









Análisis estructural de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo del noreste de México

Structural analysis of an agroforestry area in a portion of the xeric shrubland of northeast of Mexico

Eduardo Alanís-Rodríguez¹ , Alejandro Valdecantos-Dema^{2,3} , Pamela A. Canizales-Velázquez^{1,7} 
Alejandro Collantes Chávez-Costa⁴ , Ernesto Rubio-Camacho⁵ , Arturo Mora-Olivo⁶ 

RESUMEN:

Antecedentes y Objetivos: Los estudios de comunidades vegetales permiten conocer los impactos causados por las actividades agrícolas y pecuarias, especialmente en las zonas áridas. El objetivo de este trabajo fue contrastar la diversidad, composición y estructura de los estratos arbóreo y arbustivo de tres áreas (Agroforestal, Regenerada y Referencia) del matorral xerófilo.

Métodos: Se establecieron tres áreas con cuatro sitios de muestreo de 1600 m² cada una, elegidos al azar, en donde se censaron y registraron los individuos arbóreos y arbustivos. En cada área se calcularon parámetros ecológicos, así como los índices de Shannon y Margalef.

Resultados clave: Considerando las tres áreas, se registró un total de 25 especies de plantas vasculares pertenecientes a 22 géneros y 15 familias. Fabaceae fue la familia mejor representada con nueve especies, siendo el género *Acacia* el que tuvo un mayor número (tres). Los valores de riqueza de especies, el índice de Shannon, índice de Margalef y abundancia, entre el área Referencia y Agroforestal, fueron similares, y en ambos los resultados fueron significativamente mayores que los valores del área Regenerada. El área Agroforestal presentó menor abundancia pero mayor dominancia comparada con las otras dos áreas estudiadas y fue el área que alcanzó el mayor porcentaje de similitud con el área de Referencia.

Conclusiones: La actividad Agroforestal contribuye en cierta manera con el mantenimiento de la diversidad y la composición de plantas vasculares del matorral espinoso tamaulipeco estudiado; y dicha actividad no permite cambiar en gran medida la composición y estructura de este tipo de vegetación.

Palabras clave: composición, Fabaceae, matorral espinoso tamaulipeco, Shannon.

ABSTRACT:

Background and Aims: The studies of plant communities allow to know the impacts caused by the agricultural and livestock activities, especially in arid zones. The objective of this work was to contrast the diversity, composition and structure of the arboreal and shrub strata of three areas (Agroforestry, Regenerated and Reference) of the xerophilous scrub.

Methods: In each area four sampling sites of 1600 m² each one were established randomly, where all arboreal and shrubby individuals were registered and censused. In each area, ecological parameters were calculated, as well as the Shannon and Margalef indices.

Key results: In the three areas, a total of 25 species of vascular plants belonging to 22 genera and 15 families were registered. The best represented family was Fabaceae with nine species, being the genus *Acacia* the one that presented the largest species number (three). The observed values of species richness, the Shannon index, Margalef index and abundance between the Reference and Agroforestry area were similar, and both were significantly higher than the values of the Regenerated area. The Agroforestry area presented lower abundance but greater dominance compared with the other two areas studied, and it was the area that reached the highest percentage of similarity with the Reference area.

Conclusions: The Agroforestry activity contributes in a certain way in the maintenance of the diversity and composition of vascular plants of the Tamaulipan thorn scrub studied; and this activity does not allow to change to a large extent the composition and structure of this type of vegetation.

Key words: composition, Fabaceae, Tamaulipan thorn scrub, Shannon.

1 Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales, carretera Linares-Cd. Victoria km 145, Apdo. postal 41, 67700 Linares, Nuevo León, México.

2 Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Parque Tecnológico, calle Charles R. Darwin 14, Valencia, España.

3 Universidad de Alicante, Departamento de Ecología, Carretera San Vicente del Raspeig s/n, 03690 San Vicente del Raspeig, Alicante, España.

4 Universidad de Quintana Roo, División de Desarrollo Sustentable, Avenida Andrés Quintana Roo con calle 110 Sur s/n, 77600 Cozumel, Quintana Roo, México.

5 Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), Campo Experimental Centro-Altos de Jalisco, Centro de Investigación Regional Pacífico Centro, km 8 carretera libre Tepatlán-Lagos de Moreno, Apdo. postal 56, 47600 Jalisco, México.

6 Universidad Autónoma de Tamaulipas, Instituto de Ecología Aplicada, División del Golfo 356, Col. Libertad, 87019 Cd. Victoria, Tamaulipas, México.

7 Autor para la correspondencia: pamelacanizalesvlz@uanl.edu.mx

Recibido: 12 de diciembre de 2017.

Revisado: 13 de febrero de 2018.

Aceptado: 23 de mayo de 2018.

Primero en línea: 3 agosto de 2018.

Publicado: 3 de octubre de 2018.

Citar como:

Alanís-Rodríguez, E., A. Valdecantos-Dema, P. A. Canizales-Velázquez, A. C. Chávez-Costa, E. Rubio-Camacho y A. Mora-Olivo. 2018. Análisis estructural de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo del noreste de México. Acta Botanica Mexicana 125: 133-156. DOI: 10.21829/abm125.2018.1329

DOI:

10.21829/abm125.2018.1329

INTRODUCCIÓN

El incremento de la superficie destinada a la actividad agropecuaria con manejos convencionales ha ocasionado una severa degradación y alteración de los ecosistemas (Vandermeer et al., 1998; FAO, 2007; Asase y Tetteh, 2010), así como un aumento significativo en la explotación de los recursos naturales (Desjardins et al., 2007; Sivakumar, 2007; Rocha-Loredo et al., 2010; Clough et al., 2011). En México, estos efectos se ven reflejados en el deterioro de 45% de su territorio, siendo el cambio de uso de suelo para fines agrícolas y pecuarios una de las fuentes principales de esta degradación (SEMARNAT, 2008). En particular, el matorral xerófilo de la zona norte del país ha mostrado en los últimos años una reducción en su extensión y distribución debido al cambio de uso de suelo (Heiseke y Foroughbakhch, 1990; Foroughbakhch et al., 2001; Alanís Rodríguez et al., 2013). Ante tal situación, es necesario el desarrollo de métodos de producción agrícola y pecuaria alternativos que, luego de la evaluación de su éxito, sean utilizados por ser ecológicamente sustentables, socialmente responsables y económicamente viables.

La actividad agroforestal es una alternativa productiva que mitiga los efectos negativos asociados a la actividad agrícola y pecuaria (Villavicencio-Enríquez y Valdez-Hernández, 2003; De Beenhouwer et al., 2013). Esta práctica consiste en formas de uso del suelo en donde son utilizadas las especies de árboles y arbustos en asociaciones de cultivo agrícola con animales en el mismo terreno, con el objetivo de diversificar y optimizar su producción para un manejo sostenible (SAGARPA, s/f; Bautista Tolentino et al., 2011). Está documentado que en las áreas donde se desarrolla la actividad agroforestal, las interacciones que ocurren entre sus distintos componentes simulan aquellas observadas en los sistemas naturales (Vandermeer et al., 1998; Dawson et al., 2013). Además, los estudios realizados en sitios agroforestales de zonas templadas, tropicales y áridas, coinciden en que estos sistemas son altamente efectivos en el mantenimiento de la diversidad vegetal (Vandermeer et al., 1998; Torralba et al., 2016).

En la actualidad, tanto los estudios ecológicos realizados en el matorral espinoso tamaulipeco prístino (García y Jurado 2008; González Rodríguez et al., 2010; Mora Donjuán et al., 2013a), como aquellos en sitios alterados por actividades antropogénicas (Alanís Rodríguez, 2006; Jiménez Pérez et al., 2013; Martínez Hernández et al., 2013; Molina Guerra et al., 2013), permiten contar con información básica, útil para conocer la estructura y la composición de este tipo de vegetación, y evaluar el cambio en los parámetros comunitarios de la vegetación establecida en las zonas donde se realizaron la producción agrícola y pecuaria de forma convencional. Sin embargo, a pesar de la existencia de este conocimiento, hasta el momento no existen estudios que evalúen la estructura, ni la diversidad de las comunidades vegetales establecidas luego de la práctica agroforestal en el matorral espinoso tamaulipeco.

El objetivo de esta investigación es comparar la estructura, composición y diversidad de especies de tres áreas bajo condiciones bioclimáticas y físicas similares pero con distinto uso del suelo: 1) comunidad de referencia sin uso previo conocido (Referencia), 2) área sometida a desmontes con maquinaria agrícola y con actividad pecuaria en el pasado, y que en la actualidad tiene 30 años de regeneración por sucesión secundaria (Regenerada) y 3) área con actividad agroforestal pastoril-silvícola en uso activo (Agroforestal). La hipótesis planteada es que la vegetación del área Agroforestal pastoril-silvícola posee parámetros ecológicos estructurales similares al área de Referencia y, por ende, es efectiva en el mantenimiento de la estructura de la comunidad vegetal. Dicha investigación se realizó con la finalidad de generar información cuantitativa del matorral espinoso tamaulipeco que coadyuve a su conservación y mantenimiento; la información generada podrá servir para la elaboración de programas de manejo y gestión de estas comunidades vegetales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se realizó en el municipio Linares, Nuevo León (noreste de México) (Fig. 1). El clima del



área es extremoso semi-cálido subhúmedo, con valores promedio anuales de temperatura y precipitación de 22.4 °C y 749 mm, respectivamente (INEGI, 1986). Los suelos característicos son vertisoles de origen aluvio-coluvial (García y Jurado, 2008). El tipo de vegetación dominante es matorral espinoso tamaulipeco, en el que dominan especies xerófilas (González Rodríguez et al., 2010).

Para cumplir con el objetivo planeado de comparar la estructura, composición y diversidad de especies, se seleccionaron tres condiciones contrastantes desde el punto de vista de uso del suelo.

El área de Referencia sin uso previo conocido se ubicó a 368 m s.n.m., siendo sus coordenadas extremas 24°46'51" de latitud norte; 99°31'16" de longitud oeste (Fig. 1). Es una comunidad vegetal con individuos maduros y muertos en pie del matorral espinoso tamaulipeco. Está ubicado dentro del Matorral-Escuela de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Esta área nunca fue desmontada para uso agrícola, pecuario o forestal. Desde hace 28 años fue delimitada por un cerco perimetral y es utilizada como una reserva ecológica y experimental.

