

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
DEPARTAMENTO DE SILVICULTURA Y MANEJO FORESTAL**



**DIVERSIDAD DE ESPECIES ARBÓREAS Y ARBUSTIVAS EN ÁREAS CON
DISTINTO HISTORIAL ANTROPOGÉNICO EN EL MATORRAL ESPINOSO
TAMAULIPECO**

TESIS DE MAESTRÍA

**COMO REQUISITO PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES**

**PRESENTA:
ING. EDUARDO ALANÍS RODRÍGUEZ**

Linares, Nuevo León, México

Marzo del 2006

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES**

DEPARTAMENTO DE SILVICULTURA Y MANEJO FORESTAL

**DIVERSIDAD DE ESPECIES ARBÓREAS Y ARBUSTIVAS EN ÁREAS CON
DISTINTO HISTORIAL ANTROPOGÉNICO EN EL MATORRAL ESPINOSO
TAMAULIPECO**

TESIS

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS FORESTALES**

PRESENTA:

ING. EDUARDO ALANÍS RODRÍGUEZ

COMISIÓN DE TESIS

Dr. Javier Jiménez Pérez
Asesor principal

Dr. Oscar A. Aguirre Calderón
Asesor

Dr. Enrique Jurado Ybarra
Asesor

Linares, Nuevo León, México

Marzo del 2006

Manifiesto que la presente investigación es original y fue desarrollada para obtener el grado de Maestro en Ciencias Forestales, donde se utiliza información de otros autores se otorgan los créditos correspondientes.

Eduardo Alanís Rodríguez

Marzo del 2006

DEDICATORIA

A mi esposa Irma Guadalupe Villarreal “desde lo más profundo de mi ser, para ti con amor” por tu amistad, amor, comprensión, apoyo y paciencia...mil gracias.

A mis padres Jesús Alanís Castro y Elva Rodríguez de Alanís, por su esfuerzo incansable para abrirme camino en la vida, por su amor, apoyo y buenos consejos, pero sobre todo por darme la confianza y enseñarme que la humildad es la llave de la felicidad del hombre.

A mis hermanos y amigos de corazón Chuy y Abraham quienes siempre me han apoyado y motivado durante todo este tiempo, Dios nos mantenga siempre unidos.

AGRADECIMIENTOS

A Dios por haberme dado la vida y la satisfacción de permitirme alcanzar una meta más en el camino.

Agradezco sinceramente a:

El Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por otorgarme la beca y al Departamento de Silvicultura y Manejo Forestal por su aportación brindada para el establecimiento y desarrollo de esta investigación.

A la Universidad Autónoma de Nuevo León, quien a través del Programa de Apoyo a la Investigación Científica y Tecnológica (PAICYT) hizo posible esta investigación.

A la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León y en especial al cuerpo de Maestros que forjaron mi perfil profesional con sus conocimientos y convivencia que compartí con ellos durante estos años.

Al comité de tesis, donde cada uno de los integrantes de manera honesta, capaz y respetuosa crearon un ambiente de confianza y responsabilidad en el desarrollo de esta investigación.

Al Dr. Javier Jiménez Pérez por la dirección del presente trabajo de tesis, por su apoyo profesional, por sus acertadas observaciones y sus valiosos consejos. También por inculcarme ser trabajador, eficiente y competitivo, pero principalmente por la amistad y confianza que me ha brindado durante todos estos años.

Al Dr. Oscar A. Aguirre Calderón por su disposición al análisis y valiosos comentarios entorno a la investigación realizada, pero sobre todo por su valiosa amistad.

Al Dr. Enrique Jurado Ybarra, por su participación en el comité de tesis con comentarios, sugerencias y acertadas observaciones, pero sobre todo por enseñarme a visualizar la "ciencia" desde una perspectiva mas profunda y por su amistad.

Al Dr. Horacio Villalón Mendoza por hacerme comentarios y sugerencias atinadas sobre la metodología, por la información proporcionada, por la facilidad de del material de laboratorio y por su amistad.

Al M. C. Luis Rocha por el apoyo en la búsqueda del material bibliográfico, además por la asistencia en la identificación del material vegetal, pero principalmente por su amistad.

A todas las personas que participaron en la realización del trabajo de campo y gabinete y muy en especial a: M.C. Juan L. Ruiz, Ing. Raúl Bretado, M.C. Regina Pérez, Ing. José Aniceto, Biol. Ruth Mireles, Bol. Julio C. Canales, Lupita Villarreal, América González, Ing. Eliud Morales, Jesús Martínez, Fernando Reyes, Arnulfo Molina, Yesenia, Joe Rodríguez, Felipe Villalobos, Omar Doria, Iván Molina, Lázaro Ramírez (Don Lázaro), Manuel Hernández (Don Manuel), Chon, Edgar gracias...

A todos mis compañeros y amigos de la facultad, por su amistad desinteresada que me ofrecieron y por compartir momentos tan agradables durante estos años de estudios, pero sobre todo a Juan L. Ruiz, Regina Pérez, Raúl Bretado, Julio Canales, Ruth Mireles, Pedro Borjón, Israel Yerena, Santiago Isen, Chuy Martínez, Antonio Ríos y Edgar Saucedo gracias.

A Sandra Cano, Diana López e Isabel Hernández quienes estuvieron pendientes de todos los asuntos administrativos y escolares dentro de la Maestría. A la Ing. Juany Castillo por ayudarme en la recopilación de literatura y facilitarme el uso de material bibliográfico de la biblioteca.

A mis compañeros de trabajo por su apoyo y comprensión: José I. Yerena, Alejandro Loera, Jesús S. Vázquez, Julio Jiménez, Alfonso Maldonado, Carlos Martínez, Delladira Gutiérrez, Eduardo Cárdenas, E. Gabriela Gutiérrez, Fernando Martínez, Genaro E. García, José de Jesús, José L. López, José R. Garza, Ramiro Peña, Raúl Pulido y Rubén Urbina.

Para todas las personas antes mencionadas y para aquellas que contribuyeron de una u otra forma a mi desarrollo profesional, expreso un sincero agradecimiento.

CONTENIDO

LISTA DE TABLAS	I	
LISTA DE FIGURAS	II	
RESUMEN	III	
ABSTRACT	IV	
1. INTRODUCCIÓN	1	
1.1 Objetivos	2	
1.1.1 General	2	
1.1.2 Específico	3	
1.2 Hipótesis	3	
2. ANTECEDENTES	5	2.1
Generalidades	5	
2.2 Diversidad de especies	5	
2.3 Matorral espinoso tamaulipeco	8	
2.4 Caracterización estructural	11	
2.5 Índices de riqueza de especies	13	
2.5.1 Riqueza específica	13	
2.5.2 Índices de Margalef (D_{Mg}) y Menhinick (D_{Mn})	13	
2.6 Índices de diversidad de especies	14	
2.6.1 Índice de Shannon (H')	15	
2.6.2 Índice de equitatividad (E)	17	
2.6.3 Índice de Simpson (D_i)	17	
2.7 Índice de similitud/disimilitud	18	
2.7.1 Índice de Jaccard (IS_j)	18	
2.7.2 Índice de Sorensen (IS_S)	19	
2.8 Abundancia, dominancia, frecuencia y valor de importancia	19	
2.9 Grupo estructural de los cuatro árboles	20	
2.10 Distribución espacial	22	

2.10.1 Índice de dispersión (<i>ID</i>)	27
3. MATERIALES Y METODOLOGÍA	28
3.1 Descripción del área de estudio	28
3.1.1 Localización	28
3.1.2 Clima	29
3.1.3 Geología	30
3.1.4 Suelo	30
3.1.5 Vegetación	31
3.2 Selección de sitios	41
3.3 Metodología de la investigación	42
3.3.1 Muestreo por parcelas	43
3.3.2 Muestreo estructural	44
3.3.3 Parámetros dendrométricos	46
3.4 Índices de riqueza de especies	47
3.4.1 Riqueza específica	47
3.4.2 Índices de Margalef (D_{Mg}) y Menhinick (D_{Mn})	48
3.5 Estimación de índices de diversidad de especies	48
3.5.1 Índice de Shannon (H)	48
3.5.2 Índice de equitatividad (E)	49
3.5.3 Índice de Simpson (D_i)	50
3.5.4 Complemento del índice de Simpson (D_S)	50
3.6 Índices de similitud/disimilitud	50
3.6.1 Índice de Jaccard (IS_J)	50
3.6.2 Índice de Sorensen (IS_S)	51
3.7 Indicadores ecológicos	52
3.7.1 Abundancia (A_r)	52
3.7.2 Dominancia (D_r)	53
3.7.3 Frecuencia (F_r)	53
3.7.4 Valor de importancia (VI)	54
3.8 Estimación de la distribución espacial	54

3.8.1 Índice de dispersión (<i>ID</i>)	54
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	55
4.1 Riqueza específica del matorral espinoso tamaulipeco con disturbio	55
4.2 Parámetros básicos estructurales	56
4.2.1 Comparación de los parámetros básicos estructurales	64
4.2.2 Comparación de los parámetros básicos estructurales entre los muestreos	65
4.3 Riqueza de especies	66
4.4 Diversidad de especies	68
4.4.1 Índices de diversidad de especies	68
4.5 Similitud entre ecosistemas	70
4.5.1 Índice de Jaccard	70
4.5.2 Índice de Sorensen	71
4.6 Indicadores ecológicos	72
4.6.1 Comparación de los indicadores ecológicos entre ecosistemas	76
4.7 Distribución espacial	78
5. CONCLUSIONES	80
6. BIBLIOGRAFÍA	83

LISTA DE TABLAS

Tabla 1: Listado de especies presentes en el área de estudio.	56
Tabla 2: Parámetros cuantitativos del muestreo por parcela para el ecosistema con historial de agricultura.	57
Tabla 3: Parámetros cuantitativos del muestreo estructural para el ecosistema con historial de agricultura.	58
Tabla 4: Parámetros cuantitativos del muestreo por parcelas para el ecosistema con historial de ganadería extensiva.	59
Tabla 5: Parámetros cuantitativos del muestreo estructural para el ecosistema con historial de ganadería extensiva.	60
Tabla 6: Parámetros cuantitativos del muestreo por parcela para el ecosistema con historial de ganadería intensiva.	61
Tabla 7: Parámetros cuantitativos del muestreo estructural para el ecosistema con historial de ganadería intensiva.	62
Tabla 8: Parámetros cuantitativos del muestreo por parcelas para el ecosistema con historial de matarasa.	63
Tabla 9: Parámetros cuantitativos del muestreo estructural para el ecosistema con historial de matarasa.	64
Tabla 10: Datos dasométricos de los 4 ecosistemas.	65
Tabla 11: Comparación de los datos dasométricos entre los muestreos.	66
Tabla 12: Índices de riqueza de especies arbóreas y arbustivas mediante el muestreo por parcelas en los distintos ecosistemas.	67
Tabla 13: Índices de riqueza de especies arbóreas y arbustivas mediante el muestreo estructural en los distintos ecosistemas.	68
Tabla 14: Índices de diversidad mediante el muestreo por parcelas.	69
Tabla 15: Índices de diversidad mediante el muestreo estructural.	70
Tabla 16: Comparación de los ecosistemas mediante el índice de similitud de Jaccard.	71

Tabla 17: Comparación de los ecosistemas mediante el índice de similitud de Sorensen.	72
Tabla 18: Indicadores ecológicos de ganadería intensiva.	73
Tabla 19: Indicadores ecológicos de ganadería extensiva.	74
Tabla 20: Indicadores ecológicos de agricultura.	75
Tabla 21: Indicadores ecológicos del matarasa.	76
Tabla 22: Indicadores ecológicos de los cuatro ecosistemas.	77
Tabla 23: Índice de dispersión para el área con historial de ganadería extensiva.	78
Tabla 24: Índice de dispersión para el área con historial de ganadería intensiva.	79
Tabla 25: Índice de dispersión para el área con historial agrícola.	79
Tabla 26: Índice de dispersión para el área con historial matarasa.	80

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Muestreo estructural de los cuatro árboles.	21
Figura 2: Distribución espacial aleatoria.	26
Figura 3: Distribución espacial uniforme.	26
Figura 4: Distribución espacial agrupada.	27
Figura 5: Localización del área de estudio.	28
Figura 6: Curva especie-área para el muestreo por parcelas.	44
Figura 7: Árbol centro y sus tres vecinos próximos.	45
Figura 8: Curva especie-intersecciones para el muestreo estructural de los cuatro árboles.	45

RESUMEN

El presente estudio evalúa la diversidad de especies arbóreas y arbustivas en 4 áreas con distinto historial de uso; ganadería intensiva, ganadería extensiva, agricultura tradicional y matarasa, las cuales presentan un tiempo de abandono entre 21 a 23 años en el matorral espinoso tamaulipeco. El objetivo de esta investigación fue conocer el efecto del uso antropogénico en la diversidad de especies arbóreas y arbustivas.

La metodología propuesta es una combinación de la medición por parcelas y el muestreo estructural. Se evaluó la diversidad de especies mediante los índices de abundancia relativa de Shannon & Weiner y Simpson e índices de riqueza de especies de Margalef y Menhinick, encontrando que las comunidades presentan diferente diversidad, siendo los de historial de matarasa y agricultura los más diversos aunque no presentan los valores más altos de riqueza de especies, y ambos muestreos proyectan la misma información. Además se evaluaron los indicadores ecológicos de abundancia, dominancia, frecuencia y valor de importancia para determinar el peso ecológico de las especies en cada comunidad, los cuales arrojan diferente información en las áreas con distinto historial de uso, ya que los ecosistemas son diferentes en la composición de especies. Los índices de similitud de Jaccard y Sorensen muestran que la ganadería intensiva es la comunidad que presenta mayor disimilitud con las otras áreas, debido probablemente a la compactación del suelo, provocado por el pisoteo del ganado. La distribución espacial de las especies es distinta en las diferentes áreas, debido a los aspectos de reproducción y competencia.

SUMMARY

In this study tree and shrub species diversity in 4 areas of Tamaulipan thornscrub with different land use history was evaluated. Land uses included intensive foraging, extensive foraging, traditional agriculture and clear cutting. All areas were abandoned for 21 to 23 years. The aim of this study was to understand the influence of human impact on diversity of woody species.

Methods include a combination of plot sampling and structural sampling. Species diversity was evaluated using Shannon & Weiner's and Simpson's relative abundance and species richness from Margalef and Menhinick. Land use history influenced woody species diversity in that clear cutting and agriculture had the highest diversity values but not the highest species richness values.

The specific ecological weight of each species was estimated for each plant community using abundance, dominance and frequency values. Results were different for different land use histories, given that species composition was also different. Jaccard and Sorensen Similarity indices showed that the community formerly used for intensive grazing was the most different from other land use histories. Arguably this is a result of trampling and soil compaction. Species spatial distribution differs across land use histories.

1. INTRODUCCIÓN

El matorral espinoso tamaulipeco de la Planicie Costera de Golfo se distribuye en aproximadamente 200,000 km² del noreste de México y el sur de Texas desde la Llera de Canales y los límites sureños de la Sierra Azul en Tamaulipas (González, 1985) hasta el altiplano Edwards (Edwards Plateau) en Texas (Diamond et al, 1987), y de las faldas de la Sierra Madre Oriental hasta la costa del Golfo de México (Jurado y Reid, 1989). Estas asociaciones son extremadamente diversas respecto a las especies arbóreas y arbustivas (60-80 especies), su densidad (de 14,000 a 30,000 individuos/ha) y altura (Heiseke y Foroughbakhch, 1985; Gómez, 2000).

El matorral espinoso tamaulipeco tiene una larga historia de uso silvoagropecuario desde fines del siglo XVI, determinante en la economía de la zona de noreste de México. No obstante, esta siendo paulatinamente y crecientemente degradado por el desmonte, sobrepastoreo, incendios forestales, extracción selectiva de algunos de sus componentes leñosos y forrajeros o simplemente por la eliminación a matarasa del matorral, disminuyendo de esta manera su extensión a favor de terrenos agrícolas y praderas artificiales (Rzedowski, 1981; Foroughbakhch y Peñaloza, 1988; Treviño, 1997).

En el matorral espinoso tamaulipeco se han realizado múltiples estudios científicos con relación a las especies arbóreas y arbustivas; en aspectos forrajeros (Reyes y Foroughbakhch; 1989), maderables (Reid, *et al.*, 1989; Soto, 1991; Villalón, 1992; Martínez, 1992) usos múltiples (Peñaloza y Reid, 1989; Villalón, 1989), podas (Carvajal y Treviño, 1989; Foroughbakhch y Heiseke, 1990), establecimiento y germinación (Castañeda, 1988; Flores, 1993, 2000, Jurado *et al.*, 2000; Jurado, *et al.*, 2001; García y Jurado, 2003), biomasa (Navar *et al.*, 2001; Navar *et al.*, 2002), distribución (Jurado y Reid, 1989), atributos característicos (Jurado *et al.*, 2001), interacciones (Flores y Jurado, 2003) potencial hídrico y la disponibilidad de agua en el suelo (González, 2000, 2004), intercepción de la precipitación (Cantú y

González, 2005), aspectos nutricionales (Ramírez, *et al.*, 1999), tolerancia a factores abióticos (Sánchez *et al.*, 2005), estructura (Ruiz, 2005), establecimiento y germinación (Jurado *et al.*, 2000; Jurado, *et al.*, 2001; García y Jurado, 2003), biomasa (Návar *et al.*, 2001; Návar *et al.*, 2002), distribución (Jurado y Reid, 1989), atributos característicos (Jurado *et al.*, 2001), interacciones (Flores y Jurado, 2003) potencial hídrico y la disponibilidad de agua en el suelo (González, 2000, 2004), intercepción de la precipitación (Cantú y González, 2005), aspectos nutricionales (Ramírez, *et al.*, 1999) y tolerancia a factores abióticos (Sánchez *et al.*, 2005).

Referentes a la diversidad de especies existen estudios de autores como: Estrada (1987), Foroughbackhch y Peñaloza (1988), Villalón (1989), Rodríguez (1994), Medina (1995), González (1996), González *et al.*, (1997a), González *et al.*, (1997b) Romero (1999) y Sariñana (1999), los cuales se abocan desde la diversidad de ecosistemas poco perturbados a vegetación secundaria en general. Pero existen escasos estudios relacionados con la diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial antropogénico, orientados a evaluar en una forma real las relaciones sucesionales y dinámica de los recursos naturales.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 General

Conocer el efecto antropogénico en la diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial en una fracción del matorral espinoso tamaulipeco.

1.1.2 Específicos

a) Evaluación de la diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial antropogénico del matorral espinoso tamaulipeco a través de los índices de riqueza de especies de Margalef y Menhinick y de diversidad de Shannon, Simpson, y equitatividad.

b) Comparación entre el muestreo de parcelas y el muestreo estructural mediante la aplicación de índices de riqueza de especies de Margalef y Menhinick y de diversidad de Shannon, Simpson, y equitatividad.

c) Estimación de la similitud entre los ecosistemas mediante la aplicación del índice de Sorensen y Jaccard.

d) Determinar los parámetros ecológicos abundancia, dominancia y frecuencia, así como el valor de importancia relativa de las especies.

e) Comparación de parámetros dasométricos (densidad absoluta y relativa, área basal, altura y diámetro promedio y su relación).

f) Determinación de la distribución espacial mediante el índice de dispersión.

1.2 Hipótesis

1) Existe la misma diversidad de especies arbóreas y arbustivas en áreas con distinto historial de uso antropogénico en el matorral espinoso tamaulipeco.

2) Existe similitud de especies, valores dasométricos y parámetros ecológicos en áreas con distinto historial antropogénico en el matorral espinoso tamaulipeco.

3) Las especies arbóreas y arbustivas presentan el mismo patrón de distribución espacial en áreas con distinto uso antropogénico.

2. ANTECEDENTES

2.1 Generalidades

La deforestación y fragmentación de ecosistemas se han reconocido como las principales causas de pérdida de la biodiversidad y se ha alertado sobre las consecuencias que estos fenómenos pueden tener sobre el bienestar de la humanidad y la salud general del ambiente. En México la deforestación se debe al cambio en el uso del suelo y por consiguiente a la transformación de los bosques o selvas en zonas agrícolas o pecuarias, como resultado de una presión demográfica sobre el uso de los recursos naturales y de un aprovechamiento inadecuado de la tierra (Aguilar, 2002).

Hoy día los ecosistemas terrestres como selvas tropicales, bosques templados, matorrales, etc., se encuentran alterados en su composición, estructura y funcionamiento. Ante tal crisis, surge la necesidad de tomar medidas efectivas que eviten la degradación de los ecosistemas, que promuevan su conservación, su recuperación parcial o total y su posible uso sostenido (Martínez, 2002).

Treviño (1996) evaluó los cambios de uso de suelo en el municipio de Linares a través de 21 años. Los resultados preliminares indican que un 60% de la vegetación original ha sido eliminada a favor de actividades agrícolas y ganaderas, originando degradación del suelo, pérdida de diversidad biológica y cambios microclimáticos.

2.2 Diversidad de especies

La diversidad de especies en el planeta ha sido estimada entre 5 y 50 millones o más, aunque a la fecha sólo se han descrito alrededor de 1.4 millones de especies (CONABIO, 2004). El número total de especies conocidas en México es de 64 878 aproximadamente. Junto con Brasil, Colombia e Indonesia, México se encuentra entre los primeros lugares de las listas de riqueza de especies (Dirzo, 1994;

Mittermeier y Goettsch, 1997). Al respecto, se han descrito 26 mil especies de plantas, 282 especies de anfibios, 707 de reptiles y 439 de mamíferos. Estas cifras, comparadas con otros países en el plano mundial, colocan a México como un país megadiverso, ya que presenta al menos 10% de la diversidad terrestre (SEMARNAT, 1999; CONABIO, 2004; Robles *et al*, 2004).

Uno de los aspectos distintivos de las comunidades naturales, es la diferencia existente entre ellas en cuanto a su riqueza específica. En general, se considera que una comunidad es más compleja mientras mayor sea el número de especies que lo compongan y mientras menos dominancia presenten una o pocas especies con respecto a las demás (Baca, 2000).

A la característica de las comunidades que mide ese grado de complejidad se le llama biodiversidad o diversidad biológica, la cual se define como “la variabilidad entre los organismos vivos de todas las fuentes, incluyendo, entre otros, los organismos terrestres, marinos y de otros ecosistemas acuáticos. Así como los complejos ecológicos de los que forman parte; esto incluye diversidad dentro de las especies, entre especies y ecosistemas” (UNEP, 1992). El término comprende diferentes escalas biológicas, desde la variabilidad en el contenido genético de los individuos y las poblaciones, hasta el conjunto de comunidades de un paisaje o región (Solbrig, 1991; Halffter & Ezcurra, 1992; UNEP, 1992; Harper y Hawksworth, 1994; Heywood, 1994; Moreno, 2001).

Magurran (1988) define a la diversidad biológica como una comunidad que consiste no solo en un grupo de especies en igual abundancia sino como una comunidad la cual, lo normal sería que la mayoría de las especies sean raras, mientras que un moderado grupo sea común, con pocas especies verdaderamente abundantes. Así una comunidad tiene una alta diversidad de especies si la abundancia de las especies es igual o similar.

El dato fundamental en diversidad es el número de especies en distintos lugares. Los ecólogos han descubierto relaciones entre estos datos y latitud, clima, productividad biológica, heterogeneidad de hábitat, complejidad de hábitat, disturbio y tamaño y distancia entre fragmentos (Stevens, 1989; Ricklefs, 1990; Huerta y Guerrero, 2004).

Los estudios sobre medición de biodiversidad se han centrado en la búsqueda de parámetros para su caracterización como una propiedad emergente de las comunidades ecológicas. Sin embargo, las comunidades no están aisladas en un entorno neutro, cada unidad geográfica o paisaje se encuentra un número variable de comunidades (Moreno, 2001). Por ello, para comprender los cambios de la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, la separación de los componentes alfa, beta y gamma (Whittaker, 1972) son de gran utilidad, principalmente para medir y evaluar los efectos de las actividades humanas (Halffter, 1998).

