espaciales utilizadas para el análisis .....	32
5.8. Distribución espacial de los valores de completitud observados para los cuadrantes de análisis dentro del área de estudio a distintas resoluciones espaciales: a) 1 grado, b) 0.5 grados, c) 0.25 grados y, d) 0.1 grados. ....	33
6.1. (A) Ubicación del área de estudio. La línea punteada corresponde al marco geográfico que fue utilizado para la búsqueda de registros de leguminosas arbustivas. (B) 131 cuadrantes de 100 km <sup>2</sup> ; generados para el análisis de los patrones de diversidad alfa, beta y gama .....	47
6.2. Patrones de riqueza de las leguminosas para el área de estudio: a). Riqueza puntual obtenida a partir de los registros de leguminosas para el área protegida; b). Riqueza modelada a partir del uso de los modelos de distribución .....	55
6.3. Grupos florísticos obtenidos a partir del uso de datos puntuales; b). Grupos florísticos obtenidos a partir de los datos de los modelos de distribución.....	56
6.4. Regresiones logísticas desarrolladas para analizar las relaciones entre las diversidad alfa, beta y gama del área de estudio. a) Relación observada entre la diversidad alfa	

y la diversidad gama, b) relación observada entre la diversidad beta y la diversidad gama, y c) relación observada entre la diversidad beta y la diversidad alfa.. 57

- 7.1. Ubicación del área de estudio donde a) se describen los 131 cuadrantes para el análisis de la información, y b) se presentan los tres cuadrantes de 100 km<sup>2</sup> seleccionados para el desarrollo de las evaluaciones de campo, y c), Subcuadrantes donde se desarrollaron los muestreos intensivos de leguminosas arbustivas ..... 71
- 7.2. Porcentaje de contribución de cada rango de riqueza para los datos puntuales provenientes de bases de datos (Sobs) y cada uno de los algoritmos utilizados ..... 79
- 7.3. Patrones de riqueza modelada por los distintos algoritmos utilizados en el presente trabajo a) riqueza Observada, b) GARP; c) MAXENT, d), BIOCLIM, e) DOMAIN. .... 82
- 7.4. Curvas de acumulación de especies para los tres cuadrantes donde se desarrolló trabajo de campo ..... 86
- 7.5. Valores promedio para los parámetros de Sesgo y exactitud para cada uno de los algoritmos evaluados ..... 90

## RESUMEN

En las últimas décadas, la “Crisis de la biodiversidad”, ha sido considerada como uno de los problemas más importantes que afronta la humanidad. Esta situación deriva en el urgente desarrollo e implementación de acciones para garantizar su conservación. De esa manera, los objetivos de este trabajo fueron 1) EVALUAR la representatividad geográfica, ambiental y de escala de análisis del inventario de plantas arbustivas dentro del área de estudio, 2) analizar los patrones de diversidad Alfa ( $\alpha$ ), Beta ( $\beta$ ) y gama ( $\gamma$ ) de Leguminosas arbustivas dentro del área protegida y 3) evaluar el desempeño de los algoritmos GARP, MAXENT, BIOCLIM y DOMAIN, en el modelado de la riqueza potencial del área de estudio.

Mediante el análisis de la representatividad geográfica del inventario de plantas arbustivas se determinó que los distintos tipos de sesgos de muestreos fueron significativos (sesgo de carretera  $\chi^2 = 715$ ;  $P < 0.01$ ; sesgo por rango altitudinal  $\chi^2 = 391.02$ ,  $P < 0.01$ ; y sesgo por tipo de vegetación  $\chi^2 = 518.13$ ,  $P < 0.01$ ). Se observaron diferencias significativas respecto a las variables bioclimáticas contra la totalidad de los registros contra una muestra aleatoria. Solamente *Rhus virens* y *Dermatophyllum secundiflorum*, no exhibieron diferencias significativas con respecto a un diseño aleatorio. Se determinó que la información proveniente de las colectas desarrolladas en el área, es adecuada para escalas pequeñas de análisis ( $1^\circ$  y  $0.5^\circ$ ).

Por otra parte, se lograron identificar las áreas de mayor concentración de especies con base en el uso de modelos de nicho ecológico; se logró desarrollar un esquema de regionalización florística, además de definir en el contexto regional el aporte de las diversidades alfa y beta, sobre la diversidad gama.

Por último, se compararon los patrones de riqueza de leguminosas arbustivas determinados a través del uso de datos provenientes de colecciones biológicas, así como los obtenidos mediante el desarrollo de modelos de nicho ecológico de los algoritmos GARP; MAXENT, BIOCLIM y DOMAIN. Se observaron diferencias significativas entre la riqueza observada ( $S_{obs}$ ) y la riqueza modelada por los algoritmos ( $S_{mod}$ ) ( $p < 0.01$ ). Los patrones generados por los distintos algoritmos, a excepción de la comparación entre GARP y BIOCLIM ( $p = 0.2809$ ) presentaron diferencias altamente significativas ( $p < 0.01$ ). Se evaluó la capacidad predictiva de los algoritmos para la estimación de la riqueza en tres cuadrantes de  $100 \text{ km}^2$ , comparando los modelos generados por los algoritmos contra un inventario intensivo desarrollado para estos cuadrantes. Se determinó que los valores máximos de riqueza modelada por GARP; BIOCLIM y DOMAIN, no presentaron diferencias significativas respecto a la riqueza observada ( $S_{obs}$ ), y la proveniente del promedio de los estimadores no paramétricos ( $S_{Est}$ ) ( $p > 0.05$ ).

Podemos señalar que los modelos de distribución de especies, pueden facilitar el estudio y comprensión de los patrones de la biodiversidad, más aún en áreas con un gran acervo biológico y/o con escasa información botánica y faunística.

## ABSTRACT

In recent decades, the "biodiversity crisis" has been considered one of the most important issues facing humanity. This situation leads to the urgent development and implementation of actions to ensure their preservation. In its way, the objectives of this study were 1) Evaluate geographical representation, environmental data and scale's factor analysis, in the inventory of botanical group of shrubs species, 2) Analyze diversity patterns Alpha ( $\alpha$ ), Beta ( $\beta$ ), and gamma ( $\gamma$ ) of shrubs legumes within the protected area, and 3) evaluate the performance of GARP, MAXENT, and DOMAIN BIOCLIM algorithms in modeling the potential richness of shrubs species of legumes, of the study area.

By analyzing the geographical representation of the inventory of shrubs was determined that the various types of bias sampling were significant (bias Road  $\chi^2 = 715$ ,  $P < 0.01$ ; bias altitudinal range  $\chi^2 = 391.02$ ,  $P < 0.01$ , and bias by vegetation type  $\chi^2 = 518.13$ ,  $P < 0.01$ ). Significant differences from the bioclimatic variables against all the records against a random sample were observed. Only *Rhus virens* and *Dermatophyllum secundiflorum*, did not exhibit significant differences with respect to a random design. It was determined that the information from collections developed in the area, is suitable for smaller scales of analysis (1 and 0.5 °).

Moreover, they managed to identify the areas of greatest concentration of species based on the use of ecological niche models; were able to develop a floristic regionalization scheme, in addition to defining the regional context the contribution of alpha and beta diversity, diversity on the range.

Finally, patterns of richness of shrub legumes determined through the use of data from biological collections were compared, as well as those obtained by the development of ecological niche models of GARP; MAXENT, BIOCLIM and DOMAIN algorithms. Significant differences of richness values between observed richness ( $S_{obs}$ ) and the modeled by algorithms ( $S_{mod}$ ) ( $p < 0.01$ ) were observed. The patterns generated by the different algorithms, except for comparing BIOCLIM GARP ( $p = 0.2809$ ) were significantly different ( $p < 0.01$ ). The predictive power of algorithms for estimation of richness in three quadrants of 100 km<sup>2</sup> was evaluated by comparing the models generated

by the algorithms, versus an intensive inventory developed for these quadrants. It was determined that the maximum values of potential richness modeled by GARP; BIOCLIM and DOMAIN, not significantly different from that observed richness ( $S_{obs}$ ), and from the average of the nonparametric estimators ( $S_{est}$ ) ( $p > 0.05$ ).

We can note that the species distribution models can facilitate the study and understanding of biodiversity patterns, even in areas with high biological heritage and / or with little information of flora and fauna.

# 1. INTRODUCCIÓN

## 1.1. DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

### 1.1.1. La crisis de la biodiversidad, Conservación y Desarrollo sustentable: Datos actuales y necesidades de investigación

En las últimas décadas, la “Crisis de la biodiversidad”, ha sido considerada como uno de los problemas más importantes que afronta la humanidad. Estimaciones recientes, describen que los humanos hemos causado la extinción entre el 5 a 20% de las especies en varios grupos de organismos, y que hemos acelerado los rangos de extinción entre 100 y 1,000 veces más que los previos a la aparición del *Homo sapiens* (Rao y Larsen, 2009).

En un artículo reciente, (Hooper *et al.*, 2012), describen que el impacto de la pérdida de especies locales, tienen consecuencias ambientales tan importantes como los efectos de factores estresantes de cambios mundiales que han movilizadado la atención global. De esta manera, en la actualidad hay más pruebas que la pérdida de la diversidad biológica, altera procesos críticos en los ecosistemas, los cuales son fundamentales para garantizar la provisión de servicios para la sociedad humana (Moreno y Verdú, 2007).

Bajo este contexto, resulta imperativo, la implementación de medidas que mitiguen el impacto de la pérdida de la diversidad biológica, para con ello reducir las potenciales consecuencias derivadas de la propia extinción de las especies (de la Maza-Elvira, 2005). De esa forma, el primer aspecto fundamental para garantizar la conservación de la biodiversidad, es la cuantificación y ubicación espacial de la riqueza biológica (Margules



y Pressey, 2000), dado que esta información, permitirá hacer una gestión más eficiente del territorio (Romo *et al.*, 2007).

Sin embargo, hoy en día el conocimiento sobre diversos grupos es incompleto y fragmentado (Peterson *et al.*, 1998), el cual limita al proceso de toma de decisiones en el momento de planificar acciones de conservación (Martín-Piera, 2000, Hortal y Lobo, 2006).

Considerando que la generación de inventarios biológicos, es una tarea que requiere una fuerte inversión de recursos económicos y humanos (Jiménez-Valverde y Hortal, 2003), además que la velocidad de transformación de los hábitat, en la mayoría de los casos es mayor a la conformación de inventarios bióticos de calidad, hace que enfoquemos nuestros esfuerzos hacia el uso de fuentes de datos primarios depositados en las colecciones biológicas. Las cuales se constituyen como acervos de referencia para el estudio de la biodiversidad (Escalante, 2006). Aunado a ello, el desarrollo de la informática de la biodiversidad (Soberón y Peterson, 2004), la cual se define como la aplicación de tecnologías de la información para el manejo, sistematización, análisis e interpretación de datos primarios, particularmente a un nivel de organización específica, ha dimensionado el estudio y análisis de los procesos y patrones espacio-temporales con los cuales se pretende contestar viejas preguntas mediante nuevos enfoques metodológicos (Martínez-Meyer y Sanchez-Cordero, 2006).

Un campo de la investigación que ha cobrado auge en los años recientes, es el uso de algoritmos para el modelado del nicho ecológico de las especies (Mateo *et al.*, 2011). Estas herramientas informáticas, consideran el concepto de nicho ecológico, el cual se define como aquellas condiciones ambientales, donde las especies pueden sobrevivir sin la necesidad de inmigración (Grinnell, 1917). Particularmente, los modelos de nicho ecológico han sido utilizados para una gran gama de enfoques entre los que destacan el entendimiento de patrones de diversidad en sus distintos componentes (Feria y Peterson, 2002), así como su aplicación en el desarrollo de esquemas para la conservación del territorio (Ortega-Huerta, 2004, Sánchez-Cordero *et al.*, 2005). Constituyéndose como una valiosa herramienta para la biología de la conservación (Hortal y Lobo, 2006).

## 2. JUSTIFICACIÓN

En la actualidad y debido a los acelerados procesos de pérdida de biodiversidad, hacen urgente encauzar estrategias que garanticen la preservación del acervo biológico y los servicios ambientales en sus distintas escalas. Particularmente el Área de Protección de Recursos Naturales Cuenca del Río Sabinas ha sido objeto de un uso de suelo histórico desde hace más de un siglo (principalmente a través de la minería a cielo abierto), lo que derivado en la pérdida de hábitats y especies, para finalmente repercutir en cuestiones sociales, además de traducirse en altos costos económicos derivados por dichas pérdidas al tratar de restaurar la funcionalidad ecosistémica.

El desarrollo sustentable tiene como fundamento el aprovechar los recursos sin comprometer la viabilidad de los mismos en el futuro, sin embargo para que este proceso se consolide, debe de estar cimentado sobre conocimiento científico actualizado. En el caso de esta región, los esfuerzos de conservación hasta el momento han aportado información que permite caracterizar su biodiversidad, pese a ello, es necesario con base a dicha información disponible generar análisis que permitan identificar los cambios de los hábitats ocurridos a través del tiempo, presentar un diagnóstico actualizado de la situación ambiental, así como modelar los posibles escenarios de presencia/ausencia de taxones carismáticos y/o bioindicadores de flora y fauna, cuyos resultados, por una parte nos servirán para ejemplificar sobre cómo afectan dichos procesos antrópicos y naturales, sobre su distribución y con ello la presencia de las distintas especies, mientras que por otro lado, esta información nos podrán orientar hacia el desarrollo de estrategias efectivas, basándonos en que factores son críticos para mantener niveles adecuados de biodiversidad, los cuales permitan continuar con los procesos funcionales que se presentan en ésta área.

Considerando lo anterior, la presente aportación, pretende a través del uso de Sistemas de Información Geográfica y el modelado de nicho ecológico, 1) describir aspectos relativos a la caracterización geográfica de los inventarios biológicos (especies arbustivas), 2) describir patrones de diversidad (alfa, beta y gama) del área protegida, esto con la intención de contribuir al manejo del área natural protegida y finalmente 3) evaluar

el desempeño de los algoritmos, respecto a su capacidad predictiva en el modelamiento de patrones de riqueza de leguminosas arbustivas dentro del Area de Protección de Recursos Naturales Cuenca Alimentadora del Distrito de Riego 004 Don Martín, en el estado de Coahuila, México.

### 3. HIPÓTESIS

- Las colectas previas en el área, han sido efectuadas sin considerar un diseño de muestreo específico para la sistematización de los datos sobre la biodiversidad de plantas arbustivas, de modo que estos datos presentan sesgos, que puede comprometer la viabilidad en el uso de la información para el entendimiento de los patrones y la toma de decisiones en materia de conservación de la diversidad del área.
- Considerando el número de registros botánicos de leguminosas arbustivas dentro del área de estudio, los patrones de riqueza y la similitud florística observados a partir del uso de los datos puntuales, no ofrecerán una descripción completa de los mismos. En contraparte, el llenado de vacíos de información con datos provenientes de los modelos de nicho ecológico, podrán describirnos una panorámica más descriptiva de los patrones de riqueza y regionalización florística de este grupo indicador.
- La diversidad beta del área protegida, no es un factor determinante para explicar la riqueza regional de especies de leguminosas arbustivas.
- Los patrones de riqueza presentados a partir del uso de los modelos generados por los algoritmos GARP, MAXENT, BIOCLIM y DOMAIN, así como la riqueza de leguminosas arbustivas observada a partir de la consulta en bases de datos y literatura especializada, serán distintos dentro de la zona de estudio.
- Los algoritmos utilizados para el modelado de nichos ecológicos y la descripción de los patrones de riqueza dentro del área de estudio, presentarán diferencias en términos de precisión (Sesgo y Exactitud), comparándolos contra una muestra de la riqueza observada en cuadrantes seleccionados.

## **4. OBJETIVOS**

### **4.1. Objetivo general.**

Analizar la representatividad geográfica y ambiental de los inventarios biológicos, y describir los patrones de diversidad y distribución de la flora de leguminosas arbustivas (Fabaceae), a través del uso de información primaria y de campo, optimizando su uso bajo el enfoque del modelado de nichos ecológicos, en el área de la Cuenca Alimentadora del Distrito de Riego 004 Don Martín, como una herramienta para la conservación y manejo de la reserva.

### **4.2. Objetivos particulares**

- Evaluar la representatividad geográfica, ambiental y de escala de análisis del inventario de plantas arbustivas dentro del área de la Cuenca Alimentadora del Distrito de Riego 004 Don Martín, en lo respectivo a la porción Río Sabinas, La Encantada, Santa Rosa y Serranías del Burro.
- Analizar los patrones de diversidad Alfa ( $\alpha$ ), Beta ( $\beta$ ) y gama ( $\gamma$ ) de Leguminosas arbustivas dentro del área protegida, mediante datos puntuales y datos optimizados a través de modelos de distribución de especies.
- Evaluar el desempeño de los algoritmos GARP, MAXENT, BIOCLIM y DOMAIN, en el modelado de la riqueza potencial del área de la Cuenca Alimentadora del Distrito de Riego 004 Don Martín, en lo respectivo a la porción Río Sabinas, La Encantada, Santa Rosa y Serranías del Burro.

**5. CAPÍTULO 1.**  
**REPRESENTATIVIDAD GEOGRÁFICA DEL INVENTARIO DE**  
**ESPECIES ARBUSTIVAS EN EL ÁREA NATURAL PROTEGIDA**  
**“CUENCA ALIMENTADORA DEL DISTRITO DE RIEGO 004 DON**  
**MARTÍN”, COAHUILA, MÉXICO**

**5.1. Resumen**

Se realizó un análisis de la representatividad geográfica del inventario de plantas arbustivas de un ANP de Coahuila, México, con la intención de 1) describir los tipos de sesgos de muestreo que estos datos representan; 2) definir en el marco geográfico de estudio, la heterogeneidad ambiental de la reserva, captada en las colectas botánicas desarrolladas, y finalmente, 3) determinar el nivel de resolución espacial que puede soportar la información colectada. Los distintos tipos de sesgos fueron significativos (sesgo de carretera  $\chi^2 = 715$ ;  $P < 0.01$ ; sesgo por rango altitudinal  $\chi^2 = 391.02$ ,  $P < 0.01$ ; y sesgo por tipo de vegetación  $\chi^2 = 518.13$ ,  $P < 0.01$ ). Respecto a las variables bioclimáticas, existe diferencia significativa para la totalidad de los registros contra una muestra aleatoria. Solamente *Rhus virens* y *Dermatophyllum secundiflorum*, no exhibieron diferencias significativas con respecto a un diseño aleatorio. Se determinó que la información proveniente de las colectas desarrolladas en el área, es adecuada para escalas pequeñas de análisis ( $1^\circ$  y  $0.5^\circ$ ). A resoluciones más finas, se vuelven evidentes los vacíos de información botánica para el área. Resulta importante dirigir esfuerzos

complementarios para mejorar la calidad del inventario de plantas arbustivas del área protegida.

## 5.2. Abstract

We perform an analysis of the geographical representativeness of botanical inventories of shrubs species in a Protected Natural Area in Coahuila, Mexico. Our objectives was 1) describe the biases types of these botanic inventory (roads, altitud and vegetational bias); 2) define in the geographic study área, the enviromental heterogenity of the reserve, captured in the inventory of shrubs species, and finally, 3) determine the level of spatial resolution who is adecuate for the information previously collected in the area. The biases were significant (road bias  $\chi^2 = 715$ ;  $P < 0.01$ ; altitudinal bias  $\chi^2 = 391.02$ ,  $P < 0.01$ ; and vegetational type bias  $\chi^2 = 518.13$ ,  $P < 0.01$ ). Respect to bioclimatics variables examined, we found significative difference for the totality of records versus a random sample. In another hand, *Rhus virens* and *Dermatophyllum secundiflorum*, were not exhibit significant differences versus a random sample. Finally, the botanical data of records of shrubs species, is adecuate for analysis for small geographic scales ( $1^\circ$  y  $0.5^\circ$ ). In other hand, in a fine grain scale, the botanical records are absent for several parts of the área, and this situation are not adecuate for develop finer analysis on biodiversity. Thus, it is important to direct further efforts to improve the quality of the inventory of shrubs plants in the protected area.

### 5.3. Introducción

Una de las premisas fundamentales para los administradores de los recursos naturales y la biodiversidad, es determinar el universo de su ámbito de trabajo. De esa manera, una de las tareas más importantes de los biólogos, ha sido el coleccionar, organizar y sistematizar el conocimiento botánico a través de los inventarios biológicos (Stork y Samways, 1995; Escalante, 2003), los cuales se reconocen como la forma más generalizada para documentar la diversidad de especies. La información contenida en las colecciones, posee un importante acervo de nuestro patrimonio biológico (Navarro *et al.*, 2003), revistiendo un gran valor para generar información, principalmente cuando se utiliza en combinación con otras fuentes de datos y con enfoques analíticos emergentes (Martínez-Meyer y Sánchez-Cordero, 2006). Por otra parte, los datos contenidos, pueden ayudarnos a describir aspectos sobre la caracterización biogeográfica y ecológica de las especies (Morrone, 2000; Salinas-Rodríguez *et al.*, 2013), el análisis de los patrones de distribución y riqueza biológica (Soberón y Peterson, 2004; Estrada-Castillón, 2010; Velazco-Macías *et al.*, 2011), además de cobrar un especial interés en la planeación sistemática de la conservación y la protección de especies y sus poblaciones (Arzamendia y Giraud, 2004; Alanís-Flores *et al.*, 2004).

México cuenta con una importante tradición taxonómica, dado que la sistematización de datos relativos a la biodiversidad mexicana y en particular de la flora, data desde el quinquenio de 1753-1757 (Llorente-Bousquets y Ocegueda, 2008). Observándose que el impulso más fuerte de la colecta de datos florísticos para el noreste de México, se ha dado desde los años 1980 al 2000 (Velazco-Macías, 2009). Por otra parte, en las últimas décadas, la pérdida de la biodiversidad ha sido considerada como uno de los temas más importantes dentro de las diversas agendas de los distintos niveles de gobierno, como consecuencia del impacto antrópico directo (sobreexplotación) o indirecto (pérdida y alteración del hábitat) (Halffter y Moreno, 2005). Por tal razón, se han dirigido esfuerzos significativos para la generación de programas para su conservación, entre los que destacan el desarrollo y manejo de áreas naturales protegidas en sus distintas modalidades (Cantú *et al.*, 2004; Castaño-Villa, 2005).



Considerando a las especies y subsecuentemente, a los inventarios biológicos como uno de los insumos principales que han sido utilizados para la definición y selección de áreas prioritarias (Hallfater y Ezcurra, 1992; Kress *et al.*, 1998), resulta importante conocer la representatividad de los esfuerzos de colecta, para determinar los sesgos que potencialmente puedan limitar la definición de patrones geográficos de la biodiversidad (Hijmans *et al.*, 2000; Hortal *et al.*, 2007) y por ende, limitar su utilidad para el desarrollo de estas estrategias para la gestión del territorio natural (Hortal y Lobo, 2006). En ese sentido, varios han sido los enfoques empíricos para evaluar la fortaleza de los inventarios y las bases de datos sobre biodiversidad, desarrollando evaluaciones en términos estadísticos y apoyándose en estimaciones de carácter paramétrico y no paramétrico (Collwell y Coddington, 1994; Chadzon *et al.*, 1997; López-Gómez y Williams-Linera, 2006), y a distintas escalas geográficas (Villaseñor *et al.*, 2005). Sin embargo, un tema fundamental en la evaluación de las colecciones y bases de datos curatoriales, es el caracterizar estos registros en términos de su representatividad geográfica, dado que la presencia de los organismos, con relación a sus variables ambientales, nos proporciona información vital para describir su nicho ecológico (Grinell, 1917; Hortal *et al.*, 2008).

Para abordar esta cuestión, se definió como marco de análisis, el Área de Protección de Recursos Naturales Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 004 Don Martín (APRN CADDR 004), en lo respectivo a la porción Río Sabinas, La Encantada, Santa Rosa, El Burro (CONANP, 2014), por ser una de las reservas más extensas dentro del noreste de México y revestir gran importancia para la conservación por distintos esquemas de regionalización establecidos (Benítez *et al.*, 1999; Arriaga *et al.*, 2002). Por otra parte, como grupo botánico para este análisis, se seleccionaron 92 especies de plantas arbustivas por ser un conjunto representativo en términos de estructura y diversidad, dentro de los paisajes regionales del noreste mexicano (Canizales-Velázquez *et al.*, 2009; González-Rodríguez *et al.*, 2010; Mora-Donjuán *et al.*, 2013), además que varias de sus especies, se constituyen como un recurso fitogenético frecuentemente utilizado por las distintas comunidades humanas en la herbolaria tradicional, como elementos dendroenergéticos (obtención de leña y carbón), como forraje para el ganado, para la elaboración de artesanías, la fabricación de muebles y herramientas, además de ser utilizadas como especies ornamentales (Estrada-Castillón *et al.*, 2004; Ramos-Silva *et al.*,

2007). Esta situación ha favorecido que este grupo se encuentre bien representado en las colecciones biológicas y los inventarios regionales del noreste de México (Villarreal-Quintanilla, 2001; Estrada-Castillón *et al.*, 2004; Estrada-Castillón *et al.*, 2005).

De esa forma, a través del presente trabajo, se busca describir la pertinencia del uso de los datos provenientes de colectas en el área, para lo cual consideramos tres objetivos principales: a) describir los tipos de sesgos de muestreo que estos datos representan (sesgo de distancia a carretera, por altitud y por tipos de vegetación); b) definir en el marco geográfico de estudio, qué tanto se capta de la heterogeneidad ambiental de la reserva en cuestión, en las colectas previamente desarrolladas, y finalmente, c) determinar el nivel de resolución espacial que puede soportar la información previamente colectada (efecto de la escala sobre los datos colectados). Todo ello, con la intención de poder validar esta información y en su defecto, proponer recomendaciones que permitan optimizar su uso, para describir patrones y procesos, en aras de la conservación de la biodiversidad de esta reserva natural.

## 5.4. Materiales y métodos

### 5.4.1. Área de Estudio.

El APRN CADDR 004, fue decretada en el año de 2002 (DOF, 2002). Particularmente el polígono correspondiente a la porción Río Sabinas, La Encantada, Santa Rosa y Serranías del Burro, se localiza en la porción centro noreste del estado de Coahuila, abarca una superficie de 8,024.53 km<sup>2</sup>, que representa cerca del 10% de la superficie estatal. Pertenece a la Provincia Fisiográfica “Grandes Llanuras de Norteamérica”, caracterizada por presentar climas secos y semi-secos con temperaturas mínimas extremas que ocurren a mediados del invierno, llegando a registrarse hasta  $-16\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Los valores extremos de temperatura máxima oscilan de  $43\text{ }^{\circ}\text{C}$  a  $55\text{ }^{\circ}\text{C}$ , ocurriendo en los meses del verano (junio - septiembre).

Por su parte, la edafología del área, se caracteriza principalmente por presentar tipos de suelos Xerosol, Regosol y Vertisol. Geológicamente en el área se presentan rocas de origen sedimentario de origen marino y en segundo plano rocas magmáticas del tipo basáltico (INEGI, 1983). La reserva forma parte de la Provincia Tamaulipeca (Morrone, 2005), la cual constituye una amplia zona de ecotonía entre la Planicie Costera del Golfo y el Altiplano Mexicano, constituyéndose como un importante centro de endemismos (Rojas-Mendoza, 1965; Rzedowski, 1978). Su vegetación está constituida en su mayor parte por matorrales xerófilos, de los cuales se distinguen el matorral espinoso tamaulipeco, y el matorral micrófilo; también se presenta vegetación riparia, pastizales, matorral submontano y encinares (ICE-FCF, 2004).

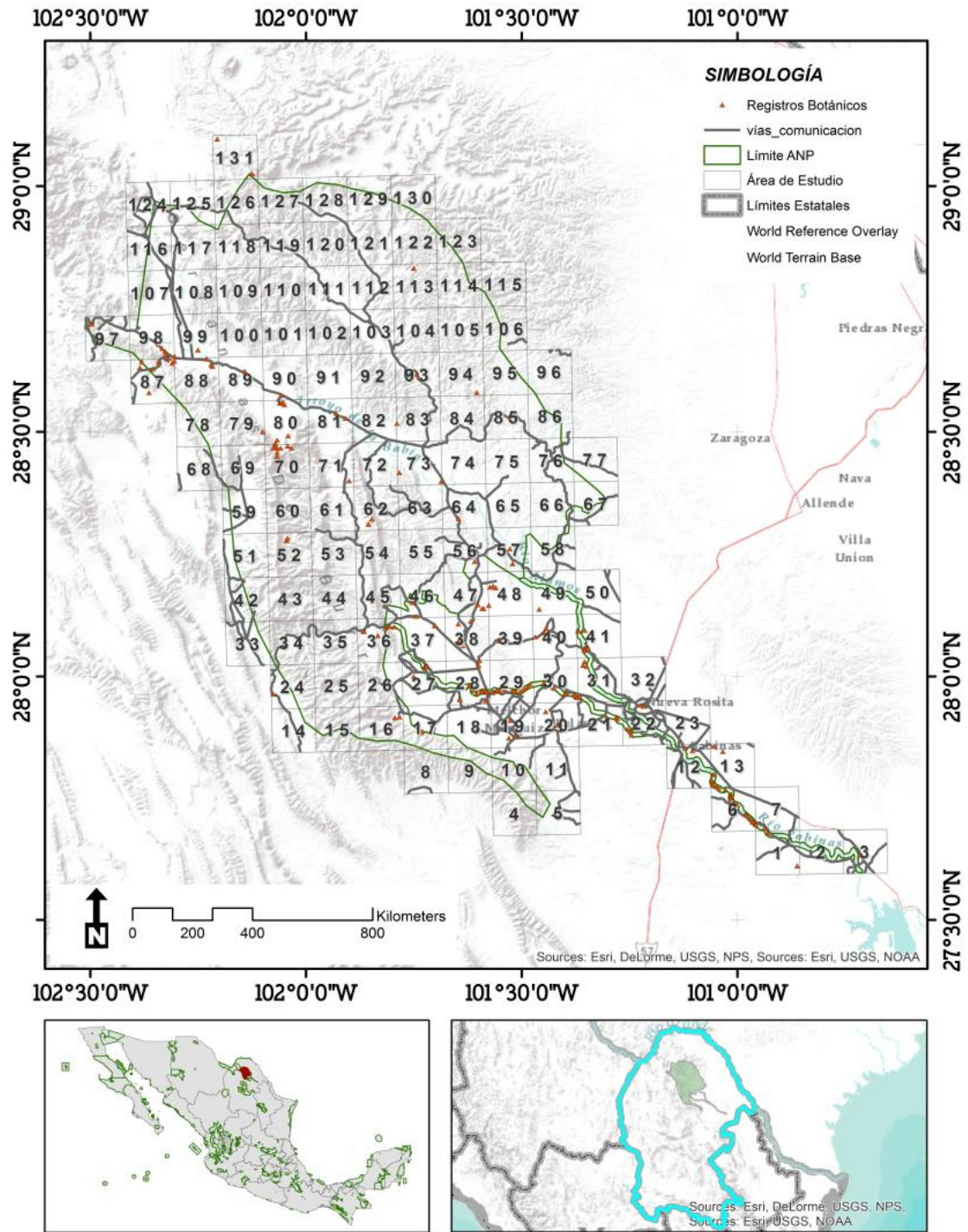


Figura 5.1. Localización del área de estudio y cuadrantes de análisis de la información (100 km<sup>2</sup>).

#### 5.4.2. Colecta de información biológica.

Para el análisis del nivel del inventario de plantas arbustivas, se recopiló un total de 681 registros, correspondientes a la información de 92 especies, 57 géneros y 27 familias (Tabla 5.1), a partir de la revisión de literatura especializada, así como de registros provenientes de bases de datos digitales de la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB) y el sitio de Global Biodiversity Information Facility (GBIF). Se utilizó el sistema taxonómico propuesto por The Angiosper Phylogeny Group APG III (2009) y para la revisión de la validez o sinonimia taxonómica, fueron utilizadas las bases de datos de The Plant List Versión 1 (2010), The International Plant Names Index (2012), y el International Code of Botanical Nomenclature (Vienna Code, 2006).