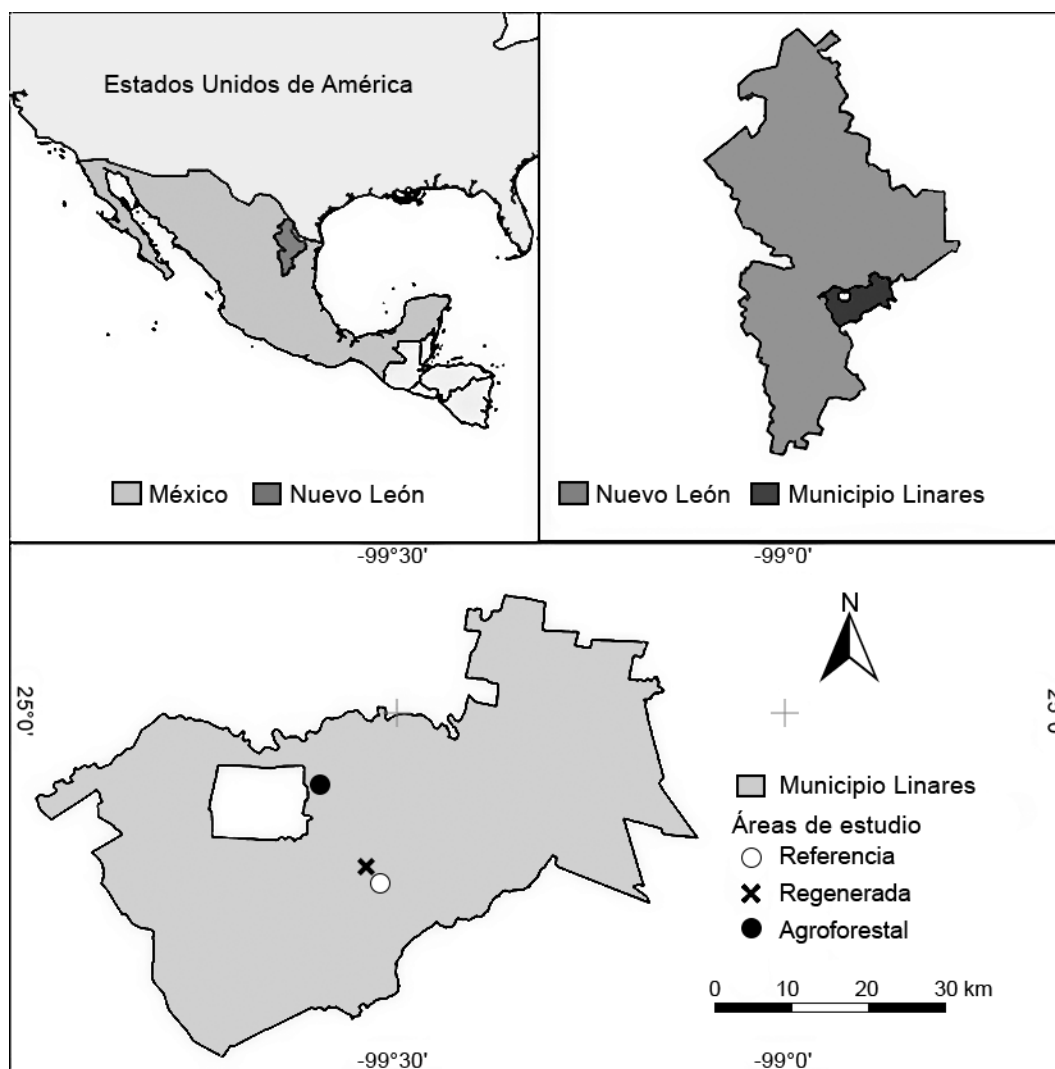


Figura 1: Ubicación de los sitios de estudio de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México. Se señalan con símbolos las áreas con distinta historia de uso (Referencia, Regenerada, Agroforestal).

El área Regenerada se localizó a 380 m s.n.m., en los 24°48'07" de latitud norte; 99°32'27" de longitud oeste (Fig. 1). También está ubicada dentro del Matorral-Escuela de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León. En 1970 esta área fue talada, mediante maquinaria agrícola, para sembrar zacate buffel (*Cenchrus ciliaris* L.) y ser utilizada para el pastoreo de ganado vacuno (*Bos primigenius taurus* L.). En 1982, 12 años después de la transformación, el área fue abandonada y regenerada pasivamente por procesos naturales de sucesión secundaria.

El área Agroforestal se localizó en el ejido Emiliano Zapata (municipio Linares), a 355 m s.n.m., en los 24°54'30" de latitud norte; 99°35'51" de longitud oeste (Fig. 1). En esta área, se desarrolla actividad pastoril-silvícola en uso activo, y entre los años 2010 y 2011 se eliminaron de forma manual los individuos de diámetro a 1.30 m ($d_{1.30}$) inferiores a 5 cm, quedando en pie los árboles de diámetros mayores, con el objetivo de crear espacios abiertos para el desplazamiento del ganado y, a la vez, generar un microambiente que proporcionara sombra y alimento para el mismo.

Análisis de la vegetación

En julio de 2012 se realizó el muestreo para caracterizar la composición y estructura de la vegetación arbórea y arbustiva de las áreas objeto de estudio. En cada área se establecieron aleatoriamente cuatro sitios cuadrangulares de 1600 m² cada uno, separados entre sí por un mínimo de 100 m. En cada sitio de muestreo se realizó un censo de todos los individuos arbóreos y arbustivos ($d_{0.10} > 5$ cm), midiendo los diámetros de copa con orientación norte-sur y este-oeste. Además, se colectó y registró el material botánico fértil, el cual se preparó usando los métodos sugeridos por Lot y Chiang (1986). En el laboratorio se determinaron taxonómicamente las especies usando bibliografía especializada, entre las que destacan la Flora de Texas (Correll y Johnston, 1979) y la Flora de Veracruz (Gómez Pompa, 1978-2014).

Análisis de la información

Parámetros ecológicos

Para cada especie se calcularon los siguientes parámetros estructurales de la vegetación: abundancia relativa (AR_i) de acuerdo al número de individuos, dominancia relativa (DR_i) en función a la cobertura de copa, frecuencia relativa (FR_i) basada en su presencia en los sitios de muestreo, y el índice de valor de importancia (IVI) que integra los anteriores y que adquiere valores porcentuales en una escala de 0 a 100 (Müller-Dombois y Ellenberg, 1974; Magurran, 1988).

Para la estimación de la abundancia relativa (AR_i) de la especie i respecto a la abundancia total se empleó la siguiente ecuación:

$$AR_i = \left(\frac{A_i}{\sum A_i} \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

$$A_i = N_i / S$$

donde A_i es la abundancia absoluta, N_i es el número de individuos de la especie i , y S la superficie de muestreo en hectáreas (0.16).

La dominancia relativa (DR_i) de la especie i respecto a la dominancia total se evaluó mediante:

$$DR_i = \left(\frac{D_i}{\sum D_i} \right) * 100$$

$$i = 1 \dots n$$

$$D_i = Ab_i / S$$

donde D_i es la dominancia absoluta, S la superficie de muestreo en hectáreas (0.16) y Ab_i el área de copa de la especie i ($A = \pi/4 * d^2$) (Romahn y Ramírez, 2010).

La frecuencia relativa (FR_i) de la especie i respecto a la frecuencia total se obtuvo con la siguiente ecuación:



$$FR_i = \left(\frac{F_i}{\sum F_i} \right) * 100$$

$$i=1 \dots n$$

$$F_i = P_i / NS$$

donde F_i es la frecuencia absoluta, P_i es el número de sitios en los que está presente la especie i , y NS es el número total de sitios de muestreo.

El índice de valor de importancia (IVI) se determinó mediante la fórmula:

$$IVI = \frac{AR_i + DR_i + FR_i}{3}$$

Para estimar la diversidad se utilizó el índice de Shannon (H') (1948).

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

$$p_i = n_i / N$$

donde S es el número de especies presentes, p_i es la proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos, N es el número total de individuos, y n_i es el número de individuos de la especie i .

Para la riqueza de especies se utilizó el índice de Margalef (D_{Mg}) mediante las siguientes ecuaciones:

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

donde S es el número de especies presentes, y N es el número total de individuos.

Parámetros ecológicos entre comunidades

Para comparar la riqueza de especies entre cada sitio de estudio, se realizó la estandarización por rarefacción a un mismo número comparable de individuos (Gotelli y Colwell, 2001). Para esto, se utilizó el programa R versión 3.4.0 (R Core Team, 2017), mediante la interface RStudio versión 1.1 (RStudio Team, 2016) y el paquete iNEXT

versión 2.0.12 (Hsieh et al., 2016), que utiliza el número efectivo de especies para elaborar las curvas de rarefacción: ($q=0,1,2$) Riqueza, Shannon y Simpson respectivamente (Jost, 2006; Chao et al., 2014). Los intervalos de confianza de las curvas de rarefacción fueron obtenidos por el método de bootstrap basado en 200 repeticiones.

Similitud florística

Para evaluar la diversidad entre hábitats (grado de reemplazamiento de especies o cambio biótico a través de condiciones ambientales) (Whittaker, 1972), se generó un modelo de ordenación Bray-Curtis, el cual es una representación gráfica de la variación de la composición vegetal. El análisis se basa en un algoritmo que permite analizar la similitud de las muestras calculando el porcentaje de similitud (0-100%) en una medida de distancia. Este análisis es uno de los más apropiados para el análisis multivariado fitosociológico (Beals, 1984). El análisis se desarrolló mediante el programa BioDiversity Pro 2.0 (McAleece et al., 1997).

Finalmente, para evaluar los patrones de distribución de especies en función de la abundancia de estas, se probaron cinco modelos clásicos (Cuadro 1). Estos modelos incluyen el modelo de vara rota (Null o Broken-stick), el modelo geométrico (Niche-preemption), el modelo normal logarítmico (Log-normal) y las distribuciones Pareto (Zipf y Zipf-Mandelbrot). Los ajustes de los datos a dichos modelos se realizaron en R versión 3.4.0 (R Core Team, 2017), mediante el uso de la librería Vegan 2.4-4 (Oksanen et al., 2016). La selección del mejor modelo se llevó a cabo mediante el Criterio de Información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés), con el cual se comparan los modelos seleccionados tomando en cuenta su ajuste y complejidad. Para comprobar la bondad de ajuste de los modelos se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov (KS), cuya hipótesis nula (H_0 =los datos siguen la distribución especificada) se evaluó con un valor de alfa de 0.05.

Para realizar el análisis de varianza (ANOVA) de un factor (historia de uso) a tres niveles (Referencia, Regenerado y Agroforestal) entre los parámetros ecológicos

Cuadro 1: Modelos de distribución de abundancias de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México. Donde: \hat{a}_r es la abundancia esperada de la especie r , n_i es el número de individuos de la especie i , S es el número total de especies en la comunidad, N es el número total de individuos, $S(R)$ es el número de especies en la R -ésima octava (=clase) a la derecha e izquierda de la curva simétrica, S_o es el número de especies en octava modal, $a=(2\sigma^2)^{1/2}$ es la amplitud inversa de la distribución, \hat{p}_1 es la proporción estimada de las especies más abundantes, y α, γ, β y c son los parámetros estimados en cada modelo.

Modelo	Ecuación	Referencia
Broken-stick	$n_i = \frac{N}{S} \sum_{i=1}^s \frac{1}{n_i}$	MacArthur (1960)
Niche-preemption	$\hat{a}_r = N\alpha(1 - \alpha)^{r-1}$	Wilson (1991)
Log-normal	$S(R) = S_o \exp(-\alpha^2 R^2)$	Preston (1948)
Zipf	$\hat{a}_r = N\hat{p}_1 r^\gamma$	Frontier (1987)
Zipf-Mandelbrot	$\hat{a}_r = Nc(r + \beta)^\gamma$	Frontier (1987)

de las comunidades evaluadas ($p \leq 0.05$), primero se comprobó que los datos cumplieran con los supuestos de normalidad, para lo cual se realizó la prueba de Shapiro-Wilk (Royston, 1992), mientras que el de homocedasticidad mediante la prueba de Fligner-Killeen (Conover et al., 1981). En todos los casos los resultados indicaron normalidad en la distribución de los residuales y homogeneidad de las varianzas, por lo que se procedió a realizar la prueba de Tukey para identificar los grupos con medias distintas. Asimismo, para explorar si la historia de uso condiciona la composición y la estructura observada en cada una de las tres áreas muestreadas, se realizó un análisis de componentes principales (PCA) con los datos de abundancia y dominancia absoluta de cada especie de cada comunidad. Para esto, se utilizó el programa R versión 3.4.0 (R Core Team, 2017) y los paquetes RStudio versión 1.1 (RStudio Team, 2016) y la librería Vegan versión 2.4-4 (Oksanen et al., 2016).

RESULTADOS

En total se registraron 25 especies de plantas vasculares pertenecientes a 22 géneros y 15 familias. La familia más representada fue Fabaceae con nueve especies y el género

Acacia Mill. el que tuvo un mayor número de especies (3) (Cuadro 2).

Parámetros ecológicos

Las especies con mayor abundancia dentro del área Referencia fueron *Diospyros texana* Scheele y *Havardia pallens* (Benth.) Britton & Rose, con más de 400 individuos por hectárea, seguidas de *Acacia rigidula* Benth. y *Cordia boissieri* A. DC. con 328 y 186 N ha⁻¹, respectivamente. *Diospyros texana* fue también la especie que presentó mayor dominancia (1337.36 m²/ha⁻¹), seguida de *Cordia boissieri* (827.74 m²/ha⁻¹) y *Havardia pallens* (690.16 m²/ha⁻¹). Asimismo, ocho especies mostraron la misma frecuencia relativa (7.55%): *Diospyros texana*, *Eysenhardtia texana* Scheele, *Havardia pallens*, *Acacia rigidula*, *Cordia boissieri*, *Condalia hookeri* M.C. Johnst., *Zanthoxylum fagara* (L.) Sarg. y *Sideroxylon celastrinum* (Kunth) T.D. Penn. *Acacia rigidula* presentó el valor de importancia más alto (IVI=24.50), seguida por *Diospyros texana* y *Havardia pallens* (14.90 y 12.66 respectivamente, Cuadro 3).

