

Composición y diversidad vegetal de dos sistemas de pastoreo en el matorral espinoso tamaulipeco del Noreste de México

Vegetation composition and diversity in two grazing systems in the Tamaulipan thornscrub of northeast Mexico

Víctor Manuel Molina-Guerra^a, Marisela Pando-Moreno^a, Eduardo Alanís-Rodríguez^a, Pamela Anabel Canizales-Velázquez^a, Humberto González Rodríguez^a, Javier Jiménez-Pérez^a

RESUMEN

El matorral espinoso tamaulipeco (MET) del noreste de México ha enfrentado una extensa deforestación producto de actividades antrópicas. En las últimas décadas, el establecimiento de pastizales para ganadería intensiva y extensiva se ha visto incrementado notablemente en la región. Para analizar el efecto de las actividades pecuarias en la vegetación del MET, se seleccionaron dos áreas con diferente sistema de pastoreo: 1) pastoreo continuo y 2) pastoreo Savory. Se evaluó la fitodiversidad, indicadores ecológicos de abundancia (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r), e índice de valor de importancia (IVI) y la diversidad α y β . Se registraron 42 especies para ambos sistemas de pastoreo, 35 se presentaron en el sistema de pastoreo Savory y 30 en el pastoreo continuo. El género con mayor número de especies, en ambos sistemas, fue *Acacia*, con *A. berlandieri*, *A. farnesiana* y *A. rigidula*. De acuerdo al coeficiente de Jaccard, las áreas evaluadas presentan un 47 % de similitud. En el sistema Savory, la especie con mayor IVI fue *Cenchrus ciliaris* (59.31 %) y en el sistema de pastoreo continuo, *Panicum texanum* (37.76 %). En este estudio encontramos que especies nativas, preferidas por el ganado vacuno, como *Bouteloua barbata* y *Panicum texanum* son aún abundantes en el área después de 22 años de estar bajo pastoreo continuo.

PALABRAS CLAVE: Pastoreo continuo, Pastoreo Savory, *Acacia*, Diversidad α , Diversidad β , IVI .

ABSTRACT

Tamaulipan thorn scrub (TTS) of Northeastern Mexico has faced widespread deforestation due to human activities. In recent decades, the establishment of pastures for intensive and extensive livestock has notoriously increased in the region. To analyze the effect of livestock activities in the TTS, we selected two areas with different livestock management system 1) continuous grazing and 2) Savory grazing. We evaluated: (1) phytodiversity, (2) ecological indicators such as abundance (A_r), dominance (D_r), frequency (F_r), and index of importance value (IVI), and (3) diversity α and β . Forty two species were recorded for both grazing systems: 35 in the Savory system, and 30 in the continuous grazing system. The genus with the largest number of species in both systems was *Acacia*, with *A. berlandieri*, *A. farnesiana* and *A. rigidula*. According to the Jaccard coefficient, the assessed areas had a 47 % similarity. In the Savory system, the species with the highest IVI was *Cenchrus ciliaris* (59.31 %) and in the continuous grazing system, *Panicum texanum* (37.76 %). In this study we found that native species, preferred by cattle, such as *Bouteloua barbata* and *Panicum texanum* are still abundant in the area after 22 yr of continuous grazing.

KEY WORDS: Continuous grazing, Savory grazing, *Acacia*, Diversity α , Diversity β , Importance value index.

Recibido el 8 de febrero de 2012. Aceptado el 14 de mayo de 2012.

^a Universidad Autónoma de Nuevo León, UANL, Facultad de Ciencias Forestales, Carretera Linares-Cd. Victoria Km 145. Apartado Postal 41. 67700 Linares, Nuevo León, México. vmmolinaguerra@gmail.com. Correspondencia al primer autor.

La fragmentación de los ecosistemas representa una de las causas principales de pérdida de diversidad biológica a nivel global^(1,2) y se ha comprobado que la pérdida de ésta tiene implicaciones en el funcionamiento de los ecosistemas^(3,4). El matorral espinoso tamaulipeco (MET) del noreste de México ha enfrentado una extensa deforestación resultado de las actividades antrópicas^(5,6,7,8), entre ellas la ganadería. La ganadería extensiva a gran escala ha sido practicada durante los últimos 350 años⁽⁷⁾. En las últimas décadas, la agricultura y el establecimiento de pastizales para la ganadería se han incrementado notoriamente en el noreste de México⁽⁹⁾ y no siempre con un buen manejo. El mal manejo pecuario ocasiona la pérdida de especies forrajeras nativas, disminuye la capa vegetal que cubre y protege el suelo^(10,11,12) y provoca cambios en la estructura del ecosistema, así como en su diversidad florística⁽¹³⁻¹⁶⁾.

El MET tiene un largo historial de uso silvoagropecuario y ha jugado un papel relevante en la economía del noreste de México desde fines del siglo XVI⁽¹⁷⁾. De acuerdo al último Inventario Nacional Forestal, el área con cubierta vegetal nativa (sin actividad productiva) del MET cubre una superficie aproximada de 32,188 km², y disminuye a una tasa promedio anual de 600 km²⁽⁹⁾. Lo anterior, podría derivar en una serie de efectos negativos en la vegetación, como: pérdida de especies y material genético, la invasión de especies generalistas y la interrupción en la polinización y dispersión de semillas⁽¹⁸⁾. A consecuencia de esta deforestación, el MET del noreste de México se ha fragmentado y transformado en una matriz de potreros y cultivos anuales, que retienen cobertura arbórea nativa dispersa en forma de pequeños parches remanentes.