De la base de datos resultante, fueron eliminados aquellos registros de los cuales se presentaban inconsistencias geográficas (falta de claridad en la descripción de la localidad), de igual forma, fueron descartados aquellos registros que presentaron imprecisiones en la determinación taxonómica (p. ej. especie del género no determinada). Toda la información fue administrada para su despliegue dentro de Sistemas de Información Geográfica. Se consideró como marco para la recopilación de los registros de estas especies, el área comprendida por el polígono del Área Natural Protegida Río Sabinas, Coahuila (Fig. 5.1).

#### 5.4.3. Análisis espacial de los registros de plantas arbustivas en el área del Río Sabinas.

En primer lugar el área correspondiente al polígono del APRN CADDR 004 y en lo específico a la porción Río Sabinas, La Encantada, Santa Rosa y Serranías del Burro (8,024.53 km<sup>2</sup>), se dividió en cuadrantes de 10x10 km (~100 km<sup>2</sup>). Resultando un total de 131 cuadrantes, asignándose un identificador numérico individual.

Los registros geográficos de las especies, fueron desplegados sobre el área y posteriormente se cuantificó el número de registros y número de especies para cada cuadrante, determinándose la asociación entre estos parámetros mediante una regresión lineal (Fig. 5.1).

#### 5.4.4. Análisis de sesgos de distancia a carreteras.

Para este caso, se generó una matriz de distancia a la carretera, a partir de la capa básica de vías de comunicación principales escala 1: 250,000 proveniente del Continuo de Topografía serie II de INEGI (1990) considerando 11 clases desde 0 a 10,000 m, con una separación cada 1000 metros. Posteriormente, los registros puntuales (n = 681) fueron vertidos sobre la capa generada y se determinó el número de registros y especies presentes para cada rango de distancias a carreteras. Estos datos se compararon contra una matriz de puntos completamente aleatoria (n = 681 registros), mediante una prueba de  $\chi^2$  (Fig. 5.2a).

#### 5.4.5. Análisis de sesgos por rangos altitudinales

De igual forma, a partir las curvas de nivel escala 1: 250,000 (CONABIO, 1998), se generó un modelo digital de elevación, del cual se definieron cinco rangos altitudinales, dentro de los cuales, fueron vertidos los registros de plantas arbustivas del área (n= 681 registros), para luego describir el número de registros y especies contenidos para cada rango analizado.

La matriz aleatoria de puntos, previamente generada (n = 681 registros), se comparó contra los registros y rangos altitudinales previamente descritos a través de una prueba de  $\chi^2$  (Fig. 5.2b).

#### 5.4.6. Análisis de sesgo por tipos de vegetación

Para comparar los registros previamente colectados, contra un diseño aleatorio estratificado, se consideraron los tipos agrupados de vegetación de la Serie IV de vegetación (INEGI, 2005). Determinándose con base en su extensión, los estratos y sus proporciones respectivas.

De esta manera, se asignó una muestra proporcional de registros para cada uno de los estratos (tipos de vegetación) y se compararon estadísticamente mediante una prueba de  $\chi^2$ , contra los registros previamente colectados en el área (Fig. 5.2c).

#### 5.4.7. Representatividad geográfica de los aspectos bioclimáticos del área protegida

Para este análisis, utilizamos la totalidad de los registros de las 92 especies de plantas arbustivas (n = 681 registros). Se analizaron solamente los datos de aquellas especies con más de 10 registros dentro del área (n = 18 especies). Finalmente, con la intención de analizar el efecto del sesgo de distancia a carreteras, sobre la descripción de las condiciones ambientales de las especies en el área, se utilizaron los distintos conjuntos de registros para cada rango de distancia. De la base de datos de Worldclim (Hijmans et al., 2005), se descartaron aquellas variables que presentaron valores significativos de correlación mayores a 0.70, resultando en un total de cinco variables: Bio1: Temperatura media anual; Bio3: Isotermalidad (BIO2/BIO7)(\* 100); Bio13: Precipitación del mes más húmedo; Bio15: Temperatura máxima del mes más cálido y Bio19: Precipitación del Cuatrimestre más frío. Posteriormente, mediante procesos de análisis espacial, se asignó cada uno de los registros geográficos de las especies.

De igual forma, se creó una matriz de puntos aleatorios con igual número de réplicas que el conjunto de registros totales observados, a los cuales también se les incluyó el valor de cada variable bioclimática. Este conjunto de datos aleatorios, se creó con la intención de determinar las diferencias significativas entre ambos juegos de datos.

Las comparaciones se desarrollaron a través del test de U de Mann-Whitney, dado que no se presentó normalidad en los datos de acuerdo al test de Shapiro Wilk, incluido dentro del programa PAST 3.01 (Hammer *et al.*, 2001).

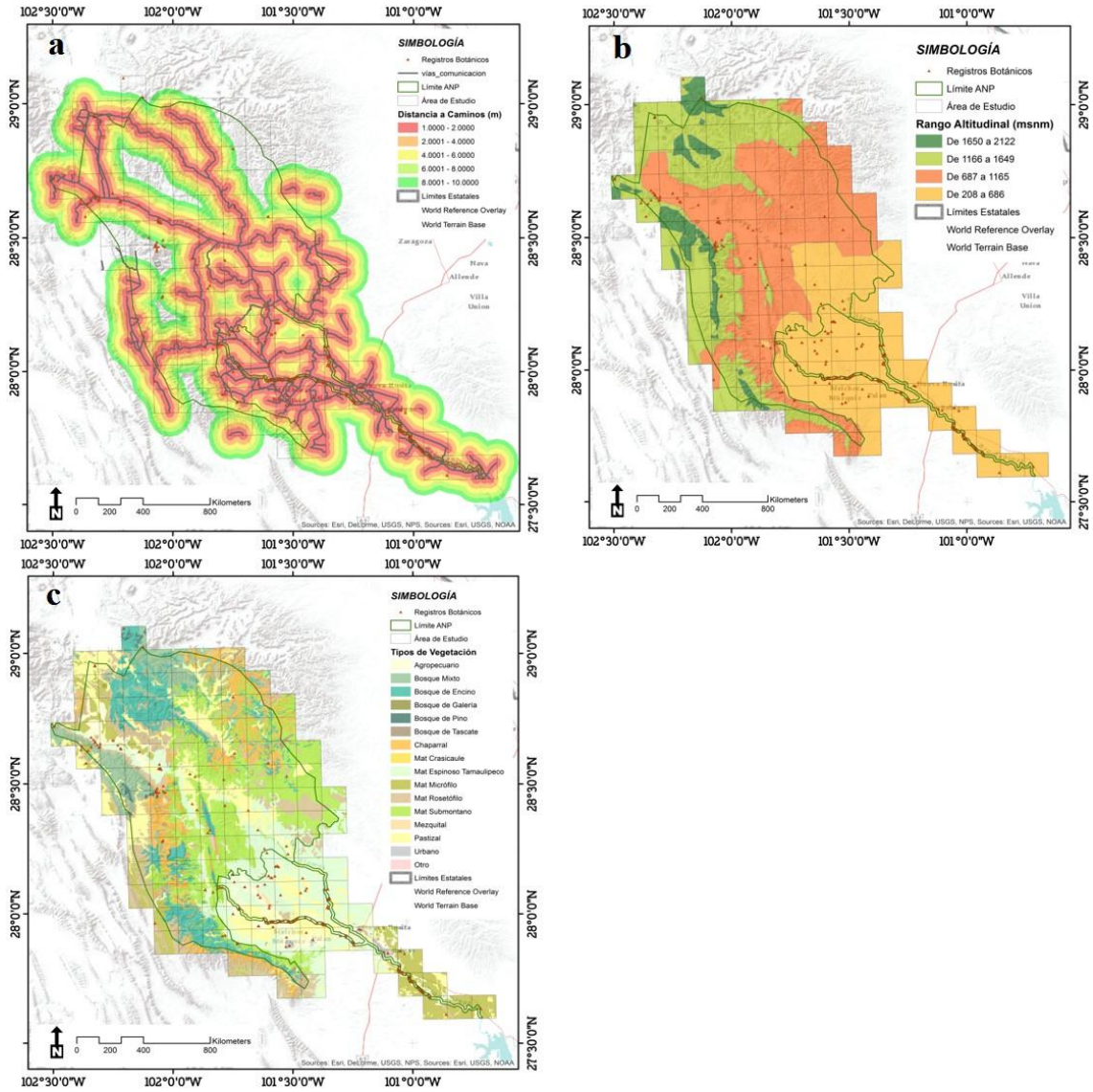


Figura 5.2. Mapas para el análisis de los sesgos por: a) Distancia a carreteras; b) rangos altitudinales y, c). Vegetación dentro del área de estudio.



#### 5.4.8. Análisis de la escala geográfica y la representatividad de los inventarios.

Para analizar el efecto de la escala sobre el grado de conocimiento del inventario de plantas arbustivas, se definieron cuatro particiones geográficas de 1° x 1° (4 cuadrantes con una superficie de ~ 10,908.30 km<sup>2</sup>); 0.5° x 0.5° (11 cuadrantes con superficies aproximadas de 2,734.05 km<sup>2</sup>); 0.25° x 0.25° (30 cuadrantes con superficies de ~ 683 km<sup>2</sup>) y 0.10° x 0.10° (131 cuadrantes de ~ 100 km<sup>2</sup>) de resolución espacial. Dentro de cada marco geográfico de análisis, se estimó la riqueza potencial para cada escala geográfica, utilizando el estimador no paramétrico Chao 2, el cual se ajusta a la naturaleza de los datos (incidencia) y se encuentra disponible dentro del programa EstimateS 9.1.0. (Colwell, 2013).

$$S_{\text{CHAO2}} = S_{\text{OBS}} + \frac{Q_1^2}{2Q_2}$$

Dónde:

$S_{\text{OBS}}$ : Número total de especies observadas en toda las muestras llevadas al pool y,  $Q_j$ : Número de especies que ocurren en exactamente  $j$  muestras ( $Q_1$  es la frecuencia de especies únicas,  $Q_2$  la frecuencia de especies duplicadas). Finalmente, se determinó el nivel de completitud (Moreno y Halffter, 2000), para cada marco geográfico de análisis y se compararon cuantitativamente cada valor obtenido para cada resolución espacial analizada.

$$IC_i = \frac{SPP_{.OBS}}{SPP_{.EST}}$$

Dónde:

$IC_i$ : Índice de completitud y,  $SPP_{.OBS}$ : son las especies observadas para el área de análisis y,  $SPP_{.EST}$ : son las especies estimadas para el área de análisis por el modelo de Chao 2.

Tabla 5.1. Listado de plantas arbustivas y número de registros para cada especie que comprende el presente estudio.

<b>Familia</b>	<b>Especie</b>	<b>Número de Registros</b>
Amaranthaceae	<i>Atriplex canescens</i> (Pursh) Nutt.	1
	<i>Pistacia texana</i> Swingle	1
	<i>Rhus aromatica</i> Aiton	1
	<i>Rhus glabra</i> L.	1
	<i>Rhus lanceolata</i> (A. Gray) Britton	6
	<i>Rhus virens</i> Lindh. ex A. Gray	12
Asteraceae	<i>Baccharis neglecta</i> Britton	4
	<i>Flourensia cernua</i> DC.	1
	<i>Gochnatia hypoleuca</i> (DC.) A.Gray	3
	<i>Gutierrezia sarothrae</i> (Pursh) Britton & Rusby	1
	<i>Gutierrezia texana</i> var. <i>glutinosa</i> (S.Schauer) M.A.Lane	2
	<i>Gymnosperma glutinosum</i> (Spreng.) Less.	3
Berberidaceae	<i>Berberis trifoliolata</i> Moric.	1
Bignoniaceae	<i>Chilopsis linearis</i> (Cav.) Sweet	1
	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M.Johnst.	1
Cannabaceae	<i>Celtis laevigata</i> Willd.	2
	<i>Celtis pallida</i> Torr.	14
Celastraceae	<i>Schaefferia cuneifolia</i> A. Gray.	3
Ebenaceae	<i>Diospyros texana</i> Scheele	11
Euphorbiaceae	<i>Croton cortesianus</i> Kunth	1
	<i>Croton dioicus</i> Cav.	4
	<i>Croton fruticosus</i> Torr.	7
	<i>Croton incanus</i> Kunth	5
	<i>Croton leucophyllus</i> Müll.Arg.	2
	<i>Croton pottsii</i> (Klotzsch) Müll.Arg.	1
	<i>Croton suaveolens</i> Torr.	1
	<i>Manihot subspicata</i> D.J.Rogers & Appan	1
Fabaceae	<i>Acacia amentacea</i> DC.	72
	<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	31
	<i>Acacia constricta</i> var. <i>vernica</i> (Standl.) L.	7
	<i>Acacia coulteri</i> A.Gray	7
	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	62
	<i>Acacia glandulifera</i> S. Watson	3
	<i>Acacia greggii</i> A.Gray	54
	<i>Acacia roemeriana</i> Scheele	6
	<i>Acacia schaffneri</i> (S.Watson) F.J.Herm.	5

<b>Familia</b>	<b>Especie</b>	<b>Número de Registros</b>
	<i>Acaciella angustissima</i> (Mill.) Kuntze	6
	<i>Bauhinia lunarioides</i> A.Gray ex S. Watson	6
	<i>Bauhinia macranthera</i> Benth ex Hemsl.	5
	<i>Calliandra eriophylla</i> Benth.	2
	<i>Cercis canadensis</i> (Rose) M. Hopkins	3
	<i>Chamaecrista greggii</i> (A. Gray) ex A. Heller	10
	<i>Dermatophyllum secundiflorum</i> (Ort.) Gandhi & Reveal	17
	<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele	20
	<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	6
	<i>Mimosa biuncifera</i> Benth.	16
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	11
	<i>Parkinsonia texana</i> var. <i>macra</i> (I.M. Johnst.) Isely	17
	<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	23
	<i>Prosopis reptans</i> Benth.	1
	<i>Senna wislizeni</i> (A.Gray) Irwin & Barneby	2
	<i>Zapoteca media</i> (M.Martens & Galeotti) H.M.Hern.	2
Fagaceae	<i>Quercus invaginata</i> Trel.	1
Garryaceae	<i>Garrya ovata</i> Benth.	5
Koeberliniaceae	<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.	2
Krameriaceae	<i>Krameria grayi</i> Rose & Painter	2
Lamiaceae	<i>Poliomintha glabrescens</i> A.Gray ex Hemsl.	7
	<i>Salvia ballotiflora</i> Benth.	4
Oleaceae	<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	4
	<i>Forestiera reticulata</i> Torr.	1
Rhamnaceae	<i>Ceanothus caeruleus</i> Lag.	1
	<i>Ceanothus greggii</i> A.Gray	5
	<i>Ceanothus herbaceus</i> Raf.	7
	<i>Colubrina greggii</i> S.Watson	8
	<i>Colubrina stricta</i> Engelm. ex M.C.Johnst.	4
	<i>Colubrina texensis</i> A.Gray	7
	<i>Condalia ericoides</i> (Cav.) Sweet	1
	<i>Condalia hookeri</i> M.C.Johnst.	1
	<i>Condalia mexicana</i> Schltldl.	1
	<i>Rhamnus humboldtiana</i> (Hook. ex Torr. & A. Gray) A. Gray	5
	<i>Ziziphus obtusifolia</i> (Hook. ex Torr. & A. Gray) A. Gray	9
Rosaceae	<i>Cercocarpus fothergilloides</i> Torr.	3
	<i>Cercocarpus montanus</i> Raf.	7
	<i>Crataegus baroussana</i> Eggl.	1

<b>Familia</b>	<b>Especie</b>	<b>Número de Registros</b>
	<i>Crataegus greggiana</i> Ettl.	5
	<i>Crataegus johnstonii</i> J.B.Phipps	1
	<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	3
Rubiaceae	<i>Cephalanthus occidentalis</i> L.	1
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	13
Sapindaceae	<i>Ungnadia speciosa</i> Endl.	6
Scrophulariaceae	<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	15
Simaroubaceae	<i>Castela tortuosa</i> Liebm.	9
Solanaceae	<i>Lycium berlandieri</i> Dunal	1
Verbenaceae	<i>Aloysia gratissima</i> (Gillies & Hook.) Tronc.	6
	<i>Aloysia macrostachya</i> (Torr.) Moldenke	2
	<i>Lantana achyranthifolia</i> Desf.	8
	<i>Lantana camara</i> L.	4
	<i>Lantana macropoda</i> Torr.	10
	<i>Lantana urticoides</i> Hayek	6
	<i>Lippia graveolens</i> Kunth	2
Zygophyllaceae	<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	16
	<i>Larrea tridentata</i> (Sessé & Moc. ex DC.) Coville	2

## 5.5. Resultados

### 5.7.1. Aspectos generales

De las 92 especies reportadas, el número de registros osciló entre 1 y 79, con un promedio de 7 registros por especie. El taxa con mayor número de registros fue *Acacia amentacea* (n = 79), seguida de *Acacia farnesiana* (n = 62) y *Acacia greggii* (n = 54). En contraparte, 24 especies, solamente se reportan con un registro dentro del área de estudio. A nivel de cuadrantes, se observan un total de 52 cuadrantes con al menos un registro, con un promedio de 13.09 y un rango entre 1 y 97 registros por cuadrante, por otro lado, 79 cuadrantes no cuentan con información botánica.

Respecto al número de especies por cuadrante, se observó un máximo de 36 (cuadrante 19), con un mínimo de una especie, y un promedio de 6.84 especies por cuadrante. Se observa una fuerte asociación entre el número de registros y número de especies a nivel de cuadrantes ( $R^2 = 0.8953$ ;  $P < 0.01$ ; Fig. 3). Geográficamente, la mayor proporción de registros y especies se presentó para la parte centro y sureste del área protegida.

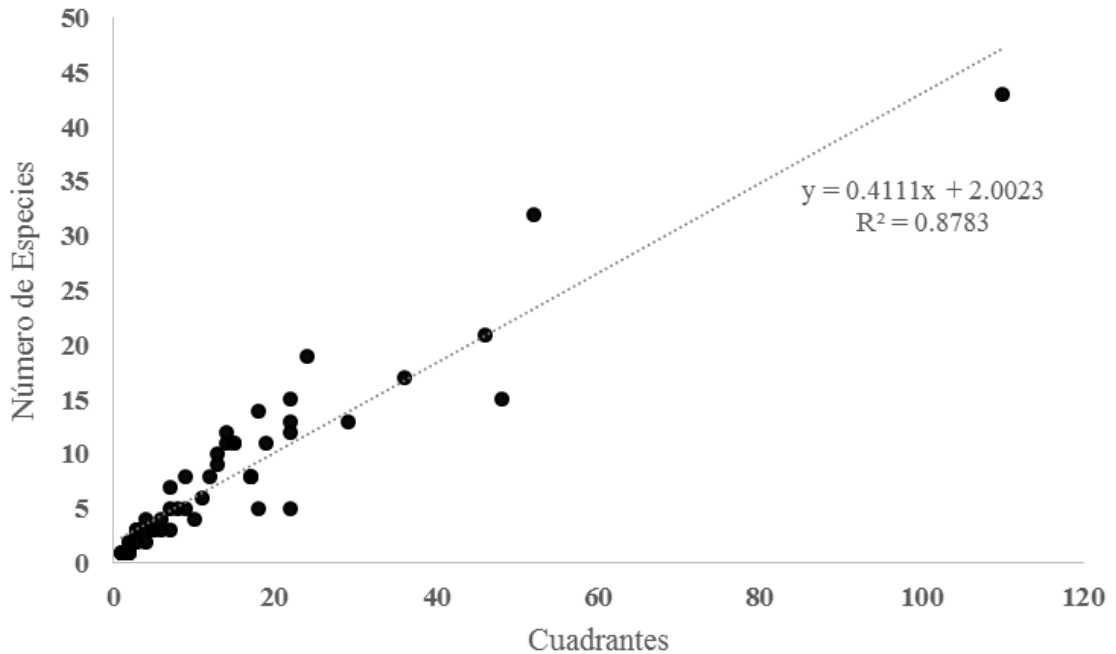


Figura 5.3. Relación observada entre el número de registros y número de especies observadas para los cuadrantes de análisis ( $R^2 = 0.8953$ ;  $P < 0.01$ ).

### 5.7.2. Análisis de sesgos de carreteras.

La mayor proporción (79.30%) de las colectas y observaciones sobre plantas arbustivas en el área, se presentó en los primeros 2,000 metros a partir de la infraestructura de caminos existente. Comparándolo con un muestreo completamente aleatorio, se observó que el número de registros esperados a partir de un muestreo enteramente aleatorio, se ve duplicado por los datos observados provenientes de colectas en el área. (Tabla 5.2, Fig. 5.4). Es de notar la ausencia de registros dentro de los rangos de distancia entre 5,000; 6,000 y 9,000 metros a partir de las vías de comunicación existentes.

Por su parte, las clases de distancias, posteriores a los 3,000 metros, se encuentran sub representadas, en términos de registros esperados, presentándose una diferencia significativa respecto a la muestra observada para cada rango de distancia a vías de comunicación ( $\chi^2 = 715$ ;  $P < 0.01$ ).

Tabla 5.2. Rangos de distancia a carreteras y número registros observados y esperados del inventario de plantas arbustivas.

<b>Distancia de la carretera (metros)</b>	<b>Número de registros</b>	<b>Registros Aleatorios</b>
1,000	363	126
2,000	177	112
3,000	49	83
4,000	40	71
5,000	0	59
6,000	0	34
7,000	4	42
8,000	14	24
9,000	0	23
10,000	7	19
>10,001	27	88
<b>Total general</b>	<b>681</b>	<b>681</b>

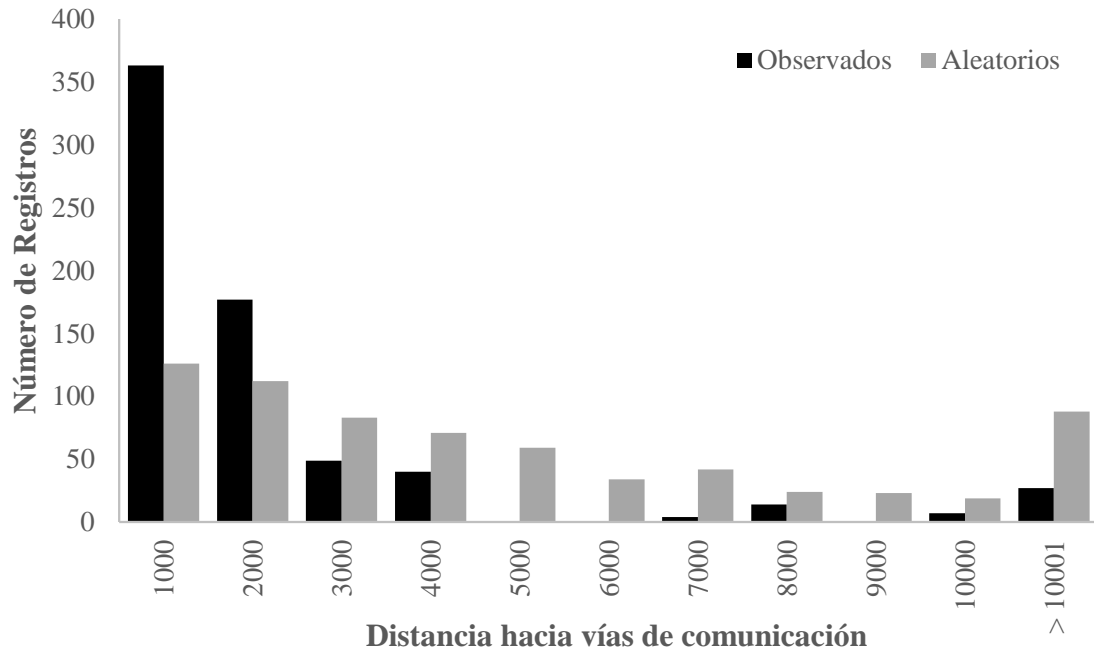


Figura 5.4. Número de registros observados (barra negra) y número de registros completamente al azar (barra gris), considerando los distintos rangos de distancia a vías de comunicación, dentro del área de estudio.

### 5.7.3. Análisis de sesgos por rangos altitudinales

Se presentó una diferencia significativa entre los registros observados y los esperados para cada rango de altitud, dentro del área de estudio ( $\chi^2 = 391.02$ ;  $P < 0.01$ ). Observando que el 68% de las colectas se presentaron dentro del rango altitudinal entre los 381 a 705 msnm. Considerando a la muestra aleatoria para comparación, las colectas y observaciones desarrolladas superan en un 205% la cantidad esperada de registros dentro de este rango. Por su parte, los subsecuentes rangos altitudinales, se encuentran con un déficit de muestras que oscilan entre 30.89% (Rango Altitudinal de 1,029 a 1,352 msnm); y el 60.78% (Rango Altitudinal de 705 a 1,028 msnm) (Tabla 5.3, Fig. 5.5).

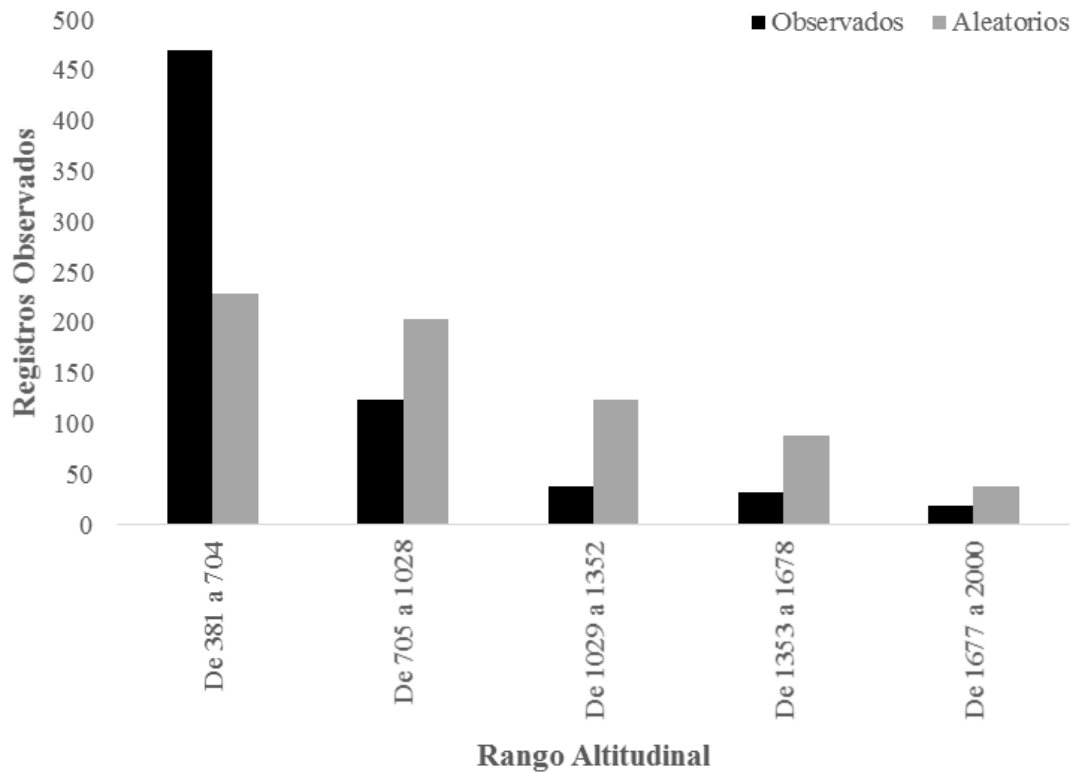


Figura 5.5. Número de registros observados (barra negra) y número de registros completamente al azar (barra gris) considerando los distintos rangos altitudinales presentes dentro del área de estudio.

Tabla 5.3. Distribución de los registros observados y esperados de plantas arbustivas para los distintos rangos altitudinales presentes en el área de estudio

Rango Altitudinal	Observados	Porcentaje	Aleatorios
De 381 a 704	469	68.87	228
De 705 a 1028	124	18.21	204
De 1029 a 1352	38	5.58	123
De 1353 a 1678	32	4.70	88
De 1677 a 2000	18	2.64	38

#### 5.7.4. Análisis de sesgo por tipo de vegetación

El mayor número de registros observados se presentó para el Matorral Espinoso Tamaulipeco, el cual se encuentra sobre representado en un 207%, comparativamente con un diseño aleatorio estratificado. De igual manera las categorías de Agropecuario, matorral desértico micrófilo, mezquital, fueron muestreadas con mayor intensidad a lo esperado (291.43; 132.65; 550.00% respectivamente).



Por otra parte, las restantes 12 categorías de vegetación, resultaron sub representadas acorde a la cantidad de registros esperados mediante un muestreo aleatorio estratificado (Tabla 5.4, Fig. 5.6). De esa forma, se observó una diferencia significativa entre los registros observados contra los esperados ( $\chi^2 = 518.13$ ;  $P < 0.01$ ).

Tabla 5.4. Distribución de los registros observados y esperados de plantas arbustivas para los distintos tipos de vegetación presentes en el área de estudio

<b>Tipo de vegetación</b>	<b>Registros observados</b>	<b>Registros esperados</b>
Matorral Desértico Rosetófilo	9	74
Matorral Desértico Micrófilo	65	49
Matorral Espinoso Tamaulipeco	222	107
Matorral Submontano	59	135
Matorral Crasicaule	0	2
Mezquital	11	2
Chaparral	12	56
Pastizal	63	99
Bosque de Encino	2	65
Bosque de Pino	0	2
Bosque Mixto	36	49
Bosque de Galería	1	2
Bosque de Táscate	0	3
Agropecuario	102	35
Urbano	99	0
Otro	0	1

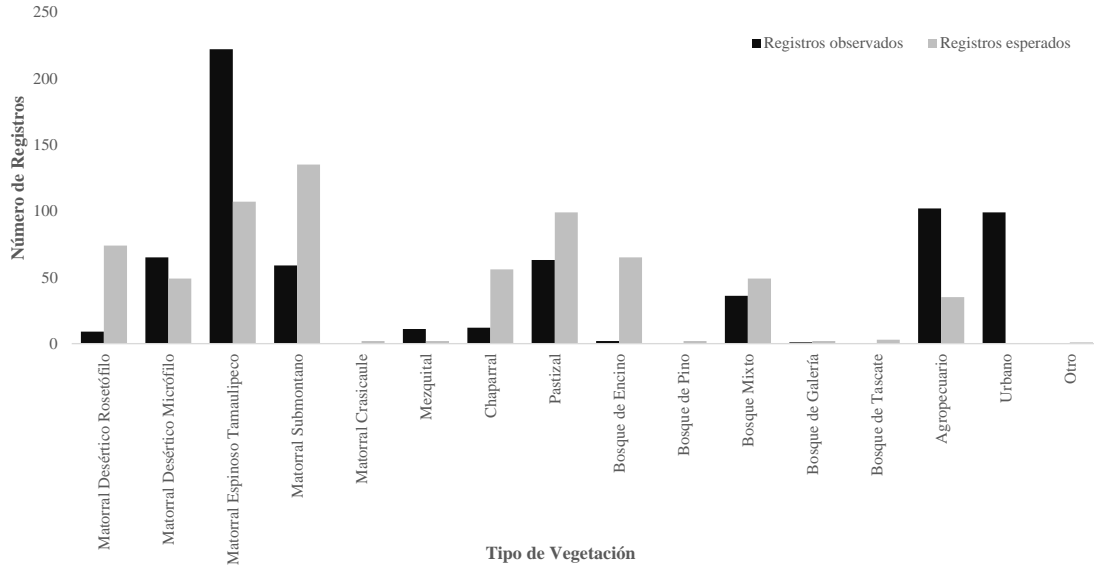


Figura 5.6. Número de registros observados (barra negra) y esperados (barra gris) para los distintos tipos de vegetación presentes en el área de estudio.