En el área Regenerada, *Acacia farnesiana* (L.) Willd. presentó una abundancia de 501.56 N ha⁻¹ y una dominancia de 2792.49 m²/ha⁻¹ (Cuadro 3). Esta especie presentó un valor de IVI de 45.12 y, junto con *Prosopis laevigata* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst., *Diospyros texana* y *Celtis pallida* Torr., fueron las que mostraron una frecuencia más elevada (12.90%) en las áreas de muestreo.

El área Agroforestal presentó menor número de individuos pero mayor dominancia de las tres áreas estudiadas. Dos especies fueron las más destacadas en todas las variables ecológicas consideradas: *Prosopis laevigata* y *Havardia pallens*, con una abundancia de 62.50 N ha⁻¹ y 59.38 N ha⁻¹, respectivamente y una dominancia de 2443.32 y 673.71 m²/ha⁻¹, respectivamente. Estos dos parámetros determinaron que ambas especies mostraran los valores de IVI más altos (28.57 y 13.48 respectivamente, Cuadro 3). *Celtis pallida* y *Cordia boissieri* presentaron valores de frecuencia iguales que las dos especies más importantes (9.30%), y un valor de importancia de 8.16 y 8.89, respectivamente.



Cuadro 2: Lista de las especies registradas en las áreas Referencia, Regenerada y Agroforestal de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México.

Familia	Nombre científico	Nombre común	Forma biológica
Asparagaceae	<i>Yucca filifera</i> Chabaud	pita	Arbórea
Boraginaceae	<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	anacahuita	Arbustiva
Boraginaceae	<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.	anacua	Arbórea
Cannabaceae	<i>Celtis pallida</i> Torr.	granjeno	Arbustiva
Ebenaceae	<i>Diospyros texana</i> Scheele	chapote blanco	Arbórea
Euphorbiaceae	<i>Bernardia myricifolia</i> (Scheele) S. Watson	oreja de ratón	Arbustiva
Fabaceae	<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	huizache	Arbustiva
Fabaceae	<i>Acacia rigidula</i> Benth.	gavia	Arbustiva
Fabaceae	<i>Acacia wrightii</i> Benth.	uña de gato	Arbórea
Fabaceae	<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	ébano	Arbórea
Fabaceae	<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele	vara dulce	Arbustiva
Fabaceae	<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	tenaza	Arbórea
Fabaceae	<i>Parkinsonia aculeata</i> L.	retama	Arbórea
Fabaceae	<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	palo verde	Arbustiva
Fabaceae	<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	mezquite	Arbórea
Koerberliniaceae	<i>Koerberlinia spinosa</i> Zucc.	corona de Cristo	Arbustiva
Oleaceae	<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	panalero	Arbustiva
Rhamnaceae	<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	brasil	Arbórea
Rubiaceae	<i>Randia obcordata</i> S. Watson	cruceto	Arbustiva
Rutaceae	<i>Helieta parvifolia</i> (A. Gray ex Hemsl.) Benth.	barreta	Arbustiva
Rutaceae	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	colima	Arbustiva
Sapotaceae	<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	coma	Arbórea
Scrophulariaceae	<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	cenizo	Arbustiva
Simaroubaceae	<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	chaparro amargoso	Arbustiva
Zygophyllaceae	<i>Porlieria angustifolia</i> (Engelm.) A. Gray	guayacán	Arbórea

Comparación de parámetros estructurales entre las comunidades vegetales

La riqueza observada de especies fue significativamente diferente entre las tres áreas evaluadas ($f=22.28$, $p<0.001$) (Fig. 2). El área Referencia presentó mayor número de especies arbóreas y arbustivas (promedio \pm desviación estándar, 13.25 ± 0.63) que la Agroforestal (10.75 ± 0.48), y ésta presentó mayor riqueza específica que la Regenerada (7.75 ± 0.63) (Fig. 2A). Sin embargo, al comparar las

riquezas esperadas para las tres áreas (gráficas de rarefacción), éstas no mostraron el mismo patrón; la riqueza estimada fue similar entre las de Referencia y Agroforestal, y ambas fueron mayores que la Regenerada (con nivel de confianza de 95%; Fig. 3).

De la misma manera, la historia de uso afectó de manera significativa al índice de Margalef ($f=53.11$, $p<0.001$; Fig. 2B). Las áreas Referencia y Agroforestal también presentaron valores similares (2.17 ± 0.08 y

Cuadro 3: Abundancia (N ha⁻¹), dominancia (m²/ha⁻¹), frecuencia relativa (%) e Índice de Valor de Importancia (IVI) (valor medio de n=4) de las especies encontradas en las áreas Referencia, Regenerada y Agroforestal de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México.

Especie	Referencia				Regenerada				Agroforestal			
	N ha ⁻¹	m ² /ha ⁻¹	F(%)	IVI	N ha ⁻¹	m ² /ha ⁻¹	F(%)	IVI	N ha ⁻¹	m ² /ha ⁻¹	F(%)	IVI
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	9	38.55	3.77	1.56	501.56	2792.49	12.90	45.12	4.69	107.73	4.65	2.65
<i>Acacia rigidula</i> Benth.	328	471.92	7.55	24.50	6.25	36.80	3.23	1.60	21.88	283.60	6.98	6.24
<i>Acacia wrightii</i> Benth.									10.94	158.10	6.98	4.37
<i>Bernardia myricifolia</i> (Scheele) S. Watson	2	7.55	1.89	0.68								
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	5	2.36	1.89	0.73	29.69	239.95	9.68	6.20				
<i>Celtis pallida</i> Torr.	28	48.88	3.77	1.95	18.75	117.71	12.90	5.93	34.38	245.06	9.30	8.16
<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	50	286.09	7.55	4.38					31.25	281.71	6.98	7.25
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	186	827.74	7.55	8.70	4.69	18.12	6.45	2.47	32.81	409.31	9.30	8.89
<i>Diospyros texana</i> Scheele	427	1337.36	7.55	14.90	57.81	85.51	12.90	7.24	1.56	9.59	2.33	1.00
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	31	39.86	1.89	1.35					3.13	99.08	4.65	2.43
<i>Ehretia anacua</i> (Terán & Berland.) I.M. Johnst.									9.38	91.30	9.30	4.62
<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele	48	125.54	7.55	8.35					1.56	17.68	2.33	1.04
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	8	28.19	3.77	1.50								
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	419	690.16	7.55	12.66					59.38	673.71	9.30	13.48
<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray ex Hemsl.) Benth.	30	83.97	5.66	2.72					1.56	1.94	2.33	0.95
<i>Koeberlinia spinosa</i> Zucc.					10.94	34.53	3.23	1.77				
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	2	3.30	1.89	0.67								
<i>Parkinsonia aculeata</i> L.					20.31	163.30	3.23	3.10				
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	31	159.95	5.66	2.99	32.81	218.75	6.45	5.09	4.69	75.70	2.33	1.70
<i>Porlieria angustifolia</i> (Engelm.) A. Gray	3	2.27	1.89	0.70					4.69	22.35	4.65	2.18
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	20	21.59	1.89	1.08	93.75	565.66	12.90	12.26	62.50	2443.32	9.30	28.57
<i>Randia obcordata</i> S. Watson	3	2.49	1.89	0.70								
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	77	185.54	7.55	4.56	28.13	74.44	6.45	3.83	20.31	124.99	4.65	4.43
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	5	9.49	3.77	1.38								
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	52	139.56	7.55	3.94	32.81	115.86	9.68	5.40	3.13	26.40	4.65	2.03

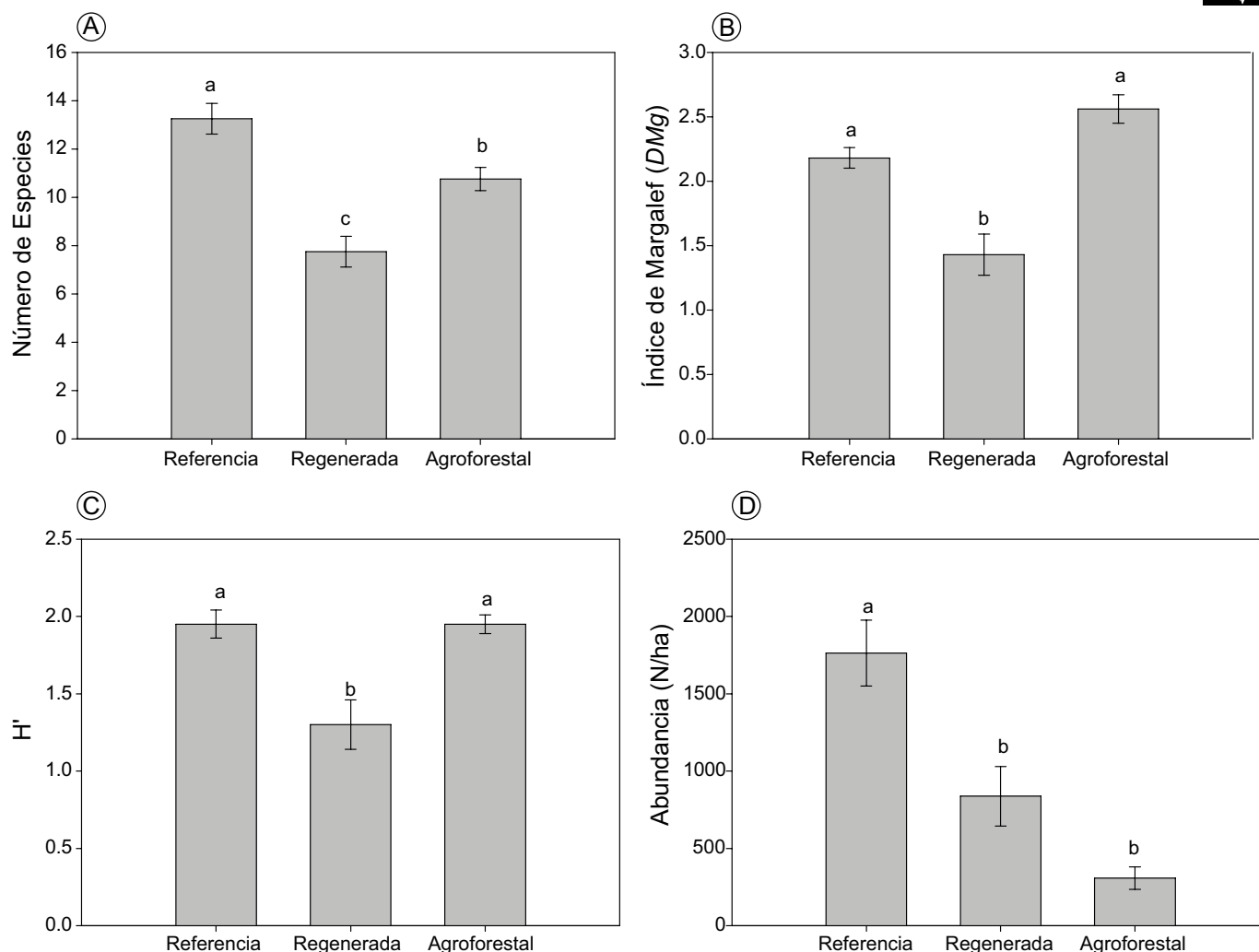


Figura 2: Parámetros ecológicos de las áreas Referencia, Regenerada y Agroforestal de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México. Se presentan valores medios y error estándar: A. riqueza de especies; B. índice de Margalef; C. índice de Shannon; D. abundancia para cada historia de uso de suelo. Las letras A, B y C indican diferencias significativas (<0.050).

2.56 \pm 0.11 respectivamente) significativamente mayores que la Regenerada (1.14 \pm 0.11).

El índice de Shannon (H') mostró un efecto de la historia de uso muy parecido al observado con el índice de Margalef D_{Mg} (Fig. 2C). El área Referencia ($H'=1.94\pm 0.08$) y Agroforestal ($H'=1.95\pm 0.07$) mostraron valores iguales entre sí pero significativamente mayores que la Regenerada (1.30 \pm 0.15; $f=11.78$, $p=0.003$).

