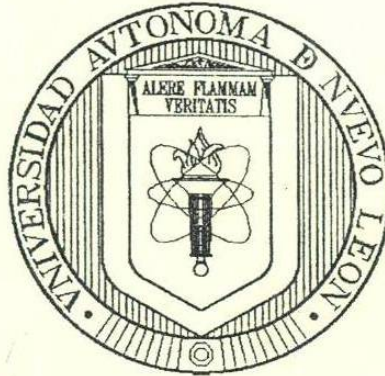


UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO



**Caracterización ecológica y definición de esquemas de muestreo en el
Matorral Espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México.**

TESIS DE MAESTRÍA

**PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA
OBTENER EL GRADO DE
MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES**

PRESENTA

BIÓL. GUILLERMO ROMERO FIGUEROA.

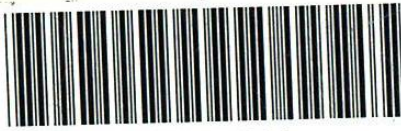
TM

Z599

FCF

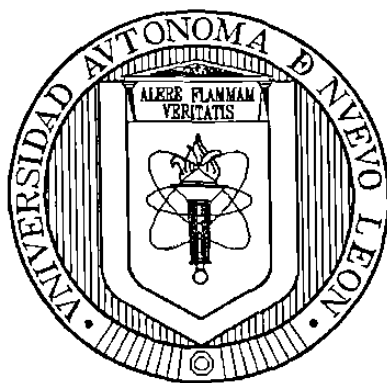
1999

R6



1020128391

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
- FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO



**Caracterización ecológica y definición de esquemas de muestreo en el
Matorral Espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México**

TESIS DE MAESTRÍA

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL PARA

OBTENER EL GRADO DE

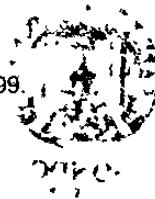
MAESTRÍA EN CIENCIAS FORESTALES

PRESENTA

BIOL. GUILLERMO ROMERO FIGUEROA

Linares, Nuevo León, México.

Diciembre de 1999.



TM
Z5991
FCF
1999
R6

0132-4 5



FONDO
TESIS

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
SUBDIRECCIÓN DE POSTGRADO

**Caracterización ecológica y definición de esquemas de muestreo en el
Matorral Espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México**


TESIS DE MAESTRIA

PRESENTADA COMO REQUISITO PARCIAL
PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRIA EN CIENCIAS FORESTALES

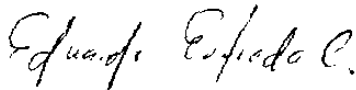
PRESENTA

BIOL. GUILLERMO ROMERO FIGUEROA

COMITÉ DE TESIS



Ph. D. José de Jesús Nívar-Cháidez
Presidente



Dr. Eduardo Estrada Castellón
Secretario



Dr. Alfonso Martínez Muñoz
Vocal



DEDICATORIA

A Dios.

Dedicada especialmente a ti por darme vida y salud, para poder alcanzar las metas deseadas.

A mis Padres.

Guillermo Romero Castro y Josefa Figueroa Valenzuela, por traerme a la vida, por su esfuerzo incansable para abrirme camino en la vida, por los buenos consejos y sobre todo por darme la confianza y enseñarme que la humildad es la llave de la felicidad del hombre.

A mi esposa.

Karina del Carmen Urias Fuentes, "Desde lo mas profundo de mi corazón, para ti con amor": Gracias por tu amistad, tu amor, comprensión, apoyo incondicional y tu paciencia infinita. Por nuestros futuros hijos.

A mis Hermanos.

María de la Luz

Víctor

Juan Francisco

Isabel Ramón

Pedro

Alba rosa

Luis Alfonso

Esposos (a) e hijos.

Quienes siempre me han apoyado y quiero con todo mi corazón, dios nos mantenga unidos siempre.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme una beca y así darme la oportunidad de realizar mis estudios de Maestría en Ciencias Forestales y a los proyectos de Paicyt-UANL CTO 42-98 y CT 203-99 por los apoyos económicos para la realización de este trabajo.

A la Universidad Autónoma de Nuevo León, a la Facultad de Ciencias Forestales y especialmente al cuerpo de Maestros que forjaron mi perfil profesional con sus conocimientos y convivencia que compartí con ellos.

Al Ph D. José de Jesús Návar Cháidez, primero por su amistad y convivencia agradable tanto en el trabajo como familiar y deportivo. Segundo por dirigir mi trabajo de tesis con verdadera constancia. Gracias por sus atinadas sugerencias que son de gran ayuda en mi profesión y por darle un manejo objetivo a este trabajo elevando así la calidad científica de este.

Al Dr. Eduardo Estrada Castellón por su amistad y buena disposición para formar parte del comité de tesis, sus comentarios y sugerencia ayudaron a enriquecer este trabajo.

Al Dr. Alfonso Martínez Muñoz por la gentileza de formar parte del comité de tesis y el apoyo brindado profesionalmente, gracias por sus sugerencias que ayudaron a que se realizara este trabajo.

Al Ph D. Felipe Chavez Ramírez como asesor externo por su disponibilidad de formar parte del comité de tesis.

A mis compañeros de generación a quienes agradezco su amistad: David Castillo, Sacramento Corral, Gerardo Cuellar, Carlos Cavazos, Guadalupe Mazo, Abel Nájera, Gabriela Gutiérrez, Mercedes Guzmán, Sanjuana Guerra, Paola Miranda, Rodolfo Ocampo, Laura Rentaría, Mario Torres, Edgar Torres, Marco Quiñones y Aldo Tovar.

A mis compañeros de Laboratorio: Sanjuana Guerra, Mario Manzano, Santos Laureano, Jesus Graciano, Efrain Rodríguez, Nicolás González, David Maldonado y Jorge Méndez.

A quienes me auxiliaron en la toma de datos en el campo: Alfredo Ortega y Francisco Charles.

A mis paisanos: Jonas Delgadillo, Feliciano Heredia y Guadalupe Mazo por su amistad incondicional.

Al Dr. Cesar Cantú por sus sugerencias y calidad humana.

A todos aquellos amigos y maestros que conviví en la Facultad de Ciencias Forestales y que ayudaron de una forma u otra a la realización de esta tesis: Ing. Oscar Ramírez, Hugo Sotelo y Sergio Valdéz.

CONTENIDO

Contenido	i
Indice de figuras	ii
Indice de tablas	ii
Resumen	v
Abstract	vii

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN	1
--------------	---

CAPITULO II

OBJETIVOS	3
-----------	---

CAPITULO III

LITERATURA REVISADA	6
La convención sobre biodiversidad biológica.	6
Diversidad	7
Modelos de Abundancia	8
Biomasa	11

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSION	13
"DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA DE UNA FRACCIÓN DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO DEL NORDESTE DE MÉXICO" 13	
1. RESUMEN	13
2. INTRODUCCIÓN	15
3. MATERIALES Y MÉTODOS	16
Area de estudio	16
Metodología	17
Análisis estadísticos	20
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	25
5. CONCLUSIONES	30
6. LITERATURA CITADA	31

CAPÍTULO V

1.- RESUMEN	36
2.-INTRODUCCIÓN	37
3. MATERIALES Y MÉTODOS	38
3.1 AREA DE ESTUDIO	38
3.2 Metodología	39
3.2.1 Diversidad	40
3.2.2 Biomasa	41
3. 3 La parcela experimental.	41
3.2.4 Muestreos	43
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	46
5. CONCLUSIONES	58
6. LITERATURA CITADA	58

CAPÍTULO VI	
CONCLUSIONES GENERALES	65

CAPÍTULO VII	
LITERATURA CITADA	66

Indice de cuadros

CAPÍTULO IV	
Cuadro 1. Delimitación de la parcela experimental.....	23
Cuadro 2. Características dasométricas promedio de las especies observadas en una parcela experimental del matorral espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	24
Cuadro 3. Resultado de la aplicación de índices de diversidad en una porción del matorral Tamaulipeco.	26
Cuadro 4. Observaciones ecológicas en una fracción del matorral espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México.....	28

CAPÍTULO V	
Cuadro 1. Especies observadas en la parcela experimental de una fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.....	42
Cuadro 2. Características dasométricas promedio de las especies observadas en una parcela experimental del matorral espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	43

Indice de figuras

CAPÍTULO IV

Figura 1. Determinación de la curva especies-área en una fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México.	25
Figura 2 - Ajuste de los cuatro modelos de abundancia en función del área y su comparación con la curva de hipótesis nula.	27
Figura 3. Distancia promedio e intervalos de confianza (P=.95) inter e intraespecificas de las especies que conforman la vegetación arbustiva de una fracción de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	30

CAPÍTULO V

Figura 1. Sistemas de muestreo utilizados para evaluar índices de diversidad y biomasa de una Fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco.	45
Figura 2. Relación entre las dimensiones de parcelas y transectos y el número de sitios a muestrear en una parcela experimental de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	46
Figura 3. Relación entre las dimensiones de parcelas y transectos y la superficie a muestrear por hectárea en una parcela experimental de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	47
Figura 4. Relación entre las superficies acumuladas de parcelas y transectos y las especies observadas en una parcela experimental de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	48
Figura 5. Relación entre las superficies fijas y acumuladas de parcelas y transectos y las especies observadas en una parcela experimental de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	48
Figura 6. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Margalef en una Area Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	49
Figura 7. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Margalef en una Area Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	50
Figura 8. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Menhinick en una Area Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	51
Figura 9. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Menhinick en una Area Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	51
Figura 10. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Shannon en una Area Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	52
Figura 11. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Shannon en una Area Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.	53

RESUMEN

El objetivo en este trabajo de investigación fue 1) caracterizar ecológicamente y 2) definir esquemas de muestreo en una fracción del Matorral Espinoso Tamaulípeco del Nordeste de México. La descripción ecológica se realizó con el ajuste de los índices de diversidad (Margalef, Shannon, Menhinick y Simpson); el ajuste de los modelos de abundancia-diversidad (serie geométrica, serie logarítmica, barra rota y normal logarítmica) y la estimación de los parámetros ecológicos densidad, frecuencia, abundancia y valor de importancia relativa. La evaluación de estos parámetros se realizó en parcelas de diferentes dimensiones. Además se estimaron las relaciones inter e intraespecífica de las especies más abundantes. La eficiencia de los sistemas de muestreo por parcelas y transectos para estimar la biomasa total e índices de diversidad fueron también probados.

Los resultados mostraron que los modelos de abundancia serie geométrica y palo quebrado solo se ajustan adecuadamente a parcelas de dimensiones menores de 10x10m. Las series normal logarítmica y logarítmica se ajustaron bien a todas las áreas probadas. Los índices de diversidad de Shannon y Margalef incrementan con el área probada. Los índices de Menhinick y Simpson por el contrario reducen sus valores con un aumento en el área muestreada. Las relaciones ecológicas intraespecíficas observadas mostraron que existe una competencia muy estrecha en 4 especies, entre ellas las 2 más abundantes (*Pithecellobium pallens* y *Acacia rigidula*), mientras que solo entre los individuos de 2 especies (*Amyris texana* y *Diospyrus texana*) se observó que existe una relación simbiótica.

El sistema de muestreo por cuadrantes fue mas eficiente para estimar biomasa en sitios con superficie menor que $25m^2$. Este sistema de muestreo fue también el mas eficiente en parcelas de dimensiones menores que $200m^2$ para estimar los índices de diversidad de Margalef y Menhinick. El sistema de muestreos por transectos fue mas eficientes para estimar los índices de diversidad de Shannon y Simpson.

El numero de sitios o transectos para muestrear por diversidad fue variable y el índice de Shannon requirió un menor y el índice de Simpson un mayor numero de parcelas y transectos.

Esta relacion ha mostrado que la fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco observada se encuentra en una etapa sucesional temprana muy activa donde la competencia entre los individuos de las especies es de importancia critica. Para extraer conclusiones validas sobre la diversidad de esta comunidad vegetal se debe tener cuidado cuando se diseña una metodología de muestreo.

Palabras claves: índices de diversidad, modelos de abundancia, relaciones ecológicas, biomasa, Matorral Espinoso Tamaulipeco, Nordeste de México.

ABSTRACT

The objective of this research was 1) to ecologically characterize and 2) to define sampling schemes in a plant community dominated by the Tamaulipan thornscrub of northeastern Mexico. The ecological description was conducted by fitting diversity index (Margalef, Shannon, Menhinick and Simpson), the abundance-diversity models (geometric series, logarithmic, brokenstick and normal logarithmic) and by estimating the ecological parameters density, frequency, abundance and the relative importance value of the species. These parameters were estimated in plots with different dimensions. Moreover the intra and interspecific ecological relationships of the most abundant species were estimated.

The results showed that the models of geometric series and broken stick fitted well only the diversity-abundance of sampling plots with dimensions of less than 10x10m. The models of logarithmic and normal logarithmic series fitted well the diversity-abundance of sampling plots with all dimensions tested. The diversity indexes of Shannon and Margalef increased with the size of the sampling plots. The diversity indexes of Menhinick and Simpson, on the contrary decreased with an increment in the size of the sampling plot. The intraspecific ecological relationships showed that there exists a strong competition between 4 shrub species, of which 2 are the most abundant ones (*Pithecellobium pallens* y *Acacia rigidula*). The species *Amyris texana* y *Diospyrus texana* had a simbiotic relationship. The sampling scheme by quadrats was more efficient to estimate standing biomass in plots with less than 25m². This sampling methodology was also more efficient to estimate the diversity indexes of Margalef and Menhinick in plots with dimensions of less than 200m². The sampling scheme by transects was more efficient to estimate the diversity indexes of Shannon and Simpson. The number of plots either quadrats or transects for sampling diversity was variable among diversity indexes and Shannon required less and Simpson a larger number of sampling plots.

This information has showed that the observed Tamaulipan thornscrub is in a highly dynamic early successional stage where competition between individuals of the species is of utmost importance. To draw valid conclusions on the diversity of this plant community, care must be taken when designing the sampling methodology.

Key words: diversity indexes, diversity-abundance models, intra and interspecific relations, biomass, Tamaulipan thornscrub, northeastern Mexico.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

La vegetación de las regiones de México con clima árido y semiárido es muy variada desde el punto de vista fisonómico Rzedowski (1978). Con el 3.2% de la superficie del territorio Nacional, el estado de Nuevo León alberga cerca del 10% de la flora de plantas superiores, con aproximadamente más de 2400 especies Alanís (1996). La vegetación del estado ocupa 5,196,346 ha de las cuales 348,637 ha corresponden a la superficie arbolada y 4,847,709 están ocupadas por vegetación de matorral y de zonas áridas (SARH, 1994).

La Llanura Costera del Golfo Norte se encuentra dominada por el Matorral Espinoso Tamaulipeco que cubre 200,000 km² del noreste de México y sur de Texas desde Llera de Canales y los límites sureños de la Sierra Azul en Tamaulipas (Jurado y Reid, 1989) hasta el Altiplano Edwards en Texas (Diamond et. al., 1987) y las faldas de la Sierra Madre Oriental hasta las costas del Golfo de México. Constituye la vegetación natural que abarca aproximadamente el 80% de la superficie de los estados de Nuevo León y Tamaulipas, donde tiene una historia de uso agropecuario desde fines del siglo XVI (Jurado y Reid, 1989). Este tipo de vegetación posee un valor en muchos aspectos dentro de los cuales se pueden considerar los beneficios tangibles como los forrajeros, forestales, frutícolas, medicinales, en curtidería, etc. Dentro de los beneficios intangibles se encuentran la diversidad genética de

especies vegetales y animales, hábitat de una diversidad amplia de animales, captura y almacén de bióxido de carbono, etc. Blockhus, et, al., (1995).

En particular se puede considerar que la biomasa arbustiva constituye una importante fuente forrajera, energética, de estantería, construcciones rurales, alimentarias y medicinales (Reid *et al.*, 1990; Estrada y Marroquín, 1990; Villalón, 1989; Heiseke y Foroughbakhch, 1985; Heiseke, 1984) entre otros beneficios. Debido a su valor esta comunidad vegetal se han realizado diversos estudios científicos sobre diversidad (Jurado y Reid, 1989; Rodríguez, 1994; Sariñana, 1999), y sistemas de muestreo (Huss et. Al., 1975; Villalón et al., 1991), pero no se han considerado variables intrínsecas a la ecología y desarrollo de sistemas de muestreo científicamente válidos.