#### 5.7.5. Representatividad geográfica de aspectos bioclimáticos del área protegida

Las variables bioclimáticas exploradas, exhibieron una marcada diferencia significativa entre la totalidad de los registros observados en el área, contra la muestra aleatoria creada para esta comparación ( $n = 681$  respectivamente) (Tabla 5.5). Situación similar se presentó para cinco de las 18 especies evaluadas: *Acacia farnesiana* ( $n = 62$ ), *Acacia greggii* ( $n = 54$  registros), *Acacia amentacea* ( $n = 72$ ), *Celtis pallida* ( $n = 14$ ), y *Diospyros texana* ( $n = 11$ ).

De los taxa seleccionados para este análisis, solamente para *Rhus virens* ( $n = 12$ ), y *Dermatophyllum secundiflorum* ( $n = 17$ ) no observaron diferencias significativas entre ambos conjuntos de datos (Tabla 5.5). La estacionalidad de la precipitación (Bio15), no fue diferente entre muestras para un total de 11 especies, seguida de la Isotermalidad (Bio3), para un total de nueve especies. Por su parte, la Temperatura Media Anual (Bio1), presentó valores estadísticamente similares entre los registros colectados y los aleatorios, para cinco especies.

En el caso de los rangos de distancia, podemos señalar que no existe similitud en los conjuntos evaluados dentro de la categoría de distancia de los 3,000 m. Sin embargo, para la mayoría de las distintas clases de distancia, se logra representar parcialmente (una o

dos variables solamente), entre los distintos grupos de datos. En contraparte, para el rango de distancia de 2,000 m, cuatro de las cinco variables bioclimáticas, no fueron distintas estadísticamente a lo esperado mediante un muestreo aleatorio (Tabla 5.6).

Tabla 5.5. Valores obtenidos para la prueba de U de Mann Whitney considerando la totalidad de los registros y 17 especies con n > 10 registros contra una muestra aleatoria, respecto a las variables bioclimáticas analizadas.

	<b>n</b>	<b>Bio1</b>	<b>Bio3</b>	<b>Bio13</b>	<b>Bio15</b>	<b>Bio19</b>
Todas	681	U = 117900**	U = 189,650**	U = 134,330+	U = 175,720**	U = 146,550**
<i>Acacia berlandieri</i>	31	U = 318.5**	<u>U = 457.5; P = 0.7445</u>	U = 323**	U = 296.5**	U = 325.5**
<i>Acacia farnesiana</i>	62	U = 480.5**	U = 817.5**	U = 979.5**	U = 996.5**	U = 888.5**
<i>Acacia greggii</i>	54	U = 329.5**	U = 774.5**	U = 472.5**	U = 79.9**	U = 455**
<i>Acacia amentacea</i>	72	U = 748.5**	U = 1,779.5**	U = 945.5**	U = 124,000**	U = 933**
<i>Celtis pallida</i>	14	U = 19**	U = 38**	U = 29**	<u>U = 60.5; P = 0.1398</u>	U = 42**
<i>Chamaecrista greggii</i>	10	<u>U = 30; P = 0.1301</u>	<u>U = 48; P = 0.8814</u>	U = 16 **	<u>U = 27; P = 0.0854</u>	<u>U = 26; P = 0.073</u>
<i>Diospyros texana</i>	11	U = 5**	U = 34.5+	U = 7**	U = 36.5+	U = 2**
<i>Eysenhardtia texana</i>	11	<u>U = 102.5; P = 0.06703</u>	<u>U = 149; P = 0.7319</u>	U = 92+	<u>U = 155; P = 0.8834</u>	<u>U = 110.5; P = 0.1175</u>
<i>Parkinsonia texana v. macra</i>	17	U = 72.5**	U = 75**	U = 78.5**	U = 106; P = 0.1880	U = 101.5**
<i>Dermatophyllum secundiflorum</i>	<u>17</u>	<u>U = 98; P = 0.1125</u>	<u>U = 141; P = 0.913</u>	<u>U = 141; P = 0.9175</u>	<u>U = 114; P = 0.2954</u>	<u>U = 140; P = 0.8902</u>
<i>Guaiacum angustifolium</i>	16	U = 42.5+	U = 66.5+	U = 21.5**	<u>U = 87.5; P = 0.131</u>	U = 55.5**
<i>Mimosa biuncifera</i>	16	U = 48+	<u>U = 102; P = 0.30664</u>	<u>U = 67.5; Z = -2.262</u>	<u>U = 119; P = 0.7523</u>	<u>U = 92; P = 0.17911</u>
<i>Leucophyllum frutescens</i>	15	<u>U = 73.5; P = 0.10763</u>	<u>U = 78; P = 0.1477</u>	U = 55**	<u>U = 108; P = 0.8670</u>	<u>U = 62; P = 0.0378</u>
<i>Prosopis glandulosa</i>	15	U = 137.5**	<u>U = 185.5; P = 0.0785</u>	U = 90.5**	<u>U = 200; P = 0.1568</u>	U = 124.5**
<i>Zanthoxylum fagara</i>	13	U = 41+	<u>U = 69; P = 0.4127</u>	U = 20**	<u>U = 76; P = 0.6761</u>	U = 44.5+
<i>Rhus virens</i>	12	<u>U = 62; P = 0.3958</u>	<u>U = 52; P = 0.1046</u>	<u>U = 66; P = 0.5248</u>	<u>U = 65; P = 0.4913</u>	<u>U = 60; P = 0.3380</u>
<i>Parkinsonia aculeata</i>	11	U = 17.5**	U = 3.5**	U = 31+	U = 21**	<u>U = 35; P = 0.0982</u>

+ P < 0.05; \*\* P < 0.01

Valores subrayados > 0.05

Tabla 5.6. Valores de la prueba de U de Mann Whitney para los distintos rangos de distancia a las carreteras y las variables bioclimáticas.

Rango	N Obs	N Esp	Bio1	Bio3	Bio13	Bio15	Bio19
1,000	363	126	U = 16,090**	U = 19,593*	U = 14,132**	U = 21,358; P = 0.2665	U = 14,969**
2,000	177	112	U = 7,128.5**	<u>U = 9,197; P = 0.28873</u>	<u>U = 8,816; P = 0.11318</u>	<u>U = 9,519.5; P = 0.5680</u>	<u>U = 9,601; P = 0.6501</u>
3,000	49	83	U = 1,158.5**	<u>U = 1,562.5; P = 0.0249</u>	U = 1,550*	U = 1,187*	U = 1,128.5**
4,000	40	71	U = 791.5**	U = 805**	<u>U = 12,7000; P = 0.3570</u>	U = 862**	U = 986.5**
7,000	4	42	U = 18**	U = 8**	<u>U = 68; P = 0.54471</u>	<u>U = 80; P = 0.8975</u>	<u>U = 46; P = 0.1465</u>
8,000	14	24	U = 88**	U = 63.5**	<u>U = 110; P = 0.0756</u>	<u>U = 160.5; P = 0.82349</u>	<u>U = 132; P = 0.2752</u>
10,000	7	19	U = 39**	<u>U = 42; P = 0.135</u>	U = 305*	<u>U = 58.5; P = 0.6617</u>	U = 29.5**
10,001	27	88	U = 623.5**	<u>U = 1,095; P = 0.5107</u>	U = 714**	U = 464**	U = 761**

+ P < 0.05; \*\* P < 0.01  
Valores subrayados > 0.05

### 5.7.6. Análisis de la escala geográfica y la representatividad de los inventarios

Para los distintos análisis de escalas, observamos rangos de completitud que oscilaron entre 0.622 a 0.78 para 1°; de 0.481 a 0.9 para 0.5°; de 0.175 a 1 para 0.25° y de 0.262 a 1 para 0.1° de resolución espacial. Considerando el marco geográfico de un grado de resolución, se observó que el 98% de superficie presentó valores de completitud medios y altos (de 0.6 a 0.78), el restante 2%, no se contó con datos para estimar la completitud del inventario. Geográficamente, la zona central del área protegida, presenta los valores más altos de completitud (0.78). Por su parte, el análisis geográfico considerando los 11 cuadrantes de medio grado, evidencia valores que oscilaron entre el 0.47 y el 0.9. Estos últimos valores, se ubican hacia el extremo noreste de la zona bajo estudio.

Para el caso de las resoluciones de un cuarto de grado (0.25°) y de 100 Km<sup>2</sup> (0.10°) se observó un aumento de la superficies con ausencia de datos (4,588 y 9,600 km<sup>2</sup>, respectivamente), y una disminución de la superficies con muy altos valores de completitud (739.25 y 1,500 km<sup>2</sup>, respectivamente) (Tabla 5.7, Figura 5.7 y 5.8).

Tabla 5.7. Rangos de completitud y superficie estimada (km<sup>2</sup>) para las distintas escalas de análisis.

<b>Completitud</b>	<b>Categoría</b>	<b>0.1 Grado (km<sup>2</sup>)</b>	<b>0.25 Grado (km<sup>2</sup>)</b>	<b>0.5 Grado (km<sup>2</sup>)</b>	<b>1 Grado (km<sup>2</sup>)</b>
De 0.75 a 1	Muy Alto	1,500.00	739.25	3,810.70	5,490.16
De 0.7 a 0.75	Alto	800.00	2,018.21	3,762.76	7,377.44
De 0.25 a 0.5	Medio	1,200.00	5,074.17	5,476.85	0.00
De 0 a 0.25	Bajo	0.00	679.52	0.00	0.00
0	Sin Datos	9,600.00	4,588.85	49.68	232.40
		13,100.00	13,100.00	13,100.00	13,100.00

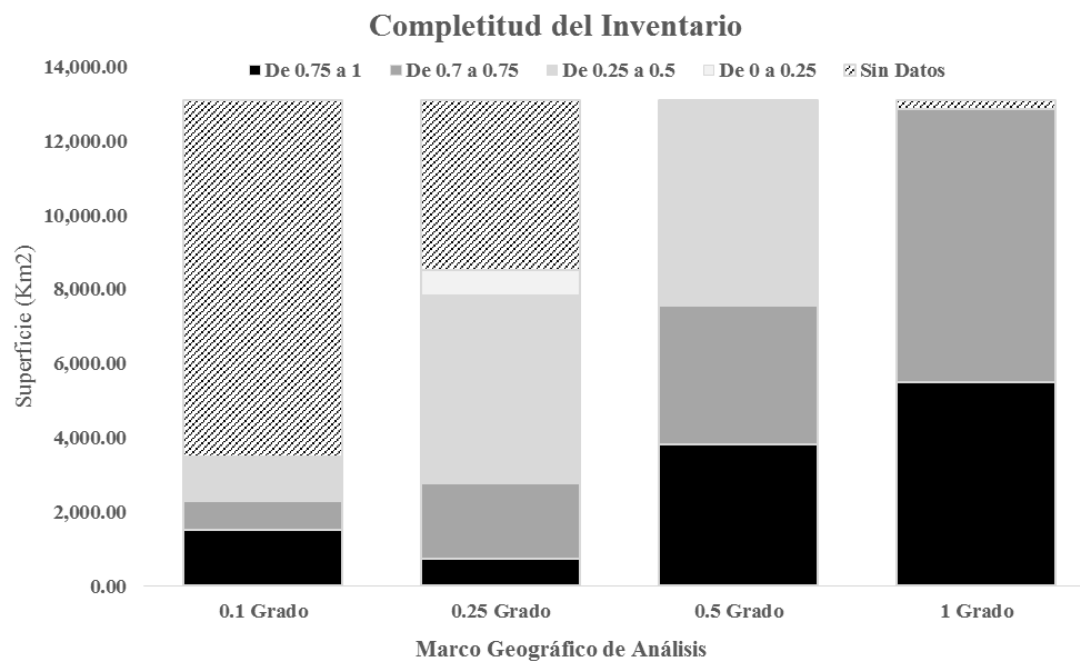


Figura 5.7. Valores de completitud del inventario de plantas arbustivas, observadas para cada una de las cuatro resoluciones espaciales utilizadas para el análisis.

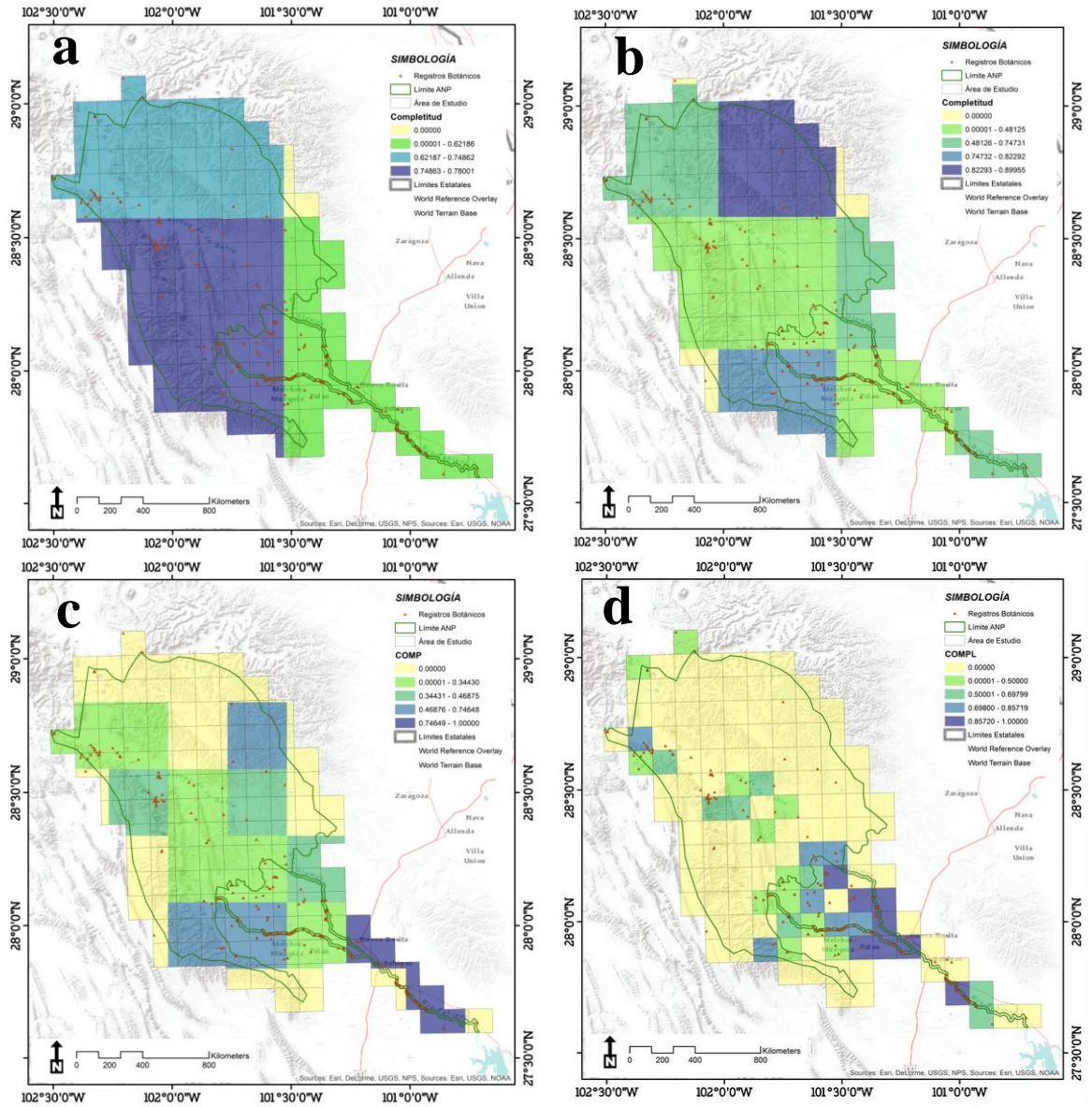


Figura 5.8. Distribución espacial de los valores de completitud observados para los cuadrantes de análisis dentro del área de estudio a distintas resoluciones espaciales: a) 1 grado, b) 0.5 grados, c) 0.25 grados y, d) 0.1 grados.



## 5.8. Discusión

### 5.8.1. Aspectos generales

Los taxa mejor representadas en el inventario de plantas arbustivas fueron *Acacia rigidula*, *Acacia farnesiana* y *Acacia greggii*. Esto en parte puede ser debido a que estas especies, son comunes en los matorrales del noreste de México y sur de Estados Unidos, las cuales para diversas localidades de la región, ostentan significativos valores de importancia en términos de la composición y estructura de estos hábitat (Mora-Donjuán *et al.*, 2013; Canizalez-Velázquez *et al.*, 2009; Estrada-Castillón *et al.*, 2005; García-Hernández y Jurado, 2008). Por otra parte, es importante señalar que acorde a la distribución geográfica de los registros, poco más del 60% de los cuadrantes de análisis que conformaron el área de estudio, carece de datos botánicos ( $n = 79$  cuadrantes), y de los 52 cuadrantes que presentan información, solamente para 23 de estos, cuentan con un número mayor de 10 registros. De igual, forma en el caso de la diversidad observada por cuadrantes, describimos que el 90% de los cuadrantes, contienen menos del 10% de la riqueza total reportada para el área. Esto evidencia que el área protegida, no ha sido sujeta a exploraciones botánicas, o bien la información no se encuentra disponible para su integración y análisis. Una planeación sistemática del esfuerzo de colectas, hacia estas áreas poco estudiadas, redundaría por un lado en el registro de un mayor número de especies por unidad de estudio (cuadrantes de 100 km<sup>2</sup>), tal y como se observa en la información previamente descrita para el área ( $R^2 = 0.8953$   $p < 0.01$ ). Bajo ese contexto, los sitios con un buen nivel del inventario, podrían correlacionarse con variables bióticas y abióticas que podrían inferir patrones de riqueza a nivel regional (Hernández-Pérez *et al.*, 2011), además, la información generada, podría soportar el desarrollo de modelos predictivos que maximicen la información disponible sobre la diversidad botánica del área (Araújo y Guissan, 2006; Sánchez-Fernández y Lobo, 2011).

### 5.8.2. Sesgos de colecta

El síndrome de los colectores o de las carreteras (Llorente-Bousquets *et al.*, 1994), es uno de los sesgos más frecuentes descritos en el desarrollo de las colectas biológicas. Particularmente este sesgo puede comprometer la representatividad de los muestreos y

por ende reducir la caracterización del nicho ecológico de las especies (Hortal et al., 2008; Hortal et al., 2008), sin embargo, las causas de este fenómeno de colecta, se deben en primer lugar a la escasa promoción y apoyo para el desarrollo de muestreos sistemáticos regionales, lo cual ha propiciado que los investigadores, aprovechen estas vías de acceso, para documentar la biodiversidad de una región, de esa forma, aún y con estos sesgos, gracias a este esfuerzo, se ha logrado representar los inventarios y tener la base para estimaciones más precisas del número de especies de una región. Por otra parte, estos datos provenientes de colecciones botánicas desarrolladas para el área, pueden soportar el análisis de patrones y procesos, considerando escalas de baja resolución espacial (Hijmans et al., 2000). Particularmente, en el caso del área de estudio este sesgo es significativo ( $\chi^2 = 715$ ;  $P < 0.01$ ), producto del 80% de los muestreos que se encuentran sobre representados a no más de 2,000 metros de las vías de acceso del área (Fig. 5.2a). En contraparte, las categorías de distancia mayores a 3,000 metros, no cuentan con suficientes registros considerando un muestreo totalmente aleatorio. Esta condición puede evidenciar inventarios cuya composición taxonómica, cobren mayor importancia aquellas especies que son más tolerantes a condiciones ecológicas provenientes de disturbio, o describir aspectos marginales del propio nicho de las especies ubicadas dentro de estos rangos de distancias (Hijmans *et al.*, 2000).

Otra tendencia observada en los muestreos y registros de plantas arbustivas reportados para la zona, ha sido el marcado esfuerzo hacia una limitada porción del rango altitudinal presente para la zona de estudio, de esa manera cerca del 90% del total de registros reportados se ubican en los rangos de 381 a 1,028 de altitud (msnm) (Fig. 5.2b). Considerando que el gradiente altitudinal es un promotor de la variabilidad ecológica para diversos grupos botánicos (Encina-Domínguez y Villarreal-Quintanilla, 2002), entre ellos el conglomerado de plantas arbustivas, podemos señalar que, bajo este esfuerzo desarrollado, se corre el riesgo de representar parte del hábitat para ciertas especies con condiciones ecológicas particulares. Por último, respecto a los tipos de vegetación presentes para el área, podemos señalar que se observó una desproporcionalidad de muestreo ( $\chi^2 = 518.13$ ;  $P < 0.01$ ), observándose un marcado énfasis hacia algunas comunidades vegetales como el Matorral Espinoso Tamaulipeco, el cual comparativamente con un muestreo aleatorio estratificado, se encuentra sobre

representado en un 207%. De igual forma, se observa una diferencia en el esfuerzo de muestreo efectuado hacia áreas de carácter no natural como zonas agrícolas y pecuarias, además de zonas urbanas. Categorías que representan casi el 30% de los registros para el área. Para este caso podemos señalar que la categorización del sitio de muestreo dentro de estas clases puede deberse a tres condiciones probables, la primera, referente a la época de la colecta cuando la localidad muestreada, pudo pertenecer a otro tipo de vegetación. La segunda derivada de procesos de revegetación de uso de suelo (matorralización), proceso observado para otras regiones del noreste de México (Moreno-Talamantes y García-Aranda, 2012) y finalmente, como tercer punto, puede deberse a la generalización relativa a la escala de la capa temática. Por otra parte, otros tipos de vegetación con importante extensión dentro del área, se encuentran sub representados, tal es el caso del matorral desértico rosetófilo, chaparral, bosque de encino y el matorral submontano. Particularmente, esta última comunidad vegetal debe de ser más enfáticamente estudiada, para cumplir por lo menos, con la muestra requerida considerando un muestreo aleatorio estratificado (n = 135 registros), dado que es una comunidad con una alta diversidad específica, además de considerarse como una zona de transición entre áreas de carácter xerófilo y bosques de distintas condiciones (Estrada-Castillón *et al.*, 2004; Estrada-Castillón *et al.* 2005; Salinas-Rodríguez *et al.*, 2013; Canizalez-Velázquez *et al.*, 2009).

### 5.8.3. Representatividad geográfica de aspectos bioclimáticos del área protegida.

Resulta de interés el caso de las especies *Acacia farnesiana* (n = 62 registros), *Acacia greggii* (n = 54) y *Acacia rigidula* (n = 72); las cuales a pesar de contar con un buen número de registros, éstos se encuentran agrupados hacia ciertos rangos de las variables bioclimáticas, situación que impide representar adecuadamente la variabilidad bioclimática. Caso contrario, es el observado para *Rhus virens* (n = 12) y *Sophora secundiflora* (n = 17), las cuales, a pesar de no ser muy abundantes dentro de la totalidad de registros para el área, éstos se encuentran distribuidos de manera que no exhiben diferencias, respecto a una muestra aleatoria. En términos de la distribución espacial de las variables bioclimáticas, la estacionalidad de la precipitación (Bio 15), la isothermalidad (Bio 3) y la precipitación del mes más frío (Bio 19), presentaron mayor homogeneidad en el área, lo que facilitó que los registros observados no fuesen diferentes para varios taxa

evaluados (Tabla 5.5). En contraparte la precipitación del mes más húmedo, fue escasamente representada dentro de las comparaciones para las especies. Respecto a la influencia derivada del sesgo por carreteras, la agrupación de los registros en los primeros rangos de distancias a vías comunicación, presentó significancia estadística entre las muestras observadas, contra un diseño completamente aleatorio. A excepción del rango de los 2,000 a 3,000 metros, en donde para cuatro de las cinco variables bioclimáticas evaluadas, en los subsecuentes rangos, solamente se observaron similitudes de una a tres variables bioclimáticas. Esta condición observada, no resulta idónea para los objetivos de las colecciones biológicas, sin embargo, hay que pensar que en los sesgos presentes en estos inventarios, se deben a limitaciones prácticas como la accesibilidad a los sitios y la falta de tiempo, la disponibilidad de fondos, así como, a los objetivos de la propia investigación, mismos que raras ocasiones no buscan la representatividad en términos del cubrimiento geográfico y ambiental de la zona y el grupo botánico en cuestión ( Hijmans *et al.*, 2000; Villaseñor *et al.*, 2005; Araújo y Guisan, 2006; Hortal y Lobo, 2007; Mateo *et al.*, 2011;).

#### 5.8.4. Análisis de la escala geográfica y la representatividad de los inventarios

De manera general podemos inferir que el conocimiento del grupo botánico analizado, es adecuado para escalas pequeñas ( $1^\circ$  y  $0.5^\circ$ ), dado que estas resoluciones espaciales, se describen valores altos de completitud para la mayor proporción del área bajo estudio (más del 95% del territorio respectivamente). A niveles geográficos más finos o escalas más grandes, la completitud disminuye debido a una mayor proporción de vacíos de información (áreas sin datos de colectas), situación que infiere la necesidad de realizar esfuerzos adicionales que permitan documentar mejor la riqueza florística de este grupo (Villaseñor *et al.*, 2005). Por otra parte, es importante señalar que para las resoluciones más finas, la información sobre los registros de las especies, termina fragmentándose, y en algunos casos reduciéndose a uno o pocos registros y especies, limitando el funcionamiento del estimador en términos de su capacidad predictiva, dado que la muestra no reúne los supuestos para su estimación (Jiménez-Valverde y Lobo, 2001; Villaseñor *et al.*, 2005), esta situación se evidencia para nueve cuadrantes (12, 24, 52, 64, 83, 89, 94, 97, 99) en el nivel de partición más grande ( $0.1^\circ$ ). Paradójicamente, el cuadrante 19 que

presenta la mayor intensidad de muestreo y por ende el mayor un número de especies (36 especies y 97 registros), se describe con un valor bajo de completitud (0.312), evidenciando en primer lugar, la escasa proporción del área muestreada dentro del propio cuadrante de 100 km<sup>2</sup>, y por otra, la carencia de un diseño sistemático para tratar de representar la heterogeneidad de la zona de estudio, o por otra parte, esta “fotografía” puede deberse en parte, a la proporción de especies raras (aquellas que se presenta una o dos veces en el inventario del cuadrante) dentro del propio inventario (Moreno, 2001; Jiménez-Valverde y Lobo, 2001; López-Gómez y Williams-Linera, 2006).

## **6. CAPÍTULO 2.**

### **ANÁLISIS DE LOS PATRONES DE DIVERSIDAD MEDIANTE EL MODELADO DEL NICHOS ECOLÓGICO: EL CASO DE LAS LEGUMINOSAS ARBUSTIVAS EN EL ÁREA PROTEGIDA DEL RÍO SABINAS, COAHUILA, MÉXICO**

#### **6.1. Resumen**

La diversidad constituye uno de los parámetros para la selección y zonificación de reservas biológicas. En este trabajo se realizó un análisis de los patrones de diversidad alfa, beta y gamma utilizando como grupo indicador a las leguminosas arbustivas del área protegida del Río Sabinas, Coahuila; apoyándonos en el modelado del nicho ecológico de las especies. Esto permitió identificar las áreas de mayor concentración de especies; desarrollar un esquema de regionalización florística; definir en el contexto regional el número mínimo de cuadrantes para representar la diversidad gama, y finalmente, describir los factores ambientales que explican los distintos componentes de la diversidad de leguminosas en el área protegida. Se compararon la información proveniente de los registros puntuales y los modelos de distribución de las especies. Se discute el uso del

modelado de nicho para realizar análisis de biodiversidad y sus consecuencias en esta área geográfica.

## **6.2. Abstract**

The diversity constitutes one of the most important parameters for selection of biological reserves and their zonification. For this reason, we analyzed the alpha, beta and gamma diversity patterns using shrub legumes as indicator group within the protected area of the Rio Sabinas, Coahuila; relying on the species ecological niche modeling. The main goals were to identify areas of high concentration of species of leguminous shrubs; to develop a floristic regionalization scheme; to approach to the explanation of gamma diversity of the area and finally, to describe the environmental factors that explain the components of the diversity of legumes in this protected area. We contrasted the patterns from specific (punctual) records and potential species distribution. We discuss the use of ecological niche modeling for the analysis of biodiversity and their consequences on the distribution of species in this area.

### 6.3. Introducción

Uno de los parámetros que ha sido más utilizado para la selección de nuevas reservas y el desarrollo de su zonificación, es la diversidad de especies en sus componentes alfa ( $\alpha$ ) o riqueza puntual, beta ( $\beta$ ) o recambio espacial, y gama ( $\gamma$ ) o diversidad regional (Wittaker *et al.*, 2001; Halffter y Moreno, 2005). Sin embargo, una limitante para el desarrollo de estos análisis son los vacíos de información que se presentan para diversos grupos biológicos (Peterson, 2001; Villaseñor *et al.*, 2005), así como también los sesgos en la colecta y sistematización de los datos (Hijmans *et al.*, 2000; Hortal *et al.*, 2007; Hortal *et al.*, 2008). Desafortunadamente, la velocidad de transformación de los ecosistemas es mayor a la integración de inventarios bióticos con datos satisfactorios (Colwell y Coddington, 1994), por lo que es necesario el uso de la información existente en combinación con herramientas que permitan optimizar los recursos actualmente disponibles. De ahí que el uso de especies y grupos indicadores, así como la aplicación de métodos de extrapolación de la riqueza y más recientemente el desarrollo de modelos de distribución potencial basados en la teoría del nicho ecológico (Grinnel, 1917), resulten estrategias adecuadas para inferir patrones de diversidad de otros grupos biológicos menos conocidos (Peterson, 2001; Feria y Peterson, 2002; Fleishman *et al.*, 2004; Villaseñor *et al.*, 2005; Isasi-Catalá, 2011). En particular, los modelos de distribución potencial de especies, utilizan los registros puntuales de los taxa, correlacionándolos con variables ambientales para transformarlos en hipótesis sobre el área de presencia potencial de las especies (Peterson y Kluza, 2005). De esa forma, estas aproximaciones, se constituyen en la actualidad, como una herramienta promisoría para el análisis de los patrones espaciales de la biodiversidad (Stockwell y Peters, 1999; Ortega-Huerta y Peterson, 2004; Lira-Noriega *et al.*, 2007), así como también para la planificación de la conservación (Sánchez-Cordero *et al.*, 2005; Papeş, 2007; Aguirre-Gutiérrez y Duivenvoorden, 2010), por mencionar algunos de los campos donde se han utilizado estas herramientas.

Uno de los grupos botánicos más importantes en la estructura y diversidad de los matorrales del noreste de México son las leguminosas (Villarreal-Quintanilla, 2001; Estrada-Castillón *et al.*, 2004; Estrada-Castillón *et al.*, 2005; Estrada-Castillón *et al.*,



2010; González-Rodríguez *et al.*, 2010). Sin embargo, el desconocimiento de la distribución geográfica de este grupo, al igual que en otros, es relativamente elevado, por lo que las interpretaciones de sus patrones de diversidad están sesgadas por la escasez de registros.

El área protegida del Río Sabinas, también conocida como Distrito de Riego 004 Don Martín, es una de las reservas naturales más extensas del noreste de México. Se reconocen dentro de sus límites, dos áreas de importancia para la conservación de las aves (#65 y #66; Benítez *et al.*, 1999), una región terrestre prioritaria (RTP 152; Arriaga *et al.*, 2000) y se considera un humedal de importancia internacional (CONANP, 2010). Considerando la importancia de esta área protegida, en este estudio se analizaron los patrones de riqueza y diversidad mediante el desarrollo de modelos de distribución potencial de las especies, utilizando como un grupo indicador a las leguminosas arbustivas; con ello se pretende identificarlas áreas de mayor diversidad de este grupo, se propone una regionalización basado en similitudes florísticas, y determinar en el contexto regional, la complementariedad de la riqueza de leguminosas. Finalmente se define en el ámbito geográfico, el efecto de las variables ambientales en los componentes de la diversidad alfa y beta, contribuyendo de esa manera, a la generación de información científica que facilite el manejo de esta área protegida.