De forma similar, la abundancia fue diferente entre las áreas ($f=18.55$, $p=0.001$; Fig. 2D). El área Referencia presentó una abundancia de 1762 \pm 213 N ha $^{-1}$, con un va-

lor 52.5% y 82.5% significativamente superior al observado en las Regenerada y Agroforestal, respectivamente. Estas dos historias de uso (Regenerada y Agroforestal) no mostraron diferencias significativas entre sí en la densidad de individuos arbóreos y arbustivos.

Finalmente, no se observaron diferencias en la cobertura total entre los tres niveles de historia de uso ($f=0.805$, $p=0.477$). Los valores de cobertura oscilaron entre 9521 \pm 2258 en el área Referencia y 6970 \pm 1498 m 2 /ha $^{-1}$ en la Regenerada, con una alta variabilidad dentro de cada una de las comunidades.

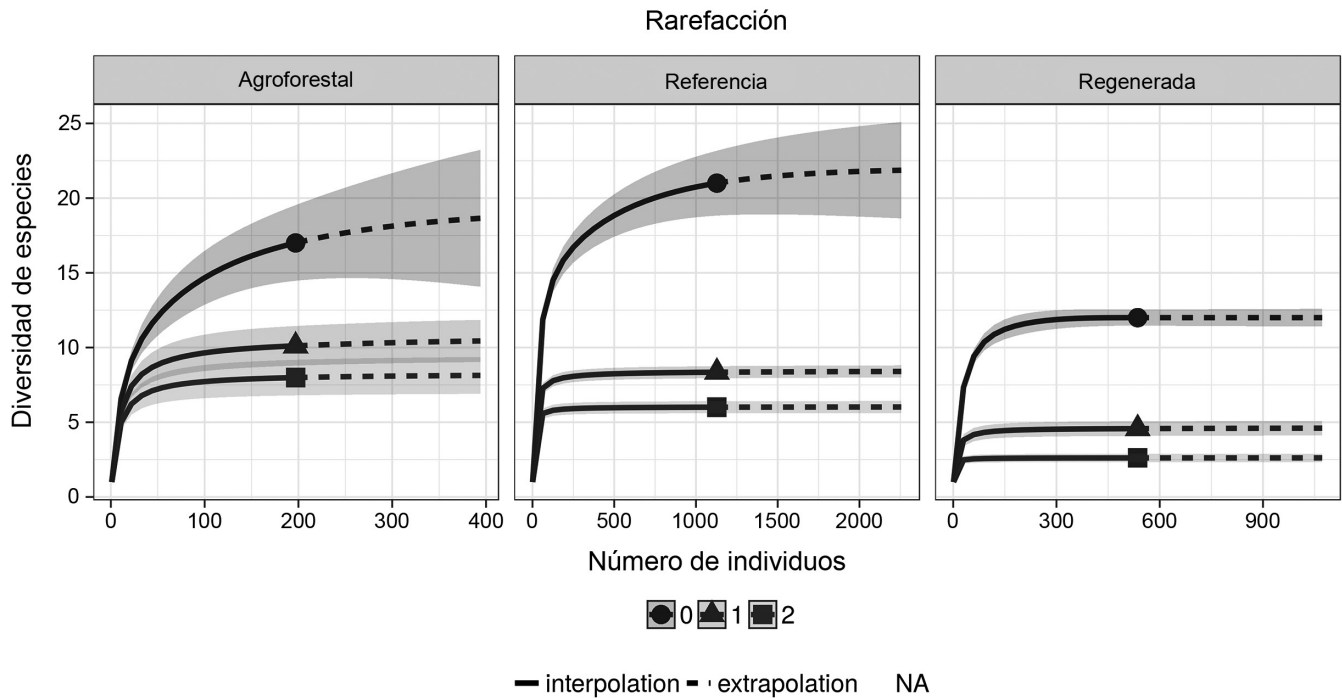


Figura 3: Riqueza y diversidad de especies estimada a través de los números de especies efectivas o Hill numbers (0=Riqueza; 1=Shannon; 2=Simpson) de las áreas Referencia, Regenerada y Agroforestal de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México. Se muestran las curvas de rarefacción basadas en el número de individuos. Los valores de referencia están representados con líneas sólidas; las riquezas extrapoladas se representan con la línea punteada. La región gris alrededor de las curvas señala el intervalo de confianza a 95%.

La curva de rarefacción mostró que el área Agroforestal (17=198) tendría una riqueza máxima teórica de 17 individuos, la Regenerada (12=501) una riqueza máxima teórica de 12 individuos y la de Referencia (21=1129) de 21. Sin embargo, esta diferencia en la riqueza entre áreas solo es significativa con el área regenerada, esto es, el área regenerada tiene menor riqueza de especies que las otras dos áreas (Fig. 3).

Similitud florística

Las áreas estudiadas presentaron una baja similitud florística determinada mediante los valores de diversidad beta. En todas las comparaciones hubo una similitud inferior a 21%. El área Agroforestal fue la que alcanzó el mayor porcentaje de similitud con la de Referencia (20.98%), mientras que la Regenerada y la de Referencia obtuvieron la menor similitud florística (13.82%). El área Regene-

rada es la que presentó menor similitud con las otras dos comunidades (Fig. 4).

Curva de rango/abundancia de las especies

En la figura 5 se muestran las curvas de rango/abundancia para las tres áreas. Tanto la de Referencia como la Regenerada presentaron los mejores ajustes a los modelos Zipf y Zipf-Mandelbrot, mientras que el área Agroforestal lo tuvo al modelo Niche-preemption (Cuadro 4).

Especies comunes a las tres áreas evaluadas fueron *Acacia rigidula*, *Acacia farnesiana*, *Celtis pallida*, *Cordia boissieri*, *Diospyros texana*, *Prosopis laevigata* y *Zanthoxylum fagara*. Por el contrario, el área Referencia fue la única en la que se observaron individuos de *Bernardia myricifolia* (Scheele) S. Watson, *Leucophyllum frutescens* (Berland.) I.M. Johnst., *Randia obcordata* S. Watson y *Yucca filifera* Chabaud. Especies sólo presentes en

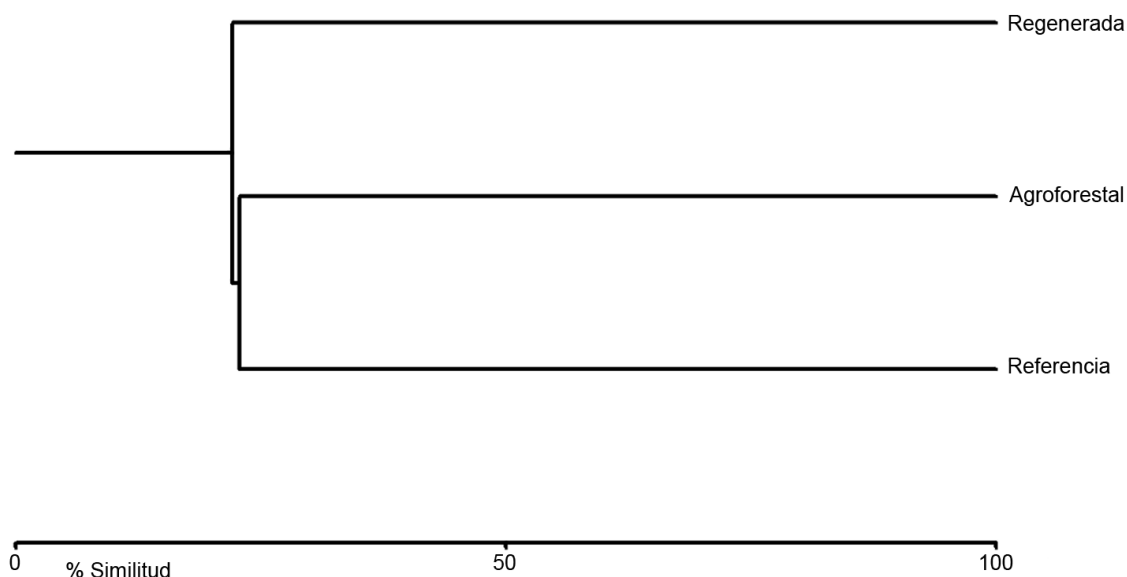


Figura 4: Representación gráfica de la similitud Bray-Curtis de las áreas Referencia, Regenerada y Agroforestal de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México.

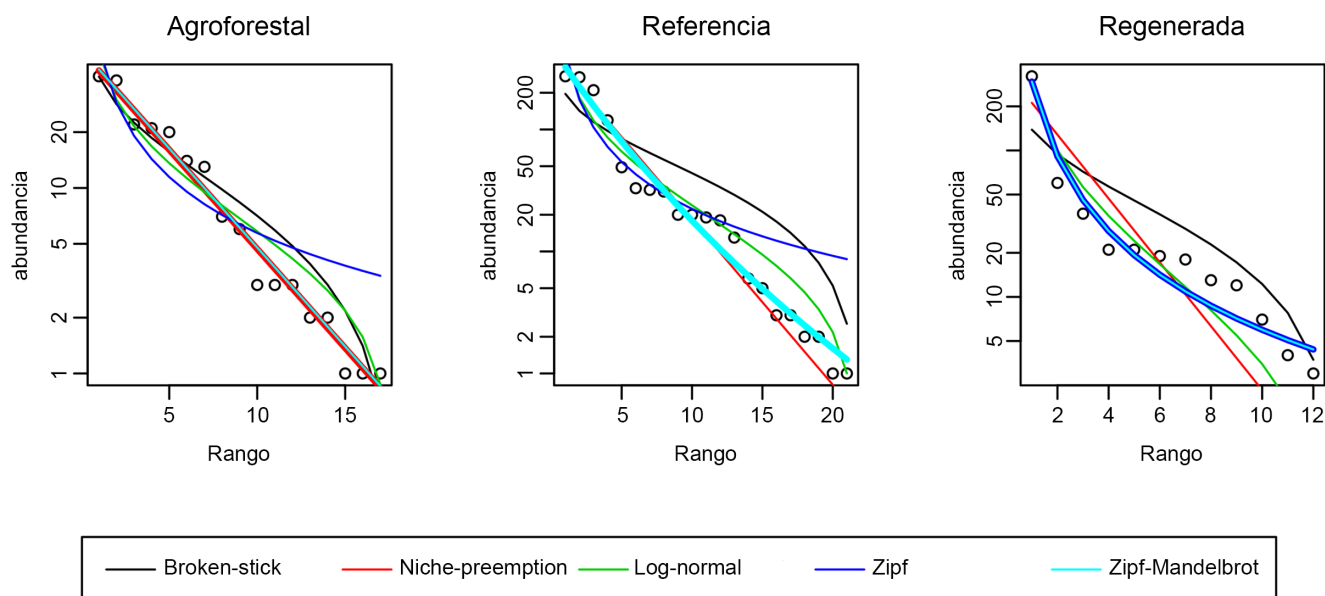


Figura 5: Curvas observadas de rango/abundancia de las especies de las áreas Referencia, Regenerada y Agroforestal de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México. Las especies se agrupan de la más común a la más rara.

el área Agroforestal fueron *Acacia wrightii* Benth., *Sideroxylon celastrinum* (Kunth) T.D. Penn. y *Ehretia anacua* (Terán & Berland.) I.M. Johnst., mientras que en la Regenerada se encontraron únicamente *Koerberlinia spinosa*

Zucc., *Parkinsonia aculeata* L. y *Parkinsonia texana* (A. Gray) S. Watson var. *macra* (I.M. Johnst.) Isely.

El análisis de componentes principales de los datos de abundancia de las especies presentes en los sitios de

Cuadro 4: Ajuste de los modelos a la distribución de la abundancia de especies de las áreas Referencia, Regenerada y Agroforestal de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México. Donde AIC=Criterio de Información de Akaike, dAIC=Delta, BIC=Criterio de Información Bayesiano, KS=Bondad de ajuste Kolmorov Smirnov y valores de *p*.