CAPITULO II

OBJETIVOS

OBJETIVOS GENERALES:

El estudio tiene por objetivos generales: 1) determinar las relaciones inter e intraespecíficas de las especies e individuos que componen una fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México, 2) definir el efecto de áreas a muestrear sobre índices de diversidad y modelos de abundancia y 3) determinar los esquemas de muestreo mas eficientes sobre variables ecológicas y dasométricas de esta comunidad vegetal.

OBJETIVOS ESPECIFICOS:

1.- Establecer el efecto del área a muestrear sobre los índices de diversidad y modelos de abundancia existentes.

1.1.- Ajustar los índices de diversidad deShanon, Simpson, Margalef y Menhinicken función del área del matorral

1.2.- Probar los modelos de diversidad-abundancia de la Serie Geométrica, Palo quebrado, Serie logarítmica, Normal Logarítmica truncada en función del área del matorral

2.- Determinar frecuencia, abundancia, dominancia y valor de importancia relativa de las especies observadas.

3.- Determinar las relaciones ecológicas intraespecíficas e interespecíficas que gobiernan la distribución y abundancia de las especies e individuos que componen la comunidad del Matorral Espinoso Tamaulipeco.

3.1.- Definir la competencia o simbiosis existente entre los individuos de una especie.

3.2.- Definir la competencia o simbiosis existente entre los individuos de las especies existentes.

4.- Probar diferentes esquemas de muestreo para determinar su eficiencia en la comunidad Matorral Espinoso Tamaulipeco para:

4.1.- Los índices de diversidad de Margalef, Menhinick, Shannon y Simpson.

4.2.- biomasa aérea.

Hipotesis

- 1.- No existe ninguna relación entre el área muestreada y los índices de diversidad o modelos de diversidad-abundancia para la fracción del matorral estudiada.

- 2.- No existen relaciones ecológicas de competencia o simbiosis entre los individuos o entre las especies que componen una fracción del matorral espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

- 3.- Cualquier esquema de muestreo es eficiente para determinar las variables como índices de diversidad y biomasa total del estrato arbustivo de una fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco.

CAPITULO III

LITERATURA REVISADA

La convención sobre biodiversidad biológica.

En Junio de 1992, en Río de Janeiro Brasil, se llevó acabo la convención sobre la biodiversidad biológica donde las partes contratantes conscientes del valor intrínseco de la diversidad biológica y de los valores ecológicos, genéticos, sociales, económicos, científicos, educativos, culturales, recreativos y estéticos de la diversidad biológica y sus componentes, propusieron acciones viables para conservar la diversidad del planeta, conscientes de la falta de información general y conocimientos sobre la diversidad biológica y de la urgente necesidad de desarrollar capacidades científicas, técnicas e institucionales para lograr un entendimiento básico que permita planificar y aplicar las medidas adecuadas, acordaron medidas, estrategias y términos donde persiguen disposiciones pertinentes tendientes a la conservación de la diversidad biológica. El artículo 7, apartado (b), menciona que procederá, mediante muestreo y otras técnicas, al seguimiento de los componentes de la diversidad biológica identificados de conformidad con el apartado a), prestando especial atención a los que requieran la adopción de medidas urgentes de conservación y a los que ofrezcan el mayor potencial para la utilización sostenible; entendiéndose el término de "diversidad biológica" como la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas (IPCC, 1995).

Diversidad

Odum (1972) expone acerca de la diversidad de especies y menciona que del número total de las especies en un componente trófico o en una comunidad conjunta, un porcentaje relativamente pequeño suele ser abundante (esto es, estar representado por un gran número de individuos, por una biomasa grande, una gran productividad o alguna otra indicación de "importancia"), y un porcentaje grande es raro (posee pequeños valores de "importancia"). Al paso de las pocas corrientes o dominantes, explican en gran parte la corriente de energía en cada grupo trófico, es el gran número de las especies raras el que condiciona, en gran parte, la diversidad de las especies, de los grupos tróficos y de las comunidades enteras. La división entre el número de especies y los valores de importancia (números, biomasa, productividad, etc.) de los individuos se designa como índice de la diversidad de especies. La diversidad de las especies suele ser baja en los ecosistemas controlados físicamente (esto es, sujetos a factores fisicoquímicos fuertemente limitativos) y alta, en cambio, en los ecosistemas controlados biológicamente.

Se utilizan dos métodos generales para analizar la diversidad de especies en situaciones distintas, esto es : 1) las comparaciones basadas en las formas, los tipos o las ecuaciones de las curvas de abundancia de especies, y 2) las comparaciones basadas en los índices de diversidad, que son divisiones u otras expresiones matemáticas, de relaciones de especies e importancia.

Magurran (1988) menciona, que la razón de tan elevada competencia entre los índices es el hecho de que las medidas de diversidad consideran dos factores: riqueza de especies, que es el número de especies y uniformidad, esto es, en que medida son abundantes por igual. Una alta uniformidad, la cual acontece cuando las especies son iguales o virtualmente iguales en abundancia, convencionalmente se equipara con elevada diversidad.

Hace referencia a índices sencillos donde se obtienen algunas combinaciones de S (número de especies recolectadas) y N (número total de individuos sumando todos los de la S especies), entre los que incluye dos índices de diversidad de Margalef (1958).

Índice de diversidad de Menhinick (Whittaker, 1977).

De igual manera refiere a los índices basados en la abundancia de las especies donde incluye el índice de Shannon & Weiner (1949).

Este índice considera que los individuos se muestran al azar a partir de una población “indefinidamente grande”, esto es, una población efectivamente infinita, también asume que todos los individuos están representados en la especie.

El segundo grupo de índices de heterogeneidad mencionado por Magurran (1988), están referidos como medidas de dominancia ya que se pondera según la abundancia de las especies más comunes más que a partir de una medida de riqueza de especies. Uno de los mejores conocidos es el índice de Simpson, es uno de los mejores conocidos, ocasionalmente llamado índice de “Yule”, desde que se comparó la medida G. U. Yule, ideada para caracterizar el vocabulario usado por diferentes autores. Este índice de Simpson (D), da la probabilidad de que dos individuos cualquiera, extraídos al azar de una comunidad infinitamente larga, pertenezca a especies diferentes:

índice de dominancia de Simpson (1949);

Modelos de Abundancia

Magurran (1988) menciona que la abundancia puede ser definida de dos maneras; la abundancia relativa de una especie en la comunidad, que es la proporción de especies que

contribuyen a la abundancia total y la abundancia absoluta que puede ser medida como el número de individuos, biomasa, productividad, u otras propiedades con algún significado funcional.

Franco et. al. (1989), expone el desarrollo de modelos matemáticos que se ajusten, esperando contribuyan a explicar las relaciones de abundancia esperadas. De los diversos modelos propuestos se consideran cuatro de ello como los mas importantes:

1.- Serie Geométrica (Motomura, 1932).

La serie geométrica (algunas veces llamada hipótesis del nicho vacío) representa una situación de máximo adelanto en el nicho (donde pocas especies dominan; que son aquellas que se han adelantado a grandes porciones del hiperespacio del nicho). Ocurre cuando una comunidad está dominada por un factor simple, y si la división del volumen del nicho procede en una forma fuertemente jerárquica, donde la especie dominante ocupa una porción K de algún recurso limitante, con la segunda especie más dominante ocupando la misma porción K del resto, la tercera especie tomando la porción K de lo que quedó y así hasta que todas la especie han sido acomodadas.

Pocas comunidades naturales, particularmente comunidades de plantas simples en ambientes difíciles, conforman estos patrones. Generalmente sólo pocas especies en estados sucesionales tempranos o en ambientes difíciles, se ajustan a una serie geométrica; donde puede ser esperado un fenómeno de dominancia fuerte con una equitatividad baja en la repartición del recurso (Magurran, 1988).

2.- Serie logarítmica (Fisher et. al., 1943).

El modelo de la serie logarítmica describe matemáticamente las relaciones entre el número de especies y el número de individuos en esas especies. Muchos autores, hacen distinción entre la serie geométrica y la serie logarítmica, sin embargo, los modelos de la serie geométrica y la serie logarítmica están estrechamente relacionados (Magurran, 1988).

El número pequeño de especies abundantes y la gran proporción de especies “raras” (la clase que contiene un sólo individuo es siempre la más grande) precedidas por el modelo de serie logarítmica así como la serie geométrica sugieren que, estos serán más aplicables en situaciones donde uno o pocos factores dominen la ecología de una comunidad.

Deberá notarse que, cuando los tamaños de muestra son pequeños, la serie logarítmica puede aparecer como una distribución de muestreo, con la propiedad de que muestras tomadas a partir de una población distribuida en serie logarítmica, serán así mismas series logarítmicas (Rodríguez, 1994).

4. Distribución Lognormal (Preston, 1948).

Franco et. al. (1989), mencionan que en general, las poblaciones tienden a aumentar su tamaño en forma geométrica, mas que en una forma aritmética, de ahí que la variable natural de abundancia pueda situarse sobre una escala logarítmica, mas que en una lineal. Además es evidente que lo “común” o “raro” de una especie es un aspecto relativo; podría decirse que una cierta especie es “tantas veces mas común o mas rara que otra”. Sobre esas bases Preston (1948) eligió constituir las distribuciones especie-abundancia agrupando los datos en “octavas” o grupos situados sobre una escala \log_2 de abundancia.

3.- Distribución de Barra Rota (McArthur, 1957).

Esta distribución predice la abundancia relativa de las especies en comunidades o fracciones de comunidades en las cuales las especies son comparables en tamaño y fisiología y mantienen sus tamaños poblacionales en un cierto equilibrio, de tal manera que las abundancias relativas permanecen aproximadamente constantes (Franco et. al., 1989).

Un caso limitante (que puede ser idealizado como una distribución perfectamente uniforme) conduce a la distribución “barra rota de McArthur”, mientras que el límite opuesto (que puede ser idealizado por una serie geométrica) conduce a una distribución de serie logarítmica. Estos dos extremos corresponden respectivamente, a patrones de abundancia relativa, significativamente más iguales y significativamente menos iguales, que el patrón lognormal. El modelo de barra rota, es un caso de adelanto mínimo, con recursos divididos muchos más equitativamente (Magurran, 1988).

Biomasa

La materia orgánica generada por procesos fotosintéticos o producidos en la cadena biológica se puede definir como biomasa, distinguiéndose dos tipos: biomasa vegetal y biomasa animal. La utilización por el hombre y por los animales de sólo una parte de la biomasa a su disposición genera una biomasa residual, mientras que lo que hoy día se conocen como combustibles fósiles (carbón, gas natural y petróleo) no es otra cosa que biomasa fósil. Aproximadamente el 90% de la biomasa acumulada en la tierra se encuentra en los bosques en forma de fustes, ramas, hojas, raíces y materia orgánica (Raev et al., 1996; Leith and Whitacker, 1975). Se estima que la producción neta anual de biomasa a nivel mundial oscila entre 50 a 75×10^9 t (Roeb y Führ, 1990; Letith y Whitacker, 1975).

Se calcula que por lo menos el 40% del carbono de la biomasa del árbol completo se encuentra en las hojas y en las ramas que se quemán o se descomponen rápidamente después de la corta del árbol. Del 60% del carbono restante, las operaciones de transformación dejan menos de la mitad del volumen total en el producto final; esto significa que aproximadamente el 75% del carbono que había almacenado en el árbol regresa a la atmósfera (Schroeder *et al.*, 1993).

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSION

"DESCRIPCIÓN ECOLÓGICA DE UNA FRACCIÓN DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO DEL NORDESTE DE MÉXICO"

Guillermo Romero¹ y José Nívar²

¹Estudiante de Maestría en Ciencias Forestales, ²Profesor Investigador, Facultad de Ciencias Forestales, UANL Km 145 Carretera Nacional Linares, N.L 67700 México e-mail: romerok20@hotmail.com, jnavar@ccr.dsi.uanl.mx.

1. RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue caracterizar ecológicamente una fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México. La descripción se realizó con el ajuste de los índices de diversidad (Margalef, Shannon, Menhinick y Simpson); el ajuste de los modelos de abundancia-diversidad (serie geométrica, serie logarítmica, barra rota y normal logarítmica). También se describen los parámetros ecológicos densidad, frecuencia, abundancia y valor de importancia relativa. La evaluación de estos parámetros se realizó en parcelas de diferentes dimensiones.

Además se estimó la relación inter e intraespecífica y la distribución espacial de las especies. Los resultados mostraron que los modelos de abundancia serie geométrica y palo quebrado solo se ajustan a las parcelas de menores dimensiones (10x10), pero no para sitios de mayores dimensiones. Las series normal logarítmica y logarítmica se ajustaron bien a todas las áreas probadas explicados teóricamente por el mayor número de factores que gobiernan la distribución de S , especies, en contraste con los modelos de palo quebrado y la serie geométrica. Esta observación indica que el matorral se encuentra en una etapa sucesional muy activa ya que a principios de los 1980's dejó de pastorearse convencionalmente y por esta razón en parcelas pequeñas S y N se encuentran más balanceadas que en parcelas de mayores dimensiones. Los índices de diversidad de Shannon y Margalef incrementan con el área probada por su relación directa con el incremento en la diversidad con el área muestreada. Los índices de Menhinick y Simpson por el contrario reducen sus valores con un aumento en el área muestreada porque S especies no aumentó conforme lo hace N indicando que la estabilidad de la vegetación incrementa con la superficie. Las relaciones ecológicas intraespecíficas observadas mostraron que existe una competencia muy estrecha en 4 especies, entre ellas, las 2 más abundantes (*Pithecellobium pallens* y *Acacia rigidula*), mientras que solo entre los individuos de 2 especies (*Amyris texana* y *Diospyros texana*) se observó que existe una relación simbiótica. En general, la distancia entre especies fue mayor que la distancia dentro de las especies corroborando que la competencia intraespecífica se encuentra en una fase crítica del desarrollo sucesional de la vegetación.

Palabras claves: índices de diversidad, modelos de abundancia, relaciones ecológicas, Matorral, Nordeste de México.

2. INTRODUCCIÓN

El matorral espinoso Tamaulipeco de la Llanura Costera del Golfo Norte cubre 200,000 km² del nordeste de México y sur de Texas desde Llera de Canales y los límites sureños de la Sierra Azul en Tamaulipas (Jurado y Reid, 1989) hasta el Altiplano Edwards en Texas (Diamond et. al., 1987) y las faldas de la Sierra Madre Oriental hasta las costas del Golfo de México. Constituye la *vegetación natural* que abarca aproximadamente el 80% de la superficie de los estados de Nuevo León y Tamaulipas, donde tiene una historia de uso agropecuario desde fines del siglo XVI (Jurado y Reid, 1989). El ecosistema constituye una fuente forrajera donde el pastoreo se ha practicado en forma extensiva desde hace 350 años (Heiseke, 1984). En el Matorral Espinoso Tamaulipeco se han realizado diversos estudios científicos tales como técnicas de manejo para aumentar producción leñosa y forrajera (Foroughbakhch y Heiseke, 1990), determinación de biomasa, volumen y captura de carbono (Nájera y Návar, 1999) así como de diversidad (Jurado y Reid, 1989; Rodríguez, 1994) y sistemas de muestreo (Villalón et al., 1991) pero no se cuenta con información básica sobre la estructura y ecología de las especies que componen esta comunidad vegetal. Tampoco se cuenta con información crítica sobre la influencia del área en los índices de diversidad y modelos de abundancia de este tipo de vegetación. Los sistemas de muestreo desarrollados no son totalmente utilizados para determinar otras variables ecológicas o dasométricas de esta comunidad. Este estudio pretende contribuir al conocimiento ecológico de una fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Area de estudio

El estudio se realizó en el matorral experimental en terrenos de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, ubicado en Linares en el Km. 145 de la carretera nacional Linares-Cd. Victoria, con las coordenadas geográficas de 24° 47' Latitud Norte y 99° 32' Longitud Oeste, con una altitud de 350 msnm. Dentro de la vegetación predominante las especies arbustivas más características de este tipo de vegetación son; Chaparro prieto (*Acacia rigidula*), Mezquite (*Prosopis glandulosa*), Ebano (*Pithecellobium flaxicaula*), Huajillo (*Acacia berlandieri*), Palo verde (*Cercidium floridum*), Granjeno (*Celtis pallida*), Tenaza (*Pithecellobium brevifolium*), Anacahuita (*Cordia boissieri*), Panalero (*Forestiera angustifolia*), Chaparro amargoso (*Castela texana*), Brasil (*Condalia abovata*), Guayacan (*Polieria angustifolium*) entre otras (COTECOCA-SARH, 1973). En lo que a cobertura se refiere esta se compone de árboles y arbustos en un 72.8% y de gramíneas en un 27.2% (Villegas, 1972).

