

Mora Donjuán, Carlos Alberto; Jiménez Pérez, Javier; Alanís Rodríguez, Eduardo; Rubio Camacho, Ernesto
Alonso; Yereña Yamallel, José Israel; González Tagle, Marco Aurelio

EFECTO DE LA GANADERÍA EN LA COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD ARBÓREA Y ARBUSTIVA DEL
MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO

Revista Mexicana de Ciencias Forestales, vol. 4, núm. 17, mayo-junio, 2013, pp. 124-137

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias

Distrito Federal, México

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63433991012>



Revista Mexicana de Ciencias Forestales,

ISSN (Versión impresa): 2007-1132

ciencia.forestal2@inifap.gob.mx

Instituto Nacional de Investigaciones Forestales,
Agrícolas y Pecuarias

México



ARTÍCULO / ARTICLE

EFFECTO DE LA GANADERÍA EN LA COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD ARBÓREA Y ARBUSTIVA DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO

EFFECT OF LIVESTOCK IN THE COMPOSITION AND DIVERSITY OF TREES AND SHRUBS IN THE TAMAULIPAN THORNSCRUB

Carlos Alberto Mora Donjuán¹, Javier Jiménez Pérez¹, Eduardo Alanís Rodríguez¹,
Ernesto Alonso Rubio Camacho², José Israel Yereña Yamalle¹ y Marco Aurelio González Tagle¹

RESUMEN

El pastoreo se realiza en 26% de la superficie terrestre; mientras que la producción de forrajes en 33% de las tierras de cultivo agrícola. En México, la ganadería es la actividad productiva más común en el medio rural: abarca 110 millones de hectáreas; es decir, 56% del territorio nacional. El matorral es el ecosistema más abundante e históricamente del que se obtiene mayor número de productos en las zonas áridas y semiáridas del país. La presente investigación evaluó el impacto de la ganadería en la composición y diversidad en diferentes áreas del Matorral Espinoso Tamaulipeco. Se seleccionaron tres: Referencia, Regeneración y Ganadería; y se establecieron cuatro sitios de muestreo de 1 600 m² en cada una. Se determinaron variables estructurales de abundancia, dominancia, frecuencia e Índice de Valor de Importancia; además se estimaron los índices de riqueza de especies, diversidad alfa y beta. Se registraron 22 especies, distribuidas en 20 géneros y 14 familias. El peso ecológico estuvo representado en el área de Referencia por *Diospyros texana*, en la de Regeneración por *Acacia farnesiana* y en la de Ganadería por *Prosopis laevigata*. El estudio revela que la ganadería disminuye significativamente la abundancia, dominancia y diversidad alfa de las comunidades arbóreas y arbustivas, y que las resultantes muestran una baja similitud de especies.

Palabras clave: Comunidad de referencia, diversidad alfa y beta, indicadores ecológicos, Matorral Espinoso Tamaulipeco, regeneración, restauración ecológica.

ABSTRACT

Grazing is carried out in 26% of the land cover, while forage production in 33% of crop lands. In Mexico, livestock is the most common productive activity in the rural scope: it gathers 110 million hectares, that is, 56% of the national territory. The scrub is the most abundant ecosystem and, historically, from which are obtained the greatest number of products in the arid and semiarid zones of the country. This research assessed the impact of livestock in the composition and diversity in different areas of the Tamaulipan Thornscrub. Three were selected: Referencia, Regeneración and Ganadería and four sampling plots of 1 600 m² each were established. Structural variables of abundance, dominance, frequency and the Importance Value Index were determined, in addition to the indexes of species richness, alfa and beta diversity. Twenty-two species were recorded, distributed into 20 genus and 14 families. The ecological weight was represented in the Referencia area by *Diospyros texana*, in Regeneración by *Acacia farnesiana* and in Ganadería, by *Prosopis laevigata*. The study reveals that livestock lowers significantly the abundance, dominance and alfa diversity of the tree and scrub communities and that those resulting, show low similitude among species.

Key words: Reference community, alfa and beta diversity, ecological indicators, Tamaulipan Thornscrub, regeneration, ecological restoration.

Fecha de recepción: / date of receipt: 1 de febrero de 2013. Fecha de aceptación / date of acceptance: 1 de abril de 2013.

¹ Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. Correo-e: biologomora@gmail.com

² Campo Experimental Centro Altos de Jalisco, CIR-Pacífico Centro, INIFAP

INTRODUCCIÓN

El ganado representa 40% del valor mundial de la producción agrícola y es la base de los medios de subsistencia y de la seguridad alimentaria de casi mil millones de personas (FAO, 2009). El pastoreo se realiza en 26% de la superficie terrestre, que no está cubierta por hielo, mientras que la producción de forrajes emplea 33% de las tierras de cultivo agrícola (Steinfeld *et al.*, 2006); ambas constituyen prácticamente 80% de todas las actividades que se llevan a cabo en tierras agrícolas, y de ellas 3 400 millones de hectáreas están sujetas al pastoreo y 500 millones a cultivos para la alimentación animal (Steinfeld *et al.*, 2006).

En México, la ganadería es la actividad productiva más común en el medio rural, ya que se practica, sin excepción, en todas las regiones ecológicas y aun en condiciones climáticas adversas. Ocupa 110 millones de hectáreas, lo que equivale a casi 56% del territorio nacional (Sagarpa, 2006). En particular, el estado de Nuevo León cuenta con una superficie ganadera de 5.5 millones de hectáreas (86% del total estatal), de las cuales 90% son de agostadero y 10% praderas (Sagarpa, 2009).

Hay diferentes visiones sobre los problemas que generan las actividades ganaderas y estas varían dependiendo de cada región; sin embargo, existen consensos significativos sobre los impactos más preocupantes como la deforestación de los bosques, la erosión y compactación de los suelos, las emisiones de gases nocivos para la atmósfera, la contaminación de aguas, la eutrofización de zonas costeras, los cambios en la cobertura vegetal, la disminución de la biodiversidad y el uso de recursos no renovables: la energía fósil y los fertilizantes (Sadeghian *et al.*, 1999; Abril, 2011; Villanueva *et al.*, 2011).

El matorral es el ecosistema más abundante e históricamente más utilizado en las zonas áridas y semiáridas de México (García y Jurado, 2008). A través del tiempo ha sido afectado por actividades antrópicas como la extracción de especies vegetales para diferentes usos (Estrada *et al.*, 2004; Rzedowski, 2006; García y Jurado, 2008); y a una continua deforestación para el establecimiento de zonas agrícolas, industriales y urbanas (Alanís *et al.*, 2008a; Arriaga, 2009). Por otra parte, debido a que el uso ganadero es la práctica más común, el efecto sobresaliente del pastoreo es la sustitución paulatina de las plantas nativas (Rzedowski, 2006; García y Jurado, 2008). En el periodo 1993-2002, el matorral perdió 953 mil ha por cambio de uso de suelo, por lo que es el segundo ecosistema más afectado en México, después de las selvas (Semarnat, 2006).

Una de las principales causas del cambio de uso de suelo es el establecimiento de pastos exóticos para la ganadería intensiva. Las áreas destinadas a ese fin son empleadas durante un tiempo y abandonadas, cuando bajan su productividad. Posteriormente, pueden regenerarse, aunque se desconoce cómo serán las comunidades vegetales resultantes. Existen algunas investigaciones

INTRODUCTION

Livestock represents 40% of the world value of the agriculture production and is the basis of the subsistence means and food security of almost one thousand people (FAO, 2009). Grazing is carried out in the 26% of the terrestrial cover that does not have ice on it, while forage production is over 33% of crop land (Steinfeld *et al.*, 2006); both make-up about 80% of all the activities that are made in agricultural lands, and from them, 3 400 million hectares are subject to grazing and 500 million to animal food (Steinfeld *et al.*, 2006).

In Mexico, livestock is the most common productive activity in the rural area, since, without exception, in all ecologic regions and even under adverse climatic conditions. It extends over 110 million hectares, which is equivalent near to 56% of the national territory (Sagarpa, 2006). Nuevo León state in particular, has 5.5 million hectares of game area (86% of the total state), 90% of which are pastures and 10% prairies (Sagarpa, 2009).