La diversidad alfa es la riqueza de especies de una comunidad particular, la diversidad beta es el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades en un paisaje, y la diversidad gamma es la riqueza de especies de conjunto de comunidades que integran el paisaje, resultante de las diversidades alfa y beta y se aplica a áreas biogeográficas (Whittaker, 1972, 1977).

Moreno, 2001 resalta la necesidad de conocer la diversidad a nivel de comunidades y paisajes, más que la diversidad de especies, ya que un simple listado de especies para una región dada no es suficiente. Para mantener la mayor parte de la diversidad biológica existente es necesario contar con información de comunidades naturales y modificadas (diversidad alfa) y también de la tasa de cambio en la biodiversidad entre distintas comunidades (diversidad beta), para conocer su distribución a nivel regional y poder diseñar estrategias de conservación y llevar a cabo acciones concretas a escala local y así al conservar

comunidades, además de conservar a las especies que viven en ellos, se conservan los procesos y los hábitats.

La diversidad constituye una fuente inapreciable de riqueza ecológica, genética, social, económica, educativa, cultural, recreativa y estética. Por lo que es importante para la evolución y el mantenimiento de los sistemas necesarios para la vida de la biosfera (Granados y López, 2000); la preservación y la utilización sostenible de la diversidad biológica revisten vital importancia para la satisfacción de las necesidades alimentarias, sanitarias y de otra índole en la creciente población mundial (Juárez, 2003).

2.3 El matorral espinoso tamaulipeco

En el matorral espinoso tamaulipeco se han realizado múltiples estudios científicos con relación a las especies arbóreas y arbustivas; en aspectos forrajeros (Reyes y Foroughbakhch; 1989), maderables (Reid, *et al.*, 1989), distribución (Jurado y Reid, 1989; Soto, 1991; Villalón, 1992; Martínez, 1992) usos múltiples (Peñaloza y Reid, 1989; Villalón, 1989), podas (Carvajal y Treviño, 1989; Foroughbakhch y Heiseke, 1990), establecimiento y germinación (Castañeda, 1988; Flores, 1993, 2000, Jurado *et al.*, 2000; Jurado, *et al.*, 2001; García y Jurado, 2003), aspectos nutricionales (Ramírez, *et al.*, 1999), biomasa (Návar *et al.*, 2001; Návar *et al.*, 2002), atributos característicos (Jurado *et al.*, 2001), interacciones (Flores y Jurado, 2003) potencial hídrico y la disponibilidad de agua en el suelo (González, 2000, 2004), intercepción de la precipitación (Cantú y González, 2005), tolerancia a factores abióticos (Sánchez *et al.*, 2005) y estructura (Ruiz, 2005).

Estudios específicos acerca de la diversidad y riqueza específica de especies arbóreas y arbustivas en el matorral espinoso tamaulipeco se encuentran los de Estrada (1987), donde realizó un estudio sobre las leguminosas del municipio de Linares, encontrando 50 géneros con 105 especies y 14 variedades ubicadas en tres subfamilias. La más representativa en número de especies es la subfamilia

Lotoidae con un total de 59, Mimosoidae agrupa 24 especies y la subfamilia Caesalpinioideae posee 22 especies.

Foroughbackhch y Peñaloza (1988) mencionan que el matorral espinoso tamaulipeco se compone entre 60 y 80 especies arbustivas y arbóreas, presentando una amplia variación florística, con una alta diversidad en estructura y asociaciones.

Villalón (1989) realizó un inventario botánico del matorral xerófito en Linares, N. L., siendo las especies arbustivas más dominantes *Acacia farnesiana*, *A. rigidula*, *A. wrightii*, *Bumelia celastrina*, *Celtis pallida*, *Condalia hookeri*, *Cordia boissieri*, *Diospyros texana*, *Helietta parvifolia*, *Pithecellobium ebano*, *P. pallens*, *Prosopis glandulosa* y *Zanthoxylum fagara*.

Rodríguez (1994) realiza diversos análisis de fitodiversidad, comparando dos comunidades de matorral a nivel de sinusias arbórea y arbustiva: una comunidad no perturbada (matorral alto) y otra perturbada (matorral bajo); para las cuales además de fitodiversidad determinó su composición florística y estructura fisonómica. En su estudio concluye que el matorral alto es la comunidad más diversa y menos estable, estableciendo así que la alta diversidad no necesariamente conlleva a una alta estabilidad.

Medina (1995) determinó mediante los índices de Shannon y Wiener y de Simpson la fitodiversidad presente en fragmentos de vegetación de dos diferentes tamaños (> 100 ha y < 10 ha) y de por lo menos 20 años de desarrollo. No encontró diferencias entre las medidas de fitodiversidad en los diferentes tamaños de fragmentos del matorral, planteando que tal similitud en cuanto a fitodiversidad se debe a lo reciente de la fragmentación y a la longevidad de las especies involucradas.

González (1996) en su estudio, realizó la primera aproximación al conocimiento de la relación entre composición, estructura, diversidad florística, fisonomía y

dinámica de la vegetación secundaria y el historial de uso de suelo en el sur de Linares, N. L.

González *et al.* (1997) compararon la diversidad florística de cinco áreas en el sur del municipio de Linares ocupadas por vegetación secundaria de menos de 20 años de desarrollo, y que comparten similares condiciones físicas y difieren en el historial de uso de suelo. Se encontró que existe una menor diversidad en los predios relacionados con períodos mas largos de aprovechamiento agropecuario en comparación con los predios que después del desmonte fueron utilizados durante pocos años.

González *et al.* (1997) describen la fisonomía y composición florística de la vegetación secundaria de cinco áreas ubicadas al sur del municipio de Linares, presentando dichas áreas una amplia diversidad fisionómica que incluye comunidades subarbustivas, arbustivo-arbóreas y mixtas con una o varias especies dominantes. Encontró que la composición florística esta dada por 64 especies leñosas, de las cuales 33 son arbustivas y/o arbóreas y 31 subarbustivas. La familia Leguminosae es la más común entre las arbustivas y arbóreas y la familia Compositae entre las subarbustivas.

Romero (1999) realizó una descripción ecológica en una fracción del matorral espinoso tamaulipeco, utilizando índices de diversidad (Margalef, Shannon, Menhinick y Simpson) y parámetros ecológicos como densidad, abundancia, frecuencia y valor de importancia relativa; resultando que las especies *Acacia rigidula* y *Pithecellobium pallens* fueron las de mayor importancia.

Sariñana (1999) analizó la fitodiversidad del estrato fisonómicamente dominante de 15 tipos de vegetación en Nuevo León. De los 7 tipos de matorrales que existen en el estado, el desértico rosetófilo-acaule fue el que presentó mayor diversidad y la menor dominancia, mientras que el matorral espinoso tamaulipeco mostró la menor diversidad pero la mayor dominancia.

Con el propósito de continuar con esta línea de investigación, en el presente estudio se compara la riqueza y diversidad de especies arbóreas y arbustivas en sitios con vegetación secundaria que difieren en su historial de uso.

La baja productividad en estudios de poblaciones para el matorral espinoso tamaulipeco bajo el precepto de ecosistemas forestales, orientados a evaluar en una forma real las relaciones sucesionales y dinámica de los recursos naturales renovables, ha traído consigo que una fracción de la superficie forestal mexicana se encuentre en un proceso rápido de degradación, sin que aún se logre conocer la forma de frenar este proceso acelerado de desertificación. Jiménez *et al.* (1996) mencionan que estudios científicos sobre el conocimiento de la dinámica y procesos de sucesión en los diferentes ecosistemas en México son de una importancia relevante para lograr mediante decisiones adecuadas un manejo sustentable de los recursos naturales renovables.

Jiménez *et al.* (2001) indican que las nuevas tendencias en el manejo integral de los ecosistemas, exigen un mayor conocimiento cuantitativo sobre las comunidades vegetales, especialmente en las especies arbóreas. Tal consideración se enfoca hacia la concepción de la diversidad biológica, distribución espacial y diferenciación dimensional.

2.4 Caracterización estructural

Jiménez *et al.* (1999) definen la estructura como el ordenamiento específico de elementos dentro de un sistema. Así mismo menciona que una estructura arbórea se refiere a la distribución de las características individuales dentro de un área forestal. La estructura de un ecosistema se define básicamente por el tipo, número, ordenamiento espacial y ordenamiento temporal de los elementos que lo constituye (Aguirre *et al.*, 1997).

Tres elementos importantes son considerados por Jiménez *et al.* (1999, 2001) para definir los atributos estructurales de una comunidad vegetal, siendo estos: la diversidad de especies, la diferenciación dimensional y la distribución espacial, los cuales son importantes en la planeación del manejo de ecosistemas forestales.

La estructura de una masa forestal está relacionada con el hábitat de la fauna silvestre y la flora, siendo ésta determinante como indicador de la biodiversidad (Del Río *et al.*, 2003). Zenner *et al.* (2000) mencionan que las características estructurales son de una gran utilidad para definir los requerimientos de nicho de las especies, examinar la heterogeneidad espacial y la dinámica temporal de la vegetación.

Gadow (1999) menciona que las variables expresadas para descubrir los atributos estructurales dentro de un tipo de vegetación, pueden ser evaluadas en la práctica con la información del muestreo del vecino más próximo. Estas pueden ser utilizadas para caracterizar modificaciones de estructuras de bosque, resultantes de actividades silvícolas, para medir diferencias de bosque en tiempo y espacio y para analizar las estructuras arbóreas observadas y las esperadas.

Franklin *et al.* (1981) describen a los ecosistemas forestales por su composición, función y estructura. La composición es un conjunto de organismos que existen dentro de un ecosistema. La función se refiere a los tipos de procesos que desempeña el ecosistema forestal, y la estructura se refiere al arreglo físico y a las características del bosque.

Los índices estructurales pueden determinarse para la totalidad de los individuos de un ecosistema, así como para una especie en una clase dimensional establecida, siendo sumamente útiles y versátiles (Albert *et al.*, 1995). En este contexto existen índices que permiten evaluar la estructura de especies, tales como el índice de Shannon (H') (Shannon, 1948), índice de equitatividad (E) (Nagel, 1994), perfil de especies (A) (Pretzsch, 1996), índices de segregación (S)

de Pielou (Pielou, 1961) y el índice de mezcla de especies (Mi) (Füldner y Gadow, 1994).

En este sentido Aguirre *et al.* (1997) y Jiménez *et al.* (2001) mencionan la necesidad de generar metodologías cuantitativas para el análisis estructural de ecosistemas con énfasis en el estrato arbóreo, a través de la integración de índices estructurales recientemente desarrollados, parámetros dasométricos, convencionales empleados para la evaluación de tales ecosistemas y finalmente, factores físicos de las localidades como objeto de estudio. Dichos índices estructurales han sido desarrollados por ecólogos europeos (Gadow y Füldner, 1992) y han sido aplicados en México en investigaciones en ecosistemas templados (Aguirre *et al.*, 1998; Aguirre, 1999; Torres, 2000; Baca, 2000; Jiménez, 1999; García, 2000; Jiménez *et al.*, 2001; Ruiz, 2004; Alanís, 2004; Morales, 2005; Ruiz, 2005).

2.5 Índices de riqueza de especies

2.5.1 Índice de riqueza específica

Magurran (1988) lo define como el número total de especies obtenidas en un censo de la comunidad. Es la medida más frecuentemente utilizada (Moreno, 2001):

- la riqueza de especies refleja distintos aspectos de la biodiversidad,
- el concepto de especie es ampliamente entendido,
- las especies son fácilmente detectables y cuantificables.

2.5.2 Índice de Margalef y Menhinick

Este índice transforma el número de especies por muestra a una proporción, donde las especies son añadidas por expansión de la muestra. Supone que hay

una relación funcional entre el número de especies y el número total de individuos $S = k\sqrt[N]{N}$ donde k es constante (Magurran, 1988). El índice de diversidad de Margalef (Clifford & Stephenson, 1975) se define como:

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

El índice de Menhinick se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos observados, que se incrementa al aumentar el tamaño de la muestra (Whittaker, 1977); El índice de Menhinick se presenta como:

$$D_b = \frac{s}{\sqrt{N}}$$

Estos índices de riqueza de especies presentan una desventaja fundamental, porque no permiten diferenciar la diversidad entre comunidades con el mismo número de especies y el número total de individuos, debido a que la riqueza de especies está directamente relacionada al tamaño de muestra (Ruíz, 2004). Brower *et al.* (1990) mencionan que una buena medida de diversidad tendría en consideración el número de especies y la similitud de ocurrencia de individuos en las diferentes especies.

2.6 Índices de diversidad de especies

Wilson *et al.* (1996) definen índice como un conteo estadístico obtenido en campo y que proporciona información básica acerca de la población. Gaines *et al.* (1999) describen el índice de diversidad como un parámetro estadístico, derivado de la información de la riqueza de especies y la abundancia de individuos presentes en un ecosistema.

Existen diversos índices y modelos que han sido desarrollados para medir diversidad en una comunidad. Para evaluar la diversidad de especies existen tres categorías: índices de riqueza de especies, modelos de abundancia de las especies e índices basados en la abundancia proporcional de especies. La última categoría es nombrada también índice de heterogeneidad, por que considera la uniformidad y la riqueza de especies (Magurran, 1988).

Para el estudio de la diversidad biológica es importante el establecimiento de fases o etapas. La primera fase es la estimación de la complejidad específica en un punto en el tiempo y espacio, es decir, conocer que especies o comunidades están presentes. La segunda fase es el monitoreo de la diversidad, considerada como la estimación del estado actual de los ecosistemas en áreas, en diferentes periodos de tiempo, con la finalidad de analizar las diferencias acerca del cambio en la comunidad (Wilson *et al.* 1996).

2.6.1 Índice de Shannon

El índice de Shannon se basa en la lógica de que la diversidad en un sistema natural puede ser medida de un modo similar a la información contenida en un código o mensaje (Magurran, 1988), y considera que los individuos se muestrean al azar a partir de una población “indefinidamente grande”, esto es, una población efectivamente infinita y que todas las especies están representadas en la muestra (Pielou, 1975).

Este índice expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de las especies de la muestra, es decir mide el grado promedio de incertidumbre para predecir a la especie a la que pertenece un individuo dado, elegido al azar dentro de la comunidad (Magurran, 1988; Baev y Penev, 1995; Huerta y Guerrero, 2004). Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y logaritmo de S,

cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

El índice de Shannon es una de las variables más empleadas para la estimación de la diversidad de especies (Gadow, 1992; Daniel, 1998; Moreno, 2001) y se calcula a partir de la siguiente ecuación matemática (Shannon y Weiner, 1948):

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

donde:

H' = diversidad (bits/individuo)

S = número de especies presentes

\ln = logaritmo natural

p_i = proporción de las especies $p_i = n_i/N$

n_i = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos

De acuerdo a Poole (1974), uno de los méritos de la función de Shannon resulta de su independencia respecto al tamaño de la muestra, y que estima la diversidad con base en una muestra extraída al azar y que presumiblemente contiene todas las especies de la comunidad. Algunas de las ventajas de la aplicación de este índice son (Thompson y Shay, 1989; Qinghoung, 1995):

- mayor sensibilidad a las alteraciones en la abundancia de las especies con menor densidad, también denominadas como raras,
- utilización de la medición de la diversidad en distintos niveles de los ecosistemas,

- presenta propiedades que permiten pruebas estadísticas, como la comparación de valores en distintos momentos, en una misma población o comunidad.

2.6.2 Índice de equitatividad

El índice de equitatividad (E) o uniformidad del índice de Shannon, se refiere a la relación entre diversidad observada y la diversidad máxima, el valor E se sitúa entre 0 y 1.0, donde los valores cercanos de 0 indican poca diversidad y los valores cercanos a 1.0 representa una gran diversidad, donde todas las especies son igualmente abundantes (Pielou, 1969). Este índice se obtiene mediante la siguiente fórmula:

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

donde:

H' = diversidad (bits/individuo)

S = número de especies ($S > 1$)

2.6.3 Índice de Simpson (D)

El índice de diversidad de Simpson mide la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de una población, provengan de la misma especie (Huerta y Guerrero, 2004). Está fuertemente influenciado por la importancia de las especies dominantes (Magurran, 1988). Este índice varía inversamente con la heterogeneidad, de tal forma que si el valor del índice decrece, la diversidad se incrementa. Para mayor claridad Pielou (1969) menciona que es deseable que valores altos del índice de probabilidad correspondan con valores altos de

diversidad. Por lo que puede calcularse como $1 - D$, y así un valor cercano a 1 manifiesta mayor diversidad (Lande, 1996).

El índice de diversidad de Simpson (1949) es:

$$D = \sum p_i^2$$

donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i .

2.7 Índices de similitud/disimilitud

El índice de similitud es un sistema fácil de medición de la diversidad beta. Existe un vasto rango de índices de similitud, sin embargo los de mayor utilidad práctica son el de Jaccard y Sorensen, principalmente (Magurran, 1988). Estos índices expresan el grado en que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad beta, que se refiere al cambio de especies entre dos muestras (Moreno, 2001). A partir de un valor de similitud (s) se puede calcular la disimilitud (d) entre las muestras: $d=1-s$ (Magurran, 1988).

2.7.1 Índice de Jaccard

$$IS_J = \frac{c}{a+b+c} * 100$$

donde:

IS_J = Índice de semejanza de Jaccard

a = número de especies exclusivas de la comunidad A

b = número de especies exclusivas de la comunidad B

c = número de especies comunes para ambas comunidades

2.7.2 Índice de Sorensen

$$IS_s = \frac{2c}{A+B} * 100$$

donde:

IS_s = Índice de semejanza de Sorensen

c = número de especies comunes para ambas comunidades

A = número total de especies presentes en la comunidad A

B = número total de especies presentes en la comunidad B

2.8 Abundancia, dominancia, frecuencia y valor de importancia

Para evaluar la importancia de las especies arbóreas en un ecosistema se utiliza la abundancia, dominancia y frecuencia como medida de valoración (Müller y Ellenberg, 1974; Jiménez *et al.*; 2001). La abundancia se define como el número de individuos por especies que se encuentra en una localidad (Lamprecht, 1990). Mackenzie *et al.* (1998) lo definen como el número de individuos por unidad de área, volumen o unidad de hábitat. La abundancia absoluta difiere de la relativa, en que la absoluta se refiere al número de individuos por especie, mientras que la relativa es la proporción de cada especie en el número total de individuos (Harold y Hocker, 1984; Lamprecht, 1990).

La dominancia está determinada por la cobertura de la copa (Lamprecht, 1990); Jiménez (1998, 2001) y Aguirre (2000) señalan que la utilización del parámetro dasométrico área basal es un adecuado sustituto para el cálculo del valor de dominancia. La dominancia absoluta de una especie se define como la sumatoria del área basal individual, expresadas en m². La dominancia relativa se determina como la proporción de una especie en el área basal total evaluada (Harold y Hocker, 1984; Jiménez, 1998). Granados y Tapia (1990) mencionan que la dominancia se refiere a la extensión de área cubierta, espacio ocupado o grado de control de una comunidad, por una o más especies. Existen tres elementos para

detectar la dominancia: número, distribución y masa de los individuos expresado como densidad.

Harold y Hocker (1984) definen frecuencia como el número de veces en que una especie está representada. Broker *et al.* (1990) lo definen como el número de eventos ocurridos en un determinado tiempo y Lamprecht (1990) como la presencia o la ausencia de una especie en determinada comunidad. La frecuencia absoluta es expresada en porcentaje y la frecuencia relativa de una especie se determina como un porcentaje en la suma de las frecuencias absolutas de todas las especies. Esta variable define un parámetro de homogeneidad de un ecosistema (Lamprecht, 1990). Diversos ejemplos sobre la aplicación de estos indicadores ecológicos se encuentran en la literatura.

El valor de importancia (VI) formulado por Curtis y McIntosh (Curtis y McIntosh, 1951 cit. En Lamprecht, 1986) es el resultado de la suma de los valores porcentuales de la abundancia (n/ha), dominancia (m^2/ha) y frecuencia (n_s); el valor determina el peso ecológico de cada especie dentro de un ecosistema.

2.9 Grupo estructural de los cuatro árboles

La aplicación de índices para la caracterización estructural, depende de los objetivos del ecosistema forestal, lo que permite realizar una toma de decisión adecuada, asegurando que los procedimientos para la obtención de la información de campo sean óptimos en tiempo y costo (Gadow, 1999).

Los sitios circulares de muestreo convencionalmente empleados contienen valiosa información principalmente para el análisis de la estructura de las especies. A partir de datos de sitios circulares en los que se registra la ubicación de los árboles pueden derivarse algunos índices dependientes de la distancia. En este caso se presenta sin embargo el problema de definir las relaciones de vecindad de los árboles cercanos al límite del sitio (Nagel, 1994).

De acuerdo a lo anterior, existe una alternativa para obtener los índices estructurales de un ecosistema forestal mediante el grupo estructural de los cuatro árboles (Füldner, 1995; Pommering *et al*, 1997; Jiménez *et al*, 1999, 2001), el cual se presenta en la figura 1 y se basa en la construcción de redes mediante las equidistancias de las coordenadas x-y, partiendo de un punto inicial aleatorio. Este muestreo se fundamenta en un procedimiento de inventario, donde los sitios se ubican conformando una red (Füldner, 1995).

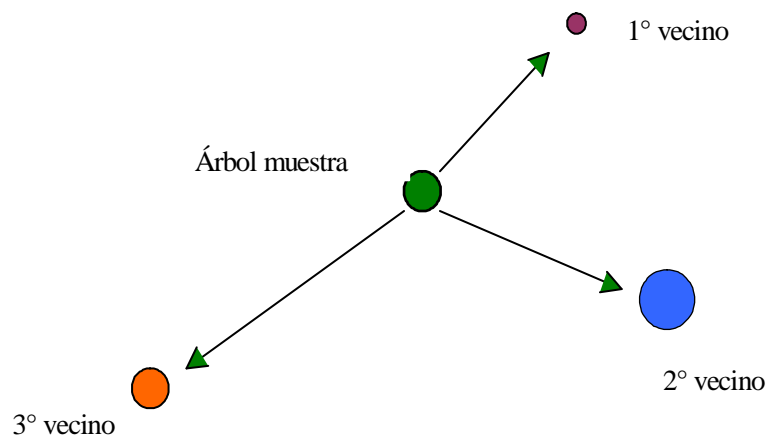


Figura 1: Muestreo estructural de los 4 árboles.

Las variables descriptivas de los atributos estructurales pueden ser evaluadas a partir de la información del muestreo del vecino más cercano, ofreciendo la posibilidad de caracterizar las modificaciones estructurales que suceden en el ecosistema en tiempo y espacio al ser intervenido (Gadow, 1999).

El árbol más próximo a los puntos de intersección de la red se designa árbol-muestra, y a partir de éste, se determina la distancia a los tres árboles más cercanos. A los cuatro individuos que conforman el grupo de muestreo se les determina diámetro, altura y especie.

2.10 Distribución espacial

Las comunidades ecológicas, las plantas y animales presentan un patrón especial, siendo una propiedad fundamental en cada grupo de organismos vivos (Juárez, 2003). La distribución de organismos en la naturaleza raramente es tan uniforme como un huerto o cultivo. Una dispersión aleatoria, donde la posición de un individuo es completamente independiente de la posición de cualquier otro en la población se presenta en ciertas especies (Brower *et al.*, 1990).

Del Río (2003) menciona que la distribución está condicionada por las relaciones entre individuos (competencia y asociación), así como por las estrategias de regeneración de las diferentes especies y las intervenciones silvícolas que se realizan en el rodal.

La estructura de los ecosistemas se define de acuerdo a Gadow (1999) como el ordenamiento específico de las características arbóreas dentro de un sistema. Aguirre *et al.* (1997) describen a la estructura de la vegetación básicamente por el tipo, número, ordenamiento espacial y temporal de los elementos que lo constituyen. Jiménez *et al.* (1998) precisan el aspecto estructural de los ecosistemas como un conjunto de elementos agrupados por características de diversidad, distribución espacial y diferenciación dimensional de las variables cuantitativas. Villavicencio *et al.* (2000) mencionan que las estructuras espaciales en masas forestales de formación natural son importantes especialmente para los procesos regenerativos del bosque, además de ser considerado como un factor para la determinación del hábitat y diversidad de especies.