Los sistemas pecuarios más utilizados en el NE de México son el pastoreo continuo⁽¹⁹⁾ y el pastoreo holístico planificado o pastoreo Savory⁽²⁰⁾. El primer sistema es el más utilizado entre los ganaderos del país, se caracteriza porque los animales hacen uso constante de

Ecosystem fragmentation is one of the main causes of biological diversity loss worldwide^(1,2), a loss which affects ecosystem functioning^(3,4). The Tamaulipan thornscrub (TTS) in northeast Mexico has been subject to extensive, anthropogenic deforestation from activities, including cattle ranching^(5,6,7,8). Large-scale, extensive ranching has been done in the region for over 350 years⁽⁷⁾. However, use of land in northeast Mexico for agriculture and cattle grasslands has expanded notably in recent decades, not always following best management practices⁽⁹⁾. Improper livestock management leads to loss of native forage species, diminishes the vegetation layer that covers and protects soils^(10,11,12), and causes changes in ecosystem structure and floral diversity⁽¹³⁻¹⁶⁾.

Agroforestry use of the TTS has a long history and has played an important economic role in northeast Mexico since the 16th Century⁽¹⁷⁾. The most current National Forests Inventory reports that native vegetation cover (i.e. without productive activities) in the TTS covers an approximately 32,188 km² area, and is diminishing at an annual average rate of 600 km²⁽⁹⁾. Over time, this trend may have negative effects in this vegetation community such as species and genetic material loss; invasion by generalist species; and interruption of pollination and seed distribution⁽¹⁸⁾. Deforestation in the TTS has fragmented the native vegetation into a patchwork of pastures and annual agricultural fields with small, disperse remnants of native tree cover.

In northeast Mexico, the two most common ranching systems are continuous grazing⁽¹⁹⁾ and planned holistic (known as Savory) grazing⁽²⁰⁾. Continuous grazing is the most common system and involves animals constantly using a given area during an entire production cycle or at least a season. Its fundamental distinction from other management systems is that grazing occurs throughout the vegetation growth period with the consequent advantage that it exercises broad selectivity on the specific plant structures or species consumed⁽²¹⁾. Its main disadvantage

un área determinada durante todo un ciclo de producción o al menos durante una estación. Fundamentalmente, se distingue de otros tipos de manejo porque el pastoreo ocurre durante el periodo de crecimiento activo de las plantas y presenta la ventaja de que el animal ejerce una amplia selectividad sobre estructuras específicas de la planta o las plantas que desea consumir⁽²¹⁾. La desventaja principal es que el pastoreo no es uniforme, lo que ocasiona que existan áreas con sobreutilización de especies y una distribución heterogénea de las mismas⁽²²⁾.

El pastoreo Savory se planifica con cuatro dimensiones: tiempo (del año, de periodo de pastoreo, de recuperación, del estado fisiológico de los animales), área (disponibilidad de área o estacional del terreno), volumen (de forraje utilizado por el número y tamaño de los hatos y por la asociación entre ellos) y el comportamiento de los animales, así como las reservas para la sequía y otros usos del suelo (fauna, cultivos, bosques) que tienen que tomarse en cuenta simultáneamente⁽²³⁾.

A pesar de la larga tradición de utilización de tierras para fines pecuarios en el norte de México, existe escasa información sobre los efectos que los diferentes sistemas de pastoreo producen en estos ecosistemas. Por lo anterior, esta investigación estuvo dirigida a estimar variables relevantes de la vegetación que nos permitan evaluar los efectos que los sistemas de pastoreo tienen en la vegetación. Las variables estimadas fueron: 1) riqueza específica, 2) parámetros ecológicos de abundancia (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r) e índice de valor de importancia (IVI) y 3) diversidad α y β , en dos sistemas de manejo pecuario (pastoreo continuo y Savory). La información generada contribuirá a la toma de decisiones de manejo pecuario en áreas de matorrales semiáridos.

La investigación se desarrolló en el municipio de Anáhuac, ubicado en el norte de Nuevo León (Noreste de México). Las coordenadas de

is its lack of uniformity, which leads to areas of species overuse and a consequently heterogeneous distribution⁽²²⁾.

Savory grazing is a planned system involving four principal dimensions: time (within the year, grazing period, recovery and animal physiological condition); area (land availability, by surface or season); volume (forage use by herd number and size, and by association between them); and animal behavior. Other factors to consider simultaneously include dry season reserves and other land uses (fauna, crops, forests, etc.)⁽²³⁾. Despite the centuries-long history of livestock systems in northern Mexico, very little data exists on the effects of different grazing systems on these ecosystems.

The present study objective was to estimate relevant vegetation variables to evaluate the effects of these two grazing systems on vegetation in TTS. Evaluated variables were 1) Species richness; 2) Ecological parameters such as: abundance (A_r), dominance (D_r), frequency (F_r) and importance value index (IVI); and 3) α and β diversity. The data generated will help in making decisions about livestock management in TTS and semi-arid scrub environments in general.

The study area was two cattle ranches (27°08'N, 99°45'W; and 27°13'N, 99°47'W) in Anáhuac municipality, Nuevo Leon state, Mexico (Figure 1). Located at 150 m asl, the region has Tamaulipan thornscrub (TTS) vegetation characteristic of the Gulf of Mexico coastal plain and exclusive to it⁽⁵⁾. Some of the more abundant and widely distributed woody species include *Acacia rigidula*, *A. farnesiana*, *Pithecellobium pallens*, *Cordia boissieri*, *Karwinskia humboldtiana* and *Prosopis glandulosa*^(6,16,24,25).