There are different views on the problems caused by livestock and these vary depending on the region, however, there are significant consensus on most worrying impacts such as deforestation of forests, erosion and soil compaction, emissions of harmful gases for air, water pollution, coastal eutrophication, changes in vegetation cover, reduced biodiversity and the use of non-renewable fossil fuels and fertilizers (Sadeghian *et al.*, 1999, Abril, 2011; Villanueva *et al.*, 2011).

The scrub is the most abundant ecosystem and historically used in arid and semi-arid Mexico (García and Jurado, 2008). Over the years, it has been affected by human activities such as the extraction of plant species for different uses (Estrada *et al.*, 2004; Rzedowski, 2006, García and Jurado, 2008), and continued deforestation for the establishment of agricultural, industrial and urban areas (Alanís *et al.*, 2008a; Arriaga, 2009). Furthermore, because animal use is the most common practice, the effect of grazing is an outstanding gradual replacement of native plants (Rzedowski, 2006, García and Jurado, 2008). In the 1993-2002 period, the scrub lost 953,000 ha of land use change, making it the second most affected ecosystem in Mexico, after the tropical rain forest (Semarnat, 2006).

One of the main causes of land use change is the establishment of exotic grasses for intensive farming. The areas designated for this purpose are used for a while and abandoned later, when they lower their productivity. Subsequently, they can regenerate, although it is unknown how plant communities will result. There is some research on the structure of woody vegetation, such as that accomplished by Alanís *et al.* (2008a), Jiménez *et al.* (2009), González *et al.* (2010), Jiménez *et al.* (2012) who evaluated or characterized several different areas of the MET with usage history, but currently untested areas where livestock is developed. Molina *et al.* (2013) reported a modification of the natural vegetation as a result of

sobre la estructura de la vegetación leñosa, como las de Alanís *et al.* (2008a), Jiménez *et al.* (2009), González *et al.* (2010), Jiménez *et al.* (2012), Pequeño *et al.* (2013) quienes evaluaron o caracterizaron diversas áreas del MET con diferente historial de uso, pero sin analizar áreas donde actualmente se desarrolla la actividad pecuaria. Molina *et al.* (2013) documentaron una modificación de la vegetación natural como resultado del pastoreo de ganado bovino, mas no la compararon con otra área disturbada o con una de referencia.

A consecuencia del intenso cambio de uso de suelo y de los escasos estudios realizados en ecosistemas como el MET es necesario desarrollar trabajos en las comunidades resultantes ya que proveen bases documentales para determinar, de manera objetiva, cuál es la relación gestión-impacto y cuál es la dirección del desarrollo sucesional de las distintas asociaciones vegetales (García y Jurado, 2008).

La presente investigación tiene como objetivo evaluar en tres áreas el efecto de la ganadería en la composición y diversidad arbórea y arbustiva en el Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET) del noreste de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se desarrolló en Linares, Nuevo León (Figura 1), entre las coordenadas 25°09' y 24°33' de latitud norte y 99°54' y 99°07' de longitud oeste, a 4 km del ejido Las Barretas, en el rancho El Consuelo, ubicado a 24° 81' latitud norte y 99° 41' longitud oeste. Las especies que destacan por su abundancia y cobertura son *Acacia amentacea* DC., *Acacia farnesiana* (L.) Willd., *Havardia pallens* (Benth.) Britton & Rose, *Cordia boissieri* A. DC., *Karwinskia humboldtiana* (Schult.) Zucc. y *Prosopis glandulosa* Torr. (Espinoza y Nívar, 2005; Alanís *et al.*, 2008a).

grazing of cattle, but not compared it to other disturbed area or a reference.

As a consequence of the intense land use change and of the scarce studies carried out in ecosystems as MET, it is necessary to develop research studies in the resulting communities, since they provide documentary basis to determine, in an objective way, which is the relation impact-management and which is the direction of the successional development of the different vegetal associations (García and Jurado, 2008). Mora *et al.* (2013) record the importance of this kind of analyses, whose results state the basis for future management and restoration programs.

The present study aims to evaluate the effect in three areas of livestock in the composition and diversity of trees and shrubs in the Tamaulipan Thornscrub (MET, for its acronym in Spanish) in northeastern Mexico.

MATERIALS AND METHODS

Study area

The research took place in Linares, Nuevo Leon (Figure 1), between 25°09'and 24°33' north and 99°54'and 99°07' west, 4 km from the Barretas ejido, at the El Consuelo ranch, which is located at 24°81'North and 99°41' West. The outstanding species for their abundance and coverage are *Acacia amentacea* D C., *Acacia farnesiana* (L.) Willd., *Havardia pallens* (Benth.) Britton & Rose, *Cordia boissieri* A. D C., *Karwinskia humboldtiana* (Schult.) Zucc. and *Prosopis glandulosa* Torr. (Espinoza and Nívar, 2005; Alanís *et al.*, 2008a).

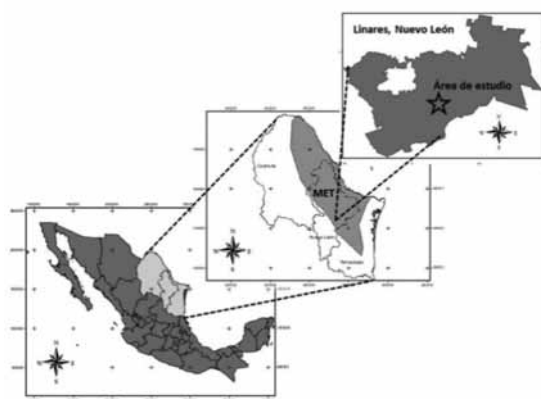


Figura 1. Ubicación del área de estudio.
Figure 1. Location of the study area.

Análisis de la vegetación

En la primavera de 2012 se seleccionaron tres áreas para evaluar la vegetación en un Matorral Espinoso Tamaulipeco (MET): 1) Referencia, donde se tiene la certeza de que no se ha realizado cambio de uso de suelo en los últimos 70 años y no hay algún tipo de intervención antropogénica en el periodo 1983-2012, ya que existe un cerco perimetral desde 1983; 2) Regeneración, esta área se desmontó con maquinaria agrícola (1989) para dedicarla a cultivos durante cuatro años (1990-1994), después se abandonó y desde entonces (1994-2012) se usa como área ganadera o de agostadero; y 3) Ganadería, zona de agostadero activo, espacio que en ningún momento fue desmontado, solo se introdujo ganado.

En cada área se establecieron sitios de muestreo cuadrados de 1 600 m²; forma que se utilizó debido a la facilidad para su delimitación y medición de la vegetación densa (Pequeño *et al.*, 2013), respecto a la forma circular tradicional (Alanís *et al.*, 2008b); su distribución fue al azar, y para la obtención de su número mínimo se elaboró una curva especie-área para cada comunidad, a partir del criterio de Müeller y Ellenberg (1974). Se fijaron cuatro sitios de muestreo en cada una, en los cuales se efectuó un censo de todos los individuos leñosos ≥ 5 cm de diámetro ($d_{0.10}$), y se midieron los diámetros de copa (d_{copa}). Se realizaron colectas botánicas de todas las especies para su posterior identificación por personal de la Facultad de Ciencias Forestal, UANL.

Análisis de la información

La riqueza específica (S) es el número total de especies presentes en determinada área o sitio. Para estimarla se utilizó el índice de Margalef (D_{Mg}) y para la diversidad el índice de Shannon-Weiner (H') (1948), mediante las ecuaciones:

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

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \times \ln(p_i) \quad p_i = n_i / N$$

Donde:

S = Número de especies presentes

N = Número total de individuos

n_i = Número de individuos de la especie i

Para cada especie se determinó su abundancia, de acuerdo al número de individuos; su dominancia, en función de la cobertura de copa; y su frecuencia, con base en su existencia en los sitios de muestreo. Los resultados se emplearon para calcular un valor ponderado a nivel de taxón, denominado Índice de Valor de Importancia (IVI), el cual se expresa en términos porcentuales en

Vegetation analysis

In the spring of 2012 three areas were selected to assess the vegetation in the Tamaulipan Thornscrub (MET): 1) Referencia, where it is certain that no change has been made in land use over the last 70 years and there has not been any kind of anthropogenic intervention in the 1983-2012 period, as there is a perimeter fence since 1983; 2) Regeneración, this area was removed with agricultural machinery (1989) to dedicate it to crops for four years (1990-1994), then it was abandoned and since then (1994-2012) it is used as livestock or rangeland area, and 3) Ganadería, active rangeland area, where vegetation was never removed and only cattle was introduced.