Villavicencio *et al.* (2000) mencionan que las estructuras espaciales en masas forestales de forma natural son importantes especialmente para los procesos regenerativos del bosque, además de ser considerado como un factor para la determinación de hábitat y diversidad de especies.

Everett *et al.* (1994) señalan que el conocimiento de la estructura arbórea es un elemento importante en el manejo de ecosistemas. La fase inicial en los estudios de diversidad biológica es estimar la complejidad específica en el tiempo y espacio, es decir, conocer que especies o comunidades están presentes. La segunda fase resulta ser el monitoreo de esta diversidad, donde la función es estimar la diversidad de ciertas comunidades, para trazar la diferencia de su dinámica poblacional (Wilson *et al.*, 1996).

Las poblaciones poseen una estructura concreta y un funcionamiento ordenado de todos y cada uno de los organismos que lo componen y éstos a su vez en concordancia con otros grupos de individuos de la misma especie viven en un espacio determinado (García, 2002).

El patrón espacial de plantas y animales es una característica importante de las comunidades ecológicas, esto es lo que usualmente se observa en cualquier comunidad y por lo tanto es la propiedad fundamental de cualquier grupo de organismos (Baca, 2000).

Ludwig y Reynolds (1988) identifican varios factores causales que pueden llevar a patrones de distribución espacial:

1. factores vectoriales, resultado de la acción de los factores ambientales extremos
2. factores reproductivos de las especies (sexual y asexual)
3. factores sociales (comportamiento territorial);
4. factor coactivo, resultado de interacciones intraespecíficas (competencia)
5. factores aleatorios

Resultado de la variación de los factores antes reflejados. Así como procesos que contribuyen al patrón espacial se consideran como intrínsecos (reproducción, social y coactivo) o extrínsecos (vectorial).

Thomas (1975) señala que algunas de las propiedades de la población son particulares de los grupos que se van conformando y se definen bajo los siguientes conceptos: dispersión (distribución), difusión (desplazamiento) y densidad (individuos/área). De acuerdo al desarrollo de la población resultan la calidad, mortalidad, distribución de edades, potencial biótico y forma de desarrollo. Así mismo menciona tres tipos de patrones de organización en las comunidades; al azar, por grupos (conglomerados) y sistemático. El objetivo para detectar patrones espaciales se genera como una hipótesis concerniente a la estructura de comunidades ecológicas.

Según Brower *et al.* (1990) la densidad aislada presenta un cuadro incompleto de cómo una población se distribuye en su hábitat. Es decir, dos poblaciones pueden tener la misma densidad pero presentar diferente arreglo espacial. La distribución de los miembros de una población dentro de un hábitat es referido como dispersión de patrones de una población. A su vez se refleja que el arreglo de los individuos dentro de un rodal por sitio y edad (estructura del rodal) es determinado por estrategias de las especies y los disturbios en los rodales.

La estructura espacial de una masa es una característica que debe considerarse para una correcta planificación de los recursos naturales. Aunque habitualmente se suele asociar con la distribución de frecuencias del número de árboles por especie y tamaños, en muchos casos el uso exclusivo de estas distribuciones no es suficiente para describir la estructura espacial de una masa. En la figura 4 se muestran tres rodales hipotéticos contruidos de manera uniforme, agrupada y aleatoria.

Los bosques hipotéticos son idénticos con respecto al número de árboles por especie y a la distribución de diámetro y altura. La diferencia es la estructura espacial, donde la posición de los individuos y sus atributos son ordenados espacialmente (Gadow y Hui, 1998).

El estudio de la distribución espacial en los ecosistemas forestales es de gran interés en lo correspondiente al manejo sostenible de los recursos naturales. Está relacionada con el crecimiento de los árboles y por tanto de las masas arboladas. La inclusión en la toma de datos de la posición de los individuos en los inventarios forestales ha servido como punto de partida para las investigaciones sobre las distribuciones espaciales de las masas forestales (Füldner *et al.*, 1994).

Los ecosistemas forestales pueden responder por lo general a ciertos patrones de distribución espacial, los cuales se ubican dentro de tres formas generales de constelación espacial como se muestra en la figura 5 (Clark & Evans, 1954; Thomas, 1975; Ludwig & Reynolds, 1988; Brower *et al.*, 1990; Gleichmar y Gerold, 1998; Jiménez *et al.*, 1999).

Aleatoria: los individuos están distribuidos al azar dentro del espacio disponible.

No existe ningún tipo de interacción entre los mismos. Donde se deben cumplir dos condiciones para poder aceptar este tipo de distribución espacial:

- los puntos del espacio tienen la misma probabilidad de ser ocupados,
- la presencia de un individuo en cierto punto, no afecta a la ubicación de otro organismo.

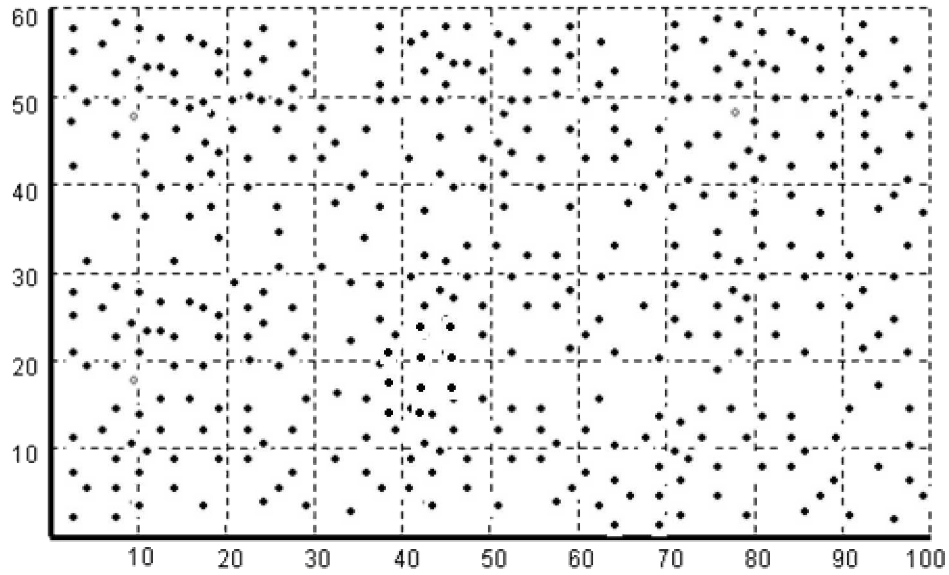


Figura 2: Distribución espacial aleatoria (Gleichmar y Gerold, 1998).

Regular: este tipo de distribución ocurre cuando los individuos presentan cierta tendencia a mantener entre sí una distancia próxima a la similitud. Surge como consecuencia de una repoblación o como respuesta a una fuerte competencia por alimento o espacio.

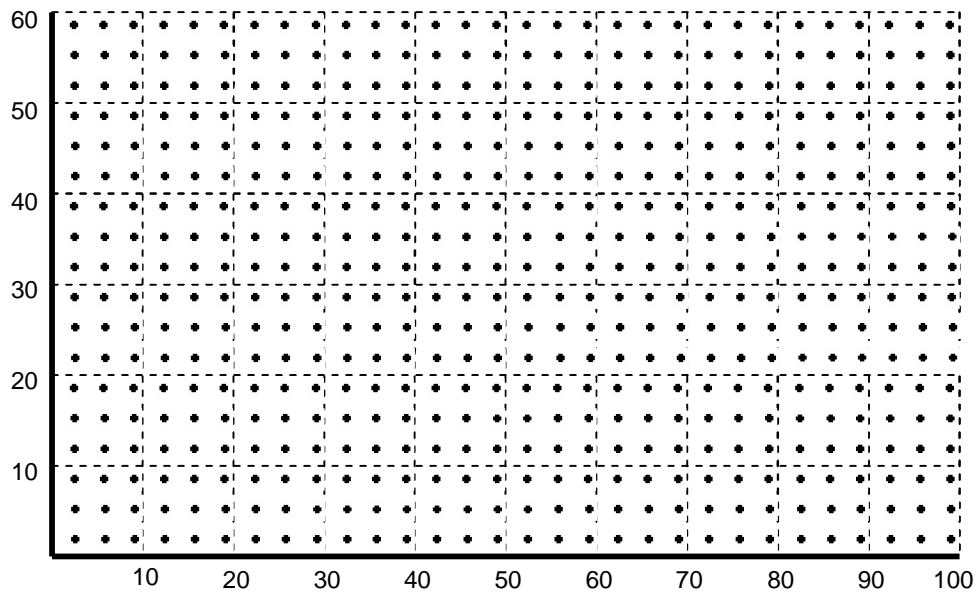


Figura 3: Distribución espacial uniforme (Gleichmar y Gerold, 1998).

Agrupada: esta distribución se conforma por grupos de organismos, alternándose con espacios abiertos. Tal proceso ocurre como consecuencia de la interacción entre los individuos que componen una masa forestal o bien como resultado de la ausencia de homogeneidad en el sitio, comportamiento gregario y modo reproductivo (Ludwig & Reynolds, 1988).

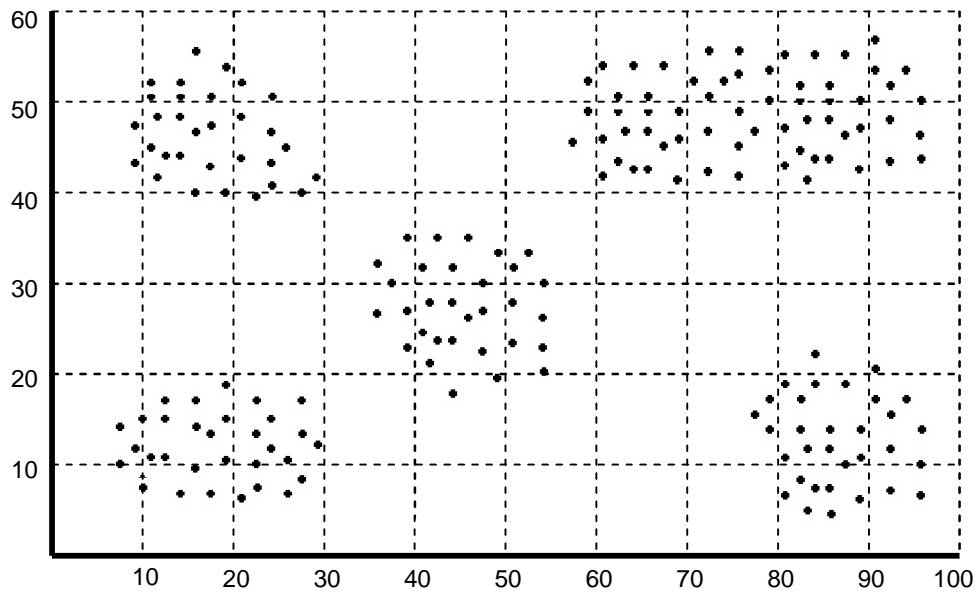


Figura 4: Distribución espacial agrupada (Gleichmar y Gerold, 1998).

2.10.1 Índice de Dispersión (ID)

La finalidad de este índice es conocer la distribución espacial de los organismos constituidos en una población o en un muestreo (Ludwig y Reynolds, 1998). Se basa en la comparación de la varianza y la media aritmética. Este índice se fundamenta en la comparación de 2 parámetros estadísticos; la varianza (S^2) y media aritmética (\bar{x}) donde estos valores muestran la tendencia de la población hacia una forma específica de distribución.

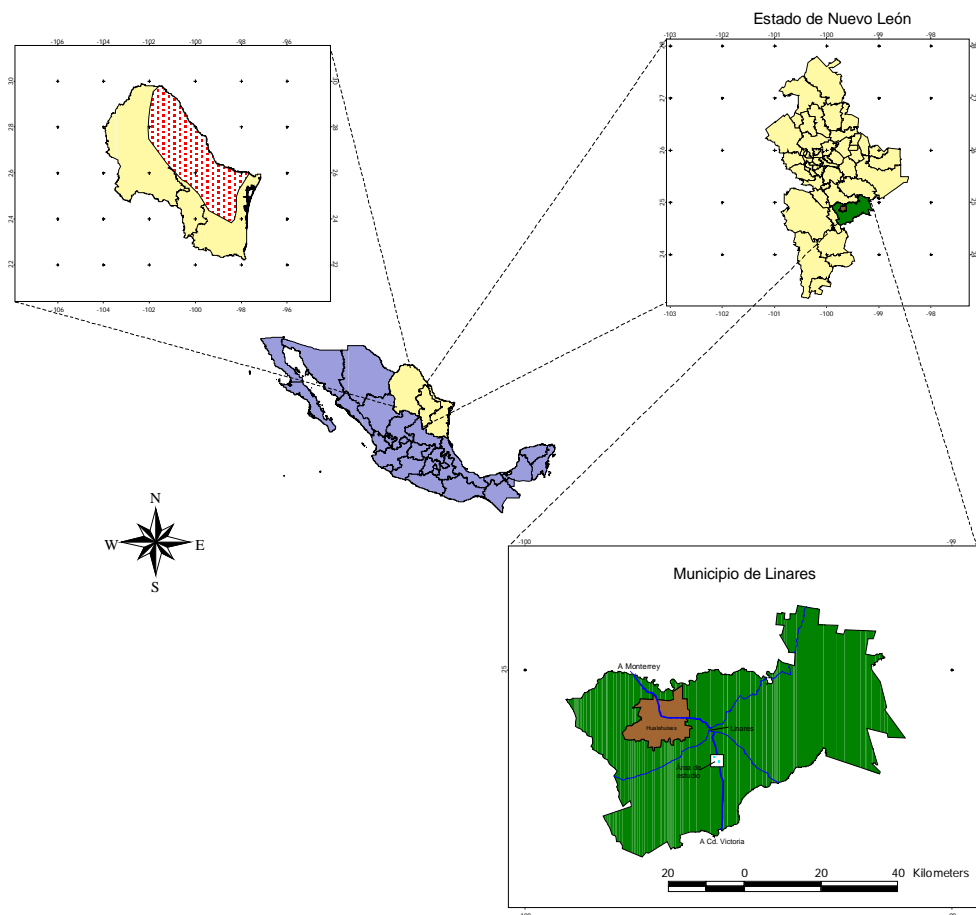
3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Descripción del área de estudio

3.1.1 Localización

La presente investigación se realizó en una fracción del matorral espinoso tamaulipeco de la planicie costera del golfo en el municipio de Linares, N. L., situado entre las coordenadas $25^{\circ} 09'$ y $24^{\circ} 33'$ de la latitud norte, y $99^{\circ} 54'$ y $99^{\circ} 07'$ de longitud oeste, abarcando una superficie total de 2445.3 km², y una altitud de 350 msnm. (Estrada y Marroquín, 1988).

Matorral espinoso tamaulipeco



Área de estudio

Figura 5: Localización del área de estudio.

3.1.2 Clima

El clima de acuerdo con la clasificación de Koppen modificada por García (1973) es (A) C (x') (w'') a (e) correspondiente a un clima extremoso semi-calido – sub húmedo básicamente debido a la posición geográfica en la zona subtropical de altas presiones, con influencia de los vientos alisios húmedos y vientos fríos del norte durante el invierno (Cavázos & Molina, 1992). La precipitación pluvial oscila entre los 400 y 1850 mm/año, con un valor promedio (1935-1988) de 805 mm con una desviación estándar de 260 mm (Navar et al., 1994). El promedio anual de la precipitación del mes más seco es menor de 40 mm con un porcentaje de lluvia invernal entre 5 y 10.2%. Dicha precipitación se concentra en dos períodos de lluvias estivales (marzo-junio y septiembre-octubre) con un promedio de 560 mm totales. Un período menos lluvioso y extremadamente cálido, llamado canícula o sequía de medio verano, se presenta con frecuencia en los meses de julio y agosto. La mayor pluviosidad acontece en el mes de septiembre con un promedio de 170 mm/mes y la menor se presenta en los meses de diciembre y enero con valores de 20-25 mm/mes. El promedio anual de la precipitación del mes más seco es menor de 40 mm con un porcentaje de lluvia invernal entre 5 y 10.2% (Woerner, 1991).

La temperatura promedio anual es de 22.4° C con temperaturas mayores a las 40° C en verano e inferiores a 0° C en invierno, con una oscilación diarias cercana a los 15° C en invierno. El clima de la mayor parte de la región es extremoso debido básicamente a la posición geográfica en la zona subtropical de altas presiones, con influencia de los vientos alisios húmedos y vientos fríos del norte durante el invierno (Cavazos & Molina, 1992).

3.1.3 Geología

El material parental de los suelos de la región se conforma principalmente por lutitas originadas en el Cretácico Superior desplazadas y perturbadas por movimientos aluviales y coluviales del Pleistoceno y Holoceno, encontrando en la base de los lomeríos gravas de caliche con débil cementación, en la parte media de las mismas, se encuentran lutitas del Cretácico Superior y en las partes altas de las mismas gravas con caliche del Pleistoceno con cementación fuerte (Medina, 1995).

3.1.4 Suelos

Los suelos de la zona corresponden a un típico vertisol de origen aluvio-coluvial. Este tipo de suelos son arcillosos, medianamente profundos (25-50cm) o muy profundos (> 50cm), con drenaje interno medianamente lento y una pedregosidad de 2 a 25%; rocosidad de 0-10% y se encuentran fuertemente agrietados en estado seco; color oscuro en la parte más plana y rendzina de origen lutita calichosa de profundidad mediana en los lomeríos; estructura prismática y caracterizados por una uniformidad de color y estructura (Woerner, 1991; Medina-Cortés, 1995). Ambos tipos de suelo se caracterizan por el alto contenido de arcilla y relativo bajo contenido en materia orgánica, con ph moderadamente alcalino (6.8-7.6). Existen deficiencias en nutrientes de nitrógeno y potasio (Foroughbakhch & Heiseke, 1990). Presentan en ocasiones un estrato de induración (caliche) de textura arcillosa o franco-arenosa. Contienen más de 30% de arcilla a lo largo del perfil, compuesta principalmente de minerales arcillosos expandibles del tipo mectita, la cual provoca una capacidad de intercambio catiónico muy elevada con una capacidad muy alta de almacenamiento de nutrientes disponibles como potasio, calcio, magnesio y ácido nítrico. Se componen de cuatro a cinco diferentes unidades equivalentes a horizontes según su estado de evolución pedogenética.

3.1.5 Vegetación

El matorral espinoso tamaulipeco es el extremo leñoso del matorral xerófilo que cubre las regiones semiáridas subtropicales. Esta vegetación es nativa de la provincia biótica Tamaulipecana del Reino Biogeográfico Neártico; está constituida por comunidades de matorral y selvas bajas diversas, espinosas y frecuentemente densas (Rodríguez, 1994).

Este tipo de vegetación cubre aproximadamente 200,000 km² del noreste de México y el sur de Texas, extendiéndose al Norte hasta el altiplano Edwards (Edwards Plateau) en Texas (Diamond et al, 1987) y al Sur hasta Llera, Tamaulipas y los valles circundantes hacia la estación Zaragoza; al Sureste bordea las estribaciones de la Sierra de Tamaulipas hasta cerca de Aldama y al Oeste limita con la base de la Sierra Madre Oriental y centro de Coahuila (González, 1985). En el ámbito regional esta vegetación abarca el 80% del territorio de Nuevo León y Tamaulipas.

Estas asociaciones son extremadamente diversas con respecto a la composición florística (60-80 especies), su densidad (de 14,000 a 30,000 individuos/ha) y altura (Heiseke & Foroughbakhch, 1985; Gómez, 2000).

el matorral espinoso tamaulipeco se compone de 60-80 especies arbustivas y arbóreas, presentando una amplia variación florística, con una alta diversidad en estructura, asociaciones, densidad y altura (Foroughbackhch & Peñaloza, 1988); y cuenta con tres tipos de matorral: 1) matorral alto subinermes; 2) matorral mediano subinermes; 3) matorral alto espinoso con espinas laterales (Treviño, 1996); los cuales se presentan particularmente en áreas planas y zonas de escasos lomeríos; están caracterizados por especies arbustivas y arbóreas principalmente, espinosas o inermes y por lo general micrófilas, entre las que destacan por abundancia y cobertura: mezquite (*Prosopis laevigata*), chaparro prieto (*Acacia rigidula*), chaparro amargoso (*Castella texana*), granjeno (*Celtis pallida*), palo

verde (*Cercidium macrum*), anacahuita (*Cordia boissieri*), guayacán (*Porlieria angustifolia*), coyotillo (*Karwinskia humboldtiana*), huizache (*Acacia farnesiana*), tenaza (*Pithecellobium pallens*), colima (*Zanthoxylum fagara*), huajillo (*Acacia berlandieri*), coma (*Bumelia celastrina*), yuca (*Yucca filifera*), entre otras (Villegas, 1972; COTECOCA-SARH, 1973; Estrada & Marroquín, 1988; Foroughbakhch & Heiseke, 1985; Villalón, 1989; Alanís *et al.*, 1996). A continuación se hace una descripción de las principales especies descritas por los autores.

Acacia berlandieri Benth.

Familia: Leguminosae

Nombre común: Huajillo

Arbusto de hasta 4 m de altura, generalmente con varias ramas principales que parten a poca altura del suelo; escasa mente ramificado, con espinas dispersas de 1-3 mm de largo. Hojas bipinadas, de 10-12 pares aproximadamente; folíolos de 30-50 pares por pina, lineares, de 4 mm de largo. Flores blanco-cremoso, dispuestas en capítulos esféricos de cerca de 1 cm de diámetro. El fruto es una legumbre robusta, de valvas gruesas, de 8-15 cm de largo y 15-25 mm de ancho; usualmente con una pubescencia aterciopelada en la madurez. Tardíamente dehiscente. El follaje es consumido por el ganado, mas sin embargo puede causar intoxicación si la cantidad consumida es excesiva. Excelente fuente de néctar para las abejas.

Acacia farnesiana (L.) Willd.

Familia: Leguminosae

Nombre común: Huizache

Arbusto o árbol pequeño de 2-4 m de altura; ramificaciones armadas con espinas rectas, en pares, que representan las estípulas de las hojas modificadas. Las hojas son de 3-8 cm de largo; pinas de dos a seis pares; folíolos numerosos linear-oblongos de 3-5 mm de largo. Flores en cabezuelas amarillas globosas de 1 cm

de diámetro aproximadamente y muy aromáticas; pedúnculos delgados de 1-4 cm de largo, pubescentes. El fruto es una vaina de 3-8 cm de longitud, casi cilíndrica, adelgazándose en ambos extremos, negra y lisa con las vainas coriáceas; semillas en dos hileras. Posee usos muy variados. Es utilizada como ornamental debido a sus fragantes flores. De la corteza y frutos se obtienen taninos y los exudados gomosos del tronco son usados para obtener pegamento. El follaje posee gran valor forrajero, además de que se le atribuyen propiedades medicinales.

Acacia rigidula Benth.

Familia: Leguminosae

Nombre común: Chaparro prieto, Gavia.

Arbusto de 1-3 m de altura, de corteza grisácea con ramas muy numerosas y cortas; espinas estipulares en pares, rectas y grisáceas. Hojas con un par de pinas y con pocos pares de folíolos de 6-15 mm de largo cada uno, glabros de color verde oscuro, lustrosos, de ápice redondeado, asimétricos y de forma obovada. Flores blanquecinas, en espigas de 1 cm de grueso aproximadamente y de dos a seis veces más largas que anchas. El fruto es una vaina curva, redondeada, de 6-8 cm de largo y menos de 7 mm de ancho, ligeramente constreñida entre las semillas. El follaje es consumido por el ganado y la madera utilizada como leña.

Bumelia celastrina H. B. K.

Familia: Sapotaceae

Nombre común: Coma

Arbusto o pequeño árbol de 2-9 m de altura, espinoso. Hojas con los pecíolos hasta de 1 cm de largo, generalmente fasciculadas, excepto en las ramas jóvenes. De tres a quince flores por grupo, aromáticas; corola de 3-4.5 mm de largo. Fruto elipsoidal a cilíndrico de 7-13 mm de largo; azul oscuro; presenta latex abundante

en estado inmaduro. Se le utiliza como árbol de sombra debido a su denso follaje. Su fruto es comestible.