Los suelos del área del matorral corresponden a un típico vertisol de origen aluvio-coluvial, profundos y de color oscuro. Se caracterizan por un alto contenido de arcilla y bajo contenido relativo de materia orgánica. El pH es moderadamente alcalino (7.2-8.2). La roca madre consiste de lutitas formadas en el cretácico superior, desplazadas y perturbadas por movimientos aluviales y coluviales en los periodos Pleistoceno y Holoceno (Foroughbakhch y Fierro, 1989).

El clima del área de estudio según la clasificación de Koppen, modificada por García (1981) para la República Mexicana, es del tipo (A)Cx'a(e), que corresponde a un semi-cálido sub-húmedo con lluvias principalmente en verano (20% de lluvia entre noviembre y abril) y presencia de un

periodo de sequía interestival (canícula). La precipitación promedio anual de la región para el periodo de (1935-1988) es de 805 mm con una desviación estándar de 260 mm (Návar et al., 1994) y una temperatura media anual 22.3°C, con temperatura superior a los 40°C en el verano y heladas durante el periodo de diciembre a marzo (González, 1996).

Metodología

En una superficie cuadrada de 50x50 m subdividida a su vez en 25 subparcelas de 10x10 m. Se realizaron mediciones dasométricas (diámetro, altura, altura del fuste limpio y cobertura total) y ecológicas (ubicación espacial de cada árbol respecto a sus coordenadas de sitio) creando una base de datos para ajustar índices de diversidad, modelos de abundancia, índices basados en la abundancia y relaciones inter e intraespecíficas de las poblaciones de individuos que componen el estrato arbustivo de esta fracción del matorral. Los siguientes índices y modelos de abundancia, reportados por Magurran (1988), fueron ajustados:

Índice de diversidad Margalef (Clifford y Stephenson, 1975)

$$D_{mg} = (S-1)/\ln N$$

Donde S = número de especies recolectadas y N = número total de individuos sumando todos los de las s especies.

Índice de diversidad de Menhinick (Whittaker, 1977)

$$D_{mn} = S/\sqrt{N}$$

Donde S = número de especies recolectadas y N = número total de individuos sumando todos los de las s especies.

Índices basados en la abundancia de las especies:

Índice de diversidad Shannon & Weiner (1949).

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Donde p_i = Abundancia proporcional de la i-ésima especie: (n_i/N) .

$$\ln = \sqrt{2.71828}$$

Índice de dominancia de Simpson (1949).

$$D = \sum p_i^2$$

Donde p_i = Abundancia proporcional de la i-ésima especie: (n_i/N) .

MODELOS DE ABUNDANCIA:

Serie geométrica

$$n_i = N C_k k(1-k)^{i-1}$$

Donde k = Proporción del espacio de nicho disponible o recursos que cada especie ocupa.

n_i = Número de individuos en la i -ésima especie.

N = Número total de individuos.

$C_k = (1-(1-k)^S)^{-1}$, es una constante que asegura que $\sum n_i = N$

Serie logarítmica

$$\alpha x, \alpha x^2/2, \alpha x^3/3, \dots, \alpha x^n/n$$

Siendo αx el número de especies con un individuo, αx^2 el número de especies con dos individuos, etc.

Modelo del palo quebrado

$$S(n) = (S(S-1)/N)(1-n/N)^{S-1}$$

Donde $S(n)$ es el número de especies en la clase de abundancia con n individuos.

Normal logarítmica truncada

$$S(R) = S_0 \exp(-a^2 R^2)$$

Donde $S(R)$ = Número de especies en la R -ésima octava (= clase) a la derecha e izquierda de la curva simétrica;

S_0 = Número de de especies en octava modal;

$a = (2\sigma^2)^{1/2}$ = Amplitud inversa de la distribución.

Análisis estadísticos

El cálculo para determinar la curva especie-área de la parcela se desarrolló en base a los valores propuestos por Müller-Dombois y Ellenberg (1974) para comunidades vegetales. Los índices de diversidad aquí probados, así como los Modelos de Abundancia se llevaron a cabo mediante procedimientos de ajuste descritos por Magurran (1988) y trabajados en programas de computo. Para probar la bondad de ajuste de los modelos de abundancia se usó la prueba de X^2 .

Posteriormente de la base de datos se calcularon los siguientes parámetros reportados por Edwards et. al. (1993) y Franco et. al. (1989) :

DOMINANCIA

Reportada por Edwards et. al. (1993) como:

$$Dr = \frac{ABi}{ABT} * 100 \quad [1]$$

ABi =área basal de la especie i .

ABT =área basal de todas las especies

DENSIDAD

La densidad relativa reportada por Edwards et. al. (1993) como:

$$Dr = \frac{N_{Ai}}{NAT} * 100 \quad [2]$$

Donde N_{Ai} =número de árboles de la especie i .

NAT = número de árboles de las especies presentes

FRECUENCIA

La frecuencia según Franco et. al. (1989) es:

$$Fr = \frac{F_{ri}}{F_t} * 100 \quad [3]$$

F_{ri} = Frecuencia de la especie i .

F_t = Frecuencia total de todas las especies.

VALOR DE IMPORTANCIA

Franco et. al. (1989) la define como:

Valor de importancia (V.I.) = Densidad relativa + Dominancia relativa + Frecuencia relativa. [4]

En lo que respecta a las relaciones ecológicas inter e intraespecíficas están basados en los siguientes análisis:

- Asociación entre especies reportada por Franco et. al. (1989), la distancia entre los arboles se obtuvo mediante la siguiente fórmula (Návar, 1999):

$$D = \sqrt{(C_{12} - C_{11})^2 + (C_{22} - C_{21})^2}$$

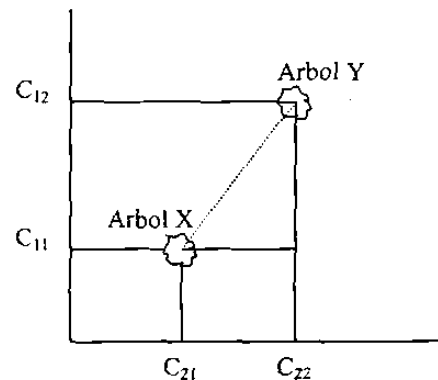
Donde D = Distancia más cercana entre arboles.

C_{11} = Primera coordenada del árbol X;

C_{12} = Segunda coordenada del árbol X;

C_{21} = Primera coordenada del árbol Y;

C_{22} = Segunda coordenada del árbol Y;



Las variables probadas en la comparación de distancia entre arboles fueron:

Σd (suma de diámetros), Σh (suma de alturas), Σrp (suma de radio ponderado) y Σc (suma de coberturas totales).

Los resultados entre las distancias comparadas fueron ajustados a la distribución probabilística Weibull de tres parámetros que está definida por:

$$P_x(X) = \left(\frac{\alpha}{\beta}\right) \left(\frac{X-\epsilon}{\beta}\right)^{\alpha-1} e^{-\left(\frac{X-1}{\beta}\right)^\alpha}$$

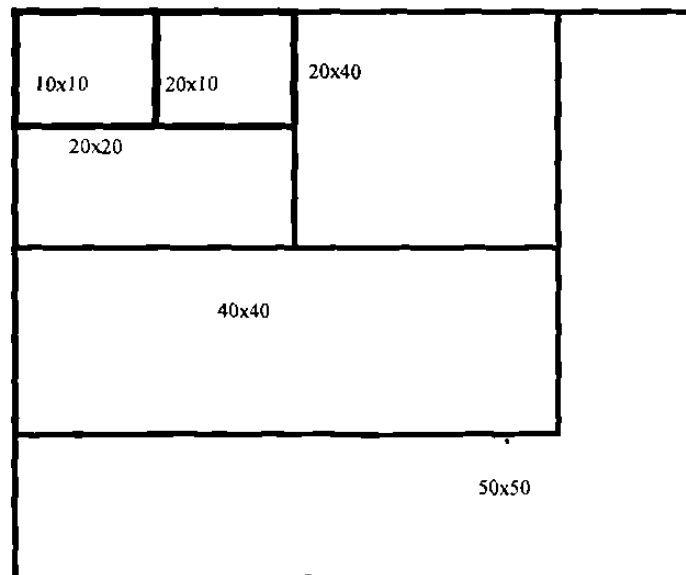
Donde: $P_x(X)$ = probabilidad de la variable aleatoria X.

α , β y ϵ son los parámetros de forma, escala y posición respectivamente.

La parcela experimental

La parcela experimental fue seleccionada después de un exhaustivo recorrido preliminar por la zona de matorral experimental de la Facultad de Ciencias Forestales, con el objeto de encontrar el área lo menos perturbada posible, para posteriormente delimitarse en un cuadrante de 50x50 m² donde se realizó un muestreo total de la vegetación.

Cuadro 2. Delimitación de la parcela experimental



Dentro de los análisis estadísticos, las variables incluidas fueron: diámetro, altura y cobertura.

Las características dasométricas de los arbustos muestreados dentro de la parcela experimental se muestran en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Características dasométricas promedio de las especies observadas en una parcela experimental del matorral espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

	D	Dev	H	Dev	HF	Dev	CB	Dev
<i>Cercidium macrum</i> Johnst.	8.80	0.00	4.92	0.00	0.45	0.00	3.46	0.00
<i>Bernardia myricaefolia</i> Wats.	1.22	0.48	1.83	0.25	0.62	0.22	0.70	0.46
<i>Amyris texana</i> Buckl.	2.13	1.36	1.74	0.53	0.58	0.35	1.63	2.20
<i>Zanthoxylum fagara</i> Sarg.	3.28	1.41	2.30	0.68	0.88	0.46	1.86	1.85
<i>Pithecellobium pallens</i> Standl.	3.39	1.47	3.32	0.66	1.58	0.56	1.61	2.42
<i>Condalia hoockeri</i> Johnst.	11.2	5.77	4.28	0.94	2.15	0.82	6.47	10.4
<i>Diospyros palmeri</i> Scheele.	2.27	1.70	2.40	1.15	1.41	0.93	0.76	0.75
<i>Guaiacum angustifolia</i> Gray.	2.50	0.69	1.37	0.19	0.48	0.04	1.32	0.70
<i>Celtis pallida</i> Torr.	2.10	0.86	2.25	0.80	0.88	0.57	1.11	3.06
<i>Acacia rigidula</i> Benth.	5.17	1.56	4.68	0.80	3.13	0.59	2.24	3.76
<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele.	2.88	0.71	3.34	0.69	1.52	0.64	1.25	1.02
<i>Bumelia celastrina</i> H.B.K.	7.24	3.54	3.69	1.26	2.25	1.25	4.98	4.76
<i>Cordia boissieri</i> DC	7.25	4.13	3.15	1.14	1.30	0.52	3.97	2.68
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	2.37	0.77	2.39	0.51	0.92	0.50	3.43	4.04
<i>Diospyros texana</i> Eastw.	3.02	2.48	2.66	0.91	1.26	0.63	1.32	2.72
<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	5.28	3.25	4.06	0.86	2.13	0.80	4.23	12.3
<i>Prosopis laevigata</i> M.C.	12.1	3.34	3.86	0.46	1.73	0.63	5.17	10.4
<i>Helietta parvifolia</i> Beneth	6.10	4.39	4.10	2.50	1.25	0.72	0.90	7.71
<i>Karwinskia humboldtiana</i> Zucc.	1.18	0.28	1.39	0.22	0.63	0.26	0.49	3.02
<i>Ziziphus obtusifolia</i> Gray.	2.00	0.77	1.87	0.50	0.63	0.38	1.88	1.84
<i>Citharexylum berlandieri</i> Robinson.	2.15	1.63	2.05	0.92	0.58	0.60	1.89	0.93
<i>Randia rhagocarpa</i> Standl.	1.20	0.42	1.10	0.00	0.48	0.04	0.27	0.02
<i>Neopringlea integrifolia</i> Wats.	4.40	0.00	2.60	0.00	1.20	0.00	4.43	0.00
<i>Gochmatia hypoleuca</i> D.C.	3.20	0.00	2.10	0.14	1.15	0.07	1.70	0.81
<i>Leucophyllum texanum</i> (Ter. & Berl.) Johnst.	3.83	1.36	2.33	0.86	0.75	0.44	1.73	0.25
<i>Malpighia glabra</i> L.	1.65	0.30	1.45	0.10	0.93	0.10	0.74	0.23
<i>Solanum erianthum</i>	1.22	0.43	1.81	0.60	0.79	0.37	0.57	0.60
<i>Hibiscus cardiophyllus</i>	3	0.00	1.68	0.00	0.8	0.00	1.53	0.00

D = Diámetro a 10 cm (cm); H = Altura total (m); HF = Altura de fuste limpio (m);
CB = Cobertura (m²); Dev = Desviación estándar.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La diversidad de especies arbustivas incrementó en una forma de potencia con la superficie muestreada (Figura 1). Esta relación es clásica en los reportes ecológicos de diversidad – área (Magurran, 1988; Pielou, 1984). La pendiente de la curva es muy baja comparada con otras comunidades de mayor riqueza de especies como los ecosistemas tropicales.

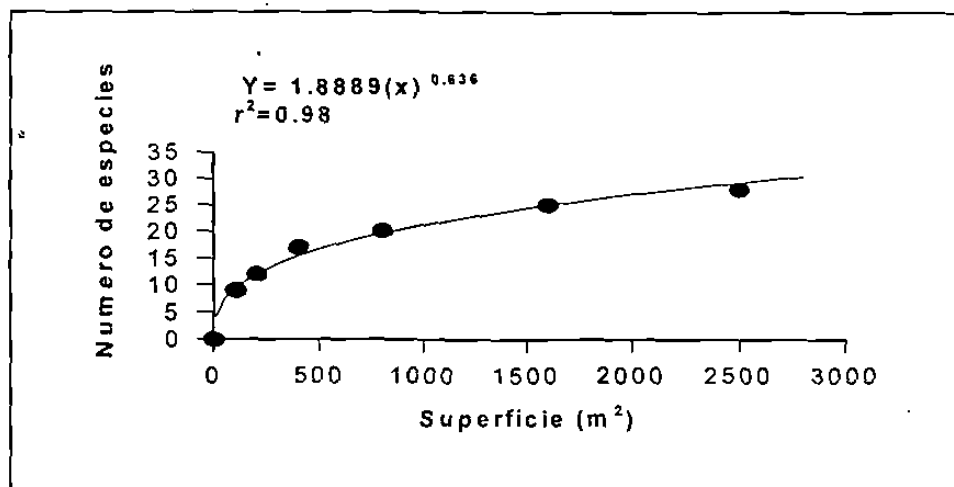


Figura 1. Determinación de la curva especies-área en una fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México.

Los índices de diversidad de especies de Shannon y Margalef incrementan conforme el área a muestrear aumenta. La relación fue también de potencia para el primer índice y logarítmica para el segundo. El índice de Shannon incrementa porque aumenta la riqueza de las especies aunque no en una forma proporcional con la abundancia. El índice de Margalef incrementa también porque la riqueza de especies incrementa pero tampoco lo hace proporcionalmente con el logaritmo natural de la abundancia ($\ln N$) y por esta razón se comporta en forma logarítmica. Los

índices de Menhinick y Simpson por el contrario disminuyen a medida que se incrementa la superficie muestreada (Cuadro 3). Estas relaciones se comportan así porque la abundancia incrementa por sobre la riqueza con el incremento en la superficie y los resultados muestran tendencias negativas.

Cuadro 3. Resultado de la aplicación de índices de diversidad en una porción del matorral Tamaulipeco.

