



Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco

EDUARDO ALANÍS RODRÍGUEZ*, JAVIER JIMÉNEZ PÉREZ*, ÓSCAR AGUIRRE CALDERÓN*, EDUARDO TREVIÑO GARZA*, ENRIQUE JURADO YBARRA*, MARCO GONZÁLEZ TAGLE*

México es considerado un país megadiverso, ya que alberga por lo menos 10% de la diversidad biológica del mundo.¹ Sin embargo, los ecosistemas están siendo degradados por múltiples actividades humanas, sin conocer aún su utilidad potencial, la cual constituye una fuente de riqueza ecológica, genética, social, económica, educativa, cultural, recreativa y estética.^{2,3} La preservación y utilización sostenible de la biodiversidad reviste vital importancia para la satisfacción de las necesidades alimentarias, sanitarias y de otra índole en la creciente población mundial.⁴

El presente estudio se enfoca al ecosistema denominado matorral espinoso tamaulipeco (MET), que cubre una superficie de 200,000 km² (figura 1) del noreste de México y del sur de Texas, de la Llera de Canales y los límites sureños de la Sierra Azul en Tamaulipas⁵ al altiplano Edwards en Texas⁶ y de las faldas de la Sierra Madre Oriental hasta la costa del Golfo de México.⁷ Este ecosistema es bastante diverso respecto a las especies arbóreas, arbustivas y subarbustivas, densidad y altura.⁸⁻¹⁰

El MET tiene una larga historia de uso silvoagropecuario, y es importante en la economía del noreste de México desde fines del siglo XVI.¹⁰ Por lo tanto, ha sido fragmentado por décadas para dar al suelo uso agrícola y ganadero. Los fragmentos remanentes rara vez son de vegetación primaria, pues

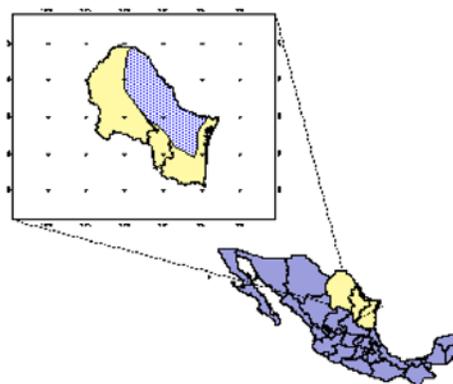


Fig. 1. Distribución del matorral espinoso tamaulipeco (MET).

tienen un impacto histórico de sobrepastoreo, incendios forestales, extracción selectiva de algunos componentes leñosos y forrajeros o, simplemente, por la eliminación a mata rasa del matorral.^{10,11}

En el MET se han realizado diversos estudios científicos con relación a las especies arbóreas y arbustivas; destacan los de establecimiento y germinación,¹²⁻¹⁴ biomasa,^{15,16} interacciones,¹⁷ potencial hídrico y la disponibilidad de agua en el suelo,^{18,19} intercepción de la precipitación,²⁰ aspectos nutricionales²¹ y tolerancia a factores abióticos.²² Referente a la diversidad de especies se encuentran escasos estudios, los cuales se abocan a la diversidad de ecosistemas poco perturbados²³⁻²⁶ o bien a vege-

* Facultad de Ciencias Forestales, UANL.

tación secundaria en general.⁹ Existen escasos estudios relacionados con la diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial de uso antropogénico orientados a evaluar la dinámica de los recursos naturales. Por tanto, es importante realizar estudios para lograr un manejo sustentable y la conservación del matorral. En este contexto se planteó el objetivo de estimar la diversidad, parámetros ecológicos y comparar la similitud en áreas con distinto historial de uso antropogénico.