## **6.4. Materiales y métodos**

### 6.4.1. Ubicación del área de estudio.

El Río Sabinas, Coahuila fue decretado en el año de 2002 como Área de Protección de Recursos Naturales (DOF, 2002). Se localiza en la porción centro noreste del estado de Coahuila, abarca una superficie de 15,193.00 km<sup>2</sup>, representando cerca del 10% de la superficie estatal. Pertenece a la Provincia Fisiográfica “Grandes Llanuras de Norteamérica”, caracterizada por presentar climas secos y semi-secos con temperaturas mínimas extremas que ocurren a mediados del invierno, llegando a registrarse hasta -16 °C. Los valores extremos de temperatura máxima oscilan de 43 °C a 55 °C, ocurriendo en los meses del verano (junio - septiembre). Por su parte, la edafología del área, se caracteriza principalmente por presentar tipos de suelos Xerosol, Regosol y Vertisol.

Geológicamente en el área se presentan rocas de origen sedimentario de origen marino y en segundo plano rocas magmáticas del tipo basáltico (INEGI 1983). La reserva forma parte de la Provincia Tamaulipeca (Morrone, 2005), la cual constituye una amplia zona de ecotonía entre la Planicie Costera del Golfo y el Altiplano Mexicano, constituyéndose como un importante centro de endemismos (Rojas-Mendoza, 1965; Rzedowski 1978). Su vegetación está constituida en su mayor parte por matorrales xerófilos, de los cuales se distinguen el matorral espinoso tamaulipeco, y el matorral sub-inerme; también se presenta vegetación riparia, pastizales, matorral submontano y encinares (ICE-FCF, 2004).

#### 6.4.2. Selección del grupo indicador.

Se utilizó como grupo indicador a las leguminosas (subfamilias Caesalponioideae, Mimosoideae y Papilionoideae, por ser un grupo biológico bien representado en los paisajes regionales, además de contar con información disponible a partir de colectas, así como en herbarios locales y bases de datos digitales (Villarreal-Quintanilla, 2001; Estrada-Castillón et al. 2004; Estrada-Castillón et al. 2005, Villarreal-Quintanilla et al. 2008; Sánchez-Mejía, 2006; Estrada-Castillón *et al.* 2010). Aunado a ello, se revisó la base de datos de la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB; <http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remibnodosdb.html>). De la base de datos resultante, fueron eliminados aquellos registros de los cuales se presentaban inconsistencias geográficas (falta de claridad en la descripción de la localidad), de igual forma, fueron descartados aquellos registros que presentaron imprecisiones en la determinación taxonómica (por ejemplo: especie del género no determinada). Se consideró como marco para la recopilación de los registros de estas especies, un área que comprende los estados de Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Chihuahua, Zacatecas, Durango y San Luis Potosí (Fig. 6.1a). Este grupo de datos biológicos referidos al marco geográfico descrito, fue adecuado para representar los nichos ecológicos de las especies de leguminosas y por ende los valores de riqueza modelada, dado que no se observaron diferencias significativas en la comparación de una muestra de 17 especies modeladas con accesiones del marco geográfico descrito en la presente contribución, contra otro juego

de datos que incluyó la totalidad de registros reportados para las especies a nivel nacional ( $\chi^2= 54.12$ ;  $P \geq 0.221$ ).

#### 6.4.3. Modelado de nicho ecológico de las especies

Para la caracterización ambiental del nicho ecológico de las especies, fueron utilizadas 19 variables climáticas provenientes de la base de datos del WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005); además de cuatro variables topográficas obtenidas del proyecto Hydro1K (US Geological Service, 2001). Ambos tipos de variables presentaron una resolución de 0.0083 grados ( $\sim 1 \text{ km}^2$ ).

Existe un incremento en el número de algoritmos que pueden ser usados para modelar la distribución potencial de las especies con base en el nicho ecológico (Elith *et al.*, 2006). Los algoritmos hasta ahora más comúnmente usados son GARP y MaxEnt; sin embargo, los resultados obtenidos mediante estos dos algoritmos no difieren significativamente (Tsoar *et al.*, 2007; Warren *et al.*, 2008; Peterson y Nyári, 2008). Para generar los modelos de nicho ecológico, utilizamos el software Desktop GARP – Genetic Algorithm for Rule Set Production – (Stockwell y Noble, 1992) utilizando los registros previamente georreferenciados y espacialmente únicos, en combinación con las variables antes descritas. Para aquellas especies con más de 10 registros se consideró la partición de los mismos en una proporción de 60 y 40% para ser utilizados como datos de entrenamiento del algoritmo y evaluación del modelo respectivamente. En contraparte, aquellas especies que contaron con menos de 10 registros, éstos fueron utilizados en su totalidad para el desarrollo del modelo, optándose por una evaluación intrínseca del modelo obtenido. Para optimizar la capacidad predictiva, se desarrollaron 100 modelos por especie, considerando como parámetro de salida la selección de los 10 mejores modelos priorizando valores bajos de omisión y de comisión, acorde al protocolo definido por Anderson *et al.* (2003).

Los modelos resultantes para cada especie presentaron valores altamente significativos ( $P \leq 0.0001$ ). Se generaron modelos binarios para las especies de leguminosas, considerando como umbral de corte, los diez mejores modelos para cada taxa. Finalmente, para cada uno de los 131 cuadrantes del área protegida, fue actualizada la información referente a la riqueza de especies, a partir de la incorporación de la información proveniente de los modelos de distribución de las especies.

#### 6.4.4. Análisis de los Patrones de Diversidad alfa ( $\alpha$ ).

En primera instancia, con los registros puntuales obtenidos, se desarrolló una curva de acumulación de especies, considerando como marco de análisis los límites del área natural protegida, utilizando los estimadores no paramétricos de Chao 2, Jackknife de Primer y Segundo Orden y finalmente Bootstrap. Esta información fue procesada en el software EstimateS 8.2 (Colwell, 2009). Posteriormente se determinó el nivel del inventario (Pineda y Halffter, 2005) expresado en porcentaje, a partir del cociente entre la diversidad observada y la diversidad estimada para cada modelo. Esto se desarrolló con la intención de analizar el grado de representatividad de los muestreos desarrollados en el área de estudio (Moreno y Halffter, 2000).

El área protegida fue dividida en un total de 131 cuadrantes de 100 km<sup>2</sup> (Fig. 6.1), considerado esta superficie la adecuada por el nivel de resolución espacial de la información, además que la escala de trabajo seleccionada, puede aportar información que ayude a tomar decisiones sobre dónde invertir recursos para la conservación y para identificar áreas clave, útiles para evaluaciones posteriores a escalas más finas (CONABIO *et al.*, 2007). Como parte de una primer aproximación basada en información puntual, fueron vertidos los registros de las 24 especies de leguminosas arbustivas reportadas para el área protegida, cuantificándose la riqueza para cada uno de los cuadrantes con base en estas accesiones puntuales (Fig. 6.1a y 6.1b). Posteriormente, en una segunda aproximación, se compararon las diferencias en términos de riqueza específica, entre los datos puntuales y los obtenidos a partir de los modelos de distribución potencial de las especies, mediante una prueba de  $\chi^2$  a nivel de cuadrantes de 100 km<sup>2</sup>, Este análisis se desarrolló dentro del software PAST 2.17c (Hammer *et al.*, 2001).

#### 6.4.5. Análisis de los Patrones de Diversidad beta ( $\beta$ ).

Para analizar la similitud florística de las leguminosas entre cuadrantes, utilizamos el índice de Similitud Cualitativa de Jaccard (Koleff 2005):

$$\beta_j = a/(a_1 + a_2 - a)$$

Dónde:  $\beta_j$  = Índice de Similitud de Jaccard;  $\alpha$  = Número de especies totales;  $\alpha_1$  = Número de especies del cuadrante focal;  $\alpha_2$  = Número de especies compartidas entre el cuadrante vecino.

Posteriormente, con base en los valores de similitud, se pudieron definir bloques florísticos dentro del área protegida generándose un fenograma de áreas. Este análisis fue desarrollado dentro del software PAST 2.17c (Hammer *et al.*, 2001). Para fines comparativos, se generaron dos fenogramas de áreas, uno con los datos puntuales de las localidades de registro y otro desarrollado con base en los modelos de distribución potencial. Por otra parte, con la información obtenida para cada cuadrante a partir de los modelos de distribución de especies, se determinó para cada cuadrante focal el valor promedio de similitud, con respecto a sus ocho cuadrantes vecinos.

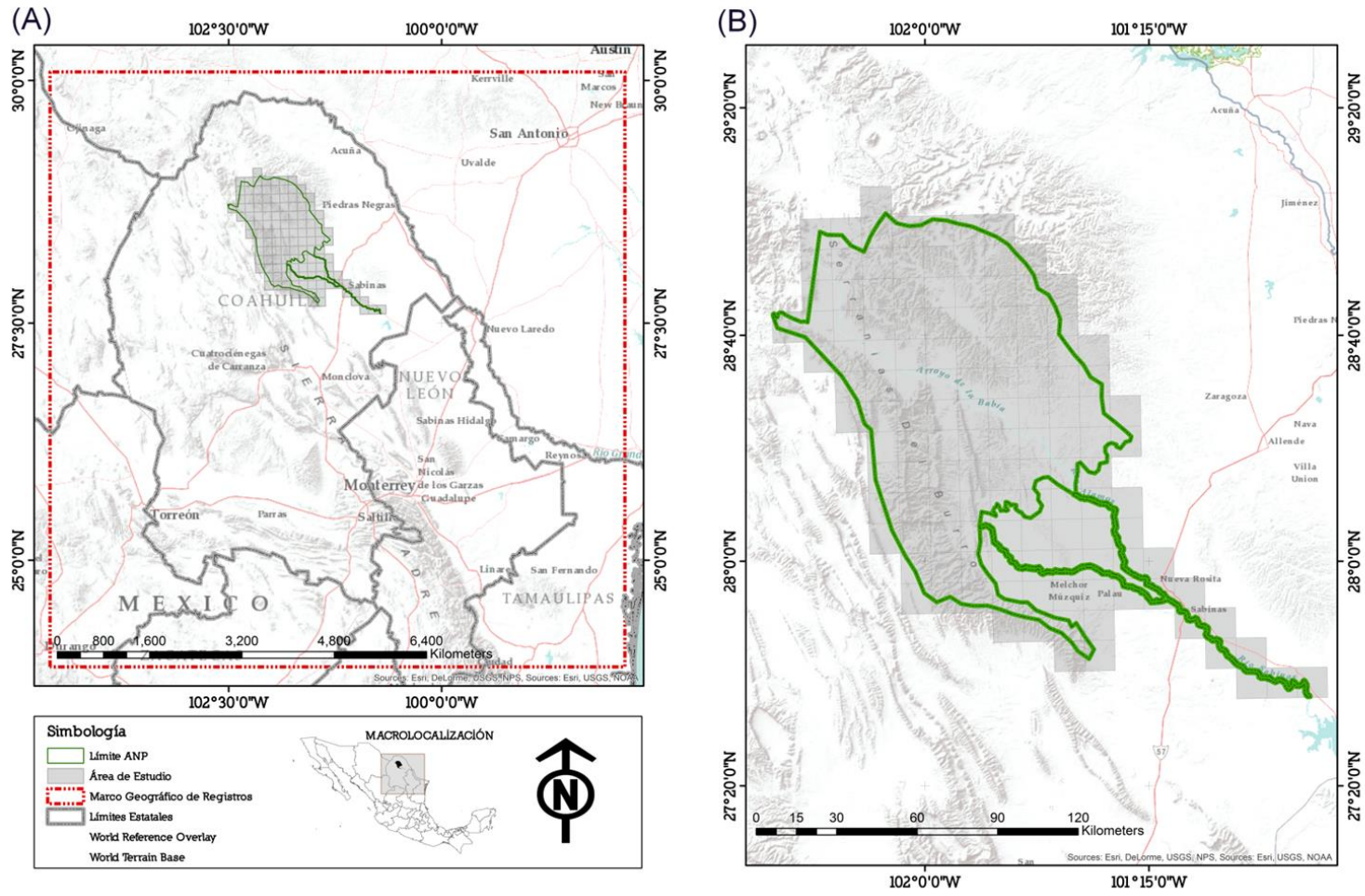


Figura 6.1. (A) Ubicación del área de estudio. La línea punteada corresponde al marco geográfico que fue utilizado para la búsqueda de registros de leguminosas arbustivas. (B) 131 cuadrantes de 100 km<sup>2</sup>; generados para el análisis de los patrones de diversidad alfa, beta y gama

6.4.6. Análisis de la contribución de las diversidades alfa ( $\alpha$ ) y beta ( $\beta$ ) sobre la riqueza regional (diversidad gamma  $-\gamma$ -) de leguminosas arbustivas.

Un tópico importante a la hora de plantear acciones de conservación, es definir las relaciones entre las diversidades alfa y beta sobre la riqueza global del área. Para tal efecto, generamos regresiones lineales entre las diversidad alfa, beta y gamma. Consideramos como diversidad alfa, al valor promedio de riqueza modelada para cada cuadrante. Por su parte, la diversidad beta, fue obtenida a partir de la ecuación de Whittaker (Koleff 2005).

$$\beta = \frac{S}{\alpha}$$

Donde  $S$  representa el número de especies a nivel de la región de estudio y  $\alpha$  representa la diversidad alfa promedio para cada cuadrante. Finalmente, el valor de la diversidad gamma, se consideró a la riqueza total de leguminosas arbustivas, a nivel de cada cuadrante.

## 6.5. Resultados

### 6.5.1. Aspectos generales.

Obtuvimos un total de 1, 045 registros de leguminosas arbustivas, pertenecientes a 24 especies de las familias Cesalpiniaceae, Mimosaceae y Fabaceae, de los cuales un total de 800 registros fueron espacialmente únicos. La especie con mayor número de registros fue *Acacia farnesiana* (106), mientras que *Bauhinia lunaroides* y *Acaciella angustissima* solamente se reportaron con siete registros respectivamente. De este total, 249 se presentaron dentro de los límites del área protegida y fueron utilizados para el análisis de las diversidades con datos puntuales. Por su parte, para el desarrollo de los modelos de distribución, se utilizaron además los 551 registros restantes y espacialmente únicos, mismos que se distribuyeron en el marco geográfico que incluyó al área protegida, además de las áreas comprendidas de las entidades federativas vecinas (Tabla 6.1; Fig. 6.1a).

Respecto al número de cuadrantes reportados para las especies de leguminosas arbustivas, podemos señalar que *Senna wislizeni*, *Acacia constricta* y *Acacia neovernicosa*, solamente se reportaron para uno de los 131 cuadrantes. Contrariamente, *Acacia greggii* y *Dermatophyllum secundiflorum* se reportaron para un mayor número de cuadrantes a partir del uso de datos puntuales (15 y 8 cuadrantes respectivamente). Por su parte, mediante el uso de los datos provenientes de los modelos de distribución potencial de las especies, *S. wislizeni*, *A. neovernicosa* y *Acacia schaffneri*, se distribuyeron en cinco de los 131 cuadrantes. Mientras que ciertas especies que se observaron poco representadas en los cuadrantes a partir del uso de los datos puntuales, resultaron con mayor área de distribución al utilizar datos provenientes de los modelos de nicho ecológico (por ejemplo: *Chamaecrista greggii*, *Acacia roemeriana*; *Mimosa biuncifera*).



Finalmente, solamente dos de las 24 especies cubrieron la totalidad de cuadrantes mediante el uso de datos modelados, como lo representado por *Acacia farnesiana* y *Acacia amentacea* (Tabla 6.1).

Tabla 6.1. Listado de especies de leguminosas arbustivas reportadas para el área protegida del río Sabinas. <sup>a</sup> Registros totales por especie, <sup>b</sup> Registros espacialmente únicos, <sup>c</sup> Número de cuadrantes reportados para los registros puntuales por especie, <sup>d</sup> Número de cuadrantes reportados para los modelos de distribución de especies.

Género	Especie	RegTot <sup>a</sup>	RegEU <sup>b</sup>	CuadR <sup>c</sup>	CuadM <sup>d</sup>
<i>Bauhinia</i>	<i>Bauhinia lunarioides</i> A.Gray ex S. Watson	7	7	3	91
	<i>Bauhinia macranthera</i> Benth ex Hemsl.	15	12	3	58
<i>Cercis</i>	<i>Cercis canadensis</i> (Rose) M. Hopkins	31	20	2	48
<i>Chamaecrista</i>	<i>Chamaecrista greggii</i> (A. Gray) ex A. Heller	95	78	4	105
<i>Parkinsonia</i>	<i>Parkinsonia texana</i> var. <i>macra</i> (I.M. Johnst.) Isely	24	11	5	75
	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	24	17	3	18
<i>Havardia.</i>	<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	77	43	3	113
<i>Senna.</i>	<i>Senna lindheimeriana</i> (Scheele) Irwin & Barneby	23	20	6	96
	<i>Senna wislizeni</i> (A.Gray) Irwin & Barneby	17	15	1	5
<i>Eysenhardtia.</i>	<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele	19	17	2	76
<i>Dermatophyllum</i>	<i>Dermatophyllum secundiflorum</i> (Ort.) Gandhi & Reveal	31	24	8	69
<i>Acacia</i>	<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	97	89	14	127
	<i>Acacia constricta</i> Benth.	32	21	1	84
	<i>Acacia coulteri</i> Benth.	21	16	3	20
	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	149	106	23	131
	<i>Acacia glandulifera</i> S. Wats.	22	15	1	8
	<i>Acacia greggii</i> Benth. ex A. Gray	51	46	15	42
	<i>Acacia constricta</i> Benth. var. <i>vernica</i> (Standl.) L. D. Benson	10	9	1	5
	<i>Acacia amentacea</i> DC.	109	93	23	131
	<i>Acacia roemeriana</i> Scheele	10	9	3	128
	<i>Acacia schaffneri</i> F. J. Herm.	18	12	2	5
<i>Acaciella</i>	<i>Acaciella angustissima</i> (Mill.) Britton & Rose	10	7	2	73
<i>Mimosa</i>	<i>Mimosa biuncifera</i> Benth.	33	31	2	75
<i>Prosopis</i>	<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	120	82	3	122

Tabla 6.2. Valores obtenidos para cada uno de los estimadores no paramétricos de diversidad a partir del análisis de los datos puntuales.

Estimador no Paramétrico	Especies Estimadas	Porcentaje de Inventario
Chao 2	24.98	96.07
Jacknife 1 <sup>er</sup> Orden	27.91	89.00
Jacknife 2 <sup>o</sup> Orden	27.07	92.00
Bootstrap	26.43	94.00

### 6.5.2. Análisis de los patrones de diversidad alfa ( $\alpha$ )

Los valores de los estimadores paramétricos utilizados para el análisis de la información puntual de las especies de leguminosas arbustivas, fueron del orden de las 24.98 para Chao 2, 27.91 para Jackknife 1<sup>er</sup> Orden, 27.07 Jackknife 2<sup>o</sup> Orden y 26.46 especies para Bootstrap (Tabla 6.2). Observándose valores de completitud que oscilaron entre el 89.57 % para el caso del estimado de Jackknife de Primer Orden, y del 96.07 % en el caso de Chao 2.

Por otra parte, considerando la distribución puntual de la flora arbustiva, dentro del área de estudio, en un total de 87 cuadrantes no se reportaron registros de especies de leguminosas arbustivas, mientras que 44 cuadrantes presentaron al menos una especie (Cuadrantes 12, 24, 38, 79, 85, 88, 89, 99, 113 y 131). Por otra parte, el valor más alto de diversidad se observó para el cuadrante 19, mismo que presentó una riqueza de 10 taxa. Así mismo, las áreas de mayor de riqueza se presentaron para la porción sureste de la reserva, así como algunos cuadrantes aislados hacia el oeste y noreste del área, además de un conglomerado hacia la porción noroeste del área protegida (Fig. 6.2a).

Por su parte, considerando la distribución potencial de las especies, los 131 cuadrantes del área protegida, presentaron como mínimo, un total de cuatro y un máximo de 20 especies (cuadrantes 23 y 34 respectivamente). La riqueza obtenida a partir de la distribución potencial, presentó una mayor concentración hacia la porción oeste, correspondiente a la Sierra de Santa Rosa (17 a 20 especies). La fracción sur del área protegida, en contraparte, presentó valores bajos de riqueza modelada (de 4 a 7 especies) (Fig. 6.2b). Finalmente, se observó una diferencia altamente significativa entre la riqueza observada por cuadrante contra la riqueza modelada ( $\chi^2 = 132.55$ ;  $P \leq 0.01$ ).

### 6.5.3. Análisis de los patrones de diversidad beta ( $\beta$ )

Con la información de la distribución puntual solamente se contó con un total de 44 cuadrantes de un total de 131, para el desarrollo del análisis. De esa forma, se integraron un total de 11 grupos florísticos basados en la compartición de sus taxa (Fig. 6.3a). Es importante señalar que los valores observados de similitud entre pares de cuadrantes mediante el uso de datos puntuales, fueron bajos. Ocho grupos (I, II, III, IV, V, VI, VII, X) fueron conformados por uno a cuatro taxa. En contraparte, los grupos VII y IX,

estuvieron mejor representados espacialmente, dado que presentaron el mayor número de especies (13 y 15 especies respectivamente).

Al desarrollar este mismo análisis con la distribución potencial, se observaron mayores valores de similitud entre los cuadrantes. Se conformaron un total de cuatro grupos florísticos, de los cuales, el grupo III, ocupó la mayor proporción del área de estudio, con un total de 93 cuadrantes y observándose una diferencia en cuanto al número de especies integrantes de cada grupo entre las dos aproximaciones (Fig. 3.3b).

En lo referente a la similitud promedio por cuadrante, ésta osciló entre el 0.360 y 0.98, con una media de 0.80. Especialmente los valores más bajos de similitud (alto recambio) se presentaron para un total de 12 cuadrantes, repartidos hacia la porción sur del área. En contraparte, la mayor similitud (bajo recambio) se observó para la zona noreste, así como un conglomerado presente hacia el sur y algunos cuadrantes dispersos en el área.

#### 6.5.4. Análisis de la contribución de las diversidades alfa ( $\alpha$ ) y beta ( $\beta$ ) sobre la riqueza regional (diversidad gamma $\gamma$ -) de leguminosas arbustivas.

Para el área de estudio, la diversidad gama se relaciona más fuertemente con la diversidad local o alfa, ( $R^2 = 0.592$ ;  $P \leq 0.0001$ ), en contra parte, la diversidad beta se relaciona débilmente con la diversidad alfa ( $R^2 = 0.268$ ;  $P \leq 0.0001$ ). Finalmente, la diversidad gama, no presentó relación con la diversidad beta ( $R^2 = 0.073$ ;  $P \leq 0.0001$ ) (Fig. 3.4).

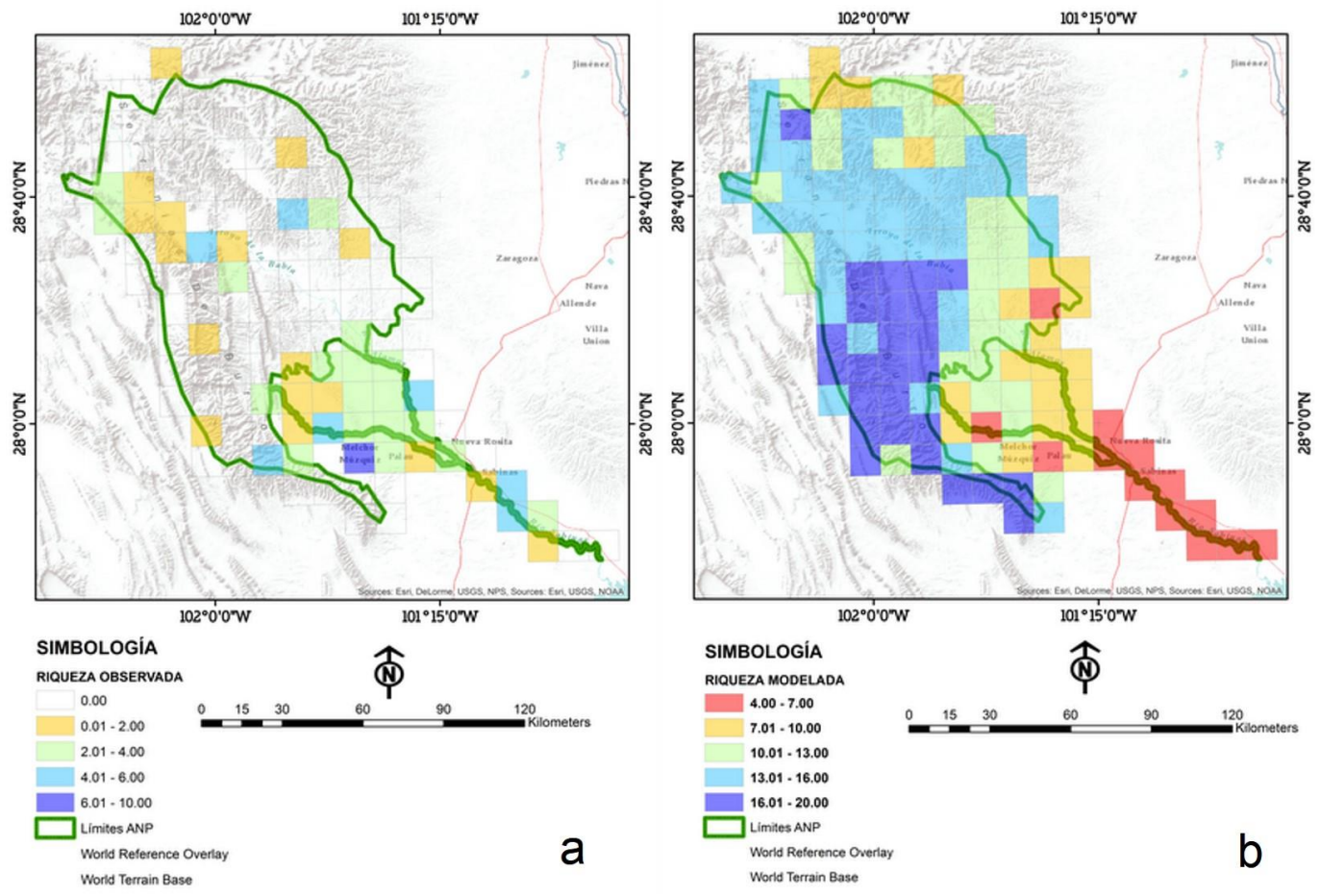


Figura 6.2. Patrones de riqueza de las leguminosas para el área de estudio: a). Riqueza puntual obtenida a partir de los registros de leguminosas para el área protegida; b). Riqueza modelada a partir del uso de los modelos de distribución.

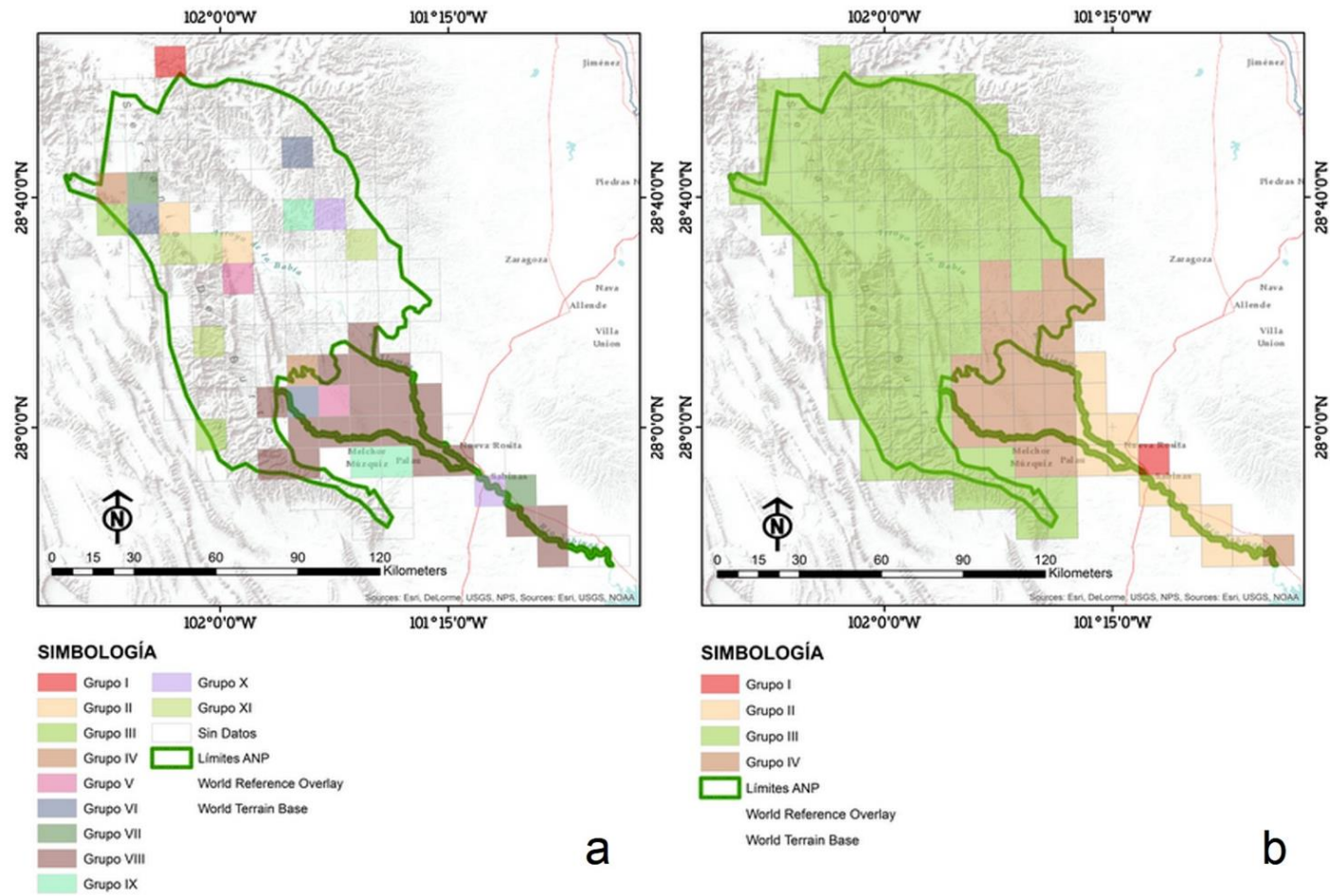


Figura 6.3. Grupos florísticos obtenidos a partir del uso de datos puntuales; b). Grupos florísticos obtenidos a partir de los datos de los modelos de distribución.