Índices	Ecuación	A mayor área de muestreo	Ajuste a una ecuación
Shannon	$H' = -\sum p_i \ln p_i$	Incremento en la diversidad	$Y = 22256A^{.06737}$
Margalef	$D_{mg} = (S-1)/\ln N$	Incremento en la diversidad	$Y = .3897 + .5258 * \ln(x)$
Menhinick	$D_{mn} = S/\sqrt{N}$	Decremento de la diversidad	$Y = 1.005A^{-.16503}$
Simpson	$D = \sum p_i^2$	Decremento de la diversidad	$Y = 0.60A^{-0.059}$

Los modelos de diversidad abundancia de esta porción del Matorral Tamaulipeco mostraron que la serie geométrica y el palo quebrado solo se ajustan para los sitios de menores dimensiones (10x10) pero no para parcelas de mayores dimensiones (Figura 2). Por el contrario, los modelos logarítmico y normal logarítmico truncado se ajustaron adecuadamente a las distribuciones de la diversidad – abundancia para las parcelas probadas con todas las dimensiones. Estos resultados muestran que la vegetación se encuentra en una etapa sucesional muy activa, donde la comunidad esta dominada por solo unas cuantas especies, las cuales parecen estar perdiendo terreno por la aparición de un mayor número de especies con pocos individuos. En las etapas tempranas de la sucesión, solo pocas especies dominan el paisaje y el modelo de la serie geométrica se adecúa a estas condiciones perfectamente (Magurran, 1988). En los estadios tardíos de la sucesión, el paisaje se encuentra dominado por un mayor numero de especies cuya abundancia es mas proporcional y el modelo de la barra rota se ajusta adecuadamente a estas comunidades (Magurran, 1988). Los modelos de la serie normal logarítmica y serie logarítmica se ajustan adecuadamente a estadios intermedios entre las etapas pioneras y clímax de la sucesión. Para

parcelas pequeñas (10x10 m), los modelos del palo quebrado y serie geométrica se ajustan adecuadamente porque el número de especies que se observa es pequeño y se encuentran relativamente proporcionadas con su abundancia.

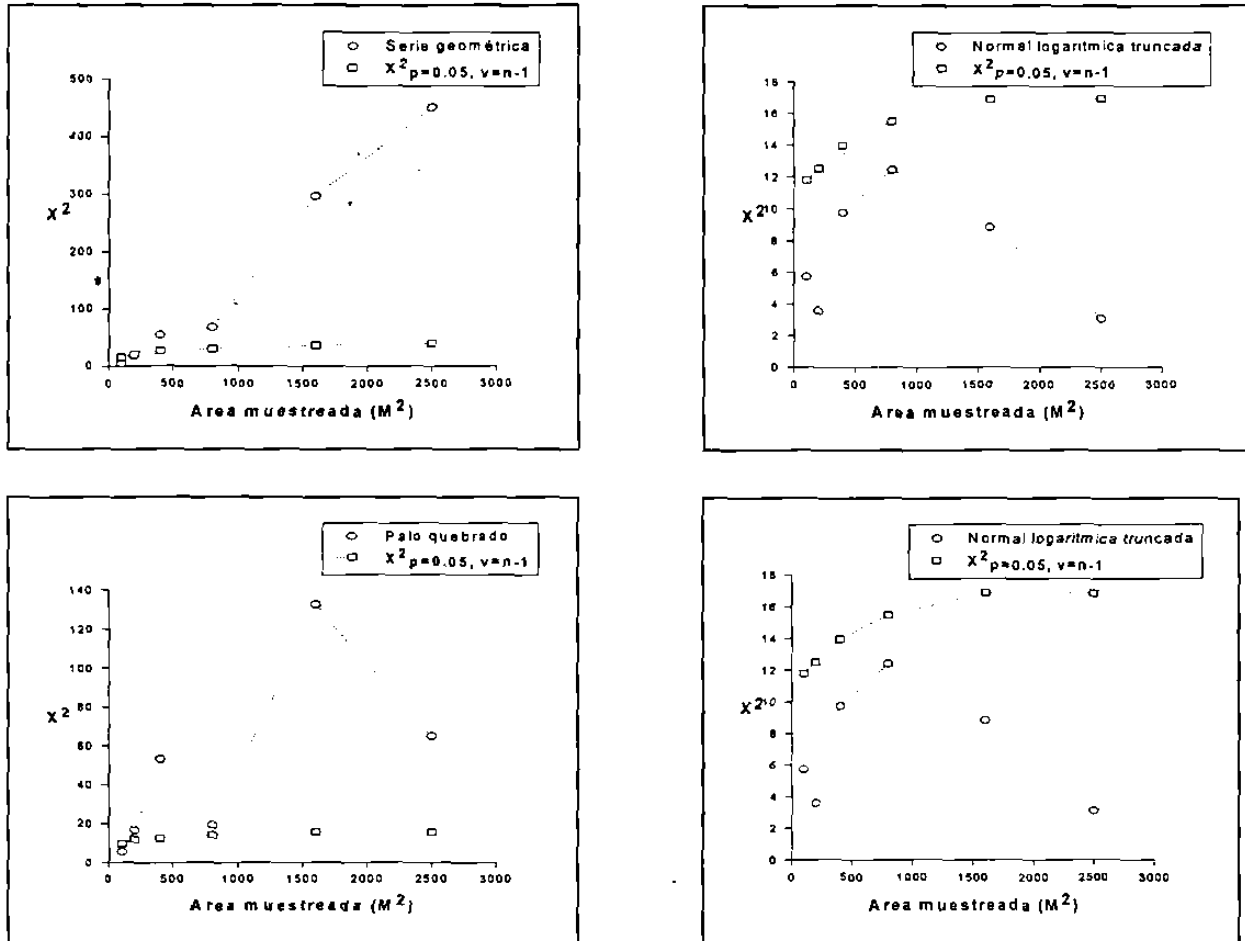


Figura 2 - Ajuste de los cuatro modelos de abundancia en función del área y su comparación con la curva de hipótesis nula.

Los parámetros ecológicos de densidad relativa, dominancia relativa, frecuencia relativa y valor de importancia mostraron que la especie *Acacia rigidula* y *Pithecellobium pallens* dominaron

esta comunidad en casi todos los parámetros mencionados, mientras que *Hibiscus cardiophyllus* mostró la menor dominancia en todos estos parámetros (Cuadro 4).

Cuadro 4. Observaciones ecológicas en una fracción del matorral espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México.

Especies	Densidad Relativa	Dominancia relativa	Frecuencia relativa	Valor de importancia
<i>Cercidium macrum</i> Johnst.	0.0673	0.3154	0.0704	0.453
<i>Bernardia myricaefolia</i> Wats.	0.3365	0.034	0.0712	0.442
<i>Amyris texana</i> Buckl.	3.432	1.7507	1.8548	7.038
<i>Zanthoxylum fagara</i> Sarg.	9.0175	7.064	5.7408	21.822
<i>Pithecellobium pallens</i> Standl.	28.6003	23.0999	24.6935	76.394
<i>Condalia hoockeri</i> Johnst.	1.4805	11.8767	4.9562	18.313
<i>Diospyros palmeri</i> Scheele.	0.4038	0.1734	0.0923	0.669
<i>Guaiacum angustifolia</i> Gray.	0.9421	0.3849	0.3764	1.703
<i>Celtis pallida</i> Torr.	1.4132	0.4373	0.8115	2.662
<i>Acacia rigidula</i> Benth.	31.0229	35.0083	38.3578	104.389
<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele.	1.144	0.4818	0.4014	2.027
<i>Bumelia celastrina</i> H.B.K.	0.6729	2.4566	1.2963	4.426
<i>Cordia boissieri</i> DC	0.5384	2.1364	0.6454	3.32
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	8.2773	3.0791	10.1781	21.534
<i>Diospyros texana</i> Eastw.	4.0377	3.5409	2.3447	9.923
<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	0.8748	1.9799	2.9327	5.787
<i>Prosopis laevigata</i> M.C.	0.4038	3.8501	1.037	5.291
<i>Helietta parvifolia</i> Beneth	0.2019	0.4042	0.4467	1.053
<i>Karwinskia humboldtiana</i> Zucc.	1.2113	0.1078	0.4219	1.741
<i>Ziziphus obtusifolia</i> Gray.	4.6433	1.292	2.7796	8.715
<i>Citharexylum berlandieri</i> Rob.	0.1346	0.0484	0.0767	0.26
<i>Randia rhagocarpa</i> Standl.	0.1346	0.0125	0.011	0.158
<i>Neopringlea integrifolia</i> Wats.	0.0673	0.0789	0.0901	0.236
<i>Gochnatia hypoleuca</i> D.C.	0.1346	0.0834	0.0691	0.287
<i>Leucophyllum texanum</i> Johnst.	0.2019	0.1946	0.1057	0.502
<i>Malpighia glabra</i> L.	0.2692	0.0455	0.0604	0.375
<i>Solanum erianthum</i>	0.2692	0.0268	0.047	0.343
<i>Hibiscus cardiophyllus</i>	0.0673	0.0367	0.0313	0.135

DOMINANCIA. *Acacia rigidula* seguida por *Pithecellobium pallens* dominan la comunidad del matorral espinoso Tamaulipeco muestreado. No obstante que disminuyen su dominancia al incrementar el área de los sitios muestreados, no dejan de ser las más dominantes en la parcela. Así mismo, algunas especies como *Forestiera angustifolia* y *Zanthoxylum fagara* incrementan su dominancia conforme lo hace el área de muestreo. Algunas especies como *Condalia hoockeri* dispara su dominancia de una manera considerable en sitios de muestreo de 20x40 manteniéndose esta en los sitios de mayores dimensiones en el área de estudio.

DENSIDAD. La densidad de la comunidad está dominada por las especies *Acacia rigidula* y *Pithecellobium pallens* que incrementan su densidad gradualmente conforme aumenta la dimensión de los sitios, presentándose esta misma secuencia en el resto de las especies aunque menos densas.

FRECUENCIA. La frecuencia de coberturas es dominada de igual forma por *Acacia rigidula*, y *Pithecellobium pallens* presentándose de una manera irregular en los sitios con diferentes dimensiones en contraste con *Ziziphus obtusifolia* aunque es de las especies con la frecuencia más baja se mantuvo constante en todos los sitios.

VALOR DE IMPORTANCIA DE LAS ESPECIES

El valor de importancia lo encabezaron las dos especies sobresalientes en los anteriores parámetros cuantitativos de la comunidad como son *Acacia rigidula* que toma su mayor valor de importancia en el sitio de mayor dimensión, y *Pithecellobium pallens* alcanza su mayor valor en el sitio de 20x20.

Las observaciones sobre las relaciones ecológicas mostraron que la competencia domina inter e intraespecíficamente en las especies más abundantes por su alta densidad y poco espacio

disponible. Por otra parte, la simbiosis forma parte de algunas especies de esta comunidad, por ejemplo; *Amyris texana* y *Acacia rigidula* y *Amyris texana* y *Ziziphus obtusifolia* y *Zanthoxylum fagara* y *Ziziphus obtusifolia*. De esta manera se pudo corroborar que existe una diferencia estadística entre las distancias interespecíficas que son mayores que las distancias intraespecíficas (Figura 3), porque la competencia intraespecífica se encuentra dominando esta comunidad vegetal.

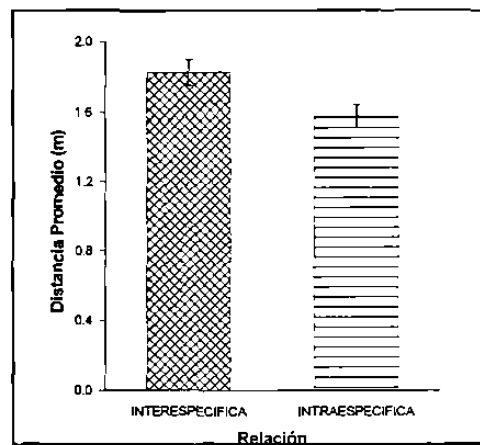


Figura 3. Distancia promedio e intervalos de confianza ($P=.95$) íter e intraespecíficas de las especies que conforman la vegetación arbustiva de una fracción de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

5. CONCLUSIONES

La comunidad vegetal observada se encuentra en una etapa sucesional muy activa donde dominan pocas especies el paisaje (*Acacia rigidula* y *Pithecellobium pallens*). Por esta razón los modelos de diversidad abundancia normal logarítmico truncado y logarítmico se ajustaron adecuadamente a todas las superficies muestreadas. Consecuentemente la competencia intraespecífica e interespecífica entre las especies dominantes es muy activa también.

6. LITERATURA CITADA

- Brower E. J. 1990. Field and Laboratory for Method General ecology. Third edition. WM. C Brown Publishers. United State of America. Pp. 153-157.
- Carrillo P. A. 1991. Efectos de algunos tratamientos silvícolas y de factores abióticos sobre la regeneración y manejo del matorral. Tesis profesional. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L., México.
- Clifford, H.T. and Stephenson, W. , 1975. An introduction to numerica clasification, Academic Press, London.
- 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.
- Diamond, D.D., Riskind, D.H. y Orzell, S.L., 1987. A framework for plants community classification and conservation in Texas. Texas journal of science 39, Pp. 203-221.
- Edwards, P.J., May R.M., Webb, N.R. 1993. Large-Scale Ecolgy and Conservation Biology. Great Britain. Pp. 191-192.

Foroughbakhch R., y Fierro L.C., 1989. Nutrición de caprinos en el matorral tamaulipeco del este de Nuevo León. Reporte Científico N° 13. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. Linares, N.L., México. 5p.

Foroughbakhch, R., D. Heiseke. 1990. Manejo silvícola del matorral: raleo, enriquecimiento y regeneración controlada. Reporte científico Número 19, Facultad de Ciencias Forestales UANL, Linares, N. L , México, 28 p.

Franco J.L., De la cruz A.G., Cruz G.A., Rocha R.A., Navarrete S.N., Flores M.G., Kato M., Sánchez C.S., Abarca A.L., Bedia S.C., 1989. Manual de Ecología. Editorial Trillas. México. Pp. 93-96.

García E. 1981. Modificación al Sistema de Clasificación Climática de Köepen, para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. UNAM. México. 252p.

González S. D. 1993. Productividad del matorral mediano subinermes bajo distintos tratamientos silvícolas. Tesis profesional. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L., México.

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

Heiseke, D. 1984. Regeneración por rebrotes en dos tipos de matorral subinerme de la región de Linares, N.L., Facultad de silvicultura y Manejo de Recursos Renovables, UANL, México, 17 p.

Heiseke D., y Foroughbakhch R. 1985. El matorral como recurso forestal. Reporte científico N0.1. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. Linares, N.L., México.

Huss, D.L., Aguirre, L.E., 1975. Fundamento de Manejo de pastizales. Zootecnia , División de Ciencias Agropecuarias y Marítimas, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Monterrey N.L. México. Pp. 74-80.

Jurado, E. y Reid N. 1989. Influencia de factores edaficos y perturbación sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares, Nuevo León. Reporte Científico N° 10. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. Linares, N.L., México.

Krebs, C.J., 1985. Ecology: The experimental Analysis of distribution and abundance. Harper and Row, New York.

MacArthur, R.H., 1957. On the relative abundance of bird species. Proc. Nat. Acad. Sci., USA,

Magurran, A.E. 1988. Diversidad Ecológica y su Medición. Traducción Antonia M. Cirer, Barcelona, España.

- Motomura, I., 1932. A statistical treatment of associations. Japan, J. zool., 44, Pp. 379-83.
- Müeller – Dombois y Ellenberg, 1974. Aims and Methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons, Nueva York, USA.
- Nájera, J.A. y Nívar J., 1999. Ecuaciones para estimar biomasa, volumen, y crecimiento de biomasa y captura de carbono en diez especies típicas del Matorral Espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México. Tesis profesional de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L., México.
- Nívar, J., Cavazos, T., and Domínguez, P.A. 1994. Los balances Hidrológicos mensuales con tres probabilidades de precipitación en el estado de Nuevo Leon. Actas de la facultad de ciencias de la tierra. De. C. Pola, J. A. Ramírez F., M.M. Rangel. & I. Navarro L. U.A.N.L. LINARES, N.L. México.
- Nívar J. 1986. Aspectos hidrológicos importantes del terreno universitario de Linares, N. L. Trabajo de Investigación, Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N.L., México.
- Rodríguez, R.G.A. 1994. Análisis de la fitodiversidad (sinusias: arbórea y arbustiva) de dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, N.L., México. Tesis profesional. F.C.B., U.A.N.L. San Nicolás de los Garza N.L.