In each area were established 1 600 m² square sampling plots, a shape that was used due to the ease for its delimitation and measurement of the dense vegetation (Pequeño *et al.*, 2013), in regard to the traditional circular shape (Alanís *et al.*, 2008b); its distribution was at random, and to obtain its minimum number, a curve species-area was elaborated for each community, starting from the criterion of Müeller and Ellenberg (1974). Four sampling plots in each one were established, in which a census was made of all the woody individuals of ≥ 5 cm diameter ($d_{0.10}$) as well as the crown diameters (d_{copa}). Botanical collections of all species were performed, for their later identification by personnel of the Facultad de Ciencias Forestales, UANL.

Analysis of information

The specific richness (S) is the total number of species present in certain area or site. To estimate it, the Margalef index (D_{Mg}) was used and the Shannon-Weiner (H') (1948) for diversity, by the following equations:

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

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \times \ln(p_i) \quad p_i = n_i / N$$

Where:

S = Number of present species

N = Total number of individuals

n_i = Number of individuals of the i species

For each species, it was determined its abundance, according to the number of individuals; its dominance, according to the canopy cover; and its frequency, based upon its existence in the sampling plots. The results were used to calculate a pondered value at the taxon level, known as Importance Value Index (IVI), which is expressed in per cent in a 0 to 100 scale (Müeller and Ellenberg, 1974; Magurran, 2004). For the estimation of the relative abundance the following equation was used:

una escala de 0 a 100 (Müeller y Ellenberg, 1974; Magurran, 2004). Para la estimación de la abundancia relativa se usó la ecuación:

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

Donde:

A_i = Abundancia absoluta
 AR_i = Abundancia relativa de la especie i respecto a la abundancia total
 N_i = Número de individuos de la especie i
 S = Superficie de muestreo (ha)

La dominancia relativa se evaluó con la ecuación:

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

Donde:

D_i = Dominancia absoluta
 DR_i = Dominancia relativa de la especie i respecto a la dominancia total
 Ab_i = Área de copa de la especie i
 S = Superficie (ha)

La frecuencia relativa se obtuvo con la expresión:

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

Donde:

F_i = Frecuencia absoluta
 FR_i = Frecuencia relativa de la especie i respecto a la frecuencia total
 P_i = Número de sitios en los que está presente la especie i
 NS = Número total de sitios de muestreo

El Índice de Valor de Importancia (IVI) adquiere valores porcentuales de 0 a 100% y se define como (Whittaker, 1972; Moreno, 2001):

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

Donde:

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

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

Where:

A_i = Absolute abundance
 AR_i = Relative abundance of the i species in regard to the total abundance
 N_i = Number of individuals of the i species
 S = Sampling surface (ha)

The relative dominance is assessed with the following equation:

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

Where:

D_i = Absolute dominance
 DR_i = Relative dominance of the i species in regard to the total dominance
 Ab_i = Canopy area of the i species
 S = Area (ha)

The relative frequency was obtained with the following equation:

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

Where:

F_i = Absolute frequency
 FR_i = Relative frequency of the i species in regard to the total frequency
 P_i = Number of plots where the i species is present
 NS = Total number of sampling plots

Importance Value Index (IVI) gets per cent values from 0 to 100% and is defined as (Whittaker, 1972; Moreno, 2001):

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

Where:

AR_i = Relative abundance of the i species in regard to the total abundance
 DR_i = Relative dominance of the i species in regard to the total dominance
 FR_i = Relative frequency of the i species in regard to the total frequency

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

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

En las tres áreas de estudio se obtuvo el área basal y área de copa de las especies con la fórmula:

$$d_{10} = \frac{\pi}{4} \times d^2$$

Donde:

A = Área

d = Diámetro

A fin de estimar la similitud (o disimilitud) entre los sitios de estudio se utilizó el índice de Bray-Curtis (Beals, 1984), uno de los más usados en la ecología cuantitativa actual y sus expresiones de similitud y disimilitud son:

$$S_{jk} = 2 \sum \min(X_{ij} - X_{ik}) / \sum (X_{ij} + X_{ik})$$

$$D_{jk} = \sum |X_{ij} - X_{ik}| / \sum (X_{ij} + X_{ik})$$

Donde:

Min = Mínimo obtenido de las dos variables en las mismas muestras

X_{ij} = Abundancia de la especie i en la muestra j

X_{ik} = Abundancia de la muestra i en la muestra k

En el análisis de los datos se empleó el software de licencia libre PAST®. Este índice concede, todavía, un importante peso a los valores altos, ya que en su expresión, el numerador incluye la diferencia entre los atributos. No obstante, dado que la sumatoria de las diferencias no se eleva al cuadrado y posteriormente se divide entre la sumatoria de las sumas individuales, el índice de Bray-Curtis es una opción menos sesgada que la distancia euclidiana (Herrera, 2000).

Con objeto de evaluar si existía una diferencia significativa de las variables de riqueza específica, índice de Margalef, índice de Shannon, densidad, área de copa y área basal entre las áreas evaluadas, se procedió a calcular los valores promedio de los sitios de muestreo.

Para definir si los datos presentaban una distribución normal se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro Wilks en grupos pequeños; los resultados indicaron que si tenían una distribución normal. A fin de determinar si las diferencias entre sitios fueron estadísticamente significativas se usó el análisis de varianza. Posteriormente, en aquellos que resultaron con varianzas distintas se aplicó el estadístico de T con ajuste de Bonferroni para múltiples comparaciones y así contrastar dichas diferencias entre sitios. La elección de Bonferroni, en lugar de Tukey, responde al tamaño de las muestras.

In the three study areas the basal area and the canopy area of the specie was obtained by the formula:

$$d_{10} = \frac{\pi}{4} \times d^2$$

Where:

A = Area

d = Diameter

In order to estimate the similitude (or dissimilitude) among the study plots, the Bray-Curtis (Beals, 1984) was used, one of the most regularly used in the present quantitative ecology and their similitude and dissimilitude expressions are:

$$S_{jk} = 2 \sum \min(X_{ij} - X_{ik}) / \sum (X_{ij} + X_{ik})$$

$$D_{jk} = \sum |X_{ij} - X_{ik}| / \sum (X_{ij} + X_{ik})$$

Where:

Min = Minimum obtained of the two variables in the same samples

X_{ij} = Abundance of the i species in the j sample

X_{ik} = Abundance of the i sample in the k sample

In the analysis of data a free software, PAST®, was used. This index allows, still, an important weight to the high values, since in its expression, the numerator includes the difference among the attributes. However, since the sum of the differences does not square and later is divided into the sum of individual sums, the Bray-Curtis index is a less biased option that the Euclidean distance (Herrera, 2000).

In order to assess whether there was a significant difference of the variables of species richness, Margalef index, Shannon index, density, crown area and basal area among the evaluated areas the average values of the sampling sites were calculated.

To define whether the data were normally distributed, the Shapiro Wilks normality test in small groups was used; the results indicated that they did have a normal distribution. In order to determine whether the differences among plots were statistically significant, an analysis of variance was made. Subsequently, in those which had different variances, the statistical t with the Bonferroni correction for multiple comparisons was applied and thus to contrast these differences among plots. The fact of choosing Bonferroni instead of Tukey responds to the size of the samples.