The two TTS areas selected for this study were part of a continuous grazing system and a Savory grazing system. The first has been used under this system during the last 22 yr. The second has been managed with the Savory

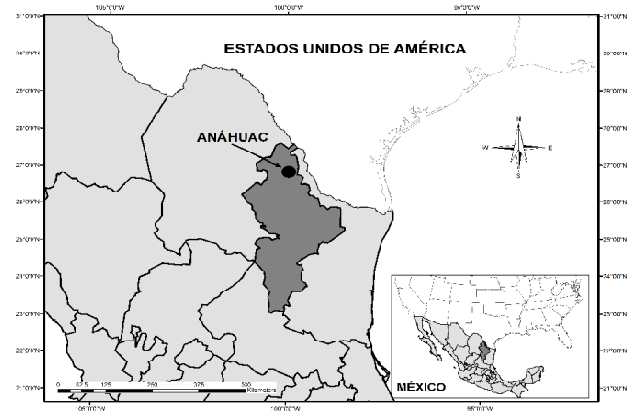
ubicación de los predios evaluados son 27° 08' y 27° 13' N, y 99° 45' y 99° 47' O, con una altitud de 150 msnm (Figura 1). El tipo de vegetación es MET, característico de la Planicie Costera del Golfo de México, considerado exclusivo de esta región⁽⁵⁾. Las especies leñosas que destacan por su abundancia y cobertura son: *Acacia rigidula*, *A. farnesiana*, *Pithecellobium pallens*, *Cordia boissieri*, *Karwinskia humboldtiana* y *Prosopis glandulosa*^(6,16,24,25).

Para este estudio se seleccionaron dos áreas de matorral espinoso tamaulipeco con diferente uso agropecuario: 1) pastoreo continuo y 2) pastoreo Savory. El área de pastoreo continuo ha estado bajo ese sistema durante los últimos 22 años. La otra área se ha manejado con pastoreo Savory durante 12 años y se encuentra dividida en 64 potreros, los cuales son pastoreados en periodos de 3 a 6 días. La distancia entre los dos sistemas es de 14.5 km. Ambos presentan tanto vegetación arbustiva nativa como zacate buffel (*Cenchrus ciliaris*) introducido, el cual es utilizado en épocas de escasa precipitación para consumo del ganado. Los potreros del sistema Savory cuentan con bebederos o represas para que el ganado consuma agua, y así reducir el gasto de energía al no tener que trasladarse a lugares lejanos para ello. En ambos sistemas se realiza ocasionalmente la práctica de chamuscado de nopal en épocas de sequía. Según COTECOCA⁽²⁶⁾, los sitios de estudio producen 335 kg de biomasa aprovechable por hectárea, en condiciones óptimas y años de precipitación normal.

Con el propósito de determinar el tamaño de muestra adecuado, se realizó un muestreo, mediante el método de la línea de Canfield^(27,28). Se establecieron al azar líneas de 15 m para mayor representatividad de las áreas, y se registraron las especies vegetales interceptadas. Se identificaron los individuos y se determinó la cobertura del dosel vegetal de cada uno de ellos para determinar la dominancia. La fórmula utilizada para determinar el tamaño de muestra⁽²⁹⁾ fue:

Figura 1. Localización del área de estudio

Figure 1. Localización del área de estudio



system for the past 12 yr and is divided into 64 pastures, each grazed for 3 to 6 d at a time. Each pasture in this system has drinkers or reservoirs to supply water and thus reduce the energy expenditure required to move to distant water sources. Separated by 14.5 km, both ranches have native vegetation as well as Buffel grass (*Cenchrus ciliaris*), an introduced species used as feed during droughts. During dry seasons, cactus scorching is done occasionally. Under optimum conditions and normal rainfall, the ranches produce 335 kg/ha of usable biomass⁽²⁶⁾.

Adequate sample size was determined by pre-sampling using the Canfield line method^(27,28). Transects (15 m long) were randomly laid out to provide the highest possible representatively and all plant species along them recorded. Individuals were identified and vegetal canopy cover calculated to determine species dominance. Sample size was calculated using the formula⁽²⁹⁾:

$$n = \frac{t^2 * S^2}{E^2}$$

where n = number of transects needed; t = is the Student t value, at a $P=0.05$ probability level and degrees of liberty equal to $n-1$; S = standard deviation; and E = tolerated error.

$$n = \frac{t^2 * S^2}{E^2}$$

Donde n = número de transectos necesarios, t = valor de t de Student, a nivel de probabilidad determinado ($P=0.05$) y con el número de grados de libertad igual a $n-1$, S = desviación estándar y E = error tolerado.

De acuerdo a la información obtenida del muestreo previo; se realizó un muestreo con 20 transectos en el área con pastoreo continuo y 50 en el área con pastoreo Savory.

Se estimaron los indicadores ecológicos relativos de abundancia (A_r), dominancia (D_r), frecuencia (F_r) e Índice de Valor de Importancia (IVI), con base en la metodología de Mueller y Ellenberg⁽³⁰⁾. Para la estimación de la diversidad alfa (α) se utilizó el índice de diversidad de Shannon⁽³¹⁾. Para evaluar si existe diferencia significativa en la diversidad-abundancia entre los sitios muestreados se calculó t de Hutcheson⁽³²⁾ dada por la ecuación [1] y con los grados de libertad estimados por la ecuación [2].

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(VarH'_1 + VarH'_2)^{1/2}} \dots\dots\dots [1]$$

$$gl = \frac{(VarH'_1 + VarH'_2)^2}{[(VarH'_1)^2/N_1] + [(VarH'_2)^2/N_2]} \dots\dots\dots [2]$$

Donde: H_i = índice de Shannon del área i ; $Var H_i$ = varianza del índice de Shannon del área i . N_i = número total de individuos en i -ésima área.