Metodos y materiales

El estudio se desarrolló en el municipio de Linares, N.L., situado entre las coordenadas 25° 09' y 24° 33' de la latitud norte, y 99° 54' y 99° 07' de longitud oeste, con una altitud de 350 msnm.²⁷ Los suelos de la zona corresponden a un típico vertisol de origen aluvio-coluvial, profundos y de color oscuro en la parte más plana y rendzina de origen lutita calichosa de profundidad mediana en los lomeríos.²⁸

Las especies que destacan por su abundancia y cobertura son: *Acacia berlandieri*, *Cordia boissieri*, *Karwinskia humboldtiana*, *Bumelia celastina*, *Acacia rigidula*, *Acacia farnesiana*, *Cercidium macrum*, *Pithecellobium pallens* y *Prosopis sp.*^{27,29}

El estudio se realizó en cuatro áreas con distinto historial de actividades antropogénicas que llevan un abandono de 21 años, las cuales son: 1) ganadería intensiva; 2) ganadería extensiva; 3) agricultura tradicional; 4) matarasa. Para determinar la diversidad de las especies se realizaron cuatro parcelas rectangulares de 10 * 25 m en cada tratamiento; dado que es la superficie mínima de muestreo para la obtención de información representativa de la diversidad de especies en el matorral espinoso tamaulipeco.²⁴ Se evaluaron un total de 16 sitios en el estudio.

Se midieron los individuos arbóreos y arbustivos con un diámetro ($d_{0,10}$) mayor a un centímetro y una mayor representatividad de las especies, y se efectuaron mediciones dasométricas de altura total (h) y diámetro ($d_{0,10}$). El área basal sirvió para la estimación de la abundancia, ya que esta variable puede sustituir la cobertura de copa.⁸ Para evaluar la diversidad de especies se utilizaron dos categorías de

medición:³⁰ 1) los índices de abundancia relativa de especies, utilizando los índices de Shannon & Weiner y Simpson; 2) índice de riqueza de especies, donde se utilizaron los índices de diversidad Margalef y Menhinick.^{31,32} El índice de diversidad de Shannon & Weiner³³ se estimó mediante la ecuación

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

donde S es el número de especies presentes, \ln es logaritmo natural y p_i es la proporción de las especies $p_i = n_i/N$; n_i es el número de individuos de la especie, i y N es el número total de individuos.

El índice de diversidad de Simpson³⁴ se estimó con la fórmula:

$$D = \sum p_i^2 \quad (2)$$

donde p_i es la proporción de individuos de la i -ésima especie. Este índice varía inversamente con la heterogeneidad, por lo que se utilizó el complemento de Simpson (1-D).³⁵

El índice de diversidad de Margalef³⁶ se estimó con la ecuación:

$$D_a = \frac{(s-1)}{\text{Log}N} \quad (3)$$

y el de Menhinick³⁷ con:

$$D_b = \frac{s}{\sqrt{N}} \quad (4)$$

donde s es el número de especies y N es el número total de individuos.

El índice de equitatividad (E) se utilizó para ajustar el índice de Shannon a una escala de 0 a 1 (donde 1 denota mayor diversidad):

$$E = \frac{H'}{\text{Ln}S} \quad (5)$$

donde H' es el índice de diversidad de Shannon & Weiner y $\text{Ln}S$ es el logaritmo del número de especies ($S > 1$).

Para la estimación de la similitud entre los ecosistemas se utilizó el índice de Sorensen, cuyos cualitativos están basados en la presencia y ausencia de especies y se expresa mediante la ecuación:³⁰

$$IS_s = \frac{2c}{A+B} * 100 \quad (6)$$

donde IS_S es el índice de semejanza de Sorensen, c el número de especies comunes para ambas comunidades, A el número total de especies presentes en la comunidad A, y B es el número total de especies presentes en la comunidad B. Asimismo, se utilizó el índice de Jaccard, el cual se expresa:³⁰

$$IS_J = \frac{c}{a+b-c} * 100 \quad (7)$$

donde IS_J es el índice de semejanza de Jaccard, a el número de especies exclusivas de la comunidad A, b el número de especies exclusivas de la comunidad B, y c es el número de especies comunes para ambas comunidades.

Aunado a lo anterior se utilizaron los siguientes indicadores ecológicos: abundancia, dominancia, frecuencia y valor de importancia. Para la estimación de la abundancia relativa se empleó la ecuación matemática:

$$A_i = \frac{n}{N} * 100 \quad (8)$$

donde A_i es la abundancia relativa, n es el número de individuos de la especie i , y N es el número total de individuos. Para estimar la dominancia relativa se empleó:³⁸

$$D_i = \frac{g}{G} * 100 \quad (9)$$

donde D_i es la dominancia relativa, g el área basal de especie i y G es el área basal total. La frecuencia se obtiene con la ecuación:³⁹

$$F_i = \frac{m}{M} * 100 \quad (10)$$

donde F_i es la frecuencia relativa, m la frecuencia de la especie i en los sitios de muestreo y M el número total de muestreos. El valor de importancia (V.I.) se define como:³⁹

$$V.I. = A_i + D_i + F_i \quad (11)$$

donde A_i es la abundancia relativa, D_i es la dominancia relativa y F_i la frecuencia relativa.