RESULTS AND DISCUSSION

There were 22 tree and scrub species, distributed in 20 genus and 14 families (Table 1). The family with the greatest specific richness was Fabaceae with eight taxa. These results agree with those of González *et al.* (2010) y Molina *et al.* (2013), which declare Fabaceae as the best represented in their studies. It is important

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se registraron 22 especies arbóreas y arbustivas, distribuidas en 20 géneros y 14 familias (Cuadro 1). La familia que tuvo mayor riqueza específica fue Fabaceae con ocho taxa. Estos resultados concuerdan con González *et al.* (2010) y Molina *et al.* (2013), quienes señalan en sus estudios a Fabaceae como la mejor representada. Es importante mencionar que solo *Prosopis laevigata* se observó en las tres áreas de estudio. García y Jurado (2008), al analizar un matorral en condiciones prístinas consignaron una cantidad menor de especies; un comportamiento similar documentaron Jiménez *et al.* (2012) en un MET con historial agrícola, mientras Canizales *et al.* (2009) citan una riqueza de especies mayor a la presentada en un matorral submontano. Sin embargo, estas investigaciones tenían otros objetivos y analizaron a todos los individuos mayores a un centímetro de diámetro; en contraste, para este estudio se consideraron todos los individuos mayores a cinco centímetros de diámetro.

Cuadro 1. Nombre científico, nombre común, familia y forma de crecimiento de las especies presentes en el área de estudio (ordenado por familia).

Table 1. Scientific name, common name, family and growth form of the species in the study area (ordered by family).

Nombre científico	Nombre común	Familia	Forma de crecimiento
<i>Acacia amentacea</i> DC.	Gavia	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	Huizache	Fabaceae	Arbustiva
<i>Acacia schaffneri</i> (S. Watson) F.J. Herm.	Huizache chino	Fabaceae	Arbustiva
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	Ébano	Fabaceae	Arbórea
<i>Eysenhardtia polystachya</i> (Ortega) Sarg.	Vara dulce	Fabaceae	Arbustiva
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	Tenaza	Fabaceae	Arbórea
<i>Parkinsonia texana</i> (A. Gray) S. Watson	Palo verde	Fabaceae	Arbórea
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	Mezquite	Fabaceae	Arbórea
<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray) Benth.	Barreta	Rutaceae	Arbustiva
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	Rutaceae	Arbustiva
<i>Bernardia myricifolia</i> (Scheele) S. Watson	Oreja de ratón	Euphrobiaceae	Arbustiva
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	Chaparro amargoso	Simaroubaceae	Arbustiva
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Cannabaceae	Arbustiva
<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	Brasil	Rhamnaceae	Arbórea
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Boraginaceae	Arbórea
<i>Diospyros texana</i> Scheele	Chapote blanco	Ebenaceae	Arbórea
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Panalero	Oleaceae	Arbustiva
<i>Leucophyllum frutescens</i> (Berland.) I.M. Johnst.	Cenizo	Scrophulariaceae	Arbustiva
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	Guayacan	Zygophyllaceae	Arbustiva
<i>Randia rhagocarpa</i> Standl.	Cruceto	Rubiaceae	Arbustiva
<i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	Coma	Sapotaceae	Arbórea
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	Yuca	Asparagaceae	Arbórea

to mention that only was observed in the three study areas. García and Jurado (2008), after analyzing a pristine scrub, described a lower number of species; a similar behavior was documented by Jiménez *et al.* (2012) in a MET with agricultural history, while Canizales *et al.* (2009) quote a species richness higher than that of a submontane scrub. However, these investigations had different objectives and they analyzed all the individuals over 1 cm in diameter; in contrast, all the individuals over 5 cm in diameter were included in this study.

Ecological Indicators

Abundance. This variable showed significant differences among the areas ($f=36.2$, $df=2$, $p<0.0001$). The area known as Referencia had them with Ganadería and Regeneración with $P<0.000$ in both cases; on the opposite, these two had no statistical differences (Figure 2).

Indicadores ecológicos

Abundancia. Esta variable mostró diferencias estadísticamente significativas entre áreas ($F=36.2$, $gl=2$, $p<0.0001$). El área de Referencia las tuvo con las de Ganadería y Regeneración con $p<0.000$ en ambos casos; por el contrario, estas dos no difieren estadísticamente (Figura 2).

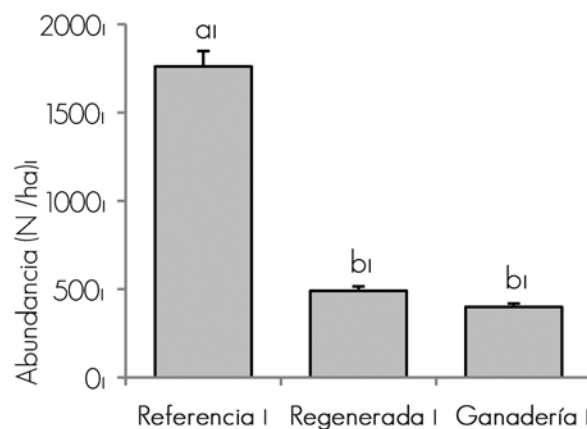
La abundancia (densidad) está representada en individuos por unidad de área (ind ha^{-1}). La que exhibió los valores más altos fue la de Referencia, con $1763 \pm 426 \text{ ind ha}^{-1}$; en segundo término, el área de Regeneración, con $491 \pm 89 \text{ ind ha}^{-1}$, por último, con el menor registro del estudio, la de Ganadería, con $398 \pm 54 \text{ ind ha}^{-1}$. La investigación de Jiménez *et al.* (2009, 2012), en la que analizaron áreas con diferente historial, difiere de los resultados obtenidos en este estudio. Pequeño *et al.* (2013) lograron una densidad superior a la determinada en las áreas evaluadas del presente análisis.

La Figura 3 evidencia la densidad de individuos por hectárea, de acuerdo con las clases diamétricas. En el área de Referencia se nota una línea de tendencia exponencial negativa conforme aumentan los diámetros: la clase 4-8 cm fue la que presentó más individuos ($1\,259 \text{ ind ha}^{-1}$). Esto indica que en las clases diamétricas menores se concentraron los individuos, lo cual demuestra que el área está en un estado de regeneración activa. Esta información coincide con la asentada en un trabajo realizado en el MET por Jiménez *et al.* (2012). Asimismo, el área de Ganadería concentra el mayor número de ejemplares en la clase diamétrica de 4-8 cm (180 ind ha^{-1}), con una tendencia exponencial negativa. No obstante, a diferencia del área anterior, también cuenta con un porcentaje considerable en las clases diamétricas 14-17 y 17-20 (97 y 75 ind ha^{-1} , respectivamente). Una de las posibles explicaciones es que en muchas áreas ganaderas del noreste de México desmontan los agostaderos casi por completo y solo dejan algunos ejemplares grandes para sombra y descanso para el ganado. Igualmente, Pequeño *et al.* (2013) lograron el agrupamiento más grande de individuos en la primera clase diamétrica, en un área pospecuaria. El área de Regeneración, igual que las anteriores, congrega el mayor número de individuos en la primera clase diamétrica (310 ind ha^{-1}) y tiene una tendencia exponencial negativa similar a la de Referencia; sin embargo, esta no presenta ejemplares en las dos últimas clases diamétricas. Lo anterior responde a su historial agrícola, pues fue una zona que se desmontó, en su totalidad, para practicar agricultura y después se convirtió en un agostadero.

Dominancia (área de copa). La comparación entre áreas (Figura 4) mostró diferencias estadísticamente significativas ($F=146$, $gl=2$, $p<0.0001$).

El contraste de medias registró que las áreas de Referencia y Regeneración, así como las de Ganadería y Regeneración difieren estadísticamente entre sí ($p<0.001$). El área de Referencia y la de Ganadería no exhibieron diferencias estadísticamente significativas. El área con más cobertura de copa fue la de Referencia, con $7\,046.96 \text{ m}^2$. Después le siguió en importancia la de

The abundance (density) is represented in individuals per unit area (ind ha^{-1}). Referencia exhibited the highest values with $1763 \pm 426 \text{ ind ha}^{-1}$; in second place, Regeneración with $491 \pm 89 \text{ ind ha}^{-1}$, finally, with the lowest value of the study Ganadería, with $398 \pm 54 \text{ ind ha}^{-1}$. The research made by Jiménez *et al.* (2009, 2012), in which they analyzed areas with different records differs from the results obtained in this study. Pequeño *et al.* (2013) calculated a greater density than that determined in the areas evaluated in this analysis.