Sariñana, F.R., 1999. Análisis de la fitodiversidad del estrato fisonómicamente dominante en 15 tipos de vegetación en Nuevo León, México. Tesis de maestría. F.C.F., U.A.N.L. Linares, Nuevo León, México.

Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163, Pp.688.

Taylor, L.R., 1978. Bates, Williams, Hutchinson - a variety of diversities. In diversity of insect fauna: 9th Symposium of the royal entomological society. Blackwell, Oxford. Pp. 1-18.

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

Whittaker, R.H., 1977. Evolution of species diversity in land communities. In evolutionary Biology, Vol 10. Plenum, New York. USA. Pp. 1-67.

CAPÍTULO V

"DEFINICIÓN DE ESQUEMAS DE MUESTREO EN UNA FRACCIÓN DEL MATORRAL ESPINOSO TAMAULIPECO DEL NORDESTE DE MÉXICO"

Guillermo Romero¹ José Návar² y Abel Nájera¹

¹Estudiantes de Maestría en Ciencias Forestales, ²Profesor Investigador, Facultad de Ciencias Forestales, UANL Km 145 Carretera Nacional Linares, N.L 67700 México e-mail: romerok20@hotmail.com , jnavar@ccr.dsi.uanl.mx , jalnajera@hotmail.com.

1.- RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue definir la eficiencia de parcelas y transectos para estimar la biomasa total e índices de diversidad en una parcela experimental del Matorral Espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México. La biomasa aérea fue estimada aplicando una ecuación general desarrollada para todas las especies por Nájera y Návar (1999). Los índices de diversidad de Margalef, Menhinick, Shannon y Simpson se estimaron también. La parcela experimental se subdividió en sitios de diferentes formas (cuadrantes y transectos) y dimensiones evaluándose a través del esquema de muestreo diferentes tamaños de sitios. El número de sitios se estimó con probabilidades $(1-\alpha)$ de 95 %. Para cuadrantes se evaluaron

seis diferentes distribuciones espaciales de los sitios incluyendo formas de cruz, de X, secuencial, sistemática, al azar y en L. En transectos se evaluaron diferentes dimensiones y tres distribuciones espaciales de los sitios incluyendo secuencial, sistemático y al azar.

Se estimó que 48 sitios de muestreo de 5x5m por hectárea distribuidos en forma de cruz mostraron la mayor eficiencia entre los cuadrantes con un peso seco total de 53.90 t ha⁻¹. Para transectos se estimó que 4 sitios de muestreo de 5x50m por hectárea distribuidos en forma aleatoria mostraron mayor eficiencia con un peso seco total de 52.23 t ha⁻¹.

El sistema de muestreo de cuadrante para índices de diversidad son eficientes en superficies menores que 25m² pero conforme se aumenta la superficie de muestreo, los transectos distribuidos aleatoriamente obtuvieron mayor eficiencia en la estimación de la diversidad por la inclusión de la mayor variación espacial. El número de cuadrantes y transectos necesarios para obtener estimadores adecuados y suficientes fue diferente entre los índices de diversidad probados. Shannon requiere de un número menor y Simpson de una número mayor de sitios para describir este estimador adecuadamente.

Palabras claves: Ecuaciones para estimar biomasa, diversidad, sistemas de muestreo, Matorral, Nordeste de México.

2.-INTRODUCCIÓN

El matorral espinoso Tamaulipeco de la Llanura Costera del Golfo Norte cubre 200,000 km² del noreste de México y sur de Texas desde Llera de Canales y los límites sureños de la Sierra Azul en Tamaulipas (Jurado y Reid, 1989) hasta el Altiplano Edwards en Texas (Diamond et. al., 1987) y las faldas de la Sierra Madre Oriental hasta las costas del Golfo de México. Constituye la vegetación natural que abarca aproximadamente el 80% de la superficie de los

estados de Nuevo León y Tamaulipas, donde tiene una historia de uso agropecuario desde fines del siglo XVI (Jurado y Reid, 1989). En el Matorral Espinoso Tamaulipeco se han realizado diversos estudios científicos sobre diversidad (Jurado y Reid, 1989; Rodríguez, 1994; Sariñana, 1999), y sistemas de muestreo (Huss et al., 1975; Villalón et al., 1991), pero los sistemas de muestreo desarrollados no determinan la eficiencia en la estimación de variables como la diversidad y el contenido de biomasa de las especies que componen la comunidad de vegetación arbustiva del Matorral Espinoso Tamaulipeco.

Este estudio pretende contribuir al conocimiento del muestreo para biomasa y diversidad que sirva de base para posteriores trabajos de investigación.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 AREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en el matorral escuela, terrenos de la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad Autónoma de Nuevo León, ubicado en Linares en el Km. 145 de la carretera nacional Linares-Cd.Victoria, con las coordenadas geográficas de 24° 47' Latitud Norte y 99° 32' Longitud Oeste, con una altitud de 350 msnm. Dentro de la vegetación predominante las especies arbustivas como; Chaparro prieto (*Acacia rigidula*), Mezquite (*Prosopis glandulosa*), Ebano (*Pithecellobium flaxicaula*), Huajillo (*Acacia berlandieri*), Palo verde (*Cercidium floridum*), Granjeno (*Celtis pallida*), Tenaza (*Pithecellobium brevifolium*), Anacahuita (*Cordia boissieri*), Panalero (*Forestiera angustifolia*), Chaparro amargoso (*Castela texana*), Brasil (*Condalia abovata*), Guayacan (*Polieria angustifolium*) entre otras (COTECOCA-SARH, 1973). La cobertura de esta comunidad esta compuesta por árboles y arbustos con un 72.8% y por gramíneas en un 27.2% (Villegas, 1972).

Los suelos del área del matorral corresponden a un típico Vertisol de origen aluvio-coluvial, profundo y de color oscuro. Se caracterizan por un alto contenido de arcilla y bajo contenido relativo de arenas. El pH es moderadamente alcalino (7.2-8.2). La roca madre consiste de lutitas formadas en el cretácico superior, desplazadas y perturbadas por movimientos aluviales y coluviales en los periodos Pleistoceno y Holoceno.

El clima del área de estudio según la clasificación de Koppen, modificado por García (1981) para la República Mexicana, es del tipo (A)Cx'a(e), que corresponde a uno semi-cálido sub-húmedo, con lluvias principalmente en verano (20% de lluvia entre noviembre y abril) y presencia de un periodo de sequía interestival (canícula). La precipitación promedio anual de la región para el periodo de (1935-1988) es de 805 mm con una desviación estándar de 260 mm (Návar y Domínguez, 1994) y una temperatura media anual 22.3°C, con temperatura superior a los 40°C en el verano y heladas durante el periodo de diciembre a marzo (González, 1996).

3.2 Metodología

En una superficie cuadrada de 50x50 m se realizaron mediciones dasométricas (diámetro, altura, altura del fuste limpio y cobertura total) y geográficas (coordenadas de cada especie arbustiva) creando una base de datos para ajustar índices de diversidad y estimar la biomasa aérea de la comunidad vegetal. La parcela fue subdividida en cuadrantes de diferentes dimensiones; 5x5m, 5x10m, 10x10m, 10x15m, 15x15m, 25x25m y en transectos de: 0.50x50m., 1x50m, 1.5 x50m, 2x50m, 2.5x50m, 5x50m. En cada parcela y transecto se estimaron los índices de diversidad y la biomasa aérea total.

3.2.1 Diversidad

Los procedimientos de ajuste de los índices de diversidad, requirieron procesos trabajados en programas de computo basados fundamentalmente en las siguientes ecuaciones:

Índice de diversidad Margalef (Clifford y Stephenson, 1975)

$$D_{mg} = (S-1)/\ln N \quad [1]$$

Donde S = número de especies recolectadas y N = número total de individuos sumando todos los de las s especies.

Índice de diversidad de Menhinick (Whittaker, 1977)

$$D_{mn} = S/\sqrt{N} \quad [2]$$

Donde S = número de especies recolectadas y N = número total de individuos sumando todos los de las s especies.

$$\ln = \times 2.71828$$

Índices basados en la abundancia de las especies:

Índice de diversidad Shannon & Weiner (1949).

$$H' = -\sum p_i \ln p_i \quad [3]$$

Donde p_i = Abundancia proporcional de la i-ésima especie: (n_i/N) .

Índice de dominancia de Simpson (1949).

$$D = \sum p_i^2 \quad [4]$$

Donde p_i = Abundancia proporcional de la i -ésima especie: (n_i/N) .

3.2.2 Biomasa

De la misma manera que los índices de diversidad, la estimación de biomasa se llevo a cabo en programas de computo donde se utilizaron datos dasométricos (Diámetro, altura, altura del fuste limpio y cobertura total) de todos los arbustos observados en la parcela experimental ubicada dentro del Matorral Espinoso Tamaulipeco. Con el uso de la ecuación [5] descrita por Nájera (1999).

$$PST = 574.15 (D^2H)^{0.533} * CB^{0.30} \quad [5]$$

Donde PST= Peso Seco Total; D= Diámetro a 10 cm (cm); H= Altura total (m);

CB = Cobertura (m^2).

Las especies *Pithecellobium pallens* y *Acacia rigidula* presentaron fustes múltiples y por consiguiente se usaron ecuaciones para determinar el número de fustes en función del diámetro promedio, altura total y cobertura. Los modelos desarrollados por Nájera (1999) se presentan en las ecuaciones [6] y [7] respectivamente.

$$A.r. = 0.1574D^{1.034}CB^{0.7251} \quad [6]$$

$$P.p. = 6.23CB^{0.525}(DH)^{0.426} \quad [7]$$

Donde A.r.= *Acacia rigidula*; P.p.= *Pithecellobium pallens*; D= Diámetro a 10 cm(cm); H= Altura total(m); CB = Cobertura (m^2).

3.3 La parcela experimental.

La parcela experimental fue seleccionada después de un exhaustivo recorrido preliminar por la zona de matorral experimental de la Facultad de Ciencias Forestales donde se observaron las especies que se muestran en el cuadro 1.

Cuadro 1. Especies observadas en la parcela experimental de una fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

NOMBRE CIENTIFICO	CLAVE	NOMBRE COMUN	FAMILIA
<i>Cercidium macrum</i> Johnst.	Cm	Palo Verde	Mimosaceae
<i>Bernardia myricaefolia</i> Wats.	Bm	Oreja De Raton	Euphrobiaceae
<i>Amyris texana</i> Buckl.	At	Barretilla	Rutaceae
<i>Zanthoxylum fagara</i> Sarg.	Zf	Colima	Rutaceae
<i>Pithecellobium pallens</i> Standl.	Pp	Tenaza	Mimosaceae
<i>Condalia hoockeri</i> Johnst.	Ch	Brasil	Rhamnaceae
<i>Diospyros palmeri</i> Scheele.	Dp	Chapote Manzano	Ebenaceae
<i>Guaiacum angustifolium</i> Gray.	Pa	Guayacan	Zygophyllaceae
<i>Celtis pallida</i> Torr.	Cp	Granjeno	Ulmaceae
<i>Acacia rigidula</i> Benth.	Ar	Gavia	Mimosaceae
<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele.	Ep	Vara Dulce	Fabaceae
<i>Bumelia celastina</i> H.B.K.	Bc	Coma	Sapotaceae
<i>Cordia boissieri</i> DC.	Cb	Anacahuita	Boraginaceae
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	Fa	Panalero	Oleaceae
<i>Diospyros texana</i> Eastw.	Dt	Chapote Blanco	Ebenaceae
<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	Ab	Huajillo	Mimosaceae
<i>Prosopis laevigata</i> M.C.	Pl	Mezquite	Mimosaceae
<i>Helietta parvifolia</i> Benth.	Hp	Barreta	Rutaceae
<i>Karwinskia humboldtiana</i> Zucc.	Kh	Coyotillo	Rhamnaceae
<i>Ziziphus obtusifolia</i> Gray.	Zo	Abrojo	Rhamnaceae
<i>Citharexylum berlandieri</i> Robinson.	Cb	Yerba Del Pollo	Verbenaceae
<i>Randia rhagocarpa</i> Standl.	Rr	Crucillo	Rubiaceae
<i>Neopringlea integrifolia</i> Wats.	Ni	Candelilla	Sapindaceae
<i>Gochnatia hypoleuca</i> D.C.	Gh	Ocotillo	Asteraceae
<i>Leucophyllum texanum</i> (Ter. & Berl) Johnst.	Lf	Cenizo	Scrophulariaceae
<i>Malpighia glabra</i> L.	Mg	Manzanita	Malpighiaceae
<i>Solanum erianthum</i>	Se	D1	
<i>Hibiscus cardiophyllus</i>	Hc	D2	

Los estadísticos promedio de las características dasométricas de las especies observadas en la parcela experimental se muestran en el (cuadro 2).

Cuadro 2. Características dasométricas promedio de las especies observadas en una parcela experimental del matorral espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

	D	Dev	H	Dev	HF	Dev	CB	Dev
<i>Cercidium macrum</i> Johnst.	8.80	0.00	4.92	0.00	0.45	0.00	3.46	0.00
<i>Bernardia myricaefolia</i> Wats.	1.22	0.48	1.83	0.25	0.62	0.22	0.70	0.46
<i>Amyris texana</i> Buckl.	2.13	1.36	1.74	0.53	0.58	0.35	1.63	2.20
<i>Zanthoxylum fagara</i> Sarg.	3.28	1.41	2.30	0.68	0.88	0.46	1.86	1.85
<i>Pithecellobium pallens</i> Standl.	3.39	1.47	3.32	0.66	1.58	0.56	1.61	2.42
<i>Condalia hoockeri</i> Johnst.	11.2	5.77	4.28	0.94	2.15	0.82	6.47	10.4
<i>Diospyros palmeri</i> Scheele.	2.27	1.70	2.40	1.15	1.41	0.93	0.76	0.75
<i>Guaiacum angustifolia</i> Gray.	2.50	0.69	1.37	0.19	0.48	0.04	1.32	0.70
<i>Celtis pallida</i> Torr.	2.10	0.86	2.25	0.80	0.88	0.57	1.11	3.06
<i>Acacia rigidula</i> Benth.	5.17	1.56	4.68	0.80	3.13	0.59	2.24	3.76
<i>Eysenhardtia texana</i> Scheele.	2.88	0.71	3.34	0.69	1.52	0.64	1.25	1.02
<i>Bumelia celastrina</i> H.B.K.	7.24	3.54	3.69	1.26	2.25	1.25	4.98	4.76
<i>Cordia boissieri</i> DC	7.25	4.13	3.15	1.14	1.30	0.52	3.97	2.68
<i>Forestiera angustifolia</i> Torr.	2.37	0.77	2.39	0.51	0.92	0.50	3.43	4.04
<i>Diospyros texana</i> Eastw.	3.02	2.48	2.66	0.91	1.26	0.63	1.32	2.72
<i>Acacia berlandieri</i> Benth.	5.28	3.25	4.06	0.86	2.13	0.80	4.23	12.3
<i>Prosopis laevigata</i> M.C.	12.1	3.34	3.86	0.46	1.73	0.63	5.17	10.4
<i>Helietta parvifolia</i> Beneth	6.10	4.39	4.10	2.50	1.25	0.72	0.90	7.71
<i>Karwinskia humboldtiana</i> Zucc.	1.18	0.28	1.39	0.22	0.63	0.26	0.49	3.02
<i>Ziziphus obtusifolia</i> Gray.	2.00	0.77	1.87	0.50	0.63	0.38	1.88	1.84
<i>Citharexylum berlandieri</i> Robinson.	2.15	1.63	2.05	0.92	0.58	0.60	1.89	0.93
<i>Randia rhagocarpa</i> Standl.	1.20	0.42	1.10	0.00	0.48	0.04	0.27	0.02
<i>Neopringlea integrifolia</i> Wats.	4.40	0.00	2.60	0.00	1.20	0.00	4.43	0.00
<i>Gochnatia hypoleuca</i> D.C.	3.20	0.00	2.10	0.14	1.15	0.07	1.70	0.81
<i>Leucophyllum texanum</i> (Ter. & Berl.) Johnst.	3.83	1.36	2.33	0.86	0.75	0.44	1.73	0.25
<i>Malpighia glabra</i> L.	1.65	0.30	1.45	0.10	0.93	0.10	0.74	0.23
<i>Solanum erianthum</i>	1.22	0.43	1.81	0.60	0.79	0.37	0.57	0.60
<i>Hibiscus cardiophyllus</i>	3	0.00	1.68	0.00	0.8	0.00	1.53	0.00

D= Diámetro a la base del suelo (cm); D= Diámetro a 10 cm (cm); H= Altura total (m); HF= Altura de fuste limpio (m); CB = Cobertura (m²); De= Desviación estándar.