Resultados y discusión

Considerando el total de muestreos, se registraron 31 especies arbóreas y arbustivas pertenecientes a 19

familias. La familia con mayor presencia es la leguminosa, ya que existen cinco especies. La gran importancia de esta familia en áreas con vegetación secundaria relativamente joven puede relacionarse con diversos factores: escasa disponibilidad de nutrientes en el suelo, intolerancia a la sombra y mecanismos relacionados con la reproducción (dispersión, germinación y establecimiento, principalmente).

Diversidad

Los índices de riqueza específica señalan que el sitio con historial de ganadería extensiva es el que presenta mayor riqueza, con 25 especies ($D_a=2.46$; $D_b=0.18$), y el de ganadería intensiva el menor, con 11 ($D_a=1.33$; $D_b=0.26$), lo que podría considerarse normal, ya que estos índices son sensibles al número de especies. Y el ecosistema con historial de ganadería extensiva, al no eliminar en su totalidad la cobertura vegetal, se encuentra en una etapa más avanzada en la sucesión, presentando una riqueza específica de 25 especies.

Las áreas comparadas presentan diferencia respecto a la diversidad, los sitios con historial de agricultura y matarasa son los que presentan mayor diversidad (tabla I), como lo indica el índice de equitatividad (0.76 y 0.75), y el complemento de Simpson (0.86 y 0.85), respectivamente; mientras la comunidad que presentó menor diversidad fue la ganadería intensiva ($E=0.57$; $D=0.69$) seguida de la ganadería extensiva ($E=0.65$; $D=0.78$), debido probablemente a la fuerte compactación del suelo producida por el pisoteo.

Tabla I. Índices de diversidad.

Índices	G. I.	G. E.	A	M.
Riqueza específica	11	25	19	20
Shannon (H)	1.38	2.1	2.24	2.27
Equitatividad (E)	0.57	0.65	0.76	0.75
Simpson (D)	0.31	0.22	0.14	0.15
Com. de Simpson (D-1)	0.69	0.78	0.86	0.85
Margalef Da	1.33	2.46	2.31	2.17
Menhinick Db	0.26	0.18	0.39	0.25

G. I. = Ganadería intensiva; G. E. = Ganadería extensiva; A = Agricultura; M. = Matarasa

Similitud

Respecto a la similitud, el índice de Sorensen muestra que las áreas que presentan mayor semejanza son agricultura y matarasa con 75%, mientras ganadería intensiva y extensiva son las más desiguales con 45% de similitud (tabla II).

Tabla II. Comparación de los ecosistemas mediante el índice de similitud de Sorensen.

	Ganadería intensiva	Ganadería extensiva	Agricultura
G. extensiva	45%	-	-
Agricultura	50%	68%	-
Matarasa	58%	72%	75%

Al igual que el índice de Sorensen, el índice de Jaccard presenta que la ganadería extensiva y matarasa son las comunidades con mayor similitud (57%), mientras la ganadería intensiva y agricultura son las que exhiben menor similitud con 36% (tabla III).

Tabla III. Comparación de los ecosistemas mediante el índice de similitud de Jaccard.

	Ganadería intensiva	Ganadería extensiva	Agricultura
G. extensiva	36%	-	-
Agricultura	35%	51%	-
Matarasa	40%	57%	48%

Ambos índices muestran que la ganadería intensiva presenta mayor desigualdad en comparación con las otras áreas, debido probablemente a la compactación del suelo producida por el ganado.

Indicadores ecológicos

Las interacciones existentes entre especies de la población forman una asociación interespecífica, cuyo grado se define por los parámetros abundancia (n/ha), dominancia (m²/ha), frecuencia (N_j) y valor de importancia (V.I.).¹⁰ En el ecosistema con historial de ganadería extensiva (tabla IV) dominaron las especies *Bernardia myricaefolia*, *Eysenhardtia texana*, *Acacia rigidula* y *Havardia pallens*, sumando 58% del total del valor de importancia (tabla IV).