Castela texana (T. & G.) Rose.

Familia: Simaroubaceae

Nombre común: Chaparro amargoso

Arbusto de hasta 2 m de altura, con espinas axilares y ramificaciones terminadas en punta, densamente ramificado; las ramas tiernas de color grisáceo, la corteza de sabor muy amargo. Hojas alternas de 2.5 cm de largo y 7 mm de ancho, aproximadamente. Las flores solitarias o fasciculadas miden de 3-4 mm de largo, dispuestas en las axilas de las hojas. Fruto drupáceo, formado por cuatro mericarpos de color rojo brillante de 6-10 mm de longitud, ligeramente comprimido. La corteza se utiliza en medicina popular como remedio para fiebres y disturbios intestinales y ha demostrado completa eficacia en el tratamiento contra amibas.

Celtis pallida Torr.

Familia: Ulmaceae

Nombre común: Granjeno

Arbusto hasta de 3 m de altura con ramas espinosas blanco-puberulentas; espinas en pares hasta de 2.5 cm de longitud. Hojas ovadas o elípticas hasta de 3 cm de longitud y 2 cm de ancho, usualmente más pequeñas; ápice agudo a redondeado; margen entero o ligeramente crenado-dentado; el limbo es grueso y escabroso. Flores pequeñas, blancas y agrupadas en cimas de tres a cinco flores; estilos gruesos partidos cerca de la mitad de su longitud. El fruto es una drupa ovoide y glabra, aproximadamente de 6 mm de longitud, color naranja o tojo con pulpa jugosa. Su madera se utiliza como leña y para postes como cercas. El fruto es comestible pero algo astringente.

Cercidium macrum I. M. Johnst.

Familia: Leguminosae

Nombre común: Palo verde

Árbol pequeño de 2-4 m de altura con copa algo densa; ramas y corteza de color verde y ramificaciones en zig-zag, armadas en cada nudo con una espina corta y casi recta. Hojas de uno a tres pares de pinas y pocos folíolos de 4-6 mm de longitud aproximadamente. Flores de 1 cm de diámetro, color amarillo brillante con sépalos y pétalos en número de cinco; el ovario y la base de la vaina glabra o casi glabra. El fruto es una vaina de 2-6 cm de longitud, con varias semillas. El follaje y los brotes tiernos son consumidos por el ganado. La madera posee poca importancia.

Condalia hookeri M. C. Johnst.

Familia: Rhamnaceae

Nombre común: Brasil

Arbusto o árbol pequeño hasta de 6 m de altura. Hojas obovadas de 15-20 mm de largo y 9-12 mm de ancho; el ápice es mucronato o redondeado y algunas veces truncado o emarginado. Flores verdes, solitarias. El fruto es una drupa globosa de 5-6 mm de diámetro, color azul oscuro, casi negra, de pericarpio carnoso y dulce. La madera se utiliza principalmente como leña y su fruto es comestible.

Cordia boissieri A. DC.

Familia: Boraginaceae

Nombre común : Anacahuita

Arbusto o árbol pequeño hasta de 8 m de altura y con un fuste de hasta 20 cm de diámetro. Hojas gruesas de hasta 20 cm de largo y 15 cm de ancho; el pecíolo es de hasta 4 cm de largo. Inflorescencia en cimas de seis a ocho flores; corola en forma de embudo. Fruto ovoide de 2-3 cm de largo ligeramente café brillante, de

pulpa dulce. Su madera es utilizada para la construcción de corrales. El follaje y el fruto son consumidos por el ganado. Las hojas, flores y tallos se utilizan en medicina popular contra afecciones bronquiales y reumatismo. También es usado con fines ornamentales.

Croton torrellanus Muell. Arg.

Familia: Euphorbiaceae

Nombre común: Salvia

Arbusto de 1-2.5 m de altura. Flores estaminadas de cinco sépalos, oblongo-lanceoladas; cinco pétalos. El fruto es una cápsula oblonga a elíptico-oblonga de 6-7.1 mm de largo; semillas oblongas a elíptico-oblongas de 4.5-5.6 mm de largo y de 3-3.5 mm de ancho, carúncula de forma semilunar, de aproximadamente 0.5 mm de largo. Se utiliza como té para los lactantes.

Diospyros texana Scheele.

Familia: Ebenaceae

Nombre común: Chapote

Arbusto o árbol pequeño hasta de 10 m de altura; la madera es dura y de color oscuro; la corteza es lisa de color gris-rojizo y delgada, separándose del tallo y ramas. Las hojas de hasta 5 cm de longitud. La corola es blanca, de 8-12 mm de longitud. El fruto es de color negro en la madurez, globoso, de 2 cm de diámetro aproximadamente, con 3-8 semillas. Se utiliza en trabajos de ebanistería debido a la fineza de su madera. El fruto es dulce y comestible en estado maduro, pero astringente en estado inmaduro.

Ehretia anacua (Teran & Berl.) I. M. Johnst.

Familia: Boraginaceae

Nombre común : Anacua

Árbol hasta de 15 m de altura, de follaje verde oscuro. Hojas elípticas de 3-12 cm de largo y 1.5-8 cm de ancho; margen entero o dentado. Inflorescencia terminal en las ramas jóvenes, flores fragantes. El fruto es una drupa carnosa de color naranja o amarillo oscuro, de 5-8 mm de ancho y el cual contiene dos pirenos hemisféricos con dos semillas cada uno. Su madera es utilizada para la construcción de mangos para herramienta; también como árbol ornamental debido a su denso follaje para sombra y aromáticas flores. Su fruto es comestible y dulce.

Eysenhardtia texana Scheele.

Familia: Leguminosae

Nombre común: Vara dulce

Arbusto inerme de abundantes ramas delgadas, hasta de 3 m de altura. Las hojas son alternas, imparipinadas con puntos glandulosos de 3-9 cm de longitud; de 15-47 folíolos por hoja de aproximadamente 5-12 mm de largo, oblongos y finamente puberulentos. Flores en racimos de 3-11 cm de longitud; pétalos de 4-5 mm de largo de color blanco o amarillo pálido. El fruto es una vaina de 7-10 mm de longitud y de 2-2.5 mm de ancho, curva, con puntos glandulosos y con una semilla. Dentro de sus usos, el follaje es consumido por el ganado. Las flores producen abundante néctar y en medicina tradicional se le utiliza como diurético y preventivo de enfermedades de vía urinaria.

Forestiera angustifolia Torr.

Familia: Oleaceae

Nombre común: Panalero

Arbusto redondeado densamente ramificado, de 1.5 a 4.5 m de altura. Hojas lineares de 1-3 cm de largo y 3-6 mm de ancho, de color verde brillante. Las flores nacen al comenzar la primavera; carecen de corola. El fruto es de color negro, aproximadamente de 6 mm de largo. Muy comestible, pero poco palatable.

Guaiacum angustifolium (Englem.) Gray.

Familia: Zygophyllaceae

Nombre común: Guayacán

Arbusto siempre verde de hasta 4 m de altura, muy ramificado, nudoso, espiniscente. Las hojas son opuestas o agrupadas en fascículos en los nudos; pinadas, de 1-3 cm de longitud, folíolos de cuatro a ocho pares, sésiles de color verde oscuro. Flores de 12-20 mm de diámetro, aromáticas, El fruto es una cápsula de dos a cuatro lóbulos, aplanada, reticulada, coriácea de 1-2 cm de diámetro. Una semilla por lóbulo, de color café-amarillenta, reniforme, encerrada por un grueso y carnosos arilo. La corteza de la raíz es usada como fuente de jabón; posee propiedades medicinales en la madera y la corteza para tratamiento de reumatismo y enfermedades venéreas.

Havardia pallens Benth.

Familia: Leguminosae

Nombre común: Tenaza

Arbusto usualmente de 3-4 m de altura; follaje poco denso y de color verde pálido; corteza pálido grisáceo y algo lisa. Folíolos de 7-20 por pina; flores en cabezas esféricas, usualmente de 1 cm de diámetro. El fruto es una legumbre linear de paredes delgadas y margen redondeado, de 10 cm de largo y 1 cm de ancho aproximadamente; la vaina es mas gruesa donde se encuentran las semillas negruzcas, lo que origina que la vaina se pandee en el sitio de cada semilla. Su madera es utilizada para fabricación de mangos para herramienta y de silla y otros objetos. Planta de importante valor forrajero.

Helietta parvifolia (Gray) Benth.

Familia: Leguminosae

Nombre común: Barreta

Arbusto de 2-4 m de altura, inerme; las hojas son opuestas, trifoliadas de 3.5-5 cm de largo; los folíolos son sésiles de forma oblonga obovada, de ápice redondeado. Flores en panículas terminales, perfectas, pequeñas; cáliz de tres o cuatro sépalos de 2 mm de ancho; corola de tres o cuatro pétalos ovados a ampliamente elípticos de 2.5-3 mm de largo; tres o cuatro estambres. Fruto formado por tres o cuatro carpelos parecidos a sámaras. Las semillas miden aproximadamente 6 mm de largo; abundante en los lomeríos. De la madera se obtienen postes para construcción de cercas

Karwinskia humboldtiana (R. & S.) Zucc.

Familia: Rhamnaceae

Nombre común: Coyotillo

Arbusto inerme, de 1-2 m de altura. Hojas opuestas, corto pecioladas, de 3-7 cm de largo. El envés de la hoja con numerosas nervaduras secundarias paralelas, a menudo con coloraciones blanco-oscuro, alternándose. Flores en cimas axilares; pétalos presentes. El fruto es una drupa globosa de color negro al madurar. El pericarpio es comestible, sin embargo la semilla posee una sustancia tóxica que actúa sobre el sistema nervioso de vertebrados causando parálisis y llegando a ocasionar la muerte. La cocción de las hojas y la raíz se utiliza contra la fiebre.

Leucophyllum texanum (Berl.) I. M. Johnst.

Familia: Scrophulariaceae

Nombre común: Cenizo

Arbusto de hasta 2.5 m de altura. Hojas sésiles hasta de 2.5 cm de longitud, redondeadas en el ápice. Flores vistosas, solitarias en las axilas de las hojas. Corola campanulada de color púrpura de aproximadamente 2.5 cm de ancho, con una suave vellosoidad en el interior. El fruto es una cápsula café con numerosas y pequeñas semillas. Se le utiliza como planta de ornato y esta reportada como medicinal contra la fiebre y males del hígado.

Mimosa monancistra Benth.

Familia: Leguminosae

Nombre común: Raspadillo, Uña de gato.

Arbusto de 0.6-1.5 m de altura; armado con espinas cortas y curvas. Folíolos de 3-5 mm de longitud, de color verde, con escasos tricomas largos y sedosos; caquis de la hoja sin espinas. Las flores en pequeñas cabezuelas globosas de color rosa. El fruto es una vaina de 3-4 cm de largo y de 4-5 mm de ancho; algo constreñida entre las semillas; densamente cubierta con espinitas amarillas; las valvas en la madurez se separan del margen espinoso y se dividen en tres a cuatro partes, de una semilla cada una.

Prosopis leavigata Torr.

Familia: Leguminosae

Nombre común: Mezquite

Arbusto o árbol hasta de 10 m de altura. Hojas bipinadas, con folíolos de 6-20 pares por pina; de 10-62 mm de longitud. Flores en espigas de color amarillo pálido. El fruto es una vaina recta, casi cilíndrica, de 7-20 cm de longitud. Su madera se utiliza en la fabricación de carretas, puertas, muebles, barriles y mangos para herramienta y como combustible en forma de carbón o leña. La corteza contiene taninos y su tallo segrega una goma. La vaina es rica en azúcar, por lo que representa buen forraje para el ganado.

Zanthoxylum fagara (L.) Sarg.

Familia: Rutaceae

Nombre común: Colima

Arbustos con numerosas espinas curvas a lo largo de las ramas. Las hojas son glandulares, alternadas, aromáticas, de 2-9 cm de largo; de 5-13 folíolos de 7-20 mm de largo. Inflouescencias laterales, inconspícuas; flores de color verde-

amarillento. El fruto es un folículo seco, usualmente con una semilla negra y lustrosa. La madera es de color amarillo y muy dura. Se utiliza como condimento debido al aroma de la corteza y de las hojas. También actúa como estimulante arterial y nervioso.

Ziziphus obtusifolia (T. & G.) Gray.

Familia: Rhamnaceae

Nombre común: Abrojo

Arbusto espinoso de aproximadamente 1-2 m de altura; las ramas a menudo cubiertas con una capa cerosa de color grisáceo y terminado en rectas y puntiagudas espinas. Las hojas son alternas, de color verde grisáceo. Las flores agrupadas en climas axilares, pétalos presentes. El fruto es una drupa carnosa de color negruzco y de aproximadamente 9 mm de diámetro.

3.2 Selección de sitios

Se efectuaron visitas preliminares al área de estudio dentro del matorral espinoso tamaulipeco, con el fin de obtener una preselección de las áreas para establecer los sitios de muestreo, delimitando en fotografías aéreas y haciendo recorridos para observar las condiciones generales de la comunidad, registrando el número de especies arbóreas y arbustivas dominantes.

El estudio se realizó en la reserva ecológica del Matorral - Escuela de la Facultad de Ciencias Forestales y en 2 áreas contiguas, con vegetación secundaria y condiciones similares (clima, suelo, altitud, pendiente). La vegetación tiene un abandono aproximado entre 21 y 23 años.

1) Agricultura tradicional

Área desmontada con maquinaria agrícola, remoción de suelo y cultivó de maíz y sorgo de temporal durante un periodo aproximado de 5 años. Este sitio tiene 21 años de no tener aprovechamiento.

2) Mata rasa

Superficie desmontada hace 21 años (Septiembre 1984) con fines de investigación (Foroughbakhch y Heiseke, 1990) utilizando la técnica del cadeneo. No se realizó ninguna actividad agrosilvopecuaria.

3) Ganadería extensiva

Superficie influenciada por la extracción selectiva de sus componentes para uso de leña, estacas y madera de construcción, además de la acción del ramoneo y pastoreo del ganado. Desde hace 22 años es reserva natural de la Facultad de Ciencias Forestales, la cual tiene como objetivo la enseñanza e investigación.

4) Ganadería intensiva

Esta área al igual que la de agricultura se desmontó con maquinaria agrícola, removiendo el suelo y cultivando pastizales. El uso pecuario fue de 6 años. Desde hace 23 años no se usa o se usa de manera ínfima.

3.3 Metodología de la investigación

La metodología para realizar esta investigación fue una combinación de parcelas rectangulares de 10 x 25 m y el análisis muestral propuesto por Köhler en 1951 y desarrollado por Földner y Gadow en 1994, con la finalidad de aplicar y comparar una nueva metodología para la obtención de información representativa en el matorral espinoso tamaulipeco.

3.3.1 Muestreo por parcelas

Se utilizaron parcelas rectangulares por la facilidad de su delimitación y medición en vegetación densa, con respecto a la forma circular (Jurado y Reid, 1989), con una dimensión de 250 m², debido a que es la medida recomendada para la obtención de información de diversidad de especies (Romero, 1999); la distribución de parcelas fue dirigida, teniendo una distancia aproximada de 50 m entre ellas, evitando las variables topográfica, edáfica o altitudinal.

Para la obtención del número de parcelas se elaboró una curva especie-área para cada comunidad, siguiendo el criterio de Mueller y Ellenberg (1974) citado por Rodríguez (1994). El área mínima fue definida como el área muestral donde el incremento inicial de la curva especie-área observa la asíntota, llegando a ser horizontal.

Las curvas presentaron la asintonía cuando se muestreó una superficie de 1000 m², lo cual corrobora lo que menciona Romero (1999), que la superficie mínima de muestreo para la obtención de información representativa de la diversidad de especies en el matorral espinoso tamaulipeco es de 1000 m².

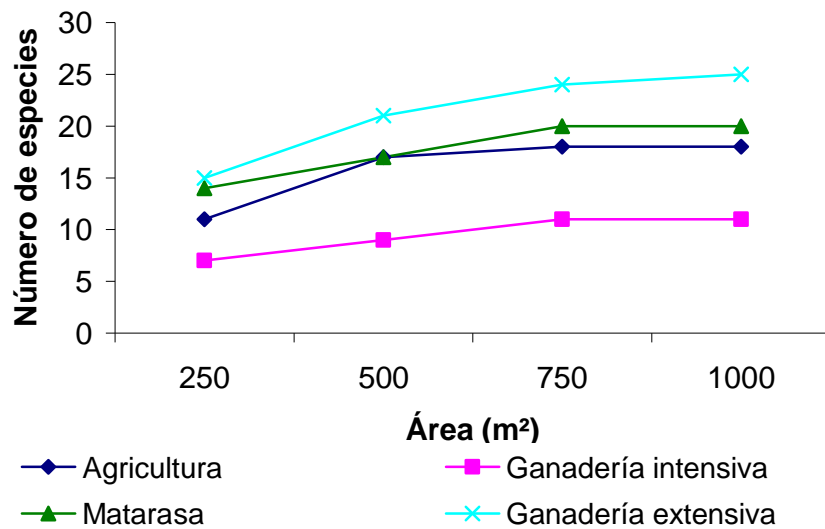


Figura 6: Curva especie-área para el muestreo por parcelas.

3.3.2 Muestreo estructural

Para la estimación de los parámetros estructurales se utilizó el muestreo denominado grupo estructural de los cuatro árboles (Füldner y Gadow, 1994), el cual consiste en realizar una red de proyecciones de coordenadas en la abscisa y ordenada con una equidistancia fija, donde sus puntos de intersección son la base para la ubicación del centro de la unidad muestral (Lewandoski *et al.*, 1997).

El árbol más próximo a los puntos de intersección de la red se le denomina árbol-muestra o árbol cero y partiendo de éste, se determina la distancia de los tres árboles más cercanos, así se conforma el grupo estructural de los cuatro árboles (Pérez, 2004; Alanís, 2004).

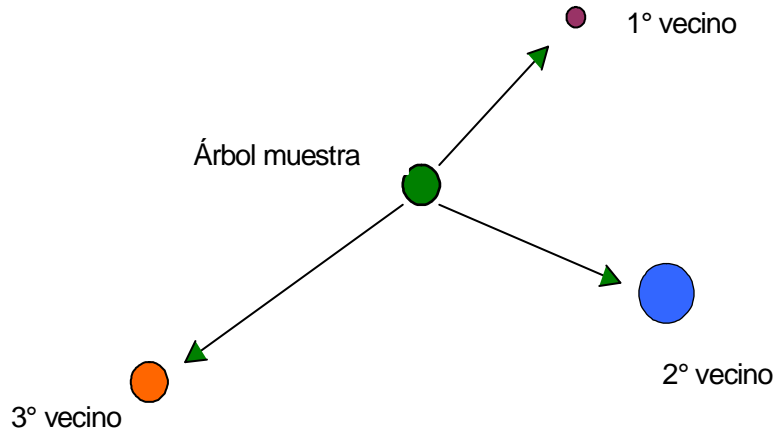


Figura 7: Árbol centro y sus tres vecinos próximos.

Para la estimación del número de intersecciones se elaboró una curva especie-intersecciones para cada comunidad. El registro de la abundancia total de especies en cada unidad muestral y su acumulación, se usó para la construcción de esta curva. Las cuatro áreas requieren distinta intensidad de muestreo, siendo la ganadería extensiva (78) con mayor repeticiones, seguido de matarasa (39), agricultura (28) y ganadería intensiva (24).

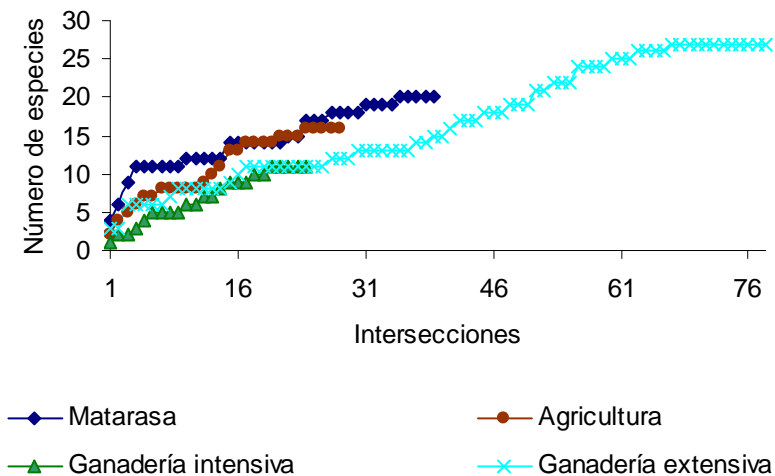


Figura 8: Curva especie-intersecciones para el muestreo estructural de los cuatro árboles.

3.3.3 Parámetros dendrométricos

En los sitios de muestreo se realizó un censo total de especies arbóreas y arbustivas, entendiéndose como árbol aquella planta perenne, de tronco leñoso y elevado, que se ramifica a cierta altura del suelo y tiene copa conformada, generalmente mayor a 3 m. El arbusto es una planta que se diferencia de las hierbas por ser leñosa y difiere de los árboles sobre todo por su altura y, en parte, por estar más ramificada (Harold y Hocker, 1984; Granados y Tapia, 1990).

Se tomaron individuos con un diámetro ($d_{0.10}$) mayor a un centímetro para tener mayor representatividad de las especies arbóreas y arbustivas, efectuando mediciones dasométricas de altura total (h) y diámetro ($d_{0.10}$). Las variables fueron: número de individuos (N/ha), altura total promedio (\bar{h}), diámetro promedio ($d_{0.10}$) y área basal (G/ha). Entendiéndose como:

◆ **Altura (h)**

Distancia desde el tocón o base del suelo hasta la extensión máxima de la copa (Harold y Hocker, 1984; Jiménez, 2005). La medición a los individuos menores de 3 m se realizó de manera directa utilizando cinta métrica y pertigas graduadas; Para individuos de porte alto se midió a través del método indirecto que se basa en el principio trigonométrico con el Hipsómetro Blume – Leiss (Jiménez, 2005).

◆ **Diámetro ($d_{0.10}$)**

Esta medición se evaluó a .10 m sobre la base, siendo una medida estándar empleada para las especies arbóreas y arbustivas del matorral espinoso tamaulipeco (Villalón, 1989, 1992; Soto, 1991; Martínez, 1992; Adame, 1994; Romero, 1999; Gómez, 2000; Ruiz, 2005), para su medición se utilizó un vernier digital en individuos menores a 16 cm y forcípula para los de mayor talla, dado la

forma irregular de los tocones se promedió el diámetro mayor y menor de manera perpendicular entre sí (Huerta y Guerrero, 2004).

♦ Área basal (G)

El área basal (G) en forma convencional se define como el área de la sección transversal tomada a 1.3 m de altura del fuste, es decir, a la altura del diámetro normal (González, 2005; Jiménez, 2005). Para el presente estudio se tomó el área basal a .10 m sobre la base. Normalmente se expresa por hectárea, mediante la siguiente ecuación:

$$G = \sum_{i=1}^N g_i$$

donde:

$$g_i = \frac{\pi}{4} * d_i^2$$

g_i = Área basal del individuo

3.4 Índices de riqueza de especies

3.4.1 Riqueza específica

La riqueza específica se define como el número total de especies obtenidas en un censo de la comunidad (Moreno, 2001). Debido a la imposibilidad técnica a averiguar la composición completa de una comunidad ecológica, la riqueza es frecuentemente medida como el número de especies en muestras de tamaño constante, arbitrariamente escogidas (Rodríguez, 1994).