3.2.4 Muestreos

El número de sitios a muestrear por cada tamaño se estimó por medio de la siguiente ecuación :

$$n = \frac{s^2 t^2}{E (\%)^2}$$

Donde n= Número de sitios a muestrear;

S²= Varianza muestral;

t^2 = Parámetro probabilístico t, con error α , y v grados de libertad; y

E^2 = Error muestral deseado. La probabilidad utilizada ($1-\alpha$) para estimar n fue 95%, mientras que el error muestral (E) fue de 30%, el cual, aunque alto, es adecuado para este propósito. Para conocer el efecto de sitios con mayores o menores tamaños a los empleados en el estudio, se definieron estadísticamente las tendencias del número de sitios de muestreo con el tamaño de estos y el área total a muestrear. Las regresiones ajustadas resultaron lineales y no lineales.

Comparacion de diferentes esquemas de muestreo

Después de definir el número adecuado de sitios y su tamaño óptimo, se evaluaron diferentes distribuciones espaciales de los sitios tanto en forma de cuadrantes como de transectos como se muestra en la figura 1.

- 1) 7 cuadrantes en forma de cruz (figura 1a).
- 2) 7 cuadrantes en forma de X (figura 1b).
- 3) 7 cuadrantes en forma secuencial (figura 1c).
- 4) 7 cuadrantes en forma sistemática (figura 1d).
- 5) 7 cuadrantes en forma al azar (figura 1e).
- 6) 7 cuadrantes en forma de L (figura 1f).
- 7) 1 transecto de forma aleatorio horizontal (figura 1g).
- 8) 1 transecto de forma secuencial vertical (figura 1h).
- 9) 1 transecto de forma sistemática vertical (figura 1i).

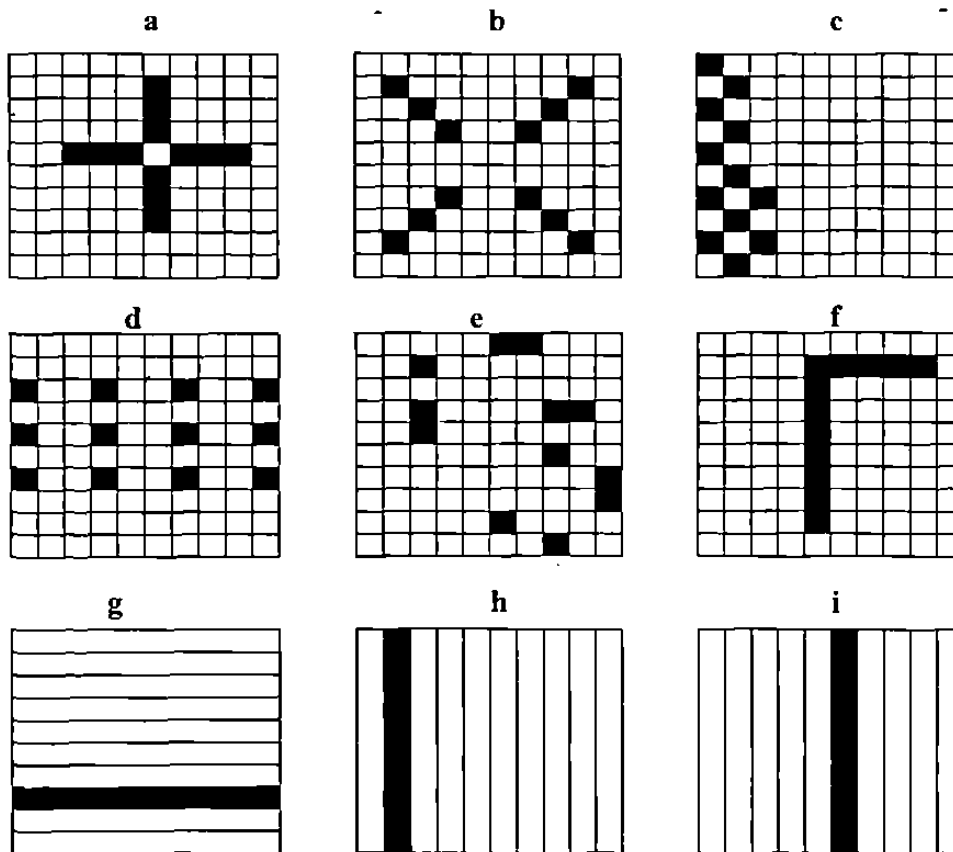


Figura 1. Sistemas de muestreo utilizados para evaluar índices de diversidad y biomasa de una Fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco.

La biomasa promedio estimada para cada uno de los esquemas de distribución de sitios fue comparada con la biomasa total estimada en toda la parcela experimental. En total se realizaron seis diferentes distribuciones espaciales de los sitios de muestreo en seis tipos de cuadrantes con diferente dimensión y tres diferentes distribuciones espaciales de sitios en seis transectos verticales y seis horizontales de diferente dimensión.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biomasa Aérea Total.

La eficiencia de los sistemas de muestreo fue en relación con el peso seco total estimado para toda la parcela experimental que fue de 53.90 t ha^{-1} . El número de los sitios a muestrear para estimar la biomasa aérea total estuvo relacionado con la dimensión de las parcelas tanto para transectos como para cuadrantes (Figura 2). Las relaciones resultaron ser de potencia, con exponentes negativos, indicando que a mayor dimensión de la parcela menor será el número de sitios a muestrear. En esta relación, los cuadrantes son más eficientes para muestrear biomasa aérea total cuando se establecen parcelas de dimensiones menores que 25 m^2 . Cuando se establecen sitios de 1 m^2 , se requieren $734 \text{ cuadrantes ha}^{-1}$ o $1321 \text{ transectos ha}^{-1}$ para estimar la biomasa aérea total con una probabilidad del 95% y un error del 30%. Para parcelas mayores que 25 m^2 los transectos son más eficientes porque requieren de un menor número de sitios. Por ejemplo, cuando se establecen parcelas de 100 m^2 , se requieren establecer 11 transectos ha^{-1} o 14 cuadrantes ha^{-1} .

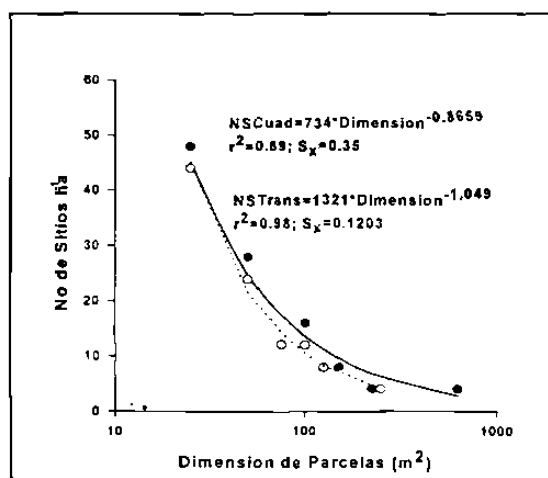


Figura 2. Relación entre las dimensiones de parcelas y transectos y el número de sitios a muestrear en una parcela experimental de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

La superficie total a muestrear, sin embargo, incrementa con las dimensiones de la parcela (Figura 3). Para transectos, la relación entre la superficie a muestrear fue lineal, mientras que para cuadrantes la relación fue de potencia. En ambas situaciones la tendencia es aumentar la superficie a muestrear conforme incrementa la dimensión de la parcela. Los cuadrantes solo son eficientes con dimensiones menores de 4m^2 . Por ejemplo cuando se establecen parcelas de 25m^2 se requieren de $1529\text{m}^2\text{ha}^{-1}$ en cuadrantes o $1030\text{m}^2\text{ha}^{-1}$ en transectos (Figura 3).

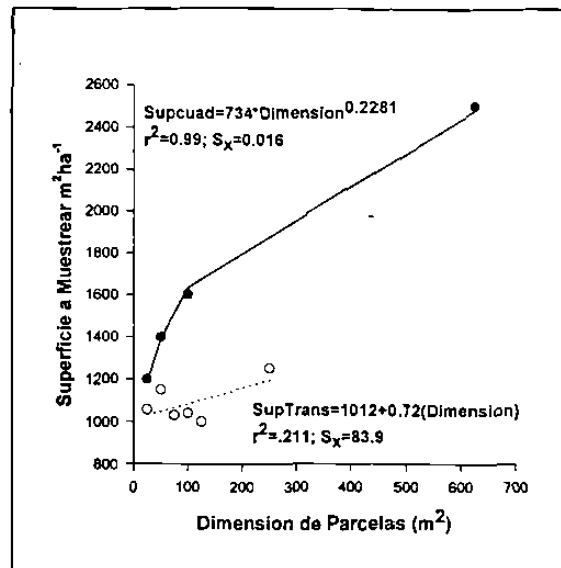


Figura 3. Relación entre las dimensiones de parcelas y transectos y la superficie a muestrear por hectárea en una parcela experimental de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

Diversidad de Especies

En áreas a muestrear con dimensiones variables, el número de especies estuvo relacionado con la superficie acumulada de las parcelas para transectos y cuadrantes (Figura 4). Las relaciones entre estas dos variables mostraron una tendencia descrita por modelos de potencia, con exponentes positivos, indicando que a mayor dimensión de la parcela mayor número de especies. En esta relación, los cuadrantes son más eficientes para muestrear diversidad arbustiva cuando se establecen parcelas de dimensiones menores que 300m^2 . Cuando se

establecen sitios de 100 m², se observan 12 especies en cuadrantes y 9 especies en transectos.

En parcelas de 500 m², en los transectos se observan 19 especies y en cuadrantes solo 16.

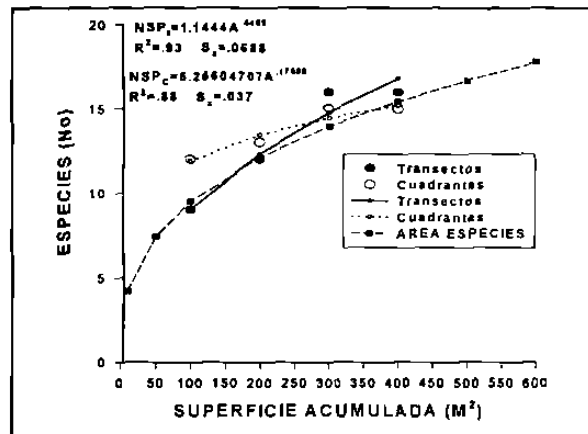


Figura 4. Relación entre las superficies acumuladas de parcelas y transectos y las especies observadas en una parcela experimental de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

En áreas a muestrear con dimensiones fijas y acumuladas, la diversidad se representa mejor en cuadrantes cuando la superficie muestreada totaliza menos de 120 m² (Figura 5). En contraste, para áreas muestreadas mayores que 120 m², los transectos muestran una mejor diversidad de especies arbustivas (Figura 5).

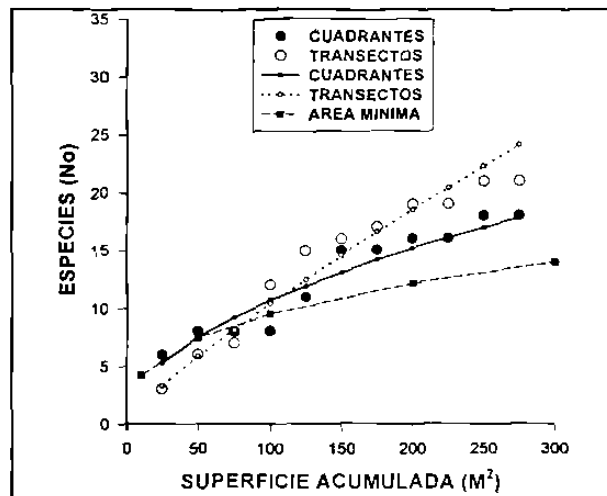


Figura 5. Relación entre las superficies fijas y acumuladas de parcelas y transectos y las especies observadas en una parcela experimental de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

Indíces de Diversidad

El índice de Margalef.- El índice de Margalef incrementa conforme la superficie muestreada aumenta para cuadrantes y transectos (Figura 6). Sin embargo, el incremento es mayor en transectos que en cuadrantes. Además, la relación entre la superficie acumulada y el índice de Margalef para transectos se comportó también en forma de potencia, consistente con la curva de especies- área, mientras que para parcelas esta se ajustó bien a una tendencia logarítmica. El índice de Margalef parece ajustarse a una distribución normal para transectos pequeños de (50x0.5m), como lo describió Magurran (1988), pero no parece ser completamente cierto para transectos de mayores dimensiones (Figura 6).

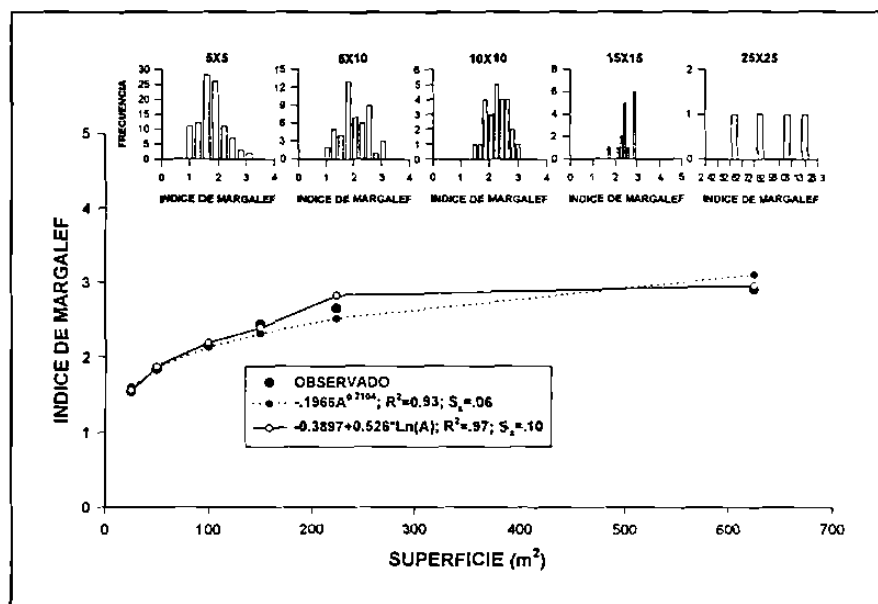


Figura 6. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Margalef en una Area Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

El número de sitios necesarios para describir el índice de Margalef es menor en cuadrantes que en transectos para parcelas con dimensiones menores que 200 m² (Figura 7). Para sitios con superficie mayor de 200 m², los transectos requieren de menor número de sitios para estimar adecuadamente este índice de diversidad.

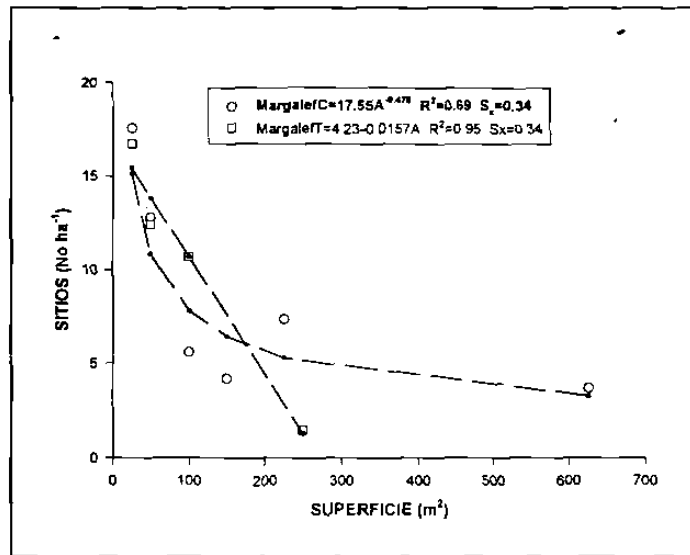


Figura 7. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Margalef en una Área Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

El índice de Menhinick.- El índice de Menhinick tiende a descender suavemente conforme la superficie muestreada aumenta para cuadrantes y transectos (Figura 8). Sin embargo, el descenso es ligeramente mayor en cuadrantes que en transectos. Además, la relación entre la superficie acumulada y el índice de Menhinick para transectos y cuadrantes se comportó en forma de potencia, consistente con la relación observada entre este índice y la superficie acumulada en forma de cuadrantes. El índice de Menhinick parece ajustarse a una distribución normal para transectos pequeños de (50x0.5m), como lo describió Magurran (1988), pero no parece ser completamente cierto para transectos de mayores dimensiones (Figura 8).