Tabla IV. Indicadores ecológicos de ganadería extensiva.

Especies	A	D	F	V. I.
<i>Acacia berlandieri</i>	1.67	2.38	0.54	4.59
<i>Acacia farnesiana</i>	0.07	0.37	0.54	0.98
<i>Acacia rigidula</i>	11.17	10.21	12.87	34.25
<i>Amyris texana</i>	1.34	0.42	2.15	3.90
<i>Bernardia myricaefolia</i>	43.01	13.70	23.06	79.77
<i>Bumelia celastina</i>	1.27	8.15	0.54	9.95
<i>Celtis pallida</i>	0.47	0.23	0.54	1.24
<i>Cercidium macrum</i>	0.27	0.18	0.54	0.98
<i>Condalia hookeri</i>	1.94	10.07	2.15	14.16
<i>Cordia boissieri</i>	1.47	6.04	3.22	10.73
<i>Croton torreyanus</i>	1.07	0.23	2.68	3.98
<i>Diospyros texana</i>	4.28	13.22	4.83	22.32
<i>Eysenhardtia texana</i>	8.90	4.09	21.45	34.44
<i>Forestiera angustifolia</i>	4.82	5.19	2.68	12.69
<i>Guaiacum angustifolium</i>	3.08	3.28	4.29	10.65
<i>Havardia pallens</i>	9.57	8.62	6.97	25.16
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	0.54	0.08	1.07	1.69
<i>Leucophyllum texanum</i>	1.00	0.27	3.75	5.02
<i>Mimosa monancistra</i>	0.13	0.01	0.54	0.68
<i>Prosopis laevigata</i>	0.07	0.10	0.54	0.71
<i>Randia rhagocarpa</i>	0.27	0.06	0.54	0.86
<i>Yucca filifera</i>	0.20	9.52	0.54	10.26
<i>Zanthoxylum fagara</i>	2.48	3.26	2.15	7.88
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	0.33	0.17	1.07	1.58
Total	100	100	100	300

A = Abundancia; D = Dominancia; F = Frecuencia y V.I. = Valor de Importancia.

En el área de agricultura (tabla V), las especies que se presentan con mayor valor de importancia son: *Diospyros texana*, *Acacia farnesiana*, *Acacia rigidula*, *Acacia berlandieri* y *Eysenhardtia texana* (tabla V).

La especie con mayor presencia en el área de ganadería intensiva (tabla VI) es *Acacia farnesiana*, con 40.9% de abundancia, 55.55% de dominancia y 35.85% de frecuencia, sumando así 132.3% del valor de importancia; a esta comunidad se le denomina comúnmente como huizachal, dado que esta especie tiene un alto peso ecológico. Las otras especies que dominan son: *Mimosa monancistra* y *Prosopis laevigata*.

Tabla V. Indicadores ecológicos de agricultura.

Especies	A	D	F	V. I.
<i>Acacia berlandieri</i>	4.64	16.85	7.79	29.28
<i>Acacia farnesiana</i>	15.19	16.95	16.88	49.03
<i>Acacia rigidula</i>	11.39	21.09	15.58	48.07
<i>Amyris texana</i>	0.42	0.32	1.30	2.04
<i>Bumelia celastina</i>	0.84	0.76	1.30	2.90
<i>Celtis pallida</i>	0.84	0.90	2.60	4.34
<i>Cordia boissieri</i>	2.95	4.06	1.30	8.32
<i>Croton torreyanus</i>	12.66	0.75	3.90	17.30
<i>Diospyros texana</i>	27.85	14.64	22.08	64.57
<i>Eysenhardtia texana</i>	11.39	7.26	7.79	26.44
<i>Forestiera angustifolia</i>	2.53	5.81	3.90	12.24
<i>Havardia pallens</i>	1.69	2.25	5.19	9.13
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	2.11	0.23	2.60	4.94
<i>Malpighia glabra</i>	0.84	0.36	2.60	3.81
<i>Prosopis laevigata</i>	0.84	3.93	1.30	6.07
<i>Zanthoxylum fagara</i>	2.95	3.05	3.90	9.90
Total	100	100	100	300

A = Abundancia; D = Dominancia; F = Frecuencia y V. I. = Valor de importancia.