La varianza se estimó a partir de la ecuación [3]

$$VarH' = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2} \dots\dots\dots [3]$$

Donde S = total de especies del área i ; p_i = proporción de la especie i en el área i ; y N = número total de individuos.

La diversidad beta (β) se calculó mediante el coeficiente de similitud de Jaccard⁽³³⁾ mediante la ecuación 4.

Based on the pre-sampling, 20 transects were laid out in the continuous grazing area and 50 in the Savoy grazing area.

The relative ecological indicators abundance (A_r), dominance (D_r), frequency (F_r) and importance value index (IVI) were estimated following Mueller and Ellenberg⁽³⁰⁾. Alpha (α) diversity was estimated using the Shannon diversity index⁽³¹⁾. Significant inter-site differences in diversity-abundance were calculated with the Hutcheson t ⁽³²⁾ results produced by equation [1] and the degrees of freedom estimated with equation [2].

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{(VarH'_1 + VarH'_2)^{1/2}} \dots\dots\dots [1]$$

$$gl = \frac{(VarH'_1 + VarH'_2)^2}{[(VarH'_1)^2/N_1] + [(VarH'_2)^2/N_2]} \dots\dots\dots [2]$$

where H_i = Shannon index of area i ; $Var H_i$ = variance of Shannon index of area i ; N_i = total number of individuals in i -th area.

Variation was estimated with equation [3]:

$$VarH' = \frac{\sum p_i (\ln p_i)^2 - (\sum p_i \ln p_i)^2}{N} - \frac{S-1}{2N^2} \dots\dots\dots [3]$$

where S = total species in area i ; p_i = proportion of species i in area i ; and N = total number of individuals.

Beta (β diversity was calculated using a Jaccard similarity coefficient⁽³³⁾ with equation [4]:

$$I_j = \frac{c}{a+b-c} \dots\dots\dots [4]$$

where a = species number at site A; b = species number at site B; c = species number at sites A and B.

A total of sixteen families of vegetal species were recorded, those containing the largest number of species being Fabaceae (8), Poaceae (8), Euphorbiaceae (4), Rhamnaceae (3) and Asteraceae (3). The Cactaceae, Chenopodiaceae, Solanaceae, Verbenaceae and Zygophyllaceae

Cuadro I. Abundancia, dominancia, frecuencia e índice de valor de importancia de las especies vegetales en los dos sistemas de pastoreo

Table 1. Abundance, dominance, frequency and importance value index of vegetal species in the two grazing systems

Species	Savory grazing				Continuous grazing			
	A_r	D_r	F_r	IVI	A_r	D_r	F_r	IVI
<i>Acacia berlandieri</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.21	0.79	1.59	2.59
<i>Acacia farnesiana</i>	0.26	1.60	2.74	4.60	0.1	0.28	0.79	1.17
<i>Acacia rigidula</i>	1.11	5.32	4.45	10.88	1.64	7.12	5.56	14.32
<i>Aloysia gratissima</i>	0.68	1.17	1.71	3.56	4.93	12.24	10.32	27.49
<i>Amoreuxia wrightii</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.1	0.05	0.79	0.94
<i>Atriplex canescens</i>	0.03	0.08	0.34	0.45	0.98	2.24	3.97	7.19
<i>Bouteloua barbata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	25.76	7.03	3.97	36.76
<i>Bouteloua trifida</i>	13.03	3.90	3.77	20.69	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Bumelia lanuginosa</i>	0.15	0.73	1.03	1.91	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Castela texana</i>	0.22	0.09	0.68	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Celtis pallida</i>	0.11	0.66	0.68	1.46	0.54	1.83	2.38	4.75
<i>Cenchrus ciliaris</i> *	26.63	21.72	10.96	59.31	0.98	0.78	3.17	4.93
<i>Condalia hookeri</i>	0.03	0.04	0.34	0.41	0.32	0.71	1.59	2.62
<i>Croton dioicus</i>	0.42	1.37	2.40	4.18	0.1	0.07	0.79	0.96
<i>Croton leucophyllus</i>	0.07	0.03	0.34	0.44	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cynodon dactylon</i> *	0.00	0.00	0.00	0.00	22.91	6.67	4.76	34.34
<i>Dalea sp.</i>	13.05	11.54	7.88	32.46	0.1	0.09	0.79	0.98
<i>Euphorbia prostrata</i>	0.22	0.17	1.03	1.42	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Eysenhardtia polystachya</i>	0.03	0.02	0.34	0.39	0.32	0.65	1.59	2.56
<i>Hilaria belangeri</i>	10.87	3.41	2.74	17.02	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Hilaria mutica</i>	0.03	0.03	0.34	0.40	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Jatropha dioica</i>	0.57	0.26	0.68	1.51	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.32	0.9	2.38	3.60
<i>Lantana macropoda</i>	0.07	0.17	0.34	0.58	0.21	0.19	0.79	1.19
<i>Larrea tridentata</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.32	2.05	0.79	3.16
<i>Lycium berlanderi</i>	0.07	0.12	0.68	0.88	1.09	4.12	3.97	9.18
<i>Malva sp.</i>	0.15	0.53	1.03	1.71	0.21	0.23	1.59	2.03
<i>Opuntia leptocaulis</i>	0.11	0.35	1.03	1.49	3.5	4.38	7.14	15.02
<i>Opuntia sp.</i>	1.49	4.33	6.85	12.67	1.64	3.73	5.56	10.93
<i>Panicum texanum</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	22.03	6.21	9.52	37.76
<i>Parkinsonia aculeata</i>	0.34	1.04	1.37	2.75	0.1	2.37	0.79	3.26
<i>Parthenium confertum</i>	1.53	3.80	2.05	7.38	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Porlieria angustifolia</i>	0.53	0.70	3.42	4.65	0.54	2.41	3.97	6.92
<i>Prosopis glandulosa</i>	2.56	13.11	10.62	26.29	2.51	12.45	7.14	22.10
<i>Prosopis reptans</i>	1.37	1.14	1.37	3.88	0.65	0.38	0.79	1.82
<i>Salsola ibérica</i>	0.53	0.54	2.05	3.12	0.1	0.36	0.79	1.25
<i>Schaefferia cuneifolia</i>	0.03	0.15	0.34	0.52	0.1	0.09	0.79	0.98
<i>Solanum eleagnifolium</i>	0.07	0.03	0.34	0.44	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Sporobolus asper</i>	19.35	6.57	8.22	34.14	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Varilla texana</i>	2.03	4.65	3.77	10.44	7.01	17.86	8.73	33.60
<i>Xanthocephalum texanum</i>	0.22	1.40	5.82	7.45	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	2.03	9.25	8.22	19.49	0.43	1.75	3.17	5.35
Total	100	100	100	300	100	100	100	300