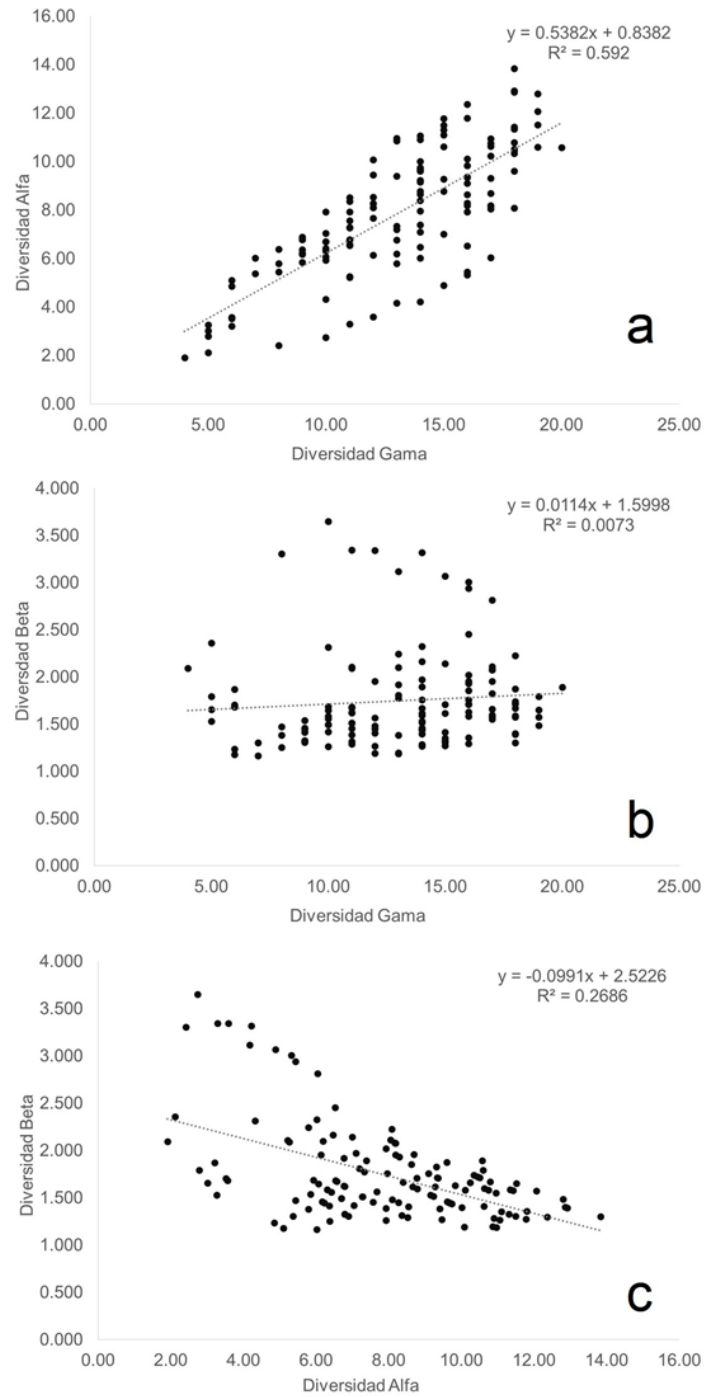


Figura 6.4. Regresiones logísticas desarrolladas para analizar las relaciones entre las diversidad alfa, beta y gama del área de estudio. a) Relación observada entre la diversidad alfa y la diversidad gama, b) relación observada entre la diversidad beta y la diversidad gama, y c) relación observada entre la diversidad beta y la diversidad alfa.



## 6.6. Discusión

Tradicionalmente, el análisis de los patrones de diversidad se ha desarrollado a partir de datos puntuales, así como en el uso de mapas de distribución generados por expertos (Arzamendia y Giraudo, 2004; Graham y Hijmans, 2006). Sin embargo, algunos estudios han señalado las limitaciones en el uso de esta información, principalmente a causa de los sesgos de colecta (Hijmans *et al.*, 2000; Hortal *et al.*, 2007). De ahí que los modelos de nicho ecológico, han demostrado en evaluaciones empíricas, un buen desempeño para describir aspectos relacionados a las diversidades alfa y beta (Lira-Noriega *et al.*, 2007), por lo que se pueden considerar como una herramienta prometedora para el entendimiento de estos patrones.

### 6.6.1. Análisis de los patrones de diversidad alfa ( $\alpha$ ).

De acuerdo a las curvas de acumulación de especies desarrolladas y los niveles del inventario para el área protegida del Río Sabinas, se observó que a nivel regional, la diversidad de leguminosas arbustivas se encuentra bien representada (entre el 89 y el 96 % del inventario). Situación que se compara favorablemente con trabajos de otros inventarios regionales (Villarreal-Quintanilla, 2001; Villarreal-Quintanilla y Estrada-Castillón, 2008). Por otra parte, considerando el nivel de resolución de 100 km<sup>2</sup>, es importante señalar que se presenta un limitado número de registros puntuales disponibles para cada uno de los 131 cuadrantes del área de estudio (249 registros representando 24 especies, Tabla 6.1), observándose además la presencia de un alto porcentaje de cuadrantes en los cuales se reporta solamente una especie (10 Cuadrantes), reflejando en cierto modo, un esfuerzo de colecta insuficiente, situación que puede ejemplificarse en parte, al observar la diferencia significativa entre la riqueza estimada a partir de los registros puntuales contra la obtenida a partir de los modelos de distribución de especies ( $\chi^2 = 132.55$ ;  $P \leq 0.01$ ) (Fig. 6.1a y 6.1b). Esta situación, puede atribuirse a que la mayoría de los muestreos desarrollados en el área, han carecido de un planteamiento sistemático para su desarrollo, implementándose bajo situaciones de oportunidad que reflejan sesgos de colecta (Hijmans *et al.*, 2000). Observándose para un alto porcentaje de cuadrantes, vacíos de información relativos a la presencia de las especies de leguminosas arbustivas

(87 de 131). Esto limita la posibilidad de generar análisis robustos de la riqueza del área que puedan soportar la toma de decisiones, además de traducirse en el riesgo de inferir acciones de manejo basadas en datos insuficientes (Hortal *et al.*, 2007; Hortal *et al.*, 2008; Mora *et al.*, 2008). Desde la perspectiva de conservación, es importante mencionar que el esfuerzo de muestreo observado para los cuadrantes, al estar incompleto, puede en cierta medida, ocultar el estado real de la diversidad y sus patrones para estas unidades (Kress *et al.*, 1998; Hortal *et al.*, 2007). Esta situación se ejemplifica en el cuadrante 19, donde a través de la información disponible de las colectas previamente desarrolladas, exhibe una diversidad puntual de 10 taxa, lo que a priori posiciona a este cuadrante como el más importante en cuanto al número de especies. Sin embargo, cuando se cubren los vacíos de información con los datos provenientes de los modelos de distribución potencial, este cuadrante ocupa un valor de importancia menor, con base en el número de especies que potencialmente puede albergar. En este contexto, la riqueza determinada con base a los modelos de nicho ecológico, permitieron identificar, desde el punto de vista espacial, dónde se presenta la mayor riqueza de este grupo indicador, información que resulta fundamental para la planeación sistemática de la conservación (Peterson y Kluza 2005; Sánchez-Cordero *et al.*, 2005).

En este estudio la riqueza modelada exhibe una mayor concentración hacia el oeste del área, posicionándose en los límites administrativos del área protegida, lo que sugiere, en términos de políticas públicas, la integración de estas zonas dentro del esquema de protección oficial, o ser integradas bajo otros esquemas de conservación como las reservas ejidales, las iniciativas para la protección de tierras privadas y comunitarias, entre otras (LGEPA, 2011; Bezaury–Creel *et al.*, 2009) de manera que se garantice la conservación de la biodiversidad del área protegida.

#### 6.6.2. Análisis de los patrones de diversidad beta ( $\beta$ ).

A pesar que existe una gran cantidad de índices para la estimación de la diversidad beta, cada uno de estos expresa diferentes aspectos del recambio espacial de las especies (Koleff, 2005). En este estudio el índice de Similitud de Jaccard, identificó la composición de un total de 4 grupos florísticos basados en datos obtenidos a partir del modelado de la distribución potencial de las especies, mientras que mediante el uso de datos puntuales se

reconoció un total de 11 grupos (Fig. 6.3 a y b). Es importante mencionar que en el análisis con datos puntuales, las agrupaciones generadas se desarrollaron con base en un número reducido de registros, producto de escasas colectas en el área, y por ende la representación de la biodiversidad de este grupo, es incompleta, situación que no define claramente las relaciones florísticas entre los pares de cuadrantes analizados. Rojas-Soto *et al.* (2003) desarrollaron una regionalización de la avifauna para la península de Baja California mediante la aplicación de un Análisis de Parsimonia de Endemismos (PAE), y observaron que al usar datos puntuales (sólo los provenientes de los registros de colecciones biológicas), dificultaron la correcta identificación de áreas basadas en las asociaciones de la avifauna; por el contrario, al llenar los vacíos de información mediante el uso de modelos de distribución potencial, obtuvieron una mayor resolución de los grupos y de las regiones ornitofaunísticas. Esta misma situación, al igual que en el trabajo anterior, también fue observada en el caso del fenograma de áreas para las leguminosas arbustivas.

Por otra parte, el valor promedio de  $\beta_j$  para los cuadrantes de análisis, resultó de 0.80, lo que evidencia una alta similitud de los ensambles para cada cuadrante (bajo recambio taxonómico entre cuadrantes). Sin embargo, es importante destacar que los grupos definidos a partir de la aplicación del Índice de Jaccard, son el resultado de procesos ecológicos y evolutivos que resulta importante conservar (LGEPA, 2011) y por otra parte, se constituyen como indicadores que facilitan la identificación de criterios para la selección y el diseño de áreas protegidas (Halffter y Moreno, 2005).

### 6.6.3. Análisis de la contribución de las diversidades alfa ( $\alpha$ ) y beta ( $\beta$ ) sobre la riqueza regional (diversidad gamma $\gamma$ -) de leguminosas arbustivas

Acorde a los valores obtenidos a partir de las relaciones lineales estimadas entre las distintas diversidades, podemos señalar que en el área de estudio, se presenta un proceso de anidamiento (Lawton, 1999; Halffter y Moreno, 2005), donde la riqueza local, juega un mayor papel descriptivo de la diversidad gama del área. Esta situación sugiere en términos prácticos, que la diversidad total de leguminosas arbustivas del área, se puede describir dentro de un 3.5% del total del área, es decir, dentro de cuatro de 131 cuadrantes distribuidos en el área protegida, lo que garantizaría al menos para este grupo taxonómico,

que en un bajo porcentaje del territorio, se conservara la totalidad de sus especies registradas en el área (Fig. 6.4).

#### 6.6.4. Perspectivas de aplicación y uso de los modelos de distribución potencial en el análisis de los patrones de diversidad

La posibilidad de generar información de campo con un adecuado nivel de inventario, requiere el muestreo de varios sitios en territorios extensos, así como la inversión de recursos económicos y humanos (Jiménez-Valverde y Lobo, 2006), los que en la mayoría de los casos no se cuenta. De esa forma, a pesar que los inventarios bióticos deben proveer la línea de base para la implementación de acciones de conservación, el uso de métodos robustos, como los modelos de distribución de especies, nos encamina hacia el planteamiento de hipótesis coherentes sobre la distribución de los taxa y por ende de los patrones de riqueza (Feria y Peterson, 2002; Jiménez-Valverde *et al.*, 2008). Particularmente el uso de estas herramientas ha sido empíricamente evaluado bajo distintas condiciones, resultando útil para describir con mayor detalle, patrones de la distribución de la riqueza de especies en escalas macroecológicas (Koleff *et al.*, 2008); así como aspectos para la identificación de áreas para la conservación (Sánchez – Cordero *et al.*, 2005; Papeş, 2007), y en el desarrollo de regionalizaciones bióticas (Rojas-Soto *et al.*, 2003). Los datos presentados en este trabajo ofrecen una perspectiva sobre la diversidad y sus patrones; sin embargo, es importante señalar que en ciertos casos, las herramientas que apoyan el desarrollo de las inferencias realizadas, pueden exhibir limitaciones metodológicas, por lo que es preciso interpretar adecuadamente los resultados (Soberón y Peterson, 2005). De esa forma, la obtención de las áreas de diversidad alfa, beta y gama, están basadas en la concurrencia y el traslape de las áreas de distribución específicas. Bajo esa premisa, cuando generamos los modelos de distribución de las especies, estamos describiendo su nicho fundamental, es decir, todas aquellas condiciones ambientales que son adecuadas para que la especie pueda vivir (Hutchinson, 1957; Pulliam, 2000; Soberón y Peterson, 2005). En el presente trabajo, para el modelado de la distribución de las especies, utilizamos solamente como variables independientes, datos climáticos y topográficos, insumos cartográficos que tienen un efecto directo e indirecto sobre la distribución de las especies (Guisan y Zimmermann, 2000). Sin

embargo, por la dificultad metodológica, resulta difícil incluir variables que describan interacciones bióticas (Araujo y Luoto, 2007), así como aquellas relativas a la capacidad de dispersión de las especies en este tipo de análisis (Mateo *et al.*, 2011). Estas variables juegan junto con la capacidad de dispersión de los taxa, un filtro que define lo que se conoce como el nicho efectivo (aquellas áreas que la especie realmente ocupa; Pulliam, 2000; Soberón y Peterson, 2005). Bajo este escenario, puede presentarse que los nichos fundamentales de las especies, sean más amplios que los efectivos (Soberón, 2007). Sin embargo, es importante aclarar que el objeto del desarrollo de los modelos de distribución, es representar fenómenos o procesos que conocemos de manera parcial o sesgada, y por consecuencia, la presente contribución deja sobre la mesa, una hipótesis espacial a una escala que debe ser corroborada e incluso puede ser mejorada a partir de la evaluación y el levantamiento sistemático de inventarios a nivel de campo, con los cuales, se determine la fiabilidad de los modelos y se concluya sobre su utilidad en aras de la conservación de esta importante área natural protegida.

**7. CAPITULO 3.**

**COMPARACIÓN DE LOS PATRONES DE RIQUEZA DE  
LEGUMINOSAS ARBUSTIVAS, GENERADOS A PARTIR DE  
MODELOS DE NICHOS ECOLÓGICOS EN UN ÁREA NATURAL  
PROTEGIDA DE COAHUILA, MÉXICO**

**7.1. Resumen**

Se compararon los patrones de riqueza de leguminosas arbustivas determinados a través del uso de datos provenientes de colecciones biológicas, así como los obtenidos mediante el desarrollo de modelos de nicho ecológico de los algoritmos GARP; MAXENT, BIOCLIM y DOMAIN. Se observaron diferencias significativas entre la riqueza observada ( $S_{Obs}$ ) y la riqueza modelada por los algoritmos ( $S_{Mod}$ ) ( $p < 0.01$ ). Los patrones generados por los distintos algoritmos, a excepción de la comparación entre GARP y BIOCLIM ( $p = 0.2809$ ) presentaron diferencias altamente significativas ( $p < 0.01$ ). Así mismo se evaluó la capacidad predictiva de los algoritmos para la estimación de la riqueza en tres cuadrantes de  $100 \text{ km}^2$ , comparando los modelos generados por los algoritmos contra un inventario intensivo desarrollado para estos cuadrantes. Se determinó que los valores máximos de riqueza modelada por GARP; BIOCLIM y DOMAIN, no presentaron diferencias significativas respecto a la riqueza observada ( $S_{Obs}$ ), y la proveniente del promedio de los estimadores no paramétricos ( $S_{Est}$ ) ( $p > 0.05$ ). El valor mínimo modelado por MAXENT no fue diferente a la riqueza observada ( $S_{Obs}$ ) ( $P > 0.05$ ), mientras que para la riqueza promedio de los estimadores ( $S_{Est}$ ), MAXENT no fue diferente en sus valores Promedio y mínimo.

Finalmente, se evaluó el Sesgo y la Exactitud de los algoritmos en términos de su capacidad para el modelado de la riqueza potencial de los cuadrantes seleccionados, no encontrando diferencias entre los algoritmos para el parámetro de Exactitud, mientras que MAXENT, resultó ser el menos sesgado ( $p < 0.01$ ).

## 7.2. Abstract

We compared the richness patterns of shrub legumes determined through the use of data from biological collections, as well as those obtained by the development of ecological niche models of algorithms GARP; MAXENT, BIOCLIM and DOMAIN. We found significant differences between observed richness ( $S_{Obs}$ ) and the modeled by algorithms ( $S_{Mod}$ ) ( $p < 0.01$ ). The patterns generated by the different algorithms, except for comparing GARP and BIOCLIM ( $p = 0.2809$ ) were significantly different ( $p < 0.01$ ). We evaluate the predictive power of algorithms for richness estimation in three selected quadrants of  $100 \text{ km}^2$ , was evaluated by comparing the models generated by the algorithms versus an intensive inventory developed for these quadrants. It was determined that the maximum values of modeled richness by GARP; BIOCLIM and DOMAIN, was not significantly different from that observed richness ( $S_{Obs}$ ), and from the average of the nonparametric estimators ( $S_{Est}$ ) ( $p > 0.05$ ). The minimum value of MAXENT was not different to that observed richness ( $S_{Obs}$ ) ( $P > 0.05$ ), while for the richness average of the estimators ( $S_{Est}$ ), MAXENT did not differ in their average and minimum values. Finally, the Bias and the Accuracy of the algorithms in terms of their ability to model the potential richness of the selected blocks, was evaluated, and was not differences between algorithms for the parameter Accuracy. For other hand, MaxEnt resulted were the least biased ( $p < 0.01$ ) of the four algorithms evaluated.

### 7.3. Introducción

De manera general, las preguntas fundamentales de la ecología y la biogeografía, han sido el conocimiento de la distribución y la diversidad de especies (Loreau, 2000; Zunino y Zullini, 2003), así como de los factores que las determinan (Lobo, 2000). Actualmente, estas cuestiones cobran una especial relevancia, dado que la modificación de las condiciones naturales del paisaje, ha derivado en la pérdida de la biodiversidad en sus distintos niveles de organización (Benitez-Díaz y Bellot-Rojas, 2003). En aras de dar respuesta esa interrogante, diversos enfoques teóricos se han implementado, entre los que destacan los métodos de la biogeografía cuantitativa a través de técnicas areográficas y cartográficas (Contreras-Medina y Luna-Vega, 2006; Carvalho *et al.*, 2009; Hernández *et al.*, 2010), así como los provenientes de enfoques correlativos (Hortal *et al.*, 2006; Hortal *et al.*, 2007; Cruz-Cárdenas *et al.*, 2013) basados en inferencias a partir de subrogados ambientales, por mencionar algunos.

Recientemente, el modelado de la distribución potencial de las especies, se ha convertido en una herramienta para predecir la distribución potencial de las especies (Peterson, 2001) y una instrumento promisorio para el desarrollo de estrategias para la conservación, sustentadas bajo criterios razonables, optimizando la información disponible (Lobo y Hortal, 2003; Hortal y Lobo, 2006).

Particularmente, estos modelos, tienen su fundamento en el concepto de Nicho Ecológico el cual se define como las condiciones ambientales bajo las cuales las poblaciones de una especie pueden sobrevivir indefinidamente sin la necesidad de inmigración (Grinnell, 1917). Bajo este contexto, es posible predecir el área de distribución de las especies, a partir de la correlación entre las variables ambientales (climáticas, topográficas, edáficas, etc.) con los registros provenientes de colectas y datos de campo (Stockwell y Peters, 1999).

Actualmente, existe una gran cantidad de algoritmos que modelan la distribución de las especies (Elith *et al.*, 2006), situación que ha favorecido, la diversificación de enfoques tanto teóricos como prácticos (Mateo *et al.*, 2011), entre los que destaca la descripción de patrones de riqueza de diversos grupos biológicos (Feria y Peterson, 2002; Graham y Hijmans, 2006; Paredes-García *et al.*, 2011; de-la-Estrella *et al.*, 2012).



Particularmente cada algoritmo tiene un desempeño distinto respecto cómo utiliza los datos primarios (localidades de presencias) y variables independientes (capas ambientales). Por lo que tienden a predecir distribuciones diferentes en términos de superficie como de forma (Naoki *et al.*, 2006; Loiselle *et al.*, 2003). Esta situación podría tener consecuencias en la interpretación de las áreas de riqueza de los grupos evaluados, y por ende en aspectos relacionados con la toma de decisiones para la conservación. De esa forma, a través de la presente aproximación, buscamos comparar los patrones de riqueza generados, además evaluar el grado de precisión de los distintos métodos utilizados para modelar la riqueza de un grupo botánico bien caracterizado en la región: las leguminosas arbustivas.

La evaluación de los modelos, se desarrolló a partir de trabajo de campo intensivo, contando con información sobre la riqueza verdadera, con la intención que estos datos sirvan para comparar los resultados generados por algoritmos que utilizan solo presencias, los cuales han sido comúnmente utilizados para el modelado de nichos ecológico como lo son GARP, MAXENT, BIOCLIM y DOMAIN.

Buscamos a partir de este análisis, desarrollar recomendaciones para el uso de estos métodos, en aras de mejorar su aplicación para el conocimiento de la biodiversidad de nuestra región y el entendimiento de los patrones de la misma.

## **7.4. Materiales y métodos**

### 7.4.1. Área de Estudio.

El APRN CADDR 004, fue decretada en el año de 2002 (DOF, 2002). Particularmente el polígono correspondiente a la porción Río Sabinas, La Encantada, Santa Rosa y Serranías del Burro, se localiza en la porción centro noreste del estado de Coahuila, abarca una superficie de 8,024.53 km<sup>2</sup>, representando cerca del 10% de la superficie estatal. Pertenece a la Provincia Fisiográfica “Grandes Llanuras de Norteamérica”, caracterizada por presentar climas secos y semi-secos con temperaturas mínimas extremas que ocurren a mediados del invierno, llegando a registrarse hasta -16 °C. Los valores extremos de temperatura máxima oscilan de 43 °C a 55 °C, ocurriendo en los meses del verano (junio - septiembre). Por su parte, la edafología del área, se caracteriza principalmente por

presentar tipos de suelos Xerosol, Regosol y Vertisol. Geológicamente en el área se presentan rocas de origen sedimentario de origen marino y en segundo plano rocas magmáticas del tipo basáltico (INEGI, 1983). La reserva forma parte de la Provincia Tamaulipeca (Morrone, 2005), la cual constituye una amplia zona de ecotonía entre la Planicie Costera del Golfo y el Altiplano Mexicano, constituyéndose como un importante centro de endemismos (Rojas-Mendoza, 1965; Rzedowski, 1978). Su vegetación está constituida en su mayor parte por matorrales xerófilos, de los cuales se distinguen el matorral espinoso tamaulipeco, y el matorral micrófilo; también se presenta vegetación riparia, pastizales, matorral submontano y encinares (ICE-FCF, 2004).

#### 7.4.2. Colecta de información biológica.

Para el desarrollo del presente análisis la información de 24 especies de leguminosas (subfamilias Caesalponioideae, Mimosoideae y Papilionoideae), por ser un grupo biológico con altos valores de importancia en los paisajes regionales, además de contar con información disponible a partir de colectas, así como en herbarios locales y bases de datos digitales (Villarreal-Quintanilla, 2001; Estrada-Castillón *et al.*, 2004; Estrada-Castillón *et al.*, 2005, Villarreal-Quintanilla *et al.*, 2008; Sánchez-Mejía, 2006; Estrada-Castillón *et al.*, 2010).

Aunado a ello, se revisó la base de datos de la Red Mundial de Información sobre Biodiversidad (REMIB; <http://www.conabio.gob.mx/remib/doctos/remibnodosdb.html>).

De la base de datos resultante, fueron eliminados aquellos registros de los cuales se presentaban inconsistencias geográficas (falta de claridad en la descripción de la localidad), de igual forma, fueron descartados aquellos registros que presentaron imprecisiones en la determinación taxonómica (por ejemplo: especie del género no determinada). Se consideró como marco para la recopilación de los registros de estas especies, un área que comprende los estados de Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Chihuahua, Zacatecas, Durango y San Luis Potosí (Tabla 7.1; Fig. 7.1a).

Tabla 7.1. Listado de especies de leguminosas arbustivas reportadas para el área protegida del río Sabinas. A) Registros totales por especie, B) Registros espacialmente únicos, C) Número de cuadrantes reportados para los registros puntuales por especie, D) Número de cuadrantes reportados para los modelos de distribución de especies. Las especies indicadas en negritas corresponden a taxa que fueron reportados durante el trabajo de campo.

<b>Género</b>	<b>Especie</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>
<i>Bauhinia</i>	<b><i>Bauhinia lunarioides</i></b> A.Gray ex S. Watson	7	7	3
	<i>Bauhinia macranthera</i> Benth ex Hemsl.	15	12	3
<i>Cercis</i>	<i>Cercis canadensis</i> (Rose) M. Hopkins	31	20	2
<i>Chamaecrista</i>	<i>Chamaecrista greggii</i> (A. Gray) ex A. Heller	95	78	4
<i>Parkinsonia</i>	<b><i>Parkinsonia texana</i> var. <i>macra</i></b> (I.M. Johnst.) Isely	24	11	5
	<b><i>Parkinsonia aculeata</i></b> L.	24	17	3
<i>Havardia.</i>	<b><i>Havardia pallens</i></b> (Benth.) Britton & Rose	77	43	3
<i>Senna.</i>	<b><i>Senna lindheimeriana</i></b> (Scheele) Irwin & Barneby	23	20	6
	<i>Senna wislizeni</i> (A.Gray) Irwin & Barneby	17	15	1
<i>Eysenhardtia.</i>	<b><i>Eysenhardtia texana</i></b> Scheele	19	17	2
<i>Dermatophyllum</i>	<b><i>Dermatophyllum secundiflorum</i></b> (Ort.) Gandhi & Reveal	31	24	8
<i>Acacia</i>	<b><i>Acacia berlandieri</i></b> Benth.	97	89	14
	<i>Acacia constricta</i> Benth.	32	21	1
	<i>Acacia coulteri</i> Benth.	21	16	3
	<b><i>Acacia farnesiana</i></b> (L.) Willd.	149	106	23
	<i>Acacia glandulifera</i> S. Wats.	22	15	1
	<b><i>Acacia greggii</i></b> Benth. ex A. Gray	51	46	15
	<i>Acacia constricta</i> Benth. var. <i>vernica</i> (Standl.) L. D. Benson	10	9	1
	<b><i>Acacia amentacea</i></b> DC.	109	93	23
	<i>Acacia roemeriana</i> Scheele	10	9	3
	<b><i>Acacia schaffneri</i></b> F. J. Herm.	18	12	2
	<i>Acaciella</i>	<i>Acaciella angustissima</i> (Mill.) Britton & Rose	10	7
<i>Gleditsia</i>	<b><i>Gleditsia triacanthos</i></b> L.	1	0	0

<b>Género</b>	<b>Especie</b>	<b>A</b>	<b>B</b>	<b>C</b>
<i>Caesalpinia</i>	<i>Caesalpinia mexicana</i> A.Gray	1	0	0
<i>Mimosa</i>	<i>Mimosa biuncifera</i> Benth.	33	31	2
<i>Prosopis</i>	<i>Prosopis glandulosa</i> Torr.	120	82	3

#### 7.4.3. Unidades geográficas operativas

Con el propósito de tener la representación de unidades de muestreo de la misma superficie, el polígono del área natural protegida, fue dividido en un total de 131 cuadrantes, de 10 km por 10 km ( $\sim 100 \text{ km}^2$ ). Para cada uno de los 131 cuadrantes generados, fue asignado un número de identificación individual. Posteriormente, los registros de leguminosas arbustivas, fueron vertidos sobre la malla de los cuadrantes, identificando para cada unidad, el número de especies y número de registros de leguminosas arbustivas (Fig. 7.1a).

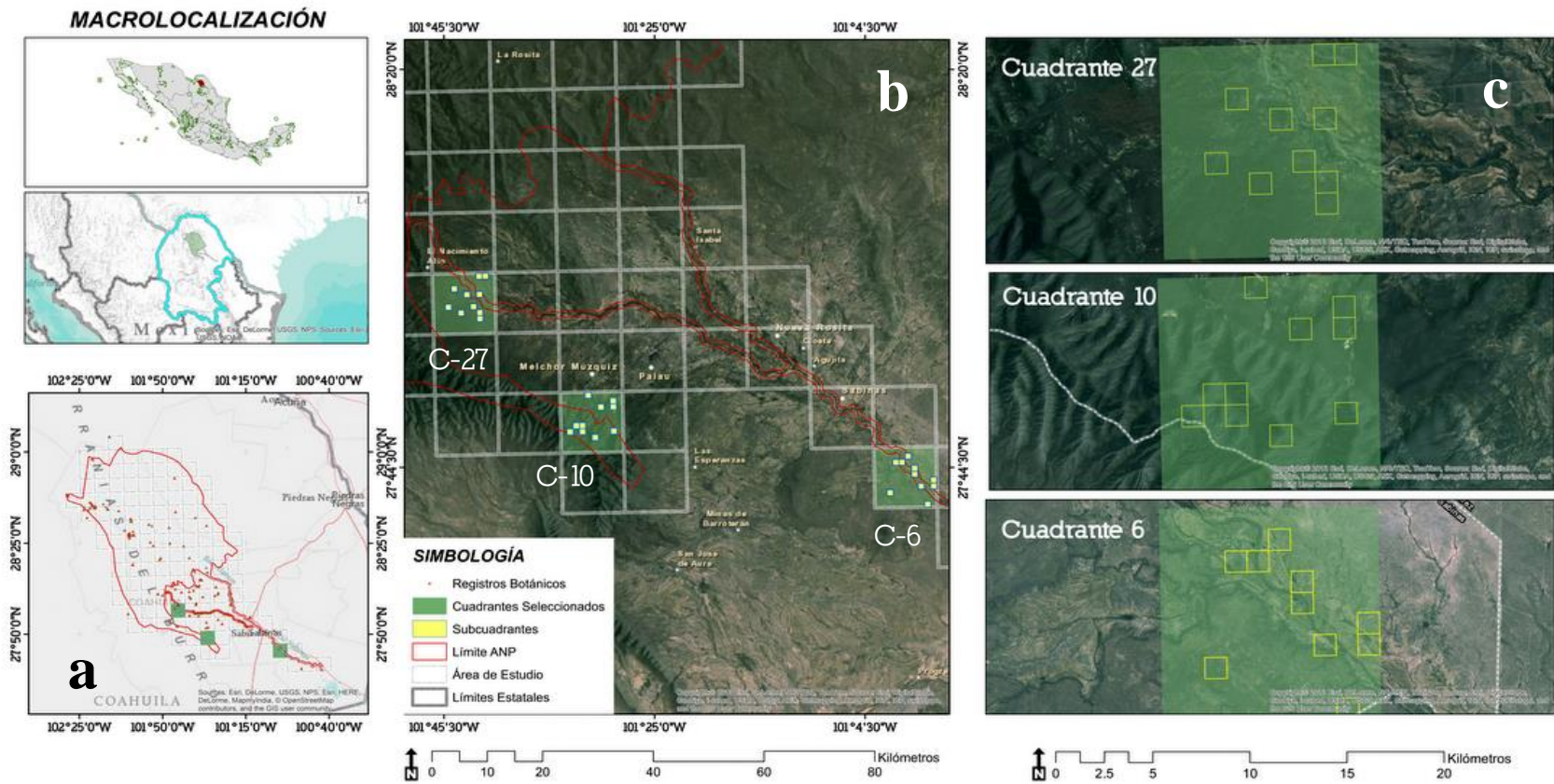


Figura 7.1. Ubicación del área de estudio donde a) se describen los 131 cuadrantes para el análisis de la información, y b) se presentan los tres cuadrantes de 100 km<sup>2</sup> seleccionados para el desarrollo de las evaluaciones de campo, y c), Subcuadrantes donde se desarrollaron los muestreos intensivos de leguminosas arbustivas.

#### 7.4.4. Desarrollo de Modelos de Distribución de Especies

En la actualidad se reconocen más de 15 algoritmos que modelan la distribución de las especies (Elith *et al.*, 2006). Para el presente estudio, se compararon los patrones de riqueza modelada a partir del uso de cuatro algoritmos comúnmente referidos en la literatura especializada GARP (Stockwell, 1999), MaxEnt (Phillips, 2008), Bioclim (Lindenmayer *et al.*, 1996) y Domain (Carpenter, 1993).