Tabla VI. Indicadores ecológicos de ganadería intensiva.

Especies	A	D	F	V. I.
<i>Acacia farnesiana</i>	40.90	55.55	35.85	132.30
<i>Acacia wrightii</i>	1.70	6.09	1.89	9.68
<i>Bumelia celastina</i>	1.15	0.57	1.89	3.60
<i>Cercidium macrum</i>	0.55	12.55	1.89	15.00
<i>Cordia boissieri</i>	0.55	0.04	1.89	2.48
<i>Ehretia anacua</i>	0.55	0.67	1.89	3.11
<i>Forestiera angustifolia</i>	0.55	0.18	1.89	2.62
<i>Mimosa monancistra</i>	34.68	14.51	22.64	71.84
<i>Prosopis laevigata</i>	15.94	7.67	24.53	48.14
<i>Zanthoxylum fagara</i>	1.70	1.79	1.89	5.38
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	1.15	0.38	1.89	3.42
Total	100	100	100	300

A = Abundancia; D = Dominancia; F = Frecuencia y V. I. = Valor de importancia.

En el ecosistema con historial de matarasa (tabla VII), las especies con mayor peso ecológico son: *Acacia rigidula* (66.52%), *Mimosa monancistra* (58.51%) y *Zanthoxylum fagara* (47.95%); y las que obtuvieron los valores más bajos son: *Karwinskia humboldtiana* (1.50%), *Diospyros palmeri* (1.58%) y *Randia rhagocarpa* (1.60%).

Tabla VII. Indicadores ecológicos en sitios con historial de matarasa.

Especies	A	D	F	V. I.
<i>Acacia farnesiana</i>	4.65	9.26	7.29	21.21
<i>Acacia rigidula</i>	17.01	31.80	17.71	66.52
<i>Bumelia celastrina</i>	2.41	1.78	3.13	7.31
<i>Celtis pallida</i>	4.98	3.58	4.17	12.73
<i>Cercidium macrum</i>	0.48	3.42	2.08	5.98
<i>Condalia hookeri</i>	1.77	0.93	2.08	4.77
<i>Cordia boissieri</i>	3.37	2.38	5.21	10.96
<i>Croton torreyanus</i>	3.53	1.03	2.08	6.64
<i>Diospyros texana</i>	5.30	1.49	7.29	14.08
<i>Diospyros palmeri</i>	0.48	0.06	1.04	1.58
<i>Eysenhardtia texana</i>	1.44	2.49	2.08	6.02
<i>Forestiera angustifolia</i>	0.32	1.23	1.04	2.59
<i>Havardia pallens</i>	2.57	6.44	6.25	15.26
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	0.32	0.14	1.04	1.50
<i>Malpighia glabra</i>	2.25	0.63	3.13	6.01
<i>Mimosa monancistra</i>	28.73	11.02	18.75	58.51
<i>Prosopis laevigata</i>	0.80	0.75	2.08	3.63
<i>Randia rhagocarpa</i>	0.48	0.08	1.04	1.60
<i>Zanthoxylum fagara</i>	16.85	20.68	10.42	47.95
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	2.25	0.83	2.08	5.16
Total	100	100	100	300

A = Abundancia; D = Dominancia; F = Frecuencia y V. I. = Valor de importancia.

Conclusión

Resulta altamente particular que sitios con iguales condiciones edáficas, topográficas, altitudinales y ambientales, puedan presentar tan importantes diferencias en su composición florística por su historial de uso antropogénico. Los sitios con historial de agricultura y matarasa son de mayor diversidad, mientras ganadería intensiva y extensiva exhiben menor diversidad. Los índices de similitud de Jaccard y Sorensen muestran que el sitio con historial de ganadería intensiva es la comunidad con mayor desigualdad, esta diferencia puede atribuirse a varios factores, siendo el más probable la compactación del suelo producido por el ganado.