3.4.2 Índices de Margalef (D_{Mg}) y Menhinick (D_{Mn})

El índice de Margalef (D_{Mg}) es simple de calcular, el valor mínimo es 0 y el máximo es $(n-1) / \ln(n)$. Y se obtiene a través de la siguiente ecuación (Clifford y Stephenson, 1975):

$$D_{Mg} = \frac{(s-1)}{\text{Log}N}$$

El índice de Menhinick (D_{Mn}) también se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos observados, que incrementa al aumentar el tamaño de la muestra; El índice se muestra a continuación (Whittaker, 1977):

$$D_{Mn} = \frac{s}{\sqrt{N}}$$

donde:

s = número de especies

N = número total de individuos

3.5 Estimación de índices de diversidad de especies

3.5.1 Índice de Shannon (H')

El índice de Shannon toma en consideración los dos componentes de la diversidad: las especies y el número de individuos reflejando de mejor manera la diversidad florística de las poblaciones, por lo tanto, este índice de diversidad se determinó mediante la fórmula (Shannon y Weiner, 1948):

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

donde:

H' = diversidad (bits/individuo)

S = número de especies presentes

\ln = logaritmo natural

p_i = proporción de las especies $p_i = n_i/N$

n_i = número de individuos de la especie i

N = número total de individuos

El valor del índice de Shannon se incrementa en dos sentidos, conforme un mayor número de especies y a una mayor uniformidad, resultando que la proporción de individuos de las mismas es más homogénea. El valor de H' adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos.

3.5.2 Índice de equitatividad (E)

Esta variable representa prácticamente un complemento del índice de Shannon (H) y alcanza un máximo cuando todas las especies de un área están representadas en igual proporción (Nagel, 1994); y se obtiene mediante la siguiente fórmula:

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

donde:

S = número de especies ($S > 1$)

Este índice se refiere a la relación entre la diversidad observada y la diversidad máxima, el valor E se sitúa entre 0 y 1.0, donde los valores cercanos de 0 indican

poca diversidad y los valores cercanos a 1.0 representa una gran diversidad es decir, todas las especies son igualmente abundantes (Pielou, 1969).

3.5.3 Índice de Simpson (D_i)

El índice de diversidad de Simpson es una medida de dominancia donde el valor máximo 1 se obtiene cuando solamente hay una especie (dominancia completa) y los valores que se aproximan a cero se obtienen cuando hay numerosas especies y ninguna es dominante. Manifiesta la probabilidad de que dos individuos al azar de una muestra sean de la misma especie (Magurran, 1989). El índice de diversidad de Simpson (1949) se estima mediante la ecuación:

$$D_i = \sum p_i^2$$

donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i .

3.5.4 Complemento del índice de Simpson (D_s)

A medida que el valor del índice de Simpson se incrementa la diversidad decrece por lo que es necesario calcular el complemento del índice de Simpson (1-D), asegurando de esta manera que el valor del índice aumenta con el incremento de la diversidad mediante la fórmula:

$$D_s = 1 - \sum p_i^2$$

3.6 Índices de similitud/disimilitud

3.6.1 Índice de Jaccard (IS_j)

Este índice se basa en la relación de presencia-ausencia entre el número de especies comunes entre dos muestras y el número total de especies (Kent y Coker, 1992); y se expresa de la siguiente manera (Huerta y Guerrero, 2004):

$$IS_J = \frac{c}{a+b-c} * 100$$

donde:

IS_J = Índice de semejanza de Jaccard

a = número de especies exclusivas de la comunidad A

b = número de especies exclusivas de la comunidad B

c = número de especies comunes en las comunidades

El índice se expresa en porcentaje siendo un valor (porcentaje de semejanza) entre las comunidades (Huerta y Guerrero, 2004); por lo que el intervalo de valores para este índice oscilan entre 0 cuando no hay especies compartidas entre ambas muestras, hasta 100 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies (Moreno, 2002).

3.6.2 Índice de Sorensen (IS_S)

Este índice relaciona el número de especies en común con la media aritmética de las especies en ambas muestras (Magurran, 1989), y su expresión matemática es (Magurran, 1989; Huerta y Guerrero, 2004):

$$IS_S = \frac{2c}{A+B} * 100$$

donde:

IS_S = Índice de semejanza de Sorensen

c = número de especies comunes para ambas comunidades

A = número total de especies presentes en la comunidad A

B = número total de especies presentes en la comunidad B

En el índice propuesto por Sorensen, existe una modificación con respecto al de Jaccard, la cual consiste en que a para el índice de Jaccard involucra solo las

especies que se encuentran en la comunidad A, es decir que son exclusivas de A (por no encontrarse en B), y por su parte *b*, involucra sólo aquellas presentes en la comunidad B; en tanto que el índice de Sorensen, *A* significa el número total de especies presentes en A (sean exclusivas o no) y *B* significa el número total de especies presentes en la comunidad B (sean o no exclusivas) (Huerta y Guerrero, 2004).

La razón por la que Sorensen propuso esta modificación se debe a que el índice de Jaccard, el numerador y denominador cambian simultáneamente, mientras que en el de Sorensen ambos son independientes (Huerta y Guerrero, 2004).

3.7 Indicadores ecológicos

3.7.2 Abundancia (A_r)

Para la estimación de la abundancia absoluta y relativa se emplean las siguientes ecuaciones matemáticas (Edwards *et al*, 1993; Huerta y Guerrero, 2004):

$$A = \frac{n}{Area}$$

$$A_r = \frac{n}{N} * 100$$

donde:

A = abundancia

A_r = abundancia relativa

n = número de individuos de la especie *i*

N = número total de individuos

3.7.3 Dominancia (D_r)

Para estimar la dominancia se emplea (Edwards *et. al.*, 1993; Huerta & Guerrero, 2004):

$$D = \frac{g}{\text{Área}}$$

$$D_r = \frac{g}{G} * 100$$

donde:

D = dominancia absoluta

D_r = dominancia relativa

g = área basal de especie i

G = área basal total

3.7.4 Frecuencia (F_r)

La frecuencia se obtiene con la siguiente ecuación (Franco *et. al.*, 1989; Huerta & Guerrero, 2004):

$$F_r = \frac{m}{M} * 100$$

donde:

F_r = frecuencia relativa

m = frecuencia de la especie i en los sitios de muestreo

M = Frecuencia total de todas las especies

3.7.5 Valor de importancia (VI)

El valor de importancia relativa (VI) proporciona una estimación global de la influencia o importancia de la especie en la comunidad. se obtiene al considerar en conjunto la frecuencia relativa (frecuencia de las especies, expresada como porcentaje de los valores totales de la frecuencia de todas las especies), densidad relativa (número de individuos de las especies como porcentaje del número total de plantas) y dominancia relativa (área basal para las especies como porcentaje del área basal total) (Harold y Hocker, 1984); El valor de importancia se expresa en un rango de 0 a 300%; y se define como (Franco *et. al.*, 1989; Huerta y Guerrero, 2004):

$$VI = A_r + D_r + F_r$$

donde:

A_r = Abundancia relativa

D_r = dominancia relativa

F_r = frecuencia relativa

3.8 Estimación de la distribución espacial

3.8.1 Índice de Dispersión (ID)

Se basa en la comparación de la varianza y la media aritmética de la frecuencia, cuando el valor de ambas es similar, se refiere a distribución Poisson. Si el valor corresponde a cero la distribución es uniforme; uno es aleatoria y agrupada cuando el valor es mayor que uno y se obtiene a través de la siguiente formula:

$$ID = \frac{\sum_{r=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{\frac{n}{\bar{x}}} \rightarrow ID = \frac{S^2}{\bar{x}}$$

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Riqueza específica del matorral espinoso tamaulipeco con disturbio

Considerando el total de muestreos, se registraron 31 especies arbóreas y arbustivas pertenecientes a 19 familias (tabla 1). La familia más importante es leguminosae, ya que existen 5 especies pertenecientes a dicha familia. La gran importancia de esta familia en áreas con vegetación secundaria relativamente joven puede relacionarse con diversos factores: escasa disponibilidad de nutrientes en el suelo, intolerancia a la sombra y mecanismos relacionados con la reproducción (dispersión, germinación, establecimiento, etc).

La disponibilidad de nitrógeno en el suelo se relaciona íntimamente con el contenido total de materia orgánica y su reciclado (Woerner 1989; González, 1997). Las áreas que han sido despojadas de su cobertura vegetal natural y posteriormente sometidos a uso agrícola y pecuario al ser abandonados es probable que presenten una baja disponibilidad de nitrógeno; por lo tanto especies capaces de fijar nitrógeno atmosférico (característica común en las leguminosas), frecuentemente están presentes en las primeras fases de la sucesión.

Flores (1993), en su estudio comparativo de la biología y establecimiento de plántulas selectas del matorral espinoso tamaulipeco en la región de Linares, encontró que la mayoría de las leguminosas consideradas en el estudio tuvieron una rápida velocidad de germinación en contraste con el resto de las especies.

No.	Nombre científico	Nombre común	Familia
1	<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	Huajillo	Mimosaceae
2	<i>Acacia farnesiana</i> (L) Willd.	Huizache	Leguminosae
3	<i>Acacia rigidula</i> Benth.	Gavia	Leguminosae
4	<i>Acacia wrightii</i> Benth.	Huizache Chino	Leguminosae
5	<i>Amyris texana</i> (Buckl.) P. Wilson	Barretilla china	Rutaceae
6	<i>Bernardia myricaefolia</i> (Sheele) Wats.	Oreja de Ratón	Euphrobiaceae
7	<i>Bumelia celastrina</i> H.B.K.	Coma	Sapotaceae
8	<i>Castela texana</i> (T. & G.) Rose.	Chaparro amargoso	Simaroubaceae
9	<i>Celtis pallida</i> Torr.	Granjeno	Ulmaceae
10	<i>Cercidium macrum</i> I.M. Johnst.	Palo Verde	Mimosaceae
11	<i>Condalia hookeri</i> M.C. Johnst.	Brasil	Rhamnaceae
12	<i>Cordia boissieri</i> A. DC.	Anacahuita	Boraginaceae
13	<i>Crotton torrellanus</i> Muel.	Salvia	Euphrobiaceae
14	<i>Diospyros texana</i> Sheele.	Chapote	Ebenaceae
15	<i>Diospyros palmeri</i> Eastw.	Chapote manzano	Ebenaceae
16	<i>Ehretia anacua</i> (Teran & Berl) I.M. Johnst	Anacua	Boraginaceae
17	<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele.	Vara Dulce	Fabaceae
18	<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Panalero	Oleaceae
19	<i>Guaiacum angustifolium</i> (Engelm.) Gray	Guayacan	Zygophyllaceae
20	<i>Havardia pallens</i> (Benth.) Standl.	Tenaza	Leguminosae
21	<i>Helietta parvifolia</i> Gray (Benth.)	Barreta	Rataceae
22	<i>Karwinskia humboldtiana</i> (R&S.) Zucc.	Coyotillo	Rhamnaceae
23	<i>Leucophyllum texanum</i> (Berl.) I.M. Johnst	Cenizo	Scrophulariaceae
24	<i>Malpighia glabra</i> L.	Manzanita	Malpighiaceae
25	<i>Mimosa monancistra</i> Benth	Raspadillo	Mimoceae
26	<i>Neopringlea integrifolia</i> (Hemsl.) S. Wats.	Corvagallina	Sapindaceae
27	<i>Prosopis laevigata</i> (Willd.) M.C. Johnst.	Mezquite	Leguminosae
28	<i>Randia rhagocarpa</i> Standl.	Randia	Rubiaceae
29	<i>Yucca filifera</i> Chab.	Yuca	Liliaceae
30	<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	Colima	Rutaceae
31	<i>Ziziphus obtusifolia</i> A. Gray.	Abrojo	Rhamnaceae

Tabla 1: Listado de especies presentes en el área de estudio.

4.2 Parámetros básicos estructurales

En la tabla 2 se observan los parámetros cuantitativos del muestreo por parcelas para el ecosistema con historial de agricultura. Este ecosistema presenta una riqueza específica de 19 especies y una densidad absoluta de 2370 ind/ha, donde *Diospyros texana* es la especie con mayor abundancia absoluta (660 ind/ha),

seguida de *Acacia farnesiana* (350 ind/ha), *Crotton torrellanus* (300 ind/ha), *Acacia rigidula* (270 ind/ha) y *Eysenhardtia texana* (270 ind/ha).

Respecto al área basal relativa *Acacia rigidula* fue la que presentó el mayor valor (21.1%) seguida de *Acacia farnesiana* (16.9%), *Acacia berlandieri* (16.9%) y *Diospyros texana* (14.6%). Cabe señalar que el genero *Acacia* mostró una mayor área basal debido a que se ramifica desde la base y se consideró la lectura de todas sus ramificaciones. Por ejemplo *Acacia rigidula* presenta un promedio de 11 ramificaciones por individuo, con una desviación estándar de 11.05.

Nombre científico	n/ha		G/ha (m ²)		Altura (m)					Diámetro (cm)				
	abs	rel	abs	rel	\bar{h}	S _h	S _h %	min	max	\bar{d}	S _d	S _d %	min	max
Total	2370	100	15.63	100	2.48	0.52	25.73	1.73	3.28	3.22	1.45	40.85	2.06	7.41
<i>Acacia berlandieri</i>	110	4.64	2.63	16.85	2.48	1.12	45.21	1	4.28	3.11	2.16	69.57	1.00	7.60
<i>Acacia farnesiana</i>	350	14.77	2.64	16.90	3.14	0.84	26.76	1.61	4.96	4.45	2.29	51.39	1.50	13.20
<i>Acacia rigidula</i>	270	11.39	3.30	21.09	2.83	0.67	23.81	1	3.84	3.24	0.99	30.59	1.50	5.30
<i>Acacia wrightii</i>	10	0.42	0.01	0.09	1.60	x	x	1.6	1.6	1.60	x	x	2.10	2.10
<i>Amyris texana</i>	10	0.42	0.05	0.32	1.80	x	x	1.8	1.8	2.00	x	x	2.00	2.00
<i>Bumelia celastrina</i>	20	0.84	0.12	0.76	2.52	0.86	34.23	1.91	3.13	3.50	1.13	32.32	2.70	4.30
<i>Celtis pallida</i>	20	0.84	0.14	0.90	2.89	0.37	12.72	2.63	3.15	2.50	0.42	16.97	2.20	2.80
<i>Condalia hookeri</i>	10	0.42	0.02	0.14	2.81	x	x	2.8	2.8	2.60	x	x	2.60	2.60
<i>Cordia boissieri</i>	70	2.95	0.64	4.06	2.45	0.64	26.21	1.64	3.5	6.14	2.41	39.16	1.70	29.70
<i>Crotton torrellanus</i>	300	12.66	0.12	0.75	2.05	0.14	7.06	1.5	2.36	2.07	0.65	31.59	1.10	3.80
<i>Diospyros texana</i>	660	27.85	2.29	14.64	2.55	0.51	20.14	1.5	3.9	3.72	3.37	90.72	1.70	29.70
<i>Eysenhardtia texana</i>	270	11.39	1.13	7.26	3.25	0.94	28.80	1.5	5.33	3.06	1.18	38.59	1.20	5.30
<i>Forestiera angustifolia</i>	60	2.53	0.91	5.81	2.43	0.24	10.08	2.18	2.88	2.58	0.57	22.23	1.70	3.40
<i>Guaiacum angustifolium</i>	10	0.42	0.09	0.60	2.23	x	x	2.23	2.23	2.23	x	x	3.30	3.30
<i>Havardia pallens</i>	40	1.69	0.35	2.25	3.15	2.02	64.07	1	5.6	4.15	2.80	67.37	1.60	7.30
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	50	2.11	0.04	0.23	1.11	0.51	45.36	0.54	1.93	1.80	0.50	28.05	1.00	2.40
<i>Malpighia glabra</i>	20	0.84	0.06	0.36	1.47	0.05	3.38	1.43	1.5	1.40	0.45	31.03	1.40	1.40
<i>Prosopis laevigata</i>	20	0.84	0.61	3.93	3.97	0.26	6.60	3.78	4.15	8.25	1.63	19.71	7.10	9.40
<i>Zanthoxylum fagara</i>	70	2.95	0.48	3.05	2.31	0.73	31.54	1.2	3.42	2.83	1.23	43.48	1.70	5.20

x = no existe desviación estándar o coeficiente de variación dado que son valores únicos

Tabla 2: Parámetros cuantitativos del muestreo por parcela para el ecosistema con historial de agricultura.

Con la finalidad de cuantificar la similitud de la información del muestreo por parcelas y el muestreo estructural de los cuatro árboles, se estimaron los parámetros cuantitativos para el muestreo estructural. Dicho muestreo registró una riqueza específica de 17 especies, con una densidad absoluta de 2021 ind/ha, donde *Diospyros texana* es la especie con mayor abundancia absoluta (542 ind/ha), seguida de *Acacia rigidula* (361 ind/ha) *Acacia farnesiana* (350 ind/ha) y *Eysenhardtia texana* (199 ind/ha).

El genero *Acacia* fue el que presentó mayor área basal relativa, siendo *A. berlandieri* la que mostró el mayor valor (24.08%) seguida de *Diospyros texana* (14.64%), *A. farnesiana* (16.90%) y *A. rigidula* (13.05%). Estos datos revelan que el muestreo estructural de los cuatro árboles es una metodología capaz de utilizarse en el matorral espinoso tamaulipeco, ya que muestra información fidedigna de los valores dasométricos.

Nombre científico	n/ha		G/ha (m ²)		Altura (m)					Diámetro (cm)				
	abs	rel	abs	rel	\bar{h}	S _h	S _h %	min	max	\bar{d}	S _d	S _d %	min	max
Total	2021	100	19.5	100	2.48	0.52	25.15	1.85	3.06	3.54	1.77	45.51	2.48	6.46
<i>Acacia berlandieri</i>	126	6.25	4.70	24.08	2.83	0.85	30.08	2.00	4.28	3.76	2.33	62.00	1.70	7.60
<i>Acacia farnesiana</i>	307	15.18	3.39	17.39	2.97	0.54	18.21	1.90	4.00	5.02	3.33	66.24	2.20	13.20
<i>Acacia rigidula</i>	361	17.85	2.54	13.05	2.67	0.68	25.44	1.00	3.76	2.91	0.88	30.16	1.50	5.30
<i>Acacia wrightii</i>	18	0.89	0.02	0.13	1.60	x	x	1.60	1.60	1.60	x	x	2.10	2.10
<i>Amyris texana</i>	18	0.89	0.09	0.47	1.80	x	x	1.80	1.80	2.00	x	x	2.00	2.00
<i>Bumelia celastrina</i>	18	0.89	0.13	0.67	3.13	x	x	3.13	3.13	4.30	x	x	4.30	4.30
<i>Celtis pallida</i>	36	1.79	0.25	1.30	2.89	0.37	12.72	2.63	3.15	2.50	0.42	16.97	2.20	2.80
<i>Cordia boissieri</i>	18	0.89	0.06	0.30	2.00	x	x	2.00	2.00	6.40	x	x	6.40	6.40
<i>Crotton torrellanus</i>	54	2.68	0.03	0.17	2.08	0.25	12.01	1.88	2.08	2.60	1.15	44.36	1.50	3.80
<i>Diospyros texana</i>	542	26.78	3.71	19.03	2.46	0.49	20.01	1.80	3.48	5.09	6.78	133.24	1.70	29.70
<i>Eysenhardtia texana</i>	199	9.82	0.90	4.61	3.04	0.95	31.33	1.50	4.12	2.74	1.02	37.39	1.20	4.10
<i>Forestiera angustifolia</i>	54	2.68	0.97	4.96	2.45	0.37	15.26	2.18	2.88	2.70	0.20	7.41	2.50	2.90
<i>Havardia pallens</i>	72	3.57	0.63	3.25	3.15	2.02	64.07	1.00	5.60	4.15	2.80	67.37	1.60	7.30
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	36	1.79	0.02	0.09	0.77	0.33	42.24	0.54	1.00	1.70	0.99	58.23	1.00	2.40
<i>Malpighia glabra</i>	36	1.79	0.10	0.53	1.47	0.05	3.38	1.43	1.50	1.40	0.00	0.00	1.40	1.40
<i>Prosopis laevigata</i>	36	1.79	1.11	5.68	3.97	0.26	6.60	3.78	4.15	8.25	1.63	19.71	7.10	9.40
<i>Zanthoxylum fagara</i>	90	4.46	0.82	4.22	2.24	1.02	45.54	1.20	3.42	3.00	1.46	48.53	1.70	5.20

x=no existe desviación estándar o coeficiente de variación dado que son valores únicos

Tabla 3: Parámetros cuantitativos del muestreo estructural para el ecosistema con historial de agricultura.

En la tabla 4 se presentan los datos del área con historial de ganadería extensiva, donde se muestra una riqueza específica de 25 especies, con una densidad absoluta de 17,085 ind/ha. *Bernardia myricaefolia* presenta un 43% del total de individuos de la población, seguida de *Acacia rigidula* (11.2%), *Havardia pallens* (9.6%) y *Eysenhardtia texana* (8.9%). El área basal es de 29.85 m²/ha, siendo *Bernardia myricaefolia* la que presenta mayor valor (4.09 m²) dado su alta abundancia (7349 ind/ha), ya que posee un diámetro promedio bajo (1.6 cm); seguido de esta especie se encuentran *Diospyros texana* (3.95 m²), *Acacia rigidula* (3.05 m²), *Condalia hookeri* (3.01 m²) y *Yucca filifera* (2.84 m²) como las más importantes. La especie que presentó el diámetro promedio mayor fue *Yucca filifera* con 31.8 cm.

En cuanto el rango de variación en altura ($S_h = 0.64$ m), así como el coeficiente de variación ($S_h\% = 27.59$) se presenta un valor relativamente medio, el cual indica que no existe suficiente diferencia entre la altura de los individuos del sitio.

Nombre científico	n/ha		G/ha (m ²)		Altura (m)					Diámetro (cm)				
	abs	rel	abs	rel	\bar{h}	Sh	Sh%	min	max	\bar{d}	Sd	Sd%	min	max
Total	17085	99	29.85	100	2.60	0.65	26.95	0.70	4.95	4.44	1.71	48.10	1.00	10.50
<i>Acacia farnesiana</i>	11	0.07	0.11	0.37	3.65	x	x	3.65	3.65	11.22	x	x	11.22	11.22
<i>Acacia berlandieri</i>	286	1.67	0.711	2.38	2.56	0.67	26.17	1.2	4.21	1.92	0.89	46.35	1.05	4.12
<i>Acacia rigidula</i>	1909	11.17	3.05	10.21	2.63	0.77	29.28	0.80	5.18	2.52	0.89	35.32	1.10	5.60
<i>Amyris texana</i>	229	1.34	0.13	0.42	1.67	0.64	38.32	0.85	2.12	1.61	0.62	38.51	1.15	2.25
<i>Bernardia myricaefolia</i>	7349	43.01	4.094	13.70	1.92	0.32	16.67	0.7	3.12	1.55	0.35	22.58	1.00	3.1
<i>Bumelia celastrina</i>	217	1.27	2.44	8.15	2.78	0.84	30.22	1.90	5.12	4.52	6.10	134.96	1.14	28.00
<i>Celtis pallida</i>	80	0.47	0.07	0.23	2.00	0.57	28.50	1.20	3.00	2.65	1.13	42.64	1.80	5.10
<i>Cercidium macrum</i>	46	0.27	0.05	0.18	2.75	0.89	32.36	1.63	3.47	3.42	2.03	59.36	1.50	6.30
<i>Condalia hookeri</i>	331	1.94	3.01	10.07	2.76	0.82	29.71	1.15	4.12	5.79	3.48	60.10	1.41	14.20
<i>Cordia boissieri</i>	251	1.47	1.81	6.04	2.84	0.84	29.58	2.00	5.16	7.03	4.57	65.01	1.20	22.50
<i>Croton torrellanus</i>	183	1.07	0.07	0.23	2.32	0.54	23.28	1.51	3.16	1.97	0.45	22.84	1.21	2.90
<i>Diospyros texana</i>	731	4.28	3.95	13.22	3.32	0.78	23.49	1.48	5.00	4.81	2.48	51.56	1.00	11.97
<i>Eysenhardtia texana</i>	1520	8.90	1.22	4.09	2.95	0.66	22.37	1.28	4.76	2.45	1.44	58.78	1.10	14.50
<i>Forestiera angustifolia</i>	823	4.82	1.55	5.19	2.13	0.55	25.82	0.70	4.17	1.99	0.59	29.65	1.08	4.20
<i>Guaiacum angustifolium</i>	526	3.08	0.98	3.28	1.51	0.66	43.71	0.7	4.1	2.14	1.31	61.21	1.00	6.7
<i>Havardia pallens</i>	1634	9.57	2.58	8.62	2.68	0.73	27.24	0.40	4.21	2.67	0.95	35.58	1.22	7.10
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	91	0.54	0.03	0.08	1.55	0.07	4.52	0.90	2.00	1.35	0.07	5.19	1.00	1.90
<i>Leucophyllum texanum</i>	171	1.00	0.08	0.27	2.03	0.39	19.21	1.48	2.89	2.13	0.93	43.66	1.20	5.00
<i>Mimosa monancistra</i>	23	0.13	0.00	0.01	3.26	0.37	11.35	3.00	3.53	1.14	0.20	17.54	1.00	1.29
<i>Prosopis laevigata</i>	11	0.07	0.03	0.10	4.21	x	x	4.21	4.21	5.90	x	x	5.90	5.90
<i>Randia rhagocarpa</i>	46	0.27	0.017	0.06	1.42	0.56	39.44	0.93	2.14	1.73	0.65	37.57	1.02	2.6
<i>Yucca filifera</i>	34	0.20	2.847	9.52	5.51	3.01	54.63	2.15	7.96	31.76	8.57	26.98	22.30	39.4
<i>Zanthoxylum fagara</i>	423	2.48	0.98	3.26	2.05	0.62	30.24	0.50	3.28	2.43	1.60	65.84	1.18	9.98
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	57	0.33	0.05	0.17	1.78	0.46	25.84	1.26	2.31	1.96	0.19	9.69	1.80	2.30

x=no existe desviación estándar o coeficiente de variación dado que son valores únicos

Tabla 4: Parámetros cuantitativos del muestreo por parcelas para el ecosistema con historial de ganadería extensiva.