Columnas que comparten las misma letra no difieren estadísticamente a un nivel de $p<0.05$, mediante la prueba de Bonferroni.

Columns that share the same letter do not differ statistically at a $P<0.05$ level, by the Bonferroni test.

Figura 2. Abundancia "N/ha" (media y error típico) para las áreas evaluadas.

Figure 2. Abundance "N/ha" (mean and typical error) by the assessed areas.

Figure 3 shows the density of individuals per hectare according to the diameter class. In the Referencia area there is a noticeable negative exponential trend line as diameters increase: the 4-8 cm class was the one with more individuals ($1\,259 \text{ ind ha}^{-1}$). This implies that in the smallest diametric classes individuals are gathered, which proves that the area is in an active regeneration state. This information is coincidental with that stated in the research made in the MET by Jiménez *et al.* (2012). Also, the Ganadería area is concentrated the greatest number of individuals in the 4-8 cm diametric class (180 ind ha^{-1}), negative exponential trend line. Nevertheless, in contrast to the previous area, it has, as well, a considerable per cent in the 14-17 and 17-20 diametric classes (97 and 75 ind ha^{-1} , respectively). One of the possible explanations is that in many livestock areas of northeastern Mexico remove almost all vegetation from rangelands and only leave some big trees to provide shadow and relax to the animals. In the same way, Pequeño *et al.* (2013) accomplished the greatest grouping of individuals in the first diametric class, in an afterlivestock area. The Regeneración area, in the same way as the previous ones, gathers the greatest number of individuals in the first diametric class (310 ind ha^{-1}) and has a negative exponential trend similar to that of Referencia; however, this does not have

Ganadería, con 5 436.03 m², y por último, con menor cobertura la de Regeneración, con 3 193.32 m² (Figura 4). Jiménez *et al.* (2012) estimaron una cobertura menor a la consignada en esta investigación, respecto a las tres áreas. Pequeño *et al.* (2013) estudiaron una comunidad regenerada pospecuaria del MET que tuvo una cobertura menor a la del área de Referencia, pero superior a las de Ganadería y Regeneración. El área de Referencia mostró diferencias significativas en relación con la de Regeneración; mientras que con la de Ganadería no tuvo diferencias; la de Regeneración sí reveló diferencias respecto a las otras dos.

examples in the two latter diametric classes. This responds to its agricultural history, as it was an area that was removed in its entirety, for agricultural practice and then became a rangeland.

Dominance (crown area). The comparison between areas (Figure 4) showed statistically significant differences ($f = 146$, $df = 2$, $p = 0.001$).

The comparison of means showed that the areas of Referencia and Regeneración as well as Ganadería and Regeneración differ statistically from each other ($P = 0.001$). The Referencia area and that of Ganadería exhibited no statistically significant differences.

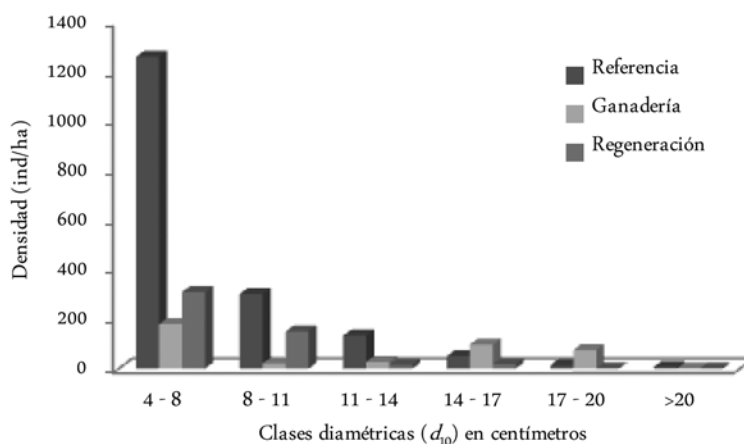


Figura 3. Densidad de individuos de acuerdo a las clases diamétricas en las áreas de estudio.

Figure 3. Density of individuals according to diameter classes in the study areas.

La dominancia por especie en cada una de las áreas fue la siguiente: en la de Referencia, *Dyospiros texana* consignó 2 088.56 m²; es decir, 29.63% de la cobertura; en la de Ganadería, *Prosopis laevigata* fue la de más cobertura, con 4 562.65 m², que representa 61.18% del total; y en la de Regeneración, la especie mejor representada resultó *Acacia farnesiana*, con 1 252.65 m², que constituye 39.23% del total de la cobertura. García y Jurado (2008) señalaron a *Helietta parvifolia* (A. Gray) Benth con la mayor cobertura en un área de matorral submontano; Jiménez *et al.* (2009) realizaron un estudio en áreas con distinto historial (agrícola, ganadero y matarrasa) en MET, y registraron a *Acacia amentacea* como la especie con mayor cobertura para las áreas agrícola y matarrasa, y a *Diospyros texana* para la de ganadería. González *et al.* (2010) en un análisis de tres sitios del MET señalan a *Prosopis laevigata* como el taxón con más cobertura; Jiménez *et al.* (2012) citan para *Acacia amentacea* los valores más altos de cobertura en áreas con diferente historial. Pequeño *et al.* (2013) reconocen a *Acacia farnesiana* con la cobertura superior en una zona pospecuaria.

The area with more canopy cover was that of Referencia, with 7 046.96 m². Then, Ganadería followed in importance, with 5 436.03 m², and finally, with less coverage Regeneración, with 3 193.32 m² (Figure 4). Jiménez *et al.* (2012) estimated a lower coverage than this recorded in this study, regarding the three areas. Mora *et al.* (2013) quote a crown cover over 100% in a MET, higher to the values recorded in the present research; Pequeño *et al.* (2013) studied a regenerated afterlivestock community of MET which had a cover smaller to the Referencia area, but higher to those of Ganadería and Regeneración. The Referencia area showed significant differences in relation with that of Regeneración; while with Ganadería there were no differences; Regeneración did reveal differences in regard to the other two.

The dominance by species in each of the areas was as follows: in Referencia, *Dyospiros texana* covered 2 088.56 m², that is, 29.63% of the coverage; in Ganadería, *Prosopis laevigata* was more coverage, with 4 562.65 m², which represents 61.18% of the total, and the Regeneración, the best represented species was *Acacia farnesiana*, with 1 252.65 m², which constitutes 39.23% of the

Índice de Valor de Importancia (IVI). Los taxa que sobresalieron por su peso ecológico fueron en el área de Referencia, *Diospyros texana* con 20.46%; en la de Ganadería, *Prosopis laevigata* con 52.54%, y en la de Regeneración, *Acacia farnesiana* con 33.93%. (Cuadro 2). Jiménez et al. (2009) evaluaron tres comunidades con historial diferente, y designaron a *Diospyros texana*, *Bernardia myricaefolia* (Scheele) S. Watson y *Acacia amentacea* como los taxa con mayor registro de IVI. Jiménez et al. (2012) coinciden con el área Referencia, pero no con las otras dos; por otra parte, González et al. (2010) disienten de los resultados de esta investigación, pues ellos citan a *Acacia amentacea* como la de más peso ecológico. Pequeño et al. (2013) conuerdan con el área de Regeneración, ya que en un área pospecuaria mencionan a *Acacia farnesiana* con el valor de IVI más alto.

total coverage. Garcia and Jurado (2008) pointed to *Helietta parvifolia* (A. Gray) Benth. as the species with the highest coverage in a submontane scrub area; Jiménez et al. (2009) conducted a study in areas other than history (agriculture, livestock and fell) in MET, and searched *Acacia amentacea* as the species with the highest coverage for agricultural areas and clear-cut, and *Diospyros texana* for livestock. González et al. (2010) in an analysis of three MET sites point to *Prosopis laevigata* as the taxon with greatest coverage; Jiménez et al. (2012) assigned *Acacia amentacea* higher coverage values in areas with different backgrounds. Pequeño et al. (2013) acknowledge *Acacia farnesiana* with a higher coverage in an afterlivestock zone.