Resumen

El presente estudio evaluó la diversidad de especies arbóreas y arbustivas en el matorral espinoso

tamaulipeco en cuatro áreas con distinto historial de uso: ganadería intensiva, ganadería extensiva, agricultura tradicional y matarasa, las cuales llevan un abandono de 21 años. El objetivo de esta investigación fue determinar el efecto del uso del suelo en la diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial de uso. Se evaluó la riqueza, diversidad biológica y se realizó una comparación mediante índices de similitud, resultando que los ecosistemas con iguales condiciones medioambientales presentan importantes diferencias en su composición florística por su historial de uso antropogénico.

Palabras clave: Diversidad, Índices ecológicos, Matorral espinoso tamaulipeco.

Abstract

We evaluated the diversity for tree and shrub species within the Tamaulipan Thornscrub in four areas with different historical use: intensive cattle grazing, extensive cattle grazing, traditional agriculture, and clear-cutting. These areas have been abandoned for 21 years. The objective in this research was to determine the effect of human impact with different land use in the diversity of tree and shrub species. Species diversity was evaluated using the abundance indices of Shannon & Weiner and Simpson, and the species richness indices of Margalef and Menhinick. The results showed the communities with different values of diversity. Ecological indicators were used to determine the ecological weight of plant species for each community, finding different information in each one. The similarity index of Jaccard and Sorensen showed that the plant community subjected to intensive cattle grazing was the most different from other areas because of the strong soil compaction.

Keywords: Diversity, Ecological indices, Tamaulipan Thornscrub.

Referencias

- Robles, P., Ezcurra, E., Peters, E., Ezcurra, A. 2004. La gran provincia natural tamaulipeca. Gobierno del Estado de Tamaulipas. Agrupación Sierra Madre. 329-333.
- Granados, S., López, R. 2000. Sucesión ecológica: dinámica del ecosistema. Universidad Autónoma de Chapingo, México. 105 p.
- Harrison, S.; Davies, K.; Safford, H.; Viers, J. 2006. Beta diversity and the scale-dependence of the productivity-diversity relationship: a test in the Californian serpentine flora. *Journal of Ecology*. 94: 110-117.
- Pereira, H.; Daily G. 2006. Modeling biodiversity dynamics in contryside landscapes. *Ecology*. 87(8) 1877-1885.
- González, M. 1985. El límite sur de la provincia biótica tamaulipeca. II Simposio Internacional sobre la Provincia Biótica Tamaulipeca, UAT y UNAM. Resúmenes. 7 p.
- Diamond, D., Riskind, D., Orzell, S. 1987. A framework for plant community classification and conservation in Texas. *Texas Journal of Science* 39: 202-221.
- Jurado, E., Reid, N. 1989. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares N.L. Reporte científico, FCF-UANL 10: 4-18.
- Heiseke, D., Foroughbakhch, R. 1985. El matorral como recurso forestal: evaluación de dos tipos de matorral en la región de Linares, N.L. Reporte científico, FCF-UANL 1: 1-33
- González, M., Treviño, E., Jurado, E. 1997. Diversidad florística de la vegetación secundaria en un área de matorral del noreste de México. *Journal Internacional of Phytologia*. Vol. 83. No. 4. 280-281 pp.
- Alanís, E. 2006. Diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial antropogénico en el matorral espinoso tamaulipeco. Tesis de maestría. FCF-UANL
- Foroughbakhch, R., Peñaloza, R. 1988. Introducción de diez especies forestales en el matorral del noreste de México. Reporte científico, FCF-UANL 8: 1-36.
- Jurado, E.; Aguirre, O.; Flores, J.; Návar, J.; Villalón, H.; Wester, D. 2000. Germination in Tamaulipan thounscrub of north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* (2000) 46: 413-424.
- Jurado, E.; Estrada, E.; Morales, A. 2001. Characterizing plant attributes with particular emhasis on seeds in Tamaulipas thornscrub in semi-arid Mexico. *Journal of Arid Environments* 48: 309-321.