Los resultados dasométricos del muestreo estructural observan una riqueza de 24 especies, con un área basal absoluta de 29.85 m²/ha. *Bernardia myricaefolia* presenta un 44.0% del total de individuos de la población, seguida de *Eysenhardtia texana* (18.8%), *Acacia rigidula* (8.4%) y *Havardia pallens* (5.5%). El área basal es de 33.3 m²/ha, que en comparación con el muestreo por parcelas (29.85 m²/ha) muestra una alta similitud.

Nombre científico	n/ha		G/ha (m ²)		Altura (m)					Diámetro (cm)				
	abs	rel	abs	rel	\bar{h}	S _h	S _h %	min	max	\bar{d}	S _d	S _d %	min	max
Total	12983	100	33.3	100	5.30	0.90	25.60	4.31	6.38	2.81	0.38	18.10	2.28	2.93
<i>Acacia berlandieri</i>	84	0.65	0.05	0.14	1.81	0.62	34.38	1.37	2.25	2.62	0.45	17.27	2.30	2.94
<i>Acacia rigidula</i>	1092	8.41	2.48	7.44	2.58	0.81	31.25	1.10	4.17	2.80	0.92	32.73	0.90	4.23
<i>Amyris texana</i>	210	1.62	0.13	0.38	1.75	0.52	29.49	1.15	2.25	1.36	0.38	27.77	1.00	2.00
<i>Bernardia myricaefolia</i>	5714	44.01	3.74	11.23	1.59	0.37	23.06	1.00	2.50	1.97	0.32	16.40	0.70	3.00
<i>Bumelia celastrina</i>	42	0.32	0.19	0.58	2.00	x	x	1.40	3.90	1.98	x	x	1.43	2.50
<i>Celtis pallida</i>	42	0.32	0.02	0.06	2.50	x	x	2.50	2.50	1.80	x	x	1.80	1.80
<i>Cercidium macrum</i>	42	0.32	0.03	0.09	3.00	x	x	3.00	3.00	3.47	x	x	3.47	3.47
<i>Condalia hookeri</i>	168	1.29	4.17	12.53	7.24	5.28	72.99	1.41	14.20	3.37	0.80	23.71	2.34	4.12
<i>Cordia boissieri</i>	252	1.94	3.08	9.25	9.65	7.71	79.95	1.90	22.50	3.10	1.31	42.33	1.92	5.16
<i>Croton torrellanus</i>	210	1.62	0.09	0.26	1.98	0.43	21.82	1.50	2.40	2.33	0.52	22.49	2.00	3.20
<i>Diospyros texana</i>	462	3.56	0.00	0.01	1.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.51	0.00	0.00	1.51	1.51
<i>Eysenhardtia texana</i>	2437	18.77	2.03	6.11	2.51	1.39	55.25	1.10	7.10	3.02	0.72	24.01	1.28	4.76
<i>Forestiera angustifolia</i>	210	1.62	0.43	1.29	1.91	0.53	27.44	1.44	2.70	2.32	0.43	18.64	2.00	3.00
<i>Guaiaacum angustifolium</i>	378	2.91	0.26	0.80	1.82	0.54	29.62	1.10	2.90	1.70	0.56	33.12	0.88	2.87
<i>Havardia pallens</i>	714	5.50	1.25	3.76	2.79	0.89	31.92	1.80	4.80	3.32	0.53	16.00	2.44	4.10
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	84	0.65	0.02	0.07	1.55	0.07	4.52	0.90	2.00	1.35	0.07	5.19	1.00	1.90
<i>Leucophyllum texanum</i>	294	2.27	0.02	0.07	1.35	0.08	5.78	1.29	1.40	1.55	0.07	4.56	1.50	1.60
<i>Mimosa monancistra</i>	42	0.32	0.01	0.02	1.29	x	x	1.29	1.29	3.53	x	x	3.53	3.53
<i>Prosopis laevigata</i>	42	0.32	0.11	0.35	5.90	x	x	5.90	5.90	4.21	x	x	4.21	4.21
<i>Randia rhagocarpa</i>	42	0.32	0.01	0.03	1.60	x	x	1.60	1.60	0.93	x	x	0.93	0.93
<i>Yucca filifera</i>	42	0.32	5.02	15.08	39.00	x	x	39.00	39.00	7.96	x	x	7.96	7.96
<i>Zanthoxylum fagara</i>	210	1.62	2.16	6.48	3.84	1.91	49.89	1.00	7.94	3.42	0.87	25.30	1.90	4.26
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	84	0.65	0.10	0.29	1.90	0.00	0.00	1.90	1.90	1.79	0.74	41.59	1.26	2.31

x=no existe desviación estándar o coeficiente de variación dado que son valores únicos

Tabla 5: Parámetros cuantitativos del muestreo estructural para el ecosistema con historial de ganadería extensiva.

En la tabla 6 se muestran los parámetros del muestreo por parcela. Esta información se despliega de tal forma que las especies presentes, su número y valores, dan la posibilidad de inferir sobre la densidad y el porcentaje de especies. El área presenta un total de 11 especies con una densidad de 1750 ind/ha, siendo *Acacia farnesiana* la especie que presentó mayor densidad (720 ind/ha), seguida de *Mimosa monancistra* (610 ind/ha) y *Prosopis laevigata* (280 ind/ha); estas tres especies representan el 92% de la densidad relativa y las restantes 8 especies únicamente el 8%.

El área basal es de 6.76 m²/ha, siendo *Acacia farnesiana* la especie con mayor área debido a su alta densidad y diámetro promedio ($d = 6.11$), seguidas están *Mimosa monancistra* (0.98 m²/ha) y *Prosopis laevigata* (0.52 m²/ha); teniendo así el 78.81% del área basal de esta área.

El coeficiente de variación del diámetro ($S_d\%$) indica gran irregularidad en el rodal, ya que *Acacia farnesiana* y *Prosopis laevigata* que son las especies con mayor abundancia y dominancia presentan valores muy altos ($S_d\% = 61.5$ y $S_d\% = 64.6\%$ respectivamente), lo cual indica que existen árboles desde jóvenes hasta maduros.

Nombre científico	n/ha		G/ha (m ²)		Altura (m)					Diámetro (cm)				
	abs	rel	abs	rel	\bar{h}	Sh	Sh%	min	max	\bar{d}	Sd	Sd%	min	max
Total	1750	100	6.76	100	2.21	1.16	47.43	1.58	2.80	4.31	1.77	41.93	3.02	6.45
<i>Acacia farnesiana</i>	720	41.1	3.76	55.56	3.25	0.98	30.13	1.00	5.21	6.11	3.76	61.54	1.10	16.40
<i>Acacia shaffneri</i>	30	1.71	0.41	6.09	3.50	3.61	103.14	3.50	3.70	7.67	2.86	37.27	4.40	9.70
<i>Bumelia celastrina</i>	20	1.14	0.04	0.57	1.61	0.69	43.04	1.12	2.10	1.55	0.64	41.06	1.10	2.00
<i>Cercidium macrum</i>	10	0.57	0.85	12.56	4.28	x	x	4.28	4.28	14.70	x	x	14.70	14.70
<i>Cordia boissieri</i>	10	0.57	0.00	0.04	0.86	x	x	0.86	0.86	1.10	x	x	1.10	1.10
<i>Eretia anacua</i>	10	0.57	0.05	0.67	1.58	x	x	1.58	1.58	3.10	x	x	3.10	3.10
<i>Forestiera angustifolia</i>	10	0.57	0.01	0.18	1.93	x	x	1.93	1.93	1.50	x	x	1.50	1.50
<i>Mimosa monancistra</i>	610	34.9	0.98	14.52	1.33	0.34	25.88	0.51	2.08	2.16	0.6	27.69	1.00	3.70
<i>Prosopis laevigata</i>	280	16	0.52	7.67	2.16	0.73	33.90	0.07	3.61	3.73	2.41	64.64	1.00	10.50
<i>Zanthoxylum fagara</i>	30	1.71	0.12	1.79	2.43	1.02	41.98	1.70	3.60	3.50	2.04	58.34	1.90	5.80
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	20	1.14	0.03	0.38	1.33	0.71	53.90	0.82	1.83	2.35	0.07	3.01	2.30	2.40

x=no existe desviación estándar o coeficiente de variación dado que son valores únicos

Tabla 6: Parámetros cuantitativos del muestreo por parcela para el ecosistema con historial de ganadería intensiva.

En la tabla 7 se presenta la información del muestreo estructural, el cual indica una riqueza específica de 11 especies y una densidad de 1195 ind/ha. La riqueza específica fue similar al muestro por parcelas. Respecto a la densidad, *Acacia farnesiana* presentó 549 ind/ha, seguida de *Mimosa monancistra* (312 ind/ha) y *Prosopis laevigata* (212 ind/ha); estas tres especies representan el 89.9% de la densidad relativa y las restantes 8 especies únicamente el 10.1%. Confirmando que los valores del muestreo estructural señalan una similitud al muestreo por parcelas.

Nombre científico	n/ha		G/ha (m ²)		Altura (m)					Diámetro (cm)				
	abs	rel	abs	rel	\bar{h}	S _h	S _h %	min	max	\bar{d}	S _d	S _d %	min	max
Total	1195	100	5.61	100	2.32	0.61	39.11	1.76	2.79	4.66	0.98	36.52	3.80	6.37
<i>Acacia farnesiana</i>	549	46	3.15	56.10	3.28	0.92	27.86	1.00	5.21	6.60	3.88	58.77	1.20	16.40
<i>Acacia shaffneri</i>	12	1.04	0.31	5.54	3.63	x	x	3.63	3.63	8.90	x	x	8.90	8.90
<i>Bumelia celastrina</i>	25	2.09	0.05	0.85	1.61	0.69	43.04	1.12	2.10	1.55	0.64	41.06	1.10	2.00
<i>Cercidium macrum</i>	12	1.04	1.06	18.90	4.28	x	x	4.28	4.28	14.70	x	x	14.70	14.70
<i>Cordia boissieri</i>	12	1.04	0.00	0.06	0.86	x	x	0.86	0.86	1.1	x	x	1.10	1.10
<i>Eretia anacua</i>	12	1.04	0.06	1.01	1.58	x	x	1.58	1.58	3.1	x	x	3.10	3.10
<i>Forestiera angustifolia</i>	12	1.04	0.02	0.28	1.93	x	x	1.93	1.93	1.50	x	x	1.50	1.50
<i>Mimosa monancistra</i>	312	26.1	0.39	7.04	1.22	0.36	29.10	0.51	2.08	2.08	0.66	31.88	1.00	3.70
<i>Prosopis laevigata</i>	212	17.8	0.41	7.33	2.17	0.66	30.40	0.07	3.61	3.64	2.55	70.13	1.10	10.50
<i>Zanthoxylum fagara</i>	12	1.04	0.13	2.35	3.60	x	x	3.60	3.60	5.8	x	x	5.80	5.80
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	25	2.09	0.03	0.57	1.33	0.71	53.90	0.82	1.83	2.35	0.07	3.01	2.30	2.40

x=no existe desviación estándar o coeficiente de variación dado que son valores únicos

Tabla 7: Parámetros cuantitativos del muestreo estructural para el ecosistema con historial de ganadería intensiva.

En la tabla 8 se muestran los datos dasométricos del matorral con historial de matarasa, donde se observa una riqueza específica de 20 especies, con una densidad de 6250 ind/ha. Las especies que presentan mayor densidad son *Mimosa monancistra* (1790 ind/ha), *Acacia rigidula* (1060 ind/ha) y *Zanthoxylum fagara* (1050 ind/ha).

Respecto al área basal, *Acacia rigidula* es la que presenta mayor superficie (5.4 m²), dado que es una especie que se ramifica desde la base cuando se presenta en sitios abiertos, seguido de esta especie se encuentra *Zanthoxylum fagara* (3.5 m²) y *Mimosa monancistra* (1.9m²).

Nombre científico	n/ha		G/ha (m ²)		Altura (m)					Diámetro (cm)				
	abs	rel	abs	rel	\bar{h}	Sh	Sh%	min	max	\bar{d}	Sd	Sd%	min	max
Total	6250	100	17.00	100	2.21	0.70	31.48	0.70	4.95	2.85	1.42	43.13	1.00	10.50
<i>Acacia farnesiana</i>	290	4.64	1.58	9.26	1.76	0.71	40.34	1.90	4.70	4.59	2.82	61.44	1.98	7.95
<i>Acacia rigidula</i>	1060	16.96	5.41	31.80	2.56	0.66	25.78	1.40	4.70	2.86	0.88	30.77	1.19	4.80
<i>Bumelia celastrina</i>	150	2.40	0.30	1.78	2.71	0.69	25.46	1.89	4.25	2.73	1.38	50.55	1.62	5.40
<i>Celtis pallida</i>	310	4.96	0.61	3.58	2.71	0.91	33.58	1.50	4.80	2.28	0.62	27.19	1.30	3.40
<i>Cercidium macrum</i>	30	0.48	0.58	3.42	2.84	2.10	73.94	1.35	4.33	5.92	6.47	109.29	1.34	10.50
<i>Condalia hookeri</i>	110	1.76	0.16	0.93	2.25	0.48	21.33	1.84	3.31	3.03	1.49	49.17	2.01	6.10
<i>Cordia boissieri</i>	210	3.36	0.40	2.38	2.21	0.59	26.70	1.23	2.94	3.54	0.95	26.84	1.80	5.39
<i>Croton torrallanus</i>	220	3.52	0.17	1.03	1.93	0.60	31.09	0.80	3.21	2.10	1.03	49.05	1.10	4.30
<i>Diospyros texana</i>	330	5.28	0.25	1.49	1.77	0.54	30.51	1.00	2.63	2.07	0.74	35.75	1.00	4.10
<i>Diospyros palmeri</i>	30	0.48	0.01	0.06	1.65	0.18	10.91	1.50	1.86	1.68	0.57	33.93	1.17	2.30
<i>Eysenhardtia texana</i>	90	1.44	0.42	2.49	3.52	0.67	19.03	2.51	4.13	3.38	0.54	15.98	2.80	4.40
<i>Forestiera angustifolia</i>	20	0.32	0.21	1.23	1.95	0.21	10.77	1.80	2.10	2.54	1.05	41.34	1.80	3.29
<i>Havardia pallens</i>	160	2.56	1.09	6.44	3.69	1.22	33.06	1.36	4.95	3.88	2.08	53.61	1.10	8.10
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	20	0.32	0.02	0.14	1.46	0.65	44.52	1.00	1.93	1.99	0.57	28.64	1.59	2.40
<i>Malpighia glabra</i>	140	2.24	0.11	0.63	1.14	0.47	41.23	0.60	1.63	1.84	0.75	40.76	1.00	3.30
<i>Mimosa monancistra</i>	1790	28.64	1.87	11.02	1.50	0.31	20.67	0.70	2.12	1.78	0.65	36.52	1.00	4.90
<i>Prosopis laevigata</i>	50	0.80	0.13	0.75	3.06	1.43	46.73	2.00	4.70	4.75	3.89	81.89	1.95	9.20
<i>Randia rhagocarpa</i>	30	0.48	0.01	0.08	1.11	0.58	52.25	0.70	1.53	1.20	0.14	11.67	1.10	1.30
<i>Zanthoxylum fagara</i>	1050	16.80	3.52	20.68	2.58	0.73	28.29	0.90	4.12	2.90	0.99	34.14	1.02	5.60
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	140	2.24	0.14	0.83	1.79	0.24	13.41	1.43	2.13	1.84	0.81	44.02	1.26	3.90

x=no existe desviación estándar o coeficiente de variación dado que son valores únicos

Tabla 8: Parámetros cuantitativos del muestreo por parcelas para el ecosistema con historial de matarasa.

En la tabla 9 se muestra los datos del muestreo estructural, donde se presenta una riqueza específica de 20 especies, con una densidad de 6267 ind/ha; Las especies que presentan mayor densidad son *Mimosa monancistra* (1390 ind/ha), *Acacia rigidula* (1305 ind/ha) y *Zanthoxylum fagara* (1179 ind/ha), lo cual indica una alta similitud con el muestreo por parcelas. Respecto al área basal también es similar, ya que *Acacia rigidula* es la que presenta mayor superficie (7.8 m²), seguido de *Zanthoxylum fagara* (5.1 m²).

Nombre científico	n/ha		G/ha (m ²)		Altura (m)					Diámetro (cm)				
	abs	rel	abs	rel	\bar{h}	S _h	S _h %	min	max	\bar{d}	S _d	S _d %	min	max
Total	6567	100	23	100	2.30	0.90	34.92	0.76	4.95	2.74	1.41	38.24	1.00	10.50
<i>Acacia farnesiana</i>	379	5.77	1.79	7.77	2.61	0.29	11.06	2.38	3.23	4.07	1.55	38.04	2.39	7.10
<i>Acacia rigidula</i>	1305	19.88	7.83	34.06	2.60	0.50	19.08	1.40	3.26	3.01	0.97	32.28	1.37	4.80
<i>Bumelia celastrina</i>	126	1.92	0.04	0.19	2.37	0.65	27.25	2.00	3.12	1.88	0.25	13.33	1.62	2.12
<i>Celtis pallida</i>	211	3.21	0.20	0.88	2.29	0.38	16.67	2.00	2.87	2.05	0.55	26.72	1.50	2.90
<i>Cercidium macrum</i>	84	1.28	1.83	7.97	2.84	2.11	74.20	1.35	4.33	5.92	6.48	109.4	1.34	10.50
<i>Condalia hookeri</i>	168	2.56	0.20	0.88	2.17	0.11	5.25	2.00	2.26	2.69	0.83	30.99	2.01	3.90
<i>Cordia boissieri</i>	337	5.13	0.60	2.61	2.27	0.76	33.61	1.23	3.60	3.13	0.83	26.43	1.80	4.40
<i>Croton torrallanus</i>	168	2.56	0.24	1.03	2.31	0.57	24.74	1.90	3.15	2.60	1.23	47.21	1.70	4.30
<i>Diospyros texana</i>	337	5.13	0.11	0.46	1.53	0.56	36.46	0.90	2.48	1.74	0.34	19.45	1.30	2.44
<i>Diospyros palmeri</i>	42	0.64	0.00	0.02	1.60	x	x	1.60	1.60	1.17	x	x	1.17	1.17
<i>Eysenhardtia texana</i>	126	1.92	0.76	3.29	3.69	0.63	17.12	2.96	4.10	3.60	0.70	19.44	3.10	4.40
<i>Forestiera angustifolia</i>	42	0.64	0.57	2.49	1.80	x	x	1.80	1.80	3.29	x	x	3.29	3.29
<i>Havardia pallens</i>	253	3.85	1.55	6.72	3.61	1.28	35.31	1.36	4.95	3.20	1.50	46.88	1.10	5.10
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	42	0.64	0.02	0.07	1.00	x	x	1.00	1.00	1.59	x	x	1.59	1.59
<i>Malpighia glabra</i>	168	2.56	0.07	0.31	2.72	3.21	117.8	0.76	1.63	1.53	0.42	27.40	1.01	1.90
<i>Mimosa monanctris</i>	1390	21.16	1.44	6.25	1.50	0.62	41.11	0.90	2.12	1.65	0.62	37.41	1.02	2.87
<i>Prosopis laevigata</i>	84	1.28	0.30	1.33	3.35	1.91	56.99	2.00	4.70	5.58	5.13	91.96	1.95	9.20
<i>Randia rhagocarpa</i>	42	0.64	0.02	0.07	1.53	x	x	1.53	1.53	1.30	x	x	1.30	1.30
<i>Zanthoxylum fagara</i>	1179	17.95	5.07	22.04	2.49	0.65	25.95	1.75	4.30	3.34	1.01	30.25	1.80	5.60
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	84	1.28	0.13	0.55	1.62	0.26	16.20	1.43	1.80	1.45	0.21	14.63	1.30	1.60

x=no existe desviación estándar o coeficiente de variación dado que son valores únicos

Tabla 9: Parámetros cuantitativos del muestreo estructural para el ecosistema con historial de matarasa.

4.2.1 Comparación de los parámetros básicos estructurales

Los ecosistemas presentan diferencias notables en sus características dasométricas, siendo la ganadería extensiva el ecosistema que presenta mayor densidad (17,085 n/ha), área basal por hectárea (29.85 m²), altura promedio (2.6 ± 0.64) y diámetro promedio (4.44 ± 1.72); mientras el área con menor densidad (1750 n/ha) y área basal (6.76m²) es la ganadería intensiva. Esto probablemente a que el área con historial de ganadería extensiva fue la única que no se desmontó en su totalidad y está en una etapa de recuperación donde hay más competencia por los factores medioambientales; mientras la ganadería intensiva al ser desmontada en su totalidad y después compactada por el pisoteo del ganado, es la que presenta las condiciones menos favorables para la germinación y establecimiento de plántulas; existiendo pocos individuos que ocupan la localización, y forman copas grandes y ramificadas con una altura baja (2.21 ± 1.16). Seguido de la ganadería extensiva se encuentra el área con historial de matarasa, el cual tiene 6250 N/ha y un área basal de 17.0 m²/ha.

En cuanto al rango de variación en altura (S_h), así como el coeficiente de variación ($S_h\%$), se tiene que la ganadería intensiva presenta el valor más alto ($S_h\% = 47.4$), lo cual indica que existe una mediana diferencia en la altura de los individuos del rodal, presentando así varias capas verticales, mientras los otros tres ecosistemas presentan poca diferencia ya que los valores no sobrepasan el 35%. El coeficiente de variación del diámetro ($S_d\%$) indica heterogeneidad en el ecosistema, ya que los rangos varían entre $S_d\% = 41.6\%$ de la agricultura hasta $S_d\% = 49.8$ de la ganadería extensiva.

Áreas	N/ha	G/ha (m ²)	\bar{h}	Altura (m)				Diámetro				h/d	
				Sh	Sh%	min	max	\bar{d}	Sd	Sd%	min		max
Agricultura	2370	15.63	2.48	0.52	27.33	1.73	3.28	3.22	1.52	41.55	2.06	7.41	0.84
Matarasa	6250	17.00	2.21	0.70	31.48	0.70	4.95	2.85	1.42	43.13	1.00	10.50	0.82
Ganadería intensiva	1750	6.76	2.21	1.16	47.43	1.58	2.80	4.31	1.77	41.93	3.02	6.45	0.67
Ganadería extensiva	17085	29.85	2.60	0.64	27.59	0.70	4.95	4.44	1.72	49.81	1.00	10.50	0.88

Tabla 10: Datos dasométricos de los 4 ecosistemas.