A_r = relative abundance; D_r = relative dominance; F_r = relative frequency; IVI= Importance value index; * Introduced species.

$$I_j = \frac{c}{a+b-c} \dots\dots\dots [4]$$

Donde a= número de especies presentes en el sitio A; b= número de especies presentes en el sitio B; c= número de especies presentes en ambos sitios A y B.

Se registraron 16 familias de especies vegetales. Las familias con mayor número de especies fueron Fabaceae (8), Poaceae (8), Euphorbiaceae (4), Rhamnaceae (3) y Asteraceae (3). Las familias Cactaceae, Chenopodiaceae, Solanaceae, Verbenaceae y Zygophyllaceae presentaron dos especies cada una; las restantes 6 familias presentaron una especie. Se registraron 26 géneros, *Acacia* fue el más numeroso, con *A. berlandieri*, *A. farnesiana* y *A. rigidula*, aún cuando la abundancia de éstas fue muy baja; mientras los géneros *Bouteloua*, *Croton*, *Hilaria*, *Opuntia* y *Prosopis* presentaron dos especies cada uno (Cuadro 1). De las 42 especies registradas, 35 se presentaron en el pastoreo Savory y 30 en el continuo.

Las especies más abundantes en el sistema de pastoreo Savory fueron *Cenchrus ciliaris* ($A_r=26.63\%$), *Sporobolus asper* ($A_r=19.35\%$), *Dalea* sp. ($A_r=13.05\%$) y *Bouteloua trifida* ($A_r=13.03\%$). En el área con pastoreo continuo fueron *Bouteloua barbata* ($A_r=25.76\%$), *Cynodon dactylon* ($A_r=22.19\%$) y *Panicum texanum* ($A_r=22.03\%$), representadas en la Figura 2.

Los resultados de la prueba *t* de Hutcheson mostraron que, aún cuando se trató de sistemas de pastoreo diferentes, las áreas presentaron la misma diversidad-abundancia ($t=1.61$; $g.l.=1159$). La diversidad beta, presentó un valor de $I_j=0.47$, lo que indica que las áreas con diferente sistema de pastoreo difieren de manera intermedia en su composición florística.

Para el género *Acacia*, se registraron tres especies en el sistema de pastoreo continuo (*A. berlandieri*, *A. farnesiana* y *A. rigidula*) y dos en el sistema Savory (*A. farnesiana* y *A.*

families had two species each, and the remaining six families had one species each. Of the 26 recorded genera, *Acacia* was the most numerous, even when the three most frequent species (*A. berlandieri*, *A. farnesiana* and *A. rigidula*) had very low abundances. The *Bouteloua*, *Croton*, *Hilaria*, *Opuntia* and *Prosopis* genera each had two species (Table 1). A total of 42 species were recorded, 35 of which were present in the Savory grazing system and 30 in the continuous grazing system.

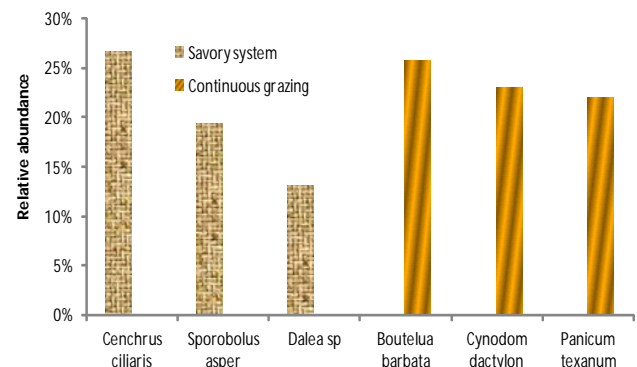
The most abundant species in the Savory system were *Cenchrus ciliaris* ($A_r=26.63\%$), *Sporobolus asper* ($A_r=19.35\%$), *Dalea* sp. ($A_r=13.05\%$) and *Bouteloua trifida* ($A_r=13.03\%$). The most abundant in the continuous system were *Bouteloua barbata* ($A_r=25.76\%$), *Cynodon dactylon* ($A_r=22.19\%$) and *Panicum texanum* ($A_r=22.03\%$) (Figure 2).

Diversity-abundance as analyzed with a Hutcheson *t* test did not differ between the grazing systems ($t=1.61$; $d.f.=1159$). Beta diversity was $I_j=0.47$, indicating that floral composition differed at an intermediate level between the two systems.