##### 7.4.4.1. Algoritmos utilizados.

GARP: (Genetic Algorithm for Rule Set Production): es un algoritmo genético, es decir un lenguaje de programación que imita a la evolución biológica como estrategia para resolver problemas. Este algoritmo es uno de los mayormente utilizados. Particularmente, GARP es un sistema heurístico basado en inteligencia artificial que busca correlaciones no aleatorias entre los puntos de presencia del organismo y las variables ambientales. Funciona iterativamente, aplicando distintas reglas de modelado (atomic, logistic regresión, range rules y negated range), generando y evaluando en cada cálculo un modelo de distribución binario (1 = Presencia, 0 = Ausencia) distinto. Los modelos binarios resultantes son seleccionados y sumados algebraicamente, proporcionando un mapa de consenso (modelos seleccionados que describen la presencia potencial de la especie). Los resultados no son determinísticos, por lo que un mismo conjunto de datos origina mapas distintos (Benito-de-Pando y Peña-de-Giles, 2007).

MAXENT (Máxima Entropía): Este algoritmo, ha cobrado un mayor auge en su utilización en años recientes. El algoritmo de máxima entropía es un método desarrollado para resolución de problemas basados en inferencias o en un set incompleto de datos. Es un método de inteligencia artificial que aplica el principio de máxima entropía para calcular la distribución geográfica más probable para una especie. MaxEnt estima la probabilidad de ocurrencia de la especie buscando la distribución de máxima entropía (lo más uniforme posible) sujeta a la condición de que el valor esperado de cada variable ambiental según esta distribución coincide con su media empírica. El resultado del modelo expresa el valor de idoneidad del hábitat para la especie como una función de las variables ambientales. Un valor alto de la función de distribución en una celda determinada indica que ésta presenta condiciones muy favorables para la presencia de la especie. MAXENT

puede utilizar variables cualitativas, otorgando a cada valor de la variable un peso relativo al número total de puntos de presencia que contiene. El programa proporciona las curvas de respuesta de la especie ante las distintas variables ambientales y estima la importancia de cada variable en la distribución de la especie. Finalmente, es importante señalar que esta herramienta es un algoritmo determinístico a comparación de GARP, entregando un resultado único de la especie evaluada (Phillips *et al.*, 2006; Benito-de-Pando y Peña-de-Giles, 2007).

Bioclim (Busby, 1991): Este algoritmo genera para la especie un rango ecológico de  $n$  dimensiones, siendo  $n$  el número de variables predictoras, mediante un análisis de la distribución de los registros de presencia sobre cada variable ambiental. El hiperrectángulo resultante está caracterizado por una tolerancia mínima y máxima que determinan los límites de idoneidad. El modelo de hábitat se genera otorgando a cada celda un valor de distancia ecológica relativo a la posición que ocupa dentro del rango multidimensional de la especie. Este algoritmo no admite para el análisis capas de información cualitativa como usos del suelo y similares.

Domain (Carpenter *et al.*, 1993): Es un método de distancias ecológicas implementado en DIVA- GIS. Utiliza la métrica de Gower, una medida de distancia que estandariza las variables según su rango en todos los puntos de presencia para igualar su contribución al modelo. La distancia entre una presencia A y una celda B para una variable  $k$  se calcula como la diferencia absoluta entre A y B dividida por el rango de  $k$  para todos los puntos de presencia. La distancia de Gower (G) es la media de las distancias para todas las variables climáticas, y el estadístico de similaridad Domain se calcula como  $100(1-G)$ . El valor máximo es 100, que se da en todas las celdas con presencia del organismo.

#### 7.4.4.2. Modelado de Nicho Ecológico.

Para el desarrollo de los modelos de nicho ecológico de las especies, fueron utilizadas 19 variables climáticas provenientes de la base de datos del WorldClim (Hijmans *et al.*, 2005), además de cuatro variables topográficas obtenidas del proyecto Hydro1K (USGS, 2001). Ambos tipos de variables presentaron una resolución de 0.0083 grados ( $\sim 1 \text{ km}^2$ ) (Tabla 7.2).



Tabla 7.2. Variables climáticas y topográficas utilizadas para el desarrollo de los modelos de distribución potencial de las especies.

<b>Clave</b>	<b>Descripción de la Variable</b>
<b>Bio1</b>	Temperatura media anual
<b>Bio2</b>	Rango medio diario (media mensual (t° máx.- t° min.))
<b>Bio3</b>	Isotermalidad (B2/B7) (* 100)
<b>Bio4</b>	Temperatura Estacional (desviación estándar *100)
<b>Bio5</b>	Temperatura máxima del mes más cálido
<b>Bio6</b>	Temperatura mínima del mes más frío
<b>Bio7</b>	Rango de Temperatura Anual (B5 - B6)
<b>Bio8</b>	Temperatura media del mes más húmedo
<b>Bio9</b>	Temperatura media del mes más seco
<b>Bio10</b>	Temperatura media del trimestre más cálido
<b>Bio11</b>	Temperatura media del trimestre más frío
<b>Bio12</b>	Precipitación anual
<b>Bio13</b>	Precipitación del mes más húmedo
<b>Bio14</b>	Precipitación del mes más seco
<b>Bio15</b>	Precipitación estacional (Coeficiente de variación)
<b>Bio16</b>	Precipitación del trimestre más húmedo
<b>Bio17</b>	Precipitación del trimestre más seco
<b>Bio18</b>	Precipitación del trimestre más cálido
<b>Bio19</b>	Precipitación del trimestre más frío
<b>DEM</b>	Modelo digital de elevación
<b>FLOWACC</b>	Acumulación del flujo
<b>TOPOIND</b>	Índice topográfico
<b>SLOPE</b>	Pendiente

#### 7.4.4.3. Parametrización de los algoritmos.

GARP: Los modelos fueron desarrollados dentro del software Desktop GARP (Genetic Algorithm for Rule-set Production; Stockwell y Noble, 1992), utilizando los registros previamente georreferenciados y espacialmente únicos, en combinación con las variables bioclimáticas antes descritas. Para aquellas especies con más de 10 registros se consideró la partición de los mismos en una proporción de 60 y 40% para ser utilizados como datos de entrenamiento del algoritmo y evaluación del modelo respectivamente. Aquellas especies que contaron con menos de 10 registros, fueron utilizados en su totalidad para el desarrollo del modelo, optándose por una evaluación intrínseca, de acuerdo al protocolo de Anderson *et al.* (2003). Para optimizar la capacidad predictiva, se desarrollaron 100 modelos por especie, considerando como parámetro de salida la selección de los 10 mejores modelos con base en valores bajos de omisión y moderados de comisión. Para la generación del modelo binario (presencia/ausencia), se consideraron como presencia potencial, aquellos pixeles con un valor de consenso de los diez mejores modelos.

MaxEnt: Utilizamos la implementación de escritorio desarrollada por Phillips *et al.*, (2004). Se utilizó el mismo set de datos y las variables ambientales previamente descrita. Para el desarrollo de los modelos de distribución, la salida del modelo fue en formato logístico. Para el desarrollo del consenso binario, se definió el mínimo de presencias de entrenamiento como el umbral de corte seleccionado. Finalmente se integró una matriz de riqueza a partir de la conjunción de los modelos individuales.

Tanto Bioclim, como Domain, se encuentran dentro del Sistema de Información Geográfica DIVA GIS 7.5.0.0 (Hijmans *et al.*, 2001). En el primero de los casos, se consideró como parámetros de salida, el tipo “Bioclim True-False”, el cual define un umbral de corte considerando como presencia potencial, valores superiores al percentil 0.025. Por su parte, para Domain seleccionamos el método “Domain True-False” considerando valores adecuados superiores al 95. Finalmente, para cada algoritmo, se integró una matriz de riqueza potencial, mediante la superposición de los modelos individuales desarrollados.

#### 7.4.5. Análisis de los datos

7.4.5.1. Descripción de los patrones de riqueza observada y modelada por los algoritmos en el área de estudio.

Se describieron los patrones de la riqueza observada a través de registros puntuales, así como de la información proveniente de los modelos de distribución generados por cada uno de los cuatro algoritmos. Posteriormente, se tabuló el número de cuadrantes y sus respectivos valores de riqueza para cada algoritmo. Comparamos los valores de riqueza observada y modelada por los algoritmos a través de una prueba de U de Mann Whitney disponible en PAST 3.01 (Hammer *et al.*, 2008), considerando que los datos no presentaron una distribución normal.

7.4.5.2. Evaluación de los modelos de riqueza potencial en los cuadrantes seleccionados.

7.4.5.2.1. Estimación de la riqueza real de cuadrantes en el área de estudio ( $S_{obs}$ ).

Para la comparación de los modelos generados por los distintos algoritmos, se desarrollaron muestreos intensivos con la intención de registrar el número “real” de especies por cuadrante ( $S_{obs}$ ). Seleccionamos tres cuadrantes (2.29% del área de estudio) con distintos rangos de valores de riqueza (Baja = 0 a 5 especies; Media = 6 a 15 especies; y Alta = 16-24 especies). Cada uno de los cuadrantes seleccionados, fueron divididos en sub-cuadrantes los cuales presentaron una dimensión de 1 km por 1 km (1 km<sup>2</sup>). Posteriormente, se escogieron aleatoriamente el 10 % de estos sub-cuadrantes. Dentro de cada uno de estos sitios seleccionados, se desarrollaron transectos de 500 metros de longitud, donde se registraron todas las especies observadas (Fig. 7.1b y 7.1.c). Finalmente, los datos provenientes del trabajo de campo, fueron utilizados para la determinación del nivel del inventario a través de estimadores no paramétricos de Chao 2, Jacknife de Primer y Segundo orden y Bootstrap:

$$\text{Chao 2} = S + \frac{L_1^2}{2M_2}$$

Dónde:

S: Número total de especies observadas en toda las muestras llevadas al pool y,  $L_1$  = número de especies que ocurren solamente en una muestra (especies “únicas”)  $M_2$  = número de especies que ocurren en exactamente dos muestras (Moreno, 2001).

Jacknife de primer

$$S_{\text{Jack1}} = S + L \frac{m-1}{m}$$

Se basa en el número de especies que ocurren solamente en una muestra (L) (Moreno, 2001).

Jacknife de segundo orden

$$S_{\text{Jack2}} = S + \frac{L(2m-3)}{m} - \frac{M(m-2)^2}{m(m-1)}$$

Se basa en el número de especies que ocurren solamente en una muestra así como en el número de especies que ocurren en dos muestras (Moreno, 2001).

Boostrap.

$$\text{Boostrap} = S + \sum (1 - p_j)^n$$

Este estimador de la riqueza de especies se basa en  $p_j$ , la proporción de unidades de muestreo que contienen a cada especie  $j$  (Moreno, 2001). Para el análisis de estos estimadores, recurrimos al programa EstimateS 9.1.0. (Colwell, 2013).

Finalmente, se determinó el nivel de completitud (Moreno y Halffter, 2000), para cada uno de los cuadrantes donde se desarrolló trabajo de campo.

$$\text{IC} = \left( \frac{\text{Spp}_{\text{Obs}}}{\text{Spp}_{\text{Est}}} \right) \times 100$$

Dónde:

IC: Índice de completitud y,  $\text{Spp}_{\text{Obs}}$ : son las especies observadas para el área de análisis y,  $\text{Spp}_{\text{Est}}$ : son las especies estimadas para el promedio de los cuatro estimadores utilizados.

7.4.5.2.2. Comparación de los valores de riqueza modelada contra la observada a partir de los muestreos intensivos en los cuadrantes seleccionados.

Para evaluar la capacidad predictiva de los algoritmos utilizados para la estimación de la riqueza de los cuadrantes seleccionados, comparamos los valores máximo, media y mínimo de los modelos generados por GARP; MAXENT, BIOCLIM y DOMAIN, a través de una prueba de  $\chi^2$ . Se utilizaron dos valores de riqueza verdadera para cada cuadrante, siendo el primero de ellos, el número de especies observadas ( $S_{\text{Obs}}$ ) a través del trabajo de campo para cuadrante. Para el segundo de los casos, asumiendo, que aún es necesario desarrollar trabajo complementario para lograr una completitud de los inventarios, se utilizó el valor de especies estimadas ( $S_{\text{Est}}$ ) proveniente del promedio de los valores obtenidos por los estimadores no paramétricos.

7.4.5.2.3. Determinación de la precisión (Sesgo y Exactitud) de los modelos de riqueza en los cuadrantes seleccionados.

Para analizar el desempeño de los distintos algoritmos utilizados, se determinó el Sesgo y Exactitud de los algoritmos para cada cuadrante seleccionado, a través de las siguientes fórmulas (Chiarucci *et al.*, 2003):

$$\mathbf{a)} \text{ Sesgo} = \frac{S_{est} - S_{ver}}{S_{ver}}$$

$$\mathbf{b)} \text{ Exactitud} = \left[ \frac{S_{est} - S_{ver}}{S_{ver}} \right]^2$$

Dónde:  $S_{est}$  = Riqueza estimada por los algoritmos;  $S_{ver}$  = Diversidad observada mediante muestreos / Diversidad promedio estimada por los estimadores no paramétricos utilizados. El sesgo indica la sobreestimación o la subestimación de la riqueza y la exactitud indica la cercanía de la riqueza modelada a la riqueza verdadera (López-Gómez y Williams-Linera, 2006).

Posteriormente, con la intención de determinar diferencias entre el Sesgo y la Exactitud estimados entre los algoritmos utilizados, desarrollamos un Análisis de Varianza y, una prueba *a posteriori* para describir las diferencias entre los grupos (Algoritmos), a través del test de Tukey.

## 7.5. Resultados

### 7.5.1. Descripción de los patrones de riqueza observada y modelada por los algoritmos

#### 7.5.1.1. Riqueza observada.

Para este caso, un total de 43 cuadrantes contaron con información sobre leguminosas arbustivas, encontrando que la mayor proporción correspondió a valores de riqueza que oscilaron entre 1 y 5 especies ( $n = 40$  cuadrantes), y solamente para tres cuadrantes, se registraron entre seis y 10 especies. Las restantes 88 unidades geográficas de estudio, no presentaron datos (Fig. 7.3a, Tabla 7.3).

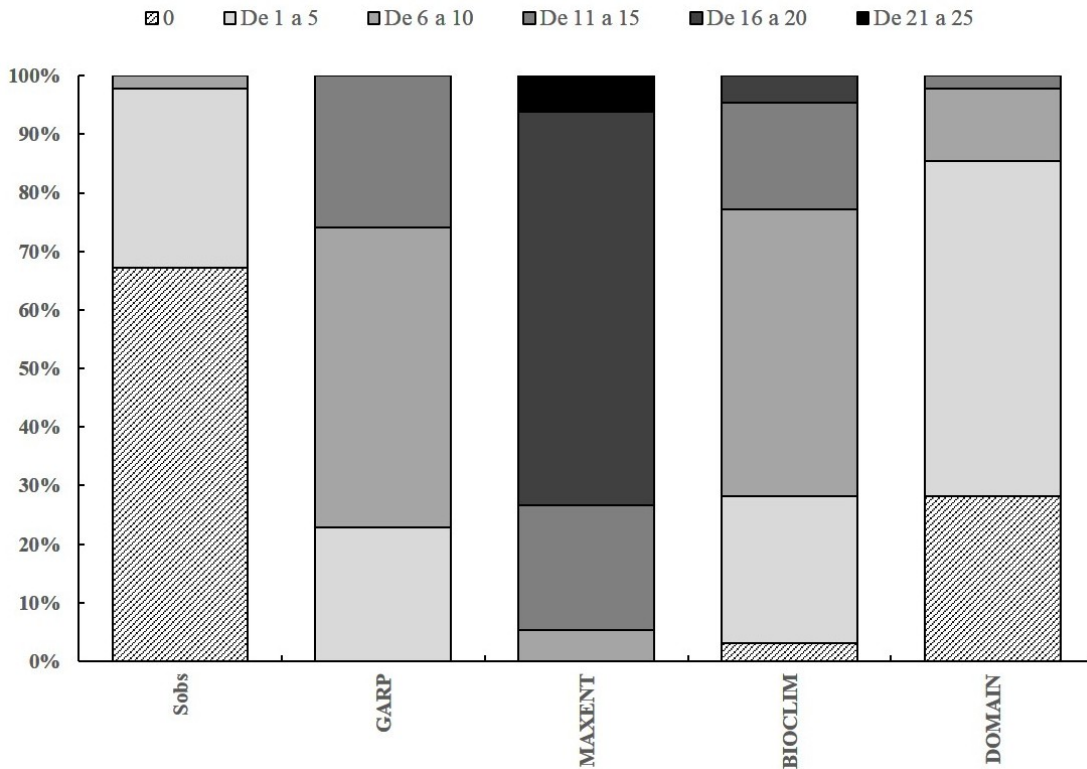


Figura 7.2. Porcentaje de contribución de cada rango de riqueza para los datos puntuales provenientes de bases de datos (Sobs) y cada uno de los algoritmos utilizados

#### 7.5.1.2. GARP.

El rango de riqueza exhibido a partir de la integración de los modelos de distribución individuales, osciló entre 0 y 15 especies de leguminosas arbustivas. Por otra parte, las áreas de mayor riqueza se presentaron para la porción correspondiente a la Sierra de Santa

Rosa de Lima, ubicada en el municipio de Múzquiz, Coahuila, y en contraparte, las menos diversas se presentaron para las porciones bajas de la cuenca y en los valles intermontanos ubicados al norte y noroeste del área protegida. Bajo este algoritmo, la mayor proporción de los cuadrantes del territorio estudiado presenta valores de riqueza en el rango de 6 a 10 especies ( $n = 67$ ), en contraparte, los valores más bajos en cuanto a superficie representada, se observaron para el rango de 1 a 5 especies (Fig. 7.3b, Tabla 7.3).

#### 7.5.1.3. MAXENT

Para el caso de este algoritmo, se registró un rango de riqueza que osciló entre siete y 22 especies ( $n = 6$  cuadrantes). La mayor proporción del área bajo estudio, presentó valores de riqueza de leguminosas arbustivas entre 16 y 20 especies ( $n = 88$ ). Los valores más altos de riqueza se observan para la porción de la Sierra de Santa Rosa y la zona correspondiente a la Serranía del Burro. En contraparte, la zona sur (municipios de San Juan de Sabinas, Sabinas y Juárez, Coah., observó los valores más bajos de riqueza (Fig. 7.3c, Tabla 7.3).

#### 7.5.1.4. DOMAIN.

Mediante este algoritmo, se estimó que la mayor proporción del territorio presentó valores bajos de riqueza. Los rangos de especies estimadas mejor representado fue el de 0 a 3 especies ( $n = 112$  cuadrantes). Espacialmente, la zonas marcadas con mayor riqueza de leguminosas arbustivas se distribuyen para la porción sur del área protegida (pie de monte de la Sierra de Santa Rosa – Cañón de Aparicio -) y en valles intermontanos situados hacia la región del Serranías del Burro y las colindancias con la región de la Serranías del Burro, Coah. (Fig. 7.3d; Tabla 7.3).

#### 7.5.1.5. BIOCLIM.

La región con mayor riqueza (16 a 20 especies) se presentó para la zona oeste del Área Protegida en la Sierra de Santa Rosa, observándose en seis cuadrantes disyuntos. La mayor proporción del territorio protegido presentó valores que oscilaron entre las 6 y 10 especies, distribuyéndose en un total de 64 cuadrantes. Bajo este algoritmo, se

identificaron un total de cuatro cuadrantes con valores de riqueza nulos (Fig. 7.3e; Tabla 7.3).

Tabla 7.3. Rangos de riqueza de leguminosas arbustivas estimados por los distintos algoritmos para cada uno de los cuadrantes dentro del área de estudio

	<b>S<sub>obs</sub></b>	<b>GARP</b>	<b>MAXENT</b>	<b>BIOCLIM</b>	<b>DOMAIN</b>
<b>0</b>	88	0	0	4	37
<b>De 1 a 5</b>	40	30	0	33	75
<b>De 6 a 10</b>	3	67	7	64	16
<b>De 11 a 15</b>	0	34	28	24	3
<b>De 16 a 20</b>	0	0	88	6	0
<b>De 21 a 25</b>	0	0	8	0	0
	131	131	131	131	131



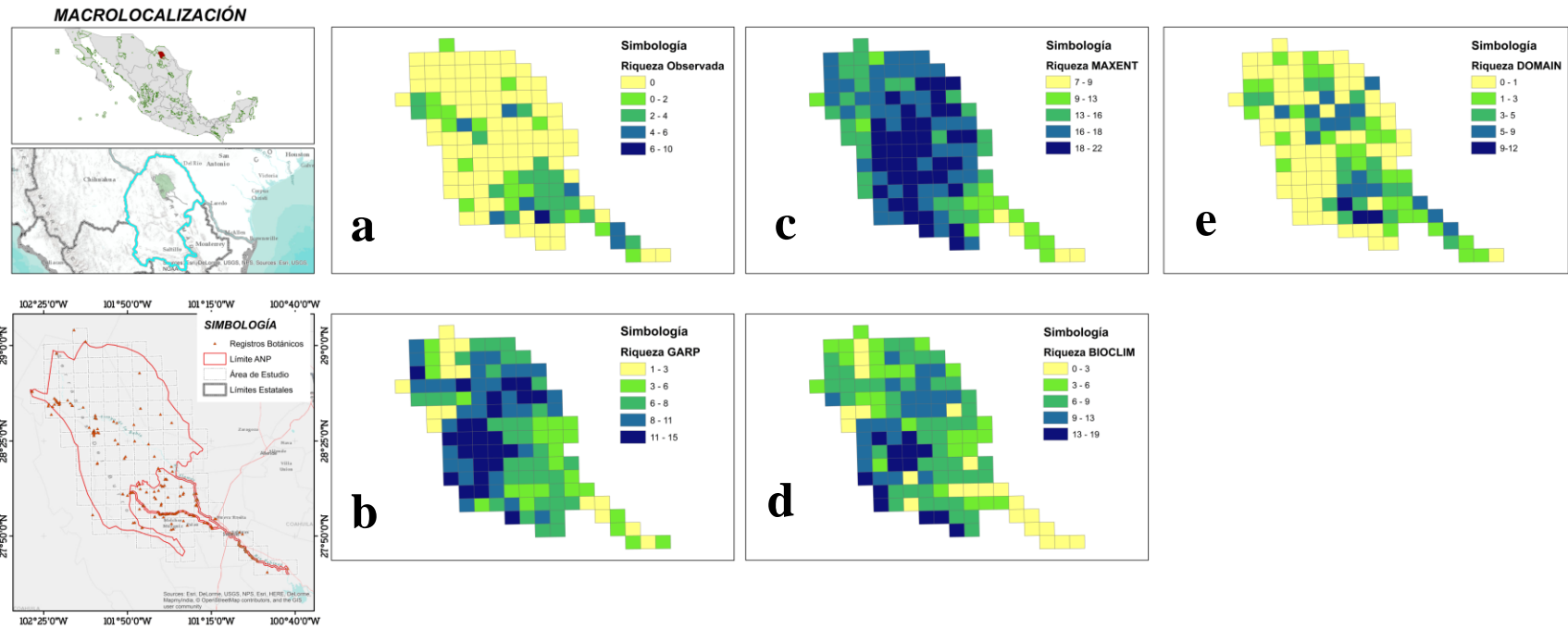


Figura 7.3. Patrones de riqueza modelada por los distintos algoritmos utilizados en el presente trabajo a) riqueza Observada, b) GARP; c) MAXENT, d), BIOCLIM, e) DOMAIN.

7.5.1.6. Análisis de los patrones espaciales de la riqueza observada y modelada por los algoritmos.

La riqueza observada ( $S_{obs}$ ), fue significativamente diferente a los cuatro modelos de riqueza generados por los algoritmos ( $S_{mod}$ ). De igual forma, se observaron diferencias significativas entre los patrones generados por los distintos algoritmos, a excepción de la comparación entre GARP y BIOCLIM ( $p = 0.2809$ ) (Tabla 7.4).

Tabla 7.4. Valores de la U de Mann Whitney y la significancia estadística para la comparación de los valores de riqueza observada ( $S_{obs}$ ) y la determinada por los distintos algoritmos.

	$S_{obs}$	GARP	MAXENT	BIOCLIM	DOMAIN
$S_{obs}$	-	<b>599**</b>	<b>5.5**</b>	<b>1,089**</b>	<b>5,238**</b>
GARP	<u>2.97<sup>e-40</sup></u>	-	<b>668.5**</b>	<b>7,921</b>	<b>1,843**</b>
MAXENT	<u>3.38<sup>e-46</sup></u>	<u>3.26<sup>e-38</sup></u>	-	<b>835**</b>	<b>56**</b>
BIOCLIM	<u>7.47<sup>e-36</sup></u>	<u>0.2809</u>	<u>1.10<sup>e-36</sup></u>	-	<b>2,535**</b>
DOMAIN	<u>7.09<sup>e-09</sup></u>	<u>2.71<sup>e-28</sup></u>	<u>3.36<sup>e-44</sup></u>	<u>4.06<sup>e-23</sup></u>	-

Los valores en negritas, representan el valor de U de Mann Withnney estimados para cada par de comparaciones, por su parte, los números subrayados, representan la P estimada para la prueba, los valores de  $P < 0.05$  se indican con \*, los valores de  $P < 0.01$  se indican con \*\*

7.5.2. Evaluación de los modelos de riqueza potencial en los cuadrantes seleccionados.

7.5.2.1. Estimación de la riqueza real de cuadrantes en el área de estudio ( $S_{obs}$ ).

Para los tres cuadrantes evaluados, se determinó una diversidad de 15 especies, mismas que representan el 60% de la riqueza registrada de leguminosas arbustivas para el área protegida. Las especies que no se lograron observar en los muestreos fueron *Bauhinia macranthera*, *Cercis canadensis*, *Chamaecrista greggii*, *Senna wislizeni*, *Acacia coulteri*, *Acacia glandulifera*, *Acacia constricta*, *Acacia roemeriana* y *Acaciella angustissima*. Es importante señalar que para el área de estudio, se integraron dos especies nuevas al inventario, las cuales no estaban reportadas para los inventarios anteriores (*Caesalpinia mexicana* y *Gleditsia triacanthos*).

En lo respectivo a los estimadores no paramétricos de diversidad podemos observar que para el caso del Cuadrante 6, los valores de riqueza estimados, oscilaron entre 7.83 (Jackknife 2) y 8.06 (Bootstrap), determinándose un valor de completitud del 100% del

inventario de leguminosas. Para el Cuadrante 10, el valor de completitud fue de 83% del inventario, estimándose entre 16.09 y 20.44 especies (Bootstrap y Jackknife 2, respectivamente). Por su parte, en el Cuadrante 27 se estimó entre 11.05 (Bootstrap) y 14.71 especies (Jackknife 2), con un valor de completitud ( $IC_{Prom}$ ) del 79% (Cuadro 4.3). Respecto a las curvas de acumulación de especies desarrolladas para cada cuadrante, observamos un comportamiento asintótico solamente para el Cuadrante 6 con una reducción del número de especies raras (únicas y dobles) al finalizar el muestreo (Fig 7.4: Curvas de acumulación).

Tabla 7.5. Número de especies estimadas para cada uno de los cuadrantes seleccionados por los distintos estimadores no paramétricos

	<b>S<sub>obs</sub></b>	<b>Chao 2</b>	<b>Jacknife 1</b>	<b>Jacknife 2</b>	<b>Bootstrap</b>	<b>S<sub>est</sub></b>	<b>IC<sub>prom</sub></b>
<b>Cuadrante 6</b>	8	8 ± 0.23	8 ± 0	7.83 ± 0.32	8.06 ± 0.03	7.97	100.00
<b>Cuadrante 10</b>	15	16.82 ± 2.66	18.64 ± 1.52	20.44 ± 0	16.09 ± 0	18.00	83.00
<b>Cuadrante 27</b>	10	12.57 ± 3.89	12.57 ± 1.21	14.71 ± 0	11.05 ± 0	12.73	79.00

**S<sub>obs</sub>**: Especies observadas a partir del trabajo de campo  
**S<sub>est</sub>**: Riqueza determinada por los estimadores no paramétricos de diversidad  
**IC<sub>prom</sub>**: Índice de Completitud promedio de los valores de los cuatro estimadores no paramétricos utilizados

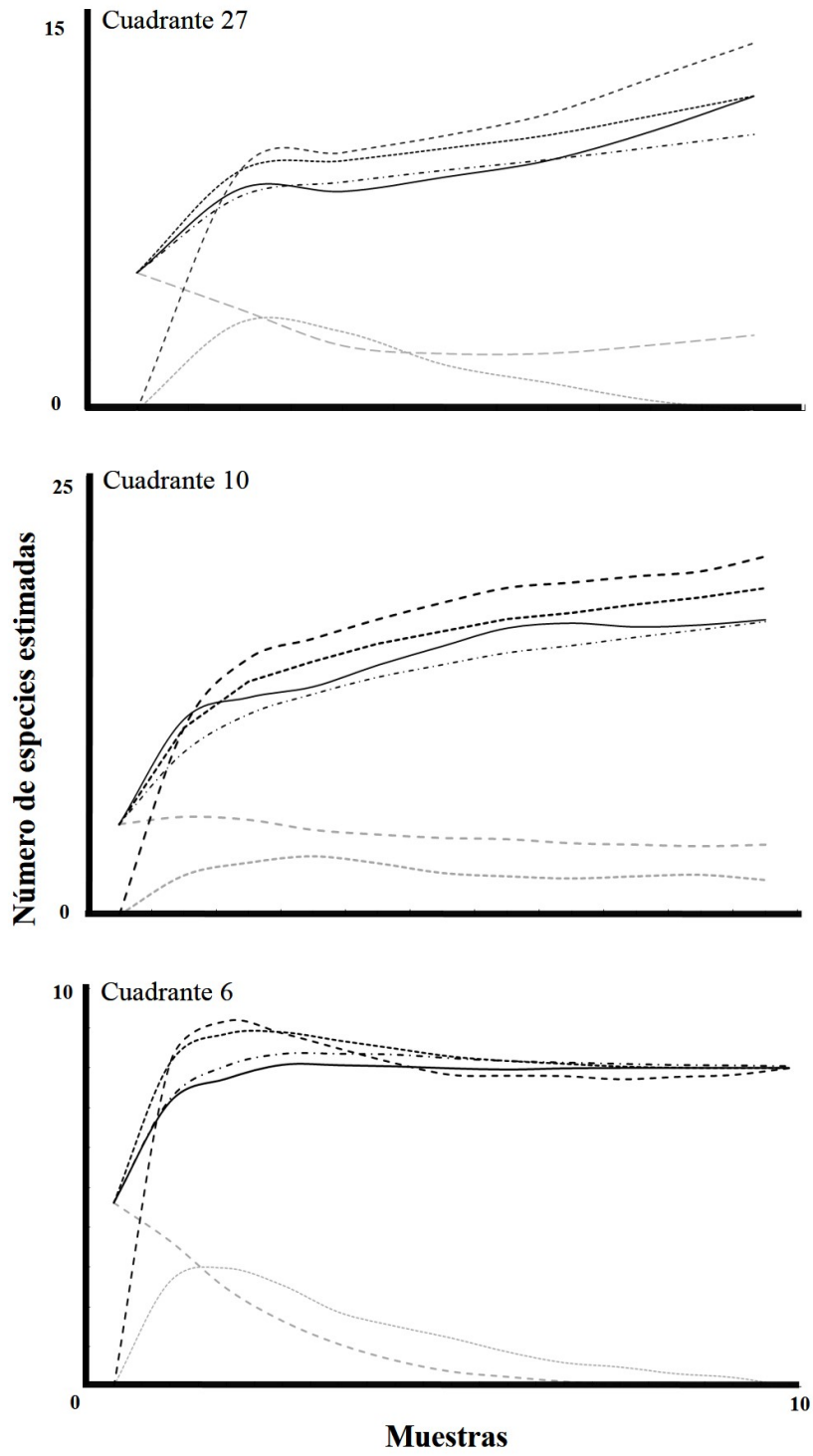


Figura 7.4. Curvas de acumulación de especies para los tres cuadrantes donde se desarrolló trabajo de campo.