Área	Testing	Broken-stick	Niche-preemption	Log-normal	Zipf	Zipf-Mandelbrot
Agroforestal	AIC	76.668	68.856	82.735	101.730	72.810
	dAIC	7.812	0.000	13.879	32.874	3.954
	BIC	76.668	69.690	84.401	103.397	75.310
	KS	0.294	0.118	0.235	0.471	0.118
	p	0.454	> 0.99	0.734	0.046	> 0.99
Regenerada	AIC	338.306	233.506	123.647	90.623	92.623
	dAIC	247.683	142.883	33.024	0.000	2.000
	BIC	338.306	233.991	124.617	91.593	94.078
	KS	0.417	0.250	0.250	0.250	0.250
	p	0.256	0.869	0.869	0.869	0.869
Referencia	AIC	523.421	180.777	282.182	393.287	175.939
	dAIC	347.482	4.838	106.243	217.348	0.000
	BIC	523.421	181.822	284.271	395.376	179.073
	KS	0.333	0.143	0.190	0.381	0.143
	p	0.194	0.983	0.841	0.095	0.983

Referencia, Regenerado y Agroforestal, explicó 93.9% de la varianza en los tres primeros ejes. El 87.9% de la varianza fue explicada por los dos primeros ejes (Cuadro 5). Los sitios del área Agroforestal presentaron valores negativos para el primer y segundo eje, asociado a la abundancia de *Ehretia anacua*, *Acacia wrightii* y *Prosopis laevigata* (Fig. 6). Los sitios del área de Referencia presentaron valores positivos para el primer eje, relacionados a las abundancias de *Diospyros texana*, *Acacia rigidula* y *Havardia pallens* principalmente, y positivos y negativos para el segundo, con una dispersión observada a lo largo del mismo. Asimismo, los sitios del área Regenerada tuvieron valores negativos para el primer eje, valores vinculados principalmente a las abundancias de *Koeberlinia spinosa*, *Castela texana* y *Parkinsonia aculeata*, así como positivos y negativos para el segundo (Fig. 6).

El análisis de componentes principales para la variable de dominancia, representada por el área basal,

explicó 93.08% de la varianza en los tres primeros ejes; los dos primeros explicaron 88.3% de la varianza (Cuadro 6). Los sitios del área Agroforestal se agruparon con valores negativos en el primer eje, y positivos en el segundo, relacionado con altos valores de *Ehretia anacua*, *Acacia wrightii* y *Prosopis laevigata*, así como *Porlieria angustifolia* (Engelm.) A. Gray y *Celtis pallida* (Fig. 7). Los sitios del área de Referencia presentaron valores negativos en el primer y segundo eje, y esta agrupación se relacionó con los altos valores de las áreas basales de *Diospyros texana*, *Acacia rigidula*, *Zanthoxylum fagara*, *Havardia pallens* y *Cordia boissieri* entre otras especies. Finalmente los sitios del área Regenerada se relacionaron con valores positivos en el primer eje, y positivos y negativos para el segundo, y su ordenación se asoció con valores altos en las áreas basales de *Acacia farmesiana*, *Castela texana*, *Parkinsonia aculeata* y *Koeberlinia spinosa*.

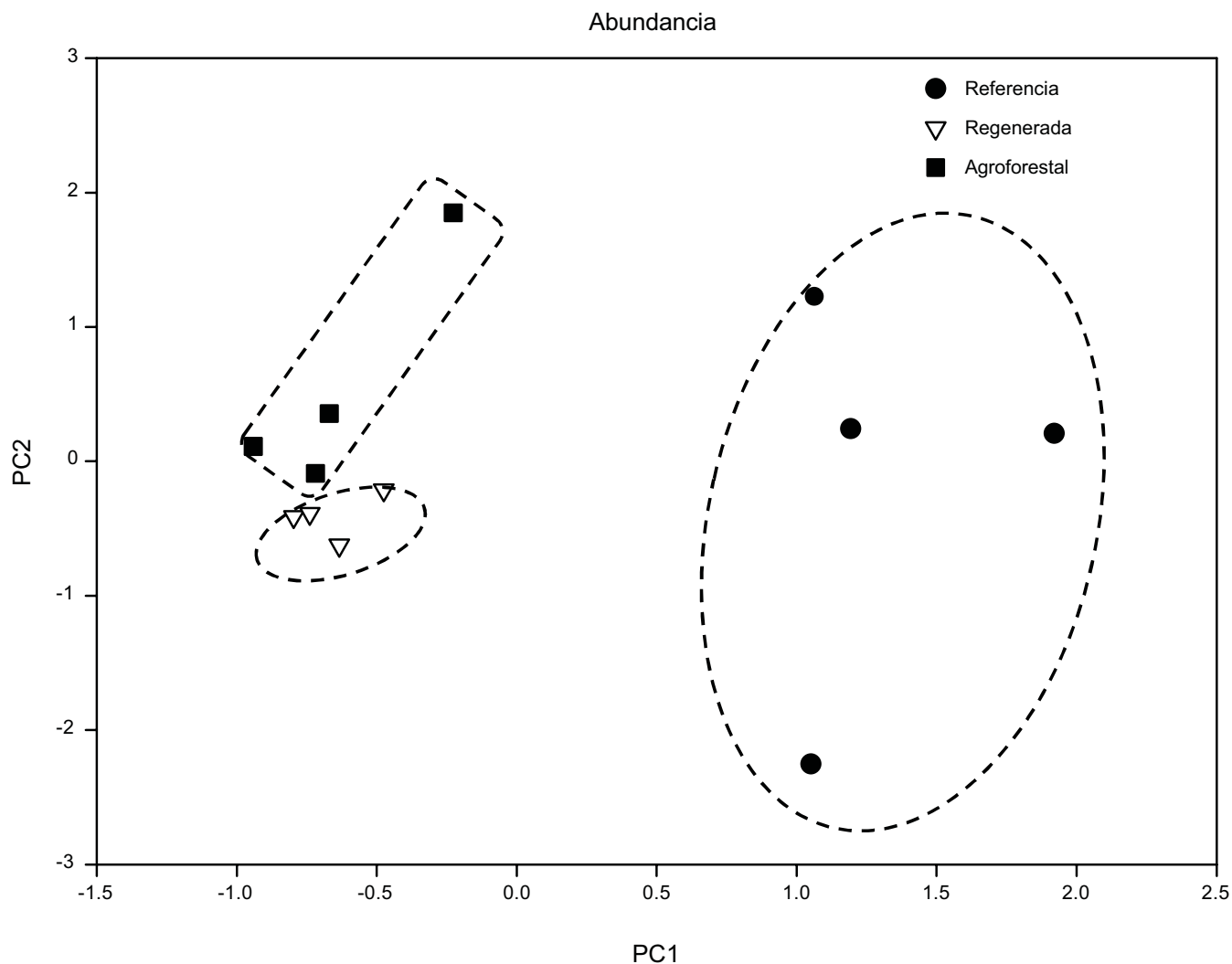


Figura 6: Representación de las diferentes parcelas de muestreo en los dos primeros componentes del PCA de la abundancia de especies de las áreas Referencia, Regenerada y Agroforestal de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México.

Cuadro 5: Varianza total explicada de los componentes del PCA para la matriz de datos de abundancia de las áreas Referencia, Regenerada y Agroforestal de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
%Varianza explicada	61.623	26.352	5.988	2.344	1.500
Varianza acumulada		87.975	93.963	96.308	97.808

Cuadro 6: Varianza total explicada de los componentes del PCA para la matriz de datos de dominancia de las áreas Referencia, Regenerada y Agroforestal de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México.

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
%Varianza explicada	62.748	25.552	4.782	3.311	1.112
Varianza acumulada		88.301	93.083	96.395	97.507

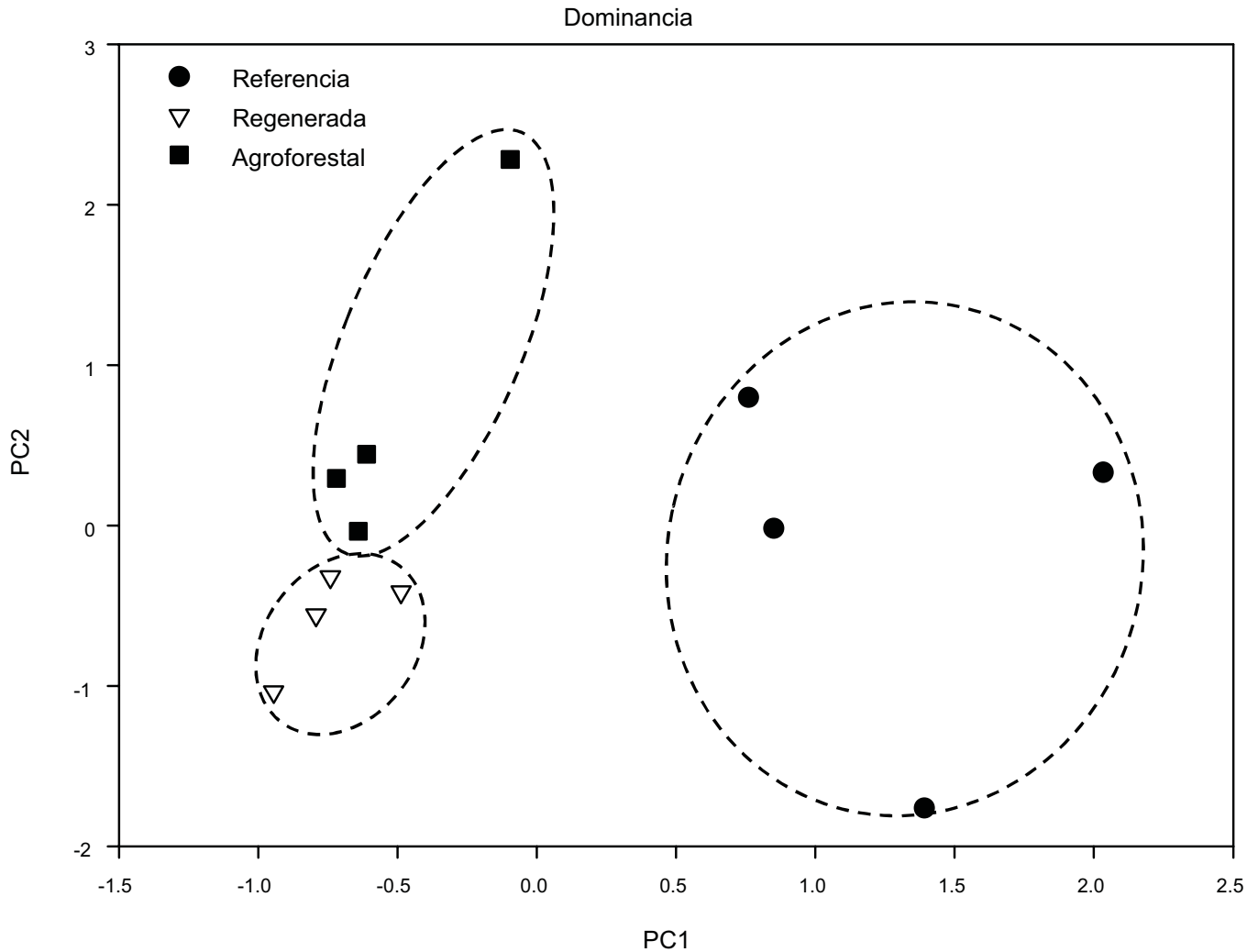


Figura 7: Representación de las diferentes parcelas de muestreo en los dos primeros componentes del PCA de la dominancia de especies de las áreas Referencia, Regenerada y Agroforestal de un área agroforestal en una porción del matorral xerófilo en el municipio Linares, Nuevo León, México.

DISCUSIÓN

Parámetros ecológicos

El presente trabajo ha puesto de relevancia el importante papel de la familia Fabaceae dentro de los matorrales xerófilos, particularmente en el matorral espinoso tamaulipeco. La alta presencia de esta familia, y más concretamente del género *Acacia*, puede representar una importante entrada de nitrógeno al ecosistema debido a su capacidad para fijar el N_2 atmosférico (Herrera Arreola et al., 2007; Pirhofer Walzl et al., 2012). La suma de los

IVI de las especies de esta familia fue más elevada en el área Regenerada (67.17), pero tienen una presencia en el área Agroforestal de 53.49%, ya que estas especies son palatables para el ganado (Ishaque et al., 2008; Villa-Herrera et al., 2009). Las áreas que han sido despojadas de su cobertura vegetal natural y posteriormente sometidas a uso agrícola y pecuario, al ser abandonadas suelen presentar una baja disponibilidad de nitrógeno respecto a comunidades no perturbadas y sometidas a sucesión secundaria (McGrath et al., 2001). En particular, las áreas en donde se estableció *Cenchrus ciliaris* (zacate buffel),



como es el caso del área Regenerada, esta condición es más notoria; Morales Romero et al. (2015) y Celaya Michel et al. (2015) reportan que los sistemas donde alguna vez se estableció *Cenchrus ciliaris* muestran una fuerte disminución de nitrógeno, por lo que las especies capaces de fijar nitrógeno atmosférico tienen cierta ventaja sobre otras, especialmente en las primeras fases de la sucesión secundaria (Estrada Castellón et al., 2004; García y Jurado, 2008).