The *Acacia* genus was represented by three species (*A. berlandieri*, *A. farnesiana* and *A.*

Figura 2. Especies más abundantes en cada tipo de sistema de pastoreo

Figure 2. Most abundant species in each type of grazing system



rigidula). Estos resultados concuerdan con los de otros autores^(6,16,34) quienes han reportado que *Acacia* es el género más abundante en áreas con historial de uso silvoagropecuario. De forma general, algunos autores han mencionado los mismos resultados sobre la presencia de leguminosas para otros tipos de ecosistemas⁽³⁵⁾.

De las 42 especies registradas, 35 se presentaron en el sistema Savory y 30 en el pastoreo continuo. Esta información concuerda con Whittaker⁽³⁶⁾ quien sugirió que la historia de milenios de evolución bajo disturbio por pastoreo explica la alta diversidad en comunidades vegetales, la cual se maximiza a altas intensidades de pastoreo⁽³⁷⁾.

El índice de Shannon mostró valores de 2.22 y 2.11, para el sistema Savory y el pastoreo continuo respectivamente. Valores similares, ligeramente menores, han sido reportados en diversos estudios realizados en áreas del centro-sur del estado de Nuevo León^(25,34,38). Por otra parte, Whittaker⁽³⁶⁾ y Nai-Bregaglio *et al.*⁽¹⁵⁾ sustentan que la riqueza de especies y la diversidad florística alcanzan valores máximos en sitios pastoreados, aspecto que se mostró en el presente estudio.

Las áreas presentan una similitud intermedia en su composición florística (47 %). El área de pastoreo Savory se encuentra conformada principalmente por la especie introducida *Cenchrus ciliaris* y por *Sporobolus asper*, la primera de éstas con el mayor IVI (59.31 %) para esta área. En el sistema de pastoreo continuo, la especie con el mayor IVI fue *Panicum texanum* (37.76 %), seguida de *Bouteloua barbata* (36.76 %), ambas especies nativas y apetecibles para el ganado. *Cenchrus ciliaris*, presentó baja abundancia (0.98 %) a pesar de que fue sembrada en esta área. Todas estas especies son fuente importante de alimento para el ganado doméstico aprovechado en ranchos de doble propósito en el trópico seco de México⁽³⁹⁾, como es la situación de las áreas evaluadas.

rigidula) in the continuous system and two (*A. farnesiana* and *A. rigidula*) in the Savory system. This coincides with previous reports that *Acacia* is the most abundant genus in areas with a history of agroforestry use^(6,16,34). The same general observation has been made about legumes in other ecosystem types⁽³⁵⁾.

Both grazing systems had relatively high diversity (35 species in Savory, 20 in continuous). This agrees with Whittaker⁽³⁶⁾, who suggested that thousands of years of evolution under grazing disturbance explains high diversity in vegetation communities, and that this is maximized at high grazing intensities⁽³⁷⁾.

Shannon index values were 2.22 for the Savory system and 2.11 for the continuous system. Slightly lower values have been reported in the central southern portion of Nuevo Leon state^(25,34,38). Both Whittaker⁽³⁶⁾ and Nai-Bregaglio *et al.*⁽¹⁵⁾ claim that species richness and plant diversity reach higher values in grazed sites, which is supported by the present results.

Vegetation similarity between the two systems was intermediate (47 %). The two species that dominated the Savory system were the introduced grass *Cenchrus ciliaris* and *Sporobolus asper*; *C. ciliaris* had the highest IVI (59.31 %) at this site. In the continuous system, the highest IVI belonged to *Panicum texanum* (37.76 %), followed by *Bouteloua barbata* (36.76 %), both native species attractive to cattle. Although sown in this area, *C. ciliaris* had low abundance (0.98 %). All four of these species are significant feed sources for domestic cattle on dual purpose ranches in the dry tropics of Mexico⁽³⁹⁾, like those studied here.

At both sites, the natural vegetation has been altered by grazing. Species characteristic of the TTS were poorly represented or absent in some of the evaluated areas. For example, *Acacia berlandieri* (0.21 %) and *Karwinskia humboldtiana* (0.32 %) had low abundances in the continuous system and were absent in the Savory system. Two other representative species (*A. rigidula* and *A. farnesiana*), exhibited low

En ambos sitios, la vegetación natural se encuentra alterada debido a la condición de pastoreo. Las especies que caracterizan al MET se encuentran pobremente representadas o están ausentes en alguna de las áreas evaluadas, tal es el caso de *Acacia berlandieri* (0.21 %) que presentó una baja abundancia en el sistema de pastoreo continuo y no se presentó en el sistema Savory. Otras especies representativas del MET que presentaron bajas abundancias fueron *A. rigidula* (1.11 % y 1.64 %) y *A. farnesiana* (0.26 % y 0.1 %); así como la especie *Karwinskia humboldtiana*, que presentó una baja abundancia en el área de pastoreo continuo (0.32 %), y no fue registrada en el pastoreo Savory (Cuadro 1). Manzano y Návar⁽⁴⁰⁾ identificaron el cambio en la composición de especies y en la cubierta vegetal como una de las primeras respuestas al pastoreo excesivo dentro del ecosistema de MET.

Las áreas evaluadas, con distinto sistema de pastoreo, demostraron ser similares en relación a su diversidad-abundancia; sin embargo, difirieron en su composición florística ($I_j = 0.47$) y ambas mostraron una alta diversidad de acuerdo al índice de Shannon.