7.5.2.2. Comparación de los valores de riqueza modelada contra la observada a partir de los muestreos intensivos en los cuadrantes seleccionados.

Los valores máximos de riqueza modelada por GARP; BIOCLIM y DOMAIN, no presentaron diferencias significativas respecto a la riqueza observada ( $S_{Obs}$ ), y la proveniente del promedio de los estimadores no paramétricos ( $S_{Est}$ ). Por su parte, el valor mínimo modelado por MAXENT no fue diferente a la riqueza observada ( $S_{Obs}$ ) ( $P > 0.05$ ), mientras que para la riqueza promedio de los estimadores ( $S_{Est}$ ), MAXENT no fue diferente en sus valores Promedio (MaxentMed) y mínimo (MAXENTMin) (Tabla 7.6, y Tabla 7.7).

Tabla 7.6. Comparación de los valores de riqueza modelada por los cuatro algoritmos contra la riqueza observada ( $S_{Obs}$ ) para los tres cuadrantes evaluados.

	$S_{Obs}$	<b>GARPMax</b>	<b>GARPMed</b>	<b>GARPMin</b>
<b>Cuadrante 6</b>	8.00	5.00	3.12	2.00
<b>Cuadrante 10</b>	15.00	20.00	9.21	4.00
<b>Cuadrante 27</b>	10.00	12.00	6.78	4.00
		$\chi^2 = 3.1917$ p = 0.20273	$\chi^2 = 6.2486$ p = 0.0439	$\chi^2 = 16.167$ p = 0.000308

	$S_{Obs}$	<b>MAXENTMax</b>	<b>MAXENTMed</b>	<b>MAXENTMin</b>
<b>Cuadrante 6</b>	8.00	12.00	9.94	7.00
<b>Cuadrante 10</b>	15.00	22.00	18.24	15.00
<b>Cuadrante 27</b>	10.00	21.00	16.94	13.00
		$\chi^2 = 17.367$ p = 0.000169	$\chi^2 = 5.89$ p = 0.0501	$\chi^2 = 1.025$ p = 0.599

	$S_{Obs}$	<b>BIOCLIMMax</b>	<b>BIOCLIMMed</b>	<b>BIOCLIMMin</b>
<b>Cuadrante 6</b>	8.00	5.00	4.33	0.00
<b>Cuadrante 10</b>	15.00	18.00	3.06	1.00
<b>Cuadrante 27</b>	10.00	12.00	6.68	2.00
		$\chi^2 = 2.7$ p = 0.34559	$\chi^2 = 12.29$ p = 0.00214	$\chi^2 = 29.4$ p = 1.085E-06

	$S_{Obs}$	<b>DOMAINMax</b>	<b>DOMAINMed</b>	<b>DOMAINMin</b>
<b>Cuadrante 6</b>	8.00	10.00	4.33	0.00
<b>Cuadrante 10</b>	15.00	12.00	3.06	0.00
<b>Cuadrante 27</b>	10.00	14.00	6.68	2.00
		$\chi^2 = 2.7$ p = 0.2592	$\chi^2 = 12.29$ p = 0.00214	$\chi^2 = 29.4$ p = 4.13E-07

Tabla 7.7. Comparación de los valores de riqueza modelada por los cuatro algoritmos contra la riqueza promedio estimada ( $S_{Est}$ ) para los tres cuadrantes evaluados.

	$S_{Est}$	<b>GARPM</b> Max	<b>GARPM</b> Med	<b>GARPM</b> Min
<b>Cuadrante 6</b>	8.00	5.00	3.12	2.00
<b>Cuadrante 10</b>	18.15	20.00	9.21	4.00
<b>Cuadrante 27</b>	12.73	12.00	6.78	4.00
		$\chi^2 = 1.36$ p = 0.50778	$\chi^2 = 10.16$ p = 0.006215	$\chi^2 = 21.518$ p = 0.0000212

	$S_{Est}$	<b>MAXENT</b> Max	<b>MAXENT</b> Med	<b>MAXENT</b> Min
<b>Cuadrante 6</b>	8.00	12.00	9.94	7.00
<b>Cuadrante 10</b>	18.15	22.00	18.24	15.00
<b>Cuadrante 27</b>	12.73	21.00	16.94	13.00
		$\chi^2 = 8.19$ p = 0.0166	$\chi^2 = 1.863$ p = 0.39392	$\chi^2 = 0.6774$ p = 0.7126

	$S_{Est}$	<b>BIOCLIM</b> Max	<b>BIOCLIM</b> Med	<b>BIOCLIM</b> Min
<b>Cuadrante 6</b>	8.00	5.00	2.12	0.00
<b>Cuadrante 10</b>	18.15	20.00	10.66	1.00
<b>Cuadrante 27</b>	12.73	15.00	7.70	2.00
		$\chi^2 = 1.7484$ p = 0.4623	$\chi^2 = 9.4002$ p = 0.00909	$\chi^2 = 33.249$ p = 0.00000603

	$S_{Est}$	<b>DOMAIN</b> Max	<b>DOMAIN</b> Med	<b>DOMAIN</b> Min
<b>Cuadrante 6</b>	8.00	10.00	4.33	0.00
<b>Cuadrante 10</b>	18.15	12.00	3.06	0.00
<b>Cuadrante 27</b>	12.73	14.00	6.68	2.00
		$\chi^2 = 2.71$ p = 0.2578	$\chi^2 = 17.11$ p = 0.0001930	$\chi^2 = 35.194$ p = 2.28E-08

7.5.2.3. Determinación de la precisión (Sesgo y Exactitud) de los modelos de riqueza en los cuadrantes seleccionados.

El algoritmo MAXENT resultó ser el menos sesgado tanto para la comparación contra el número de especies reportadas en los muestreos ( $S_{Obs}$ ), como para el promedio de especies determinadas por los estimadores no paramétricos ( $S_{Est}$ ) (Tabla 7.8, Fig 7.5). Los valores de Sesgo para MAXENT, resultaron significativamente distintos a los observados para GARP, BIOCLIM y DOMAIN ( $p < 0.01$ ) para ambas comparaciones ( $S_{Obs}$  y  $S_{Est}$ ) (Tabla 7.9). Para el caso de la Exactitud, no se presentó diferencia significativa en los



valores estimados para este parámetro por los cuatro algoritmos (Tabla 7.10 y Tabla 7.11, Fig. 4.5).

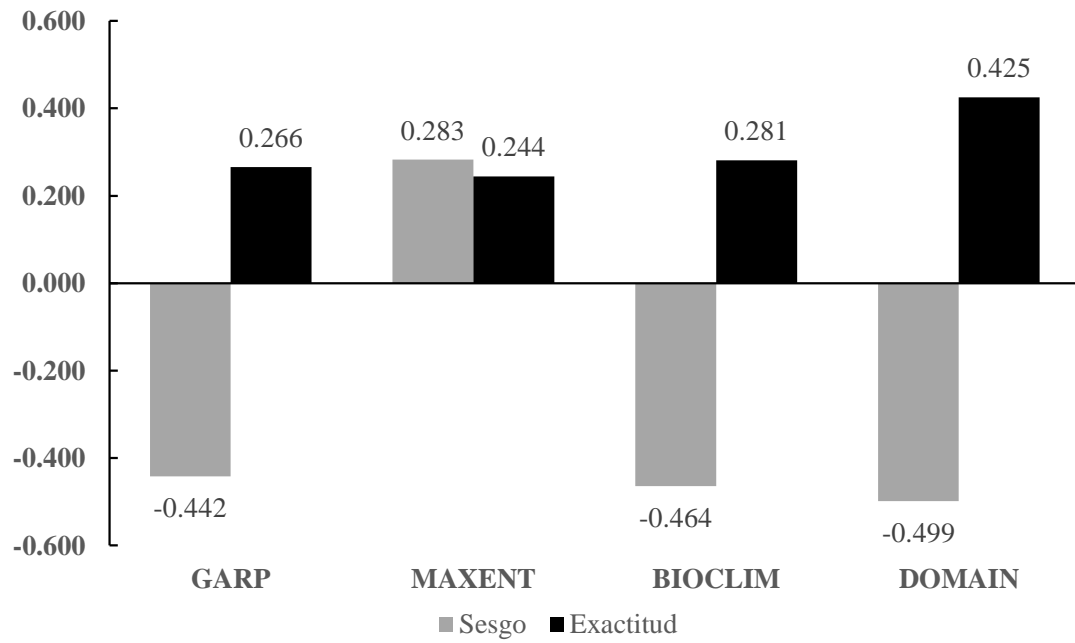


Fig 7.5. Valores promedio para los parámetros de Sesgo y exactitud para cada uno de los algoritmos evaluados.

Tabla 7.8. Valores sesgo y exactitud para cada cuadrante y para cada algoritmo evaluado.

<b>Sesgo</b>				
	<b>GARP</b>	<b>MAXENT</b>	<b>BIOCLIM</b>	<b>DOMAIN</b>
<b>Cuadrante 6</b> <sup>a</sup>	-0.570	0.240	-0.700	-0.440
<b>Cuadrante 10</b> <sup>a</sup>	-0.370	0.200	-0.340	-0.680
<b>Cuadrante 27</b> <sup>a</sup>	-0.340	0.690	-0.270	-0.340
<b>Cuadrante 6</b> <sup>b</sup>	-0.578	0.206	-0.703	-0.403
<b>Cuadrante 10</b> <sup>b</sup>	-0.390	0.015	-0.419	-0.723
<b>Cuadrante 27</b> <sup>b</sup>	-0.404	0.344	-0.353	-0.406

<b>Exactitud</b>				
	<b>GARP</b>	<b>MAXENT</b>	<b>BIOCLIM</b>	<b>DOMAIN</b>
<b>Cuadrante 6</b> <sup>a</sup>	0.350	0.150	0.560	0.400
<b>Cuadrante 10</b> <sup>a</sup>	0.220	0.060	-0.330	0.560
<b>Cuadrante 27</b> <sup>a</sup>	0.150	0.590	0.240	0.250
<b>Cuadrante 6</b> <sup>b</sup>	0.358	0.108	0.560	0.424
<b>Cuadrante 10</b> <sup>b</sup>	0.287	0.025	0.358	0.602
<b>Cuadrante 27</b> <sup>b</sup>	0.231	0.532	0.299	0.315

<sup>a</sup> Considera  $S_{ver}$  como el número de especies observadas en el cuadrante evaluado ( $S_{Obs}$ )

<sup>b</sup> Considera  $S_{ver}$  como el número promedio de especies determinadas por los estimadores no paramétricos ( $S_{Est}$ )

Tabla 7.9. Análisis de Varianza para el Sesgo estimado a partir de los valores de riqueza modelados por los algoritmos.

<b>Sesgo</b>					
	<b>Suma de Cuadrados</b>	<b>Grados de Libertad</b>	<b>Cuadrados Medios</b>	<b>F</b>	<b>p (muestra)</b>
Entre grupos:	2.546	3	0.849	27.370	0.000
Dentro de grupos:	0.620	20	0.031		
Total:	3.167	23			

Tabla 7.10. Prueba de Tukey para la comparación de los modelos generados por los algoritmos.

	<b>GARP</b>	<b>MAXENT</b>	<b>BIOCLIM</b>	<b>DOMAIN</b>
<b>GARP</b>	-	<b>10.080**</b>	<b>0.308</b>	<b>0.788</b>
<b>MAXENT</b>	<u>0.00017</u>	-	<b>10.390**</b>	<b>10.870**</b>
<b>BIOCLIM</b>	<u>0.996</u>	<u>0.00017</u>	-	<b>0.480</b>
<b>DOMAIN</b>	<u>0.944</u>	<u>0.00017</u>	<u>0.986</u>	-

Los valores en negritas, representan el valor de la Prueba de Tukey estimados para cada par de comparaciones, por su parte, los números subrayados, representan la P estimada para la prueba, los valores de  $P < 0.05$  se indican con \*, los valores de  $P < 0.01$  se indican con \*\*

Tabla 7.11. Análisis de Varianza para la Exactitud estimada a partir de los valores de riqueza modelados por los algoritmos.

	<b>Exactitud</b>				
	<b>Suma de Cuadrados</b>	<b>Grados de Libertad</b>	<b>Cuadrados Medios</b>	<b>F</b>	<b>p (muestra)</b>
Entre grupos:	0.12136	3	0.0404534	0.8303	0.4928
Dentro de grupos:	0.974409	20	0.0487204		
Total:	1.09577	23			

## 7.6. Discusión

### 7.6.1. Inventarios de leguminosas arbustivas

Con base en los registros puntuales de leguminosas, solamente el 32% de los cuadrantes presentó información referente a este grupo, y de estos 42 cuadrantes, solamente para dos de ellos se observaron valores de riqueza superiores a cinco especies. Considerando que las leguminosas presentan valores de importancia dentro de las comunidades vegetales del noreste (García-Hernández *et al.*, 2008; Mora-Donjuán *et al.*, 2013), se esperaría que esta familia florística, estuviera mejor representada en los inventarios del área protegida.

Se observa que la mayor proporción de registros, se posiciona hacia las áreas adyacentes al corredor ripario de la región, reflejando en cierta forma sesgos típicos hacia ciertas áreas particulares y hacia carreteras (Hijmans *et al.*, 2000).

Por otra parte, en el caso de los sitios muestreados intensivamente, mediante el trabajo de campo desarrollado, se pudo describir el 60% de las especies reportadas para el inventario, sin embargo, para el Cuadrante 6, se logró desarrollar una curva de acumulación de especies y una completitud del inventario adecuada (100% del inventario). En ese sentido, contar con datos similares en términos de completitud para la totalidad de los cuadrantes, demandaría un esfuerzo importante de recursos humanos y económicos, dada la extensión del área protegida, por lo que el uso de estos planteamientos metodológicos optimizarían los recursos disponibles para caracterizar adecuadamente la biodiversidad de la zona (Jiménez-Valverde y Hortal, 2001).

Por otra parte, contar con áreas bien representadas botánica y estadísticamente, podría soportar el desarrollo de inferencias y análisis robustos para la toma de decisiones (Hortal *et al.*, 2003), o bien, tener una representatividad espacial y ambiental adecuada que permita su uso en el modelado de distribuciones potenciales de las especies (Araújo y Guisan, 2006; Hortal *et al.*, 2007).

De los estimadores no paramétricos utilizados, Bootstrap mostró valores más ajustados a los valores reales ( $S_{Obs}$ ), sin embargo, es importante describir que según la literatura especializada, este estimador es de los menos precisos (Moreno, 2001). En contraparte, según la evidencia empírica, Jackknife de segundo orden, es uno de los estimadores con mejores rendimientos (López-Gómez y Williams-Linera, 2006). Para el presente caso,

mediante este método, se estimó para los cuadrantes 10 y 27 una riqueza de 20 y 15 especies respectivamente, evidenciando la necesidad de realizar esfuerzos adicionales para lograr un mayor conocimiento de leguminosas de estas áreas.

Una situación que es importante hacer notar, es el registro de dos especies “nuevas” para el inventario de leguminosas arbustivas del área de estudio: *Caesalpinia mexicana* y *Gleditsia triacanthos*. De acuerdo a Villarreal-Quintanilla (2001), *C. mexicana* se considera un registro nuevo para el municipio de Múzquiz, Coahuila. *C. mexicana*, es un elemento común en áreas de matorral Submontano en el noreste de México (Estrada-Castillón *et al.*, 2004; Estrada-Castillón *et al.*, 2005), encontrándose en rangos altitudinales que oscilan entre los 350 y los 850 msnm.

Por su parte *G. triacanthos*, es una especie rara en términos de distribución para el sur de Texas y Norte de México, ya que solamente, se han identificado tres localidades disyuntas en el noreste (Sierra de San Carlos, Tamps; Sierra de Lampazos y Sierra de Bustamante, Nuevo León) (Estrada-castillón *et al.*, 2011). Para el caso de Coahuila, *G. triacanthos*, se ha reportado para el municipio de Saltillo, aunque este registro proviene de un ejemplar colectado en jardines (Villarreal-Quintanilla, 2001). Por lo que este nuevo registro, constituye un reporte de una población silvestre de esta especie. Estos registros cobran un valor especial puesto que evidencian la importancia biogeográfica del área, dado que esta zona se constituye como un sitio de ecotonía entre la Planicie Costera del Golfo y el Altiplano Mexicano (Rojas-Mendoza, 1965; Rzedowski, 1978), por lo que es de esperarse la confluencia de flora y fauna de ambas regiones fisiográficas.

Mediante el trabajo de campo, solamente se reconocieron 15 de las 24 especies de leguminosas arbustivas del listado desarrollado con base a la revisión bibliográfica. Particularmente, esta situación puede describir la falta de muestreos complementarios que consideren un cubrimiento mayor de las condiciones ecológicas de las áreas estudiadas. Por otra parte, si bien es cierto que se trató de representar los valores máximos, medios y mínimos de la riqueza modelada por los algoritmos, los cuadrantes seleccionados (6, 10 y 27), representan una parte pequeña de las condiciones ecológicas que se presentan para el área completa (2.29% del total del área protegida), por lo que podría interpretarse que otras especies como *Cercis canadensis* y *Acaciella agustissima*, se asocian a otros hábitat particulares como los bosques mixtos, de encinos y pinos (Rico-Arce, 1989; Estrada-

Castillón *et al.*, 2004), condiciones que no fueron muestreadas en el presente trabajo. Otra interpretación de estos datos, es la sobre predicción generada por los algoritmos.

Particularmente este tópico ha sido criticado como uno de los errores más importantes de los algoritmos (Loiselle *et al.*, 2003), sin embargo es importante señalar que estos modelos describen el nicho fundamental de las especies (Hutchinson, 1957), es decir aquellas áreas, donde todas las condiciones ambientales son favorables para que las especies se presenten. Soberon y Peterson (2005), enumeran cuatro clases de factores que describen la distribución geográfica de las especies: a) Factores bióticos (interacciones positivas y negativas), b) factores abióticos (condiciones climáticas, topográficas, edáficas, etc.), c) la accesibilidad de la región para que la especie se disperse, y d) la capacidad evolutiva de la especie para adaptarse a las nuevas condiciones.

De esa forma, estos modelos consideran solamente variables climáticas, topográficas y de uso de suelo (índices normalizados de vegetación), para inferir el nicho fundamental de estas especies. Por otra parte, es importante señalar que para la distribución de las especies, operan distintos factores a distintos niveles o escalas y a distinta intensidad (Pearson y Dawson, 2003). Las áreas de sobre predicción de las especies, pueden ser objeto de evaluaciones empíricas para contrastar estas hipótesis espaciales generadas por los algoritmos, y en teoría, esos errores de falsos positivos, deberían ser los menos significativos, dado que las ausencias de las especies, son mucho más complejas para determinar (Soberon y Peterson, 2005).

Finalmente, es importante señalar que los modelos fueron generados a partir de registros de presencia en el área. Para minimizar este efecto, se recurre a considerar un área mayor de registros (y de esta manera poder capturar el nicho de las especies), sin embargo estos datos no fueron colectados con el propósito de modelar la distribución de las especies, por lo que es recomendable el implementar un diseño de muestreo para la construcción de estos modelos (Araújo y Guisan, 2006).

#### 7.6.2. Valores de riqueza potencial modelada y evaluación de los algoritmos

Los valores de riqueza observada, fueron significativamente distintos a la riqueza modelada por los cuatro algoritmos ( $p < 0.01$ ). Esto está relacionado, a los vacíos de información para la mayor proporción del área de estudio. De igual forma, los patrones

observados por los modelos generados para cada algoritmo, fueron distintos estadísticamente. En primer lugar, es importante reconocer que los errores en la determinación de la especie, el uso de variedades o subespecies taxonómicas, la georreferenciación errónea de la localidad, puede acarrear procesos de comisión (áreas donde la especie no está pero el modelo las determina como viables), y de omisión (áreas donde la especie realmente está pero el modelo las omite), que finalmente tienen un efecto sobre los modelos de riqueza generados por los algoritmos.

Particularmente, el modelo que más se ajustó a los datos previamente colectados para el área, fue DOMAIN. Este algoritmo, basa su desempeño en distancias ecológicas, es decir, considera un índice de similitud respecto a los píxeles donde la especie se encuentra, y ubica en el espacio geográfico, aquellos sitios (píxeles) que guardan similitud con los datos de entrenamiento del algoritmo (Naoki *et al.*, 2006). Según (Romo *et al.*, 2006), en una evaluación de la capacidad predictiva de GARP y DOMAIN; describe que este último, exhibió los datos más conservadores y realistas en comparación a GARP, sin embargo, es importante señalar que para el caso de los algoritmos de modelos de nicho ecológico, resulta más crítico el error de omisión (Mateo *et al.*, 2011). Situación que consideramos que se presenta para el caso de Leguminosas arbustivas del área de estudio, dado que a través de los patrones de riqueza modelada por DOMAIN, se observa un 37 cuadrantes con valores de 0 especies. Por otra parte, geográficamente, los valores más altos de riqueza observada para este algoritmo, se presentan hacia donde se observa la mayor cantidad de registros y número de especies reportadas a partir de la revisión y colecta de datos botánicos, evidenciando sobreajustes hacia aquellas áreas muestreadas.

Comparativamente con los restantes algoritmos, no hay concordancia espacial entre estas áreas de riqueza modelada. Sin embargo, para el caso de los cuadrantes evaluados, DOMAIN, exhibió un comportamiento similar a GARP y DOMAIN, presentando similitud de valores de riqueza a la observada ( $S_{Obs}$ ) y estimada ( $S_{Est}$ ).

Por otro lado, la diferencia entre los patrones generados por los modelos, puede interpretarse por las propias reglas intrínsecas de cada método y la parametrización determinada para el modelado. Por ejemplo, MAXENT es un algoritmo de máxima entropía (Phillips *et al.*, 2006), que busca la distribución más uniforme al valor empírico de las medias de las variables. Particularmente se escogió la definición de un umbral de

corte (selección de áreas de presencia y ausencia potencial), considerando el mínimo de presencias de entrenamiento (es decir, el algoritmo ajusta la presencia potencial hacia aquellos sitios donde la especie fue registrada). Esto tiende a ajustar las distribuciones modeladas respecto a las variables ambientales adyacentes a los registros que se incorporaron al modelo como insumo, sin embargo, para el caso de las leguminosas arbustivas del área de estudio, las distribuciones generadas por MAXENT de las especies fueron en promedio más amplias que las respectivas para los otros tres algoritmos utilizados. Esto puede deberse en parte, a la similitud de las condiciones ambientales del marco geográfico utilizado para estimar el nicho fundamental de las especies involucradas en el análisis.

Por su parte GARP y BIOCLIM, exhibieron similares patrones de riqueza de leguminosas para el área ( $U = 7,921$ ;  $P < 0.01$ ). Esto puede deberse en parte a que GARP dentro de sus algoritmos, incluye el método de envuelta bioclimática, mismo que basa su desarrollo BIOCLIM (Stockwell y Peters, 1999). GARP y BIOCLIM se consideran un algoritmos que sobre predicen la distribución de las especies (Loiselle *et al.*, 2003, Beaumont *et al.*, 2005; Elith *et al.*, 2006), sin embargo, según la revisión de la literatura, una de las cualidades de GARP es la posibilidad de minimizar el error de omisión. Este aspecto debe de ser importante a la hora de elegir un algoritmo para el modelado del nicho fundamental de las especie, dado que lo que buscamos es predecir presencias donde no sabemos si la especie pueda existir, y particularmente este tópico es el motivo de generar modelos de distribución potencial (Mateo *et al.*, 2011)

Respecto a la sensibilidad y exactitud, MAXENT, resultó el menos sesgado de los cuatro, sin embargo, respecto a la exactitud no hubo diferencias entre los cuatro métodos implementados. Esto particularmente se ha demostrado en otras evaluaciones empíricas desarrolladas (Elith *et al.*, 2006; Tsoar *et al.*, 2007). De manera general podemos señalar que los algoritmos utilizados, modelaron la riqueza potencial de leguminosas arbustivas del área adecuadamente, mientras que los valores “medios y mínimos” modelados de riqueza de MAXENT presentaron similitudes con los datos de campo y los estimadores no paramétricos, mientras que GARP; BIOCLIM y DOMAIN exhibieron similitudes respecto a los valores máximos.



## **8. CONCLUSIONES**

### **8.1. Inventarios biológicos y conservación de la biodiversidad**

De acuerdo a los análisis desarrollados, podemos concluir que el inventario de plantas arbustivas del área protegida presentó sesgos de distancias a carreteras, por rango altitudinal y por tipos de vegetación.

Se determina que a través de los muestreos desarrollados en el área no se logra capturar la heterogeneidad ambiental de la región dentro de los registros botánicos previamente colectados.

La información proveniente de colectas de plantas arbustivas presentó valores de completitud alta en escalas pequeñas ( $1^\circ$  y  $0.5^\circ$ ), mientras que para escalas grandes, estos valores disminuyeron, comprometiendo la utilidad de la información proveniente de colectas para la inferencia de patrones relativos a la biodiversidad en escalas finas ( $0.25^\circ$  a  $0.1^\circ$ ).

### **8.2. Patrones de diversidad alfa, beta y gama de leguminosas arbustivas.**

Debido a las escasas colectas dentro del área de análisis y por ende, al limitado número de registros botánicos de leguminosas arbustivas, no se logró describir los patrones de riqueza para el área de estudio a partir del uso de datos puntuales.

Através del uso de los datos generados por los modelos de nicho ecológico para el grupo de especies de leguminosas, se pudo llenar los vacíos de datos existentes y describir la riqueza potencial de este grupo para el área de estudio.

Mediante los datos puntuales se observaron valores bajos de similitud entre los cuadrantes de análisis, se integraron un total de 11 grupos florísticos y debido a los vacíos de información, no se precisó la relaciones florísticas para un total de 87 cuadrantes.

Los modelos de nicho ecológico contribuyeron en describir de mejor manera las relaciones florísticas entre los cuadrantes de análisis, integrándose un total de cuatro grupos florísticos.

Se determinó que la diversidad alfa es el componente más importante para la descripción de la riqueza global de leguminosas arbustivas para el área protegida.

### 8.3. Evaluación del desempeño de los algoritmos para el modelado de la riqueza potencial del área protegida.

Se presentaron diferencias significativas entre la riqueza observada a partir de registros puntuales de leguminosas arbustivas y los modelos de riqueza obtenidos mediante el uso de los algoritmos.

Solamente GARP y BIOCLIM, presentaron valores estadísticamente similares de riqueza modelada.

MAXENT fue el algoritmo menos sesgado respecto a la estimación de la riqueza en los cuadrantes evaluados. Por su parte, los valores de Exactitud observados para los cuatro algoritmos no fueron diferentes estadísticamente.

Se reporta por primera vez para la zona de estudio a las especies *Caesalpinia mexicana* A. Gray y *Gleditsia triacanthos* L.

## **9. PERSPECTIVAS**

### **9.1. Inventarios biológicos y conservación de la biodiversidad.**

El presente estudio se realizó con un grupo conspicuo, bien conocido y de distribución generalizada en el noreste de México, y a través de estos datos se describieron ciertos procesos relativos a la sistematización de este conocimiento, lo que induce a pensar sobre lo que sucede con otros grupos de flora y fauna menos conocidos.

De esa forma, las colectas previas en el área, han sido efectuadas sin considerar un diseño de muestreo específico para la sistematización de los datos sobre la biodiversidad de plantas arbustivas, de modo que estos datos presentan sesgos, que puede comprometer la viabilidad en el uso de la información para el entendimiento de los patrones y la toma de decisiones en materia de conservación de la diversidad del área.

Dado que el área en cuestión corresponde a un área natural protegida de carácter federal, es conveniente dirigir inversiones hacia la sistematización del conocimiento taxonómico de la zona, basadas en diseños de muestreo sistemático, para que los datos derivados de dichos trabajos, puedan ser utilizados para la descripción de patrones, aspectos ecológicos y biogeográficos del área, información que contribuirá al manejo del área protegida.

Por otra parte, un esfuerzo planificado en la toma de datos sobre las especies de plantas arbustivas (y de otros grupos botánicos y/o faunísticos), podría ser útil en combinación con herramientas y nuevos enfoques informáticos como los modelos de nicho ecológico y el desarrollo de análisis espaciales a través de Sistemas de Información Geográfica.

Redundando en más y mejor información que pueda soportar la toma de decisiones para la conservación de esta región.

De acuerdo al trabajo de campo desarrollado, consideramos que es importante continuar el desarrollo de estudios tendientes a sistematizar el conocimiento florístico y faunístico del área.

En el presente caso, pudimos determinar la presencia de una especie rara en términos de distribución en el norte de México (*Gleditsia triacanthos*), situación que nos hace pensar que la zona del área protegida, aún hay más aspectos de su biodiversidad que necesitan ser evaluados.

Finalmente, es crucial enfatizar la importancia del trabajo taxonómico y las colectas biológicas como el pilar del conocimiento sobre nuestra biodiversidad y la base para el planteamiento de estrategias de conservación y aprovechamiento sustentable de la misma. En ese mismo orden de ideas, el empleo de estimadores no paramétricos y modelos de distribución de especies proporciona bases estadísticas sólidas, así como herramientas para el desarrollo de estrategias tendientes a sistematizar el conocimiento biológico del área, contribuyen significativamente a mejorar y optimizar los escasos recursos destinados para el conocimiento de la biodiversidad.

9.2. Patrones de diversidad de leguminosas arbustivas y su implicaciones prácticas en la conservación del área natural protegida.

Para este grupo indicador, observamos que la diversidad local o diversidad alfa ( $\alpha$ ), juega un papel importante para describir la riqueza global (diversidad gama  $\gamma$ ) del área natural protegida. Esta situación en términos prácticos implica que en relativamente poca superficie del territorio, se focaliza la riqueza biológica de este grupo, facilitando el desarrollo de esquemas de protección, si consideráramos a este indicador como un objeto de conservación.

Otro aspecto relativo a la distribución de la riqueza de este grupo indicador, es el hecho de que algunas áreas de alto valor de diversidad alfa, se posicionan fuera del polígono correspondiente al área protegida, situación que potencialmente puede subsanarse a través del impulso de mecanismos complementarios para la protección de tierras privadas y/o

comunitarias, como las áreas destinadas voluntariamente a la conservación, el desarrollo de Unidades de Manejo para el Aprovechamiento y Conservación de la Vida Silvestre, además de la implementación de Ordenamientos Comunitarios.

Es importante, considerar el uso de otros grupos indicadores para analizar de manera integrativa, diferentes escenarios de conservación y tener una panorámica más completa sobre los patrones de diversidad que presentan los distintos subgrupos para la conservación.

### 9.3. Uso y manejo de los algoritmos para el modelado del nicho ecológico en la conservación.

Podemos señalar que los modelos de distribución de especies, pueden facilitar el estudio y comprensión de los patrones de la biodiversidad, más aún en áreas con un gran acervo biológico y/o con escasa información botánica y faunística.

Actualmente, existe una gran oferta de métodos para la determinación de los nichos fundamentales de las especies, sin embargo, y al menos para la presente evaluación, no hay uno que resulte mejor que otro y para todas las situaciones. Por lo que la elección de alguno deberá ser acorde al tipo de datos, a la pregunta que se haya planteado (Hortal *et al.*, 2012). Una tendencia sugerida por los especialistas, es el utilizar varios métodos y consensar el resultado para tener una representación global del fenómeno a estudiar (Marmion *et al.*, 2009).

El hecho de que GARP, MAXENT; BIOCLIM sean algoritmos que hayan presentado la mayor extensión en las áreas de riqueza modelada, resultan de utilidad para un fin orientativo, es decir pueden ser útiles para identificar áreas prioritarias para posteriores estudios de campo y contrastar las hipótesis espaciales generadas.

El uso del algoritmo DOMAIN puede darse siempre y cuando se cuente con una mayor cantidad de datos que permita al algoritmo reducir el error de omisión, dado que en varias contribuciones se ha ponderado como fundamental, el contar con buenos datos de partida

(Araújo y Guisan, 2006; Lobo, 2008; Mateo *et al.*, 2011). Los cuales pueden retroalimentar los modelos y mejorar su capacidad predictiva.