Estos resultados concuerdan con los reportados por diversos autores (Jiménez Pérez et al., 2009; Martínez Hernández et al., 2013; Mora Donjuán et al., 2013a) quienes obtuvieron números similares de familias, géneros y especies, además de encontrar a la familia Fabaceae como la más representativa de distintas áreas regeneradas del matorral espinoso tamaulipeco. Estrada Castellón et al. (2004), en un estudio de las leguminosas del centro de Nuevo León, exponen la gran diversidad de este grupo. Estos autores destacan que las diversas formas en que el ser humano se ha relacionado con la vegetación en general, y con este grupo en particular, así como la irregularidad del relieve, y diversas condiciones ambientales y micro-ambientales, explican en buena medida la gran diversidad e importancia de la familia Fabaceae en la región, y en el matorral espinoso tamaulipeco. En el mismo sentido, diversos estudios sugieren que la importancia de esta familia en el matorral espinoso tamaulipeco es atribuible a la amplia gama de respuestas que existen en las fabáceas para soportar y escapar de factores limitantes, como lo son respuestas ecofisiológicas al estrés hídrico (González Rodríguez y Cantú Silva, 2001; López Hernández et al., 2010; González Rodríguez et al., 2011a, b); facilidad de rebrote (Foroughbakhch et al., 2014), existencia de diversos síndromes de dispersión (Jurado et al., 2001), y la presencia de distintos requerimientos para la germinación (Flores y Jurado 1998; Jurado et al., 2006).

Comparación de parámetros estructurales entre las comunidades vegetales

El índice de Shannon indica que el área Agroforestal presenta una diversidad de especies vegetales similar al área

Referencia, comunidad natural del matorral espinoso tamaulipeco. Aunque los valores del índice de Shannon del área Referencia son ligeramente menores con respecto a lo que señalan Jiménez Pérez et al. (2009), Espinoza Bretado y Návar (2005), Martínez Hernández et al. (2013) y Molina Guerra et al. (2013), quienes obtuvieron valores mayores a 2 del índice de Shannon, en general esta información concuerda con diversas investigaciones que evalúan dinámicas sucesionales en matorrales, indicando que las comunidades maduras tienen mayor diversidad de especies (Ugalde et al., 2008; Abella, 2010). En lo que respecta al área Agroforestal, su diversidad puede estar relacionada con acciones de manejo a través de la introducción de especies nativas de interés económico, así como con la presencia de niveles intermedios de perturbación. García y Jurado (2008) sugieren que la diversidad de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco se encuentra relacionada con los períodos de uso y aprovechamiento de las comunidades, ya que existe mayor diversidad en aquellos sitios que han sido utilizados por períodos cortos, que en aquellos que han sido explotados por muchos años. Connell (1978) propone que la riqueza de especies y la diversidad tendrán un valor máximo en presencia de perturbaciones de intensidad y frecuencia intermedias, ya que esto permite que en un mismo sistema ecológico puedan coexistir individuos en las fases iniciales de la sucesión, junto con los de fases intermedias y finales. Asimismo, propone que estos valores máximos de los índices de Margalef y Shannon pueden encontrarse en comunidades sucesionales de edad intermedia, o en las fases finales de la sucesión. Roxburgh et al. (2004) explican que en presencia de perturbaciones de intensidad y frecuencia intermedias, los mecanismos de coexistencia, tales como dispersión, recolonización y competencia, se ven activados.

El área Regenerada, por otro lado, fue la que mostró el menor valor del índice de Shannon de las tres áreas evaluadas. Este resultado puede estar relacionado con la historia de uso de suelo del área Regenerada, en donde se estableció *Cenchrus ciliaris*; ya que estudios han reportado una disminución en la riqueza de

especies al aumentar la cobertura de dicha especie y la edad del pastizal (Saucedo Monarque et al., 1997). Asimismo, las prácticas de desmonte con maquinaria agrícola para la introducción del pasto exótico buffel propician una intensidad alta en el ecosistema, ya que en estas comunidades se retiran incluso tocones, lo que reduce la posibilidad de rebrote, y con esto, parte de la capacidad de recuperación del sistema, lo que se refleja en parte en el número de especies que participan en la regeneración.

Estas comunidades al ser despojadas de su cobertura vegetal natural y posteriormente ocupadas por *Cenchrus ciliaris*; al ser abandonadas presentan baja disponibilidad de nitrógeno (McGrath et al., 2001; Sands et al., 2009; Lyons et al., 2013). Asimismo presentan una disminución en los reservorios de agua, lo que impone fuertes restricciones a la regeneración, y la dominancia de especies que puedan establecerse en presencia de estos factores limitantes. Esto puede explicar también, en buena medida, la menor similitud entre la composición de especies del área Regenerada en relación con las áreas Agroforestal y Referencia.

La riqueza de especies estimada por rarefacción mostró que las áreas presentan una alta proporción de especies con abundancias relativas bajas, siendo las áreas Referencia y Agroforestal las que presentaron mayor riqueza estimada en comparación con la Regenerada. El área Agroforestal mostró un comportamiento un poco diferente ya que no logró presentar la asintonía completa, debido a que existe una mayor proporción de especies que tienen una baja abundancia relativa en la comunidad, y teóricamente se requiere mayor esfuerzo de muestreo. Sin embargo, mediante la extrapolación se puede observar que no existen diferencias estadísticas entre las áreas Referencia y Agroforestal. Alanís Rodríguez et al. (2013) registraron un comportamiento similar en comunidades de matorral espinoso tamaulipeco bajo condiciones de abandono agrícola y pecuario en Nuevo León. El comportamiento de las áreas a través de la curva de rarefacción se refuerza mediante el análisis de distribución de abundancias que se discute más adelante.

El área con mayor número de individuos fue la de Referencia, debido a que ésta se ha mantenido sin ningún tipo de impacto antrópico al menos en las últimas tres décadas, a diferencia de las otras dos áreas, en especial la Agroforestal, en la cual se removieron individuos del matorral para facilitar la circulación del ganado. Diversos autores (Jiménez Pérez et al., 2009, 2013; Martínez Hernández et al., 2013) han obtenido un amplio rango de densidades (2000 a 17000 N ha⁻¹) en comunidades de matorral espinoso tamaulipeco perturbadas, ya que se encuentran en una recuperación más dinámica. En el presente estudio, al no presentar el área Referencia ningún impacto, la dinámica de la vegetación es más lenta ya que los individuos existentes ocupan el espacio y la incorporación de plántulas está condicionada a perturbaciones o muerte de individuos. En cambio, en las otras dos áreas con disturbio, ya sea en el pasado (Regenerada), o con intervención antrópica en la actualidad (Agroforestal), influyen en la presencia de espacios abiertos y la menor densidad de individuos.

La igualdad estadística de la dominancia de las tres áreas evaluadas se debe a que esta variable de la vegetación arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco es altamente resiliente (Alanís Rodríguez et al., 2013; Jiménez Pérez et al., 2013). En el área Regenerada los árboles y arbustos no tuvieron competencia por el espacio; por lo tanto, se desarrollaron tanto vertical como horizontalmente, con copas anchas y ramificadas. Este comportamiento también lo observaron Pequeño Ledezma et al. (2012) en un área regenerada del matorral espinoso tamaulipeco con historial de uso agrícola. El área Agroforestal alberga árboles y arbustos bien conformados debido a los aclareos a los que es sometida, condición similar a lo reportado por Sarmiento Muñoz et al. (2015) en una comunidad de matorral submontano con actividad agroforestal. El área Referencia, al no estar alterada, presenta una alta abundancia de árboles y arbustos que ocupan el espacio, como lo mencionan Mora Donjuán et al. (2013a).

Las especies con mayor índice de valor de importancia dentro del área Referencia son *Acacia rigidula*, *Diospyros texana* y *Havardia pallens*; mientras que *Aca-*



cia farnesiana, *Diospyros texana* y *Prosopis laevigata* son las especies más dominantes en cada una de las áreas estudiadas (Regenerada, Referencia y Agroforestal, respectivamente). Estos resultados concuerdan con los de Espinoza Bretado y Návar (2005), Alanís Rodríguez et al. (2008), García y Jurado (2008) y González Rodríguez et al. (2010), quienes en sus estudios desarrollados en el matorral espinoso tamaulipeco reportan dichas especies con un alto valor en alguno de los parámetros básicos estructurales, lo que puede deberse a que su establecimiento está estrechamente relacionado con las condiciones antrópicas (uso), ambientales (relieve, diferencias en tipos de suelo y precipitación) y biológicas (síndromes de dispersión, requerimientos de germinación y establecimiento) propias del matorral espinoso tamaulipeco y de sus grupos taxonómicos característicos (Estrada Castellón et al., 2004).

Acacia farnesiana y *Prosopis laevigata* se presentaron con mayor índice de valor de importancia en el área Regenerada. Estas especies son típicas en áreas del matorral espinoso tamaulipeco que han presentado una intensa perturbación pecuaria (Pequeño Ledezma et al., 2012; Mora Donjuán et al., 2013b) debido a su capacidad de fijar N_2 atmosférico (Herrera Arreola et al., 2007; Pirhofer Walzl et al., 2012), así como a su rápido crecimiento (Estrada Castellón et al., 2004) y capacidad de rebrote (Foroughbakhch et al., 2011). Las especies con algún tipo de dormancia son comunes en ambientes con condiciones estresantes (Jurado y Flores, 2005). Las semillas con dormancia física se caracterizan por la presencia de una testa dura (baja germinabilidad) que impide la germinación en condiciones ambientales favorables pero efímeras. *Acacia rigidula*, *Diospyros texana*, *Cordia boissieri* y *Havardia pallens*, especies con mayor abundancia en el área Referencia, poseen semillas de alta germinabilidad (no requieren escarificación), a diferencia de *Acacia farnesiana* y *Prosopis laevigata* que son más abundantes en el área Regenerada cuyas semillas la requieren. Estas diferencias sugieren que las especies presentes en el área Regenerada pueden provenir de bancos de semillas que permitieron la germinación y el posterior establecimiento de sus plántulas cuando las condiciones desfavorables

disminuyeron (alta abundancia de *Cenchrus ciliaris*, baja disponibilidad de nitrógeno y condiciones de sequía edáfica inducida por este taxon). *Prosopis laevigata* y *Havardia pallens* son las especies con mayor presencia en el área Agroforestal debido a que estas especies son muy apreciadas por los productores de ganado doméstico por su elevado valor nutricional, por lo que son favorecidas en el manejo de esta comunidad. Sus frutos se emplean como forraje en las épocas que escasea el alimento y su madera es utilizada para la construcción (Alanís Flores et al., 1996; Estrada Castellón et al., 2005).

Similitud florística

Referente a la similitud de la composición de especies entre las comunidades, tanto los análisis de componentes principales sobre abundancia y dominancia como el modelo de ordenación Bray-Curtis mostraron que las dos áreas que presentaron mayor similitud florística fueron las de Referencia y Agroforestal, lo cual puede deberse a que la Agroforestal no estuvo sujeta a un desmonte total y buena parte de los componentes biofísicos mencionados con anterioridad permanecieron en el terreno. Si bien la estructura de ambas áreas es diferente considerando la abundancia tal como lo sugiere el PCA (posiblemente debido a los aclareos de mantenimiento para el aprovechamiento), presentan ciertas similitudes que son observadas por la posición de los dos grupos (Referencia y Agroforestal) respecto al eje 1 del PCA para la variable de dominancia representada por el área basal, observación que también es apoyada con el análisis de ordenación de Bray-Curtis. El área Regenerada fue la que presentó la menor similitud florística, probablemente por la perturbación que presentó la vegetación durante el periodo de pastoreo. Los resultados muestran que el cambio del uso de la tierra para producción pecuaria tiene un importante impacto sobre la estructura de la vegetación de comunidades de matorral espinoso tamaulipeco.