Cuadro 2. Indicadores ecológicos de las áreas evaluadas en porcentaje.

Table 2. Ecological indicators in per cent of the assessed areas.

Nombre científico	Área de Referencia				Área de Ganadería				Área de Regeneración			
	Ar	Dr	Fi	IVI	Ar	Dr	Fi	IVI	Ar	Dr	Fi	IVI
<i>Diospyros texana</i> Scheele	24.20	29.64	7.55	20.46								
<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Britton & Rose	23.76	15.29	7.55	15.53	3.92	1.75	12.50	6.06				
<i>Acacia amentacea</i> DC.	18.62	10.46	7.55	12.21	1.96	0.78	12.50	5.08				
<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	10.55	18.34	7.55	12.15								
<i>Acacia schaffneri</i> (S. Watson) F.J. Herm.					16.08	7.28	12.50	11.95	20.41	18.41	25.00	21.27
<i>Condalia hooderi</i> M.C. Johnst.	2.84	6.34	7.55	5.57	6.67	2.48	12.50	7.22				
<i>Sideroxylum celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn.	4.34	4.11	7.55	5.33	4.31	1.34	12.50	6.05				
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L) Sarg.	2.93	3.09	7.55	4.52	3.53	1.06	12.50	5.70				
<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele	2.75	2.78	7.55	4.36								
<i>Cercidium macrum</i> I.M. Johnst.	1.77	3.54	5.66	3.66					5.71	4.86		
<i>Helietta parvifolia</i> (A. Gray) Benth.	1.68	1.86	5.66	3.07							25.00	32.94
<i>Celtis pallida</i> Torr.	1.60	1.08	3.77	2.15	2.35	1.38	12.50	5.41				
<i>Acacia farnesiana</i> (L.) Willd.	0.53	0.85	3.77	1.72					37.55	39.23	25.00	33.93
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	0.44	0.62	3.77	1.61								
<i>Ebenopsis ebano</i> (Berland.) Barneby & J.W. Grimes	1.77	0.88	1.89	1.51								
<i>Yucca filifera</i> Chabaud	0.27	0.21	3.77	1.42								
<i>Prosopis laevigata</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.C. Johnst.	1.15	0.48	1.89	1.17	61.18	83.93	12.50	52.54	36.33	37.50	25.00	11.86
<i>Castela texana</i> (Torr. & A. Gray) Rose	0.27	0.05	1.89	0.74								
<i>Bernardia myricaefolia</i> (Scheele) S. Watson	0.09	0.17	1.89	0.71								
<i>Randia rhagocarpa</i> Standl.	0.18	0.06	1.89	0.71								
<i>Guaiacum angustifolium</i> Engelm.	0.18	0.05	1.89	0.70								
<i>Leucophyllum texanum</i> Benth.	0.09	0.07	1.89	0.68								
Suma	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

A_r = Abundancia relativa; D_r = Dominancia relativa; F_r = Frecuencia relativa e IVI = Índice de Valor de Importancia.

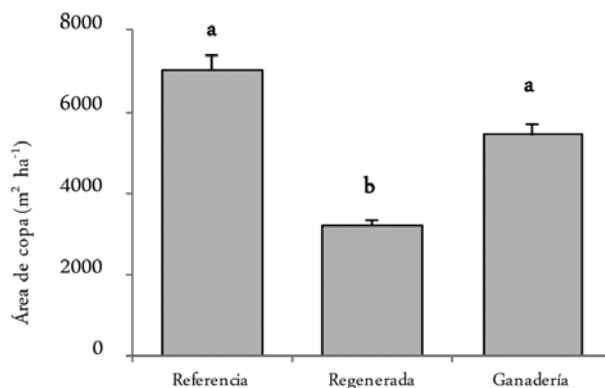
Ar = relative abundance; Dr = relative dominance; Fr = relative frequency and IVI = Importance Value Index

Diversidad alfa

Riqueza de especies (S). El área que presentó una riqueza de especies superior, respecto a las otras dos, fue la de Referencia, con 21 especies; seguida por la de Ganadería, con ocho, y la de Regeneración, con cuatro (Figura 5). García y Jurado (2008) registraron una riqueza menor que la del área de Referencia, pero superior a las otras dos, mientras que Jiménez *et al.* (2009) la determinaron todavía mayor, ya que, entre otras razones, los autores evaluaron a todos los individuos con más de un centímetro; mientras que en el presente estudio se analizó a todos los individuos con más de cinco centímetros, lo cual puede significar la diferencia entre ambas investigaciones. Jiménez *et al.* (2012) señalaron una riqueza de especies menor a la del área Referencia, pero superior a las otras dos, lo que fue confirmado por Pequeño *et al.* (2013) en el área pospecuaria que trabajaron.

Índice de Margalef (D_{Mg}). La comparación entre áreas (Figura 6) evidencia diferencias estadísticamente significativas ($F=189.5$, $gl=2$, $P<0.001$). El área de Referencia obtuvo un índice de riqueza de especies de Margalef (D_{Mg}) de 2.16 ± 0.17 , el más alto en relación con las otras dos; el de Ganadería, de 1.69 ± 0.05 , y el de Regeneración, de 0.69 ± 0.30 . Margalef (1951) afirma que valores menores de dos y cercanos a cero denotan una baja riqueza del sitio; en cambio, valores superiores y más lejanos a dos sugieren una riqueza de especies alta. En sitios con disturbio agropecuario, Alanís *et al.* (2008a) documentan valores similares a los del área de Referencia, pero muy diferentes a las otras dos áreas. Pequeño *et al.* (2013) coinciden con el área de Ganadería, pues registraron índices inferiores a dos en un área pospecuaria. La riqueza de especies y la diversidad de especies son dos de los atributos ecológicos más afectadas por la actividad ganadera, probablemente a causa de la dieta del ganado, el cual es selectivo y no consume toda la vegetación existente, sino solo algunas especies palatables.

Índice de Shannon-Weiner (H'). El análisis de varianza entre áreas demostró la existencia de diferencias estadísticamente significativas ($F=55.5$, $GL=2$, $P<0.001$). En la presente investigación, la diversidad alfa (H') se obtuvo con el índice de Shannon-Weiner, con los siguientes resultados: para el área de Referencia se registró un valor de 1.95 ± 0.17 , para la de Regeneración de 1.31 ± 0.02 , y la de Ganadería, de 1.21 ± 0.06 . Las diferencias entre las áreas de Referencia/Ganadería y Referencia/Regeneración fueron altamente significativas, con $P<0.000$ en ambos casos; la comparación de Regeneración/Ganadería no difieren estadísticamente (Figura 7). Shannon-Weiner (1948) mencionan que valores cercanos a cero representan una baja diversidad, en tanto los cercanos a cinco o mayores indican una alta diversidad. Alanís *et al.* (2008a), González *et al.* (2010), Jiménez *et al.* (2012), Molina *et al.* (2013) consignaron en áreas con diferente historial del MET un índice superior al estimado en las del presente estudio; Pequeño *et al.* (2013) señalaron valores inferiores en un área pospecuaria del MET.



Columnas que comparten la misma letra no difieren estadísticamente a un nivel de $P>0.05$, mediante la prueba de Bonferroni.
Columns that share the same letter do not differ statistically at $P>0.05$, by the Bonferroni test.

Figura 4. Dominancia $m^2 ha^{-1}$ (media y error típico) para las áreas evaluadas.