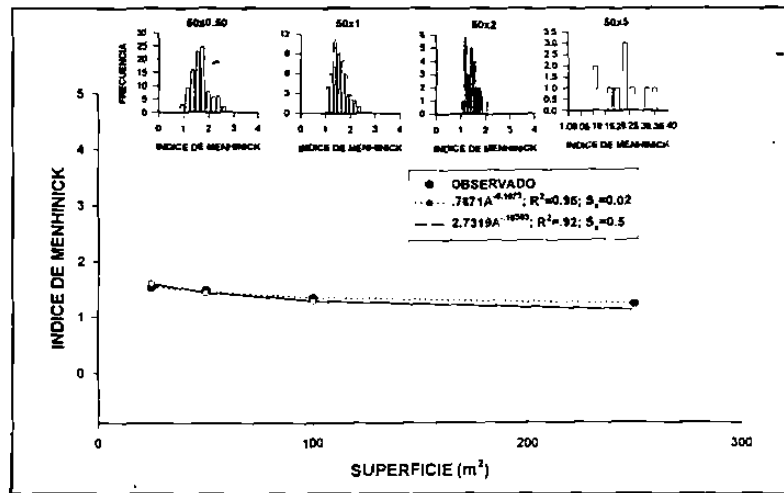


Figura 8. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Menhinick en una Area Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

El número de sitios necesarios para describir el índice de Menhinick es menor en cuadrantes con dimensiones menores que 180m² (Figura 9). Para sitios mayores de 180m², los transectos requieren de menor número de sitios para estimar adecuadamente este índice de diversidad.

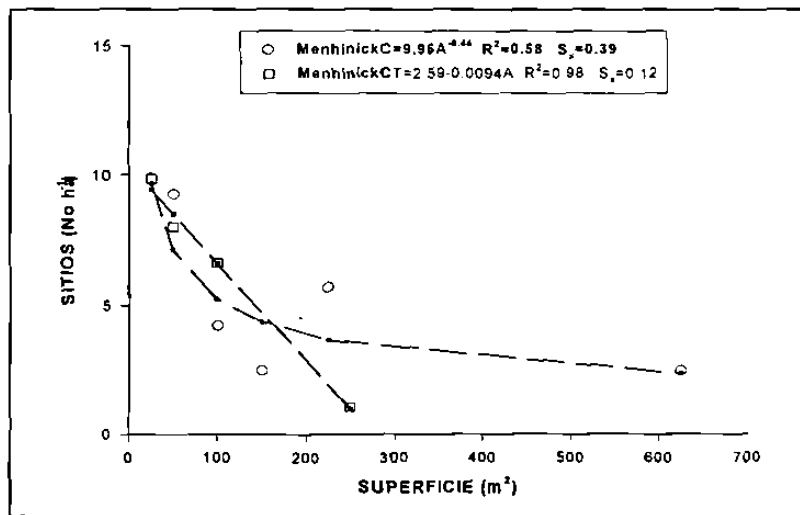


Figura 9. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Menhinick en una Area Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

El índice de Shannon.- El índice de Shannon tiende a incrementar conforme la superficie muestreada aumenta para cuadrantes y transectos (Figura 10). Sin embargo, el incremento es mayor en transectos que en cuadrantes. La relación entre la superficie acumulada y el índice de Shannon para transectos y cuadrantes se ajustó a una ecuación en forma de potencia, consistente con la curva de especies- área. El índice de Shannon parece ajustarse a una distribución normal para transectos pequeños de (50x0.5m), como lo describió Magurran (1988), pero no parece ser completamente cierto para transectos de mayores dimensiones (Figura 10).

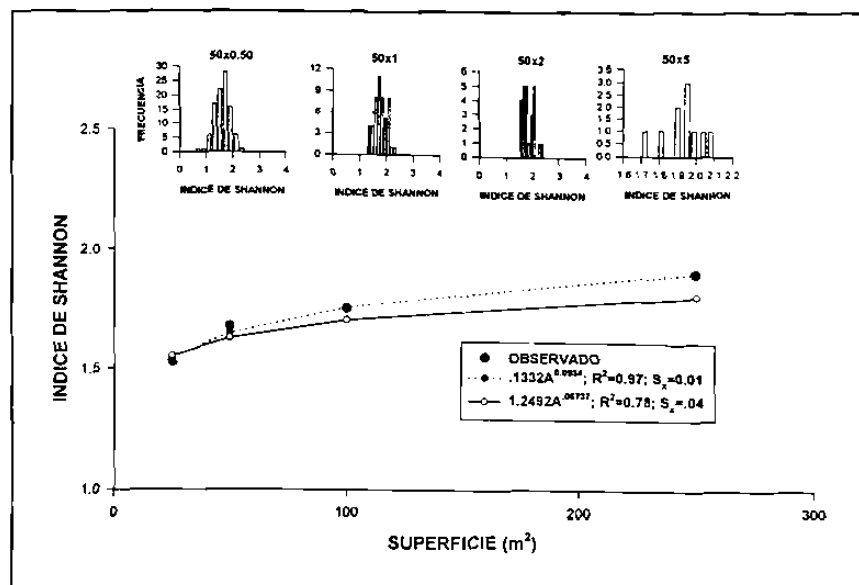


Figura 10. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Shannon en una Área Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

El número de sitios necesarios para describir el índice de Shannon es menor en transectos en todas las dimensiones probadas para estimar adecuadamente este índice de diversidad. (Figura 11).

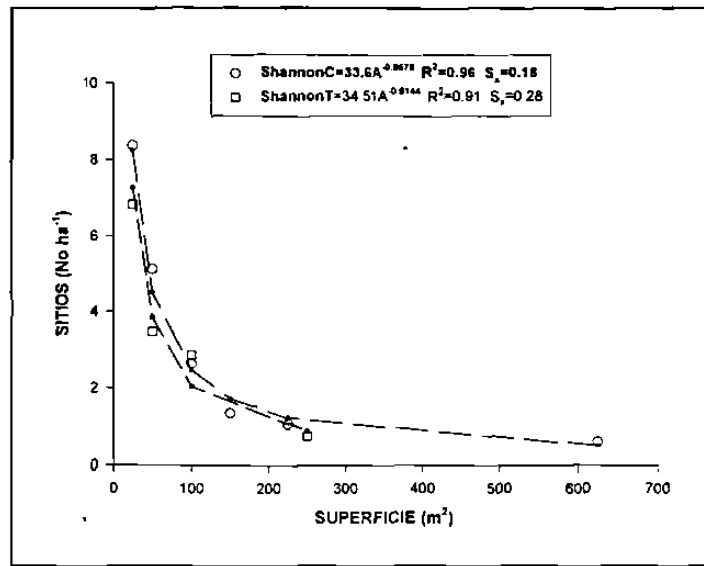


Figura 11. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Shannon en una Área Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

El índice de Simpson.- El índice de Simpson tiende a descender suavemente hasta los primeros 230m² de superficie muestreada, para posteriormente estabilizarse conforme la superficie aumenta para cuadrantes y transectos (Figura 12). Sin embargo, el descenso es ligeramente mas bajo en cuadrantes que en transectos. Además, la relación entre la superficie acumulada y el índice de Simpson para transectos y cuadrantes se comportó en forma de potencia, consistente con la curva de especies-área. El índice de Simpson parece ajustarse a una distribución normal para transectos pequeños de (50x0.5m), como lo describió Magurran (1988), pero no parece ser completamente cierto para transectos de mayores dimensiones (Figura 12).

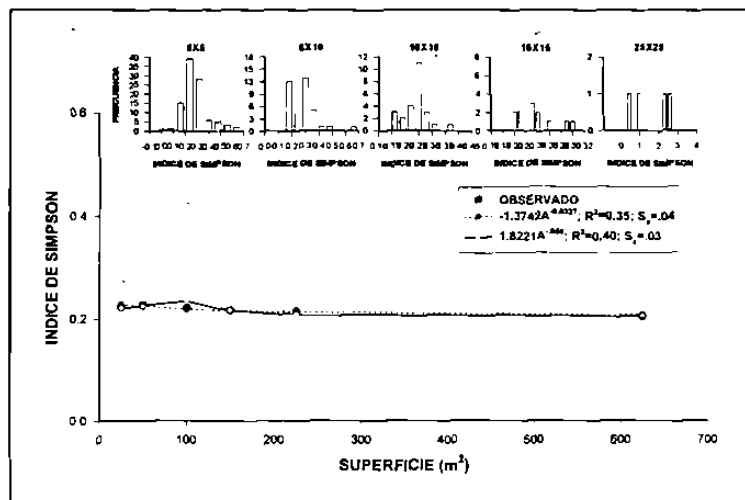


Figura 12. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Simpson en una Area Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

El número de sitios necesarios para describir el índice de Simpson es menor en transectos con dimensiones menores que 130m² (Figura 13). Para sitios con una superficie mayor que 130m², los cuadrantes requieren de menor número de sitios para estimar adecuadamente este índice de diversidad (Figura 13).

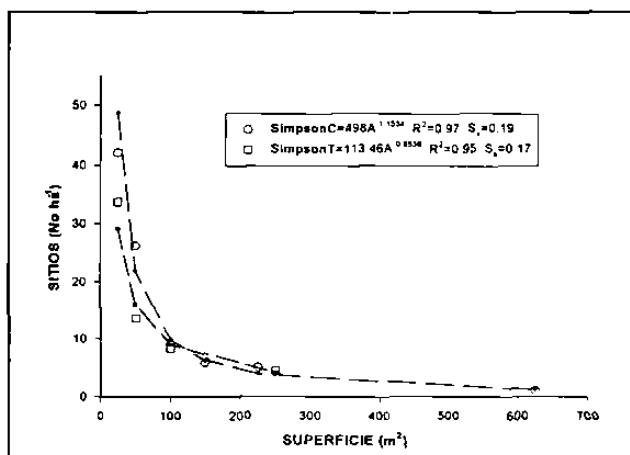


Figura 13. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y transectos y el índice de Simpson en una Area Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de Mexico.

Discusión

Con la finalidad de entender la complejidad biológica de los ecosistemas vegetales a través de estudios ecológicos, es necesario establecer esquemas de muestreo confiables, suficientes, eficaces y económicos que resulten con información objetiva. Jongman et al., (1987) mencionan que los sistemas de muestreo se deben de establecer para satisfacer los objetivos del planteamiento de las hipótesis establecidas. En muchas comunidades vegetales, la planeación de las dimensiones, formas, número y distribución espacial de los sitios de muestreo requieren de premuestras objetivos que asegure un uso eficaz de los recursos y un sustento estadístico suficiente para los objetivos del estudio (Magnussen et al., 1995).

La biomasa de la vegetación generalmente es medida por parcelas en áreas determinadas de diferente tamaño y forma e incluyen círculos, rectángulos y cuadrados (Bonham, 1989). La biomasa estimada en este estudio se definió con la eficiencia de los cuadrantes en una superficie mayor que 25m^2 donde el número de sitios de un 1m^2 necesarios, fue 734 equivalente al 7% de la parcela experimental contrario al sistema de muestreo por transectos donde se requirieron 1321 sitios necesarios, equivalente al 13% de la parcela experimental.

El muestrear diversidad contiene una complicación que surge de la relación entre el tamaño de la muestra y la diversidad observada. Comparando los resultados de la diversidad estos se resuelven con problemas estadísticos (Magnussen et al., 1995). Aun para áreas espaciales muestreadas y probar hipótesis científicamente validas, los parámetros de la diversidad pueden resultar en conclusiones erróneas (Magurran, 1988).

En este estudio la efectividad de los tipos de muestreo probados para la estimación de los índices se mostraron de la siguiente manera. Para el índice de Margalef el sistema de muestreo por cuadrantes mostró una mayor eficiencia en superficies menores de 200m^2 en tanto que en

superficies mayores el sistema de muestreo por transectos requirió de un menor número de sitios. Para el índice de Menhinick el sistema de cuadrantes con dimensiones menores que 180m^2 son los mas eficientes en sitios mayores de 180m^2 , los transectos requieren de menor número de sitios para estimar adecuadamente este índice de diversidad. Para el índice de Shannon el número de sitios necesarios es menor en transectos en todas las dimensiones probadas. Para el índice de Simpson el sistema de muestreo por transectos con dimensiones menores que 130m^2 se muestran mas eficientes mientras que para sitios con una superficie mayor que 130m^2 , los cuadrantes requieren de menor numero de sitios para estimar este índice.

Cada uno de estos índices intenta caracterizar la diversidad de una muestra o comunidad por un número singular (Magurran, 1988). Sin embargo en algunos resultados como en el índice de Shannon, Taylor (1978) señala que este índice se calcula para un cierto numero de muestras los índices por si solos se distribuyen normalmente lo que no es acorde a los resultados obtenidos para parcelas con dimensiones mayores que 25 m^2 en el Matorral Espinoso Tamaulipeco donde estos no se distribuyen normalmente.

El número de sitios necesarios para describir la diversidad de la comunidad arbustiva del Matorral Espinoso Tamaulipeco es variable de acuerdo con el índice de diversidad utilizado. Por ejemplo, el índice de diversidad de Shannon requiere de un número menor de sitios (8 para cuadrantes con 25 m^2 y 1 para cuadrantes con 225 m^2), mientras que el índice de diversidad de Simpson requiere del mayor número de cuadrantes (49) con parcelas de dimensiones de 25 m^2 y el de Margalef requiere de 5 para cuadrantes de 225 m^2 (Figura 14).

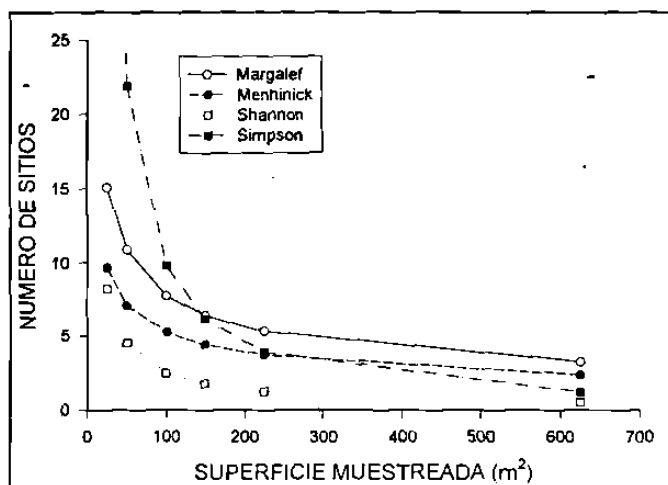


Figura 14. Relación entre la superficie a muestrear en parcelas y el número de sitios de los cuatro diferentes índices de diversidad probados en una Área Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

Para transectos, el índice de Shannon requiere también del menor número de sitios a muestrear con 7 transectos de 25 m², mientras que el índice de Simpson necesita 29 cuadrantes. Para transectos con dimensiones de 250 m², los índices de Shannon y Simpson requieren de 1 y 4 transectos, respectivamente (Figura 15).

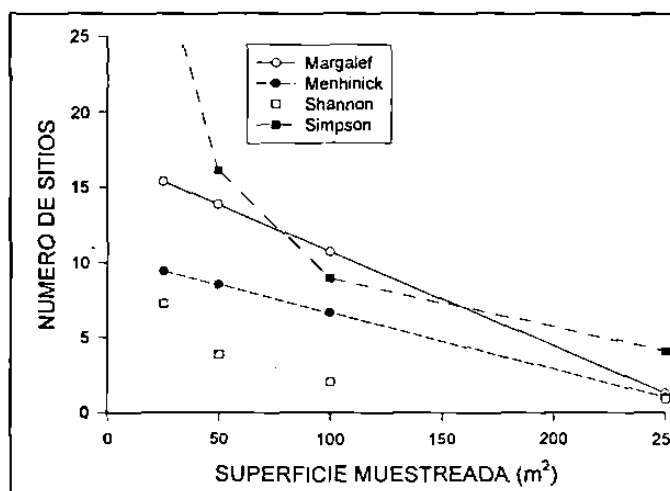


Figura 15. Relación entre la superficie a muestrear en transectos y el número de sitios de los cuatro diferentes índices de diversidad probados en una Área Experimental de una comunidad de Matorral Espinoso Tamaulipeco del nordeste de México.