Curva de rango/abundancia de las especies

Los análisis de distribución de las abundancias de las áreas Regenerada y Referencia mostraron que los mode-

los Zipf y Zipf-Mandelbrot se ajustan mejor a los datos de abundancia de estas comunidades. Dichos modelos muestran que en las comunidades de plantas la presencia de algunas especies puede ser dependiente de las condiciones físicas previas y de la presencia de especies anteriores. Los requerimientos de las especies pioneras son bajos, necesitando de pocas condiciones previas para su establecimiento, por lo que para las especies de sucesión tardía son altos, en cuanto al tiempo, energía y organización del ecosistema, haciéndolas de esta manera raras (Frontier, 1987; Chai et al., 2016); dichos modelos reflejan el proceso de sucesión de las áreas evaluadas. *Acacia farnesiana* y *Acacia rigidula* son especies pioneras que, como indican algunos autores, son las primeras en presentarse después de un aprovechamiento (Alanís Rodríguez et al., 2013; Jiménez Pérez et al., 2013). Igual es importante mencionar que *Diospyros texana* se presenta en ambas áreas como una especie pionera. Estudios revelan que la diversidad vegetal secundaria se encuentra relacionada con períodos de aprovechamiento de las comunidades vegetales (García y Jurado, 2008).

De acuerdo con el área Agroforestal, el modelo que mejor se ajustó fue el Niche-preemption o hipótesis de nicho preferencial, en el cual unas cuantas especies son dominantes y las restantes raras, siendo la relación de abundancia de cada especie constante con respecto a la abundancia de su predecesora; representando una situación de preferencia por el nicho (Wilson, 1991). Este tipo de distribución podría ser el resultado del manejo de especies, favoreciendo la dominancia de aquellas que el manejador consideró convenientes para uso agroforestal de la zona, en este caso *Prosopis laevigata* y *Havardia pallens* por sus distintos usos (Estrada Castellón et al., 2004).

En esta investigación se determinó que el área Regenerada naturalmente durante tres décadas es la comunidad vegetal que presentó los menores valores de riqueza y diversidad. A pesar del reciente manejo del área Agroforestal no se encontraron diferencias significativas en la disminución de su riqueza y diversidad, aunque sí mostró una distribución de abundancias de las especies distinta a las áreas Regenerada y Referencia, lo anterior debido al ma-

nejo selectivo que se le ha dado a ciertas especies leñosas. Se recomienda desarrollar investigaciones que evalúen comunidades regeneradas del matorral espinoso tamaulipeco que presentan mayor tiempo de recuperación, para evaluar cómo se integran las especies en el transcurso del tiempo. Algunos autores han evaluado la regeneración de otras comunidades vegetales a largo plazo y mencionan que no necesariamente existe una pérdida de especies y degradación del hábitat (Bisigato et al., 2008; Rahlao et al., 2008; Rutherford y Powrie, 2009; Tschardt et al., 2011; Munson y Lauenroth, 2012; Wiesmeier et al., 2012). Sin embargo, es necesario un largo periodo de regeneración para que tanto la estructura como la composición de las comunidades se restablezcan. Por ello, se debe optar por métodos de producción que contemplen de manera conjunta y simultánea los aspectos sociales, económicos y ecológicos del territorio.

CONCLUSIONES

De acuerdo con la hipótesis planteada, se concluye que la actividad agroforestal es efectiva en el mantenimiento de algunas variables de la estructura de la comunidad vegetal sin cambiar en gran medida su composición y estructura, ya que presenta similitud en la riqueza y diversidad de especies, y cobertura de copa con el área Referencia, pero difiere en la abundancia y distribución de las curvas de rango/abundancia.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

EAR y AVD plantearon el estudio, EAR y PACV realizaron trabajo de campo, AVD, ACCH, ERC elaboraron los análisis, ERC y AMO identificaron las especies. Todos los autores participaron en la generación y revisión general del manuscrito.

FINANCIAMIENTO

Este estudio fue apoyado parcialmente por el proyecto PROMEP/103.5/12/3585.

AGRADECIMIENTOS

A Tania I. Sarmiento Muñoz y al Sr. Guadalupe Pérez Malacara por el apoyo en las actividades de campo.



LITERATURA CITADA

- Abella, S. R. 2010. Disturbance and plant succession in the Mojave and Sonoran Deserts of the American Southwest. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(4): 1248-1284. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph7041248>
- Alanís Flores, G., G. Cano y M. Rovalo. 1996. Vegetación y flora de Nuevo León: una Guía Botánico-Ecológica. CEMEX. Monterrey, México. 251 pp.
- Alanís Rodríguez, E. 2006. Diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial de uso antropogénico en el matorral espinoso tamaulipeco. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Nuevo León. Monterrey, Nuevo León, México. 97 pp.
- Alanís Rodríguez, E., J. Jiménez Pérez, O. A. Aguirre Calderón, E. J. Treviño Garza, E. Jurado Ybarra y M. A. González Tagle. 2008. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 11(1): 56-62.
- Alanís Rodríguez, E., J. Jiménez Pérez, M. A. González Tagle, I. Yerena Yamallel, L. G. Cuellar Rodríguez y A. Mora Olivo. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 82(2): 185-191.
- Asase, A. y D. Tetteh. 2010. The role of complex agroforestry systems in the conservation of forest tree diversity and structure in southeastern Ghana. *Agroforestry Systems* 79(3): 355-368. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9311-1>
- Bautista Tolentino, M., S. López Ortiz, P. Pérez Hernández, M. Vargas Mendoza, F. Gallardo López y F. C. Gómez Merino. 2011. Sistemas agro y silvopastoriles en la comunidad el Limón, Municipio de Paso de Ovejas, Veracruz, México. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 14(1): 63-76.
- Beals, E. W. 1984. Bray-Curtis ordination: an effective strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advances in Ecological Research* 14: 1-55. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60168-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60168-3)
- Bisigato, A. J., P. E. Villagra, J. O. Ares y B. E. Rossi. 2008. Vegetation heterogeneity in Monte Desert ecosystems: A multi-scale approach linking patterns and processes. *Journal of Arid Environments* 73(2): 182-191. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2008.09.001>
- Celaya Michel, H., F. García Oliva, J. C. Rodríguez y A. E. Castellanos Villegas. 2015. Cambios en el almacenamiento de nitrógeno y agua en el suelo de un matorral desértico transformado a sabana de buffel (*Pennisetum ciliare* (L.) Link). *Terra Latinoamericana* 33(1): 79-93.
- Chai, Z., D. Fan y D. Wang. 2016. Environmental factors and underlying mechanisms of tree community assemblages of pine-oak mixed forests in the Qinling Mountains, China. *Journal of Plant Biology* 59(4): 357-367. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12374-015-0503-0>
- Chao, A., N. J. Gotelli, T. C. Hsieh, E. L. Sander, K. M. Ma, R. K. Colwell y A. M. Ellison. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs* 84(1): 45-67. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Clough, Y., J. Barkmann, J. Jührbandt, M. Kessler, T. Wanger, A. Anshary, D. Buchori, D. Cicuzza, K. Darras, D. Putra, S. Erasmi, R. Pitopang, C. Schmidt, C. Schulze, D. Seidel, I. Steffan-Dewenter, K. Stenchly, S. Vidal, M. Weist, A. Wielgoss y T. Tschardtke. 2011. Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108(20): 8311-8316. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1016799108>
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science* 199(4335): 1302-1310. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Conover, W. J., M. E. Johnson y M. M. Johnson. 1981. A comparative study of tests for homogeneity of variances, with applications to the outer continental shelf bidding data. *Technometrics* 23(4): 351-361. DOI: <https://doi.org/10.1080/00401706.1981.10487680>
- Correll, D. S. y M. C. Johnston. 1979. *Manual of the vascular plants of Texas*. 2nd ed. University of Texas. Dallas, USA. 603 pp.
- Dawson, I. K., M. R. Guariguata, J. Loo, J. C. Weber, A. Lengkeek, D. Bush, J. Cornelius, L. Guarino, R. Kindt, C. Orwa, J. Russell y R. Jamnadass. 2013. What is the

- relevance of smallholders agroforestry systems for conserving tropical tree species and genetic diversity in circa situm, in situ and ex situ settings? A review. *Biodiversity and Conservation* 22(2): 301-324. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0429-5>
- De Beenhouwer, M., R. Aerts y O. Honnay. 2013. A global meta-analysis of the biodiversity and ecosystem service benefits of coffee and cacao agroforestry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 175: 1-7. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.003>
- Desjardins, R. L., M. V. K. Sivakumar y C. de Kimpe. 2007. The contribution of agriculture to the state of the climate: workshop summary and recommendations. *Agricultural and Forest Meteorology* 142(2-4): 314-324. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.07.011>
- Espinoza Bretado, R. y J. Návar. 2005. Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Revista Chapingo, Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente* 11(1): 25-31.
- Estrada Castellón, E., J. A. Villarreal Quintanilla y E. Jurado. 2005. Leguminosas del norte del estado de Nuevo León, México. *Acta Botanica Mexicana* 73: 1-18. DOI: <https://doi.org/10.21829/abm73.2005.1003>
- Estrada Castellón, E., C. Yen Méndez, A. Delgado Salinas y J. A. Villarreal Quintanilla. 2004. Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Botánica* 75(1): 78-85.
- FAO. 2007. El estado mundial de la agricultura y la alimentación. Pagos a los agricultores por servicios ambientales. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Roma, Italia.
- Flores, J. y E. Jurado. 1998. Germination and early growth traits of 14 plant species native to Northern Mexico. *The Southwestern Naturalist* 43(1): 40-46.
- Foroughbakhch, F., L. A. Háuad, A. E. Céspedes, E. E. Ponce y N. González. 2001. Evaluation of 15 indigenous and introduced species for reforestation and agroforestry on northeastern Mexico. *Agroforestry Systems* 51(3): 213-221. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1010702510914>
- Foroughbakhch, R., J. L. Hernández-Piñero, M. A. Alvarado-Vázquez, A. Carrillo-Parra, C. G. Velasco Macías y A. Rocha Estrada. 2011. Native Plants of Northeastern Mexico: Their potential in the restoration of damaged ecosystems. In: Marín, L. y D. Kovač (eds.). *Native Species: Identification, Conservation and Restoration*. Nova Science Publishers, Inc. Hauppauge, USA. 55 pp.
- Foroughbakhch, R., J. L. Hernández-Piñero y A. Carrillo-Parra. 2014. Adaptability, growth and firewood volume yield of multipurpose tree species in semiarid regions of Northeastern Mexico. *International Journal of Agricultural Policy and Research* 2(12): 444-453. DOI: <https://dx.doi.org/10.15739/IJAPR.016>
- Frontier, S. 1987. Applications of fractal theory to ecology. In: Legendre, P. y L. Legendre (eds.). *Developments in Numerical Ecology, Series G: Ecological Sciences*, vol 14. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg, Germany. Pp. 335-378. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-70880-0_9
- García, J. y E. Jurado. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares N.L., México. *Ra Ximhai: revista científica de sociedad, cultura y desarrollo sostenible* 4(1): 1-22.
- Gómez Pompa, A. (ed.). 1978-2014. *Flora de Veracruz*. Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, México.
- González Rodríguez, H. e I. Cantú Silva. 2001. Adaptación a la sequía de plantas arbustivas de matorral espinoso tamaulipeco. *Ciencia UANL* 4(4): 454-461.
- González-Rodríguez, H., I. Cantú Silva, R. G. Ramírez-Lozano, M. V. Gómez-Meza, M. Pando-Moreno y J. M. López-Hernández. 2011a. Potencial hídrico xilemático en cuatro especies arbustivas nativas del noreste de México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 17: 97-109. DOI: <https://dx.doi.org/10.5154/rchscfa.2010.09.080>
- González Rodríguez, H., I. Cantú Silva, R. G. Ramírez Lozano, M. V. Gómez Meza, J. I. Sarquís Ramírez, N. Coria Gil, J. R. Cervantes Montoya y R. K. Maiti. 2011b. Xylem water potentials of native shrubs from northeastern Mexico. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B-Soil and Plant Science* 61(3): 214-219. DOI: <https://doi.org/10.1080/09064711003693211>