4.2.2 Comparación de los parámetros básicos estructurales entre los muestreos

Se compararon los parámetros cuantitativos del muestreo por parcelas y el muestreo estructural de los cuatro árboles, con el fin de cuantificar la aproximación de los muestreos y conocer si la metodología utilizada en ecosistemas templados se puede utilizar en el matorral espinoso tamaulipeco.

La densidad arbórea y arbustiva (N/ha) de la agricultura y matarasa presentan gran similitud, ya que sobreestima o subestima con tan solo un 15%; mientras la ganadería intensiva y extensiva con un 32%. Las alturas y diámetros presentan gran similitud en todos los ecosistemas con excepción de ganadería extensiva, debido probablemente a que en el muestreo estructural no cuantificó la misma cantidad de individuos de la especie yuca (*Yucca filifera*), la cual presenta grandes dimensiones de estos parámetros.

El coeficiente de variación ($S_h\%$) en matarasa, ganadería intensiva y agricultura presenta más de un 82% de precisión, mientras ganadería extensiva sobrestima con un 191%. El coeficiente de variación del diámetro ($S_d\%$) también muestra precisión ($>87\%$) en todos los ecosistemas, con excepción de la ganadería extensiva que subestima en un 52.9%. Por lo tanto, se concluye que los resultados del muestreo estructural de los cuatro árboles son representativos y esta metodología se puede utilizar en áreas perturbadas del matorral espinoso tamaulipeco con excepción del área de ganadería extensiva, donde se necesita realizar un mayor número de intersecciones para obtener información más precisa.

	Muestreo	N/ha	G/ha (m ²)	\bar{h}	Altura (m)					Diámetro				h/d
					Sh	Sh%	min	max	\bar{d}	Sd	Sd%	min	max	
Agricultura	Por parcela	2370	15.63	2.48	0.52	27.33	1.73	3.28	3.22	1.52	41.55	2.06	7.41	0.84
	Estructural	2021	19.49	2.48	0.52	25.15	1.85	3.06	3.54	1.77	45.51	2.48	6.46	0.77
Matarasa	Por parcela	6250	17	2.21	0.7	31.48	0.7	4.95	2.85	1.42	43.13	1	10.5	0.82
	Estructural	6567	22.77	2.3	0.9	34.92	0.76	4.95	2.74	1.41	38.24	1	10.5	0.93
Ganadería Intensiva	Por parcela	1750	6.762	2.21	1.16	47.43	1.58	2.8	4.31	1.77	41.93	3.02	6.45	0.67
	Estructural	1195	5.612	2.32	0.61	39.11	1.76	2.79	4.66	0.98	36.52	3.8	6.37	0.67
Ganadería Extensiva	Por parcela	17085	29.85	2.6	0.64	27.59	0.7	4.95	4.44	1.72	49.81	1	10.5	0.88
	Estructural	13109	33.34	4.99	1.5	40.96	4.08	6.08	2.73	0.59	26.33	2.22	2.87	1.03

Tabla 11: Comparación de los datos dasométricos entre los muestreos; donde S es desviación estándar y $S\%$ es la desviación estándar porcentual.

4.3 Riqueza de especies

Las características distintivas de las comunidades naturales se ven reflejadas en el grado de riqueza específica que poseen, es decir el número total de especies obtenidas en un censo de la comunidad (Moreno, 2001). Debido a la imposibilidad técnica por determinar la composición completa de una comunidad ecológica, la riqueza es frecuentemente medida como el número de especies en muestras de tamaño constante. (Rodríguez, 1994). Una comunidad es más compleja mientras sea mayor el número de especies que la conforman y una menor dominancia de especies presente.

Se obtuvo un listado de 31 especies, la riqueza de especies (S) señaló a la comunidad con historial de ganadería extensiva como la más diversa, ya que presenta un total de 25 especies, seguida del matarasa (20), agricultura (19) y ganadería intensiva (11).

En la tabla 19 se presentan los valores de los índices de Margalef y Menhinick; el índice de Margalef señala que el sitio con historial de ganadería extensiva es el que presenta mayor riqueza específica (2.46) y el de ganadería intensiva el de menor (1.33), lo que podría considerarse normal, ya que estos índices son sensibles al número de especies. Mientras el índice de Menhinick muestra como más diverso el mismo ecosistema (0.18), pero menos diverso el de Agricultura (0.39); esto debido a que este índice se basa en la relación entre el número de especies y el número total de individuos observados, que se incrementa al aumentar el tamaño de la muestra.

Índices	Ganadería intensiva	Ganadería extensiva	Agricultura	Matarasa
Riqueza específica	11	25	19	20
Margalef	1.33	2.46	2.31	2.17
Menhinick	0.26	0.18	0.39	0.25

Tabla 12: Índices de riqueza de especies arbóreas y arbustivas mediante el muestreo por parcelas en los distintos ecosistemas.

Respecto al muestreo estructural de los cuatro árboles (Tabla 20), se tiene que arrojó información similar que el muestreo por parcelas, ya que ambos índices muestran que el área con historial de ganadería extensiva es el que presenta mayor riqueza específica y el de ganadería intensiva y agricultura los de menor. Lo que significa que la información proveniente del muestreo estructural de los cuatro árboles es altamente confiable para la determinación de estos índices.

Índices	Ganadería intensiva	Ganadería extensiva	Agricultura	Matarasa
Riqueza específica	11	24	17	20
Margalef	1.41	2.44	2.1	2.16
Menhinick	0.31	0.21	0.37	0.24

Tabla 13: Índices de riqueza de especies arbóreas y arbustivas mediante el muestreo estructural en los distintos ecosistemas.

4.4 Diversidad de especies

4.4.1 Índices de diversidad de especies

Los índices de diversidad de Simpson (D) y de Shannon (H'), determinados para los cuatro ecosistemas presentan diferentes tendencias. Por si solo el índice de Shannon presenta un valor relativamente bajo de diversidad en todos los ecosistemas, siendo ganadería intensiva (1.38) el que presentó el valor menor, lo que significa que existe una notable desigualdad de abundancia de las especies presentes; mientras matarasa presenta el valor mas alto (2.27) seguido de la agricultura (2.24), lo que supone que las especies se encuentran con una dominancia más equitativa. El índice de Simpson refleja la misma tendencia, ya que indica que la agricultura (0.14) y matarasa (0.15) son los ecosistemas con mayor igualdad de abundancia, mientras la ganadería intensiva (0.31) como la de menor.

Para comparar los resultados entre los índices de Sahnnon (H') y Simpson (D), se adoptó el complemento del índice de Simpson (1-D) y se ajustó el índice de Shannon a una escala de 0 a 1 mediante la fórmula $H/\ln S$ (índice de equitatividad). De esta manera, ambos índices reflejan diversidad (heterogeneidad) en una escala de 0 a 1, donde los valores cercanos a 1 denotan una mayor diversidad.

Los ecosistemas comparados presentan discrepancia en la diversidad de especies, siendo la agricultura y matarasa los que presentan mayor diversidad como lo indica el índice de equitatividad (0.76 y 0.75) y el complemento de Simpson (0.86 y 0.85) respectivamente; Mientras la comunidad que presentó menor diversidad fue la ganadería intensiva seguida de la ganadería extensiva, debido posiblemente a la compactación del suelo producida por el pisoteo, que trajo como consecuencia condiciones poco favorables para la germinación y el establecimiento de las especies arbóreas y arbustivas.

Índices	Ganadería intensiva	Ganadería extensiva	Agricultura	Matarasa
Riqueza específica	11	25	19	20
Shannon	1.38	2.1	2.24	2.27
Simpson	0.31	0.22	0.14	0.15
Equitatividad	0.57	0.65	0.76	0.75
Com. de Simpson	0.69	0.78	0.86	0.85

Tabla 14: Índices de diversidad mediante el muestreo por parcelas.

La información del muestreo estructural de los cuatro árboles (tabla 22) también señala a la agricultura y matarasa como los ecosistemas con mayor diversidad, como se observa en el índice de equitatividad (0.79 y 0.79) y el complemento de Simpson (0.86 y 0.87) respectivamente; Mientras las comunidades que presentaron menor diversidad fueron la ganadería intensiva ($E = 0.60$; $1-D = 0.69$) y extensiva ($E = 0.62$; $1-D = 0.72$).

Comparando los resultados del muestreo por parcelas y el muestreo estructural, se encontró que no existe divergencia, ya que arrojan la misma información y que no existe diferencia significativa, ya que subestima o sobreestima como máximo en un 19%.

Índices	Ganadería intensiva	Ganadería extensiva	Agricultura	Matarasa
Riqueza específica	11	24	17	20
Shannon	1.45	2.00	2.25	2.39
Simpson	0.31	0.24	0.14	0.13
Equitatividad	0.60	0.62	0.79	0.79
Com. de Simpson	0.69	0.76	0.86	0.87

Tabla 15: Índices de diversidad mediante el muestreo estructural.

4.5 Similitud entre ecosistemas

4.5.1 Índice de Jaccard

Este índice expresa el porcentaje de semejanza entre las comunidades comparadas, por lo que el intervalo de valores va de 0 cuando no hay especies compartidas entre ambas muestras, hasta 100 cuando los dos sitios tienen la misma composición de especies. Los resultados presentan que la ganadería extensiva y matarasa son las comunidades con mayor similitud (57%), mientras la ganadería intensiva fue la que presentó la mayor desigualdad con las otras áreas, dado posiblemente a las condiciones disímiles del suelo producido por el ganado.

Por lo tanto, se tiene que las áreas no presentan gran semejanza, ya que los valores oscilan entre 35 y 57% de similitud y dentro de la escala de 0 a 100 están más cercanas a la desigualdad. Lo que indica que los distintos usos y manejos del suelo en el matorral espinoso tamaulipeco de esta región, dan como resultado ecosistemas con distinta composición de especies en un lapso de dos décadas.

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

Tabla 16: Comparación de los ecosistemas mediante el índice de similitud de Jaccard.

4.5.2 Índice de Sorensen

Las áreas que presentan mayor similitud son agricultura y matarasa con un 75%, esto debido probablemente a que son áreas que no estuvieron expuestas a la compactación del ganado y por lo tanto presentaron condiciones similares para el establecimiento y germinación de las plantas; al igual que el índice de Jaccard, este índice muestra la ganadería intensiva como el sitio que presentó la mas alta desigualdad con las otras áreas, dado las condiciones disímiles que produjo el ganado.

Ambos índices muestran que la ganadería intensiva es la comunidad que presenta mayor desigualdad con las otras áreas, debido probablemente a la compactación del suelo producida por el ganado. Como conclusión final se establece que resulta altamente particular que sitios con iguales condiciones edáficas, topográficas, altitudinales y ambientales, puedan presentar tan importantes diferencias en su composición florística por su historial de uso antropogénico. Estas diferencias pueden atribuirse a varios factores, siendo los más probables la compactación del suelo producido por el ganado, duración de la actividad y condiciones climatológicas, entre otras.

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

Tabla 17: Comparación de los ecosistemas mediante el índice de similitud de Sorensen.

4.6 Indicadores ecológicos

Las interacciones existentes entre especies de la población forman una asociación interespecífica, cuyo grado es definido por los parámetros abundancia (n/ha), dominancia (m²/ha), frecuencia (N_s) y valor de importancia (V.I.).

Para evaluar el valor de importancia de las especies arbóreas en los ecosistemas, se utilizó la abundancia, dominancia y frecuencia como medida de valoración. La especie con mayor presencia en ganadería intensiva es *Acacia farnesiana* con un 40.9% de abundancia, 55.6% de dominancia y 35.9% de frecuencia, sumando así 132.3% de valor de importancia; a esta comunidad se le denomina comúnmente como “huizachal” dada la alta presencia de esta especie; Las otras especies que dominan son *Mimosa monancistra* (V.I.= 71.8%) y *Prosopis laevigata* (V.I.= 48.1), poseyendo así estas tres especies el 252.2% del valor de importancia en esta comunidad, mientras las restantes 8 poseen el 47.8%.

Parrotta (1992) menciona que la regeneración natural de *Acacia farnesiana* es abundante en rodales naturales. Las semillas germinan a menudo dentro de la vaina desprendida, resultando en una agrupación densa de plántulas. La germinación tiene lugar durante la temporada lluviosa, pero muchas de las semillas permanecen en etapa inactiva por un año completo antes de germinar (Parrotta, 1992; Flores, 1993). Debido a su producción prolífica de semillas, a ser preferidas por el ganado y a su germinación rápida en suelos perturbados, esta

especie puede colonizar pastizales con rapidez, formando a menudo rodales densos.

Especies	Abundancia relativa	Dominancia relativa	Frecuencia relativa	Valor de importancia
<i>Acacia farnesiana</i>	40.90	55.55	35.85	132.30
<i>Acacia wrightii</i>	1.70	6.09	1.89	9.68
<i>Bumelia celastrina</i>	1.15	0.57	1.89	3.60
<i>Cercidium macrum</i>	0.55	12.55	1.89	15.00
<i>Cordia boissieri</i>	0.55	0.04	1.89	2.48
<i>Ehretia anacua</i>	0.55	0.67	1.89	3.11
<i>Forestiera angustifolia</i>	0.55	0.18	1.89	2.62
<i>Mimosa monancistra</i>	34.68	14.51	22.64	71.84
<i>Prosopis laevigata</i>	15.94	7.67	24.53	48.14
<i>Zanthoxylum fagara</i>	1.70	1.79	1.89	5.38
<i>Ziziphus obtusifolia</i>	1.15	0.38	1.89	3.42
Σ =	100	100	100	300

Tabla 18: Indicadores ecológicos de ganadería intensiva.

Los parámetros ecológicos de abundancia, dominancia, frecuencia, así como el valor de importancia para la ganadería extensiva (tabla 13) mostraron que las especies *Bernardia myricaefolia* (79.8), *Eysenhardtia texana* (34.4), *Acacia rigidula* (34.3) y *Havardia pallens* (25.2) dominaron la comunidad, sumando entre ellas el 58% del total del valor de importancia. Mientras las especies con menor presencia son *Mimosa monancistra* (0.68), *Prosopis laevigata* (0.71), *Randia rhagocarpa* (0.86) y *Acacia farnesiana* (0.98), las cuales presentan gran presencia en otros ecosistemas con distinto historial.

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

Tabla 19: Indicadores ecológicos de ganadería extensiva.

En el área de agricultura (tabla 14) las especies que se presentan con mayor valor de importancia son *Diospyros texana* (64.6), *Acacia farnesiana* (49.1), *Acacia rigidula* (48.1), *Acacia berlandieri* (29.3) y *Eysenhardtia texana* (26.4), debido al alto número de individuos, área basal y su frecuencia dentro de la comunidad.

Este resultado no concuerda completamente con lo mencionado por González (1997), donde menciona que sitios que fueron desmontados hace más de 25 años, utilizados temporalmente para agricultura y abandonados desde hace por lo menos 18 años, tiene como resultado una comunidad llamada Huizachal, que se caracteriza principalmente por la alta dominancia de esta especie y por ser matorrales abiertos (30 a 60 % de cobertura aérea). Cabe señalar que esta

comunidad no se convirtió un “huizachal” pero esta especie fue la segunda en valor de importancia, probablemente se deba a que la autora realizó su estudio en áreas que fueron aprovechadas durante un lapso mayor y por lo tanto presentaban menos nutrientes y banco germoplásmico.

Estrada *et al.* (2004) menciona que *Acacia farnesiana* es una leguminosa que impacta por su número y rapidez de establecimiento en áreas de cultivo abandonadas, especialmente en planicies de la región norte del estado de N.L.

Especies	Abundancia relativa	Dominancia relativa	Frecuencia relativa	Valor de importancia
<i>Acacia berlandieri</i>	4.64	16.85	7.79	29.28
<i>Acacia farnesiana</i>	15.19	16.95	16.88	49.03
<i>Acacia rigidula</i>	11.39	21.09	15.58	48.07
<i>Amyris texana</i>	0.42	0.32	1.30	2.04
<i>Bumelia celastrina</i>	0.84	0.76	1.30	2.90
<i>Celtis pallida</i>	0.84	0.90	2.60	4.34
<i>Cordia boissieri</i>	2.95	4.06	1.30	8.32
<i>Crotton torrellanus</i>	12.66	0.75	3.90	17.30
<i>Diospyros texana</i>	27.85	14.64	22.08	64.57
<i>Eysenhardtia texana</i>	11.39	7.26	7.79	26.44
<i>Forestiera angustifolia</i>	2.53	5.81	3.90	12.24
<i>Havardia pallens</i>	1.69	2.25	5.19	9.13
<i>Karwinskia humboldtiana</i>	2.11	0.23	2.60	4.94
<i>Malpighia glabra</i>	0.84	0.36	2.60	3.81
<i>Prosopis laevigata</i>	0.84	3.93	1.30	6.07
<i>Zanthoxylum fagara</i>	2.95	3.05	3.90	9.90
Σ =	100	100	100	300

Tabla 20: Indicadores ecológicos de agricultura.

En el ecosistema con historial de matarasa, las especies con mayor peso ecológico son *Acacia rigidula* (66.5), *Mimosa monancistra* (58.5) y *Zanthoxylum fagara* (47.9); mientras las que obtuvieron los valores más bajos son *Karwinskia humboldtiana* (1.5), *Diospyros palmeri* (1.5) y *Randia rhagocarpa* (1.6). En este

ecosistema las especies se encuentran con una dominancia más equitativa ya que los valores no están tan dispersos en comparación con los otros ecosistemas.

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

Tabla 21: Indicadores ecológicos del matarasa.

4.6.1 Comparación de los indicadores ecológicos entre ecosistemas

Tomando en cuenta las cuatro especies con mayor peso ecológico de cada ecosistema con distinto historial de uso antrópico, se tiene que las especies no son comunes y cuando son comunes no presentan el mismo orden de magnitud. La especie con mayor presencia en todas las comunidades es *Acacia farnesiana*, siendo la más frecuente en ganadería intensiva (V.I.=132%), segunda en agricultura (V.I.= 49%) y cuarta en matarasa (V.I.= 21%), Este resultado afirma que esta especie es un elemento importante de la vegetación secundaria y que es

indicadora de sitios perturbados. Las especies que también se presentan en más de una comunidad son *Mimosa monancistra* y *Acacia rigidula*, y el resto sólo se presenta en una.

Esto ratifica lo mencionado por González (1997) donde menciona que las especies arbustivas y arbóreas con mayor densidad, cobertura y frecuencia de la vegetación secundaria en Linares son *Acacia farnesiana* y *A. rigidula*; no obstante menciona que como tercer especie *Cordia boissieri*, la cual no presentó un alto peso ecológico en este estudio pero sí tuvo presencia en los cuatro ecosistemas.

	Especies	Abundancia relativa	Dominancia relativa	Frecuencia relativa	Valor de importancia
Ganadería intensiva	<i>Acacia farnesiana</i>	40.9	55.55	35.85	132.3
	<i>Mimosa monancistra</i>	34.68	14.51	22.64	71.84
	<i>Prosopis laevigata</i>	15.94	7.67	24.53	48.14
	<i>Cercidium macrum</i>	0.55	12.55	1.89	15
	Σ =	92.07	90.28	84.92	267.27
Ganadería extensiva	<i>Bernardia myricaefolia</i>	43.01	13.7	23.06	79.77
	<i>Eysenhardtia texana</i>	8.9	4.09	21.45	34.44
	<i>Acacia rigidula</i>	11.17	10.21	12.87	34.25
	<i>Havardia pallens</i>	9.57	8.62	6.97	25.16
	Σ =	73.18	36.62	64.35	173.62
Agricultura	<i>Diospyros texana</i>	27.85	14.64	22.08	64.57
	<i>Acacia farnesiana</i>	15.19	16.95	16.88	49.03
	<i>Acacia rigidula</i>	11.39	21.09	15.58	48.07
	<i>Acacia berlandieri</i>	4.64	16.85	7.79	29.28
	Σ =	59.07	69.54	62.34	190.95
Matarasa	<i>Acacia rigidula</i>	17.01	31.8	17.71	66.52
	<i>Mimosa monancistra</i>	28.73	11.02	18.75	58.51
	<i>Zanthoxylum fagara</i>	16.85	20.68	10.42	47.95
	<i>Acacia farnesiana</i>	4.65	9.26	7.29	21.21
	Σ =	67.24	72.76	54.17	194.19

Tabla 22: Indicadores ecológicos de los cuatro ecosistemas.

4.7 Distribución espacial

Para la estimación de la distribución espacial con el índice de dispersión (ID), se obtuvo la media aritmética y la varianza de la frecuencia de las especies presentes en el área. Este índice tiene rangos establecidos, donde 0 denota una distribución uniforme, 1 al azar y N agrupada.

Para el caso de ganadería extensiva $n = 6$, por lo que la única especie que tiende a distribuirse agrupadamente es *Zanthoxylum fagara* (3.98), las especies que se distribuyen aleatoriamente son *Diospyros texana* (1.38), *Havardia pallens* (0.64) *Eysenhardtia texana* (0.78), y de manera uniforme *Acacia rigidula* (0.22) y *Bernardia myricaefolia* (0.44).

Especie	Índice de dispersión
<i>Acacia rigidula</i>	0.22
<i>Bernardia myricaefolia</i>	0.44
<i>Diospyros texana</i>	1.38
<i>Eysenhardtia texana</i>	0.78
<i>Havardia pallens</i>	0.64
<i>Zanthoxylum fagara</i>	3.90

Tabla 23: Índice de dispersión para el área con historial de ganadería extensiva.

Para el sitio con historial de uso ganadería intensiva (tabla 24) se tiene que *Acacia farnesiana* (0.43) y *Prosopis laevigata* (0.33) tienden a distribuirse de manera uniforme, debido posiblemente a la competencia de los recursos; mientras *mimosa monancistra* (1.27) se distribuye de manera aleatoria con una tendencia a la agrupación.

Especie	Índice de dispersión
<i>Acacia farnesiana</i>	0.43
<i>Mimosa monancistra</i>	1.27
<i>Prosopis laevigata</i>	0.33

Tabla 24: Índice de dispersión para el área con historial de ganadería intensiva.

Para el área con historial agrícola (tabla 25), se tiene que *Acacia berlandieri* (0.67), *A. rigidula* (0.85) y *Diospyros texana* (0.53) presentan una distribución aleatoria, mientras *Acacia farnesiana* (0.30) nuevamente presenta distribución uniforme y *Eysenhardtia texana* (2.89) agrupada.

Especie	Índice de dispersión
<i>Acacia berlandieri</i>	0.67
<i>Acacia farnesiana</i>	0.30
<i>Acacia rigidula</i>	0.85
<i>Diospyros texana</i>	0.53
<i>Eysenhardtia texana</i>	2.89

Tabla 25: Índice de dispersión para el área con historial agrícola.

Para el ecosistema con historial matarasa (tabala 26) se tiene que *Eysenhardtia texana* (6.5), *Malpighia glabra* (3.25), *Condalia hoockeri* (3.25) y *Cordia boissieri* (3.25) se distribuyen de manera agrupada, mientras el resto de las especies se distribuyen de manera aleatoria ya que sus valores oscilan de 0.70 a 1.95.

Especie	Índice de dispersión
<i>Acacia rigidula</i>	0.98
<i>Acacia shaffneri</i>	1.03
<i>Bumelia celastrina</i>	1.95
<i>Condalia hookeri</i>	3.25
<i>Cordia boissieri</i>	3.25
<i>Diospyros texana</i>	0.70
<i>Eysenhardtia texana</i>	6.50
<i>Malpighia glabra</i>	3.25
<i>Mimosa monancistra</i>	0.82
<i>Zanthoxylum fagara</i>	0.99

Tabla 26: Índice de dispersión para el área con historial matarasa.

5. CONCLUSIONES

Respecto a la riqueza de especies, se tiene que la ganadería extensiva presentó 25 especies, seguida del matarasa (20), agricultura (19) y ganadería intensiva (11); estos valores son bajos en comparación a los de Foroughbackhch y Peñaloza (1988), los cuales mencionan que el matorral espinoso tamaulipeco está compuesto de 60-80 especies arbustivas y arbóreas. Esto debido a que los autores realizaron su estudio en vegetación prístina y con distinto grado de perturbación.