14. García, J. F.; Jurado, E. 2003. Influence of plant cover on germination in matorral in north-eastern Mexico. *Forest Ecology and Management* 177: 11-16.
15. Návar, J.; Nájera, J.; Jurado, E. 2001. Preliminary estimates of biomass growth in the Tamaulipan thornscrub in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 47: 281-290.
16. Návar, J.; Nájera, J.; Jurado, E. 2002. Biomass estimation equations in the tamaulipan thornscrub of north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* 52: 167-179.
17. Flores, J.; Jurado, E. 2003. Are nurse-protect interactions more common among plants from arid environments. *Journal of Vegetation Science* 14: 911-916.
18. González, H.; Cantú S, I., Gómez M., M., Jordán, W. 2000. Seasonal plant water relationships in *Acacia berlandieri*. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 14: 343-357.
19. González, H.; Cantú S., I., Gómez M., M., Ramírez L, R. 2004. Plant water relations of thornscrub shrub species, north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments*. 58: 483-503.
20. Cantú, I., González, H. 2005. Pérdidas por intercepción de la lluvia en tres especies de matorral submontano. *Revista CiENCiAUANL*. 8: 80-85.
21. Ramírez L., R., González R., H., Gómez M., M., Pérez R., M. 1999. Feed Value of Foliage from *Acacia rigidula*, *Acacia berlandieri* and *Acacia farnesiana*. *Journal of Applied Animal Research*. 16: 23-32.
22. Sánchez P., L., González R., H., Cantú S., I. 2005. Termotolerancia del contenido de pigmentos fotosintéticos de especies arbustivas del noreste de México. XXXII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, León, Gto. Universidad Autónoma de Chapingo. Pp.1-2.
23. Rodríguez, R. 1994. Análisis de la fitodiversidad (Sinusias: arbórea y arbustiva) de dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, Nuevo León, México. Tesis de licenciatura, FCF-UANL. 113 p.
24. Medina, M. C. 1995. Fitodiversidad en relación al tamaño de fragmentos remanentes de matorral, en Linares, N. L. México. Tesis de licenciatura, FCF-UANL. Pp. 22-47.
25. Romero, G. 1999. Caracterización ecológica y definición de esquemas de muestreo en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. Tesis de maestría, FCF-UANL. Pp 14-37.
26. Sariñana, R. A. 1999. Análisis de la fitodiversidad de estrato fisonómicamente dominante de 15 tipos de vegetación en Nuevo León, México. Tesis de maestría, FCF-UANL. Pp. 38-42.
27. Estrada, E., Marroquín, F. 1988. Leguminosas de Nuevo León: sinopsis de las especies de Linares. Reporte científico, FCF-UANL 9: 1-39.
28. Foroughbakhch, R., Heiseke, D. 1990. Manejo silvícola del matorral: raleo, enriquecimiento y regeneración controlada. Reporte científico, FCF-UANL 19: 1-41.
29. Alanís, G., Cano, G., Rovalo, M. 1996. Vegetación y flora de Nuevo León: Una guía botánico-ecológica. Edición y publicación Cemex. Monterrey, México. 23 p.
30. Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey. 179 p.
31. Schooler, S.; McEvoy P.; Coombs, E. 2006. Negative per capita effects of purple loosestrife and reed canary grass on plant diversity of wetland communities. *Diversity and Distributions*. 12 (4): 351-363.
32. Guo, Q.; Shaffer T.; Buhl T. 2006. Community maturity, species saturation and the variant diversity-productivity relationships in grasslands. *Ecology Letters*. 9 (12): 1284-1292.
33. Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. En C. E. Shannon; W. Weaver (Ed). Univ. of Illinois. Press 134-154.
34. Simpson, E. 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688 p.
35. Pielou, C. 1975. Ecological Diversity. John Wiley, New York. 165 p.
36. Clifford, H., Stephenson, W. 1975. An introduction to numerical classification, Academia Press, London.
37. Whittaker, R. 1977. Evolution of species diversity in land communities. *Evolutionary Biology*, Vol. 10. Plenum, New York. USA. 60-66.
38. Edwards, P., May, R., Webb, N. 1993. Large-Scale ecology and conservation biology. Great Britain. 1991 p.
39. Franco, J., De la Cruz, A., Cruz, G., Rocha, R., Navarrete, S., Flores, M., Kata, M., Sánchez, C., Abarca, A., Bedina S. 1989. Manual de ecología. Editorial Trillas. México. 94 p.

Recibido: 27 de abril de 2007

Aceptado: 31 de agosto de 2007