El menor número de sitios conforme aumenta la dimensión de las parcelas o transectos es el resultado de la disminución de la varianza, observación reportada en varios trabajos de investigación (Estrada et. al., 1999; Brumer et. al., 1994).

5. CONCLUSIONES

En general se puede concluir que el sistema de muestreo por cuadrantes es más eficiente en sitios menores 25m^2 para estimar biomasa en una fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco. El número de sitios necesarios para describir la diversidad de la comunidad arbustiva del Matorral Espinoso Tamaulipeco es variable de acuerdo con el índice de diversidad utilizado. Por ejemplo, el *índice de diversidad de Shannon requiere de un número menor de sitios* mientras que el índice de diversidad de Simpson requiere del mayor número de parcelas. Los sistemas de muestreo que demostraron ser los mejores para ambos índices fueron los transectos. En la estimación de los índices Margalef y Menhinick se observó que los sistemas de muestreo de cuadrantes en sitios menores de 200m^2 son los más eficientes.

6. LITERATURA CITADA

Alanis, F. G., Cano, C. G. y Rovalo, M. M., 1996. Vegetación y Flora de Nuevo León.

Monterrey N. L. México.

Blokhuis, J. A., Dillenbeck., M., Sayer, J.A. y Wegge, P., 1995. Conservación de la diversidad biológica en los bosques tropicales bajo régimen de ordenación. Actas de seminario de la UICN. Reino Unido.

Bonham, C.D. 1937. Measurements for terrestrial vegetation. Profesor of quantitative Ecology Colorado State University Fort Collins, Colorado. Pp.125-201.

Brower E. J., 1990. Field and Laboratory for Method General ecology. Third edition. WM. USA.

Clifford, H.T. and Stephenson, W. , 1975. An introduction to numerica clasification, Academic Press, London.

Cooper, C. F., 1957. An evaluation of variable plot sampling in shrub and herbaceous vegetation. Boise, Idaho. Pp.566-569.

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.

Diamond, D.D., Riskind, D.H. y Orzell, S.L., 1987. A framework for plants community classification and conservation in Texas. Texas journal of science 39, Pp. 203-221.

Edwards, P.J., May R.M., Webb, N.R. 1993. Large-Scale Ecology and Conservation Biology. Great Britain. Pp. 191-192.

Estrada, M. C., Návar, C.J.J. y Contreras, A.J.C. 1999. Agrocienza. Eficiencia de diseños de muestreo para evaluar la desidad de la repoblación natural en bosques de coníferas. Pp.285-292.

Foroughbakhch R., y Fierro L.C., 1989. Nutrición de caprinos en el matorral tamaulipeco del este de Nuevo León. Reporte Científico N° 13. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. Linares, N.L., México. Pp. 5.

Foroughbakhch, R., D. Heiseke., 1990. Manejo silvícola del matorral: raleo, enriquecimiento y regeneración controlada. Reporte científico Número 19. Facultad de Ciencias Forestales UANL, Linares, N. L., México, Pp.28.

Franco J.L., De la cruz A.G., Cruz G.A., Rocha R.A., Navarrete S.N., Flores M.G., Kato M., Sánchez C.S., Abarca A.L., Bedia S.C., 1989. Manual de Ecología. Editorial Trillas. México. Pp. 93-96.

García E., 1981. Modificación al Sistema de Clasificación Climática de Köepen, para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. UNAM. México. Pp.252

Ghosh, S. y Innes, J. L., 1995. Comparing sampling strategies in forest monitoring programs. Switzerland. Pp.231-238.

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

- González S. D., 1993. Productividad del matorral mediano subinerme bajo distintos tratamientos silvícolas. Tesis profesional. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L., México. Pp.52.
- Heiseke D., y Foroughbakhch R., 1985. El matorral como recurso forestal. Reporte científico N0.1. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. Linares, N.L., México.
- Heiseke, D., 1984. Regeneración por rebrotes en dos tipos de matorral subinerme de la región de Linares, N.L., Facultad de silvicultura y Manejo de Recursos Renovables, UANL, México, Pp.17
- Huss, D.L., Aguirre, L.E., 1975. Fundamento de Manejo de pastizales. Zootecnia , División de Ciencias Agropecuarias y Marítimas, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Monterrey N.L. México. Pp. 74-80.
- Jongman, H.R., Braak, T.C.J.F. y Tongeren, V.O., 1987. Data analisis in community and landscape ecology. Netherlands. Pp.15.
- Jurado, E. y Reid N., 1989. Influencia de factores edáficos y perturbación sobre el matorral espinoso tamaulipeco en Linares, Nuevo León. Reporte Científico N° 10. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. Linares, N.L., México.
- Krebs, C.J., 1985. Ecology: The experimental Analysis of distribution and abundance. Harper and Row, New York.

Kerr, G. B., McNickle, D. y Woollons, R., 1996. Accuracy of the line intersect method of post-logging sampling under orientation bias. New Zealand. Pp.23-28.

Magnussen, S. y Boyle, T.J.B., 1995. Estimating sample size for inference about the Shannon-Weaver and the Simpson indices of species diversity. Canada. Pp.71-84.

Magurran, A.E., 1988. Diversidad Ecológica y su Medición, Traducción Antonia M. Cirer, Barcelona, España..

MacArthur, R.H., 1957. On the relative abundance of bird species. Proc. Nat. Acad. Sci., USA.

Nájera, J.A. y Nívar J., 1999. Ecuaciones para estimar biomasa, volumen, y crecimiento de biomasa y captura de carbono en diez especies típicas del Matorral Espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México. Tesis profesional de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L., México.

Nívar J., 1986. Aspectos hidrológicos importantes del terreno universitario de Linares, N.L. Trabajo de Investigación, Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N.L., México.

Návar, J., Cavazos, T., and Domínguez, P.A., 1994. Los balances Hidrologicos mensuales con tres probabilidades de precipitación en el estado de Nuevo Leon. Actas de la facultad de ciencias de la tierra. De. C. Pola, J. A. Ramirez F., M.M.

Pielou, C.E., 1924. The Interpretation of Ecological Data. a primer on classification and Ordination. University of Lethbridge. Pp.7-9

Rodríguez, R.G.A., 1994. Análisis de la fitodiversidad (sinusias: arbórea y arbustiva) de dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, N.L., México. Tesis Profesional. F.C.B., U.A.N.L. San Nicolás de los Garza N.L.

Rzedowski, J., 1978. Vegetación de México, Ed. Limusa, Méx..

Satylinsky, C. D. y Allen, E. B., 1999. Lack of native species recovery following severe exotic disturbance in southern California shrublands. University of California, Riverside, Ca. Pp.544-554.

Sariñana, F.R., 1999. Análisis de la fitodiversidad del estrato fisonómicamente dominante en 15 tipos de vegetación en Nuevo León, México. Tesis de maestría. F.C.F., U.A.N.L. Linares, Nuevo León, México.

Villalón, M.H., Carrilo, P.A. y Soto, R.J.M., 1991. Comparación de dos Longitudes de Líneas Muestrales para estimar cobertura en el Matorral Tamaulipeco mediante el Método de Puntos Modificado. Facultad de Ciencias Forestales. Pp.1-19.

Villegas, G. 1972. Tipos de vegetación de los municipios de Linares y Hualahuis, N. L.

Tesis Lic. Escuela de Agricultura. Universidad de Guadalajara México, Pp.96.

CAPÍTULO VI

CONCLUSIONES GENERALES

Las observaciones aquí planteadas indican que la comunidad vegetal observada se encuentra en una etapa sucesional muy activa donde dominan pocas especies en el paisaje (*Acacia rigidula* y *Pithecellobium pallens*). Por esta razón los modelos de diversidad abundancia normal logarítmico truncado y logarítmico se ajustaron adecuadamente a todas las superficies muestreadas. Consecuentemente la competencia intraespecífica e interespecífica entre las especies dominantes es muy activa también.

El número de sitios necesarios para describir la diversidad de la comunidad arbustiva del Matorral Espinoso Tamaulipeco es variable de acuerdo con el índice de diversidad utilizado. Por ejemplo, el índice de diversidad de Shannon requiere de un número menor de sitios, mientras que el índice de diversidad de Simpson requiere del mayor número de parcelas, siendo los transectos el sistemas de muestreo mas eficiente en estos dos índices.

En la estimación de los índices Margalef y Menhinick se observó que los sistemas de muestreo de cuadrantes en sitios menores de 200m² son los mas eficientes.

Para la biomasa total el sistema de muestreo por cuadrantes fue el más eficiente en sitios menores 25m² en la fracción del Matorral Espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México.

CAPÍTULO VII

LITERATURA CITADA

Alanis, F. G., Cano, C. G. y Rovalo, M. M., 1996. Vegetación y Flora de Nuevo León.
Monterrey N. L. México.

Blokhus, J. A., Dillenbeck., M., Sayer, J.A. y Wegge, P., 1995. Conservación de la diversidad biológica en los bosques tropicales bajo régimen de ordenación. Actas de seminario de la UICN. Reino Unido.

Bonham, C.D.1937,. Measurements for terrestrial vegetation. *Professor of quantitative Ecology*
Colorado State University Fort Collins, Colorado. Pp.125-201.

Brower E. J., 1990. Field and Laboratory for Method General ecology. Third edition.
WM. USA.

Carrillo P. A. 1991. Efectos de algunos tratamientos silvícolas y de factores abióticos sobre la regeneración y manejo del matorral. Tesis profesional. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L., México.

- Foroughbakhch R., y Fierro L.C., 1989. Nutrición de caprinos en el matorral tamaulipeco del este de Nuevo León. Reporte Científico N° 13. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. Linares, N.L., México. Pp. 5.
- Foroughbakhch, R., D. Heiseke., 1990. Manejo silvícola del matorral: raleo, enriquecimiento y regeneración controlada. Reporte científico Número 19. Facultad de Ciencias Forestales UANL, Linares, N. L., México, Pp.28.
- Franco J.L., De la cruz A.G., Cruz G.A., Rocha R.A., Navarrete S.N., Flores M.G., Kato M., Sánchez C.S., Abarca A.L., Bedia S.C., 1989. Manual de Ecología. Editorial Trillas. México. Pp. 93-96.
- García E., 1981. Modificación al Sistema de Clasificación Climática de Köepen, para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana. UNAM. México. Pp.252
- Ghosh, S. y Innes, J. L., 1995. Comparing sampling strategies in forest monitoring programs. Switzerland. Pp.231-238.
- González E.M., 1996. Análisis de la vegetación secundaria de Linares N.L., México. Tesis profesional de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L., México.

- Clifford, H.T. and Stephenson, W. , 1975. An introduction to numerica clasification, Academic Press, London.
- Cooper, C. F., 1957. An evaluation of variable plot sampling in shrub and herbaceous vegetation. Boise, Idaho. Pp.566-569.
- 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.
- Diamond, D.D., Riskind, D.H. y Orzell, S.L., 1987. A framework for plants community classification and conservation in Texas. Texas journal of science 39, Pp. 203-221.
- Edwards, P.J., May R.M., Webb, N.R. 1993. Large-Scale Ecolgy and Conservation Biology. Great Britain. Pp. 191-192.
- Estrada, M. C.; Návar, C.J.J. y Contreras, A.J.C.1999. Agrociencia. Eficiencia de diseños de muestreo para evaluar la densidad de la repoblación natural en bosques de coníferas.Pp.285-292.
- Fisher, R.A., Corbet, A.S. and Williams, C.B., 1943. The relation between the numbers of species and the numbers of individuals in a random sample of an animal population. J. Anim. Ecol., Pp.42-58.

- González S. D., 1993. Productividad del matorral mediano subinorme bajo distintos tratamientos silvícolas. Tesis profesional. Facultad - de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L., México. Pp.52.
- Heiseke D., y Foroughbakhch R., 1985. Reporte científico N0.1. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. Linares, N.L., México.
- Heiseke, D., 1984. Regeneración por rebrotes en dos tipos de matorral subinorme de la región de Linares, N.L., Facultad de silvicultura y Manejo de Recursos Renovables, UANL, México, Pp.17
- Huss, D.L., Aguirre, L.E., 1975. Fundamento de Manejo de pastizales. Zootecnia , División de Ciencias Agropecuarias y Marítimas, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Monterrey N.L. México. Pp. 74-80.
- IPCC., 1995: Climate Change 1995. The Science of Climate Change. J.T. Hughton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg and K. Maskell (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK. Pp. 572.
- Jongman, H.R., Braak, T.C.J.F. y Tongeren, V.O., 1987. Data análisis in community and landscape ecology. Netherlands. Pp.15.
- Jurado, E. y Reid N., 1989. Reporte Científico N° 10. Facultad de Ciencias Forestales. U.A.N.L. Linares, N.L., México.

Kerr, G. B., McNickle, D. y Woollons, R., 1996. Accuracy of the line intersect method of post-logging sampling under orientation bias. New Zealand. Pp.23-28.

Krebs, C.J., 1985. Ecology: The experimental Analysis of distribution and abundance. Harper and Row, New York.

MacArthur, R.H., 1957. On the relative abundance of bird species. Proc. Nat. Acad. Sci., USA, 43, Pp. 293-5.

Magnussen, S. y Boyle, T.J.B., 1995. Estimating sample size for inference about the Shannon-Weaver and the Simpson indices of species diversity. Canada. Pp.71-84.

Magurran, A.E., 1988. Diversidad Ecológica y su Medición, Traducción Antonia M. Cirer, Barcelona, España..

Motomura, I., 1932. A statistical treatment of associations. Japan, J. zool., 44, Pp. 379-83.

Müeller – Dombois y Ellenberg, 1974. Aims and Methods of vegetation ecology. John Wiley and Sons, Nueva York, USA.

Nájera, J.A. y Nívar J., 1999. Ecuaciones para estimar biomasa, volumen, y crecimiento de biomasa y captura de carbono en diez especies típicas del Matorral Espinoso Tamaulipeco del Nordeste de México. Tesis profesional de Maestría. Facultad de Ciencias Forestales, U.A.N.L. Linares, N.L., México.

- Návar J., 1986. Aspectos hidrológicos importantes del terreno universitario de Linares, N. L. Trabajo de Investigación, Facultad de Ciencias Forestales, UANL, Linares, N.L., México.
- Návar, J., Cavazos, T., and Domínguez, P.A., 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. De. C. Pola, J. A. Ramírez F., M.M.
- Pielou, C.E., 1984. The Interpretation of Ecological Data. a primer on classification and Ordination. University of Lethbridge. Pp.7-9
- Preston, F.W., 1948. The commonness, and rarity, of species. Ecology. 29. Pp. 254-83.
- Rodríguez, R.G.A., 1994. Análisis de la fitodiversidad (sinusias: arbórea y arbustiva) de dos comunidades de matorral espinoso tamaulipeco en Linares, N.L., México. Tesis profesional. F.C.B., U.A.N.L. San Nicolás de los Garza N.L.
- Rzedowski, J., 1978. Vegetación de México, Ed. Limusa, Méx..
- Sariñana, F.R., 1999. Análisis de la fitodiversidad del estrato fisonómicamente dominante en 15 tipos de vegetación en Nuevo León, México. Tesis de maestría. F.C.F., U.A.N.L. Linares, Nuevo León, México.

Satylnsky, C. D. y Allen, E. B., 1999. Lack of native species recovery following severe exotic disturbance in southern California shrublands. University of California, Riverside, Ca. Pp. 544-554.

Simpson, E.H., 1949. Measurement of diversity. Nature, 163, Pp.688.

Taylor, L.R., 1978. Bates, Williams, Hutchinson - a variety of diversities. In diversity of insect fauna: 9th Symposium of the royal entomological society. Blackwell, Oxford. Pp. 1-18.

Villalón, M.H., Carrillo, P.A. y Soto, R.J.M.1991. Comparación de dos Longitudes de Lineas Muestreos para estimar cobertura en el Matorral Tamaulipeco mediante el Método de Puntos Modificado. Facultad de Ciencias Forestales. Pp.1-19.

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

Whittaker, R.H., 1977. Evolution of species diversity in land communities. In evolutionary Biology, Vol 10. Plenum, New York. USA. Pp. 1-67.