Por otra parte, el error más crítico en la aplicación de estos modelos es la omisión (Tipo II), dado que muchas veces la ausencia de las especies, es un tópico mucho más complicado de determinar. Para tal efecto, es importante el planteamiento de distintos umbrales de corte. Cada algoritmo, tiene la particularidad de manejar esos valores, los cuales pueden ser evaluados para definir un nivel aceptable de este tipo de error, o bien, garantizar una mejor calidad del modelo, eliminándolo completamente.

Una de las limitantes más significativas de estos modelos, es el omitir en su desarrollo aspectos relacionados con la biología (interacciones bióticas) y otras cuestiones de carácter histórico, por lo que hay que estar conscientes de que estas herramientas, describen el nicho fundamental de las especies, sin embargo, teniendo en cuenta estas limitaciones, este campo de investigación puede ayudar a optimizar recursos materiales y humanos para muchos aspectos de planeación del territorio, entre ellos la conservación de la biodiversidad.

## 10. BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre-Gutiérrez, J y Duivenvoorden J. 2010. Can we expect to protect threatened species in protected areas? A case study of the genus *Pinus* in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81: 875–882.
- Alanís-Flores, G, Velazco-Macías, CG, Foroughbakhch R, Valdez V. y Alvarado M. 2004. Diversidad florística de Nuevo León: Especies en Categoría de Riesgo. *Ciencia UANL* 7(2):209–218.
- Anderson RP, Lewc D y Peterson AT. 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211–232.
- Araújo M y Guisan A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33(10):1677–1688.
- Araújo, MB y Luoto M. 2007. The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16:743–753.
- Arizmendia, V y Giraudo AR. 2004. Usando patrones de biodiversidad para la evaluación y diseño de áreas protegidas: las serpientes de la provincia de Santa Fe (Argentina) como ejemplo. *Revista Chilena de Biodiversidad* 77:335–348.
- Arriaga L, Espinoza JM, Aguilar C, Martínez E, Gómez L y Loa E. 2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México. <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/Tmapa.html> (Accedido el Mayo 22, 2012).
- Benítez H, Arizmendi C.y Márquez L. 1999. Base de Datos de las AICAS. CIPAMEX, CONABIO, FMCN, y CCA. <http://www.conabio.gob.mx>; última consulta. [Revisado el 28 de abril de 2014].

- Benitez-Díaz H y Bellot-Rojas M. 2003. Biodiversidad, uso, amenazas y conservación. In: Conservación de Ecosistemas Templados de Montaña en México (pp. 93–105).
- Bezaury-Creel J, Gutiérrez-Carbonell D, Remolina JF, Pérez JJ, González-Cano J, Betancourt N, Trigo M, Antele J, Frías R, de La Maza J, Sánchez-Cordero V, Figueroa F, Illoldi P, Linaje M, Sifuentes CA, González-Montagut R, López-López HA, Durán-Fernández A, de la Maza R, Anta-Fonseca S, Sánchez G. 2009. Áreas naturales protegidas y desarrollo social en México, In: Dirzo R, González R. y March JJ. (eds). Capital natural de México, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Conabio, México, pp. 385–431.
- Canizales-Velázquez PA, Alanís-Rodríguez E, Aranda-Ramos R, Mata-Balderas JM, Jiménez-Pérez J, Alanís-Flores G, Uvalle-Sauceda JI y Ruiz-Bautista MG. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 15(2):115–120.
- Cantú C, Wright RG, Scott JM y Strand E. 2004. Assesment of current and proposed nature reserves of Mexico based on their capacity to protect geophysical features and biodiversity. *Biological Conservation* 115:411-417.
- Castaño-Villa, GJ. 2005. Áreas protegidas, criterios para su selección y problemáticas en su conservación. *Boletín Científico, Centro de Museos, Museo de Historia Natural* 10:79–102.
- Chazdon RL, Colwell RK, Denslow JS y Guariguata MR. 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of northeastern Costa Rica. In *Forest biodiversity research, monitoring and modeling: Conceptual background and Old World case studies*, Dallmeier, F. y J. A. Comiskey (eds.). The Parthenon Publishing Group. Paris. pp. 285-309.
- Chiarucci. A., N. J. Enright, Perry GLW, Miller BP y Lamont BB. 2003. Performance of nonparametric species richness estimators in a high diversity plant community. *Diversity and Distributions* 9:283–295.



- Collwell, RK y Coddington J. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (Series B)* 345:101-118.
- Colwell RK. 2009. EstimateS 8.2. Statistical estimation of species richness and shared species form samples. <http://purl.oclc.org/estimates> or <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>. [Revisado el 11 de noviembre de 2011].
- Colwell, RK. 2013. EstimateS 9.1.0. Statistical estimation of species richness and shared species form samples. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>, [Revisado el 18 de marzo de 2014].
- CONABIO, CONANP, TNC, PRONATURA y FCF-UANL. 2007. Análisis de vacíos y omisiones en conservación de la biodiversidad terrestre de México: espacios y especies. México, D. F. 128 p.
- CONABIO. 1998. Curvas de nivel para la República Mexicana. Escala 1:250,000. Extraído del Modelo Digital del Terreno. Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI). México.
- CONANP. 2010. Sitios Ramsar. [http://www.conanp.gob.mx/sig/imgmapoteca/map\\_ramsar/RAMSAR\\_RioSabinas\\_2008.jpg](http://www.conanp.gob.mx/sig/imgmapoteca/map_ramsar/RAMSAR_RioSabinas_2008.jpg); [Revisado el 27 de octubre de 2011].
- CONANP. 2014. Ficha Descriptiva del Área Natural Protegida: Cuenca Alimentadora del Distrito Nacional de Riego 04 Don Martín, en lo respectivo a las Subcuencas de los Ríos Sabinas, Álamo, Salado y Mimbres. [https://simec.conanp.gob.mx/Info\\_completa\\_ext.php?id\\_direccion=34](https://simec.conanp.gob.mx/Info_completa_ext.php?id_direccion=34); [Revisado el 28 de abril de 2014].
- Cruz-Cárdenas G, Villaseñor JL, Lopez-Mata L y Ortiz E. 2013. Distribución espacial de la riqueza de especies de plantas vasculares en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84(4):1189–1199.

- De la Estrella M., Mateo RG, Wieringa JJ, Mackinder B y Muñoz J. 2012. Legume diversity patterns in West Central Africa: influence of species biology on distribution models. *PloS One* 7(7):1-12.
- De la Maza-Elvira R. 2005. Una historia de las áreas naturales protegidas en México. *Gaceta Ecológica* 51:15-68.
- Diario Oficial de la Federación. 2002. Acuerdo por el que se recategorizan como áreas de protección de recursos naturales, los territorios a que se refiere el Decreto Presidencial de fecha 8 de junio de 1949, publicado el 3 de agosto de 2002.
- Diario Oficial de la Federación. 2002. Decreto que declara Zonas Protectoras Forestales y de Repoblación las cuencas de alimentación de las obras de irrigación de los Distritos Nacionales de Riego, y se establece una veda total e indefinida en los montes ubicados dentro de dichas cuencas.
- Elith JH, Graham CP, Anderson R., Dudik M, Ferrier S, Guisan AJ, Hijmans R, Huettmann FR, Leathwick J, Lehmann A, Li JG, Lohmann LA, Loiselle B, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Mccoverton J, Peterson AT, Phillips S, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire R, Soberon J, Williams S, Wisz M, y Zimmermann N. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129–151.
- Encina-Domínguez, JA y Villarreal-Quintanilla JA. 2002. Distribución y aspectos ecológicos del género *Quercus* (Fagaceae) en el estado de Coahuila, México. *Polibotánica* 13:1–23.
- Escalante T. 2006. Las bases de datos curatoriales y el estudio espacial de la biodiversidad : Un ejemplo con los mamíferos terrestres de México. In: Colecciones Mastozoológicas de México, Lorenzo C, Espinoza E, Briones M, Cervantes FA (eds). Instituto de Biología y Asociación Mexicana de Mastozoología. México D. F. pp. 339–350.

- Espinosa, TE. 2003. ¿Cuántas especies hay? Los estimadores no paramétricos de Chao. *Ciencia y Cultura* 52:53–56.
- Estrada E, Villareal JA y Jurado E. 2004. Leguminosas del norte del estado de Nuevo León, México. *Acta Botanica Mexicana* 73:1-18.
- Estrada-Castillón E, Delgado-Salinas A, Villarreal-Quintanilla JA, Scott L, Cantú-Ayala C y García J. 2010. Diversity and Distributional Patterns of Legumes in Northeastern Mexico. *The Southwestern Naturalist* 55(3):426-433.
- Estrada-Castillón E, Jurado E y Jiménez-Pérez J. 2011. New Locality of *Gleditsia triacanthos* (Caesalpiniaceae) in Northeastern Mexico and Its Phytogeographic Interest, *The Southwestern Naturalist* 47(4):602–604.
- Estrada-Castillón E, Villarreal-Quintanilla JA y Jurado E. 2005. Leguminosas del norte del estado de Nuevo León, *Acta Botánica Mexicana* 18:1–18.
- Estrada-Castillón E, Yen-Méndez C, Delgado-Salinas A y Villarreal-Quintanilla JA. 2004. Leguminosas del Centro del Estado de Nuevo León, México. *Anales Instituto de Biología, Serie Botánica* 75:73–85.
- Feria P y Peterson AT. 2002. Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. *Diversity and Distribution* 8:49–56.
- Fleishman E, Thomson JR, Mac Nally R, Murphy DD y Fay JP. 2004. Using indicator species to predict species richness of multiple taxonomic groups. *Conservation Biology* 19:1125–1137.
- García-Hernández J. y Jurado E. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N. L., México. *Ra Ximhai* 4(1):1–21.
- González Rojas JI, Lazcano-Villarreal D, Ruvalcaba Ortega I, Sánchez Mejía WK, Martínez-Valdez AE, Elizondo-Alejo HE, Fernández-Santos G. 2006. Informe Final: Caracterización y Diagnóstico de la Biodiversidad de la Cuenca del Río Sabinas.

- Protección y Manejo de Hábitats Riparios en el Río Sabinas, Coah. Proyecto MX-N26E1. North American Wetland Conservation Council. Enero 2006.
- González-Rodríguez R, Ramírez-Lozano G, Cantú-Silva I, Gómez-Meza M. y Uvalle-Sauceda JI. 2010. Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica* 29:91–106.
- Graham C y Hijmans RJ. 2006. A comparison of methods for mapping species ranges and species richness. *Global Ecology and Biogeography* 15:578–587.
- Grinnell J. 1917. The niche relationship of the Californian thrasher. *The Auk* 34: 427-433.
- Guisan A y Zimmermann NE. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147–186.
- Halffter G y Moreno C. 2005. Capítulo 1. Significado biológico de las diversidades Alfa, Beta y Gamma. In *Sobre Diversidad Biológica: El significado de las Diversidades Alfa, Beta y Gamma*, Halffter G, Soberón J, Koleff P y Melic A. (eds). m3m monografías 3er Milenio, Zaragoza, España. pp. 5–15.
- Halffter G. y Ezcurra E. 1992. ¿Qué es la biodiversidad? In *La diversidad biológica de Iberoamérica I*, Halffter, G. (eds). 1992. Instituto de Ecología, A. C. Xalapa, Veracruz. pp. 3-24.
- Hammer Ø, Harper D.A.T y Ryan P. D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1):1-9.
- Hernández HM, Gómez-Hinostrosa C y Hoffmann G. 2010. Is geographical rarity frequent among the cacti of the Chihuahuan Desert? *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:163–175.
- Hernández-Pérez E, González-Espinosa M, Trejo I y Bonfil C. 2011. Distribución del género *Bursera* en el estado de Morelos, México y su relación con el clima. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82:964–976.

- Hijmans RJ, Cameron S, Parra J, Jones P. y Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965–1978.
- Hijmans RJ, Garret KA, Huáman Z, Zhang DP, Schreuder M y Onierbale MB. 2000. Assesing the Geographic Representativness of Genebank collections: The case of Bolivian wild potatoes. *Conservation Biology* 14:1755–1765.
- Hijmans RJ, Guarino L, Cruz M y Rojas E. 2001. Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data: 1. DIVA-GIS. *Plants Genetic Resources Newsletter* 127:15–19.
- Hooper, DU, Adair, EC, Cardinale BJ, Byrnes JEK, Hungate BA, Matulich, KL, González A, Duffy JE, Gamfeldt L y O'Connor MI. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486:1-5.
- Hortal J, Jiménez-Valverde A, Gómez JF, Lobo JM y Baselga A. (2008) Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of species. *Oikos* 117:847–58.
- Hortal J, Lobo JM y del Rey L. 2006. Distribución y patrones de diversidad de los afódidos en la comunidad de Madrid (Coleoptera, Scarabaeoidea: Aphodiidae, Aphodiinae y Psammodiidae). *Graellsia* 62:439–460.
- Hortal J, Lobo JM y Jiménez-Valverde A. 2007. Limitations of biodiversity databases: case study on seed-plant diversity in Tenerife, Canary Islands. *Conservation Biology* 21(3):853–63.
- Hortal J, Lobo JM y Jiménez-Valverde A. 2012. Basic Questions in Biogeography and the (Lack of) Simplicity of Species Distributions: Putting Species Distribution Models in the Right Place. *Brazilian Journal of Nature Conservation* 10:108–118.
- Hortal J, Lobo JM y Martín-Piera F. 2003. Una estrategia para obtener regionalizaciones bióticas fiables a partir de datos incompletos : el caso de los escarabeidos (Coleoptera: Scarabaeinae). *Graellsia* 59(2-3):331–344.

- Hortal J. y Lobo JM. 2006. A synecological framework for systematic conservation planning. *Biodiversity Informatics* 3:16–45.
- Hortal J., Jiménez-Valverde A, Gómez JF, Lobo JM y Basealga A. 2008. Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos* 117:847–858.
- Hortal J y Lobo JM. 2006. Towards a synecological framework for systematic conservation planning. *Biodiversity Informatics* 3:16–45.
- Hutchinson GE. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbour. Symposium on Quantitative Biology 22:415–427.
- Hutchinson GE. 1957. Concluding remarks. Cold Spring Harbour. Symposium on Quantitative Biology 22:415–427.
- ICE y FCF-UANL. 2004. Programa de Manejo del área de protección de recursos naturales Cuenca del Río Sabinas. Gobierno del estado de Coahuila de Zaragoza, Saltillo, Coahuila. 345 p.
- INEGI. 1983. Síntesis Geográfica del Estado de Coahuila. Aguascalientes, Aguascalientes. México. 97 p.
- INEGI. 1990. Continúo Nacional de topografía Serie II. Escala 1: 250,000. México.
- INEGI. 2007. Carta de uso actual del suelo y vegetación Serie IV. Escala 1:250,000. México.
- International Code of Botanical Nomenclature (Vienna Code). 2006. <http://ibot.sav.sk/icbn/main.htm>. [Revisado el 16 de marzo de 2014].
- Isasi-Catalá E. 2011. Los conceptos de especies indicadoras, paraguas, banderas y claves: su uso y abuso en ecología de la conservación. *Interciencia* 36:31–38.
- Jiménez-Pérez J, Alanís-Rodríguez E, Ruiz-González JL, González-Tagle MA, Yerena-Yamallel JI y Alanís-Flores GJ. 2012. Diversidad de la regeneración leñosa del

matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el noreste de México. *Ciencia UANL* 58:66-71.

Jiménez-Valverde A y Hortal J. 2001. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151–161.

Jiménez-Valverde A y Lobo JM. 2006. Establishing reliable spider (Araneae, Araneidae and Thomisidae) assemblage sampling protocols: estimation of species richness, seasonal coverage and contribution of juvenile data to species richness and composition. *Acta Oecologica* 30:21–32.

Jiménez-Valverde A, Lobo JM y HORTAL J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions* 14(6):885 - 890.

Jiménez-Valverde A. y Hortal J. 2001. Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista Ibérica de Aracnología* 8:151–161.

Koleff P, Soberón J, Arita HT, Dávila P, Flores-Villela O, Golubov J, Halffter G, Lira-Noriega A, Moreno CE, Moreno E, Munguía M, Murguía M, Navarro-Sigüenza AG, Téllez O, Ochoa-Ochoa L, Peterson AT, Rodríguez P, Contreras-Balderas S, Mendoza-Alfaro R, Ramírez-Martínez C, Meave JA, Pérez-García EA, Gallardo-Cruz JA, Noguez AM, Escalante AE, Forney L, García-Oliva F y Souza V. 2008. Patrones de diversidad espacial en grupos selectos de especies, En: Soberón J, Halffter G y Llorente-Bousquets J. (eds). *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México. p. 323–364.

Koleff P. 2005. Capítulo 2. Conceptos y medidas de la diversidad Beta. En: G. Halffter, J. Soberón, P. Koleff & A. Melic. (eds). *Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades Alfa, Beta y Gamma*. m3m-Monografías 3er Milenio., Zaragoza, España:19–40.

- Kress WJ, Heyer WR, Acevedo P, Coddington J, Cole D, Erwin TL, Meggers BJ, Pogue M, Thorington RW, Vari RP, Weitzman MJ y Weitzman H. 1998. Amazonian biodiversity: assessing conservation priorities with taxonomic data. *Biodiversity and Conservation* 7:1577–1587.
- Lawton, JH. 1999. Are there general laws in ecology? *Oikos* 84:177–192.
- LGEPA. 2011. Cámara de Diputados, LXI Legislatura. <http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/148.pdf>. [Revisado el 27 de octubre de 2011].
- Lindenmayer DB, Mackey BG y Nix HA. 1996. The bioclimatic domains of four species of commercially important eucalypts from south-eastern Australia. *Australian Forestry* 59(2):74–89.
- Lira-Noriega AJ, Soberón J, Navarro-Sigüenza A, Nakazawa Y y Peterson AT. 2007. Scale dependency of diversity components estimated from primary biodiversity data and distribution maps. *Diversity and Distributions* 13:185–195.
- Llorente J, Luna I, Soberón J y Bojórquez L. 1994. Biodiversidad, su inventario y conservación: teoría y práctica en la taxonomía alfa contemporánea, In *Taxonomía Biológica*, Llorente J. e I. Luna (eds.). Fondo de Cultura Económica, México, D. F. pp. 507-520.
- Llorente-Bousquets J y Ocegueda S. 2008. Estado del conocimiento de la biota. In *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*, Soberón J, Halffter G. y Llorente-Bousquets J (eds.). Conabio, México, D.F. p. 283-322.
- Lobo JM y Hortal J. 2003. Modelos predictivos: Un atajo para describir la distribución de la diversidad biológica. *Ecosistemas* 12:1–8.
- Lobo JM. 2000. ¿Es posible predecir la distribución geográfica de las especies basándonos en variables ambientales? In *Hacia un Proyecto CYTED para el Inventario y Estimación de la Diversidad Entomológica en Iberoamérica: PrIBES-2000*, Matín-



- Piera F, Morrone JJ y Melic A. Mm3m: Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza, España. pp. 55-68.
- Lobo JM. 2008. More complex distribution models or more representative data? *Biodiversity Informatics* 82:14–19.
- Lobo, JM y J. Hortal. 2006. Towards A Synecological Framework For Systematic Conservation Planning. *Biodiversity Informatics* 3:16–45.
- Loiselle BA, Howell CA, Graham CH, Goerck J, Brooks T, Smith K y Williams P. 2003. Avoiding Pitfalls of Using Species Distribution Models in Conservation Planning. *Conservation Biology* 17(6):1591–1600.
- López-Gómez AM y Williams-Linera G. 2006. Evaluación de métodos no paramétricos para la estimación de riqueza de especies de plantas leñosas en cafetales. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 78:7–15.
- Loreau M. 2000. Are communities saturated? On the relationship between  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  diversity. *Ecology Letters* 3:73–76.
- Margules, CR y Pressey, RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405(6783):243–53.
- Marmion M, Parviainen M, Luoto M, Heikkinen RK y Thuiller W. 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 15(1):59–69.
- Martínez-Meyer, E y Sánchez-Cordero V. 2006. Capítulo 9 Uso de datos de colecciones mastozoológicas. In *Colecciones Mastozoológicas de México*, Lorenzo C., E. Espinoza, M. Briones y F. Cervantes (eds.). Instituto de Biología, UNAM; Asociación Mexicana de Mastozoología, AC. México, DF. p. 177-186.
- Martín-Piera, F. 2000. Estimaciones prácticas de biodiversidad utilizando táxones de alto rango en insectos. In: *Hacia un Proyecto CYTED para el Inventario y Estimación de la Diversidad Entomológica en Iberoamérica: PRIBES-2000*, Martín-Piera F, Morrone

- JJ y Melic A (eds.) m3m: Monografías Tercer Milenio, Sociedad Entomológica Aragonesa, Zaragoza. pp. 35–54.
- Mateo RG, Felicísimo AM y Muñoz J. 2011. Modelos de distribución de especies: Una revisión sintética. *Revista Chilena de Historia Natural* 84:217–240.
- Mora C, Tittensor DP y RA. Myers. 2008. The completeness of taxonomic inventories for describing the global diversity and distribution of marine fishes. *Proceedings of the Royal Society, Biological Sciences* 275:149–155.
- Mora-Donjuán CA, Alanís-Rodríguez E, Jiménez-Pérez J, González-Tagle MA, Yerenamallel JI y Cuellar-Rodríguez LG. 2013. Estructura, composición florística y diversidad del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada* 12(1):29–34.
- Moreno C y Halffter G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37:149–158.
- Moreno CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, España. 84 p.
- Moreno CE. y Verdú JR. 2007. ¿Por qué preocuparnos por la pérdida de la biodiversidad?: Relaciones entre biodiversidad, servicios de los ecosistemas y bienestar humano. *Cuadernos de Biodiversidad* 23:11–17.
- Moreno, C y Halffter G. 2000. Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. *Journal of Applied Ecology* 37:149–158.
- Moreno-Talamantes A y García-Aranda MA. 2012. Cambio de uso de suelo y captura de carbono en la Sierra Madre Oriental. In *Biodiversidad y Desarrollo Rural en la Sierra Madre Oriental de Nuevo León*, Flores-Maldonado JJ, Moreno-Talamantes A, García-Aranda MA, Leal-Nares OA, Ibarra-Sánchez C, González-Iglesias RM, Ramos-Silva CB, Villa-Hernández NN, Paz-Tovar OG, Salazar-Hernández S y Ortiz-Maciél SG. (eds.). INDESOL, Monterrey, N. L. pp. 67-104.

- Morrone J. 2005. Hacia una síntesis biogeográfica de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 76(2):207-252.
- Morrone, JJ. 2000. La importancia de los atlas biogeográficos para la conservación de la biodiversidad. In *Hacia un Proyecto CYTED para el Inventario y Estimación de la Diversidad Entomológica en Iberoamérica: PRIBES 2000*, Martín-Piera F, Morrone JJ y Melic A (eds.). m3m: Monografías Tercer Milenio. Zaragoza, España. pp. 69 - 78.
- Naoki K, Gómez MI, López RP, Meneses RI y Vargas J. 2006. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. *Ecología En Bolivia* 41(1):65–78.
- Navarro AG, Peterson AT, Nakazawa Y y Liebig-Fossas I. 2003. Colecciones biológicas, modelaje de nichos ecológicos y los estudios de la biodiversidad. In *Una perspectiva Latinoamericana de la Biogeografía*, Morrone, JJ. y Llorente-Bousquets J. (eds.). Primera edición, México, D. F. p. 115–122.
- Ortega-Huerta MA y Peterson AT. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10:39–54.
- Papeş M. 2007. Ecological niche modeling approaches to conservation of endangered and threatened birds in central and eastern Europe. *Biodiversity Informatics* 4:14–26.
- Paredes-García D, Ramírez-Bautista A y Martínez-Morales MA. 2011. Distribución y representatividad de las especies del género *Crotalus* en las áreas naturales protegidas de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82(2):689–700.
- Pearson RG, Peterson AT y Dawson P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography* 12:361– 371.

- Peterson AT y Kluza DA. 2005. Ecological niche modeling as a new paradigm for large-scale investigations of diversity and distribution of birds. USDA Forest Service General Technical Report. PSW-GTR-191:1201–1204.
- Peterson AT y Nyári AS. 2008. Ecological niche conservatism and Pleistocene refugia in the Thrush-like Mourner, *Schiffornis* sp., in the Neotropics. *Evolution* 62:173–183.
- Peterson AT. 2001. Predicting species' geographic distributions based on ecological niche modeling. *Condor* 103: 599–605.
- Peterson, AT, Navarro-Sigüenza A y Benitez-Díaz H. 1998. The need for continued scientific collecting; a geographic analysis of Mexican bird specimens. *Ibis* 140:288–294.
- Phillips SR, Anderson RP y Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190(3-4):231–259.
- Phillips SR. y Dudik M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161–175.
- Pineda E y Halfpeter G. 2005. Capítulo 13. Relaciones entre la fragmentación del bosque de niebla y la diversidad de ranas en un paisaje de montaña de México. In: G. Halfpeter, J. Soberón, P. Koleff & A. Melic. (eds). *Sobre diversidad biológica: El significado de las diversidades Alfa, Beta y Gamma*. m3m-Monografías 3er Milenio., Zaragoza, España. pp. 165–174.
- Pulliam HR. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecology Letters* 3: 349-361.
- Ramos-Silva, CB, Flores-Maldonado JJ, Varela-Echavarría A, Hernández-Ramírez A, Aguillón-Hernández JF y Hernández-Pérez H. 2007. Las plantas útiles del área prioritaria para la conservación Río Sabinas, Coahuila. In *Tópicos selectos de Botánica* 3, González-Álvarez M, y Alanís-Flores GJ. (eds.). Primera edición, Monterrey, N. L., México. p. 48-60.

- Rao M y Larsen T. 2009. Ecological Consequences of Extinction. In *Lessons in Conservation*.
- Rico-Arce, ML. 1989. El género *Acacia* (Leguminosae, Mimosoideae) en el estado de Oaxaca, México. *Anales Del Jardín Botánico de Madrid* 58(2):251–302.
- Rojas-Mendoza P. 1965. Generalidades sobre la vegetación del estado de Nuevo León y datos acerca de su flora. Tesis, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F. 124 p.
- Rojas-Soto, OR, Alcántara-Ayala O t Navarro AG. 2003. Regionalization of the avifauna of the Baja California Peninsula, Mexico: a parsimony analysis of endemism and distributional modelling approach. *Journal of Biogeography* 30:449–461.
- Romo H, García-Barros E y Mungura M. 2006. Distribución potencial de trece especies de mariposas diurnas amenazadas o raras en el área Ibero-Balear (Lepidoptera: Papilionoidea & Hesperioidea). *Boletín de la Asociación Española de Entomología*, 30:25–49.
- Romo H, Munguir ML y Barros EG. 2007. Area selection for the conservation of butterflies in the Iberian Peninsula and Balearic Islands, *Animal Biodiversity and Conservation* 1:7–27.
- Rzedowski J. 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa. México, D. F. 432 pp.
- Salinas-Rodríguez MM, Estrada-Castillón E. y Villarreal-Quintanilla JA. 2013. Flora and phytogeography of the Cañón de Iturbide, Nuevo Leon, Mexico. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas* 7(2):803–819.
- Sánchez-Cordero, Cirelli V, Munguía M y Sarkar S. 2005. Place prioritization for biodiversity representation using species' ecological niche modeling. *Biodiversity Informatics* 2: 11–23.
- Sánchez-Fernández, D, Lobo JM, Abellán P y Millán A. 2011. How to identify future sampling areas when information is biased and scarce: An example using predictive

- models for species richness of Iberian water beetles. *Journal for Nature Conservation* 19(1):54–59.
- Sánchez-Mejía WK. 2006. Estudio de las comunidades de plantas riparias y sus asociaciones florísticas en la cuenca del río Sabinas, Coahuila, México. Tesis, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. Nuevo León, México.
- Soberón J y Peterson AT. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics* 2:1–10.
- Soberón J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters* 10:1115–1123.
- Soberón J. y Peterson AT. 2004. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 359:689–698.
- Stockwell D y Noble IR. 1992. Induction of sets of rules from animal distribution data: A robust and informative method of data analysis. *Mathematics and Computer Simulations* 33:385–390.
- Stockwell D y Peters D. 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science* 13:143–158.
- Stork NE. y Samways MJ. 1995. Inventorying and monitoring. In *Global Biodiversity Assessment*, Heywood VH y Watson RT. UNEP, Cambridge. p: 457-542.
- The Angiosperm Phylogeny Group. 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161:105–121.
- The International Plant Names Index. 2012. <http://www.ipni.org>; última consulta 16.III.2014.

- The Plant List. 2010. Version 1. <http://www.theplantlist.org/>; última consulta 16.III.2014.
- Tsoar A, Allouche O, Steinitz O, Rotem D y Kadmon R. 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modeling species distribution. *Diversity and Distributions* 13:397–405.
- US GEOLOGICAL SERVICE. 2001. Hydro 1K. <http://eros.usgs.gov/products/elevation/hydro1k.html>; [Revisado el 11 de julio de 2011).
- Varela-Echavarría A, Flores-Maldonado JJ, Ramos-Silva CB, Hernández-Ramírez A, Hernández-Pérez H, y Aguilón-Hernández JF. 2003. RTP 152, Cuenca Del Río Sabinas. In: *Regiones Terrestres Prioritarias de México*, Arriaga L, Espinoza JM, Aguilar C, Martínez E, Gómez L y Loa E. (eds). Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad, México.
- Varela-Echavarría, A. Flores-Maldonado JJ., y Hernández-Ramírez A. 2004. Biodiversidad del Río Sabinas, Coahuila. Reporte Científico No. 16. Memorias del VI Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México. Facultad de Ciencias Forestales. Noviembre de 2004. 97pp.
- Velazco-Macías, CG, Alanís-Flores G, Alvarado-Vázquez MA, Ramírez-Freire L.y Foroughbakhch-Pournavab R. 2011. Flora endémica de Nuevo León, México y estados colindantes. *Journal of the Botanical Research Institute of Texas* 5:275 – 298.
- Velazco-Macías, CG. 2009. Flora del estado de Nuevo León, México: Diversidad y análisis espacio-temporal. Tesis, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. San Nicolás de los Garza, N. L. México. 299 p.
- Villarreal-Quintanilla JA y Estrada-Castillón E. 2008. Flora de Nuevo León. Listados florísticos de México, XXIV. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 153 p.
- Villarreal-Quintanilla JA. 2001. Listados florísticos de México XXIII. Flora de Coahuila. Instituto de Biología, UNAM, México DF. pp. 139.

- Villaseñor JL, Maeda P, Colín-López JJ y 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* 76:5–18.
- Warren DL, Glor RE y M. Turelli. 2008. Environmental niche equivalency versus conservatism: quantitative approaches to niche evolution. *Evolution* 62:2868–2883.
- Wittaker K, Willis J y Field R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28:453–470.



## **11. RESUMEN BIOGRÁFICO**

José Juan Flores Maldonado

Candidato para el Grado de

Doctor en Ciencias con Acentuación en Manejo de Vida Silvestre

y Desarrollo Sustentable

Tesis: Análisis de los patrones de diversidad de leguminosas arbustivas del Río Sabinas, Coahuila, México; bajo el enfoque del modelado de nichos ecológicos

Campo de Estudio: Biología de la Conservación, Sistemas de Información Geográfica, Biogeografía, Macroecología y Modelados de Nichos Ecológicos

Datos personales: Nacido en Monclova, Coahuila, el 22 de julio de 1975.

Educación: Biólogo, Egresado de la Universidad Autónoma de Nuevo León.

Experiencia profesional: Consultor independiente y director de Especies, Sociedad y Hábitat, A. C. desde noviembre de 2011.