En el sistema de pastoreo continuo el ganado hace uso constante del área durante todo el ciclo de producción o por lo menos durante una estación. En esta área existen especies como *Bouteloua barbata* y *Panicum texanum* que presentan alta abundancia, son nativas y han mostrado ser tolerantes al pastoreo a que son sometidas, aún después de 22 años de pastoreo continuo. Estas especies son altamente apetecidas por el ganado y, pueden presentar mayor dispersión que otras especies consumidas en menor proporción.

El sistema de pastoreo Savory tuvo mayor número de especies que el sistema de pastoreo continuo; sin embargo, la especie más abundante es introducida para la región.

En general, existe una modificación del MET como resultado del pastoreo de ganado bovino,

abundances in both the continuous (1.11 and 0.26 %) and Savory (1.64 and 0.1 %) systems (Table 1). Changes in species composition and vegetation cover are considered early indicators of overgrazing in the TTS ecosystem⁽⁴⁰⁾.

The two studied systems had similar diversity-abundance ratios and exhibited high Shannon diversity values, but differed in terms of species composition ($I_j = 0.47$). The continuous system contained native species such as *Bouteloua barbata* and *Panicum texanum*, which are highly abundant and tolerant to grazing even after 22 yr of continuous grazing. These are highly attractive to cattle and therefore may have greater dispersion than less consumed species. The Savory system contained a larger number of species than the continuous system, although the most abundant species is an introduced grass.

Both systems manifested a general modification in the native TTS vegetation in response to cattle grazing, with a limited presence of native species. In contrast to the general belief that continuous grazing favors differential species intake and disappearance of species most attractive to cattle, attractive native species were very abundant in the continuous system even after 22 yr of use. Each of the studied systems has advantages and disadvantages, although the ecosystem has clearly been impacted by livestock activities. This impact could become negative if these actions compromise ecosystem natural resources sustainability.

ACKNOWLEDGEMENTS

The work was financed in part by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología through grants to the first and fourth authors. The authors thank the owners of El Estribo and La Calavera ranches (Anáhuac Municipality, Nuevo León), the Asociación Nacional de Ganaderos Diversificados Criadores de Fauna Sede Nacional, and Alejandro Treviño Ruíz.

End of english version

donde las especies nativas se encuentran escasamente presentes.

Contrario a la opinión generalizada, de que el pastoreo continuo puede conducir a la degradación de las áreas, al favorecer el consumo diferenciado de las especies y la desaparición de las más apetecibles por el ganado, en este estudio se encontró una alta abundancia de especies nativas altamente apetecidas por el ganado aún después de 22 años de pastoreo continuo.

Si bien, cada sistema de pastoreo presenta ventajas y desventajas, es evidente que las actividades pecuarias tienen un impacto en los ecosistemas y éste podría ser negativo si las acciones comprometen la sustentabilidad de los recursos naturales presentes.

AGRADECIMIENTOS

A los propietarios de los ranchos El Estribo y La Calavera, ubicados en el municipio de Anáhuac, Nuevo León, a la Asociación Nacional de Ganaderos Diversificados Criadores de Fauna Sede Nacional, al Ing. Alejandro Treviño Ruíz y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por las becas otorgadas al primer y cuarto autor.

LITERATURA CITADA

1. Fahrig L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann Rev Ecol Evol Syst* 2003;34:487-515.
2. Santos T, Tellería JL. Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies. *Ecosistemas* 2006;15(2):3-12.
3. Hooper DU, Chapin FS, Ewel JJ, Hector P, Inchausti S, Lavorel JH, Lawton DM, *et al.* Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 2005;75:3-35.
4. Loyde A, Distel RA. Diversidad florística bajo diferentes intensidades de pastoreo por grandes herbívoros en pastizales serranos del Sistema de Ventania, Buenos Aires. *Ecología Austral* 2010;20:281-291.
5. Arriaga L. Implicaciones del cambio de uso de suelo en la biodiversidad de los matorrales xerófilos: un enfoque multiescalar. *Investigación Ambiental* 2009;1(1):6-16.
6. Alanís E, Jiménez J, Aguirre OA, Treviño JE, Jurado E, González MA. Efecto del uso del suelo en la fitodiversidad del matorral espinoso tamaulipeco. *Revista Ciencia UANL* 2008;11(1):56-62.
7. Foroughbakhch R, Hernández PJJ, Alvarado VMA, Céspedes CE, Rocha EA, Cárdenas AML. Leaf biomass determination on woody shrub species in semiarid zones. *Agroforestry Syst* 2009;77:181-192.
8. Canizales PA, Alanís E, Aranda R, Mata JM, Jiménez J, Alanís G, *et al.* Caracterización estructural del matorral submontano de la Sierra Madre Oriental, Nuevo León, México. *Revista Chapingo. Serie Ciencias Forestales y del Ambiente* 2009;15(2):115-120.
9. Nívar CJJ. Carbon fluxes resulting from land-use changes in the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. *Carbon Balance Management* 2008;3:6.
10. Eviner VT, Chapin III FS. Functional matrix: a conceptual framework for predicting multiple plant effects on ecosystem processes. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 2003;34:455-485.
11. González A, Mouquet N, Loreau M. Biodiversity as spatial insurance: the effects of habitat fragmentation and dispersal on ecosystem functioning. In: *Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing, an ecological and economic perspective.* Naeem S, Bunker DA, Hector A, Loreau M, editors. Oxford University Press; 2009.
12. Jiménez J, Alanís E, Ruiz JL, González MA, Yerena JI, Alanís GJ. Diversidad de la regeneración leñosa del matorral espinoso tamaulipeco con historial agrícola en el NE de México. *Ciencia UANL* 2012;15(2):66-71.
13. Pucheta EM, Cabido S, Díaz and Funes G. Floristic composition, biomass, and aboveground net plant production in grazed and protected sites in a mountain grassland of central Argentina. *Acta Oecologica* 1998;19:97-105.
14. Molina SI, Valladares GR, Gardner S, Cabido M. The effects of logging and grazing on the insect community associated with a semi-arid chaco forest in central Argentina. *J Arid Environ* 1999;42:29-42.
15. Nai-Bregaglio, M., Pucheta E, Cabido M. El efecto del pastoreo sobre la diversidad florística y estructural en pastizales de montaña del centro de Argentina. *Rev Chilena Historia Nat* 2002;75:613-623.
16. Jiménez J, Alanís E, González MA, Aguirre OA, Treviño EJ, Canizales PA. Characterizing woody species regeneration in areas with different land history tenure in the tamaulipan thornscrub, Mexico. *The Southwestern Naturalist*. 2012; [in press].
17. Alanís E. Diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial antropogénico en el matorral espinoso tamaulipeco [tesis maestría]. Linares, Nuevo León, México: Universidad Autónoma de Nuevo León; 2006.
18. Kattan G. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. En: Guariguata M, Kattan G, editores. *Ecología y conservación de bosques neotropicales.* Cartago, Costa Rica, LUR. 2002:561-590.
19. Hanselka CW, Ragsdale BJ, Rector BS. Grazing systems for profitable ranching. *Texas Agri Ext Ser Bulletin* 1988; L-221.
20. Savory A. *Formas de pastoreo.* Center for Holistic Resource Management. Albuquerque, New Mexico, USA. 1996.
21. Murillo FJC. Respuesta de una pradera de estrella (*Cynodon nlemfuensis*), bermuda (*Cynodon dactylon*) y guinea (*Panicum maximum*) a un sistema de pastoreo intensivo tecnificado