Los ecosistemas presentan diferencias notables en sus características dasométricas, siendo la ganadería extensiva el ecosistema que presenta mayor densidad (17,085 N/ha), área basal por hectárea (29.85 m²), altura promedio (2.6 ± 0.64) y diámetro promedio (4.44 ± 1.72); mientras el área con menor densidad (1750 N/ha) y área basal (6.76) es la ganadería intensiva. Esto probablemente a que el área con historial de ganadería extensiva fue la única que no se desmontó en su totalidad; mientras la ganadería intensiva al ser desmontada en su totalidad y después compactada por el pisoteo del ganado, es la que presenta las

condiciones menos favorables para la germinación y establecimiento de las plántulas.

Los resultados de este trabajo, permiten definir que las áreas con distinto historial de uso antropogénico presentan disimilitud en su abundancia, dominancia, frecuencia y valor de importancia de sus especies. Tomando en cuenta las cuatro especies con mayor peso ecológico de cada ecosistema con distinto historial de uso antrópico, se tiene que las especies no son comunes. La especie con mayor presencia en todas las comunidades es *Acacia farnesiana*, siendo la más frecuente en ganadería intensiva (V.I.=132%), segunda en agricultura (V.I.= 49%) y cuarta en matarasa (V.I.= 21%), Este resultado afirma que esta especie es un elemento importante de la vegetación secundaria y que es indicadora de sitios perturbados. Las especies que también se presentan en más de una comunidad son *Mimosa monancistra* y *Acacia rigidula*, y el resto solo se presenta en una.

Respecto a la similitud se tiene que las áreas no presentan gran semejanza, ya que el índice de Jaccard presenta valores que oscilan entre 35 y 57% de similitud y dentro de la escala de 0 a 100 están más cercanas a la desigualdad. No obstante los valores del índice de Sorensen oscilan entre 45 y 75% de similitud. Lo que indica que los distintos usos y manejos del suelo en el matorral espinoso tamaulipeco de esta región, dan como resultado ecosistemas con distinta composición de especies en un lapso de dos décadas.

Los historiales de uso considerados reflejan una diferente diversidad de especies, siendo la agricultura y matarasa las que presentan mayor diversidad como lo indica el índice de equitatividad (0.76 y 0.75) y el complemento de Simpson (0.86 y 0.85) respectivamente; Mientras la comunidad que presentó menor diversidad fue la ganadería intensiva seguida de la ganadería extensiva, debido posiblemente a la compactación del suelo producida por el pisoteo, que trajo como consecuencia condiciones poco favorables para la germinación y establecimiento de las especies arbóreas y arbustivas.

Esta investigación revela que el muestreo estructural de los cuatro árboles es una metodología capaz de usarse en el matorral espinoso tamaulipeco para obtener información de diversidad, riqueza, similitud y distribución espacial ya que muestra la misma información que el muestreo tradicional de parcelas.

Respecto a la distribución espacial, el ecosistema con historial de ganadería extensiva presenta a *Zanthoxylum fagara* como la única especie que se distribuye de manera agrupada, mientras *Diospyros texana*, *Havardia pallens* y *Eysenhardtia texana* se distribuyen aleatoriamente y *Acacia rigidula* y *Bernardia myricaefolia* de manera uniforme. Para el sitio con historial de uso ganadería intensiva se tiene que *Acacia farnesiana* (0.43) y *Prosopis laevigata* (0.33) tienden a distribuirse de manera uniforme, debido posiblemente a la competencia de los recursos; mientras *mimosa monancistra* (1.27) se distribuye de manera aleatoria con una tendencia a la agrupación. Para el área con historial agrícola, se tiene que *Acacia berlandieri* (0.67), *A. rigidula* (0.85) y *Diospyros texana* (0.53) presentan una distribución aleatoria, mientras *Acacia farnesiana* (0.30) nuevamente presenta distribución uniforme y *Eysenhardtia texana* (2.89) agrupada. Para el ecosistema con historial matarasa se tiene que *Eysenhardtia texana* (6.5), *Malpighia glabra* (3.25), *Condalia hoockeri* (3.25) y *Cordia boissieri* (3.25) se distribuyen de manera agrupada, mientras el resto de las especies se distribuyen de manera aleatoria ya que sus valores oscilan de 0.70 a 1.95.

Como conclusión se establece que resulta altamente particular que sitios con iguales condiciones edáficas, topográficas, altitudinales y ambientales, puedan presentar tan importantes diferencias en la riqueza específica y diversidad de especies por su historial de uso antropogénico. Estas diferencias pueden atribuirse a varios factores, siendo los más probables la compactación del suelo producido por el ganado, duración de la actividad y presencia de germoplasma entre otras.

6. BIBLIOGRAFÍA

Aguilar, C., Martínez, E., Arriaga, L. 2002. Deforestación y fragmentación de ecosistemas. Boletín bimestral de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: Biodiversitas, Numero 30. México. pp 3- 4.

Aguirre, O., Jiménez, J., Vargas, B. 1997: Análisis estructural del estrato arbóreo de ecosistemas forestales multicohortales. III Congreso Mexicano sobre Recursos Forestales. Resúmenes de Ponencias.

Aguirre, O., Kramer, H., Jiménez, J. 1998. Análisis de la estructura de ecosistemas forestales. Un caso de estudio en Durango, México. Memoria del Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia, Chile, 11p.

Aguirre, O. 2000. Caracterización estructural del estrato arbóreo de una fracción del la Sierra Madre Oriental. V Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México.

Alanís, E. 2004. Distribución espacial de bosques mixtos en la Sierra Madre Occidental, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. pp. 2 - 38.

Alanís, G., Cano, G., Rovalo, M. 1996. Vegetación y flora de Nuevo León: Una guía botánico-ecológica. Edición y publicación CEMEX. Monterrey, México. 23 p.

Albert, M., Gadow, K., Kramer, H. 1995. Zur Strukturuntersuchungen in einem Kiefern – Durchforstungsversuch Nordmexikos. Allegemeine Forst und Jagd Zeitung.

Baca, M. 2000. Caracterización de la estructura vertical y horizontal en bosques de pino-encino en México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Linares N. L., México. pp 22-33.

Baev, P., Penev, L. 1995. BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis. Version 5.1. Pensoft. Sofia, Moscow, 57 p.

Cantú, I., González, H. 2005. Pérdidas por intercepción de la lluvia en tres especies de Matorral Submontano. Revista Ciencia UANL. 8: 80-85.

Carvajal, I., Treviño, B. 1989. Efecto de corte en la dinámica de crecimiento de especies de uso múltiple del matorral espinoso tamaulipeco en el noreste de México. Memorias del Simposio Agroforestal en México. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. pp 457-466.

Castañeda, A. 1998. Producción de frutos, dispersión y germinación de semillas en el matorral espinoso tamaulipeco en Linares, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura, Escuela de Ciencias Biológicas, Universidad del Noreste. Tamaulipas, México.

Clifford, H., Stephenson, W. 1975. An introduction to numerica clasification, Academia Press, London.

CONABIO, 1998. La diversidad biológica de México: estudio de país. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. pp 70 - 72.

COTECOCA-SARH, 1973. Coeficientes de agostadero de la República Mexicana, Edo de N.L. Secretaría de Agricultura y Ganadería. Comisión Técnico Consultiva para la Determinación de los Coeficientes de Agostadero, México.

Daniel, O. 1998. Subsidio al uso del índice de diversidad de Shannon. Trabajo presentado en el Primer Congreso Latinoamericano IUFRO, Valdivia, Chile.

Del Río, M., Montes, F., Cañellas, I., Montero, G. 2003. Índices de diversidad estructural en masas forestales. Invest. Agrar. Sist. Recur. For. Madrid España. 12(1), 159-176.

Diamond, D., Riskind, D., Orzell, S., 1987. A framework for plant community classification and conservation in Texas. Texas Journal of Science 39: 202-221.

Dirzo, R. 1994. Diversidad de flora mexicana. Cemex-Agrupación Sierra Madre, México. 37 p.

Edwards, P., May, R., Webb, N. 1993. Large-Scale ecology and conservation biology. Great Britain. 1991 p.

Estrada, E. 1987. Las leguminosas del municipio de Linares, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 20 p.

Estrada, E., Marroquín, F. 1988. Leguminosas de Nuevo León: Sinopsis de las especies de Linares. Reporte Científico No. 9, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. pp. 2-3.

Estrada, E., Yen C., Delgado, A., Villarreal J. 2004. Leguminosas del centro del estado de Nuevo León, México. Anales del Instituto de Biología, UNAM. Serie Botánica 75(1): 78-85.

Flores, R. 1993. Biología de establecimiento de plántulas selectas del matorral espinoso tamaulipeco en la región de Linares, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 4 p.

Flores, M. 2000. Remoción de semillas en fragmentos de matorral espinoso tamaulipeco, Linares, N. L. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. pp. 59-61.

Foroughbakhch, R., Peñaloza, R. 1988. Introducción de 10 especies forestales en el matorral del noreste de México. Reporte Científico No. 8, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 33 p.

Foroughbakhch, R., Heiseke, D. 1990. Manejo silvícola del matorral: raleo, enriquecimiento y regeneración controlada. Reporte Científico No. 19, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 6 p.

Franco, J., De la Cruz, A., Cruz, G., Rocha, R., Navarrete, S., Flores, M., Kata, M., Sánchez, C., Abarca, A., Bedina S. 1989. Manual de ecología. Editorial Trillas. México. 94 p.

Franklin, F., Cromack, K., Denisson, W., Mckee, A., Masel, C., Sedell, J., Sanson, F., Juday, G. 1981. Ecological Characteristics for old growth Douglas fir forest. USDA Forest Service. Gen. Tech. Rep. 48 p.

Füldner, K., Gadow, K. 1994. How to define a thinning in a mixed deciduous beech forest. In: Mixed Stands. Proceeding from the Symposium of the IUFRO Working Group S4.01-03 and S4.01-04. Lousa & Coimbra, Portugal, pp 31-42.

Gadow, K., Földner, K. 1992. Bestandesbeschreibung in der Forsteinrichtung. Tagungsbericht der Arbeitsgruppe Forsteinrichtung, Klieken bei Dessau.

Gadow, K. 1999. Waldstruktur und Diversität. Institut für Forsteinrichtung und Ertragskunde, Georg-August Universität Göttingen. Allg. Forst-u.J.-Ztg., 170. Jg., 7. pp 117-122.

Gaines, L., Harrod, J., Ehmkuhl, F. 1999. Monitoring biodiversity: quantification and interpretation. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-443. Portland, OR: USDA, FS, Pacific Northwest Research Station. 27 p.

García, E. 1973. Modificación al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.

García, J. 1999. Caracterización del matorral con condiciones prístinas en el área de Linares, N. L., México. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México.

García, F., Jurado, E. 2003. Influence of plant cover on germination in matorral in north-eastern Mexico. *Forest Ecology and Management* 177 (2003) 11-16.

Gómez, A. 2000. Evaluación de áreas forestales de matorral utilizando un inventario multifásico. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 62 p.

González, H., Cantú I., Gómez M., Jordán, W. 2000. Seasonal plant water relationships in *Acacia berlandieri*. *Arid Soil Research and Rehabilitation*. 14: 343-357.

González, H., Cantú I., Gómez M., Ramírez R. 2004. Plant water relations of thornscrub shrub species, north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments*. 58: 483-503.

González, M. 1985. El límite sur de la provincia biótica tamaulipeca. II Simposio Internacional sobre la provincia biótica tamaulipeca, U.A.T. y U.N.A.M., Resúmenes. 7 p.

González, M. 1996. Análisis de la vegetación secundaria de Linares, N. L., México. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. Resumen.

González, M., Treviño, E., Jurado, E. 1997. Diversidad florística de la vegetación secundaria en un área de matorral del noreste de México. *Journal International of Phytologia*. Vol. 83. No 4. 280-281.

González, M., Treviño, E., Aguirre, O. 1997. Fisonomía y composición de la vegetación secundaria en un área de matorral del noreste de México. *Journal International of Phytologia*. Vol. 83. No 4. 257-258.

Granados, D., Tapia, R. 1990. Comunidades vegetales. Universidad Autónoma de Chapingo. Colección de cuadernos Universitarios No. 19. pp. 27, 93-94.

Granados, S., López, R. 2000. Sucesión Ecológica: Dinámica del ecosistema. Universidad Autónoma de Chapingo, México. 105 p.

Halffter, G. 1998. A strategy for measuring landscape biodiversity. *Biology International*, 36: 3 – 17.

Halffter, G., Ezcurra, E. 1992. ¿Qué es la biodiversidad? In: La diversidad biológica de Iberoamérica I. Acta Zoológica Volumen especial. CYTED-D, Instituto de Ecología, Secretaría de Desarrollo Social, México, pp. 3-24.

Harold, W., Hocker, Jr. 1984. Introducción a la Biología Forestal. Agt editor, S. A. Primera edición en español. México. pp 125-142.

Harper, J., Hawksworth, L. 1994. Biodiversity: measurement and estimation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, 345: 5-12.

Heywood, V. 1994. The measurement of biodiversity and the politics of implementation. In: Systematics land conservation evaluation, Forey, P; Humphries, C; Vanewright, R. Systematics Association Special. Vol. 50, Claredon Press, Oxford, pp 15-22.

Heiseke, D., Foroughbakhch, R. 1985. El matorral como recurso forestal: evaluación de 2 tipos de matorral en la región de Linares, N. L. Reporte Científico No. 1, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. 33 p.

Jiménez, J., Aguirre, O., Kramer, H. 1996. *Pinus culminicola*. Zur Entdeckung und Erhaltung einer mexikanischer Zwergkiefer. Forst und Holz, 664.667.

Jiménez, J., Aguirre, O., Kramer, H. 1998. Bestandesstrukturanalyse in ungleichaltrigen Kiefern Wacholder Eichen Mischwald Nordostenmexikos. Forstachiv 69 (6), 227-234.

Jiménez, J., Torres, L., Baca, M. 1999. Descripción estructural de un ecosistema de *Pinus-Quercus* en la Sierra Madre Oriental. IV Congreso Mexicano sobre Recursos Forestales. Durango, México.

Jiménez, J., Aguirre, O., Kramer, H. 2001. Análisis de la estructura horizontal y vertical en un ecosistema multicohortal de pino-encino en el norte de México. *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales*. Vol. 10 (2), 359.

Jiménez, J. 2005. *Manual de Dendrometría*. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. México.

Juárez, M. 2003. *Ecología y análisis estructural de los bosques mixtos de la Sierra de San Carlos, Tamaulipas*. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L. Linares, N. L. 32 p.

Jurado, E., Reid, N. 1989. Influencia de factores edáficos, topográficos y perturbaciones sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares, N.L. *Reporte Científico No. 10*, Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L., Linares, N. L. México. pp 4-5, 17-18.

Jurado, E., Aguirre, O., Flores, J., Návar, J., Villalón, H., Wester, D. 2000. Germination in Tamaulipan thounscrub of north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* (2000) 46: 413-424.

Jurado, E., Estrada, E., Morales, A. 2001. Characterizing plant attributes with particular emhasis on seeds in Tamaulipas thornscrub in semi-arid Mexico. *Journal of Arid Environments* (2001) 48: 309-321.

Jurado, E., Návar, J., Villalón, H., Pando, M. 2001. Germination associated with season and sunlight for Tamaulipas thornscrub plants in north-eastern Mexico. *Journal of Arid Environments* (2001) 49: 833-841.

Kent, M., Coker, P. 1992. *Vegetation description and analysis. A Practical Approach*. CRC Press. Florida, USA. 363 p.

Köhler, A. 1951. Vorratsermittlung in Buchenbeständen nach Stammzahldurchmesser und Stammabstand. Allgemeine Forst u. Jagdzeitung. 123, 69 – 74.

Lamprecht, H. 1990. Silvicultura en los trópicos: los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas, posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido.

Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, 76: 5-13.

Lewandowski, A., Gadow, K. 1997. Ein heuristischer Ansatz zur Reproduktion von Waldbeständen. *AFJZ*.

Mackenzie, A., Ball, A., Virdee, S. 1998. Instant notes in ecology. Bios Scientific Publishers. New York. USA. pp 84-85.

Magurran, A. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press. New Jersey. 179 p.

Martínez, E. 2002. Restauración ecológica y biodiversidad. Boletín bimestral de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad: Biodiversitas, Numero 28. México. pp 1- 4.

Martínez, J. 1992. Evaluación de cuatro metodologías de inventario para *Prosopis laevigata* en el municipio de Linares, Nuevo León. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L. Linares, N. L. pp 49-50.

Medina, C. 1995. Fitodiversidad en relación al tamaño de fragmentos remanentes de matorral, en Linares, N. L. México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, U. A. N. L. Linares, N. L. pp 1-6.

Mittermeier, R., Goettsch, C. 1997. Megadiversidad: Los países biológicamente más ricos del mundo. Cemex – Agrupación Sierra Madre, S. C. pp 141 - 142.

Moreno, C. 2001. Diversidad de quirópteros en un paisaje del centro de Veracruz, México. Tesis profesional de Doctorado. Instituto de ecología, A. C., Xalapa, Veracruz, México. 150 p.

Nagel, J. 1994. Structural analysis of the forest reserve saubrink on the basis of a permanent sample plot data. Symposium of the IUFRO Working Groups S4. 01-03 and S4. 01-04. Lousa & Coimbra, Portugal, pp 81-96.

Návar, J., Cavazos, T., Dominguez, P. 1994. Los balances hidrológicos mensuales con tres probabilidades de precipitación en el estado de Nuevo León. Actas de la Facultad de Ciencias de la Tierra. U.A.N.L.

Návar, J., Nájera, J., Jurado, E. 2001. Preliminary estimates of biomass growth in the Tamaulipas thornscrub in north-eastern Mexico. Journal of Arid Environments (2001) 47: 281-290.

Návar, J., Nájera, J., Jurado, E. 2002. Biomass estimation equations in the tamaulipan thornscrub of north-eastern Mexico. Journal of Arid Environments (2002) 52: 167-179.

Parrotta, A. 1992. *Acacia farnesiana* (L.) Willd. SO-ITF-SM-49. New Orleans, LA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 6 p.

Peñaloza, R., Reid, N. 1989. Pasado, presente y futuro del uso de la tierra en el matorral tamaulipeco del noreste de México. Memorias del Simposio Agroforestal en México. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. pp 663-681.

Pielou, C. 1969. An Introduction to mathematical ecology. John Wiley, New York.

Pielou, C. 1975. Ecological diversity. John Wiley, New York.

Poole, R. 1974. An Introduction to Quantitative Ecology. McGraw-Hill. Tokyo.

Qinghong, L. 1995. A model for species diversity monitoring at community level and its applications. Environmental Monitoring and Assessment, Doedrecht, 34, (3) 271-281.

Ramírez R., González H., Gómez M., Pérez, M. 1999. Feed Value of Foliage from *Acacia rigidula*, *Acacia berlandieri* and *Acacia farnesiana*. Journal of Applied Animal Research. 16: 23-32.

Reid, N., Stienen, H., Hempel, H. 1989. Uso de especies maderables del matorral espinoso tamaulipeco para postes (estantes) en el nor-este de México. Memorias del Simposio Agroforestal en México. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. pp 521-523.

Reyes, G., Foroughbakhch, R. 1989. Comparación de métodos indirectos para evaluar el potencial forrajero en un matorral tamaulipeco. Memorias del Simposio Agroforestal en México. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. pp 549-552.

Ricklef, R. 1990. Ecology. 3d ed. New Cork: W. H. Freeman.

Rodríguez, R. 1994. Análisis de la fitodiversidad (Sinusias: arbórea y arbustiva) de dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, Nuevo León, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León. 113 p.

Robles, P., Ezcurra, E., Peters, E., Escurra, A. 2004. La gran provincia natural Tamaulipecana. Gobierno del estado de Tamaulipas; Agrupación Sierra Madre. pp 329-333.

Romero, G. 1999. Caracterización ecológica y definición de esquemas de muestreo en el matorral espinoso tamaulipeco del noreste de México. Tesis de Maestría, F.C.F., U.A.N.L. México. 65 p.

Ruiz, L. 2004. Caracterización estructural de especies arbóreas en una fracción de la Sierra Madre Occidental, Durango México. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. pp 38-42.

Ruiz, L. 2005. Caracterización estructural del matorral espinoso tamaulipeco. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. pp. 87-93.

Rzedowski, J. 1981. Vegetación de México. Editorial Limusa. México. 432 p.

Sánchez, L., González, H., Cantú, I. 2005. Termotolerancia del contenido de pigmentos fotosintéticos de especies arbustivas del noreste de México. XXXII Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo, León, Gto. Universidad Autónoma de Chapingo. pp 1-2.

Sariñana, A. 1999. Análisis de la fitodiversidad de estrato fisonómicamente dominante de 15 tipos de vegetación en Nuevo León, México. Tesis de maestría. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. pp 38-42.

SEMARNAT, 1999. Extracto del documento Biodiversidad. Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, a cargo del Centro de Educación y Capacitación para el Desarrollo Sustentable. Primera Edición.

Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. En C. E. Shannon; W. Weaver (Ed). Univ. of Illinois. Press 134-154.

Simpson, E. 1949. Measurement of diversity. Nature, 163, 688 p.

Solbrig, O. 1991. From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity. IUBS-SCOPE-UNESCO, Cambridge, 124 p.

Soto, A. 1991. Elaboración de una tarifa volumétrica para mezquite (*Prosopis laevigata* Humb. & Bonpl. Ex Willd.) en el Municipio de Linares, N. L. Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. pp 18 - 26.

Stevens, G. 1989. The latitudinal gradient in geographical range: How so many species coexist in the tropics. American Naturalist. 133: 240 – 256.

Thompson, J; Shay, M. 1989. First-year response of a phragmites marsh community to seasonal burning. Canadian Journal of Botany, Ottawa, 67, (5), 1448-1452.

Torres, L. 2000. Análisis estructural de un ecosistema multicohortal de *Pinus-Quercus* en una fracción de la Sierra Madre Oriental. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, N. L., México. pp 19-27.

Treviño, E., Akca, A., Návar, J., Jiménez, J., Aguirre O. 1996. Detection of land use change by satellite imagery in the municipality of Linares, Nuevo León México. Mem. of the Fifth International Conference on Desert Development the endless frontier. Texas Tech University. Lubbock, Texas.

Treviño, J. 1997. Análisis de las contribuciones al conocimiento de la vegetación de Tamaulipas. Tesis de Licenciatura, Instituto Tecnológico de Cd. Victoria. México. 16 p.

UNEP. 1992. Convention on biological diversity. United Natonal Environmental Program, Environmental Law and Institutions Program Activity Centre Nairobi.

Villegas, G. 1972. Tipos de vegetación de los municipios de Linares y Hualahuises, N. L. Tesis de Licenciatura. Escuela de Agricultura, Universidad de Guadalajara México. 96 p.

Villalón, H. 1989. Ein Beitrag zur Verwertung von Biomasseproduktion und deren Qualität für die forst-und landwirtschaftliche Nutzung des Matorrals in der Gemeinde Linares, N. L., Mexiko. Tesis doctoral. Georg-August-Universität Göttingen. pp 106-108.

Villalón, H. 1992. Peso específico básico aparente y humedad de la madera de 26 especies del Matorral del Noreste de México. Reporte científico No. 28. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Autónoma de Nuevo León. pp 1-5.

Villavicencio, R., Dees, M., Gallegos, A. 2000. Descripción de estructuras forestales en la zona de protección de flora y fauna "Sierra de Quila". V Congreso Nacional de Áreas Naturales Protegidas de México.

Whittaker, R. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21 (2/3): 213-251.

Whittaker, R. 1977. Evolution of species diversity in land communities. In *evolutionary Biology*, Vol 10. Plenum, New York. USA. 60-66.

Wilson, E., Cole, R., Nichols, D. 1996: Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals. Washington, D. C. Smithsonian Inst. Press. 409 p.

Woerner, M. 1991. Los suelos bajo vegetación de matorral del noreste de México descritos a través de ejemplos en el Campus Universitario de la U. A. N. L., Linares, N. L. Reporte Científico No. 22. Facultad de Ciencias Forestales, Linares, N. L. México. pp 1-9.

Zenner, K., Hibbs, E. 2000. A new method for modeling the heterogeneity of forest structure. *Forest Ecology and Management*. 129: 75-87.