Figure 4. Dominance $m^2 ha^{-1}$ (mean and typical error) for the assessed areas

Importance Value Index (IVI). The outstanding taxa from their ecological weight were in Referencia, *Diospyros texana* with 20.46%; en Ganadería, *Prosopis laevigata* with 52.54%, and in Regeneración, *Acacia farnesiana* with 33.93% (Table 2). Jiménez *et al.* (2009) assessed three communities have a different background and assigned *Diospyros texana*, *Bernardia myricaefolia* (Scheele) S. Watson and *Acacia amentacea* as the taxa with best IVI record. Jiménez *et al.* (2012) agree with Referencia, but not with the other two; on the other hand, González *et al.* (2010) differ from the results of this research, as they quote *Acacia amentacea* as the species with greatest ecological weight. Pequeño *et al.* (2013) agree with Regeneración, since in an afterlivestock area, they mention *Acacia farnesiana* with the highest IVI value.

Alfa diversity

Species richness (S). The area that showed the higher species richness, in regard to the other two, was Referencia, with 21 species, followed by Ganadería with 8 and Regeneración, with 4 (Figure 5). García and Jurado (2008) registered a species richness lower than that of Referencia, but greater than the other two. Jiménez *et al.* (2009) determined a higher richness, since, among other reasons, the authors assessed all the individuals over 1 cm; while in the actual study all the individuals over 5 cm were considered, which might be the difference between both investigations. Mora *et al.* (2013) reported the same number of species than that of Referencia in their study about structure, floristic composition and diversity of MET. Jiménez *et al.* (2012) declared a richness of species smaller than that of Referencia, but bigger than of the other two, which Pequeño *et al.* (2013) confirmed in their afterlivestock area.

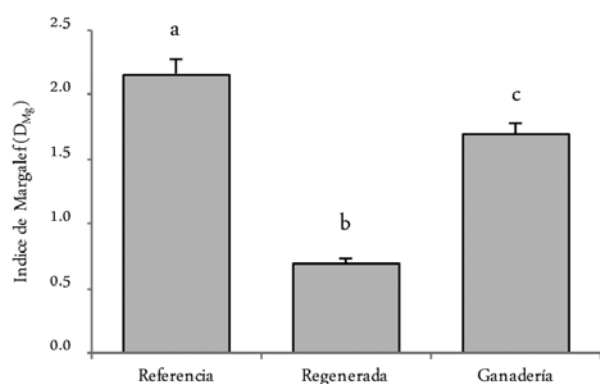
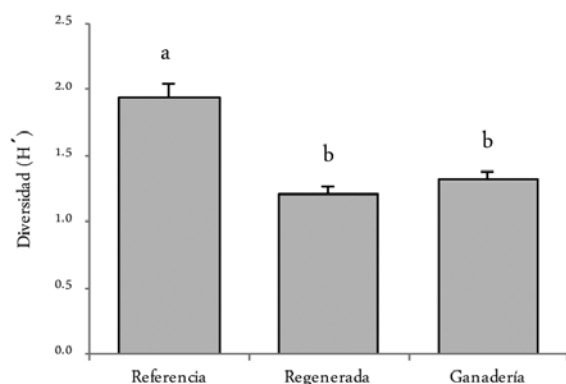


Figura 5. Riqueza de especies "S" (media y error típico) para las áreas evaluadas.

Figure 5. Richness of species "S" (mean and typical error) for the two assessed areas.



Columnas que comparten la misma letra no difieren estadísticamente a un nivel de $P > 0.05$, mediante la prueba de Bonferroni.

Columns that share the same letter do not differ statistically at $p > 0.05$, by the Bonferroni test.

Figura 6. Índice de Margalef " D_{Mg} " (media y error típico) para las áreas evaluadas.

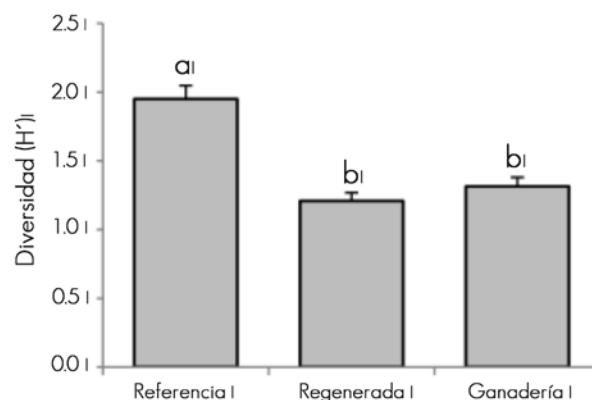
Figure 6. Margalef " D_{Mg} " Index (mean and typical error) for the assessed areas.

Diversidad beta

Índice de similitud (o disimilitud) Bray-Curtis. Las áreas con mayor similitud entre sí fueron las de Ganadería y Regeneración, las cuales tuvieron un porcentaje de similitud de poco más de 50%; por otra parte, estas mismas áreas, apenas registraron poco más de 10% de similitud en relación con el área de Referencia (Figura 8). De manera cuantitativa, se evidencia que áreas con similitud de condiciones ambientales (edáficas, topográficas, altitudinales, clima) tienen diferencias en la composición de especies debido a su historial de uso. Esta información concuerda con la de Alanís *et al.* (2013), quienes evaluaron áreas del MET con diferente historial de uso silvoagropecuario y obtuvieron valores de similitud menores a 28%.

Margalef Index (D_{Mg}). The comparison among areas (Figure 6) exhibits differences statistically significant ($f = 189.5$, $df = 2$, $p < 0.001$). The Referencia area obtained a Margalef (D_{Mg}) index of species richness of 2.16 ± 0.17 , the highest in regard to the other two; that of Ganadería, was of 1.69 ± 0.05 , and of 0.69 ± 0.30 for Regeneración.

Margalef (1951) confirms that values under 2 and close to zero denote a low richness of the site; on the other hand, higher and more distant values from 2 suggest a high richness of species. Alanís *et al.* (2008a) document similar values to those of Referencia in places with agriculture and livestock disturb but very different to the other two. Mora *et al.* (2013) calculated a higher value to that of the three areas of this study; Pequeño *et al.* (2013) coincide with Ganadería, as they registered indexes lower than 2 in an afterlivestock area. Species richness and diversity of species are two of the most affected ecological elements by livestock, probably due to game diet, which are selective and do not eat all the present vegetation, but only some palatable species.



Columnas que comparten la misma letra no difieren estadísticamente a un nivel de $P > 0.05$, mediante la prueba de Bonferroni.

Columns that share the same letter do not differ statistically at $P > 0.05$, by the Bonferroni test.

Figura 7. Índice de Shannon " H' " (media y error típico) para las áreas evaluadas.

Figure 7. Shannon " H' " Index (mean and typical error) for the assessed areas.

Shannon-Weiner Index (H'). The analysis of variance among areas demonstrated the existence of statistically significant differences ($f = 55.5$, $df = 2$, $p < 0.001$). In this research, the alpha diversity (H') was obtained with the Shannon-Weiner index, with the following results: for Referencia, there was a value of 1.95 ± 0.17 , for Regeneración, 1.31 ± 0.02 , and for Ganadería, of 1.21 ± 0.06 . The differences between Referencia/Ganadería and Referencia/Regeneración were highly significant, with $p < 0.000$ in both cases; the comparison of Regeneración/Ganadería do not differ statistically (Figure 7). Shannon-Weiner (1948) state that values close to zero represent low diversity while those close to five or higher indicate a high diversity. Alanís *et al.* (2008a), González *et al.* (2010), Jiménez *et al.* (2012), Molina *et al.* (2013) recorded in MET areas with different background a higher index to that estimate

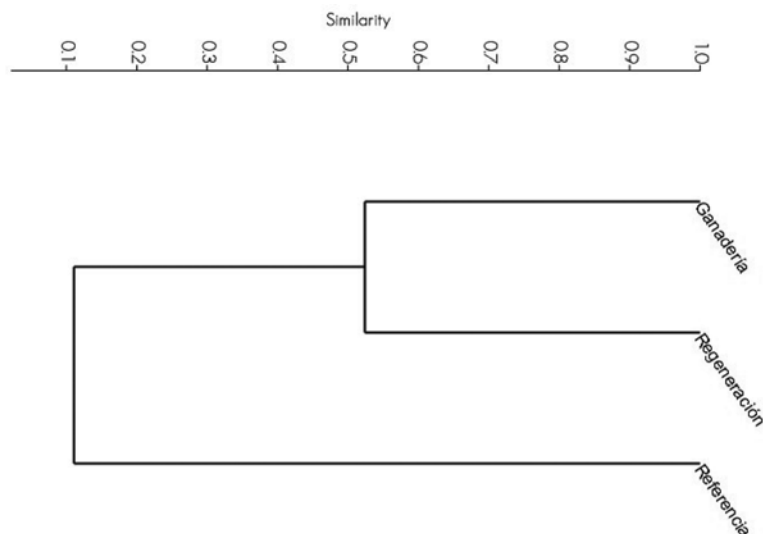


Figura 8. Dendrograma de disimilitud (o similitud) basado en el índice de Bray-Curtis. Relación de tres comunidades vegetales del MET con diferente historial.
Figure 8. Dendrogram of dissimilitude (or similitude) based on the Bray-Curtis index. Relation of the three vegetal communities of MET with different background.