COMPOSICIÓN Y DIVERSIDAD VEGETAL DE DOS SISTEMAS DE PASTOREO

- móvil con bovinos de engorda [tesis maestría]. Colima, México. Universidad de Colima; 1999.
22. Humphreys LR. Tropical pasture utilization. Melbourne, Australia: Cambridge Univ Press; 1991.
 23. FIRA. Pastoreo tecnificado en zonas tropicales. 2a ed. Morelia, Michoacán, México. Boletín informativo 1996;287:1-60.
 24. SEMARNAT. Atlas geográfico del medio ambiente y recursos naturales. México. 2006.
 25. Espinoza RB, Nívar JJ. Producción de biomasa, diversidad y ecología de especies en un gradiente de productividad en el matorral espinoso tamaulipeco del nordeste de México. Revista Chapingo. Serie de Ciencias Forestales y del Ambiente 2005;11(1):25-31.
 26. COTECOCA. Coeficiente de agostadero de la República Mexicana. S.A.G. México. 1973.
 27. Canfield RH. Application of the line interception method in sampling range vegetation. J Forest 1941;39:388-394.
 28. Herrera CJ, Herrera AY, Carrete CFO, Almaraz AN, Naranjo JN, González GFJ. Cambio en la población de gramíneas en un pastizal abierto bajo sistema de pastoreo continuo en el norte de México. Interciencia 2011;36(4):300-305.
 29. Cook CW, Bonham CD. Techniques for vegetation measurements and analysis for a pre-mining inventory and post-mining inventory. Colorado State Univ. Range Sci Dep. Science Series 1977;28:28-82.
 30. Mueller DD, Ellenberg H. Aims and methods of vegetation ecology. New York, USA; John Wiley and Sons; 1974.
 31. Shannon C. The mathematical theory of communication. In: Shannon C E, Weaver W. editors. USA: Univ Illinois Press; 1948;134-154.
 32. Magurran A. Ecological diversity and its measurement. New Jersey, USA: Princeton University Press; 1988.
 33. Moreno CE. Métodos para medir la biodiversidad (Manual y tesis SEA). Editado por Cooperación Iberoamericana (CYTED), Unesco (Orcyt) y SEA 2001;(1).
 34. Jiménez J, Alanís E, Aguirre O, Pando M, González MA. Análisis sobre el efecto del uso del suelo en la diversidad estructural del matorral espinoso tamaulipeco. Rev Madera y Bosques 2009;15(3):5-20.
 35. Noy-Meir I, Kaplan D. Species richness of annual legumes in relation to grazing in Mediterranean vegetation in northern Israel. Israel J Plant Sci 2002;50:S95-S109.
 36. Whittaker RH. Animal effects on plant species diversity. In: Tüxen R editor. Vegetation and fauna. Ber Symp Int Ver. Vaduz, The Netherlands: Cramer; 1977:409-425.
 37. Travieso BAC, Moreno CP, Campos A. Efectos de diferentes manejos pecuarios sobre el suelo y la vegetación de humedales transformados a pastizales. Interciencia 2005;30:12-18.
 38. González H, Ramírez RG, Cantú I, Gómez M, Uvalle JI. Composición y estructura de la vegetación en tres sitios del estado de Nuevo León, México. Polibotánica 2010;29:91-106.
 39. Améndola R, Castillo E, Martínez PA. Country pasture/forageresource profiles. México. In: Country pasture profiles 2005. <http://www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/Counprof/Mexico/Mexico2.htm>. Accessed Nov 21, 2007.
 40. Manzano MG, Nívar J. Processes of desertification by goats overgrazing in the Tamaulipan thornscrub (matorral) in north-eastern Mexico. J Arid Environ 2000;44(1):1-17.