- González Rodríguez, H., R. G. Ramírez Lozano, I. Cantú Silva, M. Gómez Meza y J. Uvalle Saucedo. 2010. Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica* 29: 91-106.
- Gotelli, N. J. y R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4(4): 379-391. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
- Heiseke, D. y R. Foroughbakhch. 1990. El matorral como recurso forestal. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Linares, México. 31 pp.
- Herrera Arreola, G., Y. Herrera, B. G. Reyes Reyes y L. Dendooven. 2007. Mesquite (*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.), huisache (*Acacia farnesiana* (L.) Willd.) and catclaw (*Mimosa biuncifera* Benth.) and their effect on dynamics of carbon and nitrogen in soils of the semi-arid highlands of Durango Mexico. *Journal of Arid Environments* 69(4): 583-598. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.11.014>
- Hsieh, T. C., K. H. Ma y A. Chao. 2016. iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity. R. package version 2.0.12. Disponible en: <https://cran.r-project.org/web/packages/iNEXT/index.html> (consultado agosto de 2016).
- INEGI. 1986. Síntesis Geográfica de Nuevo León. Instituto Nacional de Geografía y Estadística. México, D.F., México. 170 pp.
- Ishaque, M., R. F. Beck y R. D. Pieper. 2008. Nutritional suitability of viscid and whitethorn acacia for ruminants. *Canadian Journal of Plant Science* 88(2): 299-306. DOI: <https://doi.org/10.4141/CJPS06068>
- Jiménez Pérez, J., E. Alanís Rodríguez, O. A. Aguirre Calderón, M. Pando Moreno y M. A. González Tagle. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques* 15(3): 5-20. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2009.1531183>
- Jiménez Pérez, J., E. Alanís Rodríguez, M. A. González Tagle, O. A. Aguirre Calderón y E. J. Treviño Garza. 2013. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist* 58(3): 299-304. DOI: <https://doi.org/10.1894/0038-4909-58.3.299>
- Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113(2): 363-375. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>
- Jurado, E. y J. Flores. 2005. Is seed dormancy under environmental control or bound to plant traits? *Journal of Vegetation Science* 16: 559-564. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02396.x>
- Jurado, E., E. Estrada y A. Moles. 2001. Characterizing plant attributes with particular emphasis on seeds in Tamaulipan thornscrub in semi-arid Mexico. *Journal of Arid Environments* 48: 309-321. DOI: <https://doi.org/10.1006/jare.2000.0762>
- Jurado, E., J. F. García, J. Flores y E. Estrada. 2006. Leguminous seedling establishment in Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Forest Ecology and Management* 221: 133-139. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.09.011>
- López Hernández, J. M., H. González Rodríguez, I. Cantú Silva, R. G. Ramírez Lozano, M. V. Gómez Meza, M. Pando Moreno, J. I. Sarquis Ramírez, N. Coria Gil, M. Ratikanta y N. C. Sarkar. 2010. Adaptation of Native Shrubs to Drought Stress in North-eastern Mexico. *International Journal of Bio-resource and Stress Management* 1(1): 30-37.
- Lot, A. y F. Chiang. 1986. Manual de herbario: administración y manejo de colecciones, técnicas de recolección y preparación de ejemplares botánicos. Consejo Nacional de la Flora de México. México, D.F., México. 142 pp.
- Lyons, K. G., B. G. Maldonado Leal y G. Owen. 2013. Community and ecosystem impacts of buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) and nitrogen addition in the Sonoran Desert. *Invasive Plant Science and Management* 6(1): 65-78. DOI: <https://doi.org/10.1614/IPSM-D-11-00071.1>
- MacArthur, R. 1960. On the relative abundance of species. *The American Naturalist* 94(874): 25-36.
- Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey, USA. 179 pp. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Martínez Hernández, D., J. Jiménez Pérez, E. Alanís Rodríguez, J. Uvalle Saucedo, P. A. Canizales Velázquez y L. Rocha

- Domínguez. 2013. Regeneración natural del matorral espinoso tamaulipeco bajo una plantación de *Eucalyptus* spp. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 5(21): 94-107.
- McAleece, N., P. J. D. Lamshead, G. L. J. Paterson y J. D. Cage. 1997. *Biodiversity Professional (V.2.0)*. Natural History Museum and Scottish Association for Marine Science. Oban, UK. <https://www.sams.ac.uk/science/outputs/> (consultado mayo de 2018).
- McGrath, D. A., C. K. Smith, H. L. Gholz y F. de A. Oliveira. 2001. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazônia. *Ecosystems* 4(7): 625-645. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0033-0>
- Molina Guerra, V., M. Pando Moreno, E. Alanís Rodríguez, P. A. Canizales Velázquez, H. González Rodríguez y J. Jiménez Pérez. 2013. Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias* 4(3): 361-371.
- Mora Donjuán, C. A., E. Alanís Rodríguez, J. Jiménez Pérez, M. A. González Tagle, I. Yerena Yamallel y L. G. Cuellar Rodríguez. 2013a. Estructura, composición florística y diversidad del Matorral Espinoso Tamaulipeco, México. *Ecología Aplicada* 12(1-2): 29-34. DOI: <https://doi.org/10.21704/rea.v12i1-2.435>
- Mora Donjuán, C. A., J. Jiménez Pérez, E. Alanís Rodríguez, E. Rubio Camacho, I. Yerena Yamallel y M. A. González Tagle. 2013b. Efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales* 4(17): 124-137.
- Morales Romero, D., J. Campo, H. Godínez Álvarez y F. Molina Freaner. 2015. Soil carbon, nitrogen and phosphorus changes from conversion of thornscrub to buffelgrass pasture in northwestern Mexico. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199(1): 231-237. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.09.015>
- Müller-Dombois, D. y H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons. New York, USA. 547 pp.
- Munson, S. M. y W. K. Lauenroth. 2012. Plant community recovery following restoration in Semiarid Grasslands. *Restoration Ecology* 20(5): 656-663. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00808.x>
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlenn, P. R. Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs y H. Wagner. 2016. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version, 2-0. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html> (consultado mayo de 2018).
- Pequeño Ledezma, M. A., E. Alanís Rodríguez, J. Jiménez Pérez, M. A. González Tagle, I. Yerena Yamallel, L. G. Cuellar Rodríguez y A. Mora Olivo. 2012. Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Ciencia UAT* 7(1): 42-47. DOI: <https://doi.org/10.29059/cienciauat.v7i1.39>
- Pirhofer Walzl, K., J. Rasmussen, H. Høgh-Jensen, J. Eriksen, K. Søgaard y J. Rasmussen. 2012. Nitrogen transfer from forage legumes to nine neighbouring plants in a multi-species grassland. *Plant and Soil* 350(1-2): 71-84. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0882-z>
- Preston, F. W. 1948. The commonness and rarity, of species. *Ecology* 29(3): 254-283. DOI: <https://doi.org/10.2307/1930989>
- R Core Team. 2017. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R. Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. Pp. 275-286. <https://www.r-project.org/> (consultado abril de 2017).
- Rahlao, S. J., M. T. Hoffman, S. W. Todd y K. McGrath. 2008. Long-term vegetation change in the Succulent Karoo, South Africa following 67 years of rest from grazing. *Journal of Arid Environments* 72(5): 808-819. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2007.08.003>
- Rocha-Loredo, A. G., N. Ramírez-Marcial y M. González-Espinosa. 2010. Riqueza y diversidad de árboles del bosque estacional caducifolio en la depresión central de Chiapas. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 87: 89-103. DOI: <https://doi.org/10.17129/botsci.313>
- Romahn, C. F. y H. Ramírez. 2010. *Dendrometría*. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, Texcoco, México. 294 pp.
- Roxburgh, S. H., K. Shea y J. Bastow Wilson. 2004. The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and



- mechanisms of species coexistence. *Ecology* 85(2): 359-371. DOI: <https://doi.org/10.1890/03-0266>
- Royston, P. 1992. Approximating the Shapiro-Wilk W-test for non-normality. *Statistics and Computing* 2(3): 117-119. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF01891203>
- RStudio Team. 2016. RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc. Boston, USA.
- Rutherford, M. C. y L. W. Powrie. 2009. Severely degraded rangeland: Implications for plant diversity from a case study in Succulent Karoo, South Africa. *Journal of Arid Environments* 74(6): 692-701. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.10.013>
- SAGARPA. s/f. Sistemas Agroforestales. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural Pesca y Alimentación (SAGARPA). <http://www.sagarpa.gob.mx/desarrolloRural/Documents/fichasCOUSSA/Sistemas%20Agroforestales.pdf> (consultado junio de 2018).
- Sands, J. P., L. A. Brennan, F. Hernández, W. P. Kuvlesky, J. F. Gallagher, D. C. Ruthven y J. E. Pittman. 2009. Impacts of buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) on a forb community in south Texas. *Invasive Plant Science and Management* 2(2): 130-140. DOI: <https://doi.org/10.1614/IPSM-08-124.1>
- Sarmiento Muñoz, T. I., E. Alanís Rodríguez, J. M. Mata Balderas, J. Jiménez Pérez y E. J. Treviño Garza. 2015. Caracterización del arbolado de un sistema pastoril-silvícola del matorral submontano, México. *Ciencia UANL* 18(72): 54-61.
- Saucedo Monarque, E., E. García Moya, A. E. Castellanos Villegas y J. L. Flores. 1997. La riqueza, una variable de respuesta de la vegetación a la introducción del zacate buffel. *Agrociencias* 31: 83-90.
- SEMARNAT. 2008. Informe de la situación del medio ambiente en México. Compendio estadísticas ambientales. Secretaría de Medio Ambiente y recursos Naturales (SEMARNAT). http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_resumen/03_suelos/cap3.html (consultado octubre de 2015).
- Shannon, C. 1948. A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal* 27(3): 379-423. DOI: <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>
- Sivakumar, M. V. K. 2007. Interactions between climate and desertification. *Agricultural and Forest Meteorology* 142(2-4): 143-155. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2006.03.025>
- Torralba, M., N. Fagerholm, P. J. Burgess, G. Moreno y T. Plieninger. 2016. Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 230: 150-161. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.002>
- Tscharntke, T., Y. Clough, S. A. Bhagwat, D. Buchori, H. Faust, D. Hertel, D. Hölscher, J. Juhrendt, M. Kessler, I. Perfecto, C. Scherber, G. Schroth, E. Veldkamp y C. Wanger. 2011. Multifunctional shade tree management in tropical agroforestry landscapes-a review. *Journal of Applied Ecology* 48(3): 619-629. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01939.x>
- Ugalde, J., D. Granados-Sánchez y A. Sánchez-González. 2008. Sucesión en el matorral desértico de *Larrea tridentata* (DC.) Cov. en la Sierra de Catorce, San Luis Potosí, México. *Terra Latinoamericana* 26(2): 153-160.
- Vandermeer, J., M. van Noordwijk, J. Anderson, C. Ong e I. Perfecto. 1998. Global change and multi-species agroecosystems: concepts and issues. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 67(1): 1-22. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(97\)00150-3](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(97)00150-3)
- Villa-Herrera, A., M. E. Nava-Tablada, S. López Ortiz, S. Vargas López, E. Ortega Jiménez y F. G. López. 2009. Utilización del guácimo (*Guazuma ulmifolia* Lam.) como fuente de forraje en la ganadería bovina extensiva del trópico mexicano. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 10(2): 253-261.
- Villavicencio-Enríquez, L. y J. Valdez-Hernández. 2003. Análisis de la estructura arbórea del sistema agroforestal rusticano de café en san miguel, Veracruz, México. *Agrociencia* 37(4): 413-423.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21(2-3): 213-251. DOI: <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Wiesmeier, M., O. Kreyling, M. Steffens, P. Schoenbach, H. Wan, M. Gierus, F. Taube, A. Kölbl e I. Kögel-Knabner. 2012. Short-term degradation of semiarid grasslands-

results from a controlled grazing experiment in Northern China. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175(3): 434-442. DOI: <https://doi.org/10.1002/jpln.201100327>

Wilson, J. B. 1991. Methods for fitting dominance/diversity curves. *Journal of Vegetation Science* 2(1): 35-46. DOI: <https://doi.org/10.2307/3235896>