CONCLUSIONES

La actividad ganadera disminuye significativamente la abundancia (ind/ha), dominancia (área de copa) y diversidad alfa (índice de Margalef e índice de Shannon) de las comunidades de especies arbóreas y arbustivas, y las comunidades resultantes muestran una baja similitud de especies, lo cual favorece el establecimiento de especies en las primeras fases sucesionales. Este análisis aporta elementos cuantitativos de la vegetación arbórea y arbustiva en tres comunidades con diferente historial antrópico del Matorral Espinoso Tamaulipeco, que sentarán las bases para futuros programas de manejo y restauración de dicho ecosistema. 🌿

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, por todas las facilidades otorgadas para el establecimiento y desarrollo de la investigación. Al Ing. Francisco Guadalupe Pérez Pérez por su apoyo en las actividades de campo. El estudio aquí descrito fue financiado por el proyecto PROMEP/103.5/12/3585.

REFERENCIAS

- Abril, Y. R. 2011. Sistemas agroforestales como alternativa de manejo sostenible en la actividad ganadera de la Orinoquia Colombiana. *Revista Sistemas de Producción Agroecológica* 2 (1): 103-127.
- Alanís, E., J. Jiménez, D. Espinoza, E. Jurado, O. A. Aguirre y M. A. González. 2008a. Evaluación del estrato arbóreo en un área restaurada post-incendio en el Parque Ecológico Chipinque. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 14 (2): 113-118.
- Alanís, E., J. Jiménez, O. A. Aguirre, E. Treviño, E. Jurado y M. A. González. 2008b. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Ciencia UANL* 11 (1): 56-62.

Beta diversity

Similitude or dissimilitude Bray-Curtis Index. The areas with greater similitude between each other were Ganadería and Regeneración which had a similitude percentage a little over 50%; on the other hand, these same areas, hardly recorded a little over 10% of similitude in regard to Referencia (Figure 8). In a quantitative way, it becomes evident that in areas with areas with similitude of environmental conditions (edaphic, topographic, altitudinal and climate) have differences in the composition of species due to their background of use. This information agrees with that of Alanís *et al.* (2013), who assessed areas of MET with different forestry-agricultural and livestock use background and got values under 28%.

CONCLUSIONS

Livestock activity significantly decreases the abundance (ind / ha), dominance (crown area) and alpha diversity (Margalef index and Shannon index) of the communities of tree and shrub species and the resulting communities show low similarity species, which favors the establishment of species in the early successional stages. This analysis provides quantitative elements of trees and shrubs in three communities with different anthropic history of the Tamaulipan Thornscrub, which lay the foundation for future program management and restoration of the ecosystem. 🌿



- Alanís, E., J. Jiménez, M. A. González, J. I. Yerena, L. G. Cuellar, A. Mora-Olivo. 2013. Análisis de la vegetación secundaria del matorral espinoso tamaulipeco, México. *Phyton International Journal of Experimental Botany* 82:221-228.
- Arriaga, L. 2009. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiscalar. *Investigación ambiental* 1 (1):6-16.
- Beals, E. W. 1984. Bray-Curtis ordination: an effective strategy for analysis of multivariate ecological data. *Advances in Ecological Research* 14 (1):55.
- Canzales P., A., E. Alanís, R. Aranda, J. M. Mata, J. Jiménez, G. Alanís, J. I. Uvalle y M. G. Ruíz. 2009. Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*. 15 (2):115-120.
- Espinoza R., B. y J. Nívar. 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, E., A. D. Yen y J. Villarreal. 2004. Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. *Anales del Instituto de Biología. Serie Botánica* 75:73-85.
- García, J. y E. Jurado. 2008. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en Linares, N. L., México. *Ra Ximhai* 4 (1):1-21.
- González, H., R. Ramírez, I. Cantú, M. Gómez y J. I. Uvalle. 2010. Composición y Estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. *Polibotánica* 29:91-106.
- Herrera, A. 2000. La clasificación numérica y su aplicación en ecología. Instituto Tecnológico de Santo Domingo, Santo Domingo, República Dominicana. pp. 221-227.
- Jiménez, J., E. Alanís, O. A. Aguirre, M. Pando y M. A. González. 2009. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. *Madera y Bosques*. 15 (3):5-20.
- Jiménez, P., J., E. Alanís R., J. I. Ruiz G., M. A. González T., J. I. Yerena Y., y G. J. Alanís F. 2012. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el noreste de México. *Revista Ciencia UANL* 15 (58): 66-71.
- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Science Ltd. Blackwell Publishing Company. pp. 106-121.
- Margalef, R. 1951. Diversidad de especies en las comunidades naturales. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*. 9:5-27.
- Molina, V. M.; M. Pando, E. Alanís, P. A. Canzales, H. González y J. Jiménez. 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(2):361-371.
- Moreno, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manual y Tesis SEA. Cooperación Iberoamericana (CYTED), Unesco (Oracyt) y SEA. Vol. 1. Pachuca, Hgo. México. 83 p.
- Müller-Dombois D. and H. Ellenberg. 1974. *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley and Sons. New York, NY. USA. 54 p.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2009. El estado mundial de la agricultura y la alimentación. La ganadería, a examen. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. pp. 3-4.

ACKNOWLEDGEMENTS

To the Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, for all the facilities provided for the establishment and development of this research. To Ing. Francisco Guadalupe Pérez Pérez for their support in field activities. This study was funded by the PROMEP/103.5/12/3585 project.

End of the English version



- Pequeño, M. A., E. Alanís, J. Jiménez, M. A. González, J. I. Yerena, L. G. Cuellar y G. A. Mora. 2013. Análisis de la restauración pasiva post-pecuaria en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. *Ciencia UAT. Ciencia UAT* 24(2):48-53.
- Rzedowski, J. 2006. *Vegetación de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. México. 504 p.
- Sadeghian, K., S. Rivera y J. M. Gómez. 1999. Impacto de la ganadería sobre las características físicas, químicas y biológicas de suelos en los andes de Colombia. *Agroforestería para la producción animal en América Latina*. Estudio FAO Producción y Sanidad Animal No. 143. FAO. Roma, Italia. pp. 123-142.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (Sagarpa). 2006. Programa sectorial de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación 2001-2006. México, D.F. México. 26 p.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (Sagarpa). 2009. Nuevo León: Agenda de innovación agroindustrial. México, D.F. México. 30 p.
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat). 2006. El Medio Ambiente en México 2005: en resumen. México, D.F. México. 91 p.
- Shannon, C. E. and W. Weaver. 1948. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana-Champaign, IL USA. pp. 134-154.
- Steinfeld, H., P. Gerber, T. Wassenaar, V. Castel, M. Rosales and C. de Haan. 2006. *Livestock's long shadow: Environmental issues and options*. FAO, Rome, Italy. pp. 5-6.
- Villanueva, C., C. J. Sepúlveda y M. Ibrahim. 2011. Manejo agroecológico como ruta para lograr la sostenibilidad de fincas con café y ganadería. *Serie Técnica. Informe Técnico* 387. CATIE Turrialba, Costa Rica. pp. 96-97.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21:213-251.

